UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

CAROLINE PICHARILLO

Identificação de áreas prioritárias para a implantação de esquemas de pagamento
por serviços ambientais com vistas à conservação da biodiversidade

SÃO CARLOS
2018

CAROLINE PICHARILLO

Identificação de áreas prioritárias para a implantação de esquemas de pagamento
por serviços ambientais com vistas à conservação da biodiversidade

Versão Corrigida

(Versão original encontra-se na unidade que aloja o Programa de Pós-Graduação)

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências.

Área de concentração: Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri

SÃO CARLOS
2018

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.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

P592i Picharillo, Caroline
Identificação de áreas prioritárias para a
implantação de esquemas de pagamento por serviços
ambientais com vistas à conservação da biodiversidade /
Caroline Picharillo; orientador Victor Eduardo Lima
Ranieri. São Carlos, 2018.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Ciências da Engenharia
Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, 2018.

1. política ambiental. 2. instrumentos econômicos.
3. pagamento por serviços ambientais. 4.
biodiversidade. 5. áreas prioritárias. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **CAROLINE PICHARILLO**

Título da dissertação: "Identificação de áreas prioritárias para a implantação de esquemas de pagamento por serviços ambientais com vistas à conservação da biodiversidade"

Data da defesa: 06/02/2018

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Associado **Víctor Eduardo Lima Ranieri (Orientador)**

APROVADA

(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Dr^a. **Angela Pellin**

APROVADA

(Instituto de Pesquisas Ecológicas/IPÊ)

Dr. **Eduardo Humberto Ditt**

APROVADA

(Instituto de Pesquisas Ecológicas/IPÊ)

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

AGRADECIMENTOS

A minha família que sempre apoiou minhas escolhas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida.

Ao meu orientador Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri pela orientação, paciência, amizade e confiança.

Ao Arthur, Eleri, Érica, Karina, Ligia, Lucas, Mariana, Maridélia, Marcio e Taísa pelos conselhos, ajudas e amizade sempre!

À Dr^a Cintia Camila Silva Angelieri por gentilmente disponibilizar um arquivo de sua tese de doutorado para a execução do meu trabalho.

Aos professores Dr. Luiz Eduardo Moschini, Dr. Eduardo Humberto Ditt e Dr^a Angela Pellin pelas contribuições e sugestões à minha pesquisa.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental (PPG-SEA), ao Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA) e à Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP) pelo suporte e infraestrutura fornecidos, fundamentais para o desenvolvimento dessa pesquisa.

RESUMO

PICHARILLO, C. **Identificação de áreas prioritárias para a implantação de esquemas de pagamento por serviços ambientais com vistas à conservação da biodiversidade.** 2018. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) tem despertado o interesse dos proprietários rurais e dos tomadores de decisão por ser considerado um instrumento de transformação dos serviços ambientais sem valor de mercado em verdadeiros incentivos econômicos para os atores que os detêm. Dentre os mercados de PSA existentes (i.e. água, carbono, beleza cênica e biodiversidade), os de biodiversidade são os que mais encontram dificuldades em se desenvolver, principalmente, devido a pouca disposição a pagar pela promoção de serviços não exclusivos e não rivais. Dessa forma, para obter o maior custo efetivo de mercado e otimizar a proteção da diversidade biológica, a presente pesquisa teve como objetivo geral propor uma estrutura de identificação de áreas prioritárias para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade. Para tanto, a metodologia foi dividida em duas etapas de execução. A primeira etapa correspondeu à seleção dos elementos indicados pela literatura científica para priorizar áreas ao PSA-biodiversidade. Estes foram divididos em dois grupos: “Grupo I - elementos biológicos e físicos” e “Grupo II - elementos socioeconômicos e de governança”. A segunda etapa, por sua vez, correspondeu à aplicação dos elementos obtidos na primeira etapa no contexto do estado de São Paulo - Brasil, tendo como unidade de planejamento os municípios paulistas. Neste momento, utilizou-se como auxílio a tomada de decisão ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Foram obtidos três rankings dos municípios prioritários para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade: (i) ranking considerando somente os elementos do Grupo I; (ii) somente os elementos do Grupo II; e (iii) os elementos do Grupo I e II. Os resultados mostraram que ao considerar apenas os elementos do Grupo I, os esquemas são direcionados para áreas extremamente importantes para a conservação da biodiversidade, mas que, em sua maioria, apresentam baixa adicionalidade. Por outro lado, ao considerar apenas os elementos do Grupo II, os esquemas são direcionados para áreas com intensas atividades agropecuárias, onde os custos de oportunidade da terra são mais altos. Não obstante, ao considerar tanto os elementos do Grupo I quanto os elementos do Grupo II, o instrumento tem potencial de atingir seus múltiplos objetivos, tais como conservação da biodiversidade, menor custo, menor risco de insucesso, maior aceitação pública, redução das desigualdades sociais, entre outros. As informações geradas nesta pesquisa poderão contribuir com o auxílio ao desenvolvimento de uma política pública ainda incipiente, e otimizar a conservação da biodiversidade em terras privadas.

Palavras-chave: Política Ambiental. Instrumentos Econômicos. Pagamento por Serviços Ambientais. Biodiversidade. Áreas Prioritárias.

ABSTRACT

PICHARILLO, C. **Identification of priority areas for implementing payment for environmental services schemes relating to the biodiversity conservation.** 2018. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

Payment for Environmental Services (PES) has been aroused the interest of landowners and decision makers as a tool of transformation of environmental services without market value into real financial incentives for them. Among the existing PES markets (i.e. watershed protection, carbon storage, landscape beauty and biodiversity), the biodiversity market is harder to develop, mainly, due to the little willingness to pay for the promotion of non-exclusive and non-competing services. In this way, in order to obtain the most effective market cost and maximize the biodiversity protection, this work had as objective to propose a structure to identify priority areas for the implementation of PSE-biodiversity. For this purpose, the methodology was divided into two stages. The first stage corresponded to the selection of the elements indicated by the scientific literature to prioritize areas for PSE-biodiversity. These elements were split into two groups: “Group I – biological and physical elements” and “Group II – socioeconomics and governance elements”. The second stage corresponded to the application of these elements in the context of São Paulo State - Brazil, using the municipalities of São Paulo State as a planning unit. In this point, Geographic Information System (GIS) tools were used as an aid to decision making. Three rankings of priorities municipalities were developed: (i) ranking considering just the elements of Group I; (ii) ranking considering just the elements of Group II; and (iii) ranking considering both the elements of Group I and Group II. The results showed that considering just the elements of Group I, the schemes are targeted to extremely important areas for biodiversity conservation, but with low additionality. On the other hand, considering just the elements of Group II, the schemes area targeted to intensive agribusiness areas, where the opportunities costs of land are higher. Notwithstanding, considering both the elements of Group I and Group II, the tool has the potential to achieve multiple objectives, such as biodiversity conservation, lower opportunities costs, lower failure risks, public approval, poverty alleviation, among others. The information obtained in this work may contribute to the development of a still incipient public policy and maximize the protection of biodiversity in private lands.

Keywords: Environmental Policies. Economics Instruments. Payment for environmental services. Biodiversity. Priorities Areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Procedimentos para a execução da RBS.....	36
Figura 2 - Resultado da triagem dos trabalhos relevantes	44
Figura 3 - Número de vezes que os elementos do Grupo I e do Grupo II foram indicados ao processo de priorização de áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade.....	56
Figura 4 - Número de elementos extraídos por trabalho relevante	57
Figura 5 - Procedimentos adotados na identificação dos municípios do estado de São Paulo prioritários á implantação de esquemas de PSA-biodiversidade.....	86
Figura 6 - Divisão territorial do estado de São Paulo em 15 Polos Regionais de Pesquisa	106
Figura 7 - Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I.....	107
Figura 8 - Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo II.....	111
Figura 9 - Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I e do Grupo II	117

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Termos utilizados na busca por trabalhos relevantes, inseridos nas plataformas científicas <i>Sci Verse Scopus</i> e <i>Thomson Reuters Web of Science</i>	39
Quadro 2 - Questões de elegibilidade utilizadas na triagem dos trabalhos relevantes.....	41
Quadro 3 - Trabalhos selecionados como relevantes para a pesquisa.....	45
Quadro 4 - Elementos extraídos e de priorização referentes ao Grupo I	48
Quadro 5 - Elementos extraídos e de priorização referentes ao Grupo II	52
Quadro 6 - Ranqueamento original e equiparação dos valores dos rankings.....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação ao elemento “Capacidade política e institucional”	102
Tabela 2 - Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação ao elemento “manejo e ações de conservação”	104
Tabela 3 - Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I	108
Tabela 4 - Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo II.....	112
Tabela 5 - Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I e do Grupo II..	118

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

A21	Agenda 21 local
AD	Adicionalidade
APA	Área de Proteção Ambiental
APTA	Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios
ASMF	Áreas de Soltura e Monitoramento de Fauna Silvestre
BCD	Base cartográfica digitalizada
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CDB	Convenção sobre a Diversidade Biológica
CEE	Collaboration for Environmental Evidence
CMGP	Carnívoros de médio e grande porte
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Custo de oportunidade da terra
COT-E	Custo de Oportunidade da Terra baseado em modelo econométrico
COT-L	Custo de Oportunidade da Terra baseado no lucro
COT-P	Custo de Oportunidade da Terra baseado no Preço
CPMA	Consórcio público na área de meio ambiente
CPMVA	Certificação do Programa Município VerdaAzul
CPI	Capacidade política e institucional
CRP	Conservation Reserve Program
DADU	Distância de áreas densamente urbanizadas
EA	Espécies ameaçadas
ESRI	Environmental Systems Research Institute
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FJP	Fundação João Pinheiro
GEMA	Grupo de Economia de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
GNV	Grau de naturalidade da vegetação
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Incremento da conectividade
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ID	Identificador
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IEA	Instituto de Economia Agrícola
IE	Instituto de Economia
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LA	Licenciamento ambiental
LEIA	Legislação sobre estudo de impacto ambiental
LUC	Legislação sobre unidades de conservação
LZA	Legislação sobre zoneamento ambiental
MAC	Manejo e ações de conservação
MDEs	Modelos de Distribuição de Espécies
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MUNIC	Pesquisa de informações Básicas Municipais

NUA	Não utilização de agrotóxicos
ONGs	Organizações não governamentais
OS	Organizações sociais
PCE	Proteção e/ou conservação de encostas
PDS	Pousio ou descanso dos solos
PEMC	Política Estadual de Mudanças Climáticas
PMDBBS	Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por
Satélite	
PMVA	Programa Município VerdeAzul
PN	Plantio em nível
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PO	Pobreza
PRPs	Polos regionais de pesquisa
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
PUC	Proximidade com unidades de conservação
QUE	Queimadas
RBS	Revisão Bibliográfica Sistemática
RC	Rotação de culturas
REDD	Redução de Emissões Provenientes de Desmatamento e Degradação Florestal
RL	Reserva Legal
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SISGEMA	Sistema de Informações Geográficas, Econômicas e Meio Ambiente
TERR	Terraceamento
UCPI	Unidade de Conservação de Proteção Integral
UCUS	Unidade de Conservação de Uso Sustentável
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
ULRP	Uso de lavouras para reforma e/ou renovação e/ou recuperação de pastagens
VTN	Valor da Terra Nua

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	21
2 OBJETIVOS	24
2.1 Objetivo geral.....	24
2.2 Objetivos específicos	24
3 REVISÃO DA LITERATURA	25
3.1 A importância e os instrumentos de conservação da biodiversidade.....	25
3.2 A biodiversidade e os serviços ecossistêmicos	28
3.3 Pagamento por Serviços Ambientais (PSA): principais características	30
3.4 Áreas prioritárias para a implantação de esquemas de PSA.....	32
4 ETAPA I: SELEÇÃO DOS ELEMENTOS INDICADOS PELA LITERATURA CIENTÍFICA PARA PRIORIZAR ÁREAS À IMPLANTAÇÃO DE ESQUEMAS DE PSA-BIODIVERSIDADE	35
4.1 Materiais e Métodos: Etapa I	35
4.2 Resultados e Discussão: Etapa I	44
4.2.1 Grupo I - Elementos biológicos e físicos.....	57
4.2.2 Grupo II - Elementos socioeconômicos e de governança.....	70
5 ETAPA II: IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A IMPLANTAÇÃO DE ESQUEMAS DE PSA-BIODIVERSIDADE.....	84
5.1 Materiais e Métodos: Etapa II.....	84
5.1.1 Coleta dos dados	86
5.1.2 Definição da ordem de prioridade	87
5.1.2.1 Elementos do Grupo I.....	87
5.1.2.2 Elementos do Grupo II.....	95
5.1.3 Ranqueamento.....	104
5.2 Resultados e Discussão: Etapa II.....	106
5.2.1 Municípios prioritários em relação aos elementos do Grupo I.....	107
5.2.2 Municípios prioritários em relação aos elementos do Grupo II	111
5.2.3 Municípios prioritários em relação aos elementos do Grupo I e do Grupo II.....	116
5.2.4 Discussão geral.....	121
6 CONCLUSÕES.....	124
7 RECOMENDAÇÕES.....	126
REFERÊNCIA.....	127

APÊNDICE A – Mapas dos rankings dos municípios do estado de São Paulo referentes a cada um dos elementos do Grupo I e do Grupo II	136
APÊNDICE B - Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade.....	142

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O bem-estar humano e o sistema econômico são fortemente dependentes do capital natural (i.e. água, ar, solo, fauna e flora) e dos serviços resultantes do funcionamento dos ecossistemas (COSTANZA et al., 1997). No relatório internacional *Millennium Ecosystem Assessment*, serviços ecossistêmicos são definidos como os benefícios que a sociedade humana adquire através dos ecossistemas, tais como fertilidade do solo, produção de oxigênio, água potável, madeira, combustíveis, manutenção da qualidade do ar, polinização, controle de enchentes e erosão, entre outros (MEA, 2005).

Cabe ressaltar as diferenças entre as terminologias “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais”, antes de prosseguir com as discussões. Frequentemente os “serviços ambientais” são utilizados como sinônimos de “serviços ecossistêmicos” (MURADIAN et al., 2010), porém estes diferem dos serviços ecossistêmicos por serem gerados através das ações antrópicas, ou seja, correspondem aos benefícios advindos da gestão e manejo sustentável dos sistemas naturais (MURANDIAN et al., 2010; WUNDER, 2015). Dessa forma, é adotada a terminologia “serviços ambientais” quando se tratar dos serviços advindos da gestão e manutenção dos sistemas naturais, e a terminologia “serviços ecossistêmicos” quando se tratar dos serviços gerados a partir dos processos ecológicos e da funcionalidade dos ecossistemas.

Segundo a abordagem dominante da economia neoclássica, quando os benefícios dos serviços ecossistêmicos são direcionados a interesses particulares, os mercados privados conduzem relativamente bem à provisão dos mesmos; entretanto, quando os benefícios envolvem interesses públicos, tais como a purificação da água e a estabilidade climática, os mercados tornam-se desalinhados (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008). Desse modo, e a fim de corrigir essa falha de mercado, governos podem “intervir” e agir em nome dos bens públicos com o objetivo de preservar os serviços ecossistêmicos em terras privadas (KINZIG et al., 2011).

Muitas intervenções governamentais referentes ao controle das externalidades têm assumido a forma das regulamentações de comando-e-controle (e.g. prescrição e sanções financeiras). Em contrapartida, políticas baseadas em incentivos (e.g. redução de impostos, subsídios e pagamentos) têm por objetivo internalizar as externalidades (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008); e, embora sejam menos atrativas para os governos do que os instrumentos de comando-e-controle, uma vez que impactam os orçamentos governamentais, são mais populares entre os proprietários de terra (SALZMAN, 2005).

É neste contexto que o instrumento de incentivo econômico *Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)* surge como uma alternativa para minimizar ou eliminar o risco da perda dos serviços ecossistêmicos em terras privadas (KINZIG et al., 2011). Pagamentos por serviços ambientais podem ser definidos como uma “transação voluntária entre os usuários e os fornecedores dos serviços, de modo que os fornecedores estejam condicionados às regras de gestão e manejo dos recursos naturais dentro e fora das áreas de provisão dos serviços” (WUNDER, 2015, tradução nossa).

Dentre os mercados de PSA existentes (i.e. água, carbono, beleza cênica e biodiversidade), os de biodiversidade são os que mais encontram dificuldades em se desenvolver (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Tais dificuldades devem-se, principalmente, a pouca disposição a pagar pela promoção de benefícios com características acentuadas de não exclusibilidade e de não rivalidade (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; HANLEY et al., 2012). Serviços ecossistêmicos promovem benefícios “não rivais” quando o uso do serviço por um beneficiário não diminui a utilização do mesmo serviço por outro beneficiário, enquanto que a “não exclusibilidade” significa que um beneficiário do serviço não pode impedir a utilização do mesmo serviço por outro beneficiário (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Não obstante, esquemas de PSA destinados à conservação da biodiversidade geralmente possuem um custo-efetivo maior quando comparados a outras políticas de conservação (e.g. áreas protegidas), visto que os tomadores de decisão devem obter mais resultados de conservação por unidade monetária gasta (WENDLAND et al., 2010). Além disso, esquemas de PSA atuando conjuntamente aos instrumentos regulatórios de comando e controle podem facilitar o cumprimento destes, tornando-se mais efetivos para a conservação da biodiversidade do que a atuação exclusiva dos instrumentos regulatórios (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; HEIN; MILLER; DE GROOT, 2013).

É importante destacar ainda que o baixo embasamento científico, a falta de dados e de informações confiáveis, assim como a baixa capacidade de monitorar e avaliar a efetividade dos esquemas de PSA, aliados aos orçamentos limitados, têm ocasionado um descompasso entre *design* ótimo e viabilidade dos mesmos como ferramentas efetivas para a conservação (NAEEM et al., 2015), fazendo com que os poucos recursos sejam destinados para áreas não necessitadas e com baixa capacidade de proteção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (HEIN; MILLER; DE GROOT, 2013).

Dessa forma, para obter o maior custo efetivo de mercado e otimizar a proteção da diversidade biológica, há a necessidade de uma estrutura de priorização de áreas estratégicas

para a implementação de esquemas de PSA, de modo a direcionar à distribuição adequada dos geralmente escassos recursos financeiros destinados para este fim (CULLEN, 2013; HEIN; MILLER; DE GROOT, 2013; WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

Diante do quadro atual de degradação da biodiversidade em âmbito global (BUTCHART et al., 2010), e das tentativas de reverter tal situação, principalmente com o desenvolvimento de um planejamento de conservação efetivo (MARGULES; PRESSEY, 2000), a presente pesquisa de mestrado se justifica no auxílio ao desenvolvimento de uma política pública ainda incipiente, a qual poderá contribuir com a otimização das ações destinadas à conservação da diversidade biológica e dos serviços decorrentes da mesma, em terras privadas. Os esquemas de PSA têm atraído à atenção de governos e sociedade civil, e podem atuar conjuntamente a outros instrumentos de proteção da biodiversidade, alcançando áreas potencialmente prioritárias à conservação, mas que, de outra forma, não são incluídas no planejamento da conservação.

A presente dissertação de mestrado é estruturada da seguinte forma: inicialmente, são apresentados os objetivos gerais e específicos e a revisão da literatura. Posteriormente, os materiais e métodos, e os resultados e discussões, são divididos em duas etapas. A primeira etapa (Etapa I) refere-se ao processo de seleção dos elementos indicados pela literatura científica para priorizar áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade. A segunda etapa (Etapa II), por sua vez, refere-se à aplicação dos elementos obtidos na Etapa I no contexto do estado de São Paulo (estudo de caso). Por fim, são apresentadas as conclusões e recomendações para o desenvolvimento de projetos futuros, as referências bibliográficas consultadas e os apêndices.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Propor uma estrutura de identificação de áreas prioritárias para a implantação de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) com vistas à conservação da biodiversidade.

2.2 Objetivos específicos

a) Identificar na literatura especializada os elementos relevantes para a determinação de áreas prioritárias ao PSA-biodiversidade;

b) Desenvolver uma sequência de procedimentos lógicos concatenados em ambiente SIG para determinar as áreas prioritárias para o PSA-biodiversidade;

c) Indicar as áreas prioritárias ao recebimento do PSA-biodiversidade com base nos procedimentos estabelecidos no objetivo específico “b” e tendo como estudo de caso o Estado de São Paulo, Brasil.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 A importância e os instrumentos de conservação da biodiversidade

A distribuição das espécies que existem hoje é um produto de mais de 3,5 milhões de anos de evolução (HAMMOND, 1995). Pressupõe-se que existam cerca de 14 milhões de espécies, aquáticas e terrestres, mas, somente 1,75 milhões já foram descritas (HAMMOND, 1995). Não obstante, as ações antrópicas no meio natural têm aumentado as taxas de perda da biodiversidade (CULLEN, 2013), inclusive das espécies ainda não identificadas. Estimativas indicam que, atualmente, as taxas de extinções de espécies é cerca de 100 a 1.000 vezes a mais do que o considerado natural, principalmente quando comparado ao último evento de extinção em massa, no qual registros fósseis mostram em torno de 0,1 a 1 extinção por milhões de espécies marinhas por ano e em torno de 0,2 a 0,5 extinções por milhões de espécies de mamíferos por ano (ROCKSTRÖM et al., 2009).

Neste contexto, durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, conhecida também como Rio-92, realizada na cidade do Rio de Janeiro em 1992, foi ratificado um tratado internacional multilateral, denominado Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), com o objetivo de reduzir as taxas de perda da biodiversidade e da degradação dos sistemas naturais em âmbito global, tendo como meta o ano de 2010 (BUTCHART et al., 2010). A partir da ratificação desse tratado uma gama de políticas e práticas de conservação da biodiversidade foi adotada nas agendas dos governos, ao mesmo tempo em que se assistiu um crescimento na cooperação internacional para integrar desenvolvimento econômico e social com a proteção do meio ambiente (RANDS et al., 2010).

Uma das principais abordagens adotadas para conservar a diversidade biológica tem sido o estabelecimento de áreas legalmente protegidas, ou unidades de conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000). Margules e Pressey (2000) salientam que para que tais reservas cumpram sua função de proteger a diversidade biológica, é necessário que as mesmas sejam representativas e persistentes. Representativas no sentido de preservar amostras significativas da diversidade biológica, em todos os níveis de organização (genes > espécie > população > comunidade > ecossistemas); e persistentes no sentido de, uma vez estabelecidas, promover a existência das espécies por um longo período, mantendo os processos ecológicos e a viabilidade das populações (MARGULES; PRESSEY, 2000).

Contudo, um estudo realizado por Butchart et al. (2010) mostrou que não houve evidência significativa sobre a diminuição das taxas da perda da biodiversidade no período

sugerido, mas um aumento da pressão antrópica sob os sistemas naturais, tais como a introdução de espécies exóticas, poluição por nitrogênio, super-exploração dos recursos naturais, fragmentação de habitats, entre outros (BUTCHART et al., 2010). Entende-se, pois, que apesar da importância da instituição das áreas legalmente protegidas, somente este modelo de conservação não é suficiente para proteger a biodiversidade em risco no planeta (POLASKY et al., 2008); apenas 15,4% da superfície terrestre são destinadas às áreas de conservação legalmente protegidas (JUFFE-BIGNOLI et al., 2014).

A proteção da biodiversidade, portanto, vai além das fronteiras das unidades de conservação, alcançando locais onde a biodiversidade e as atividades econômicas (e.g. agricultura) convivem (POLASKY et al., 2008). Assim, a alocação dos diferentes usos da terra deve ser direcionada de modo a maximizar os benefícios líquidos (i.e. quando os usos da terra não estão em conflito), almejando o equilíbrio entre atividades humanas e proteção dos sistemas naturais em terras privadas (BARTON et al., 2003).

Salzman (2005) descreve cinco possíveis instrumentos estratégicos, os quais têm por finalidade induzir mudanças no comportamento dos proprietários de terras privadas, em prol da conservação da biodiversidade e dos recursos naturais, a saber: Prescrição, Sanções Financeiras, Convencimento, Direitos de Propriedade e Pagamentos. Através da prescrição, o governo impõem determinados comportamentos, proíbe outros e aplica sanções ao não cumprimento das normas; através das sanções financeiras, os governos aplicam multas e cobram impostos; o instrumento de convencimento, por sua vez, relaciona-se a projetos de conscientização e educação dos detentores e usuários dos serviços ambientais; o direito a propriedade vale-se da privatização dos recursos naturais, muitas vezes sendo concedido aos fornecedores direito de emitir determinada quantidade de poluente; e, por fim, o pagamento é usualmente visto como um subsídio financeiro, justificado pela manutenção de um bem público (SALZMAN, 2005).

A biodiversidade é vista como uma externalidade, uma vez que os impactos de ações particulares são frequentemente distantes no espaço e no tempo (e.g. a perda local das florestas tropicais pode afetar substancialmente o ciclo de carbono em nível global, com consequências para as futuras gerações). Dessa forma, para enfrentar o problema da perda contínua da biodiversidade, e promover ações efetivas de conservação, três interconecções devem ser observadas: (i) manejar a biodiversidade como um bem público, (ii) integrar a biodiversidade na tomada de decisão tanto no setor público quanto no setor privado, e (iii) criar condições propícias para a implementação de políticas efetivas (RANDS et al., 2010).

De uma perspectiva econômica, internalizar as externalidades torna-se um desafio na medida em que os mercados não conduzem relativamente bem a provisão de “bens públicos” (SCHOMERS; MATZDORF, 2013), visto que os proprietários privados geralmente não recebem compensações financeiras diretas pela promoção de um serviço com características acentuadas de não exclusibilidade e de não rivalidade (HANLEY et al., 2012). Como consequência, a disposição a pagar pela manutenção de um bem público é muito baixa, não sendo provável que um mercado para a conservação do mesmo desenvolva-se de forma ampla e voluntária (SEEHUSEN; CUNHA; OLIVERA, 2011). Por esta razão, a intervenção dos governos para promover a conservação da biodiversidade em terra privadas é essencial (HANLEY et al., 2012).

Devido à relutância política de “forçar” os proprietários rurais a produzir mais biodiversidade, os governos em muitos países introduziram uma série de esquemas de compensações financeiras para que os proprietários rurais voluntariamente optassem por assumir contratos para mudar a forma como eles gerenciam suas terras em troca de pagamentos (HANLEY et al., 2012).

Geralmente, nos países desenvolvidos as iniciativas de conservação da biodiversidade são enfatizadas mais em relação aos tipos de incentivos diretos, tais como aquisições da terra, arrendamentos e servidões, assim como incentivos financeiros baseados no “pagamento pelo desempenho” e redução de impostos (FERRARO; KISS, 2002). Por exemplo, os esquemas agroambientais na Europa pagam os proprietários rurais para que estes adotem medidas favoráveis à manutenção da biodiversidade nos campos agrícolas, de modo a também aumentar a qualidade da produção (HODGE; HAUCK; BONN, 2015). Tais medidas não são frequentemente lucrativas ou são menos lucrativas que os usos alternativos da terra. Desse modo, os produtores rurais devem ser compensados pela perda da oportunidade associada com a proteção e a restauração dos habitats (HODGE; HAUCK; BONM, 2015). Na abordagem de incentivos diretos, o benefício ambiental é gerado em troca do pagamento negociado, em dinheiro ou em espécie. Pagamentos são condicionais aos resultados da conservação (FERRARO; KISS, 2002). Esse tipo de abordagem acaba sendo mais efetivo do que as abordagens de conservação tradicionais (e.g. áreas legalmente protegidas) por oferecer mais resultados da conservação por unidade monetária gasta (WENDLAND et al., 2010).

Já nos países em desenvolvimento a ênfase tem sido dada mais em relação aos incentivos indiretos, tais como os “Projetos Integrados de Conservação e Desenvolvimento” e a “Gestão de Recursos Naturais Baseados na Comunidade”. Essas abordagens encorajam as comunidades a cooperar com a conservação da biodiversidade em suas terras, de forma

sustentável, podendo oferecer-lhes recursos alternativos de compensação, tais como clínicas de saúde, escolas e bens materiais (FERRARO; KISS, 2002).

Cabe ressaltar ainda que a proteção e o manejo adequados da biodiversidade requerem o uso de instrumentos de política pública eficientes, seja na forma de unidades de conservação ou de apoio às atividades econômicas sustentáveis (SEEHUSEN; CUNHA; OLIVERA, 2011). Dessa forma, para obter o maior custo-efetivo na implementação dos instrumentos de conservação da biodiversidade, estes devem atuar conjuntamente, tais como os incentivos econômicos e os regulatórios (HEIN; MILLER; DE GROOT, 2013).

3.2 A biodiversidade e os serviços ecossistêmicos

Nas últimas décadas, tem-se observado um crescente esforço da comunidade científica para conceitualizar e classificar os denominados “serviços ecossistêmicos” (COSTANZA et al., 1997; MEA, 2005; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2012). Por serviços ecossistêmicos entendem-se os benefícios que as populações humanas recebem dos ecossistemas (COSTANZA et al., 1997; MEA, 2005), podendo ser classificados em serviços de provisão (e.g. alimento, água, madeira e fibras), regulação (e.g. clima, controle de doenças e qualidade da água), culturais (e.g. recreação, estético e espiritual), e de suporte (e.g. formação do solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes) (MEA, 2005).

Os serviços ecossistêmicos são resultados das funções dos ecossistemas, as quais, por sua vez, podem ser entendidas como um sub-conjunto dos processos naturais e da estrutura dos ecossistemas. Os processos naturais envolvem as interações complexas entre os componentes bióticos (i.e. organismos vivos) e abióticos (i.e. químico e físico) do ecossistema através de forças condutoras de matéria e energia. Por exemplo, a filtragem, retenção e armazenamento da água potável em aquíferos é um processo natural, a provisão da água é a função do ecossistema, e o fornecimento de água para o consumo é o serviço ecossistêmico (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Cabe ressaltar que para que as funções ou os processos sejam traduzidos em serviços, os benefícios humanos devem ser alcançados: o fornecimento da água para o consumo é o serviço, mas o benefício só é alcançado quando realmente houver o consumo (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Os processos naturais dependem substancialmente da biodiversidade em termos das características funcionais dos organismos e da distribuição e abundância destes no espaço e no tempo (HOOPER et al., 2005). Dessa forma, a biodiversidade passa a desempenhar um papel

importante nos diferentes níveis hierárquicos de provisão dos serviços, podendo ser abordada como um *regulador dos processos ecossistêmicos* (e.g. as dinâmicas dos ciclos de nutrientes do solo são determinadas pela diversidade de componentes bióticos e abióticos presentes no mesmo, sendo que uma maior diversidade de espécies é associada ao aumento das funções dos ecossistemas), como um *serviço ecossistêmico final* (e.g. a riqueza de espécies como um *proxy* da diversidade genética contribui com a produção de bens para a sociedade, tais como medicamentos e bioprospecção) ou mesmo como um *bem* (e.g. a biodiversidade possui valores culturais, estéticos, espirituais, educacionais, religiosos e de recreação) (MACE; NORRIS; FITTER, 2012).

Balvanera et al. (2006) verificaram quantitativamente as respostas da biodiversidade sob os processos ecossistêmicos, e constataram efeitos positivos sob os serviços de ciclagem de nutrientes e de controle de pragas, porém demonstraram um efeito neutro ou quase negativo sob as variações climáticas (e.g. aquecimento, seca). Além disso, a diversidade de espécies mostrou desempenhar um papel importante na resiliência dos ecossistemas, de modo que a maior diversidade promove uma maior estabilidade do meio (BALVANERA et al., 2006).

Contudo, os serviços de biodiversidade ainda são pobremente entendidos. Por exemplo, embora os organismos do solo desempenhem um papel importante na purificação da água, não é inteiramente claro em que medida as mudanças na sua diversidade afetam esse papel (WÜNSCHER; ENGEL, 2012). O fato é que os serviços ecossistêmicos são afetados pelas mudanças na diversidade biológica, as quais, na maioria das vezes, não são lineares e difíceis de prever (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; MACE; NORRIS; FITTER, 2012).

Há, dessa forma, a necessidade de se compreender como gerenciar os ecossistemas de modo a garantir a manutenção dos processos naturais (e.g. fertilidade do solo), dos serviços ecossistêmicos (e.g. polinização das plantações agrícolas) ou de um bem de conservação específico (e.g. salvar uma espécie ameaçada de extinção). Ao considerar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos como elementos sinérgicos, implica na adoção de políticas em que o gerenciamento de apenas um deles resultará automaticamente no gerenciamento do outro, enquanto que ao considerar a biodiversidade como um serviço ecossistêmico *per se*, implica na atribuição de um valor para este serviço, o qual não é quantificável e negociável. Na prática, intuitivamente muitas pessoas atribuem valores distintos para diferentes grupos de organismos, sendo que o grupo mais “carismático” frequentemente possui o maior valor da conservação (MACE; NORRIS; FITTER, 2012).

Mensurar os valores econômicos da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos ao longo da paisagem é vital para informar as decisões de manejo e proteção dos sistemas naturais (RANDS et al., 2010). Contudo, a complexidade da funcionalidade não é facilmente transferida para os preços de mercado. Estes comportamentos complexos estão sujeitos a incertezas e, portanto, frequentemente dificultam a previsão do fornecimento do serviço (HEIN; MILLER; DE GROOT, 2013). Além disso, tornar esses valores explícitos é insuficiente para conduzir a mudanças no comportamento dos detentores dos serviços, a menos que o suporte das políticas públicas seja condicionado para compensar ações individuais positivas ou para penalizar as ações que prejudiquem o meio ambiente (RANDS et al., 2010).

Economistas precisam trabalhar mais próximos aos conservacionistas e aos tomadores de decisão, de modo a desenvolver estratégias de intervenções que mudarão o comportamento dos atores individualmente em prol dos benefícios ambientais, usando instrumentos regulatórios, assim como incentivos financeiros, e garantindo a provisão da conservação da biodiversidade como um bem público (RANDS et al., 2010).

3.3 Pagamento por Serviços Ambientais (PSA): principais características

O instrumento econômico *Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)* tem despertado o interesse dos proprietários rurais e dos tomadores de decisão por ser considerado um instrumento de transformação dos serviços ambientais sem valor de mercado em verdadeiros incentivos financeiros para os atores que os detêm (i.e. internalizar as externalidades) (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Wunder (2015) define o PSA, como sendo: “uma transação voluntária entre os usuários e os fornecedores dos serviços, de modo que os fornecedores estejam condicionados às regras de gestão e manejo dos recursos naturais dentro e fora das áreas de provisão dos serviços” (WUNDER, 2015, tradução nossa).

Podem-se distinguir duas abordagens de esquemas de PSA: “usuário-financiador” e “governo-financiador”. Na abordagem “usuário-financiador”, os compradores dos serviços ambientais são diretamente os usuários destes serviços (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). É o caso, por exemplo, do esquema de PSA *Perrier Vittel* (Nestlé) na França, em que a empresa Vittel, engarrafadora de água mineral, paga para os produtores rurais, situados na bacia hidrográfica onde capta água, adotarem práticas de manejo do solo que diminuem a contaminação do recurso hídrico; ou seja, a empresa paga pela promoção de um serviço que ela mesma irá usufruir (PERROT-MAITRE, 2006). Já na abordagem “governo-financiador”,

os “compradores” dos serviços, na maioria das vezes, pagam pela provisão de um serviço cujos benefícios não são diretos. Este tipo de abordagem é usualmente financiado pelos governos, mas pode também incluir financiamento de doadores externos (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). O Programa Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais da Costa Rica, por exemplo, um dos pioneiros na América Latina, obtém o maior volume dos financiamentos de uma taxa cobrada sob o preço do combustível, ou seja, os usuários dos serviços não aderem aos esquemas voluntariamente (PAGIOLA, 2008). A abordagem “governo-financiador” é mais eficiente quando se trata da promoção de serviços com características de bens públicos (e.g. biodiversidade), abrangendo grandes extensões territoriais (WUNDER, 2015).

Uma característica inerente ao bom desempenho dos esquemas de PSA é a *Adicionalidade*. Trata-se do direcionamento dos pagamentos para áreas que possuem certo grau de ameaça (e.g. escassez, desmatamento); caso não existam ameaças sobre a provisão dos serviços, a implantação de esquemas de PSA torna-se desnecessária (WUNDER, 2007). Na prática, a falta de adicionalidade é um problema mais de cunho econômico do que social, gerando menos serviços ambientais por unidade monetária gasta do que se a ameaça fosse evitada; mas, pode estar relacionado também à ineficiência social, uma vez que os pagamentos por serviços que teriam sido mantidos de qualquer maneira diminuem a disponibilidade dos fundos financeiros que poderiam ser utilizados em locais onde a ameaça é iminente (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Contudo, esta característica dificilmente é abordada pelos esquemas de PSA (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; NAEEM et al., 2015).

O aspecto da *Condicionalidade*, por sua vez, está intimamente associado ao monitoramento da provisão dos serviços (WUNDER, 2007), ou seja, caso o monitoramento de um serviço não for possível, a extensão das externalidades poderá não ser constatada. O monitoramento corresponde à verificação do cumprimento dos contratos ou se os usos da terra adotados estão gerando os serviços desejados (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Dessa forma, aumentar os esforços de monitoramento aumenta a probabilidade de detecção das mudanças reais do status da conservação, mas aumenta também os custos dos esquemas (SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011).

Para que o monitoramento de um serviço ambiental seja efetivo, os *designs* dos esquemas de PSA devem considerar (i) a extensão e distribuição espacial dos serviços, (ii) definir quais os indicadores que serão utilizados no monitoramento, (iii) indicar como o monitoramento será realizado e (iv) decidir como as informações do monitoramento serão

utilizadas para definir os pagamentos (SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011). Cabe ressaltar que os indicadores de um serviço ambiental variam enormemente em relação ao custo, utilidade e complexidade, e sem uma ferramenta para identificar quais são os melhores e mais adequados indicadores, os proponentes do PSA terão dificuldades para coletar uma base de dados cientificamente significativa e para implementar programas de monitoramento eficazes (NAEEM et al., 2015).

Para que os compradores e os fornecedores dos serviços ambientais se interessem em aderir aos esquemas de PSA, o aspecto *Custo de oportunidade da terra* também deve ser considerado. Os fornecedores dos serviços ambientais geralmente recebem poucos benefícios advindos da manutenção dos sistemas naturais em suas propriedades quando o custo da terra para este fim é mais baixo do que os benefícios obtidos pelo uso alternativo da terra, tal como monoculturas e pastagens. Neste caso, para que os esquemas de PSA tornem-se realmente efetivos, o pagamento deve ser maior do que o custo adicional para os proprietários decorrentes do uso alternativo da terra e menor que o valor do benefício para os usuários dos serviços (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Cabe ressaltar ainda o aspecto do *Vazamento* (i.e. *leakage*), o qual está relacionado ao deslocamento de atividades prejudiciais à manutenção dos recursos ambientais para locais fora das áreas destinados ao PSA (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Sierra e Russman (2006), por exemplo, constataram que alguns proprietários rurais na região da Península do OSA na Costa Rica, expandiram suas atividades agrícolas para áreas naturais onde os esquemas de PSA não eram abrangidos. Dessa forma, a efetividade do instrumento como um benefício ambiental não pode ser constatada (SIERRA; RUSSMAN, 2006).

3.4 Áreas prioritárias para a implantação de esquemas de PSA

Quando o número de inscrições para participar de um programa de PSA excede o orçamento disponível, os “compradores” dos serviços podem se utilizar do processo de seleção de áreas para indicar, dentre elas, quais melhor se adequam aos objetivos do programa, de modo a maximizar a eficiência financeira (ENGEL, PAGIOLA, WUNDER, 2008). Geralmente, os fundos financeiros destinados à conservação são escassos e, desse modo, direcionar os pagamentos para áreas que fornecem baixo benefício ambiental pode conduzir a um aumento dos gastos com o programa (BABCOCK et al., 1997). Para maximizar os benefícios ambientais obtidos a partir de um orçamento fixo, os esquemas deveriam, portanto, ser implementados em locais onde as taxas de benefício-custo são mais

altas (BABCOCK et al., 1997; CHEN et al., 2010; CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008).

A abordagem de benefício-custo tem sido usualmente utilizada como uma estratégia para a seleção de áreas e/ou de proprietários rurais nos programas agroambientais (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008; KLIMEK et al., 2008). Claassen, Cattaneo e Johansson (2008), no âmbito do programa agroambiental “*Conservation Reserve Program*” nos Estados Unidos, enfatizam que a seleção deve ser pensada como um processo de separação, em que, inicialmente, todos os proprietários rurais interessados podem se inscrever no programa e, posteriormente, a partir de critérios de elegibilidade pré-definidos, os candidatos mais aptos são escolhidos. Estes, por sua vez, indicam o tamanho da área que estão dispostos a conservar, quais as ações de manejo que estão dispostos a adotar e quais os níveis de pagamento que desejam receber. A abordagem de benefício-custo pode ser usada, portanto, para selecionar aqueles que apresentarem a melhor oferta, ou seja, menor custo pela maior quantidade do benefício ambiental produzido. Os pagamentos são distribuídos até que o orçamento disponível seja exaurido (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008).

Armsworth et al. (2012) argumentam que os modelos de priorização de áreas deveriam considerar a “produção de biodiversidade” na propriedade rural, ao mesmo tempo em que se examina a produção da atividade agropecuária mais lucrativa da propriedade. Esse modelo permitiria obter os custos marginais do produtor e melhorar o suplemento dos alvos de biodiversidade, os quais são perdidos acima de 49% devido a aplicação de políticas simplificadas e pouco eficientes (ARMSWORTH et al., 2012).

Não obstante, programas de PSA que objetivam a conservação de grandes extensões territoriais, geralmente baseados na abordagem “governado-financiador”, tendem a serem menos criteriosos na seleção de áreas para o direcionamento dos pagamentos do que aqueles territorialmente mais restritos, geralmente baseados na abordagem “usuário-financiador” (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). Um dos motivos que pode desencadear a ineficiência dos processos de seleção é a falta de conhecimento por parte dos tomadores de decisão a respeito dos custos de oportunidade da terra em nível de propriedade (FERRARO, 2008), além da falta de dados espacializáveis sobre os serviços ambientais almejados (CULLEN, 2013).

Em se tratando especificamente da conservação da biodiversidade, a inserção do aspecto biológico no processo de identificação de áreas prioritárias ao PSA torna-se um desafio na medida em que dados sobre espécies, populações ou mesmo habitats são escassos (CULLEN, 2013). Walpole et al. (2009) salientam que para orientar a melhor ação e obter

eficiência política, econômica e de gestão, um banco de dados rigoroso e relevante sobre a biodiversidade deve ser elaborado. Mas, o que se observa realmente é a existência de lacunas e dados não confiáveis, dificultando o processo de tomada de decisão (WALPOLE et al., 2009).

Além disso, a coleta e a mensuração dos recursos biológicos em uma dada região, ou mesmo em uma parcela de terra, é muitas vezes dispendiosa e demorada (CHEN et al., 2010). Nestes casos, recorre-se ao uso de *proxies*, os quais funcionam como um tipo de “substituto” de um dado biológico, podendo incluir tanto uma única característica biológica quanto uma combinação de várias (MARGULES; PRESSEY, 2000; CHEN et al., 2010). A decisão sobre qual *proxy* utilizar depende, entre outros fatores, dos tipos de dados disponíveis, da escala geográfica e dos recursos existentes para a análise dos dados, tais como os modelos espaciais ou estatísticos (MARGULES; PRESSEY, 2000).

A ineficiência de muitos programas de PSA pode estar associada também ao direcionamento dos pagamentos para áreas sem riscos de perda dos serviços (WUNDER, 2007). Wünscher, Engel e Wunder (2008) argumentam que o *design* de um esquema de PSA eficiente deve considerar (i) a provisão dos serviços ambientais, (ii) os riscos de perda dos serviços e (iii) os custos de participação dos proprietários rurais (i.e. os quais incluem os custos de oportunidade da terra, de transição e de proteção) (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). A adicionalidade pode indicar as áreas potenciais de intervenção mostrando onde a proteção resulta na maior conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (WENDLAND et al., 2010; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). Dessa forma, para obter a maior custo-efetividade na implantação de esquemas de PSA dever-se-ia considerar as áreas com os maiores valores da adicionalidade conjuntamente aos menores custos de oportunidade da terra (WENDLAND et al., 2010).

Kolinjivadi et al. (2015) argumentam ainda que existe um valor intrínseco à alocação de recursos financeiros quanto às ramificações éticas e políticas das populações envolvidas nos esquemas; ou seja, direcionar contratos de pagamentos sem considerar a cultura local, a situação de pobreza da população e a existência de relações política-institucionais locais, poderá culminar na ineficiência do programa ao longo do tempo, ou até mesmo intensificar o ciclo da pobreza e a degradação ambiental (KOLINJIVADI et al., 2015).

4 ETAPA I: SELEÇÃO DOS ELEMENTOS INDICADOS PELA LITERATURA CIENTÍFICA PARA PRIORIZAR ÁREAS À IMPLANTAÇÃO DE ESQUEMAS DE PSA-BIODIVERSIDADE

4.1 Materiais e Métodos: Etapa I

O volume de pesquisas e trabalhos científicos publicados sobre conservação da biodiversidade tem aumentado consideravelmente nas últimas décadas. Todavia, este amplo conjunto de pesquisas tem dificultado a incorporação de informações secundárias confiáveis e objetivas no processo de tomada de decisão (WOODCOCK; PULLIN; KAISER, 2014), contribuindo para a geração de evidências empíricas insuficientes (COOK; POSSINGHAM; FULLER, 2013). Em um processo de tomada de decisão, no qual recursos limitados sejam gastos eficientemente para alcançar resultados satisfatórios, há a necessidade de se informar qual a melhor alternativa a partir da melhor evidência encontrada (CEE, 2013). É neste contexto que se insere o método de revisão bibliográfica sistemática – RBS (COOK; POSSINGHAM; FULLER, 2013).

A RBS tem como objetivo coletar informações disponíveis na literatura, identificar as origens confiáveis de evidências, sintetizar e analisar as evidências de modo a determinar os efeitos gerais dos tipos de intervenções, e divulgar os resultados obtidos de modo a otimizar a efetividade do potencial usado no tratamento de um determinado objeto de estudo (HADDAWAY; BILOTTA, 2016). Além disso, o rigor metodológico associado à revisão sistemática minimiza o viés da análise e melhora a transparência e a repetitividade dos resultados encontrados, tornando-a mais compreensível e menos suscetível a erros, principalmente quando comparada aos demais formatos de revisão existentes e não estruturados (COOK; POSSINGHAM; FULLER, 2013; PULLIN; STEWART, 2006).

O processo de RBS tem sido muito utilizado na área da saúde por mais de duas décadas, tanto que foi desenvolvida uma plataforma *on-line* (i.e. *Cochrane Collaboration*) para disponibilizar e compartilhar informações e métodos sobre revisão sistemática, almejando atingir um padrão de excelência nas avaliações médicas (HADDAWAY; BILOTTA, 2016). O sucesso de tal plataforma serviu de inspiração para o desenvolvimento de outras similares, como para programas sociais (i.e. *Campbell Collaboration*) e, mais recentemente, para políticas e práticas ambientais (i.e. *Collaboration for Environmental Evidence* – CEE) (COOK; POSSINGHAM; FULLER, 2013). O CEE disponibiliza um guia

com recomendações sobre como realizar uma RBS no campo das ciências ambientais e, assim, otimizar esforços na tomada de decisão (CEE, 2013).

As etapas da RBS, de acordo com o guia da CEE, são divididas em três fases principais (i.e. Planejamento da Revisão; Condução da Revisão; e Disseminação dos Resultados), sendo estas divididas em sub-fases (**Figura 1**). Pullin e Stewart (2006) salientam que apesar de muitas das orientações parecerem rotineiras e de senso comum, o rigor e a objetividade aplicados a cada uma das sub-fases, assim como a inerente filosofia da transparência, as colocam à parte da maioria das revisões tradicionais publicadas na área de ciências ambientais. Uma vez estabelecida, a RBS melhorará substancialmente a identificação e o fornecimento de evidências empíricas como suporte às práticas e políticas para a conservação e gestão ambiental (PULLIN; STEWART, 2006).

Figura 1 – Procedimentos para a execução da RBS

Fonte: Adaptado da CEE (2013).

O guia da CEE destaca alguns exemplos de pesquisa que a RBS torna-se apropriada¹, tais como (i) necessidade de mensurar a efetividade de uma intervenção ou a efetividade relativa de uma intervenção, (ii) necessidade de mensurar os impactos de uma intervenção, (iii) necessidade de se mapear o quanto de conhecimento científico já foi produzido em

¹ O guia da CEE destaca também alguns exemplos de pesquisa em que a RBS não é indicada.

relação a um tema específico, (iv) quando existem visões opostas sobre a efetividade de ações de intervenção e/ou impacto, e (v) quando deseja-se considerar a custo-efetividade de uma intervenção (CEE, 2013).

Dessa forma, e considerando que o objetivo dessa pesquisa de mestrado não é mensurar impactos ou avaliar a efetividade de uma intervenção, mas identificar os elementos necessários à priorização de áreas para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade, a utilização de uma RBS como primeira etapa da pesquisa justifica-se no sentido de se desenvolver uma revisão bibliográfica estruturada e transparente, favorecendo sua repetitividade e possíveis atualizações futuras (PULLIN; STEWART, 2006), além de contribuir com o “mapeamento” do conhecimento científico já produzido em relação ao tema proposto.

As etapas da RBS foram seguidas conforme as recomendações dispostas no “Guia de orientações para revisões sistemáticas na gestão ambiental”, versão 4.2, da CEE (CEE, 2013). É importante salientar ainda que foram necessárias algumas adaptações envolvendo a sub-fase do guia “Avaliação crítica da qualidade dos estudos e extração de dados”, de modo a atender aos objetivos desta pesquisa de mestrado. A seguir são apresentadas as principais fases e sub-fases da RBS.

Fase 01: Planejamento da Revisão

Formulação da Pergunta: O processo de RBS inicia-se com a definição de uma pergunta norteadora, cuja finalidade é orientar os tomadores de decisão na busca por informações cientificamente embasadas e que abranjam de forma efetiva à obtenção do resultado almejado (CEE, 2013). Esta é fundamental para o processo de revisão, uma vez que é a partir dela que os termos de busca na literatura, assim como os critérios de elegibilidade dos trabalhos, são estabelecidos (PULLIN; STEWART, 2006).

Desse modo, a pergunta norteadora da pesquisa é: *“Quais são os elementos indicados pela literatura científica para priorizar áreas à implantação de esquemas de pagamento por serviços ambientais direcionados à conservação da biodiversidade?”*.

Desenvolvimento do Protocolo: O protocolo de revisão é desenvolvido como um documento paralelo que orienta a revisão sistemática (i.e. escopo do projeto), estabelecendo as estratégias para a obtenção e tratamento dos dados. Este procedimento é essencial para tornar o processo de revisão o mais rigoroso e transparente possível, de modo que todos os

estudos relevantes para o tema em questão sejam identificados na análise (PULLIN; STEWART, 2006). O propósito do protocolo é que este seja registrado na plataforma da CEE, para que os pesquisadores possam avaliar os procedimentos propostos e identificar vieses e possíveis erros na análise, e, assim, sugerir mudanças (HADDAWAY; BILOTTA, 2016). Não foi elaborado um documento paralelo à dissertação, mas as informações estratégicas fundamentais sugeridas no guia (i.e. contexto da pesquisa, descrição dos procedimentos metodológicos) estão incorporadas do decorrer do texto.

Fase 02: Conduzindo a revisão

Busca por trabalhos relevantes: A busca sistemática é conduzida usando uma estratégia de pesquisa replicável com base na pergunta norteadora e em prováveis evidências (CEE, 2013). Esta pode ser realizada de diversas maneiras, tais como consultas à base de dados na internet, em periódicos nacionais e internacionais, bancos de dados de instituições públicas e privadas, bancos de dados de organizações não governamentais (ONGs), bibliotecas, entre outras (CEE, 2013). Para minimizar os vieses de publicação², recomenda-se que as buscas sejam feitas tanto na literatura científica (i.e. revistas acadêmicas revisadas por pares) quanto na chamada “literatura cinzenta” (i.e. trabalhos externos aos principais canais de publicação), um padrão raramente satisfeito nas revisões tradicionais (CEE, 2013). Contudo, devido ao tempo destinado à execução dessa pesquisa de mestrado, e à quantidade de informações retornadas, optou-se por restringir a busca por trabalhos relevantes nas duas principais plataformas científicas para as áreas das ciências ambientais e das engenharias, a saber: *Sci Verse Scopus* e *Thomson Reuters Web of Science*.

O primeiro procedimento a ser adotado na busca por trabalhos relevantes é a definição dos termos de busca da pesquisa. De acordo com as recomendações sugeridas pelo guia de orientação da CEE, os termos de busca: (i) devem ser embasados na pergunta norteadora da pesquisa, (ii) devem ser testados previamente de modo a verificar sua real contribuição ao objetivo da pesquisa, e (iii) devem ser considerados sinônimos e grafias alternativas (CEE, 2013).

Os testes prévios são indicados com o intuito de se identificar termos “ineficientes” ao objetivo da pesquisa, ou seja, aqueles que não retornam a uma parcela significativa de trabalhos, podendo, dessa forma, ser removidos da estratégia de busca. Além disso, deve ser

² Tendência de trabalhos científicos que apresentam evidências positivas obterem maior probabilidade de publicação do que os trabalhos que mostram evidências negativas.

observada também a adequabilidade dos termos nas diferentes bases de dados analisadas, uma vez que dependendo da estruturação dessas bases, termos aparentemente adequados para uma boa seleção de trabalhos em uma base de dados não necessariamente podem ser considerados adequados em outra (CEE, 2013). Dessa forma, foram realizados testes prévios utilizando-se de sinônimos e grafias alternativas, além de diferentes combinações dos termos e estratégias de busca. Os termos e a estratégia de busca adotados nesta pesquisa estão descritos no **Quadro 1**.

Quadro 1 – Termos utilizados na busca por trabalhos relevantes, inseridos nas plataformas científicas *Sci Verse* *Scopus* e *Thomson Reuters Web of Science*

Pay*	A N D	Environmental	A N D	Services	A N D	Biodiversity	A N D	Priorit* areas
								OR
		OR						Target*
								OR
		Ecosystem						Prioriti*ation
								OR
								Design

Fonte: Elaborado pela autora.

O operador booleano “OR” é usado para separar termos de pesquisa similares dentro de um mesmo grupo de informações de interesse, enquanto que o operador “AND” é usado para separar dois ou mais grupos de informações, garantindo que a pesquisa encontre referências que incluem pelo menos um termo de cada grupo. O asterisco (*) no final e no meio da palavra permite que o sistema localize derivações da mesma: para o termo *pay**, o sistema localiza os termos *pay*, *pays*, *paying*, *payment*, *payments* e *payoff*; para o termo *priorit** localiza *priority* ou *priorities*; para o termo *target** localiza *target*, *targets*, *targeted* e *targeting*; e para o termo *prioriti*ation* localiza *prioritization* ou *prioritisation*. Tal estratégia aumenta o espectro de trabalhos retornados na pesquisa.

É importante destacar a inserção do termo *Design* no processo de busca por trabalhos relevantes, visto que este não é sinônimo e também não corresponde a uma grafia alternativa dos termos *Priorit* areas*, *Target** ou *Prioriti*ation*. Um dos principais assuntos a ser considerado no desenho de um programa de PSA eficiente é a seleção de áreas para o direcionamento de contratos (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Desse modo, parte-se do pressuposto de que trabalhos sobre o *design* de um programa de PSA poderiam contribuir com informações relevantes ao objetivo dessa pesquisa.

Triagem dos trabalhos relevantes: Após definidos os termos de busca, o procedimento seguinte foi estabelecer uma estratégia de triagem dos trabalhos, de modo a selecionar, dentre o total de documentos encontrados, aqueles de relevante interesse para a pesquisa, sem que houvesse a necessidade de se examinar em detalhes os trabalhos irrelevantes (PULLIN; STEWART, 2006; CEE, 2013). Dessa forma, é necessário impor um determinado número de filtros de modo a aumentar o rigor das buscas (CEE, 2013). Nesta pesquisa foram considerados dois tipos de filtros.

No primeiro filtro (Filtro I), os trabalhos foram selecionados de acordo com o título, resumo e palavras-chave do autor. As buscas foram realizadas para todos os tipos de documentos indexados nas respectivas plataformas científicas, e para todos os anos até o mês de março de 2017. Buscou-se identificar na leitura dos resumos, trabalhos potenciais que poderiam fornecer elementos chaves para o processo de priorização de áreas para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade³. Trabalhos duplicados foram excluídos.

De modo geral, foram excluídos no Filtro I: (i) trabalhos cujo foco é nos esquemas de PSA hidrológicos, carbono e beleza cênica; (ii) trabalhos que tratam sobre biodiversidade aquática ou ambientes aquáticos; (iii) trabalhos sobre modelagem ou valoração econômica dos serviços ecossistêmicos; (iv) trabalhos que tratam sobre discussões e/ou conceituação referentes à teoria do PSA; (v) trabalhos sobre análise da percepção e participação dos proprietários rurais nos esquemas de PSA.

No segundo filtro (Filtro II), os trabalhos selecionados no Filtro I foram analisados por completo. A leitura destes foi direcionada de modo a responder as questões de elegibilidade apresentadas no **Quadro 2**. Os trabalhos que responderam positivamente a uma dessas questões foram selecionados. Tais questões foram elaboradas com base nos objetivos e na pergunta norteadora da pesquisa.

Além disso, alguns dos trabalhos selecionados no Filtro II remetiam a outros que apresentavam potencial ao objetivo da pesquisa, mas não foram retornados pelas bases de dados consultadas. Dessa forma, julgou-se pertinente prosseguir com a busca por outros trabalhos relevantes analisando-se as referências bibliográficas dos trabalhos anteriormente selecionados. Neste momento, a primeira seleção foi realizada apenas pelo título, e, posteriormente, prosseguiu-se com a leitura completa dos trabalhos, conforme os procedimentos estabelecidos no Filtro II. Identificar outros recursos potenciais de dados que poderiam ter sido esquecidos originalmente, contribui para o alcance do maior número

³ Caso a leitura do resumo gerar dúvidas, ou mesmo na ausência do resumo, o respectivo trabalho deve ser analisado por completo (CEE, 2013).

possível de informações relevantes presentes na literatura de interesse, além de compor um teste útil de compreensão da estratégia de busca adotada (CEE, 2013).

Quadro 2 - Questões de elegibilidade utilizadas na triagem dos trabalhos relevantes

ID*	Questões	Situação	
		Selecionado	Excluído
(1)	Trata-se de um trabalho sobre priorização de áreas para a implantação de esquemas de PSA, o qual seja exclusivo para a conservação da biodiversidade ou que englobe também outros serviços?	Sim	Não
(2)	Trata-se de um trabalho sobre conservação da biodiversidade em terras privadas, a partir do qual seja possível extrair elementos para o processo de priorização de áreas para a implantação de esquemas de pagamento?***	Sim	Não
(3)	Trata-se de um trabalho que descreve um caso prático de PSA-biodiversidade, a partir do qual seja possível extrair elementos para o processo de priorização de áreas para a implantação dos esquemas?	Sim	Não

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

*Identificador das questões de elegibilidade.

***O foco do trabalho não é no processo de priorização de áreas para a implantação de esquemas de PSA, mas recomenda a utilização ou indica as áreas em que este instrumento econômico poderia ser mais efetivo para a conservação da biodiversidade.

Avaliação crítica da qualidade dos trabalhos e extração de dados: Avaliar a qualidade dos trabalhos é um fator chave no processo de RBS, uma vez que contribui com a prevenção de erros e vieses quando da coleta e interpretação dos dados. Qualidade é um termo relativo e sua mensuração e escala são muito dependentes da pergunta a ser tratada. Desse modo, pode ser feita a separação do conceito de qualidade em duas unidades de estudo distintas: unidade de confiabilidade e unidade de relevância. Confiabilidade é frequentemente considerada em termos da validação interna⁴ da metodologia do estudo; enquanto que relevância é frequentemente considerada em termos da validação externa⁵ (i.e. quão transferível é para o contexto da pesquisa). Geralmente, a avaliação da qualidade dos artigos é feita a partir da atribuição de pesos que correspondem aos níveis de qualidade dos estudos (i.e. validação interna e externa). Estes pesos têm por finalidade possibilitar a comparação de diferentes metodologias e resultados de pesquisa, buscando analisar efeitos, impactos e/ou tratamentos

⁴ Um estudo com alta validação interna possui baixo risco de vieses. Há quatro recursos de vieses que ameaçam a confiabilidade interna: (i) viés de seleção, (ii) viés de desempenho, (iii) viés de detecção e mensuração e (vi) viés de atrito (CEE, 2013).

⁵ Um exemplo da baixa validação externa seria obter uma alta qualidade interna de um estudo feito em uma região geográfica ou em um ecossistema diferente daquele de interesse (CEE, 2013).

distintos (e.g. controle e não controle; antes e depois) (CEE, 2013). Contudo, como o objetivo dessa pesquisa não é comparar métodos, resultados ou avaliar efeitos ou impactos, mas identificar quais são os elementos indicados pela literatura científica para priorizar áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade, a atribuição de pesos torna-se desnecessária.

O processo de extração de dados, por sua vez, ocorre conjuntamente ao processo de avaliação da qualidade, não existindo regras de qual deles deveria ser executado primeiro. O processo de extração requer um esforço de padronização e registro dos dados, de modo que estes possam ser submetidos a uma síntese apropriada (CEE, 2013). Dessa forma, os elementos importantes para a priorização de áreas ao PSA-biodiversidade foram extraídos de cada trabalho selecionado e registrados em planilhas eletrônicas da *Microsoft Excel 10*.

Os elementos extraídos correspondem a: (i) critérios para o direcionamento de contratos ou seleção de proprietários rurais; (ii) indicadores e/ou variáveis utilizados nos modelos de priorização de áreas; (iii) recomendações sugeridas pelos pesquisadores para otimizar os modelos de priorização de áreas ou os processos de direcionamento de contratos. Todos os elementos foram extraídos da metodologia ou dos resultados e discussões dos trabalhos, não sendo consideradas informações inseridas apenas na introdução. Além disso, e com a finalidade de padronizar os resultados obtidos, todos os elementos extraídos e que não representassem diretamente um critério de seleção ou de priorização foram reescritos de forma a indicar o que deve ser considerado no processo de priorização de áreas ao PSA-biodiversidade.

Posteriormente, os elementos extraídos com significados semelhantes foram agrupados em categorias temáticas representativas, resultando nos denominados “Elementos de priorização”, os quais devem ser considerados no processo de implantação de esquemas de PSA-biodiversidade. Os elementos de priorização, por sua vez, foram separados em dois grupos distintos: o primeiro grupo englobou apenas os elementos importantes à conservação da diversidade biológica, sendo denominado “Grupo I – Elementos biológicos e físicos”; e o segundo grupo englobou os elementos direcionados aos aspectos econômicos, sociais e políticos, sendo denominado “Grupo II – Elementos socioeconômicos e de governança”.

Síntese da pesquisa: A síntese da pesquisa pode ser realizada de diversas maneiras (e.g. síntese narrativa, síntese quantitativa ou síntese qualitativa). Qualquer revisão sistemática deve apresentar pelo menos uma dessas formas de síntese, ou uma combinação delas. A síntese narrativa é frequentemente vista como preparatória, podendo apresentar o

contexto geral da evidência encontrada. A síntese quantitativa, por sua vez, pretende mensurar os efeitos de uma intervenção, sendo comumente representada pela meta-análise⁶. Todavia, algumas revisões envolvem ampla gama de estudos, dados incomparáveis e formalmente não quantificados. Nestes casos, uma síntese qualitativa é mais indicada para uma análise crítica dos resultados obtidos (CEE, 2013). Dessa forma, e de acordo com os objetivos propostos nesta pesquisa, a aplicação de uma síntese qualitativa é mais apropriada.

Fase 03: Disseminação dos Resultados

Da mesma forma como observado para a sub-fase “Desenvolvimento do Protocolo”, o relatório final da RBS deve ser registrado na plataforma da CEE para ampla divulgação e compartilhamento dos resultados obtidos. Não foi elaborado um relatório a parte da dissertação. Os resultados da pesquisa são apresentados na seção a seguir.

⁶ Meta-análise utiliza métodos estatísticos para combinar dados de dois ou mais estudos distintos, porém relacionados a uma mesma pergunta norteadora.

4.2 Resultados e Discussão: Etapa I

A partir dos termos e da estratégia de busca adotados foram retornados pelas plataformas científicas (i.e. *Scopus* e *Web of Science*) 333 trabalhos, excluindo-se os duplicados. No Filtro I foram selecionados 81 trabalhos que apresentaram potencial para a pesquisa, e no Filtro II apenas 24 trabalhos responderam positivamente as questões de elegibilidade apresentadas no **Quadro 2**. Com relação à triagem realizada a partir das referências bibliográficas, sete trabalhos adicionais foram incluídos na seleção final, totalizando, assim, 31 trabalhos considerados relevantes para a pesquisa (**Figura 2**). O **Quadro 3** traz os 31 trabalhos que foram selecionados como relevantes, assim como o ID da questão de elegibilidade respondida positivamente por cada um deles.

Figura 2 – Resultado da triagem dos trabalhos relevantes

Fonte: Elaborado pela autora.

Quadro 3 - Trabalhos selecionados como relevantes para a pesquisa

Trabalhos selecionados	(ID)*
Barton et al. (2003)	(1)
Barton et al. (2009)	(1)
Bateman et al. (2015)	(2)
Bryan et al. (2011)	(2)
Chen et al. (2010)	(1)
Cimon-Morin, Darveau e Poulin (2013)	(2)
Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)	(3)
Clements et al. (2013)	(3)
De Leeuw et al. (2014)	(3)
Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)	(3)
Duarte, Ribeiro e Paglia (2016)	(2)
Egoh et al. (2010)	(2)
Egoh et al. (2011)	(2)
Hajkowicz et al. (2008)	(1)
Hily et al. (2015)	(1)
Klimek et al. (2008)	(3)
La Notte et al. (2014)	(1)
Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011)	(2)
Narloch, Pascual e Drucker (2011)	(3)
Nelson et al. (2008)	(2)
Pagiola et al. (2007)	(3)
Sierra e Russman (2006)	(3)
Ulber et al. (2011)	(3)
von Haaren et al. (2012)	(1)
Wätzold e Drechsler (2014)	(1)
Wendland et al. (2010)	(1)
Wünscher e Engel (2012)	(1)
Wünscher, Engel e Wunder (2006)	(1)
Wünscher, Engel e Wunder (2008)	(1)
Zabel e Engel (2010)	(3)
Zhang e Pagiola (2011)	(1)

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

*Identificador das questões de elegibilidade apresentadas no **Quadro 2**.

De acordo com o Guia da CEE, tipicamente um grande número de trabalhos é rejeitado no processo de RBS (CEE, 2013). Por exemplo, em um estudo para avaliar os impactos das áreas protegidas terrestres sob o bem-estar humano, 15.593 documentos foram retornados das bases de dados consultadas, sendo que somente 177 (1,1 %) destes atendiam a todos os critérios de elegibilidade estabelecidos; similarmente, uma revisão de impactos de manejo da terra em relação aos fluxos de carbono e gases do efeito estufa em planícies de turfa identificaram 18.451 documentos, e somente 93 (0,5%) foram considerados relevantes para o estudo em questão (CEE, 2013). Entretanto, é importante salientar que o volume de documentos retornados pelos exemplos da CEE (i.e. 15.593 e 18.451) é muito provavelmente

atribuído a um número maior de bases de dados consultadas e também a formação de uma equipe interdisciplinar de especialistas responsável pela execução da RBS; um único pesquisador é improvável que possua todas as habilidades requeridas para conduzir as buscas em tais proporções (CEE, 2013).

De maneira geral, pode-se inferir que as estratégias de busca adotadas foram positivas para a pesquisa, visto que um número admissível de trabalhos relevantes foi retornado das bases de dados consultadas, contribuindo, assim, com o desenvolvimento do tema em questão. Entretanto, deve-se considerar a possibilidade de ampliação da RBS, particularmente no que se refere à inserção de novos termos de busca, assim como da consulta a outros bancos de dados. Por exemplo, dos trabalhos adicionais incluídos na análise após a triagem das referências bibliográficas (i.e. BARTON et al., 2003; CHEN et al., 2010; CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008; EGOH et al., 2011; PAGIOLA et al., 2007; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; 2008), verificou-se que o trabalho de Barton et al. (2003) não foi resgatado inicialmente pelas plataformas consultadas por não estar indexado nas mesmas, enquanto que os demais não apresentaram no título, resumo ou palavras-chave todos os termos de busca estabelecidos no **Quadro 1**⁷.

Com relação às questões de elegibilidade, observou-se que 13 trabalhos responderam positivamente à questão (1), dos quais sete são voltados exclusivamente para a priorização de áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade (i.e. BARTON et al., 2003; 2009; HILY et al., 2015; LA LOTTE et al., 2014; VON HAAREN et al., 2012; WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014; WÜNSCHER; ENGEL, 2012), e seis englobam conservação da biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos (i.e. CHEN et al., 2010; HAJKOWICZ et al., 2008; WENDLAND et al., 2010; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; 2008; ZHANG; PAGIOLA, 2011); oito trabalhos responderam positivamente a questão (2); e 10 responderam positivamente a questão (3).

Ao todo foram extraídos 172 elementos, dos quais 92 são relacionados aos aspectos biológicos e físicos, e 80 aos aspectos socioeconômicos e de governança. Os 92 elementos biológicos e físicos foram agrupados em 15 categorias temáticas representativas (i.e. denominadas “Elementos de Priorização”), e os elementos socioeconômicos e de governança em 10 categorias. O **Quadro 4** apresenta os elementos extraídos e os elementos de priorização

⁷ Chen et al. (2010), Claassen, Cattaneo e Johansson (2008) e Wünscher, Engel e Wunder (2006; 2008) não foram capturados na busca original devido a ausência do termo *biodiversity* no título, resumo ou palavras-chave; Ego et al. (2011) pela ausência do termo *pay**; e Pagiola et al. (2007) pela ausência dos termos *priorit* areas*, *target**, *prioriti*ation* ou *design*.

referentes ao Grupo I, e o **Quadro 5** apresenta os elementos extraídos e os elementos de priorização referentes ao Grupo II.

Quadro 4 – Elementos extraídos e de priorização referentes ao Grupo I

Elemento de Priorização	Elemento Extraído	Referência
Riqueza de espécies	Considerar a riqueza de espécies de plantas nativas.	Bryan et al. (2011)
	Considerar a diversidade de gramíneas e leguminosas.	Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)
	Considerar a riqueza de espécies.	Hily et al. (2015)
	Considerar a diversidade de plantas vasculares.	Klimek et al. (2008)
	Considerar a riqueza de espécies.	La Notte et al. (2014)
	Priorizar a variedade das espécies.	Narloch, Pascual e Drucker (2011)
	Priorizar áreas com alta diversidade de espécies nativas.	Pagiola et al. (2007)
	Considerar a diversidade de espécies de plantas.	Ulber et al. (2011)
Espécies ameaçadas/ vulneráveis/ raras	Priorizar as áreas para a conservação das espécies ameaçadas de extinção.	Bateman et al. (2015)
	Considerar as áreas prioritárias para a conservação de espécies ameaçadas pelas mudanças climáticas.	Bryan et al. (2011)
	Considerar a riqueza de espécies de plantas ameaçadas.	Bryan et al. (2011)
	Considerar a área benéfica para a conservação de espécies ameaçadas.	Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)
	Considerar a conservação de espécies de aves ameaçadas de extinção.	Clements et al. (2013)
	Selecionar as áreas com maior escore de insubstituibilidade de espécies ameaçadas.	Egoh et al. (2011)
	Considerar a presença de espécies: ameaçadas > vulneráveis > raras.	Hajkowicz et al. (2008)
	Considerar a vulnerabilidade das espécies.	Hily et al. (2015)
	Considerar a raridade das espécies.	Hily et al. (2015)
	Considerar espécies ameaçadas de alcance restrito.	Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011)
	Priorizar as espécies mais ameaçadas e únicas.	Narloch, Pascual e Drucker (2011)
	Considerar espécies sensíveis às mudanças nos padrões de uso da terra.	Nelson et al. (2008)
	Considerar espécies de plantas aráveis ameaçadas de extinção.	Ulber et al. (2011)
	Considerar espécies ameaçadas.	Wendland et al. (2010)
Espécies endêmicas	Considerar a proteção de espécies endêmicas.	Barton et al. (2009)
	Selecionar as áreas com maior escore de insubstituibilidade de espécies endêmicas.	Egoh et al. (2011)
	Considerar espécies de alcance restrito.	Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011)
Espécies carismáticas	Considerar a proteção de espécies mais “carismáticas”.	Wendland et al. (2010)

Espécies com valor comercial ou cultural	Considerar espécies de interesse para a população local através de seu valor para o comércio ou consumo.	Clements et al. (2013)
	Considerar espécies com elevado valor de mercado em nível global (e.g. caça esportiva e turismo de observação).	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Considerar espécies de interesse da comunidade.	Hily et al. (2015)
	Considerar plantas com valores medicinais e bioprospecção.	Wendland et al. (2010)
Carnívoros de médio e grande porte	Considerar a proteção de carnívoros de grande porte (espécies guarda-chuva).	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Selecionar as áreas com a maior densidade de tigres.	Zabel e Engel (2010)
Diversidade Funcional	Considerar a diversidade funcional dos elementos da biodiversidade.	Cimon-Morin, Darveau e Poulin (2013)
	Considerar a funcionalidade dos ecossistemas e as trocas entre os serviços ecossistêmicos.	Wendland et al. (2010)
Complementariedade e Representatividade	Selecionar as áreas com maior complementariedade da biodiversidade.	Barton et al. (2003, 2009)
	Selecionar áreas onde há complementariedade para a conservação da biodiversidade e de outros serviços ecossistêmicos.	Cimon-Morin, Darveau e Poulin (2013)
	Considerar a representatividade em relação às áreas protegidas.	Hajkowicz et al. (2008)
	Selecionar as áreas mais representativas da biodiversidade regional.	Wünscher, Engel e Wunder (2006, 2008)
Persistência e área de vida	Considerar a probabilidade de persistência das espécies.	Barton et al. (2003, 2009)
	Considerar a sobrevivência dos elementos alvos da conservação por um longo período de tempo.	Cimon-Morin, Darveau e Poulin (2013)
	Considerar a área necessária para a reprodução de espécies.	Clements et al. (2013)
	Priorizar áreas de migração/dispersão da vida selvagem.	De Leeuw et al. (2014)
	Considerar a escala geográfica que muito provavelmente garantirá a conservação de uma população alvo.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Priorizar as maiores áreas de vegetação remanescente, a fim de proteger o maior número de espécies.	Egoh et al. (2010)
	Considerar áreas de habitat para a migração de espécies.	Hajkowicz et al. (2008)
	Priorizar os locais que são refúgios para espécies com poucas opções de conservação.	Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011)
	Considerar a área mínima necessária para manter a diversidade genética das espécies.	Narloch, Pascual e Drucker (2011)
	Considerar a persistência das espécies na paisagem por um longo período de tempo, levando em consideração a quantidade de habitat requerido para reprodução e	Nelson et al. (2008)

	alimentação.	
	Considerar a área de vida necessária para a sobrevivência de um único indivíduo.	Zabel e Engel (2010)
Conectividade	Considerar o manejo da terra de modo a promover a conectividade da paisagem.	De Leeuw et al. (2014)
	Priorizar as áreas com alto grau de conectividade.	Duarte, Ribeiro e Paglia (2016)
	Priorizar as parcelas de terra mais próximas às manchas de florestas nativas.	Chen et al. (2010)
	Considerar áreas dentro do corredor de vida selvagem.	Hajkowicz et al. (2008)
	Considerar áreas próximas às áreas protegidas.	Hajkowicz et al. (2008)
	Selecionar os sítios baseados em sua localização no corredor biológico.	Pagiola et al. (2007)
	Priorizar as áreas que possuem importante papel na conservação da cobertura florestal em escala regional.	Sierra e Russman (2006)
	Considerar a conectividade dos biótopos no contexto da paisagem.	von Haaren et al. (2012)
	Selecionar áreas conectadas espacialmente para a conservação.	Wätzold e Drechsler (2014)
	Considerar o número e a proximidade com manchas de habitats conservadas.	Wätzold e Drechsler (2014)
	Priorizar as áreas com alto grau de conectividade.	Wünscher, Engel e Wunder (2006, 2008)
	Selecionar os vilarejos próximos ao parque.	Zabel e Engel (2010)
	Selecionar os vilarejos entre duas unidades de conservação.	Zabel e Engel (2010)
	Considerar as áreas localizadas próximas às áreas legalmente protegidas ou a corredores ecológicos já estabelecidos.	Zhang e Pagiola (2011)
Distância de áreas densamente urbanizadas	Priorizar as áreas mais afastadas das rodovias principais.	Bateman et al. (2015)
	Considerar áreas mais afastadas de rodovias e de centros urbanos.	De Leeuw et al. (2014)
	Considerar áreas de habitat mais afastadas das classes de usos do solo antrópico, principalmente de centros urbanos e pastagens.	Duarte, Ribeiro e Paglia (2016)
	Considerar áreas afastadas de regiões com níveis elevados de urbanização e de maior pressão sob a terra.	Hily et al. (2015)
	Priorizar áreas mais distantes das principais rodovias de escoamento da produção e de centros urbanos.	Sierra e Russman (2006)
	Selecionar os vilarejos mais afastados das rodovias.	Zabel e Engel (2010)
Habitats ameaçados, vulneráveis e raros	Considerar os habitats de animais ameaçados.	Bryan et al. (2011)
	Considerar a restauração de áreas úmidas.	Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)
	Considerar a área complemento para os habitats de áreas úmidas.	Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)
	Considerar áreas próximas às áreas alagadas.	Hajkowicz et al. (2008)

	Considerar a vulnerabilidade dos habitats.	Hily et al. (2015)
	Priorizar áreas de habitat altamente ameaçados.	Sierra e Russman (2006)
	Priorizar os biótopos com o maior número de espécies ameaçadas de extinção.	von Haaren et al. (2012)
Grau de naturalidade da vegetação	Priorizar a maior quantidade de remanescentes de floresta secundária (e também de floresta primária) possível.	Bateman et al. (2015)
	Considerar o status de proteção da vegetação.	Bryan et al. (2011)
	Considerar as áreas de vegetação remanescente em condição prístina ou moderadamente degradada.	Egoh et al. (2010)
	Selecionar as áreas com maior escore de habitats baseado na insubstituibilidade, no status de conservação e no nível de proteção de diferentes tipos de vegetação.	Egoh et al. (2011)
	Priorizar floresta primária > floresta secundária > floresta secundária perturbada e floresta ripária > diversidade de plantações de madeira > habitats de arbusto, pasto melhorado com alta densidade de árvores, diversidade de banco de forragem e diversidade de cultivos de frutas > pasto natural com alta densidade de árvores > monocultura na plantação de madeira, banco de forragem com espécies lenhosas e pasto melhorado com árvores > pasto melhorado com baixa densidade de árvores, banco de forragem, monocultura nos cultivos de frutas, pastos melhorados com árvores recentemente plantadas, pasto natural com árvores recentemente plantadas, pasto natural com baixa densidade de árvores e cultivos semi-permanentes > pasto natural sem árvores > cultivos anuais e pasto degradado.	Pagiola et al. (2007)
	Priorizar os biótopos mais próximos ao natural (i.e. quase sem impactos antrópicos).	von Haaren et al. (2012)
	Priorizar os remanescentes de floresta primária, seguidos dos remanescentes de floresta secundária e de áreas indicadas à recuperação da cobertura florestal.	Sierra e Russman (2006)
Métricas das manchas	Considerar formatos de manchas menos complexos.	Bryan et al. (2011)
	Considerar a qualidade da mancha (área/taxa de perímetro).	Hajkowicz et al. (2008)
Restauração e recuperação de habitats e da cobertura florestal	Considerar o uso de gramíneas nativas e plantações de árvores.	Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)
	Considerar a recuperação de vegetação nativa.	Hajkowicz et al. (2008)
	Considerar a restauração dos habitats naturais relativamente raros na paisagem.	Nelson et al. (2008)
	Considerar a restauração da cobertura florestal nativa.	Nelson et al. (2008)
	Considerar a conservação e a recuperação de áreas de floresta secundária e em pousio.	Sierra e Russman (2006)

	Considerar a restauração e a reabilitação de áreas degradadas e desmatadas.	Wendland et al. (2010)
	Selecionar áreas para atividades de proteção das florestas e para a regeneração natural das florestas.	Wünscher, Engel e Wunder (2006)

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

Bryan et al. (2011) utilizaram outros critérios de priorização de áreas para a conservação da biodiversidade, os quais não foram considerados nesta pesquisa de mestrado por não corresponderem aos objetivos propostos, a saber: (i) riqueza de espécies de plantas não nativas; (ii) proporção das zonas climáticas; (iii) proporção das comunidades vegetacionais pré-europeias (i.e. dados sobre a vegetação nativa original que se presume ter existido antes do assentamento europeu na Austrália Ocidental); e (iv) tipo de solo sustentando a vegetação nativa.

Quadro 5 – Elementos extraídos e de priorização referentes aos elementos do Grupo II

Elemento de Priorização	Elemento Extraído	Referência
Custo de oportunidade da terra.	Considerar os custos de oportunidade relativamente baixos para o proprietário rural.	Bateman et al. (2015)
	Priorizar as áreas com baixo custo de oportunidade.	Barton et al. (2003, 2009)
	Priorizar as áreas com o menor custo de oportunidade.	Chen et al. (2010)
	Considerar o pagamento maior do que o valor de conversão da terra.	De Leeuw et al. (2014)
	Considerar o pagamento maior do que os custos de oportunidade pelo uso da terra.	Egoh et al. (2010)
	Selecionar as áreas com o menor custo de oportunidade.	Egoh et al. (2011)
	Considerar as áreas em que o valor monetário da terra é mais baixo.	Hily et al. (2015)
	Considerar níveis mais altos dos pagamentos, de modo a incentivar a mudança no uso da terra em direção à conservação.	Nelson et al. (2008)
	Considerar o custo de oportunidade menor do que o principal uso alternativo da terra.	Pagiola et al. (2007)
	Considerar o pagamento igual ou maior que qualquer atividade alternativa de uso da terra para que os proprietários rurais se interessem em aderir ao programa.	Sierra e Russman (2006)
	Considerar os pagamentos maiores que os custos de oportunidade individuais.	Ulber et al. (2011)
	Considerar áreas com o menor custo de oportunidade da terra.	Wendland et al. (2010)
	Priorizar áreas com custos mais baixos em relação aos níveis dos serviços e da “probabilidade de não provisão” do serviço.	Wünscher e Engel (2012)
	Selecionar as áreas com o menor custo de participação.	Wünscher, Engel e Wunder (2006, 2008)
	Considerar o pagamento de modo a cobrir os custos de oportunidade da provisão do serviço.	Zabel e Engel (2010)
Adicionalidade	Considerar áreas com alta probabilidade de desmatamento.	Barton et al. (2009)

	Considerar a existência de ameaças para a população de carnívoros.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Considerar a adicionalidade.	Duarte, Ribeiro e Paglia (2016)
	Considerar as ameaças para a conservação.	Hajkowicz et al. (2008)
	Considerar a adicionalidade.	Sierra e Russman (2006)
	Considerar a adicionalidade na provisão dos serviços.	Ulber et al. (2011)
	Considerar a inclusão dos níveis de ameaça para a biodiversidade; a não inclusão dos níveis de ameaça acarreta em menor adicionalidade dos esquemas.	Wendland et al. (2010)
	Priorizar as áreas onde as “probabilidades de não provisão” dos serviços são mais altas.	Wünscher e Engel (2012)
	Selecionar as áreas que apresentam alto risco de desmatamento (i.e. maior adicionalidade).	Wünscher, Engel e Wunder (2008)
	Selecionar as áreas onde os esquemas provavelmente criarão maior adicionalidade.	Zabel e Engel (2010)
Direito de posse da terra	Considerar o direito de posse da terra.	De Leeuw et al. (2014)
	Considerar o fortalecimento e clareza do direito de posse da terra.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Considerar a demarcação formal e o direito de posse da terra.	Narloch, Pascual e Drucker (2011)
	Selecionar apenas os proprietários de terra oficialmente registrados.	Ulber et al. (2011)
	Considerar a garantia do direito de posse de terra.	Wendland et al. (2010)
	Considerar o direito de posse da terra privada.	Wünscher e Engel (2012)
	Considerar o fortalecimento dos direitos de posse da terra.	Zabel e Engel (2010)
Pobreza	Considerar o direcionamento dos pagamentos para as populações mais pobres.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Priorizar áreas com baixos padrões de desenvolvimento social.	Wünscher, Engel e Wunder (2006)
	Priorizar áreas com baixo desenvolvimento social.	Zhang e Pagiola (2011)
Integração das partes interessadas	Considerar a integração de diversas partes interessadas nos programas, de modo a garantir recursos financeiros adicionais.	Cimon-Morin, Darveau e Poulin (2013)
	Considerar o maior envolvimento entre população local e organizações não governamentais.	Clements et al. (2013)
	Considerar o engajamento genuíno das partes interessadas em nível local.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Considerar a participação dos proprietários rurais nos contratos da conservação.	Hily et al. (2015)
	Considerar as preferências dos investidores.	Hajkowicz et al. (2008)
	Considerar as decisões dos proprietários rurais na definição de áreas prioritárias.	von Haaren et al. (2012)
	Considerar a capacidade de interação com organizações locais e agências	Wendland et al. (2010)

	governamentais.	
	Considerar o comportamento de risco, a desconfiança e as preferências dos proprietários rurais.	Wünscher, Engel e Wunder (2008)
	Considerar o envolvimento das partes interessadas no processo de <i>design</i> e tomada de decisão.	Zabel e Engel (2010)
Organizações sociais	Considerar o direcionamento dos pagamentos para iniciativas de desenvolvimento conduzidas pelas comunidades locais.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Considerar o aumento e fortalecimento das organizações coletivas locais.	Narloch, Pascual e Drucker (2011)
Capacidade política e institucional	Considerar o fortalecimento e a ética das instituições governamentais.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Considerar a congruência política entre as instituições.	Wendland et al. (2010)
	Considerar a vontade política.	Wendland et al. (2010)
	Considerar a vontade política.	Wünscher e Engel (2012)
	Considerar as instituições estáveis.	Wünscher e Engel (2012)
	Considerar a capacidade técnica.	Wünscher e Engel (2012)
	Considerar a boa governança.	Wünscher e Engel (2012)
	Considerar o cumprimento das legislações.	Wünscher e Engel (2012)
Manejo e ações de conservação	Considerar ações de manejo e conservação dos valores ecológicos.	Bryan et al. (2011)
	Selecionar propriedades que adotam práticas de manejo que auxiliam a atingir os objetivos ambientais nas terras agrícolas.	Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)
	Considerar os benefícios do uso sustentável da terra.	Egoh et al. (2010)
	Considerar a existência de ações de manejo para a proteção dos bens ecológicos.	Hajkowicz et al. (2008)
	Considerar medidas/ações de conservação em benefício da manutenção da biodiversidade existente nas propriedades privadas.	Hily et al. (2015)
	Considerar ações de manejo a favor do aumento dos níveis ambientais nas áreas de pastagem.	Klimek et al. (2008)
	Considerar os tipos de manejo da terra agrícola para a proteção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.	La Notte et al. (2014)
	Considerar práticas de manejo e conservação sustentável das florestas.	Sierra e Russman (2006)
	Considerar o manejo da terra em prol da conservação da diversidade de espécies.	Ulber et al. (2011)
	Considerar os tipos de manejo que favorecem o aperfeiçoamento da biodiversidade.	von Haaren et al. (2012)
	Considerar os proprietários rurais que realizam ações de conservação em suas	Wätzold e Drechsler (2014)

	propriedades.	
Heterogeneidade da paisagem	Considerar a heterogeneidade da paisagem.	Chen et al. (2010)
	Considerar a heterogeneidade da terra.	Claassen, Cattaneo e Johansson (2008)
	Considerar o esquema de pagamento em nível de paisagem.	Dickman, Macdonald e Macdonald (2011)
	Selecionar o melhor conjunto de áreas que possua os alvos de conservação pelo custo mínimo.	Egoh et al. (2011)
	Selecionar grupos de proprietários rurais que são necessários para gerar um padrão de paisagem eficiente.	Nelson et al. (2008)
	Considerar a variabilidade dos valores da conservação dos habitats em escala regional e global.	Sierra e Russman (2006)
	Considerar a cooperação entre propriedades rurais adjacentes.	Wätzold e Drechsler (2014)
Sinergia e congruência espacial	Considerar a integração dos serviços ecossistêmicos aos planos de conservação da biodiversidade.	Cimon-Morin, Darveau e Poulin (2013)
	Priorizar as áreas com o maior número de sobreposições dos serviços ecossistêmicos.	Duarte, Ribeiro, Paglia (2016)
	Selecionar as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade com base na maior sobreposição com os serviços ecossistêmicos.	Egoh et al. (2010)
	Selecionar as áreas que integram serviços ecossistêmicos e conservação da biodiversidade.	Egoh et al. (2011)
	Considerar a sinergia espacial entre diferentes objetivos da conservação.	Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011)
	Priorizar as áreas com maior sobreposição entre alvos de biodiversidade para a conservação e outros serviços ecossistêmicos.	Wendland et al. (2010)
	Considerar a integração dos dados espaciais dos serviços ecossistêmicos.	Wünscher, Engel e Wunder (2006, 2008)
	Considerar a sinergia espacial entre diferentes objetivos da conservação.	Zhang e Pagiola (2011)

Fonte: Elaborado pela autora.

A **Figura 3** apresenta o número de vezes que os elementos tanto do Grupo I quanto do Grupo II foram indicados ao processo de priorização de áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade. E a **Figura 4** apresenta o número de elementos extraídos por trabalho relevante.

Figura 3 – Número de vezes que os elementos do Grupo I e do Grupo II foram indicados ao processo de priorização de áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade

Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com a **Figura 3**, observa-se que, dos 25 elementos de priorização identificados na RBS, os elementos “Custo de oportunidade da terra”, “Espécies ameaçadas, vulneráveis e raras”, “Conectividade”, “Persistência e área de vida”, “Manejo e ações de conservação” e “Adicionalidade” foram os mais indicados ao processo de priorização de áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade. Enquanto que os elementos “Carnívoros de médio e grande porte”, “Diversidade funcional”, “Métricas das manchas”, “Organizações sociais” e “Espécies carismáticas” foram os menos indicados.

Com relação à **Figura 4**, observa-se que o trabalho de Wendland et al. (2010) foi o que mais apresentou elementos de priorização para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade, seguido pelos trabalhos de Hajkowicz et al. (2008) e Dickman, Macdonald e Macdonald (2011), respectivamente. No entanto, Hajkowicz et al. (2008) apresentaram o

maior número de elementos biológicos. Destaque para o trabalho de Wünscher e Engel (2012) que apresentaram somente elementos socioeconômicos e de governança. Os trabalhos de Barton et al. (2003), Klimek et al. (2008) e La Notte et al. (2014), por sua vez, foram os que menos apresentaram elementos para a priorização de áreas à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade.

Figura 4 – Número de elementos extraídos por trabalho relevante

Fonte: Elaborado pela autora.

A seguir são apresentados e discutidos cada um dos elementos de priorização identificados.

4.2.1 Grupo I - Elementos biológicos e físicos

Riqueza de espécies

A riqueza de espécies é um elemento comumente utilizado nos esquemas de pagamento para a conservação da biodiversidade, com foco predominante na conservação da diversidade de plantas (BRYAN et al., 2011; CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON,

2008; KLIMEK et al., 2008; LA NOTTE et al., 2014; NARLOCH; PASCUAL; DRUCKER, 2011; PAGIOLA et al., 2007; ULBER et al., 2011); apenas Hily et al. (2015) utilizaram dados sobre a riqueza de espécies animais e vegetais, não considerando nenhum táxon específico (HILY et al., 2015).

A maioria dos trabalhos que considerou a riqueza de espécies de plantas como critério para o direcionamento dos contratos, remetem-se aos programas agroambientais, cujo objetivo é conciliar conservação da biodiversidade e produção agrícola. Esse tipo de esquema de pagamento é comumente usado na Europa, onde habitats semi-naturais, incluindo pastagens, são considerados elementos significativamente importantes para a manutenção da biodiversidade, produção de alimentos, fibras e ciclagem de nutrientes. No caso, os proprietários rurais são compensados pelo aumento da qualidade ambiental dos pastos, a qual é associada ao aumento da diversidade de espécies de plantas (KLIMEK et al., 2008; LA NOTTE et al., 2011; ULBER et al., 2010).

A abordagem utilizada por Narloch, Pascual e Drucker (2011), por sua vez, considera a conservação da diversidade de espécies como *proxy* à conservação da diversidade genética. De acordo com os autores, a monocultura de algumas espécies de quinoa no Peru e na Bolívia, impulsionou o declínio de outras espécies comercialmente menos interessantes, levando-as a ameaça de extinção. Dessa forma, o pagamento foi direcionado para que os produtores rurais mantivessem a variabilidade genética de quinoa em seu habitat natural.

Espécies ameaçadas, vulneráveis e raras

Grande parte dos trabalhos selecionados utilizaram a presença e o número de espécies ameaçadas, vulneráveis e/ou raras como elementos importantes a serem considerados nos processos de priorização de áreas para a conservação (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008; NELSON et al., 2008; HAJKOWICZ et al., 2008; WENDLAND et al., 2010; BRYAN et al., 2011; EGOH et al., 2011; ULBER et al., 2011; LARSON; LONDOÑO-MURCIA; TURNER, 2011; BATEMAN et al., 2015; HILY et al., 2015).

Wendland et al. (2010), por exemplo, desenvolveram um índice não binário para mensurar o valor da biodiversidade em Madagascar e, assim, direcionar o pagamento para as áreas prioritárias à conservação. Para compor o índice, os autores utilizaram dados espaciais sobre a distribuição de espécies de três grupos taxonômicos bem consolidados (i.e. mamíferos, aves e anfíbios) e de interesse para a região em estudo, atribuindo-lhes posteriormente um peso diferente de acordo com seu status de ameaça na Lista Vermelha da

IUCN⁸ (WENDLAND et al., 2010). Bateman et al. (2015), por sua vez, atribuíram maior prioridade de conservação para os tipos de uso do solo (i.e. plantações de palmeira, floresta secundária) em que espécies de mamíferos ameaçadas de extinção tivessem mais de 50% de probabilidade de serem avistadas. A probabilidade dessas espécies de serem avistadas foi estimada a partir do número de indivíduos que foram observados durante visitas a campo, e posteriormente, foi verificado seu status de ameaça também de acordo com a Lista Vermelha de IUCN (BATEMAN et al., 2015).

Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011) reconhecem a importância da insubstituibilidade e da vulnerabilidade das espécies nos processos de priorização de áreas para a conservação em nível global. A vulnerabilidade refere-se à probabilidade das espécies serem perdidas em curto período, e a insubstituibilidade está diretamente relacionada aos locais de refúgio para espécies com poucas opções de proteção (MARGULES; PRESSEY, 2000).

Com relação às espécies raras, observa-se que apenas Hily et al. (2015) utilizaram dados da presença das mesmas na construção de seu índice de biodiversidade. As espécies raras, embora possuam maior valor para a conservação do que espécies muito comuns, são mais difíceis de serem monitoradas, o que na lógica do PSA não atende ao requisito da condicionalidade. Desse modo, mesmo que um esquema de PSA considere a proteção de espécies raras como objetivo principal, basear os pagamentos na abundância dessas espécies pode, em muitos casos, não ser possível (SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011). Klimek et al. (2008), por exemplo, selecionaram espécies de plantas para serem indicadoras da qualidade ambiental das propriedades rurais candidatas a receber os incentivos econômicos. Entretanto, tais espécies deveriam ocorrer com frequência relativamente alta e serem facilmente identificadas pelos proprietários rurais, ou seja, não poderiam ser espécies raras e nem muito comuns (KLIMEK et al., 2008).

Espécies endêmicas

Endemismo é aplicado como um critério onde as espécies são naturalmente restringidas a uma localidade geográfica definida, enquanto que espécies de alcance restrito podem ter sofrido uma perda ampla de hábitat devido às atividades antrópicas. Tais espécies

⁸ A Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) corresponde a um inventário internacional sobre o estado de conservação de diversas espécies, a qual tem por finalidade contribuir com o planejamento da conservação e com a minimização dos riscos de extinções de espécies em âmbito global.

são mais vulneráveis a extinção do que espécies mais cosmopolitas (i.e. possuem uma distribuição geográfica mais ampla, podendo ser encontradas em diversas localidades). Áreas isoladas, tais como as ilhas e topos de montanha, possuem maior probabilidade de ter alta proporção de espécies endêmicas (ASAAD et al., 2017).

Barton et al. (2009) utilizaram dados da presença de espécies de plantas vasculares endêmicas da região da ACOSA, Costa Rica, em seu modelo de priorização de áreas para o direcionamento dos pagamentos. Egoh et al. (2011), por sua vez, utilizaram um índice baseado nos padrões de insubstituibilidade das espécies para um total de 10.000 espécies de animais e vegetais endêmicas, e para um total de 1500 espécies de animais e plantas ameaçados de extinção. Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011) utilizaram dados sobre espécies animais ameaçadas de extinção com alcance restrito, priorizando as áreas em que tais espécies possuem menos opções de refúgio.

Espécies carismáticas

Como salientado anteriormente, Wendland et al. (2010) utilizaram dados de três grupos taxonômicos consolidados (i.e. mamíferos, aves e anfíbios) para determinar o valor de biodiversidade para a conservação. A escolha das espécies, por sua vez, remete-se ao fato de que grande parte da renda proveniente do turismo em Madagascar é voltada à observação de lêmures, pássaros e anfíbios, espécies consideradas “carismáticas”. Desse modo, os autores argumentam que a disposição a pagar é maior quando se considera a conservação de espécies bandeiras (i.e. carismáticas).

Espécies com valor comercial e cultural

Wendland et al. (2010) recomendam a inclusão de dados sobre a presença de espécies de plantas que possuem valor comercial ou cultural nos modelos de priorização de áreas para a conservação. Trata-se de espécies cujo valor deve-se ao seu uso medicinal em escala local, ou para a bioprospecção em escala global (WENDLAND et al., 2010). Espécies de maior interesse para as populações humanas possuem maior importância para a conservação (HILY et al., 2015).

Este elemento é abordado também, de forma indireta, nos trabalhos de Narloch, Pascual e Drucker (2011) e Dickman, Macdonald e Macdonald (2011). Narloch, Pascual e Drucker (2011) enfatizam a relação existente entre a conservação das variedades de quinoa

ameaçadas de extinção no Peru e na Bolívia, e seu valor cultural para ambas as comunidades. Já Dickman, Macdonald e Macdonald (2011) salientam a importância da conservação de animais de médio e grande porte para atividades comerciais, tais como a caça esportiva e o turismo de observação.

Carnívoros de médio e grande porte

Conservar carnívoros de médio e grande porte é um assunto urgente para os conservacionistas devido ao rápido declínio dessas populações, assim como de sua importância como espécies guarda-chuva (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011), i.e. contribuindo indiretamente com a conservação de outras espécies menos visadas. O rápido declínio dessas populações está vinculado, principalmente, à fragmentação e perda de hábitat, e também aos conflitos gerados com proprietários rurais (e.g. ataque aos rebanhos). Neste sentido, programas de pagamento têm surgido com o objetivo de promover a coexistência entre vida selvagem e atividade antrópica (ZABEL; ENGEL, 2010; DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011).

Zabel e Engel (2010), por exemplo, discutem o *design* de um possível esquema de pagamento por desempenho para a conservação de tigres ao redor do Parque Nacional Bandhavgarh na Índia, onde se observam pressões antrópicas (e.g. extração de madeira e sobrepastoreio), além da perseguição e morte dos tigres que ultrapassam as fronteiras da reserva (i.e. animais de médio e grande porte percorrem grandes extensões territoriais) e atacam os rebanhos. O desenho do esquema, portanto, seria direcionado ao melhoramento da qualidade da pastagem e da cobertura florestal, uma vez que o aumento da qualidade do pasto aumentaria a densidade de espécies de presas e, conseqüentemente, da população de tigres. Dessa forma, como se trata de um esquema de pagamento por desempenho, as áreas selecionadas para receber os pagamentos poderiam ser aquelas com maior densidade de tigres (ZABEL; ENGEL, 2010).

Os grandes carnívoros possuem elevado valor de mercado em nível global (e.g. caça esportiva e turismo de observação), mas em nível local tais valores raramente são refletidos, principalmente para as populações menos favorecidas que mais sofrem com os custos da presença dos carnívoros, seja pela depredação e perda do rebanho, seja pelos custos com medidas de controle (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011). Dessa forma, a abordagem adotada por Dickman, Macdonald e Macdonald (2011) busca traduzir o valor global de conservação dos grandes carnívoros em incentivos suficientes em escala local, na

medida em que fornece rendimentos econômicos para aliviar a pobreza da população mais afetada.

Diversidade Funcional

A diversidade funcional (i.e. características funcionais dos organismos que constituem um ecossistema) é o elemento da biodiversidade mais significativo que explica a presença e a produção de um serviço ecossistêmico em um dado local. A produção de um serviço ecossistêmico pode estar associada à presença de uma característica funcional existente somente nas espécies dominantes, enquanto que outros serviços se originam de uma gama ou variedade de atributos funcionais, ou da presença de uma espécie específica (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013).

Muitos serviços são fornecidos por organismos que normalmente não são considerados durante o planejamento da conservação da biodiversidade. Por exemplo, organismos do solo são importantes contribuidores para a produção de alimentos e purificação da água, mas raramente são avaliados (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013). Dessa forma, recomenda-se a incorporação das avaliações da funcionalidade dos ecossistemas e das trocas entre os serviços nos modelos de priorização de áreas para a conservação (WENDLAND et al., 2010).

Complementariedade e Representatividade

Complementariedade é uma medida da dimensão em que uma área não protegida pode contribuir com atributos adicionais a um conjunto de áreas legalmente protegidas, de modo a maximizar o número de alvos da conservação. Tais atributos devem refletir os ganhos marginais da biodiversidade, podendo ser descritos como a distribuição espacial de uma espécie, os tipos de habitats ou biótopos, tipos de vegetação ou mesmo características do meio físico (e.g. relevo, clima, solos) (BARTON et al., 2003; 2009). Por exemplo, se um conjunto de áreas protegidas possui as espécies 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10, e uma área não protegida possui as espécies 2, 4, 6, 8, 10, 11, 12, 13, 14 e 15, o valor da complementariedade relativo ao conjunto de áreas protegidas é de cinco espécies (i.e. 11, 12, 13, 14 e 15); é importante ressaltar, entretanto, que a riqueza de espécies não necessariamente reflete o valor da complementariedade, visto que uma área pobre em espécies pode ser avaliada com alta

complementariedade caso a sobreposição dos atributos com outras localidades for baixo (BARTON et al., 2009).

Barton et al. (2003, 2009) utilizaram a medida da complementariedade como sendo o indicador da biodiversidade no cálculo da custo-efetividade para a seleção de áreas prioritárias ao recebimento do PSA na região da ACOSA, Costa Rica. Os atributos representativos da biodiversidade foram criados a partir da combinação de dados espaciais de variáveis do meio físico (i.e. clima, solo, litologia, altitude e formas do relevo), assumindo-se que tais variáveis influenciam a distribuição dos tipos florestais. Desse modo, foram selecionadas às áreas que obtiveram a maior complementariedade em relação ao conjunto de reservas existentes. É importante destacar ainda que Barton et al. (2009) utilizam, além dos dados espaciais anteriormente mencionados, dados espaciais da distribuição de espécies de plantas vasculares endêmicas da região de estudo como atributos ambientais.

Wünscher, Engel e Wunder (2006, 2008), por sua vez, utilizaram dados referentes às zonas de vida⁹ como atributos da representatividade da biodiversidade para identificar áreas prioritárias à conservação; ou seja, as áreas selecionadas devem representar a biodiversidade da região em estudo. Os autores estabeleceram que pelo menos 20% da área original de cada zona de vida deveria ser protegido. Dessa forma, caso uma zona de vida não fosse suficientemente representada dentro do sistema de áreas legalmente protegidas, então o PSA poderia ser utilizado para protegê-las nas terras privadas. Quanto menos representada uma zona de vida estiver dentro do sistema de reservas, maior será sua prioridade para a conservação (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; 2008).

Hajkowicz et al. (2008) também utilizaram a representatividade da biodiversidade como um dos critérios necessários à elaboração de seu modelo de priorização de áreas. Entretanto, a representatividade não foi dinamicamente retratada tal como nos estudos de planejamento sistemático da conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000), resultando no direcionamento dos investimentos para sítios sub-representados em relação às áreas protegidas. De acordo com os autores, a principal razão para isso pode ter sido ou a falta de dados ou a pouca compreensão ecológica sobre a modelagem dessas relações complexas (HAJKOWICZ et al., 2008).

É importante destacar ainda a complementariedade entre serviços ecossistêmicos e biodiversidade na seleção de áreas prioritárias à conservação. Tal abordagem torna possível a

⁹ Conjunto de associações entre formações florestais, atividades antrópicas e fatores climáticos (e.g. temperatura, precipitação e umidade) para a região dos trópicos (HOLDRIDGE, 1967 *apud* WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; 2008).

redução do número total de propriedades privadas que possam incorporar a rede de reservas, de modo a encontrar alvos para a conservação que satisfaçam ambos os objetivos (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013); isso é especialmente verdade para regiões onde existem muitas alternativas de conservação, ou seja, onde áreas naturais ou moderadamente degradadas estão disponíveis para a conservação (EGOH et al., 2010).

Dessa forma, infere-se que os pagamentos para a conservação da biodiversidade devem ser direcionados às áreas que apresentam maior complementariedade e representatividade da biodiversidade em relação à rede de reservas já existentes.

Persistência e área de vida

A priorização de áreas para a alocação de recursos do PSA-biodiversidade deve levar em consideração a manutenção do maior número possível de indivíduos de uma espécie (i.e. tamanho da população mínima viável) em seu hábitat natural, de modo que a sobrevivência dos mesmos não seja ameaçada ao longo do tempo (BARTON et al., 2003; 2009; CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013; CLEMENTS et al., 2013; DE LEEUW et al., 2014; DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011; EGOH et al., 2010; HAJKOWICZ et al., 2008; LARSEN; LONDOÑO-MURCIA; TURNER, 2011; NARLOCH; PASCUAL; DRUCKER, 2011; NELSON et al., 2008; ZABEL; ENGEL, 2010).

A persistência das espécies pode ser traduzida em função da quantidade de área de hábitat requerida para a sobrevivência de cada espécie (BARTON et al., 2003; 2009; EGOH et al., 2010; NELSON et al., 2008; ; NARLOCH; PASCUAL; DRUCKER, 2011) ou mesmo de um único indivíduo (ZABEL; ENGEL, 2010). EgoH et al. (2010), por exemplo, assumiram que um número maior de espécies só será conservado se uma maior área de vegetação nativa for conservada. Já Narloch, Pascual e Drucker (2011) enfatizam que a área de conservação deve estar intimamente associada à habilidade de resguardar a diversidade genética e contribuir com os processos evolutivos.

Barton et al. (2003) utilizam a probabilidade de persistência em seu modelo de priorização de áreas para o PSA. De acordo com os autores, a probabilidade de persistência pode ser adotada como o inverso da “probabilidade de extinção”, em que áreas isoladas e menores são mais suscetíveis a obter probabilidades altas de extinção. Neste caso, o elemento da complementariedade torna-se um ganho marginal na probabilidade de persistência da espécie (BARTON et al., 2003).

Os esquemas de pagamento para a conservação da biodiversidade podem priorizar também as áreas de habitats necessários à reprodução, alimentação ou dispersão de espécies (NELSON et al., 2008). No caso do programa de proteção de ninhos de pássaros no Camboja, por exemplo, a região onde o programa foi implantado foi escolhida justamente por corresponder a uma área chave à reprodução de aves migratórias ameaçadas de extinção (CLEMENTS et al., 2013). Além disso, o pagamento foi diretamente influenciado pelo período de reprodução das espécies, ou seja, o pagamento era maior para a conservação das espécies de pássaros que possuíam o período reprodutivo mais longo (CLEMENTS et al., 2013).

As abordagens adotadas por Hajkowicz et al. (2008), Dickman, Macdonald e Macdonald (2011), Zabel e Engel (2010) e De Leeuw et al. (2014), por sua vez, direcionam o pagamento para as áreas importantes à migração/dispersão de espécies. Proteger áreas chaves para a migração sazonal de mamíferos de médio e grande porte, por exemplo, é fundamental à sobrevivência dessas populações, uma vez que elas são negativamente afetadas pelos usos antrópicos da terra, o que pode comprometer substancialmente seu ciclo de vida (DE LEEUW et al., 2014; DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011; ZABEL; ENGEL, 2010).

Conectividade

As funções do habitat para as espécies não dependem somente da qualidade individual das manchas, mas também dos padrões de conectividade no contexto da paisagem (VON HAAREN et al., 2012). Para definir os padrões de conectividade deve-se considerar a capacidade de dispersão de espécies bem investigadas na literatura científica, uma vez que mudanças no deslocamento das espécies têm importantes impactos no efeito da conectividade, podendo alterar as prioridades de conservação (VON HAAREN, et al., 2012; WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014; DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016).

Duarte, Ribeiro e Paglia (2016), por exemplo, desenvolveram um índice de agregação espacial baseado na capacidade de deslocamento da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) em uma matriz inóspita. A jaguatirica é uma espécie de felino sensível à fragmentação e perda de habitat, e que representa uma boa aproximação da conectividade necessária à sobrevivência de outras espécies de vertebrados dependentes de áreas de floresta. O resultado do índice é um gradiente de prioridade em que uma baixa agregação dos pixels (i.e. baixa conectividade) corresponde às áreas com menor prioridade de conservação, enquanto que uma alta agregação dos pixels (i.e. alta conectividade) corresponde às áreas com maior prioridade de conservação.

Caso fosse escolhida uma espécie ou um grupo de espécies menos sensível à fragmentação, a distância de deslocamento aumentaria (i.e. a permeabilidade da matriz seria maior), e, portanto, haveria mais áreas prioritárias para a conservação (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016).

Para obter o valor da conectividade dos biótopos, von Haaren et al. (2012), por sua vez, se basearam em dados consolidados da literatura científica sobre a capacidade de deslocamento de diferentes espécies de sapos, e determinaram que as distâncias em que a maioria dessas espécies foi capaz de ultrapassar configura-se em uma paisagem com elevado grau de conectividade (i.e. maior prioridade), enquanto que as distâncias em que poucas espécies conseguiram ultrapassar configura-se em uma paisagem com baixo grau de conectividade (VON HAAREN et al., 2012).

Outra abordagem de conectividade utilizada na definição de áreas prioritárias à conservação é a proximidade com áreas legalmente protegidas, unidades de conservação ou corredores biológicos já estabelecidos (HAJKOWICZ et al., 2008; PAGIOLA et al., 2007; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; 2008; ZABEL; ENGEL, 2010; ZHANG; ENGEL, 2011). Wünscher, Engel e Wunder (2006, 2008), por exemplo, utilizaram a conectividade como um dos critérios de seleção de áreas ao recebimento do PSA em que a maior prioridade foi atribuída às parcelas de terra mais próximas das áreas legalmente protegidas. Já Zabel e Engel (2010) priorizaram os vilarejos que se localizavam na zona de amortecimento do Parque Nacional de Bandhavgarh na Índia ou nas regiões entre o Parque e outra unidade de conservação, de modo a facilitar o deslocamento dos carnívoros.

É importante salientar ainda que os diferentes usos e cobertura do solo conduzem a benefícios ecológicos na paisagem, os quais aumentam com a quantidade e com a proximidade de manchas bem conservadas (WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014). Chen et al. (2010), por exemplo, construíram um índice de benefícios ambientais para examinar diferentes abordagens de alocação de esquemas de pagamento, o qual foi baseado na distância entre as parcelas de terras candidatas ao pagamento e as manchas de florestas nativas (i.e. *proxy* da qualidade do hábitat); quanto maior o valor do índice (i.e. distância mais próxima das manchas de floresta), maior a qualidade de hábitat presumido para a proteção de certas espécies de animais e plantas e, conseqüentemente, maior prioridade (CHEN et al., 2010). Dessa forma, a utilização de dados empíricos sobre como a estrutura da paisagem e os usos e cobertura da terra afetam os padrões de conectividade também deveriam ser considerados nos modelos de priorização de áreas para a conservação (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016).

Considerando, pois, a capacidade de membros individuais de uma população poderem se locomover entre as manchas de hábitat, pode-se afirmar que hábitats conectados são mais bem valiosos para a conservação do que hábitats isolados. Além disso, o aumento nos orçamentos da conservação implica que mais manchas poderão existir na paisagem, aumentando a rede de manchas conectadas. Dessa forma, selecionar áreas com o maior grau de conectividade da paisagem é uma consideração chave no *design* dos esquemas de PSA (WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014).

Distância de áreas densamente urbanizadas

Duarte, Ribeiro e Paglia (2016) assumiram que a qualidade do hábitat (i.e. *proxy* da biodiversidade) diminui com a proximidade dos usos do solo que representam ameaças à conservação (e.g. áreas de eucalipto, pastagem, área urbana, rede rodoviária, campos agrícolas e mineração), mas a intensidade dessa diminuição varia de acordo com o tipo de uso do solo. Dessa forma, os autores verificaram que fragmentos mais próximos às áreas urbanas e de pastagem são afetados mais negativamente, enquanto que distâncias maiores tornam os impactos menos significativos (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016).

Da mesma forma, Zabel e Engel (2010) excluíram do esquema de pagamento para a conservação dos tigres todas as vilas na zona de amortecimento do Parque Nacional Bandhavgarh, na Índia, que estavam desarticuladas com o parque através de rodovias com tráfego intenso. No caso, o desenho do esquema de pagamento seria direcionado ao melhoramento da qualidade das pastagens para o provimento do aumento na densidade de presas, porém a proximidade com as rodovias não alcançaria a mudança desejada na qualidade das pastagens, o que não impactaria a conservação dos tigres (ZABEL; ENGEL, 2010).

Cabe ressaltar também que as propriedades rurais próximas às principais rodovias e centros urbanos detêm menores custos de transporte para o escoamento da produção agrícola, o que implica no maior custo de oportunidade da terra, e, consequentemente, na menor disposição dos produtores rurais em receber os pagamentos (SIERRA; RUSSMAN, 2006; DE LEEUW et al., 2014; BATEMAN et al., 2015).

Dessa forma, infere-se que os pagamentos para a conservação da biodiversidade devem ser direcionados para as regiões mais afastadas de áreas densamente urbanizadas.

Hábitats ameaçados, vulneráveis e raros

Hily et al. (2015) afirmam que é necessário considerar os habitats, especialmente a vulnerabilidade dos habitats, quando se estabelece prioridades de conservação, uma vez que estes influenciam na raridade das espécies. É o caso, por exemplo, das áreas úmidas, as quais estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (MEA, 2005).

As áreas úmidas fornecem muitos serviços para as sociedades humanas, tais como purificação de água, regulação microclimática, estocagem de carbono orgânico, água potável, entre outros (MEA, 2005), além de resguardarem uma rica biodiversidade. Devido à alta produtividade e aos efeitos estressantes decorrentes dos fluxos de inundações, diferentes organismos desenvolveram adaptações morfológicas, anatômicas ou fisiológicas para poderem sobreviver nestes ambientes, enquanto outros apenas as utilizam no período reprodutivo ou para alimentação (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2010). Desse modo, deve-se considerar a preservação das áreas úmidas e das áreas adjacentes às mesmas (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008; HAJKOWICZ et al., 2008), e, quando necessário, restaurá-las (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008).

Para direcionar os pagamentos à conservação da biodiversidade em nível de propriedade, Von Haaren et al. (2012) desenvolveram um modelo de priorização em que consideraram as condições dos tipos de biótopos em cada propriedade rural. Tais condições referem-se ao grau de naturalidade e ameaça/raridade dos biótopos. Desse modo, os pagamentos foram direcionados para as propriedades rurais que apresentaram maior grau de naturalidade e maior número de espécies ameaçadas de extinção de acordo com a Lista Vermelha da IUCN. Certos habitats enfrentam maiores riscos de degradação do que outros. Dessa forma, os pagamentos devem ser direcionados para proteger primeiramente os ecossistemas mais críticos (SIERRA; RUSSMAN, 2006; BRYAN et al., 2011).

Grau de naturalidade da vegetação

A proteção da cobertura florestal, com foco principal nos fragmentos de vegetação nativa, possui um valor intrínseco em termos de evolução e persistência da diversidade biológica (SIERRA; RUSSMAN, 2006). Desse modo, em se tratando de áreas prioritárias para a alocação de esquemas de PSA-biodiversidade, verifica-se que maior prioridade de conservação deve ser atribuída aos remanescentes de florestas primárias intactas e com relativamente baixa intervenção antrópica (i.e. mais próximos ao natural), seguidas pelas florestas secundárias intactas ou moderadamente degradadas, seguidas pelas florestas

secundárias perturbadas ou sob pressão (BATEMAN et al., 2015; BRYAN et al., 2011; EGOH et al., 2010; PAGIOLA et al., 2007; VON HAAREN et al., 2012; SIERRA; RUSSMAN, 2006).

Pagiola et al. (2007), por exemplo, desenvolveram um índice de conservação da biodiversidade, o qual foi escalonado do uso da terra mais pobre em biodiversidade (e.g. pastagem degradada) para o uso da terra mais rico em biodiversidade (e.g. floresta primária intacta), com a finalidade de direcionar os contratos de PSA para os sítios que apresentassem maiores níveis de conservação. Ou seja, os pagamentos foram calculados com base no aumento do valor do índice na medida em que os usos da terra na propriedade se aproximam dos usos da terra benéficos à biodiversidade: florestas primárias e florestas secundárias moderadamente degradadas (PAGIOLA et al., 2007).

De uma perspectiva da conservação, a utilização de incentivos financeiros para a proteção dos remanescentes de floresta secundária parece vital onde os remanescentes de floresta primária já foram reduzidos para níveis muito baixos (BATEMAN et al., 2015). Bateman et al. (2015), por exemplo, sugerem que uma das razões do fracasso das políticas de conservação no sudoeste asiático foi o foco dado somente aos remanescentes de floresta primária (i.e. os quais atualmente quase não existem mais na região), enquanto que a fauna persiste nos fragmentos de floresta secundária em terras privadas, sofrendo ameaças das atividades agrícolas.

Métricas das manchas

Bryan et al. (2011) utilizaram métricas das manchas, tais como tamanho e formato das manchas, para mapear os valores ecológicos para a conservação. Os autores constataram, dessa forma, que manchas de vegetação com formato menos complexo possuem maior valor ecológico do que manchas com formato mais complexos. Hajkowicz et al. (2008), por sua vez, mensuram a qualidade das manchas através do cálculo do tamanho da área dividido pelo perímetro.

Restauração e recuperação de habitats e da cobertura florestal

Devido ao aumento da pressão antrópica sob os sistemas naturais, o PSA poderia ser utilizado também em uma perspectiva da restauração e recuperação de habitats, particularmente onde os benefícios para a biodiversidade e para o bem-estar humano são

otimizados (WENDLAND et al., 2010). Nelson et al. (2008), por exemplo, analisaram diferentes propostas de direcionamento de contratos, levando em consideração diferentes tipos de uso da terra, e constataram que a conservação de espécies é maximizada quando os proprietários rurais aceitam o pagamento para recuperar habitats naturais relativamente raros na paisagem.

No caso do Programa de Pagamento por Serviços Ambientais na Costa Rica, padrões estabelecidos por agências multilaterais de desenvolvimento requerem que os fundos internacionais sejam direcionados exclusivamente às áreas de florestas primárias e secundárias, não considerando a recuperação de áreas de pastagem e campos agrícolas. Isso pode ser interpretado como se a regeneração das florestas não fosse importante para a conservação, e que áreas onde a cobertura florestal é relativamente estável, mas insuficiente, não sejam prioritárias (SIERRA; RUSSMAN, 2006).

O programa agroambiental “*Conservation Reserve Program – CRP*” nos Estados Unidos, por sua vez, tem como um de seus objetivos recuperar a cobertura vegetal de áreas altamente suscetíveis à erosão. Para tanto, os produtores rurais podem receber um “compartilhamento” de custos para estabelecer a cobertura vegetal (i.e. usualmente gramíneas e árvores) em suas propriedades, além de receberem um pagamento anual para a manutenção da mesma. O pagamento só é direcionado, portanto, após a cobertura vegetal ter sido recuperada (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008).

4.2.2 Grupo II - Elementos socioeconômicos e de governança

Custo de oportunidade da terra

Para que o proprietário rural se interesse em aderir aos esquemas de PSA, os pagamentos devem ser maiores que o rendimento obtido da melhor alternativa de uso da terra (EGOH et al., 2010; PAGIOLA et al., 2007; SIERRA; RUSSMAN, 2006; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; 2008; BATEMAN et al., 2015; ULBER et al., 2011) e menores que o valor do benefício fornecido (PAGIOLA et al., 2007; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). Contudo, na prática, o valor do benefício é mais difícil de ser estimado do que o valor dos custos de oportunidade da terra (PAGIOLA et al., 2007). Dessa forma, a fim de se obter a maior custo-efetividade na implementação dos esquemas de PSA, deve-se priorizar as áreas com o menor custo de oportunidade da terra (BARTON et al., 2003; 2009; NELSON et al., 2008; WENDLAND et al., 2010; CHEN et al., 2010; HILY et al., 2015).

Os custos de oportunidade da terra podem ser estimados, por exemplo, através do cálculo do rendimento médio anual de uma determinada atividade agropecuária, ponderado pela área relativa ocupada por tal atividade. Este procedimento foi adotado por Barton et al. (2003, 2009) para estimar os custos de oportunidade da agricultura e da produção florestal na região da ACOSA na Costa Rica. Para estimar o custo de oportunidade da agricultura, os autores agruparam dados da produção de diversos cultivos agrícolas da região, sobrepondo-os as diferentes classes de capacidade de uso do solo (i.e. as classes variaram de solos sem restrições às práticas agrícolas para solos com severas restrições às práticas agrícolas), e, posteriormente, ponderaram o resultado obtido pela área relativa de cada cultivo dentro de cada classe. Já para o custo de oportunidade da produção florestal, calculou-se o rendimento médio anual da produção florestal através da multiplicação da estimativa do volume de madeira extraído para cada tipo de floresta pelo preço médio pago pelos madeireiros para a exploração da floresta em pé, ponderando-se o resultado obtido pela área relativa de cada tipo de cobertura florestal (BARTON et al., 2003; 2009).

Para estimar o custo de oportunidade da terra em Madagascar, Wendland et al. (2010), por sua vez, valeram-se dos custos de oportunidade da agricultura e da pecuária produzidos em escala global (i.e. NAIDOO; IWAMURA, 2007), devido à inexistência de dados em escala nacional ou regional. Estes custos foram estimados a partir de dados sobre a produtividade e distribuição de 42 tipos de cultivos agrícolas, densidade do rebanho, produção de carne (i.e. baseada no peso da carcaça), e renda bruta das terras agrícolas. Wendland et al. (2010) recomendam ainda a incorporação de outros dados que poderiam ser utilizados no cálculo dos custos de oportunidade, tais como a mineração e a produção madeireira.

É importante ressaltar que alguns itens agrícolas, particularmente aqueles voltados à agricultura de subsistência, não possuem um valor de mercado direto (CHEN et al., 2010; ZABEL; ENGEL, 2010). Nestes casos, para se obter a quantia do pagamento pode-se considerar o preço do arrendamento de um hectare da terra (ZABEL; ENGEL, 2010; DE LEEUW et al., 2014).

Já a abordagem utilizada por Wünscher, Engel e Wunder (2006; 2008) considera o custo de participação do proprietário rural nos esquemas de PSA, o qual corresponde à soma dos custos de oportunidade, de proteção e de transação. Os custos de oportunidade referem-se à diferença na renda entre o uso da terra mais lucrativo e a conservação das áreas florestais; os custos de proteção relacionam-se com os gastos diretos com a proteção ativa das florestas (e.g. construção de aceiros e cercas para o gado); e os custos de transação correspondem aos gastos do produtor rural para cumprir com o estabelecido no contrato (e.g. gastos com

viagens, coleta de informações e monitoramento da provisão dos serviços). Caso os pagamentos sejam flexíveis e ajustados aos custos de participação, é possível delimitar taxas de benefício-custo em nível de propriedade (WÜNSCHER, ENGEL, WUNDER, 2006; 2008). Desse modo, a estimativa do custo de participação do proprietário rural permite a discussão sobre a importância de se considerar os custos de oportunidade individuais na definição de áreas prioritárias à conservação.

Os custos de oportunidade individuais remetem-se aos custos reais observados em nível de propriedade, levando em consideração não somente as características físicas da propriedade em si, mas também as condições socioeconômicas do produtor rural e o sistema de produção adotado (CHEN et al., 2010; ULBER et al., 2011). Estes custos são usualmente desconhecidos pelas agências que financiam os projetos de conservação (CHEN et al., 2010; ULBER et al., 2011; WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014), e podem variar substancialmente em relação às percepções e preferências do produtor rural (HAJKOWICZ et al., 2008; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). Além disso, a utilização de dados em escala regional ou local possui maior exatidão na determinação dos custos de oportunidade da terra, uma vez que dados muito generalizados (i.e. escala global) podem acarretar em anomalias e incertezas quanto aos resultados gerados (WENDLAND et al., 2010).

Chen et al. (2010) obtiveram os valores dos custos de oportunidade individuais através de consultas diretas aos proprietários rurais. Eles coletaram informações sobre a intenção dos proprietários em converter áreas de florestas em áreas agrícolas ou em pastagens após o término dos pagamentos (i.e. Programa *Grain-To-Green*, Reserva Nacional Wolong – China). Para aqueles que planejavam converter as terras questionou-se a possibilidade de uma nova inscrição no programa sob a condição de alternativas de pagamento. Com isso, os autores puderam estimar os custos de oportunidade do proprietário rural, almejando a não conversão das áreas de florestas (CHEN et al., 2010).

Outra maneira de reduzir a lacuna de informações sobre os custos de oportunidade individuais dos produtores rurais é através do desenvolvimento dos denominados “leilões de aquisição” (e.g. KLIMEK et al., 2008; HAJKOWICZ et al., 2008; ULBER et al., 2011). Nesse tipo de esquema de pagamento, os produtores rurais realizam ofertas sobre a quantidade do bem ecológico que estão dispostos a conservar por um determinado preço. Assim, os pagamentos são ajustados de acordo com as ofertas dos produtores (ULBER et al., 2011).

Adicionalidade

O direcionamento dos pagamentos para áreas onde não há riscos de perda da biodiversidade e/ou dos serviços ecossistêmicos é considerado pouco custo-efetivo (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008; WENDLAND et al, 2010). Neste sentido, a adicionalidade pode indicar as áreas potenciais para a intervenção mostrando onde a conservação pode obter melhores resultados tanto para a biodiversidade quanto para os serviços ecossistêmicos (WENDLAND et al., 2010).

Wünscher e Engel (2012) abordam a adicionalidade através da multiplicação da “probabilidade de não-provisão” do serviço com o seu potencial de provisão. Isso significa que direcionar os pagamentos para regiões onde a probabilidade de não provisão do serviço for nula a adicionalidade também será nula, ou se os pagamentos forem direcionados às áreas onde muito provavelmente os serviços não serão fornecidos sem um suporte financeiro, a adicionalidade iguala-se ao potencial de provisão do serviço. Em uma perspectiva global, regiões onde as probabilidades de não provisão dos serviços são mais altas correspondem às aquelas onde as taxas de desmatamento também são mais altas (WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

Wünscher, Engel e Wunder (2008), por exemplo, utilizaram um modelo econométrico para estimar a probabilidade de desmatamento na Costa Rica (i.e. com base em dados históricos das médias anuais de desmatamento por tipo de hábitat) num período de cinco anos, e, posteriormente, multiplicaram o coeficiente gerado pelo somatório dos escores da provisão dos serviços em questão, obtendo-se, assim, o valor da adicionalidade. Já Wendland et al. (2010) utilizaram um modelo de regressão multivariada para estimar a probabilidade de desmatamento em Madagascar num período de dez anos, considerando como variável dependente a ocorrência do desmatamento no decênio anterior, e como variáveis independentes a distância de trilhas, distância de rodovias, elevação, declividade, densidade populacional, renda média anual per capita, desigualdade de renda doméstica, presença de áreas protegidas e diferenças nos fatores agroclimáticos. Outros autores como Duarte, Ribeiro e Paglia (2016) e Barton et al. (2009) recomendam a estimativa da probabilidade de desmatamento como um *proxy* da adicionalidade.

A questão do desmatamento como ameaça à conservação também foi identificada no trabalho de Clements et al. (2013), porém com uma abordagem diferente. Estes autores constataram que os pagamentos destinados à proteção dos ninhos de espécies ameaçadas de extinção no Camboja obtiveram resultados limitados, devido, dentre outros fatores, à remoção do hábitat natural das espécies; ou seja, do corte de árvores. Quando o programa de PSA foi desenhado, em 2003, a principal ameaça à conservação era representada pela coleta dos

ninhos das espécies de aves, mas desde 2006, o aumento da taxa de desmatamento na região de estudo colocou em dúvida a efetividade do programa. Desse modo, Clements et al. (2013) enfatizam a necessidade de se desenhar um modelo de pagamento mais claro em relação às possíveis ameaças e às mudanças no foco das ameaças ao longo do tempo.

Para determinar a adicionalidade, portanto, devem-se estabelecer inicialmente cenários de linha de base (*baseline*) e entender como outros fatores afetam as mudanças nos alvos da conservação em escala local e regional. Esses cenários, amplamente descritos, correspondem um conjunto definido de circunstâncias econômicas, financeiras, regulatórias e políticas dentro das quais as decisões de uso da terra operam, e o respectivo risco regional e global da perda da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos decorrentes dos mesmos (SIERRA; RUSSMAN, 2006).

Direito de posse da terra

A garantia do direito de posse da terra deve ser claramente estabelecida durante o processo de *design* dos projetos de PSA, de modo que indivíduos e comunidades possam efetivamente ter acesso aos incentivos de mercado e aos serviços ambientais provenientes em suas terras (WENDLAND et al., 2010; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). É importante ressaltar que a garantia do direito de posse da terra não significa a privatização do serviço ambiental, mas o reconhecimento do indivíduo ou da comunidade para a proteção do mesmo, uma vez que maior adesão aos programas de pagamento é observada quando os compradores dos serviços têm a garantia que os mesmos estão sendo protegidos contra a ação de terceiros (WENDLAND et al., 2010).

Narloch, Pascual e Drucker (2011), por exemplo, realizaram leilões de aquisição em duas comunidades tradicionais, uma na Bolívia e outra no Peru, de modo a direcionar os pagamentos para a conservação das variedades de espécies de quinoa ameaçadas de extinção. Os autores observaram diferenças significativas nos custos por hectare entre as duas comunidades, as quais foram atribuídas, dentre outros aspectos, ao não esclarecimento do direito de posse de terra. Na Bolívia, apesar da terra formalmente pertencer à comunidade, membros têm acesso a grandes extensões de terra, sendo capazes de expandir sua produção em direção a áreas não cultivadas; já na comunidade no Peru, as terras são mais escassas e frutos de herança familiar, o que dificulta a expansão dos cultivos agrícolas para áreas naturais (NARLOCH; PASCUAL; DRUCKER, 2011). Zabel e Engel (2010) também identificaram que a falta de garantia do direito de terra ao redor do Parque Nacional

Bandhavgarh, na Índia, resultou no acesso livre a áreas anteriormente não cultivadas, as quais passaram a enfrentar o problema clássico do sobrepastoreio. No distrito administrativo de Northeim – Alemanha, por sua vez, somente os produtores rurais oficialmente registrados foram elegíveis para participar dos esquemas de pagamento (ULBER et al., 2011).

Dessa forma, infere-se que para se obter eficiência a longo prazo nos esquemas de PSA deve-se priorizar as propriedades com direito de posse de terra garantido, mas é importante reforçar que ignorar as ações daqueles sem direito de posse formal da terra muito provavelmente não trará benefícios à conservação, além de intensificar os conflitos existentes entre vida selvagem e desenvolvimento econômico (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011).

Pobreza

O PSA tem sido considerado também como um instrumento de auxílio à redução da pobreza (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; ZHANG; PAGIOLA, 2011). Contudo, esse impacto positivo que se espera do PSA nem sempre acontece automaticamente, mesmo quando muitos fornecedores potenciais dos serviços vivem em situação menos favorável. Os proprietários de terra mais pobres frequentemente enfrentam maiores obstáculos para participar de um programa de pagamento do que os candidatos em melhor situação, principalmente devido à falta de garantia do direito de terra e de auxílio técnico e financeiro (ZHANG; PAGIOLA, 2011).

Dickman, Macdonald e Macdonald (2011), por exemplo, salientam que em muitas áreas prioritárias para a conservação de grandes carnívoros, a população que mais sofre com a predação são aquelas com menos condições de arcar com os custos da perda, enfrentando uma forte resistência à adoção de meios alternativos de subsistência, principalmente devido ao fracasso das instituições políticas e de mercado. Consequentemente, o valor da terra para a conservação da vida selvagem não é percebido em nível local, o que significa que o rendimento externo da conservação não alcança as populações mais pobres e marginalizadas (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011).

Este fato foi observado também por De Leeuw et al. (2014) no âmbito do Programa de Arrendamento para a Conservação da Vida Selvagem nas planícies do Kitengela, no Quênia. Neste caso, apesar do preço da venda da terra ser bem mais alto do que o pagamento para a conservação, os moradores locais preferiram aderir ao programa em favor dos benefícios sociais do que propriamente do pagamento para a conservação. O período de recebimento do

pagamento coincidiu com os períodos de matrículas escolares, fazendo com que muitos pais aceitassem os contratos do programa de modo a obter uma fonte estável de recursos, além da utilização do pagamento para compras básicas de subsistência (DE LEEUW et al., 2014).

Dessa forma, os programas de pagamento deveriam ser pensados no sentido de facilitar as inscrições dos proprietários rurais mais pobres, de modo a alcançar maior sinergia entre redução da pobreza e conservação ambiental (ZHANG; PAGIOLA, 2011). Contudo, mensurar a pobreza não é uma tarefa fácil (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011).

Wünscher, Engel e Wunder (2006) e Zhang e Pagiola (2011), por exemplo, utilizaram dados do *Índice de Desarrollo Social* (Índice de Desenvolvimento Social) da Costa Rica para indicar as áreas onde o pagamento seria mais efetivo em termos dos benefícios ambientais e da redução da pobreza¹⁰. Este índice sintetiza o progresso em desenvolvimento social atingido pelas diversas divisões geográficas da Costa Rica, sendo composto por variáveis econômicas, sociais, de saúde, educação, mortalidade infantil, acesso a serviços básicos como água potável, entre outros; e corresponde ao único dado georreferenciado disponível e mais adequado para atender aos objetivos propostos (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; ZHANG; PAGIOLA, 2011). Todavia, fatores políticos e de mercado também deveriam ser adicionados ao cálculo, assim como deveriam ser feitas distinções entre pobreza transitória, que afeta várias pessoas temporariamente, e pobreza crônica, em que uma população permanece estacionada no mesmo nível de pobreza por um longo período (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011).

Dessa forma, afirma-se que os programas de PSA devem ser direcionados às áreas com maiores níveis de pobreza ou menores níveis de desenvolvimento social.

Integração das partes interessadas

Os esquemas de PSA devem considerar os interesses de todas as partes envolvidas, de modo a otimizar o processo de tomada de decisão, assim como de impedir que uma minoria privilegiada se aproprie exclusivamente dos benefícios da conservação (CLEMENTS et al., 2013; DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011; HILY et al., 2015; WENDLAND et al., 2010; ZABEL; ENGEL, 2010). Na maioria das vezes os interesses da população local

¹⁰ Os dois trabalhos utilizaram o mesmo índice, uma vez que abordaram o mesmo estudo de caso, porém consideraram regiões e recortes geográficos distintos: Wünscher, Engel e Wunder (2006) adaptaram os resultados do índice para nível de propriedade, enquanto Zhang e Pagiola (2011) para nível de bacia hidrográfica.

não são considerados nos processos de tomada de decisão, conduzindo à ineficiência social dos contratos, e dificultando o uso de regras de priorização e de direcionamento dos pagamentos (HILY et al., 2015). Além disso, regras de decisão impostas externamente podem conduzir a percepções de que os incentivos são injustos (CLEMENTS et al., 2013).

É o caso, por exemplo, do programa de pagamento para a proteção dos ninhos de pássaros no Camboja, o qual foi desenhado para ser aberto à participação, porém a população local não se envolveu em aspectos da tomada de decisão (i.e. o programa foi administrado externamente por uma organização não governamental), culminando no entendimento da distribuição dos pagamentos como desigual entre os membros de uma mesma comunidade ou entre comunidades distintas. O pagamento variou conforme a espécie de pássaro monitorada (i.e. espécies de pássaros com períodos de reprodução mais longa possuem maior valor), com a quantidade de ninhos monitorados e também com a sazonalidade das espécies. Isso faz com que a distribuição dos benefícios esteja concentrada nas mãos de um pequeno grupo de indivíduos, gerando conflitos e inquietude social (CLEMENTS et al., 2013).

Não obstante, e ainda em relação ao estudo de caso do Camboja, observa-se que a população local esteve diretamente envolvida no monitoramento dos ninhos de pássaros juntamente aos funcionários das agências não governamentais, o que implica no aumento da confiança mútua entre as partes interessadas. Ou seja, de maneira geral, o esquema de pagamento foi considerado positivo pela população, mas a não participação no processo de desenho do esquema, culminou na desconfiança sobre a efetividade do mesmo (CLEMENTS et al., 2013).

Considerar as decisões e as preferências dos proprietários rurais no direcionamento dos pagamentos também é fundamental no sentido de promover padrões de uso da terra eficientes para a conservação, visto que os proprietários rurais decidem sobre onde alocar os diferentes tipos de uso do solo com base nos retornos líquidos previstos para cada uso, na qualidade da terra e conforme suas características individuais (NELSON et al., 2008; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). Von Haaren et al. (2012), por exemplo, desenvolveram um sistema de avaliação da qualidade ambiental em nível de propriedade para selecionar áreas prioritárias ao recebimento do PSA-biodiversidade. Este sistema considera não somente elementos biológicos e as ações de manejo na propriedade rural, mas também as decisões dos proprietários, visto que mudanças no uso do solo que são decididos em nível de propriedade podem causar significativas alterações na paisagem como um todo, afetando direta ou indiretamente a biodiversidade (VON HAAREN et al., 2012).

Em se tratando de programas de conservação é importante considerar também as preferências dos financiadores dos programas, de modo a obter um *design* mais próximo dos valores reais da conservação (HAJKOWICZ et al., 2008). Hajkowicz et al. (2008) utilizaram um modelo de priorização de áreas que representassem as preferências dos investidores em relação a múltiplos resultados da conservação, e , assim, puderam estabelecer combinações ótimas entre os benefícios gerados. Através do uso de meios transparentes e formalizados de registro das preferências dos investidores, o modelo da conservação tem maior probabilidade de ser adotado (HAJKOWICZ et al., 2008). É importante ressaltar ainda que uma maior interação entre as partes interessadas poderá culminar também no aumento dos investimentos e diversificação de fundos para a conservação (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013).

Dessa forma, devem-se priorizar as áreas em que exista uma maior articulação entre as partes envolvidas no esquema, principalmente em relação à participação das populações diretamente afetadas.

Organizações sociais

A organização e a força das ações coletivas locais são fundamentais ao desenvolvimento dos esquemas de pagamento (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011; NARLOCK; PASCUAL; DRUCKER, 2011). Por exemplo, para evitar que uma minoria privilegiada capture os benefícios da conservação em detrimento das comunidades menos favorecidas, os pagamentos poderiam ser direcionados para iniciativas de desenvolvimento (e.g. educação, nutrição infantil, uso sustentável da terra) conduzidas pelas comunidades locais, as quais podem determinar se os pagamentos serão aplicados aos indivíduos ou à comunidade (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011).

Narloch, Pascual e Drucker (2011) constataram a obtenção de custos de conservação mais baixos nas comunidades tradicionais no Peru, as quais estavam mais bem organizadas e articuladas do que nas comunidades tradicionais na Bolívia, onde as propriedades rurais eram mais dispersas entre si. Ulber et al. (2011) assumiram também que a falta de comunicação entre os proprietários rurais e a localização relativamente distante entre as propriedades contribuíram com a baixa adesão inicial dos produtores rurais nos leilões de aquisição.

Dessa forma, é possível inferir que uma maior efetividade dos programas poderá ser atingida caso áreas com melhor organização social forem priorizadas.

Capacidade política e institucional

A implementação de um esquema de PSA eficiente está associada também à vontade política, instituições públicas estáveis, participação e conscientização da população local, capacidade técnica dos agentes governamentais, boa governança e cumprimento da legislação vigente (WENDLAND et al., 2010; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). O fortalecimento das instituições públicas e sociais no processo de implementação de esquemas de pagamento sugere que fundos financeiros requeridos, principalmente em nível internacional, aumentem ao longo do tempo (WENDLAND et al., 2010). De fato, direcionar os pagamentos para países que possuem melhor governança e estabilidade política torna o esquema mais custo-efetivo (WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

O enfraquecimento das instituições governamentais e sociais é problemático para a implementação dos esquemas de pagamento para a conservação por várias razões: direitos de propriedade pobremente definidos dificultam a determinação de quem deve pagar e receber; contratos podem não ser legalmente executados; a elite minoritária usufrui dos benefícios da conservação em prejuízo ao alívio da pobreza para populações mais afetadas (CLEMENTS et al., 2013).

Não obstante, é importante salientar que, na maioria das vezes, são os países com instituições fracas e com conflitos políticos que estão associados particularmente a níveis favoráveis de provisão dos serviços e que também apresentam maior adicionalidade (e.g. altas taxas de desmatamento) (WÜNSCHER; ENGEL, 2012). Dessa forma, devem-se priorizar as áreas com maior estabilidade das instituições governamentais, mas deve-se também considerar o fortalecimento de tais instituições nas áreas de grande importância à conservação da diversidade biológica.

Manejo e ações de conservação

Os programas agroambientais, como o “*Conservation Reserve Program*” nos Estados Unidos, envolvem pagamentos para os produtores rurais em troca de mudanças no uso do solo ou da adoção de práticas de manejo que auxiliem atingir aos objetivos ambientais da terra agrícola. Desse modo, para obter o maior benefício ambiental por dólar gasto devem-se direcionar os pagamentos para as áreas que combinam práticas de manejo e tratamentos específicos do solo, e realizar os pagamentos em quantias equivalentes ao mínimo necessário

para que os produtores rurais sejam capazes de adotar as ações desejadas (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008).

Dentre as práticas de manejo e ações de conservação da diversidade biológica em terras agrícolas, podem-se citar a adoção de quantidades adequadas de fertilizantes (ULBER et al., 2011; LA NOTTE et al., 2014; VON HAAREN et al., 2012) e o regime de ceifa apropriado (SIERRA; RUSSMAN, 2006; LA NOTTE et al., 2014). Nesse sentido, os pagamentos são direcionados para os produtores rurais que respeitarem os limites impostos às práticas agrícolas tradicionais, e adotarem ações de conservação em prol do aumento nos níveis ecológicos (KLIMEK et al., 2008; HAJKOWICZ et al., 2008; BRYAN et al., 2011; LA NOTTE et al., 2014; HILY et al., 2015).

Von Haaren et al. (2012) desenvolveram um método para identificar áreas prioritárias ao recebimento de pagamentos para a conservação da biodiversidade, em que consideram dados e informações sobre os efeitos das práticas agrícolas e o estado de conservação das propriedades rurais para classificá-las em ordem de prioridade de manejo. Dessa forma, os efeitos ecológicos das mudanças de manejo e as medidas de conservação podem ser avaliados comparando-se o estado atual da propriedade com vários cenários simulados. As boas práticas são mensuradas através da quantidade de fertilizantes e pesticidas usados na agricultura e também pelas ações de conservação adotadas pelos proprietários rurais em prol da biodiversidade, sendo classificadas em áreas que necessitam de pouca ação (pouco uso de fertilizantes e pesticidas), áreas que necessitam de ação moderada e áreas que necessitam de muita ação (alto uso de fertilizantes e pesticidas) (VON HAAREN et al., 2012).

Heterogeneidade da paisagem

A maior custo-efetividade dos esquemas de PSA poderia ser alcançada quando os mecanismos de priorização de contratos considerarem a heterogeneidade da paisagem (CHEN et al., 2010; CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008; DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011; EGOH et al., 2011; NELSON et al., 2008; SIERRA; RUSSMAN, 2006; WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014). Nelson et al. (2008) enfatizam que as ineficiências das políticas baseadas em incentivos podem ser atribuídas às inscrições voluntárias, uma vez que estas não garantem que um grupo de proprietários rurais importantes para gerar um padrão ótimo de paisagem sejam contemplados pelos esquemas; na maioria das vezes, os alvos de conservação não são restritos aos limites da propriedade rural (VON HAAREN et al., 2012). Além disso, deve-se considerar também os riscos e os diferentes custos da conservação

em escala regional, de modo a otimizar a efetividade dos esquemas (SIERRA; RUSSMAN, 2006).

Wätzold e Drechsler (2014) testaram um esquema de pagamento em que os produtores rurais receberiam uma quantia homogênea para o estabelecimento de práticas de manejo da terra favoráveis à manutenção da biodiversidade, e um bônus caso tais medidas fossem adotadas nas parcelas de terras conectadas espacialmente por diferentes propriedades rurais; ou seja, para ganhar o bônus os proprietários rurais deveriam coordenar suas ações de manejo em benefício da biodiversidade. No caso, as ações de conservação obteriam maior custo-benefício se os pagamentos fossem direcionados para as propriedades rurais localizadas em uma região com determinado limiar de densidade de manchas, suficientemente próximas e bem conservadas. Além disso, se tais manchas possuísem altos custos de manutenção, a cooperação entre os proprietários vizinhos (i.e. pagamento lateral) poderia ser requerida para aumentar os lucros em um nível positivo (WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014).

Um esquema de pagamento desenhado em escala regional poderia também sustentar os sistemas agrícolas que devem ser manejados tanto para atender aos objetivos da conservação quanto para atender aos objetivos da produção (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008; CHEN et al., 2010). Desse modo, proprietários rurais participantes dos esquemas de pagamento teriam menores riscos de perda da produção, devido à diversificação de culturas, ao mesmo tempo em que promovem o aumento do nível de qualidade ambiental nos campos agrícolas (KLIMEK et al., 2008).

É importante ressaltar ainda que o elemento “Heterogeneidade da paisagem” poderia considerar os diferentes tamanhos de propriedades rurais na paisagem. Uma paisagem composta por pequenas propriedades rurais, a maioria dependente da agricultura de subsistência, seria prioritária para receber os subsídios do que uma paisagem composta por grandes produtores rurais.

Sinergia e congruência espacial

Integrar conservação da biodiversidade com um ou mais serviços ecossistêmicos pode ser vantajoso no sentido de que a biodiversidade é frequentemente mais difícil de ser monetizada quando comparada a outros serviços como água e carbono, e, conseqüentemente, de obter beneficiários locais e globais dispostos a pagar por sua manutenção (WENDLAND et al., 2010). Além disso, metodologias de sinergia e congruência espacial entre serviços ecossistêmicos e biodiversidade podem contribuir significativamente com o aumento das

áreas alvos para a conservação (DUARTE, RIBEIRO, PAGLIA, 2016) e também com a diversificação de fundos financeiros (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013; WENDLAND et al., 2010).

Sinergia pode ser entendida como a interação ou a cooperação de duas ou mais ações para produzir um efeito combinado maior que a soma dos seus efeitos individuais (ZHANG; PAGIOLA, 2011). Zhang e Pagiola (2011) enfatizam três condições importantes para a inserção da sinergia no processo de implantação de programas de PSA, a saber: (i) viabilidade espacial; (ii) viabilidade econômica e financeira; e (iii) viabilidade ecológica. A viabilidade espacial é alcançada quando houver sobreposição espacial entre as áreas alvos dos programas de pagamento com as áreas importantes para a conservação de outros serviços. A viabilidade econômica e financeira, por sua vez, é obtida quando o processo de implantação da sinergia for economicamente justificável e financeiramente viável para todas as partes envolvidas; frequentemente a viabilidade financeira é mais fácil de ser avaliada, uma vez que é pouco provável que um comprador do serviço adere ao programa se os custos de implementação aumentarem. Por fim, a viabilidade ecológica surge quando a inserção da sinergia gerar múltiplos resultados para a conservação (ZHANG; PAGIOLA, 2011). Cimon-Morin, Darveau e Poulin (2013) salientam ainda que a sinergia não é somente maximizada quando há congruência espacial entre áreas de interesse, mas também quando um conjunto de áreas complementares puder ser identificado.

Wendland et al. (2010) mensuraram o valor da congruência espacial entre áreas importantes para a conservação da biodiversidade e áreas importantes para a conservação de serviços de carbono e água, em Madagascar, e verificaram uma forte sobreposição entre as áreas sob um limiar de pelo menos 30% de cada serviço. Na medida em que este limiar aumentava, a sobreposição espacial entre os serviços diminuía (WENDLAND et al., 2010).

Os alvos da sinergia são melhores atingidos quando se considera dois objetivos de conservação, i.e. condição conhecida como *win-win* (LARSEN; LONDOÑO-MURCIA; TURNER, 2011). Larsen, Londoño-Murcia e Turner (2011), por exemplo, definiram 10% das melhores áreas em nível global para a conservação da biodiversidade, para os serviços de estocagem de carbono e para os serviços de provisão de água potável, e revelaram que apenas 0,8% dessas áreas são sobrepostas. Porém, ao considerar a sobreposição de dois objetivos de conservação (e.g. biodiversidade e carbono), verificaram que a quantidade de área total para a conservação aumenta, com somente uma diminuição modesta na provisão de um serviço em relação ao outro. Uma diminuição modesta da representação da biodiversidade poderia aumentar a representação dos serviços ecossistêmicos com mais valor de mercado, o que

implicaria no aumento das oportunidades de financiamentos para a conservação (e.g. financiamento a partir dos programas de PSA e dos mecanismos de REDD+¹¹). Contudo, a partir de um determinado limiar a condição *win-win* pode mudar drasticamente, podendo prejudicar a provisão de um dos serviços. Ou seja, a sinergia dependerá parcialmente das alternativas disponíveis para alcançar os alvos de biodiversidade, as quais variam, por exemplo, com as mudanças no uso da terra (LARSEN; LONDOÑO-MURCIA; TURNER, 2011).

Nesse sentido, direcionar os pagamentos para áreas prioritárias à conservação da biodiversidade e de outros serviços ecossistêmicos é estratégico para a obtenção de fundos financeiros internacionais, os quais têm focado em locais onde a custo-efetividade dos esquemas é alta (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013). Além disso, da perspectiva dos fornecedores dos serviços, a sinergia também é vantajosa por reduzir os custos de transação e aumentar os pagamentos pelas compensações (WENDLAND et al., 2010).

¹¹ Redução das Emissões de Desmatamento e Degradação florestal (REDD) associada às ações de conservação, ao manejo sustentável e ao aumento de estoques de carbono nas florestas (REDD+).

5 ETAPA II: IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A IMPLANTAÇÃO DE ESQUEMAS DE PSA-BIODIVERSIDADE

5.1 Materiais e Métodos: Etapa II

O caminho metodológico de identificação de áreas prioritárias ao PSA-biodiversidade proposto nesta pesquisa foi adaptado da abordagem apresentada por Wünscher e Engel (2012). Estes autores defendem que o processo de identificação de áreas prioritárias à implantação de um esquema de PSA-biodiversidade internacional, seja realizado seguindo-se duas ou mais etapas de execução. Na primeira etapa, o objetivo é identificar as regiões do planeta mais apropriadas para receber os recursos destinados ao PSA. Identificadas estas regiões, as próximas etapas tratariam de aplicar técnicas e métodos mais detalhados para indicar em nível local, ou até mesmo em nível de projeto, quais áreas dentro destas regiões maximizariam a proteção da diversidade biológica. Nesse sentido, para indicar as regiões do planeta mais apropriadas ao recebimento do PSA-biodiversidade (i.e. primeira etapa), os respectivos autores avaliaram nove propostas de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade em âmbito global e, com base em critérios pré-estabelecidos, selecionaram aquelas que melhor se adequariam a um esquema de PSA internacional. A avaliação das propostas foi realizada de acordo com a atribuição de diferentes escores referentes ao cumprimento de cada critério. Ao final, os escores foram somados e as propostas que obtiveram a maior pontuação foram selecionadas (WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

Seguindo essa lógica, a presente pesquisa propõe indicar, com base nos elementos de priorização identificados na Etapa I, quais os municípios do estado de São Paulo que são prioritários para receber um esquema de PSA-biodiversidade, buscando por uma estrutura simples e replicável de tomada de decisão. Os resultados aqui obtidos poderão ser utilizados em estudos futuros para otimizar o processo de priorização de áreas em nível local. Cabe ressaltar que a escolha pela utilização dos municípios como unidades básicas de planejamento deve-se pela disponibilidade de dados, principalmente dados socioeconômicos, decorrentes de organizações públicas, tais como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA).

É importante salientar ainda os motivos que levaram à escolha do estado de São Paulo como estudo de caso dessa pesquisa: (i) O território do estado de São Paulo localiza-se sob duas áreas de “*Hotspots*” mundiais, a Mata Atlântica e o Cerrado, as quais são caracterizadas pela presença de espécies endêmicas e por um alto grau de degradação do ambiente natural

(MYERS et al., 2000); (ii) o estado de São Paulo possui um banco de dados biológicos, resultante do esforço coletivo de diversos pesquisadores, disponível para consulta pública (i.e. Programa Biota/FAPESP); (iii) há projetos públicos de PSA atualmente em vigor no estado¹², demonstrando interesse do poder público em relação ao instrumento, cujo foco é ou na conservação e recuperação de florestas nativas para a promoção de serviços ambientais hidrológicos, tais como o Projeto PSA Mina D'Água (Resolução SMA nº 123/2010) e o Projeto PSA Mata Ciliar (Resolução SMA nº 19/2015), ou na recuperação dos processos ecológicos e na conservação da biodiversidade, tais como o Projeto PSA RPPN (Resolução SMA nº 89/2013) e o Projeto PSA ASMF¹³ (Resolução SMA nº 58/2016).

Para indicar, portanto, quais os municípios do estado de São Paulo são prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade, de acordo com a lógica do trabalho de Wünscher e Engel (2012) descrita anteriormente, estabeleceu-se, inicialmente, uma ordem de prioridade dos municípios para cada elemento de priorização identificado na Etapa I; ou seja, os municípios foram ordenados de acordo com o que a literatura científica apontou como sendo mais prioritário para menos prioritário. O próximo passo foi ranquear os municípios de acordo com tal ordem de prioridade. A escala de valores dos rankings variou de 1 (mais prioritário) para 631 (menos prioritário). Ao final, os valores dos rankings referentes a cada município foram somados, e aqueles que obtiveram a menor pontuação foram considerados prioritários. Foram obtidos três rankings: (i) ranking dos municípios prioritários em relação somente aos elementos do Grupo I; (ii) ranking dos municípios prioritários em relação somente aos elementos do Grupo II; e (iii) ranking dos municípios prioritários em relação aos elementos do Grupo I e do Grupo II. A **Figura 5** esquematiza os procedimentos adotados.

¹² O PSA no estado de São Paulo é tratado na Lei Nº 13.798, de 09 de novembro de 2009, a qual institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC), regulamentada pelo Decreto Estadual nº 55.947, de 24 de junho de 2010. O PSA é citado no artigo 23 dessa lei que discorre sobre o Programa de Remanescentes Florestais no estado de São Paulo. O objetivo desse Programa é delimitar, demarcar e recuperar matas ciliares e outros fragmentos florestais no estado, podendo prever o pagamento por serviços ambientais como um instrumento de incentivo econômico aos proprietários rurais visando à redução do desmatamento.

¹³ Visa incentivar a restauração de processos ecológicos e a preservação e recuperação de florestas nativas em imóveis rurais reconhecidos como “Áreas de Soltura e Monitoramento de Fauna Silvestre - ASMF”.

Figura 5 – Procedimentos adotados na identificação dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade

Fonte: Elaborado pela autora.

A seguir são apresentados em detalhes os dados utilizados na análise, como a ordem de prioridade dos municípios foi definida para cada elemento, e como o ranqueamento foi realizado.

5.1.1 Coleta dos dados

Com a finalidade de espacializar os rankings dos municípios em relação aos elementos de priorização, utilizou-se como ferramenta de auxílio à tomada de decisão o *software* de Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcGIS 10.2 desenvolvido pela *Environmental Systems Research Institute (ESRI)*. O SIG fornece ao tomador de decisão um conjunto de ferramentas essenciais para manipular e analisar a informação espacial em ambiente computacional, oferecendo um *feedback* de suas implicações na elaboração de políticas públicas, além de potencializar o processo de tomada de decisão em maior escala, considerando áreas extensas e com características ambientais e socioeconômicas distintas (MALCZEWSKI, 2006).

Dessa forma, foram consultadas as principais bases de dados nacional e estadual (e.g. IBGE, SMA, MMA¹⁴), além de outras fontes de informações, em busca de dados que correspondessem aos elementos de priorização identificados na Etapa I, e que pudessem ser trabalhados em ambiente SIG. Foram utilizados apenas dados secundários ou que necessitassem de pouca manipulação, disponibilizados por fontes confiáveis e que demonstrassem transparência quanto ao seu processo de geração (ver seção 5.1.2). Todos os arquivos utilizados em ambiente SIG ArcGIS 10.2 foram convertidos para o datum SIRGAS 2000 e projeção policônica (SIRGAS 2000 Brazil Polyconic), cuja unidade linear é em metros. O arquivo *shapefile* contendo os limites municipais do estado de São Paulo foi obtido do IBGE.

Dos 25 elementos de priorização identificados na Etapa I, apenas 11 obtiveram dados ou *proxies* que poderiam ser espacializados e são compatíveis com a unidade de planejamento da pesquisa (i.e. municípios do estado de São Paulo), a saber: espécies ameaçadas; carnívoros de médio e grande porte; conectividade; distância de áreas densamente urbanizadas; grau de naturalidade da vegetação; custo de oportunidade da terra; adicionalidade; pobreza; organizações sociais; capacidade política e institucional; e manejo e ações de conservação. Contudo, para o elemento “conectividade” dois conjuntos de dados distintos puderam ser considerados: incremento da conectividade e proximidade com unidades de conservação. Dessa forma, optou-se por utilizá-los separadamente na análise, resultando em 12 elementos de priorização espacializáveis, seis referentes ao Grupo I e seis referentes ao Grupo II.

É importante ressaltar ainda que para os elementos “organizações sociais” e “manejo e ações de conservação”, ambos obtidos a partir da mesma fonte de dados, não havia informações disponíveis para 14 dos 645 municípios do estado de São Paulo, sendo eles: Águas de São Pedro, Barueri, Carapicuíba, Cubatão, Diadema, Embu das Artes, Itapevi, Jandira, Mauá, Osasco, Praia Grande, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra e Taboão da Serra. Desse modo, optou-se por anular os 14 municípios com dados faltantes da análise em geral. O ranqueamento foi realizado, portanto, para os 631 municípios restantes.

5.1.2 Definição da ordem de prioridade

5.1.2.1 Elementos do Grupo I

¹⁴ Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Espécies ameaçadas

Para a definição dos municípios prioritários em relação ao elemento “espécies ameaçadas” utilizou-se os resultados do “Índice de Espécies Animais Ameaçados”, produzidos pelo Grupo de Economia do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (GEMA – IE/UFRJ) em seu relatório final “Estudos e produção de subsídios técnicos para a construção de uma Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais”, no âmbito do Projeto PNUD BRA/11/022 – Suporte Técnico ao Processo Preparatório da Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável Rio +20 e desenvolvimento de seus resultados (YOUNG, 2016). Foram utilizadas as planilhas em *Excel* disponibilizadas pela equipe do GEMA à Secretaria Executiva do MMA, as quais compõem o Sistema de Informações Geográficas, Econômicas e Meio Ambiente (SISGEMA), constituindo a base de dados utilizada na elaboração do referido projeto.

Para a elaboração do índice foram utilizados dados primários de identificação de espécies de animais ameaçadas de extinção, classificadas de acordo com as categorias de ameaça da IUCN, fornecidos pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). O índice foi construído agrupando-se tais dados por município. O índice considera, portanto, o número total de espécies animais ameaçadas de extinção observadas em cada município, independentemente da frequência com que cada espécie foi identificada (YOUNG, 2016). A ordem de prioridade foi estabelecida, dessa forma, do município onde foi observado o maior número de espécies de animais ameaçadas, para o município com o menor número.

Carnívoros de médio e grande porte

O arquivo utilizado como base para definir os municípios prioritários em relação ao elemento “carnívoros de médio e grande porte” foi produzido por Angelieri (2015).

Angelier (2015) gerou modelos de distribuição de espécies (MDEs) para três espécies de carnívoros ameaçados de extinção no estado de São Paulo - *Puma concolor* (onça parda), *Chrysocyon brachyurus* (lobo guará) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica) - com a finalidade de identificar áreas importantes para a conservação dos mesmos. A autora compilou dados da ocorrência de cada uma dessas espécies com dados referentes à adequabilidade ambiental das regiões de ocorrência (i.e. variáveis climáticas, topográficas e métricas da paisagem), de

modo a identificar as áreas onde provavelmente as espécies estariam presentes, dadas as condições ambientais (ANGELIERI, 2015).

O processo de priorização considerou a sobreposição dos três MDEs gerados, aos quais foi atribuída igual importância. A autora definiu um limite de 20% das melhores áreas no estado de São Paulo (i.e. TOP 20%) como as mais prioritárias para a conservação dos carnívoros¹⁵, onde se verifica a maior adequabilidade ambiental para a ocorrência simultânea das três espécies estudadas (ANGELIERI, 2015). Dessa forma, o material disponibilizado pela autora para fins de execução dessa pesquisa de mestrado corresponde a um arquivo em formato *raster* classificado em dois intervalos de prioridade: de 0,0 a 0,8 e de 0,8 a 1,0. O intervalo de 0,8 a 1,0 corresponde ao limite de 20% das melhores áreas indicadas para a conservação das três espécies de carnívoros.

Os municípios prioritários foram definidos, portanto, com base na porcentagem de área ocupada pelo intervalo de 0,8 a 1,0 em relação à sua área territorial total. Para tanto, foi utilizada a ferramenta *Zonal > Tabulate Area* do *software* ArcGIS 10.2. Esta ferramenta calcula as áreas de tabulação cruzada entre dois conjuntos de dados e exibe os resultados em formato de tabela de atributos. Um conjunto de dados corresponde ao arquivo contendo as classes de que se deseja obter as áreas em m² (i.e. *raster* das áreas prioritárias para a conservação dos carnívoros) e um segundo conjunto de dados corresponde ao arquivo contendo as “zonas” (i.e. *shapefile* dos limites municipais do estado de São Paulo) dentro das quais as áreas das classes são extraídas (ESRI, 2017). A porcentagem de área ocupada foi calculada através do comando *Field Calculator*.

A ordem de prioridade foi estabelecida, portanto, do município com a maior porcentagem de área ocupada pelo intervalo de 0,8 a 1,0, para o município com 100% de área ocupada pelo intervalo de 0,0 a 0,8. É importante ressaltar que o município de Ilhabela, litoral norte do estado de São Paulo, não constava no arquivo original de conservação dos carnívoros, visto que os dados foram produzidos para o deslocamento dos indivíduos no continente. Dessa forma, o município de Ilhabela foi considerado com prioridade baixa.

Incremento da conectividade

¹⁵ O limite de 20% escolhido pela autora foi baseado no mínimo de áreas a ser protegida em Reservas Legais de terras privadas no estado de São Paulo estabelecido pelo Novo Código Florestal Brasileiro - Lei Federal nº 12651 de 2012 (ANGELIERI, 2015).

Como salientado anteriormente, a definição dos municípios prioritários em relação ao elemento “conectividade” foi realizada para dois conjuntos de dados distintos: o primeiro conjunto de dados considerou o arquivo *shapefile* do “mapa-síntese de incremento da conectividade” elaborado no âmbito do Programa de Pesquisas em Conservação Sustentável da Biodiversidade – Programa Biota - da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), e o segundo conjunto de dados considerou a proximidade com as unidades de conservação. Neste momento, são descritos os procedimentos utilizados na definição dos municípios prioritários em relação ao primeiro conjunto de dados (i.e. mapa-síntese de incremento da conectividade do Programa Biota/FAPESP).

O Programa Biota/FAPESP teve por objetivo propor diretrizes para a conservação e/ou restauração da biodiversidade remanescente no estado de São Paulo, de modo a integrar conhecimento científico de qualidade ao processo de tomada de decisão. Desta maneira, foram elaborados três mapas-sínteses para orientar as ações do poder público, a saber: “Mapa-síntese das áreas indicadas para criação e/ou ampliação de Unidades de Conservação de Proteção Integral”, “Mapa-síntese das áreas indicadas para incremento da conectividade” e “Mapa-síntese das áreas indicadas para inventário biológico” (METZGER; RODRIGUES, 2008).

Os dados utilizados na elaboração desses mapas foram essencialmente de caráter biológico, considerando dados da ocorrência de espécies dos grupos taxonômicos mais ricos e consolidados - mamíferos, aves, herpetofauna (répteis e anfíbios), peixes, invertebrados, fanerógamas e criptógamas - associados aos dados da estrutura da paisagem (e.g. tamanho dos fragmentos e forma dos fragmentos). Para cada um desses grupos temáticos foi estabelecida uma equipe de especialistas que teve a função de indicar quais as áreas no estado de São Paulo seriam mais pertinentes para a conservação/restauração do grupo temático em questão. Desse modo, as ações de conservação/restauração foram baseadas nas indicações dos melhores fragmentos para sustentar uma alta diversidade biológica ao longo do tempo (METZGER; RODRIGUES, 2008).

O mapa-síntese de incremento da conectividade, por exemplo, é resultado das indicações feitas pelas equipes de especialistas para as áreas mais pertinentes à averbação de Reserva Legal (RL), criação de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), restauração de corredores ecológicos (i.e. numa faixa além da legislação vigente), conversão de reflorestamentos de exóticas em formações naturais e ampliação de Áreas de Proteção Ambiental (APAs), em terras privadas. Cada equipe atribuiu o valor 1 para as áreas que julgassem pertinentes e valor 0 para as áreas que julgassem não pertinentes, sendo o resultado,

portanto, a soma simples de tais valores. Dessa forma, as “classes de prioridade” para o incremento da conectividade correspondem ao número de vezes que uma determinada área foi indicada para a conservação/restauração, variando de 0 (i.e. nenhuma indicação) a 8 (i.e. foi indicada por todas as equipes de especialistas) (METZGER; RODRIGUES, 2008).

A ordem de prioridade foi estabelecida, portanto, com base na porcentagem de área ocupada por cada uma dessas “classes de prioridade” em relação à área total dos municípios. Dessa forma, procedeu-se novamente com a utilização da ferramenta *Zonal > Tabulate Area* do *software* ArcGIS 10.2. É importante destacar que inicialmente o arquivo *shapefile* disponibilizado pelo Programa Biota/FAPESP foi convertido em formato *raster* (i.e. tamanho da célula de saída igual a 30 metros), e, posteriormente, realizou-se o cálculo das áreas de tabulação cruzada entre o arquivo *shapefile* dos limites municipais do estado de São Paulo (zonas) e o arquivo *raster* de incremento da conectividade. Apesar da ferramenta *Zonal > Tabulate Area* aceitar ambos os formatos de arquivo de entrada (i.e. vetorial e matricial), é recomendável a utilização dos *rasters*, uma vez que para um conjunto de dados de entrada em formato vetorial é aplicada internamente a conversão no formato matricial; desse modo, a conversão inicial para o formato *raster* pode oferecer resultados mais consistentes com o esperado (ESRI, 2017).

A ordem de prioridade foi estabelecida do município com o maior percentual de área indicada oito vezes para o incremento da conectividade, para aqueles que não abrangem áreas indicadas para o incremento da conectividade. Da mesma forma como observado para o elemento “carnívoros de médio e grande porte”, o município de Ilhabela também não consta no *shapefile* original para o incremento da conectividade, sendo-lhe atribuído, portanto, prioridade baixa.

Proximidade com unidades de conservação

Para a elaboração do segundo conjunto de dados referente ao elemento “conectividade” (i.e. proximidade com as unidades de conservação), foi utilizado o arquivo *shapefile* contendo todo o conjunto de unidades de conservação¹⁶ federais, estaduais e municipais, o qual se encontra disponível para consulta no Cadastro Nacional de Unidades de

¹⁶ No Brasil, o Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC), institui dois grupos de unidades de conservação, a saber: Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPIs) e Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UCUSs). As categorias das UCPIs incluem: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre. As categorias das UCUSs incluem: Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Reserva Particular do Patrimônio Natural e Área de Proteção Ambiental (BRASIL, 2000).

Conservação (CNUC) do Ministério do Meio Ambiente (MMA), em escala variando de 1:5.000 a 1:100.000. Desse modo, foi necessário extrair do arquivo original apenas as unidades de conservação que abrangem o território do estado de São Paulo.

Após a coleta desses dados, o próximo passo foi delimitar as áreas no entorno das unidades de conservação, para as quais o PSA deve ser direcionado. Geralmente, as áreas no entorno das unidades de conservação são denominadas “zonas de buffer”, “zonas tampão” ou “zonas de amortecimento”. Em princípio, a constituição de tais zonas tem por finalidade restringir as atividades antrópicas potencialmente impactantes para a biota, de modo a preservar as áreas centrais (BENNETT; MULONGOY, 2006). Contudo, e considerando que os benefícios ecológicos da paisagem aumentam com a quantidade e a proximidade das manchas de hábitat conservadas (WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014), a função das áreas de entorno nesta pesquisa é conectar duas ou mais unidades de conservação, ou conectar a unidade de conservação com manchas de hábitat em terras privadas; ou seja, não são propostas restrições do uso da terra nestas áreas, mas compensações financeiras para que os proprietários rurais mantenham conservadas áreas importantes para a conectividade.

As áreas de entorno foram delimitadas para todas as unidades de conservação do estado de São Paulo, exceto para as Áreas de Proteção Ambiental (APAs). O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabelecido pela Lei Federal 9.985, de 19 de julho de 2000, em seu Art. 25, declara que todas as unidades de conservação, exceto às APAs e as RPPNs (Reservas Particulares do Patrimônio Natural), devem delimitar zonas de amortecimento. As APAs por representarem uma categoria menos restritiva do que as demais unidades de conservação de uso sustentável, permitindo certo grau de ocupação humana, podem ser entendidas como alternativas às zonas de amortecimento (PERELLÓ et al., 2012). Já as RPPNs, embora mais restritivas do que as APAs, não necessitam de zonas de amortecimento por constituírem área privada, ou seja, são criadas por ato voluntário dos proprietários rurais. No entanto, como a função das áreas de entorno é promover a conectividade entre manchas de hábitat conservadas, considerou-se pertinente delimitá-las também para as RPPNs. Desse modo, foi gerado um arquivo *shapefile* contendo somente as APAs, e outro arquivo *shapefile* contendo as demais unidades de conservação do estado de São Paulo, para as quais foi delimitada a área de entorno. É importante ressaltar ainda que as unidades de conservação marinhas (i.e. APA Marinha do Litoral Norte; APA Marinha do Litoral Centro; APA Marinha do Litoral Sul; e o Parque Estadual Marinho da Laje de Santos) foram excluídas da análise.

Não há um consenso na literatura científica sobre qual seria o tamanho ideal da área de entorno de uma unidade de conservação. O que se observa são delimitações arbitrárias, as quais na maioria das vezes não revelam os efeitos e/ou impactos do tamanho dessas áreas para a sobrevivência das espécies (PERELLÓ et al., 2012). Dessa forma, na impossibilidade de definir qual seria o tamanho ideal das áreas de entorno para atingir os objetivos propostos nesta pesquisa, considerou-se a faixa de 10 mil metros a partir do limite da unidade de conservação (i.e. zona de amortecimento), estabelecida pela Resolução CONAMA nº 13, de 06 de dezembro de 1990, em que empreendimentos potencialmente impactantes localizados nesta faixa deveriam ser alvos de licenciamento ambiental. A Resolução CONAMA nº 13, de 06 de dezembro de 1990 foi revogada pela Resolução CONAMA nº 428, de 17 de dezembro de 2010, atualmente em vigor, a qual estabelece uma faixa bem menos restritiva, três mil metros. Foram elaborados buffers tanto de três mil metros quanto de 10 mil metros, sendo que este último correspondeu melhor aos objetivos propostos. Dessa forma, a decisão de utilizar a faixa de 10 mil metros deve-se ao fato desta possibilitar maior conectividade entre duas ou mais unidades de conservação.

Após elaborar buffers de 10 mil metros no entorno das unidades de conservação (i.e. exceto as APAs), realizou-se a junção desse arquivo *shapefile* com o arquivo *shapefile* contendo somente as APAs. O resultado dessa junção corresponde às áreas prioritárias ao recebimento do PSA em relação à proximidade com as unidades de conservação. Posteriormente, o arquivo vetorial resultante foi rasterizado (i.e. 30 metros), e prosseguiu-se com a aplicação da ferramenta *Zonal > Tabulate Area*.

A ordem de prioridade foi estabelecida do município com a maior porcentagem do território inserida nas áreas de entorno e nas unidades de conservação, para os municípios com a menor porcentagem.

Distância de áreas densamente urbanizadas

As áreas prioritárias para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade correspondem àquelas mais afastadas das principais rodovias e centros urbanos. Dessa forma, para a elaboração do elemento “distância de áreas densamente urbanizadas”, utilizou-se como *proxy* a densidade da malha rodoviária por município.

A densidade da malha rodoviária é dada pela razão entre o comprimento total da rede rodoviária do município e sua área territorial total. O arquivo bruto correspondente à malha rodoviária do estado de São Paulo foi obtido do ©OpenStreetMap contributors, cujos dados

abertos são disponibilizados mediante a licença *Open Data Commons, Open Database Licence (ODbl)* (Acesse: <https://www.openstreetmap.org/copyright>). É importante destacar que os extratos de dados requeridos para o estado de São Paulo são muito grandes para ser exportados como dados em XML do *OpenStreetMap*, sendo, desse modo, necessário acessá-los através do servidor de *download* gratuito do *Geofabrik GmbH*.

O arquivo obtido encontra-se em formato *shapefile* e, de maneira geral, contém informações sobre rodovias (federais e estaduais), marginais, avenidas, complexos viários, ruas e praças, estradas, vias elevadas, acessos, pontes e túneis, entre outras. Dessa forma, para calcular o comprimento total da malha rodoviária por município foi necessário, inicialmente, executar a função *merge* do ArcGIS 10.2, de modo que tais classes de recursos de linhas (i.e. dados de entrada) pudessem ser mescladas em um único dado de saída. Posteriormente, através da função *identity* calculou-se o comprimento total da malha rodoviária por município. Esta função calcula a sobreposição entre os recursos de entrada (malha rodoviária) e os recursos de identidade (limites municipais do estado de São Paulo), de modo que os recursos de entrada obterão os atributos dos recursos de identidade (ESRI, 2017); ou seja, o resultado é um recorte da malha rodoviária existente no município.

Para obter a densidade da malha rodoviária por município, portanto, dividiu-se o comprimento total da malha rodoviária do município por sua área territorial. A ordem de prioridade foi estabelecida do município com a menor densidade da malha rodoviária, para o município com a maior densidade.

Grau de naturalidade da vegetação

Para a definição dos municípios prioritários em relação ao elemento “Grau de naturalidade da vegetação” foi utilizado o arquivo *shapefile* do “mapa-síntese das áreas indicadas para criação e/ou ampliação de Unidades de Conservação de Proteção Integral”, produzido no âmbito do Programa Biota/FAPESP. Este mapa corresponde aos maiores e mais bem conectados fragmentos da vegetação nativa remanescente no estado de São Paulo, os quais foram indicados pelas equipes de especialistas do Programa Biota/FAPESP para compor o sistema de unidades de conservação do estado.

É importante destacar que a tabela de atributos do mapa em questão reúne informações sobre as diferentes fitofisionomias da vegetação nativa, destacando prioridades de conservação por formação vegetal em decorrência das diferenças nos históricos de degradação, assim como informações sobre o formato e tamanho de cada fragmento

(METZGER; RODRIGUES, 2008). Contudo, nesta pesquisa não foram feitas distinções quanto ao tamanho, formato ou fitofisionomia da vegetação nativa. Considerou-se que todos os fragmentos de vegetação remanescente detêm igual importância para a manutenção da biodiversidade e que, portanto, devem ser protegidos.

Dessa forma, a ordem de prioridade para o elemento “grau de naturalidade da vegetação” foi estabelecida com base na porcentagem de área do município coberta por tais fragmentos. Para o cálculo da área foi necessário, inicialmente, mesclar os 33.146 polígonos de vegetação mapeados pelo Biota/FAPESP (i.e. através da função *merge* do ArcGIS 10.2) de modo a gerar um único polígono. Posteriormente, uniu-se o arquivo *shapefile* gerado com o arquivo *shapefile* contendo somente o limite territorial do estado de São Paulo (i.e. função *Geoprocessing > Union* do ArcGIS 10.2). O próximo passo foi rasterizar o arquivo resultante dessa união, com tamanho da célula de saída igual a 30 metros, e aplicar novamente a ferramenta *Zonal > Tabulate Area*. A ordem de prioridade foi estabelecida, portanto, do município com a maior porcentagem de área coberta pelos fragmentos de vegetação nativa, para os municípios que não possuem área coberta por tais fragmentos.

5.1.2.2 Elementos do Grupo II

Custo de oportunidade da terra

O custo de oportunidade da terra para cada um dos municípios do estado de São Paulo também foi obtido dos resultados apresentados pela equipe do GEMA – IE/UFRJ. Os pesquisadores desenvolveram três modelos alternativos para estimar o custo de oportunidade da terra, a saber: Modelo COT-L (i.e. considera o lucro por hectare/ano presumido da agricultura, pecuária e silvicultura); Modelo COT-P (i.e. baseia-se na extrapolação das informações do preço da terra em função de seu uso); e o Modelo COT-E (i.e. modelo econométrico para a definição dos preços da terra a partir de características físicas e de mercado de uma determinada localidade). A estimativa dos custos foi realizada em escala municipal para os três modelos propostos, considerando-se os preços para o ano de 2013 (YOUNG, 2016). A seguir são apresentados resumidamente os procedimentos metodológicos adotados na elaboração de cada modelo.

A estimativa do custo de oportunidade da terra por município no Modelo COT-L foi obtida pelo somatório do lucro (por hectare/ano) das três atividades agropecuárias anteriormente mencionadas, ponderado pela área ocupada por cada uma delas. Com relação à

lavoura, a estimativa do lucro por hectare/ano foi medida pelo somatório do valor de produção agrícola das diversas culturas presentes em um determinado município, multiplicado pelas respectivas rentabilidades específicas de cada cultura (i.e. margem de lucro igual a 19%, comum a todos os municípios e culturas), ponderado pela proporção de área que cada cultura ocupa na área de lavoura total do município (YOUNG, 2016).

A estimativa do lucro anual por hectare de pecuária, por sua vez, foi calculada ao se multiplicar a taxa de lotação municipal, expressa em unidade de animal por hectare, por uma lucratividade média por unidade animal. A lucratividade média é dada pela porcentagem da produção bovina obtida por meio de sistemas intensivos, semi-intensivos e extensivos. Já a estimativa da taxa de lotação (i.e. cabeça de gado/hectare) municipal foi calculada através da multiplicação do peso médio do animal por município por uma taxa de lotação estadual, de modo a obter o peso do animal vivo suportado em um hectare de pastagem. A taxa de lotação estadual foi calculada através da variação anual média para a taxa de lotação das pastagens no Brasil de acordo com informações censitárias dos anos de 1996 e 2006, e sua municipalização considerou a composição de bovinos do município; ou seja, o crescimento do rebanho no município manteve-se a uma taxa de lotação constante ao longo do tempo. Com a finalidade de se obter a taxa de lotação municipal em unidade animal (i.e. medida que expressa 450 Kg de peso vivo) foi necessário calcular o peso médio do animal vivo por município; dessa forma, obteve-se o peso médio da carcaça dos animais vitimados por categoria (i.e. boi, vaca, novilhos, novilhas, bezerros, bezerras, vitelos e vitelas), municipalizado de acordo com a composição do bovino local (YOUNG, 2016).

O custo de oportunidade presumido para a silvicultura considerou a média do lucro anual por hectare, a preços constantes, observado para um horizonte temporal de nove anos¹⁷ (i.e. 2004 a 2012). O lucro anual por hectare foi calculado através da relação lucro/valor bruto de produção (i.e. no caso 40%), multiplicado pela razão entre o valor de produção de carvão vegetal, madeira em tora e lenha de eucalipto e pinus no município pela área de floresta plantada de eucalipto e pinus no município (YOUNG, 2016).

Para o Modelo COT-P, a estimativa do custo de oportunidade da terra foi realizada por meio do cálculo do valor do arrendamento que, por sua vez, foi estimado em função do preço da terra. A base de dados utilizada para a obtenção do preço da terra corresponde a valores reais da venda de propriedades rurais junto a corretores imobiliários; porém, os dados

¹⁷ A questão do horizonte temporal foi levada em consideração no cálculo do custo de oportunidade para a silvicultura, visto que os investimentos em florestas plantadas envolvem prazos longos (i.e. aproximadamente sete anos). Desse modo, ao considerar o horizonte temporal é possível suavizar eventuais discrepâncias entre os diferentes estágios de maturação dos projetos (YOUNG, 2016).

encontravam-se majoritariamente expressos em escala microrregional, sendo, portanto, municipalizados através da atribuição dos preços para cada tipo de terra (i.e. área de mata, pastagem e terra agrícola) dentro de cada município. Dessa forma, com a finalidade de se obter o valor do arrendamento de um hectare de terra para cada tipo de terra em cada município, multiplicou-se o preço da terra pelo parâmetro referente à taxa de juros real (i.e. estipulada em 6% ao ano), e para se obter o valor médio por hectare arrendado, multiplicou-se o resultado anterior pela fração da área do município ocupada por cada um dos tipos de terra (i.e. média ponderada do valor do arrendamento da terra) (YOUNG, 2016).

Por fim, o Modelo COT-E parte de uma análise de regressão baseada em informações referentes ao Valor da Terra Nua (VTN) para os estados do Paraná e Santa Catarina com a finalidade de estimar a sensibilidade do preço da terra em relação a um conjunto de características presentes nos municípios onde essas propriedades se encontram. Posteriormente, utiliza-se de um modelo econométrico que considera um grupo de variáveis relevantes para a formação do preço da terra agrícola no resto do país (YOUNG, 2016).

Cada uma das metodologias desenvolvidas apresentou limitações, principalmente, quanto à falta de dados e/ou à má qualidade dos dados disponíveis, tornando-se, pois, infactível determinar a priori qual dos três modelos se aproxima mais da realidade ou qual dos três modelos é superior em relação aos demais. Dessa forma, com a finalidade de se obter um único valor do custo de oportunidade da terra por município, os pesquisadores do GEMA consideraram vantajoso calcular a média aritmética dos resultados obtidos para cada município em cada um dos modelos propostos, visto que tal procedimento dilui eventuais erros e valores extremos (YOUNG, 2016). Os valores do custo de oportunidade da terra para cada município do estado de São Paulo correspondem, portanto, aos resultados dessas médias.

Dessa forma, e considerando que se deve priorizar as áreas com baixo custo de oportunidade (BARTON et al., 2009; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; 2008), a ordem de prioridade foi estabelecida do município com o menor custo de oportunidade da terra, para o município com o maior custo.

Adicionalidade

O valor da adicionalidade para cada município do estado de São Paulo também foi obtido através dos resultados apresentados pela equipe do GEMA – IE/UFRJ. Estes pesquisadores realizaram uma projeção das taxas anuais de desmatamento por município, com a finalidade de estimar o total de emissões de carbono que seria reduzido caso o

desmatamento fosse evitado (YOUNG, 2016). Para tanto, inicialmente eles realizaram um levantamento dos remanescentes florestais nativos em nível local¹⁸, que permitiu a construção da linha de base do modelo que projeta o desmatamento futuro (i.e. cenário *business as usual*). Posteriormente, as taxas de desmatamento foram projetadas para o período de 2016 a 2030 (i.e. o Governo Federal assumiu zerar o desmatamento até 2030), através da aplicação de dois modelos: Modelo SISGEMA, desenvolvido pela própria equipe do GEMA – IE/UFRJ, e o Modelo *Dinamica EGO*, desenvolvido na Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Uma vez em posse das projeções espaciais do desmatamento foi possível estimar o quanto o PSA poderia contribuir com a redução da área desmatada (YOUNG, 2016).

Ambos os modelos testados apresentaram vantagens e limitações (YOUNG, 2016). Contudo, como o Modelo SISGEMA projeta as tendências de evolução do desmatamento com base em informações de anos mais recentes (YOUNG, 2016), optou-se por utilizar os resultados gerados pelo mesmo. O Modelo SISGEMA projeta o desmatamento futuro através da extrapolação da linha de base dos remanescentes florestais nativos para cada município brasileiro. O formato dessa linha de tendência é, por hipótese, descrito pela inversa da função exponencial, parametrizada por município, a qual resulta em projeções que apontam uma redução assintótica das taxas de desmatamento ao longo do período considerado (YOUNG, 2016).

Os dados utilizados nesta pesquisa, portanto, referem-se aos resultados da projeção da área a ser desmatada (em hectares) por município do estado de São Paulo no período de 2016 a 2030. É importante destacar que tais resultados também se encontram separados por bioma, ocorrendo, dessa forma, de alguns municípios que possuem remanescentes de Mata Atlântica e Cerrado, apresentarem dois valores distintos de áreas a serem desmatadas. Nestes casos, efetuou-se a soma de ambos os valores, a fim de se obter um único valor de área a ser desmatada no município.

Considerando, pois, que maior prioridade deve ser atribuída aos municípios que apresentarem maior adicionalidade (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008; WENDLAND et al., 2010), a ordem de prioridade foi estabelecida do município com a maior área a ser desmatada no período de 2016 a 2030, para o município com a menor área.

Pobreza

¹⁸ Dados obtidos do “Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS” (MMA), o qual define os remanescentes florestais e/ou taxas médias de desmatamento para todos os municípios do Brasil separados por bioma.

O elemento “pobreza” é representado pelos resultados do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) brasileiro - Série Atlas de Desenvolvimento Humano no Brasil 2013 - publicado pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), em parceria com o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e a Fundação João Pinheiro (FJP).

O IDHM pode ser entendido como uma adaptação do IDH (i.e. Índice de Desenvolvimento Humano) global que mensura o grau de desenvolvimento humano de um país através de três dimensões fundamentais: saúde, educação e renda. O IDHM considera igualmente essas três dimensões em seus cálculos, porém promove ajustes ao índice de modo que este se adeque à realidade brasileira, incorporando as bases de dados do Censo Demográfico e as características específicas de cada município (PNUD, 2013).

O IDHM 2013 foi calculado a partir de dados do Censo Demográfico de 2010, incluindo três componentes principais: IDHM Longevidade (i.e. medido pela expectativa de vida ao nascer); IDHM Educação (i.e. medido pela escolaridade da população adulta e pelo fluxo escolar da população jovem); e o IDHM Renda (i.e. medido pela renda média dos residentes de determinado município). Além disso, na plataforma do Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013, os dados dos IDHM são acompanhados por mais de 200 indicadores socioeconômicos que sustentam sua análise e interpretação no contexto de cada município brasileiro, facilitando, desse modo, a tomada de decisão por parte do poder público (PNUD, 2013).

O IDHM é um número que varia entre 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é o desenvolvimento humano de um município. Os intervalos de classificação dos valores são: Muito Alto (0,800 a 1,000), Alto (0,700 a 0,799), Médio (0,600 a 0,699), Baixo (0,500 a 0,599) e Muito Baixo (0,000 a 0,499) (PNUD, 2013). Considerando, pois, que o PSA deve ser direcionado primordialmente para as áreas com baixo desenvolvimento social (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; ZHANG; PAGIOLA, 2011), a ordem de prioridade foi estabelecida do município com o menor IDHM, para o município com o maior IDHM.

Organizações sociais

Para definir os municípios prioritários em relação ao elemento “organizações sociais” foram utilizados dados do Censo Agropecuário de 2006, os quais constam disponíveis para

download, em formato de tabela, na plataforma SIDRA (Sistema IBGE de Recuperação Automática) (IBGE, 2017a). Os dados obtidos representam o percentual do total geral do número de estabelecimentos agropecuários¹⁹ em um determinado município, que estejam associados a cooperativas e/ou a entidades de classe. A ordem de prioridade foi estabelecida, portanto, do município com o maior percentual do número de estabelecimentos agropecuários associados às cooperativas e/ou entidades de classe, para os municípios com o menor percentual.

Capacidade política e institucional

Para a elaboração do elemento “Capacidade política e institucional” dois conjuntos de dados distintos foram combinados. O primeiro conjunto de dados foi obtido através da plataforma MUNIC (Pesquisa de Informações Básicas Municipais), pertencente ao IBGE. Esta plataforma disponibiliza periodicamente informações sobre a estrutura, a dinâmica e o funcionamento das instituições públicas municipais, sendo composta por vários indicadores do aparato institucional e administrativo, tais como finanças, serviços oferecidos, funcionários, infraestrutura urbana, gestão ambiental, entre outros. Tais indicadores expressam não somente a qualidade da administração pública, mas também a capacidade dos gestores municipais em atender às demandas da população (IBGE, 2017b).

Dentre os indicadores disponíveis para a consulta pública foram selecionados aqueles correspondentes às práticas de gestão e planejamento ambiental, sendo eles: existência de base cartográfica digitalizada; existência de Sistema de Informação Geográfica (SIG); elaboração da Agenda 21 local; realização de licenciamento ambiental; implementação do CAR (Cadastro Ambiental Rural); existência de legislação sobre zoneamento ambiental; existência de legislação sobre unidades de conservação; existência de legislação sobre estudo prévio de impacto ambiental; e realização de consórcio público na área de meio ambiente. Os dados do MUNIC utilizados nesta pesquisa correspondem ao ano de 2015.

O segundo conjunto de dados considerou a adesão dos municípios do estado de São Paulo ao *Programa Município VerdeAzul (PMVA)*. O PMVA foi lançado pelo Governo do Estado de São Paulo, em 2007, por meio da SMA, e tem como objetivo medir e apoiar a eficiência da gestão ambiental local, contribuindo com a descentralização e valorização da

¹⁹ Estabelecimentos agropecuários correspondem a toda unidade de produção dedicada, total ou parcialmente, as atividades agropecuárias, florestais e aquícolas, voltados à produção para subsistência, e subordinados a uma única administração, independentemente do tamanho, forma jurídica ou da localização da propriedade em área urbana ou rural (IBGE, 2006).

agenda ambiental dos municípios paulistas. As ações propostas pelo PMVA compõem as “Dez Diretivas” norteadores da agenda ambiental de cada município, as quais englobam os seguintes temas estratégicos: município sustentável, estrutura e educação ambiental, conselho ambiental, biodiversidade, gestão das águas, qualidade do ar, uso do solo, arborização urbana, esgoto tratado e resíduos sólidos. Tais diretivas são avaliadas anualmente e, ao final de cada ciclo anual, a SMA publica um “Ranking ambiental dos municípios paulistas”. Municípios que atingem nota superior a 80 pontos e preenchem requisitos pré-definidos para cada ciclo, recebem o “Certificado Município VerdeAzul”. Os dados utilizados nesta pesquisa correspondem aos resultados do ranking ambiental dos municípios paulistas para o Ciclo 2016 (SMA, 2017).

Com a finalidade de combinar os resultados dos indicadores do MUNIC com os resultados do ranking do PMVA foi necessário padronizar os dados. Como os resultados do MUNIC correspondem ao atendimento ou não de um determinado indicador (e.g. existência de base cartográfica digitalizada no município: Sim ou Não), e os resultados do PMVA podem ser traduzidos em municípios certificados e municípios não certificados, atribuiu-se valor “zero” para os municípios que não atenderam a um determinado indicador e para aqueles que não possuem o certificado do PMVA, e valor “um” para os que atenderam ao indicador e receberam o certificado do PMVA. Posteriormente, os valores foram somados, sendo a ordem de prioridade estabelecida do município que obteve a maior soma, para o que obteve a menor soma. A **Tabela 1** apresenta os municípios que obtiveram as maiores pontuações referentes ao elemento “Capacidade política e institucional”.

Tabela 1 – Municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação ao elemento “Capacidade política e institucional”

MUNICÍPIO	BCD	SIG	A21	LA	CAR	LZA	LUC	LEIA	CPMA	CPMVA	SOMA
SOROCABA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
ARARAQUARA	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	8
BOTUCATU	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	8
CABREÚVA	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	8
LIMEIRA	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	8
OLÍMPIA	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	8
PIRACICABA	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	8
ALTINÓPOLIS	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	7
AMERICANA	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	7
BARRETOS	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	7
BAURU	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	7
CATANDUVA	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	7
ESPÍRITO SANTO DO PINHAL	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	7
INDAIATUBA	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	7
MARTINÓPOLIS	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	7
NOVA ODESSA	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	7
NOVO HORIZONTE	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	7
RIBEIRÃO PIRES	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	7
RIO CLARO	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	7
SÃO PAULO	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	7
SERTÃOZINHO	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	7
VINHEDO	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	7

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

BCD = base cartográfica digitalizada; SIG = Sistema de Informação Geográfica; A21 = Agenda 21 local; LA = licenciamento ambiental; CAR = Cadastro Ambiental Rural; LZA = legislação sobre zoneamento ambiental; LUC = legislação sobre unidades de conservação; LEIA = legislação sobre estudo de impacto ambiental; CPMA = consórcio público na área de meio ambiente; CPMVA = certificação do Programa Município VerdeAzul.

Manejo e ações de conservação

Os dados utilizados para definir os municípios prioritários em relação ao elemento “Manejo e ações de conservação” também foram obtidos do Censo Agropecuário de 2006, disponíveis na plataforma SIDRA (IBGE, 2017a). Para a elaboração deste elemento foram combinados dados dos percentuais do total geral da área de estabelecimentos agropecuários no município referente às seguintes práticas agrícolas: plantio em nível; terraceamento; rotação de culturas; uso de lavouras para reforma e/ou renovação e/ou recuperação de

pastagens; pousio ou descanso dos solos; proteção e/ou conservação de encostas; não utilização de agrotóxicos; e queimadas.

Para combinar tais dados definiu-se, inicialmente, uma ordem de prioridade dos municípios para cada uma das práticas agrícolas anteriormente mencionadas. A ordem de prioridade, exceto para queimadas, foi estabelecida do município com o maior percentual do total geral da área de estabelecimentos agropecuários que praticam determinada atividade agrícola, para aquele com o menor percentual. Em relação às queimadas, a ordem de prioridade foi estabelecida do município com o menor percentual do total geral da área de estabelecimentos agropecuários que utilizam queimadas, para aquele com o maior percentual.

Após definidas as ordens de prioridade dos municípios para cada prática agrícola, o próximo passo foi ranqueá-los. A escala de valores dos rankings variou de 1 (mais prioritário) para 631 (menos prioritário)²⁰. Ao final, os valores dos rankings foram somados. A ordem de prioridade dos municípios em relação ao elemento “Manejo e ações de conservação” foi estabelecida, portanto, do município que obteve a menor soma, para aquele que obteve a maior soma. A **Tabela 2** apresenta o resultado do ranking para os 20 municípios mais prioritários em relação ao elemento “Manejo e ações de conservação”.

²⁰ Os valores dos rankings dos municípios em relação a cada uma das práticas agrícolas também necessitaram ser equiparados, de modo que todas as práticas agrícolas consideradas obtivessem pesos idênticos no somatório final. O processo de equiparação dos valores dos rankings é descrito na seção 5.1.3.

Tabela 2 – Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação ao elemento “Manejo e ações de conservação”

MUNICÍPIO	PN	TERR	RC	ULRP	PDS	PCE	QUE	NUA	SOMA	NOVO RANKING
ITAPURA	128,99	26,29	18,24	65,28	21,92	15,58	1,00	382,96	660,26	1
RIBEIRÃO PRETO	125,77	28,68	10,94	8,16	4,70	24,67	613,55	46,70	863,17	2
LUÍS ANTÔNIO	177,37	44,22	20,67	99,27	67,33	23,37	1,00	442,12	875,34	3
QUINTANA	137,59	46,61	34,04	16,32	34,45	477,79	1,00	159,83	907,63	4
ALVINLÂNDIA	267,66	60,95	88,75	111,51	32,88	20,77	1,00	453,53	1037,07	5
SANTA FÉ DO SUL	246,17	100,39	188,45	32,64	59,50	140,22	1,00	296,82	1065,18	6
PLANALTO	179,52	78,88	60,79	20,40	192,59	85,69	1,00	477,40	1096,26	7
LUCIANÓPOLIS	201,02	184,04	207,90	103,35	54,80	28,56	1,00	365,32	1145,99	8
ESTRELA DO NORTE	310,66	175,68	296,66	119,67	112,73	44,14	1,00	110,01	1170,55	9
CAMPINA DO MONTE ALEGRE	376,24	123,09	12,16	63,92	53,24	94,78	1,00	479,48	1203,89	10
ORINDIÚVA	197,79	119,51	75,38	101,99	241,13	115,55	1,00	360,13	1212,48	11
SANDOVALINA	371,94	291,60	139,82	237,98	26,62	84,39	1,00	68,50	1221,84	12
MONTE CASTELO	237,57	283,23	162,92	68,00	78,29	125,94	1,00	271,91	1228,85	13
GUARIBA	7,52	8,37	6,08	6,80	3,13	7,79	622,28	611,28	1273,25	14
BRODOWSKI	115,02	102,78	170,21	59,84	70,46	45,44	226,81	487,78	1278,34	15
SANTO EXPEDITO	452,56	117,12	353,80	76,16	9,39	210,33	1,00	92,37	1312,72	16
PAULÍNIA	105,35	133,85	37,69	489,57	17,22	62,32	1,00	478,44	1325,44	17
GUATAPARÁ	192,42	95,61	85,11	42,16	10,96	76,60	561,21	278,14	1342,20	18
NARANDIBA	495,56	113,53	59,57	100,63	82,99	192,16	1,00	298,89	1344,33	19
MINEIROS DO TIETÊ	64,50	11,95	26,75	23,12	7,83	5,19	619,37	591,56	1350,27	20

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

PN = plantio em nível; TERR = terraceamento; RC = rotação de cultura; ULRP = uso de lavouras para reforma e/ou renovação e/ou recuperação de pastagens; PDS = pousio ou descanso dos solos; PCE = proteção e/ou conservação de encostas; QUE = queimadas; NUA = não utilização de agrotóxicos.

5.1.3 Ranqueamento

O ranqueamento dos municípios para cada elemento de priorização utilizado na análise foi realizado com base nas ordens de prioridade anteriormente estabelecidas, sempre do município mais prioritário (valor 1) para o menos prioritário (valor 631). Cabe ressaltar que os municípios que obtiveram valores iguais para um determinado elemento receberam a mesma posição no ranking.

Contudo, ao realizar o ranqueamento, observou-se que a escala de valores dos rankings não variou de 1 até 631 para dez dos doze elementos de priorização utilizados na análise (**Quadro 6**). Dessa forma, para que todos os elementos tivessem pesos idênticos, uma vez que se assumiu não haver preferências particulares entre eles, foi necessário equiparar os

valores dos rankings. Para tanto, manteve-se a posição 1 dos rankings como o valor mínimo e equivaleu-se a posição 631 ao valor máximo do ranqueamento original. Os valores intermediários, por sua vez, foram multiplicados por 631, e o resultado dessa multiplicação foi dividido pelo valor máximo do ranqueamento original.

Quadro 6 – Ranqueamento original e equiparação dos valores dos rankings

Elemento de Priorização	Ranqueamento original		Ranqueamento após a equiparação	
	Valor mínimo	Valor máximo	Valor mínimo	Valor máximo
Espécies ameaçadas	1	23	1	631
Carnívoros de médio e grande porte		486		
Incremento da conectividade		631		
Proximidade com unidades de conservação		317		
Distância de áreas densamente urbanizadas		631		
Grau de naturalidade da vegetação		211		
Custo de oportunidade da terra		628		
Adicionalidade		405		
Pobreza		145		
Organizações sociais		578		
Capacidade política e institucional		10		
Manejo e ações de conservação		628		

Fonte: Elaborado pela autora.

Por fim, os rankings equiparados foram somados, e os municípios que obtiveram a menor pontuação foram considerados prioritários.

5.2 Resultados e Discussão: Etapa II

A seguir são apresentados e discutidos os resultados do ranqueamento dos municípios do estado de São Paulo prioritários para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação somente aos elementos do Grupo I, somente aos elementos do Grupo II e, aos elementos do Grupo I e II. Posteriormente, é apresentada uma discussão geral. Os mapas dos rankings para cada um dos elementos de priorização utilizados na análise encontram-se no **Apêndice A**.

Cabe ressaltar que os resultados do ranqueamento foram apresentados e discutidos levando em consideração a divisão do território paulista em 15 Polos Regionais de Pesquisa (PRPs), que compõem a APTA²¹ – Regional da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo (**Figura 6**). A escolha de tal divisão deve-se (i) aos PRPs representarem regiões do estado com características e dinâmicas socioeconômicas e biofísicas distintas e (ii) à divisão regional ser feita com base nos limites dos municípios.

Figura 6 – Divisão territorial do estado de São Paulo em 15 Polos Regionais de Pesquisa

Fonte: Adaptado do Instituto de Economia Agrícola (IEA, 2003).

²¹ APTA – Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios.

5.2.1 Municípios prioritários em relação aos elementos do Grupo I

A **Figura 7** apresenta o resultado do ranqueamento dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação somente aos elementos do Grupo I, e a **Tabela 3** destaca os 20 mais prioritários.

Figura 7– Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I

Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 3 – Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA- biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I

MUNICÍPIO	GRUPO I – ELEMENTOS BIOLÓGICOS E FÍSICOS						SOMA
	EA	CMGP	IC	PUC	DADU	GNV	
IPORANGA	1,00	246,69	487	1,00	2	44,86	782,55
LUÍS ANTÔNIO	493,83	24,67	11	77,63	51	308,02	966,15
PIQUETE	411,52	124,64	45	1,00	328	98,69	1008,85
CAMPOS DO JORDÃO	219,48	22,07	104	1,00	568	161,49	1076,04
TAPIRAÍ	356,65	99,97	489	133,37	19	1,00	1098,99
CANANÉIA	82,30	437,55	484	37,82	77	20,93	1139,60
JOANÓPOLIS	631,00	16,88	10	7,96	204	272,14	1141,98
ELDORADO	356,65	206,44	464	113,46	12	23,92	1176,48
QUELUZ	603,57	37,65	114	51,75	239	146,54	1192,51
IGUAPÉ	82,30	528,43	353	109,48	67	62,80	1203,01
SÃO JOSÉ DO BARREIRO	521,26	53,23	342	97,54	123	86,73	1223,75
MAIRIPORÃ	411,52	131,13	18	1,00	590	92,71	1244,36
ITIRAPINA	274,35	1,00	44	1,00	346	631,00	1297,35
ANALÂNDIA	576,13	3,90	123	169,20	156	278,12	1306,34
LAVRINHAS	603,57	129,84	113	29,86	302	134,57	1312,83
BOM JESUS DOS PERDÕES	631,00	64,92	7	1,00	555	68,78	1327,70
CABREÚVA	631,00	63,62	37	53,74	494	80,74	1360,11
JUNDIAÍ	466,39	102,57	9	19,91	610	173,45	1381,32
SANTA MARIA DA SERRA	603,57	77,90	64	63,70	218	373,82	1400,98
PIRACAIA	631,00	28,56	28	9,95	443	287,09	1427,61

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

EA = espécies ameaçadas; CMGP = carnívoros de médio e grande porte; IC = incremento da conectividade; PUC = proximidade com unidades de conservação; DADU = distância de áreas densamente urbanizadas; GNV = grau de naturalidade da vegetação.

De acordo com a **Figura 7**, observa-se uma concentração de municípios prioritários majoritariamente no Vale do Paraíba, na APTA Regional – Sede, parte do leste paulista (e.g. Joanópolis, Piracaia, Bom Jesus dos Perdões), no Vale do Ribeira, no sudoeste paulista, no centro-oeste, parte do centro-leste (e.g. São Carlos, Luís Antônio, Ribeirão Bonito), parte do centro-sul (e.g. Itirapina, Santa Maria da Serra, Botucatu), parte do nordeste paulista (e.g. Altinópolis, Patrocínio Paulista, Pedregulho), Alta Mogiana e parte do extremo oeste (e.g. Valparaíso, Nova Independência, Castilho); enquanto que se observa uma concentração de municípios não prioritários majoritariamente no centro-norte, no noroeste paulista, parte do centro-leste (e.g. Sertãozinho, Jaboticabal, Santa Ernestina), parte do centro-sul (e.g. Santa

Bárbara D'Oeste, Cesário Lange, Pereiras), Alta Paulista, Alta Sorocabana e no Médio Paranapanema.

A região metropolitana do Vale do Paraíba é considerada um dos principais polos econômicos e tecnológicos do país. Apesar de sua importância econômica e sua alta densidade populacional é também uma região que resguarda uma rica biodiversidade e importantes remanescentes da Mata Atlântica, sendo abrangida por diversas unidades de conservação, tais como o Parque Nacional Serra do Mar, Parque Estadual Campos do Jordão e a Estação Ecológica de Bananal. Além disso, grande parte dos municípios situados nessa região, particularmente aqueles que fazem divisa com a Serra da Mantiqueira (e.g. São José dos Campos, Campos do Jordão, Guaratinguetá, Piquete, Queluz), possuem prioridade alta para a conservação dos carnívoros e para o incremento da conectividade no estado.

Além do Vale do Paraíba, o leste paulista, parte da APTA Regional – Sede (e.g. Mairiporã, Jundiaí, Cabreúva), parte do centro-sul (e.g. Piracicaba, Araras, Itirapina) e parte do centro-leste (e.g. São Carlos, Descalvado, Luís Antônio) correspondem às áreas com maior adequabilidade ambiental para a conservação simultânea da onça-parda, do lobo-guará e da jaguatirica (ANGELIERI, 2015). Proteger as áreas essenciais à sobrevivência dos carnívoros indiretamente contribui também com a proteção de outras espécies que ocupam o mesmo habitat, mas que são menos conhecidas. Além disso, os carnívoros são sensíveis às alterações no ambiente natural (ZABEL; ENGEL, 2010; DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011), podendo indicar áreas importantes para a restauração da vegetação nativa (ANGELIERI et al., 2016).

Os municípios situados no Vale do Ribeira, por sua vez, abrangem diversas unidades de conservação (e.g. Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Parque Estadual Intervales, Parque Estadual do Jacupiranga), e terras quilombolas, além de resguardar importantes ecossistemas aquáticos (e.g. manguezais, restinga), particularmente o complexo estuarino Lagunar de Iguapé, Cananéia e Ilha Comprida. É uma região de extrema importância para a manutenção do grau de naturalidade da vegetação, uma vez que é nesta região que se concentra o maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do Brasil.

Com relação ao elemento “espécies ameaçadas”, 420 municípios do estado de São Paulo receberam a pior posição no ranking, o que significa que nenhuma espécie animal ameaçada de extinção foi avistada nestes locais. O maior número de espécies animais avistadas concentra-se no Vale do Paraíba, na APTA Regional – Sede e no Vale do Ribeira,

especificamente nos municípios de Iporanga, Cananéia, Iguapé, Peruíbe, São Paulo, Santo André, Bertioga, São Sebastião, Itanhaém, Caraguatatuba, Ubatuba, e Campos do Jordão.

É possível inferir, portanto, que as áreas selecionadas como prioritárias à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade no estado de São Paulo são extremamente importantes para a conservação da biodiversidade remanescente, porém deve-se observar também que tais resultados podem traduzir um esforço de coleta de dados biológicos em regiões consideradas importantes para a conservação da biodiversidade em nível internacional (MYERS et al., 2000), e que abrangem centros de pesquisa, universidades, e diversas unidades de conservação, detectando-se, dessa forma, lacunas biológicas de vários grupos taxonômicos situados no interior paulista, principalmente no centro-norte, no noroeste paulista e no extremo oeste (METZGER; RODRIGUES, 2008). Este resultado reflete não somente a necessidade de se desenvolver um banco de dados completo para regiões que detêm certa carência de informações, mas também a necessidade de se aperfeiçoar os já existentes.

Por fim, questiona-se a inserção do elemento “distância de áreas densamente urbanizadas” no processo de priorização de áreas para a conservação da biodiversidade. A literatura aponta que os pagamentos para a conservação da biodiversidade devem ser direcionados para áreas mais afastadas dos centros urbanos e das principais rodovias, argumentando que a qualidade ambiental dos habitats diminui com a proximidade dos usos do solo antrópicos (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016; ZABEL; ENGEL, 2010). Todavia, o crescimento desordenado das cidades, principalmente em países em desenvolvimento ou emergentes, tem avançado sobre áreas ambientalmente sensíveis, ameaçando uma das últimas oportunidades de proteger atributos ecológicos importantes, como espécies, paisagens e processos ecológicos. Neste sentido, as áreas protegidas urbanas têm um papel fundamental na manutenção e no equilíbrio ambiental das regiões onde estão inseridas, tornando-se uma ferramenta de grande relevância para a sobrevivência e para a qualidade de vida humana (GUIMARÃES; PELLIN, 2015). No contexto do estado de São Paulo, os municípios inseridos no Vale do Paraíba e na APTA Regional – Sede, por exemplo, possuem altos valores de densidade de rodovias, porém são importantes para a manutenção da biodiversidade remanescente, englobando diversas unidades de conservação. Dessa forma, uma análise mais detalhada a respeito dos impactos dos usos do solo antrópicos sob a permanência e sobrevivência das espécies deve ser realizada previamente ao processo de distribuição dos pagamentos para a conservação.

5.2.2 Municípios prioritários em relação aos elementos do Grupo II

A **Figura 8** apresenta o resultado do ranking dos municípios prioritários para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação somente aos elementos do Grupo II, e a **Tabela 4** destaca os 20 mais prioritários.

Figura 8 – Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo II

Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 4 – Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários à implantação de esquemas de PSA- biodiversidade em relação aos elementos do Grupo II

MUNICÍPIO	GRUPO II – ELEMENTOS SOCIOECONÔMICOS E DE GOVERNANÇA						SOMA
	COT	AD	PO	OS	CPI	MAC	
MARTINÓPOLIS	147,70	81,02	243,70	141,92	189,30	29,14	832,78
RANCHARIA	211,00	160,48	374,25	60,04	252,40	96,46	1154,63
ITAÍ	186,89	82,58	208,88	327,51	378,60	98,47	1282,92
ALTINÓPOLIS	282,34	46,74	282,86	193,23	189,30	321,53	1316,00
TAMBAÚ	445,12	79,46	287,21	62,23	378,60	75,36	1327,97
ESPÍRITO SANTO DO TURVO	257,22	294,47	134,90	140,83	441,70	90,43	1359,55
CERQUEIRA CÉSAR	104,50	76,34	278,51	207,42	378,60	344,64	1390,01
ANALÂNDIA	228,08	85,69	387,30	147,38	567,90	30,14	1446,50
PARANAPANEMA	183,87	90,37	226,29	418,12	504,80	23,11	1446,56
PEDREGULHO	428,04	28,04	217,59	156,11	567,90	78,37	1476,05
AVARÉ	83,40	17,14	443,88	330,78	504,80	108,52	1488,51
PATROCÍNIO PAULISTA	403,92	176,06	282,86	144,10	252,40	237,13	1496,47
JABOTICABAL	549,61	9,35	491,74	31,66	315,50	100,48	1498,34
SÃO SEBASTIÃO	37,18	559,33	465,63	7,64	252,40	178,85	1501,03
SÃO PEDRO DO TURVO	325,55	49,86	165,37	289,30	567,90	105,50	1503,47
MORRO AGUDO	550,62	1,00	204,53	34,93	567,90	144,69	1503,67
MOCOCA	349,66	35,83	422,12	222,71	315,50	180,86	1526,68
JAÚ	278,32	244,61	491,74	12,01	441,70	65,31	1533,70
LUÍS ANTÔNIO	494,35	140,22	287,21	108,08	504,80	3,01	1537,68
BROTAS	272,29	23,37	326,38	244,54	441,70	246,17	1554,45

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

COT = custo de oportunidade da terra; AD = adicionalidade; PO = pobreza; OS = organizações sociais; CPI = capacidade política e institucional; MAC = manejo e ações de conservação.

De acordo com a **Figura 8**, observa-se uma concentração de municípios prioritários majoritariamente no nordeste paulista, Alta Mogiana, no centro-leste e centro-oeste, parte do centro-sul (e.g. Piracicaba, Botucatu, Araras), no sudoeste paulista, Médio Paranapanema, Alta Sorocabana e Alta Paulista; e uma concentração de municípios não prioritários majoritariamente no Vale do Paraíba, no leste paulista, na APTA Regional – Sede, no Vale do Ribeira, parte do centro-sul (e.g. Santa Bárbara D'Oeste, Cesário Lange, Pereiras), no centro-norte, no noroeste paulista, parte do centro-oeste (e.g. Cafelândia, Lins, Promissão) e no extremo oeste.

Os municípios situados no centro-leste, no nordeste paulista e na região do Alta Mogiana, obtiveram os maiores valores para o elemento “adicionalidade”, ou seja,

correspondem aos municípios que muito provavelmente terão a maior área de vegetação nativa a ser desmatada no período de 2016 a 2030 (YOUNG, 2016). Além disso, grande parte desses municípios apresentaram valores mais altos para os preços da terra. Tal fato pode estar associado às intensas atividades agropecuárias existentes nestas regiões.

Naidoo e Iwamura (2007) estimaram os custos de oportunidade da terra para diferentes cultivos agrícolas e para a pecuária em âmbito global, e constataram que a região sudeste do Brasil está entre as que detêm maior valor da terra, principalmente devido à pecuária. No entanto, é possível inferir que a produção de açúcar e laranja também tenha contribuído com os preços altos da terra, uma vez que cultivos de citros (e.g. laranja), cana-de-açúcar, milho, trigo e arroz, estão entre as produções agrícolas com o maior valor da terra em nível global (NAIDOO; IWAMURA, 2007).

O estado de São Paulo é o maior produtor nacional de cana-de-açúcar, sendo responsável pela produção de 442.282,329 toneladas no ano de 2016 (IBGE, 2016). Dentre os 20 principais municípios do país com maior produção de cana-de-açúcar em 2016, incluem-se dez municípios paulistas, a saber: Morro Agudo, Barretos, Guaíra, Jaboticabal, Altair, Ituverava, Batatais, Guaraci, Valparaíso e Rancharia (IBGE, 2016). Destaque deve ser dado ao município de Morro Agudo (i.e. localizado no polo regional Alta Mogiana), maior produtor de cana-de-açúcar do estado e o segundo maior do país, que obteve uma área projetada a ser desmatada em torno de 3.378 hectares no período de 2016 a 2030, ou seja, obteve a primeira posição no ranking para o elemento “adicionalidade”.

Áreas com elevados valores de adicionalidade associadas a elevados custos de oportunidade da terra não são indicadas para receber os recursos do PSA (WUNDER, 2007). Desse modo, a adoção de um esquema de PSA no centro-leste, no nordeste paulista e no Alta Mogiana seria inviável, visto que as instituições ambientais do estado de São Paulo não teriam condições financeiras para arcar com os preços altos da terra, ou mesmo com medidas de fiscalização e monitoramento dos serviços (IGARI; TAMBOSI; PIVELLO, 2009).

Contrariamente, áreas com baixos custos de oportunidade da terra associados à baixa adicionalidade também seriam inviáveis, uma vez que direcionar os pagamentos para áreas onde não há riscos de perda dos serviços ecossistêmicos, conduz os esquemas à ineficiência ao longo do tempo (BARTON et al., 2009; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008; WENDLAND et al., 2010). É o caso, por exemplo, dos municípios situados no Vale do Paraíba, na APTA Regional – Sede e no Vale do Ribeira, onde os custos de oportunidade da terra são mais baixos, e onde se assume ter menos riscos de perda dos serviços no período de 2016 a 2030. Tal fato pode estar associado à presença das unidades de conservação e também

de grandes fragmentos de vegetação nativa na serra litorânea, regiões altas e de pouco interesse para a expansão das atividades agrícolas (i.e. particularmente para a cana-de-açúcar).

Os municípios não prioritários situados no centro-norte, no noroeste paulista e no extremo oeste, também obtiveram baixa adicionalidade, porém altos custos de oportunidade da terra. O mesmo pode ser observado para alguns municípios no centro-sul do estado (e.g. Santa Bárbara D'Oeste; Cesário Lange; Pereiras), e também para alguns municípios situados no Médio Paranapanema (e.g. Ourinhos; Palmital; Cruzália). Nestes casos, a baixa adicionalidade pode estar associada a uma maior parte da vegetação original existente nestas regiões já ter sido devastada. Cabe ressaltar ainda que, além das intensas atividades agrícolas, os altos custos de oportunidade da terra no centro-sul do estado podem ter sido influenciados também pela maior densidade urbana, visto que os valores da terra tendem a serem maiores quando da aproximação com os principais centros urbanos e com as principais rodovias (DE LEEUW et al., 2014; SIERRA; RUSSMAN, 2006).

Grande parte dos municípios prioritários no centro-leste, no nordeste paulista e no Alta Mogiana também obtiveram valores altos para o elemento “organizações sociais”. As organizações sociais possuem um papel fundamental na implantação dos esquemas de PSA, uma vez que favorecem a criação e o fortalecimento de alianças políticas mais resistentes (WUNDER, 2007; KOLINJIVADI et al., 2015). Dessa forma, a distribuição dos benefícios da conservação poderia ser realizada pelas lideranças locais, de modo a otimizar a conservação dos recursos biológicos e evitando que uma minoria privilegiada capturasse os benefícios da conservação em detrimento das populações menos favorecidas (DICKMAN; MACDONALD; MACDONALD, 2011; NARLOCK; PASCUAL; DRUCKER, 2011; CLEMENTS et al., 2013).

É importante observar, no entanto, que os dados utilizados sobre as organizações sociais no contexto do estado de São Paulo correspondem ao percentual do número de estabelecimentos agropecuários associados às cooperativas e/ou entidades de classe, ou seja, refletem no direcionamento dos esquemas para áreas que possuem maior articulação no setor agropecuário. Por um lado, organizações com maior articulação no setor agropecuário favoreceriam a comunicação com os proprietários rurais (e.g. ULBER et al., 2011), particularmente com aqueles que apresentaram maior adicionalidade. Por outro lado, é necessário averiguar a atuação dessas organizações quanto às ações de conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, assim como quanto à inclusão dos proprietários rurais menos favorecidos nos esquemas.

Observa-se, pois, que grande parte dos municípios situados no centro-leste e no Alta Mogiana obtiveram prioridade alta tanto para o elemento “organizações sociais” quanto para o elemento “manejo e ações de conservação”. Contudo, não é possível afirmar que tais organizações estejam atuando em prol da proteção da diversidade biológica nas propriedades privadas. Além disso, os dados sobre o plantio em nível, terraceamento, rotação de culturas, pousio ou descanso do solo, uso de lavouras para a recuperação de pastagens, proteção de encostas, e não utilização de agrotóxicos podem ter mascarado os dados sobre a utilização de queimadas. Por exemplo, os municípios de Ribeirão Preto, Guariba e Mineiros do Tietê estão entre os vinte municípios mais prioritários para receber o PSA em relação ao elemento “manejo e ações de conservação”, porém encontram-se também entre os municípios que detêm a maior porcentagem de estabelecimentos agropecuários que utilizam queimadas.

Cabe ressaltar que, no caso das comunidades rurais menos favorecidas, onde as estratégias tradicionais de conservação da biodiversidade têm falhado, e onde as atividades de subsistência não são sustentáveis, tais como a agricultura de corte e a utilização de queimadas, os esquemas de PSA poderiam contribuir com os custos de proteção, oferecendo assistência financeira e técnica para que tais comunidades tenham condições de adotar medidas de manejo mais sustentáveis (WENDLAND et al., 2010). Ressalta-se ainda que outras ações de conservação da biodiversidade também podem ser consideradas no processo de priorização de áreas ao PSA, tais como a construção de aceiros, a colocação de cercas para impedir o avanço do gado ou de animais domésticos, e a eliminação de espécies invasoras.

Além das organizações sociais, as instituições governamentais locais, fortalecidas pela descentralização, representam um catalisador que deve ser recompensado (WUNDER, 2007). Direcionar os esquemas para áreas onde há estabilidade política favorece a distribuição futura dos pagamentos. Contudo, instituições fracas podem impulsionar as decisões de como administrar os pagamentos para uma minoria privilegiada, em prol de interesses particulares, ou favorecer as decisões arbitrárias de organizações/pessoas externas, reduzindo a legitimidade das populações locais no processo de tomada de decisão (WÜNSCHER; ENGEL, 2012; KOLINJIVADI et al., 2015). Dessa forma, investimentos iniciais na infraestrutura do PSA devem ser feitos no sentido de criar condições adequadas para que os esquemas possam ser eficientemente implementados (WENDLAND et al., 2010).

No contexto do estado de São Paulo, verifica-se a necessidade do fortalecimento das instituições governamentais locais, previamente à implantação dos esquemas de PSA, uma vez que o resultado do ranqueamento para o elemento “Capacidade política e institucional” refletiu uma carência de gestão pública nas esferas municipais, referente às questões

ambientais; ou seja, apenas 21 municípios do estado responderam positivamente a sete ou mais requisitos de gestão ambiental (ver **Tabela 1**), enquanto que 48 obtiveram valor zero para todos os requisitos, e 200 responderam positivamente a um único requisito. Estudos futuros devem investigar os motivos das diferenças entre a gestão ambiental nos municípios paulistas, e como tais diferenças podem estar influenciando na conservação da diversidade biológica.

Por fim, a grande maioria dos municípios do estado de São Paulo possui prioridade baixa em relação ao elemento “pobreza”. O menor IDHM do estado corresponde ao município de Ribeirão Branco (i.e. 0,639), o qual, de acordo com os intervalos de classificação do índice, é considerado médio; ou seja, 569 municípios possuem IDHM alto ou muito alto. Todavia, é importante tomar ciência de que o impacto dos esquemas de PSA sobre a mitigação da pobreza depende de quem recebe os benefícios. Ou seja, mesmo uma área com relativamente níveis altos de desenvolvimento social, o impacto sobre a mitigação da pobreza só será refletido caso os proprietários rurais menos favorecidos puderem participar dos esquemas; contrariamente, em uma área com baixos níveis de desenvolvimento social, o impacto da pobreza poderá ser limitado caso somente os proprietários rurais mais ricos tiverem condições de participar dos esquemas (ZHANG; PAGIOLA, 2011).

5.2.3 Municípios prioritários em relação aos elementos do Grupo I e do Grupo II

A **Figura 9** apresenta o resultado do ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários para a implantação de um esquema de PSA-biodiversidade com base nos elementos tanto do Grupo I quanto do Grupo II, e a **Tabela 5** destaca os 20 mais prioritários. O resultado do ranking para os 631 municípios analisados estão dispostos no **Apêndice B**.

Figura 9 – Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I e do Grupo II

Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 5 - Ranking dos 20 municípios do estado de São Paulo mais prioritários para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade em relação aos elementos do Grupo I e do Grupo II

MUNICÍPIOS	GRUPO I – ELEMENTOS BIOLÓGICOS E FÍSICOS						GRUPO II – ELEMENTOS SOCIOECONÔMICOS E DE GOVERNANÇA						SOMA
	EA	CMGP	IC	PUC	DADU	GNV	COT	AD	PO	OS	CPI	MAC	
IPORANGA	1,00	246,69	487	1,00	2	44,86	67,32	442,48	165,37	468,34	315,50	243,16	2484,70
LUÍS ANTÔNIO	493,83	24,67	11	77,63	51	308,02	494,35	140,22	287,21	108,08	504,80	3,01	2503,83
ANALÂNDIA	576,13	3,90	123	169,20	156	278,12	228,08	85,69	387,30	147,38	567,90	30,14	2752,84
TAPIRAÍ	356,65	99,97	489	133,37	19	1,00	48,23	445,60	82,68	600,43	315,50	340,62	2932,05
BROTAS	576,13	5,19	59	153,27	128	517,36	272,29	23,37	326,38	244,54	441,70	246,17	2993,41
ELDORADO	356,65	206,44	464	113,46	12	23,92	89,43	389,51	113,14	512,01	378,60	387,84	3047,00
ALTINÓPOLIS	576,13	20,77	13	631,00	41	451,57	282,34	46,74	282,86	193,23	189,30	321,53	3049,48
SÃO JOSÉ DO BARREIRO	521,26	53,23	342	97,54	123	86,73	36,17	573,35	87,03	400,65	631,00	185,88	3137,85
ITIRAPINA	274,35	1,00	44	1,00	346	631,00	143,68	77,90	256,75	504,36	631,00	233,11	3144,16
PINDAMONHANGABA	438,96	83,09	16	260,76	508	206,35	28,13	495,45	469,99	125,54	252,40	261,24	3145,92
PEDREGULHO	603,57	210,33	3	218,96	83	631,00	428,04	28,04	217,59	156,11	567,90	78,37	3225,91
JOANÓPOLIS	631,00	16,88	10	7,96	204	272,14	86,41	433,13	147,96	484,71	504,80	502,39	3301,38
SANTA MARIA DA SERRA	603,57	77,90	64	63,70	218	373,82	126,60	205,66	95,74	490,17	441,70	549,61	3310,46
PIQUETE	411,52	124,64	45	1,00	328	98,69	101,48	631,00	400,36	264,19	441,70	486,31	3333,89
QUELUZ	603,57	37,65	114	51,75	239	146,54	46,22	456,50	248,05	453,05	567,90	398,90	3363,13
MARTINÓPOLIS	631,00	319,40	244	631,00	122	631,00	147,70	81,02	243,70	141,92	189,30	29,14	3411,17
ITATINGA	548,70	116,85	189	230,90	38	631,00	210,00	133,99	178,42	501,09	441,70	229,09	3448,74
BOCAINA	631,00	66,22	85	631,00	220	221,30	388,85	43,62	335,08	194,32	441,70	190,91	3449,00
CAMPOS DO JORDÃO	219,48	22,07	104	1,00	568	161,49	13,06	461,18	365,54	564,41	378,60	594,83	3453,66
SÃO PEDRO	603,57	79,20	24	193,08	373	454,56	373,78	70,11	391,66	365,72	378,60	152,73	3459,99

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota: EA= espécies ameaçadas; CMGP = carnívoros de médio e grande porte; IC = incremento da conectividade; PUC = proximidade com unidades de conservação; DADU = distância de áreas densamente urbanizadas; GNV = grau de naturalidade da vegetação; COT = custo de oportunidade da terra; AD = adicionalidade; PO = pobreza; OS = organizações sociais; CPI = capacidade política e institucional; MAC = manejo e ações de conservação.

De acordo com a **Figura 9**, observa-se uma concentração de municípios prioritários majoritariamente no Vale do Paraíba, parte da APTA Regional – Sede (e.g. São Paulo, Jundiaí, Cabreúva, Mairiporã), no Vale do Ribeira, parte do leste paulista (e.g. Joanópolis, Piracaia, Bom Jesus dos Perdões), no sudoeste paulista, parte do centro-sul (e.g. Corumbataí, Itirapina, Botucatu, Piracicaba), no nordeste paulista, parte do centro-leste (e.g. São Carlos, Luís Antônio, Ribeirão Bonito), Alta Mogiana, no centro-oeste, parte do Médio Paranapanema (e.g. Echaporã, Campos Novos Paulista, Santa Cruz do Rio Pardo), parte do extremo oeste (e.g. Valparaíso, Mirandópolis, Castilho), parte do Alta Paulista (e.g. Monte Castelo, Panorama, Ouro Verde), e alguns municípios no Alta Sorocabana (e.g. Martinópolis, Rancharia, Teodoro Sampaio); e uma concentração de municípios não prioritários majoritariamente no centro-norte, no noroeste paulista, parte do centro-leste (e.g. Sertãozinho, Jaboticabal, Santa Ernestina), no extremo oeste, Alta Paulista, Alta Sorocabana, parte do centro-sul (e.g. Cesário Lange, Santa Bárbara D'Oeste, Rio das Pedras), parte do Médio Paranapanema (e.g. Ourinhos, Palmital, Ribeirão do Sul), no leste paulista, e parte da APTA Regional – Sede (e.g. Americana, Sumaré, Louveira).

De maneira geral, os municípios prioritários no Vale do Paraíba, parte da APTA Regional – Sede, e parte do leste paulista possuem baixo custo de oportunidade da terra, e constituem áreas importantes para o incremento da conectividade e para a conservação dos carnívoros. Já os municípios prioritários no Vale do Ribeira possuem baixo custo de oportunidade da terra, baixos índices de desenvolvimento social, além de sua importância pela proximidade com unidades de conservação e pela manutenção da naturalidade da vegetação remanescente.

Na teoria do PSA, direcionar os esquemas para áreas com extensa cobertura florestal e, especificamente, para áreas legalmente protegidas, não ofereceria nenhuma proteção adicional aos serviços ecossistêmicos, podendo conduzir os esquemas à ineficiência ao longo do tempo (ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014). Contudo, Wendland et al. (2010) argumentam que, em regiões com elevados níveis de riqueza de espécies, muitas áreas protegidas falham em prevenir o desmatamento e a caça ilegal dentro de suas fronteiras, ou seja, também são suscetíveis a ameaças; desse modo, os respectivos autores mantiveram as áreas protegidas em seu modelo de priorização de áreas para a implantação de esquemas de PSA em Madagascar. Nestes casos, o PSA poderia servir como um fundo financeiro adicional, aplicado ao desenvolvimento de práticas de manejo sustentáveis, e de fiscalização e monitoramento dos serviços (WENDLAND et al., 2010).

Um fundo financeiro adicional seria particularmente interessante no Vale do Ribeira, região que resguarda uma rica biodiversidade, e onde os índices de desenvolvimento humano são os mais baixos do estado. O PSA poderia contribuir com a distribuição equitativa dos benefícios da conservação, e compensar as comunidades rurais e quilombolas pelo uso da terra. Outros instrumentos econômicos também poderiam ser aplicados no Vale do Ribeira de modo a promover a mitigação da pobreza e a conservação dos recursos naturais, tais como os “Projetos Integrados de Conservação e Desenvolvimento” (FERRARO; KISS, 2002).

Os municípios prioritários situados no centro-leste, centro-oeste, parte do centro-sul e no nordeste paulista foram considerados importantes para a conservação dos carnívoros, para o incremento da conectividade e por possuírem altos valores de adicionalidade. Dentre eles destacam-se os municípios de São Carlos, Brotas, Itirapina, Analândia, Luis Antônio e Altinópolis que obtiveram os custos de oportunidade da terra mais baixos em comparação aos demais municípios situados nas mesmas regiões. Este resultado se aproxima do *design* ótimo de um esquema de PSA, cujo objetivo é integrar baixos custos de oportunidade da terra, alta adicionalidade e a provisão dos serviços (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). Além destes, destacam-se também os municípios de Martinópolis e Rancharia, situados no polo regional Alta Sorocabana, que apresentaram alta adicionalidade, baixos custos de oportunidade da terra e prioridade alta para o incremento da conectividade.

Não obstante, foram selecionados também municípios com altas taxas de desmatamento e com altos custos de oportunidade da terra, porém igualmente importantes para a conservação da biodiversidade (i.e. predominantemente no nordeste paulista e Alta Mogiana). Tratam-se, pois, de municípios que possuem remanescentes de vegetação nativa importantes para o incremento da conectividade, os quais se encontram sob ameaça de perda dos serviços devido ao avanço das atividades agrícolas. Wünscher, Engel e Wunder (2006) argumentam que, em um esquema de PSA cujo orçamento total não depende da distribuição espacial dos pagamentos, a adoção de pagamentos flexíveis permitiria contratar mais áreas e/ou contratar áreas com excepcionalmente elevados valores dos serviços ecossistêmicos e elevados custos de oportunidade da terra (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006).

Não foram selecionados municípios que apresentaram baixa adicionalidade, altos custos de oportunidade da terra e baixos valores para os elementos biológicos (i.e. grande parte dos municípios localizados no centro-norte e no noroeste paulista, parte do centro-sul, parte do extremo oeste e parte do Médio Paranapanema), assim como não foram selecionados municípios que apresentaram baixa adicionalidade, baixos custos de oportunidade da terra e

baixos valores para os elementos biológicos (i.e. municípios não prioritários no Alta Sorocabana).

5.2.4 Discussão geral

Ao priorizar áreas para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade considerando apenas os elementos biológicos e físicos (Grupo I), observou-se que os municípios selecionados são extremamente importantes para a conservação da biodiversidade, mas que, em sua maioria, apresentam baixa adicionalidade. Por outro lado, ao priorizar os municípios somente em relação aos elementos socioeconômicos e de governança (Grupo II), verificou-se que os esquemas foram direcionados para áreas com intensas atividades agrícolas, onde os custos de oportunidade da terra são mais altos, enquanto que áreas importantes para a conservação não foram selecionadas.

Neste sentido, infere-se que a abordagem que considerou tanto os elementos biológicos e físicos (Grupo I) quanto os elementos socioeconômicos e de governança (Grupo II), tem potencial para atender os múltiplos objetivos do instrumento de PSA e, dessa forma, receber maior aceitação dos atores envolvidos. Observa-se, por exemplo, que foram selecionadas áreas que apresentaram baixos custos de oportunidade da terra, baixos índices de desenvolvimento social e importantes para a conservação da biodiversidade (e.g. Vale do Ribeira), assim como foram selecionadas áreas com alta adicionalidade, baixos índices de desenvolvimento social e igualmente importantes para a conservação (e.g. Alta Mogiana).

Atender a minimização das compensações através da sobreposição dos múltiplos objetivos da conservação aumentaria o financiamento disponível para induzir as mudanças desejáveis no uso da terra, assim como melhoraria os rendimentos ou percepções de bem-estar em áreas mais isoladas (KOLINJIVADI et al., 2015; CLEMENTS et al., 2013). Wünscher, Engel e Wunder (2006), por exemplo, mostraram que a introdução de diferentes objetivos diminuiu a média no tamanho das propriedades rurais que se inscreveram nos esquemas; e Zhang e Pagiola (2011) constataram que o direcionamento dos fundos financeiros para áreas que ofereceram múltiplos objetivos têm maior potencial de gerar múltiplos benefícios, tais como a mitigação da pobreza, a conservação da biodiversidade e a manutenção dos serviços hidrológicos.

De fato, os estudos mais convincentes sobre priorização têm envolvido o mapeamento espacial das “oportunidades de conservação” em oposição às “prioridades de conservação”, através da incorporação dos valores sociais (e.g. BRYAN et al, 2011), da capacidade política

das instituições locais e o engajamento das populações afetadas. Esses estudos reconhecem que as características tecnológicas, econômicas e biofísicas podem indicar níveis de prioridade de conservação em termos da ameaça ou da custo-efetividade, mas que a aprovação social, os valores culturais e a existência de políticas públicas definem as oportunidades de conservação (KOLINJIVADI et al., 2015). Margules e Pressey (2000), por exemplo, salientam que, na prática, o planejamento da conservação não tem sido sistemático, visto que as implicações políticas e econômicas podem modificar drasticamente os alvos de conservação, fazendo com que áreas protegidas sejam instituídas em locais que não contribuem com a representatividade da biodiversidade ou que áreas importantes para a conservação não sejam protegidas por serem economicamente valiosas. Desse modo, a inserção dos elementos biológicos, socioeconômicos e políticos no planejamento da conservação deve ser frequentemente considerada e revisada (MARGULES; PRESSEY, 2000).

É importante salientar, entretanto, que dada à natureza heterogênea e dinâmica das características socioeconômicas, culturais e biofísicas dentre diferentes regiões (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006; ZHANG; PAGIOLA, 2011), qualquer interação dos objetivos alvos para o *design* ótimo dos esquemas de PSA requer reconhecimento espacialmente explícito e a deliberação social das consequências de sua distribuição (KOLINJIVADI et al., 2015). Ou seja, as compensações entre os múltiplos objetivos dos esquemas correspondem somente à ponta do *iceberg*, uma vez que padrões de paisagem são frequentemente interligados aos processos individuais de produção e às características socioeconômicas de cada propriedade rural, assim como aos processos de produção e às características socioeconômicas das propriedades circunvizinhas (WÄTZOLD; DRECHSLER, 2014; KOLINJIVADI et al., 2015). Para determinados processos de identificação de alvos para a conservação será necessário, portanto, combinar as características socioeconômicas e biológicas das propriedades rurais em um contexto de paisagem (MARGULES; PRESSEY, 2000).

Outra questão que deve ser considerada no processo de priorização de áreas ao PSA é o vazamento (i.e. *leakage*), o qual pode comprometer a efetividade dos esquemas. O vazamento refere-se ao deslocamento de uma atividade degradante da região onde ocorre a intervenção do PSA para outra região onde o instrumento não é atuante (WUNDER, 2007; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). O vazamento pode ocorrer diretamente, e.g. através da expansão das atividades agrícolas para áreas naturais onde

os esquemas de PSA não são abrangidos²² (e.g. SIERRA; RUSSMAN, 2006), ou indiretamente, e.g. quando a inscrição da propriedade rural no esquema de PSA para a conservação florestal conduzir ao aumento nos preços dos produtos florestais encorajando, dessa forma, atividades extrativistas ou a conversão da agricultura em outras áreas de florestas (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Nestes casos, os benefícios ambientais obtidos a partir dos esquemas de PSA poderão ser superestimados (SIERRA; RUSSMAN, 2006).

No caso do estado de São Paulo, municípios prioritários à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade, circunvizinhos com outros não prioritários, podem ser suscetíveis ao vazamento, tais como os municípios de Magda e São João de Iracema, localizados no noroeste paulista. A redução das atividades agrícolas nestes municípios pode conduzir à intensificação do desmatamento nos municípios vizinhos não prioritários ao PSA, comprometendo a efetividade do instrumento. Dessa forma, para garantir maior adicionalidade aos esquemas de PSA, o conceito de vazamento também deve ser incorporado no *design* dos esquemas (WÜNSCHER; ENGEL, 2012) e ser cuidadosamente monitorado.

²² Particularmente onde os direitos de posse da terra não são esclarecidos (WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

6 CONCLUSÕES

O método adotado permitiu a elaboração de uma estrutura de identificação de áreas prioritárias à implantação de esquemas de PSA-biodiversidade baseada na literatura especializada, auxiliando a reduzir a distância entre o conhecimento e a tomada de decisão no âmbito das políticas públicas ambientais (i.e. NAEEM et al., 2015). O método da RBS sustentou a seleção dos elementos importantes ao processo de priorização de áreas ao PSA-biodiversidade, informando qual a melhor alternativa a partir da melhor evidência encontrada.

A estrutura adotada nesta pesquisa preenche a lacuna pela busca de um método que seja aplicado em “escala intermediária”, posto que já existam outros trabalhos aplicados em escala nacional (WENDLAND et al., 2010), na propriedade rural (VON HAAREN et al., 2012) ou mesmo em nível de bacia hidrográfica (ZHANG; PAGIOLA, 2011). Dessa forma, foi possível selecionar, inicialmente, as áreas potenciais para receber esquemas de PSA-biodiversidade, e estudos futuros poderão determinar em nível local, através de técnicas e modelos mais sofisticados, às propriedades rurais que maximizariam a proteção da diversidade biológica.

Neste sentido, a utilização de ferramentas de SIG possibilitou o desenvolvimento de procedimentos lógicos adequados para incorporar os elementos relevantes encontrados na literatura científica no processo de tomada de decisão. Tais ferramentas garantem a flexibilidade necessária para promover a inserção de novos elementos na medida em que mais dados, tanto biológicos e físicos quanto socioeconômicos e de governança, forem sendo gerados e aperfeiçoados. Além disso, possibilitou visualizar a configuração espacial dos municípios prioritários e não prioritários, permitindo, desse modo, que os esquemas sejam direcionados para regiões que maximizariam a proteção da diversidade biológica em nível de paisagem.

A aplicação dessa estrutura no contexto do estado de São Paulo demonstrou a utilidade das abordagens de priorização aqui consideradas. Os mapas elaborados possibilitaram observar que não existe necessariamente uma coincidência espacial entre as áreas prioritárias identificadas a partir de elementos do meio biológico e físico, e aquelas identificadas considerando elementos socioeconômicos e de governança. A abordagem que integra os dois grupos de elementos pode ser útil, portanto, para orientar a tomada de decisão do poder público, pois tem potencial para fazer com que o instrumento atinja seus múltiplos objetivos, tais como conservação da biodiversidade, menor custo, menor risco de insucesso, maior aceitação pública, redução das desigualdades sociais, entre outros. A estrutura adotada no

contexto do estado de São Paulo pode ser replicada em qualquer outra parte do globo, desde que haja dados disponíveis para alimentar o banco de dados espaciais.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para o desenvolvimento de projetos futuros:

- Atualizar e ampliar a RBS, principalmente quanto à busca por trabalhos relevantes em outras plataformas científicas, e utilizando-se de outros termos de busca.
- Aplicar a estrutura metodológica proposta para outros serviços ambientais, tais como água, carbono e beleza cênica.
- Sobrepor as áreas prioritárias para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade às áreas prioritárias para a implantação de outros esquemas de PSA, de modo a identificar sinergias entre as políticas de conservação.
- Aplicar diferentes pesos aos elementos de priorização, e desenvolver diferentes cenários conforme os objetivos da conservação.

REFERÊNCIA

- ALIX-GARCIA; J.; WOLFF, H. Payment for ecosystem services from forests. **Annual Review of Resource Economics**, v.6, n.1, p. 361-380, 2014.
- ANGELIERI, C. C. S. **A conservação de grandes mamíferos e o planejamento do uso e ocupação da terra no estado de São Paulo/Brasil**. 157 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2015.
- ANGELIERI, C.C.S. et al. Using species distribution models to predict potential landscape restoration effects on puma conservation. **PLoS ONE**, jan. 2016.
- ARMSWORTH, P. R. et al. The cost of policy simplification in conservation incentive programs: The cost of policy simplification in AES. **Ecology Letters**, v. 15, n. 5, p. 406–414, maio 2012.
- ASAAD, I. et al. Ecological criteria to identify areas for biodiversity conservation. **Biological Conservation**, v. 213, p. 309–316, set. 2017.
- BABCOCK, B. A. et al. Targeting Tools for the Purchase of Environmental Amenities. **Land Economics**, v. 73, n. 3, p. 325, ago. 1997.
- BALVANERA, P. et al. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services: Biodiversity and ecosystem functioning/services. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1146–1156, out. 2006.
- BARTON, D. N. et al. **Spatial prioritisation of environmental service payments for biodiversity protection**. Report SNR 4746, 2003. NIVA (Norwegian Institute for Water Research), Oslo, Norway.
- BARTON, D. N. et al. Environmental service payments: Evaluating biodiversity conservation trade-offs and cost-efficiency in the Osa Conservation Area, Costa Rica. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 2, p. 901–911, fev. 2009.
- BATEMAN, I. J. et al. Conserving tropical biodiversity via market forces and spatial targeting. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 7408–7413, 16 jun. 2015.
- BENNETT, G.; MULONGOY, K. J. **Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones**. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series, n. 23, 100 p., 2006.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 13, de 06 de dezembro de 1990**. Dispõe sobre normas referentes às atividades desenvolvidas no entorno das Unidades de Conservação, revogada pela Resolução CONAMA nº 428, de 17 de dezembro de 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=110>. Acesso em: 29 nov. 2017.
- BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da

Natureza e dá outras providências. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>. Acesso em: 29 nov. 2017.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 428, de 17 de dezembro de 2010**. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências, revoga as Resoluções nº 10, de 1988, nº 11, de 1987, nº 12, de 1988, nº 13, de 1990; altera as Resoluções nº 347, de 2004, e nº 378, de 2006. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=641>. Acesso em: 29 nov. 2017.

BRYAN, B. A. et al. Comparing Spatially Explicit Ecological and Social Values for Natural Areas to Identify Effective Conservation Strategies: Spatial Comparison of Social and Ecological Values. **Conservation Biology**, v. 25, n. 1, p. 172–181, fev. 2011.

BUTCHART, S. H. M. et al. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 28 maio 2010.

CHEN, X. et al. Using Cost-Effective Targeting to Enhance the Efficiency of Conservation Investments in Payments for Ecosystem Services: Cost-Effective Targeting of PES. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1469–1478, dez. 2010.

CIMON-MORIN, J.; DARVEAU, M.; POULIN, M. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. **Biological Conservation**, v. 166, p. 144–154, out. 2013.

CLAASSEN, R.; CATTANEO, A.; JOHANSSON, R. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 737–752, maio 2008.

CLEMENTS, T. et al. An evaluation of the effectiveness of a direct payment for biodiversity conservation: The Bird Nest Protection Program in the Northern Plains of Cambodia. **Biological Conservation**, v. 157, p. 50–59, jan. 2013.

COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE (CEE). 2013. **Guidelines for systematic review and evidence syntheses in environmental management**. Version 4.2. Environmental Evidence. Disponível em: < <http://www.environmentalevidence.org/>>. Acesso em: 6 jul. 2016.

COOK, C. N.; POSSINGHAM, H. P.; FULLER, R. A. Contribution of Systematic Reviews to Management Decisions: Systematic Reviews. **Conservation Biology**, v. 27, n. 5, p. 902–915, out. 2013.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.

CULLEN, R. Biodiversity protection prioritisation: a 25-year review. **Wildlife Research**, v. 40, n. 2, p. 108, 2013.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological economics**, v. 41, n. 3, p. 393–408, 2002.

DE LEEUW, J. M. et al. Spatial variation in the willingness to accept payments for conservation of a migratory wildlife corridor in the Athi-Kaputiei Plains, Kenya. **Ecosystem Services**, v. 8, p. 16–24, jun. 2014.

DICKMAN, A. J.; MACDONALD, E. A.; MACDONALD, D. W. A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human–carnivore coexistence. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 34, p. 13937–13944, 2011.

DUARTE, G. T.; RIBEIRO, M. C.; PAGLIA, A. P. Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. **PLoS ONE**, v. 11, n. 5, 4 maio 2016.

EGOH, B. N. et al. Safeguarding Biodiversity and Ecosystem Services in the Little Karoo, South Africa: Planning for Biodiversity and Ecosystem Services. **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 1021–1030, 4 fev. 2010.

EGOH, B. N. et al. Identifying priority areas for ecosystem service management in South African grasslands. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 6, p. 1642–1650, jun. 2011.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663–674, maio 2008.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcMAP**. 2017. Disponível em: < <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/>>. Acesso em: 24 out.2017.

FERRARO, P. J. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 810–821, maio 2008.

FERRARO, P. J.; KISS, A. Direct payments to conserve biodiversity. **Science**, v. 298, n. 5599, p. 1718–1719, 2002.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643–653, jan. 2009.

GEOFABRIK. **OPENSTREETMAP DATA EXTRACTS**. Disponível em: <http://download.geofabrik.de/>. Acesso em: 26 out. 2017.

GUIMARÃES, E.; PELLIN, A. **BiodiverCidade: Desafios e oportunidades na gestão de áreas protegidas urbanas**. Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ). Matrix Editora. São Paulo, p. 200. 2015.

HADDAWAY, N. R.; BILOTTA, G. S. Systematic reviews: Separating fact from fiction. **Environment International**, v. 92–93, p. 578–584, jul. 2016.

HAMMOND, P.M. The current magnitude of biodiversity. In: **V.H. Heywood (ed.) Global Biodiversity Assessment**. Cambridge University Press, Cambridge, p. 113–138, 1995.

HAJKOWICZ, S. et al. Targeting conservation payments to achieve multiple outcomes. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2368–2375, set. 2008.

HANLEY, N. et al. How should we incentivize private landowners to “produce” more biodiversity? **Oxford Review of Economic Policy**, v. 28, n. 1, p. 93–113, 1 mar. 2012.

HEIN, L.; MILLER, D. C.; DE GROOT, R. Payments for ecosystem services and the financing of global biodiversity conservation. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 87–93, mar. 2013.

HILY, E. et al. Assessing the cost-effectiveness of a biodiversity conservation policy: A bio-econometric analysis of Natura 2000 contracts in forest. **Ecological Economics**, v. 119, p. 197–208, nov. 2015.

HODGE, I.; HAUCK, J.; BONN, A. The alignment of agricultural and nature conservation policies in the European Union: Agriculture and Nature Conservation. **Conservation Biology**, v. 29, n. 4, p. 996–1005, ago. 2015.

HOLDRIDGE, L.R. **Life Zone Ecology**. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica, 1967.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

IGARI, A. T.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Agribusiness Opportunity Costs and Environmental Legal Protection: Investigating Trade-Off on Hotspot Preservation in the State of São Paulo, Brazil. **Environmental Management**, v. 44, n. 2, p. 346–355, ago. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário 2006 – Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação**. Rio de Janeiro, p.777, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes**, Rio de Janeiro, v.43, p. 1-62, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Downloads**. Disponível em: https://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm. Acesso em: 10 out. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGEa). **Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIBRA. Banco de tabelas estatísticas**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/pms/brasil>. Acesso em: 21 nov. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGEb). **Pesquisa de Informações Básicas Municipais – MUNIC**. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/administracao-publica-e-participacao-politica.html>. Acesso em: 21 nov. 2017.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA (IEA). Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. **Espacialidade da produção agropecuária nos pólos de pesquisa**. 2003. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/out/LerTexto.php?codTexto=811>. Acesso em: 29 mar. 2018.

JACK, B. K.; KOUSKY, C.; SIMS, K. R. E. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 28, p. 9465–9470, 2008.

JUFFE-BIGNOLI, D. et al. **Protected Planet Report 2014**. UNEP-WCMC: Cambridge, UK., 2014. Disponível em: < <https://www.unep-wcmc.org/featured-projects/mapping-the-worlds-special-places> >. Acesso em: 17 out. 2016.

KINZIG, A.P. et al. Paying for Ecosystem Services - Promise and Peril. **Science**, v. 334, 2011.

KLIMEK, S. et al. Rewarding farmers for delivering vascular plant diversity in managed grasslands: A transdisciplinary case-study approach. **Biological Conservation**, v. 141, n. 11, p. 2888–2897, nov. 2008.

KOLINJIVADI, V. et al. Juggling multiple dimensions in a complex socio-ecosystem: The issue of targeting in payments for ecosystem services. **Geoforum**, v. 58, p. 1–13, jan. 2015.

LA NOTTE, A. et al. An ecosystem service-based approach to design agri-environment-climate payments for the rural development programs 2014-2020. the case of the autonomous province of trento. **Annali di Botanica**, v. 4, p. 91–96, 2014.

LARSEN, F. W.; LONDOÑO-MURCIA, M. C.; TURNER, W. R. Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy?: Global biodiversity, carbon, & freshwater. **Conservation Letters**, v. 4, n. 5, p. 355–363, out. 2011.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 1, p. 19–26, jan. 2012.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, n. 7, p. 703–726, ago. 2006.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000.

METZGER, J. P.; RODRIGUES, R. R. Mapas-síntese. In: RODRIGUES, R. R., BONONI, V. L. R. (eds). **Diretrizes para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no estado de São Paulo**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 246 pp. 2008. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/2013/03/14/biotafapesp/>. Acesso em: 10 out. 2017.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC)**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 19 out. 2017.

MURADIAN, R. et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1202–1208, abr. 2010.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAEEM, S. et al. Get the science right when paying for nature's services. **Science**, v.347, n.6227, p. 1206-1207, 13 mar. 2015.

NAIDOO, R.; IWAMURA, T. Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: Implications for conservation priorities. **Biological Conservation**, v. 140, n. 1–2, p. 40–49, nov. 2007.

NARLOCH, U.; PASCUAL, U.; DRUCKER, A. G. Cost-effectiveness targeting under multiple conservation goals and equity considerations in the Andes. **Environmental Conservation**, v. 38, n. 04, p. 417–425, dez. 2011.

NELSON, E. et al. Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9471–9476, 2008.

OPENSTREETMAP. Disponível em: <https://www.openstreetmap.org/#map=7/-22.568/-46.813>. Acesso em: 26 out. 2017.

PAGIOLA, S. et al. Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 374–385, dez. 2007.

PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 712–724, maio 2008.

PERELLÓ, L. F. C. Ecological, legal, and methodological principles for planning buffer zones. **Natureza & Conservação**, v.10, n.1, p. 1-9, jul. 2012.

PERROT-MAITRE, D. The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case? **Environment**, September, 2006.

POLASKY, S. et al. Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1505–1524, jun. 2008.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). **Índice de desenvolvimento humano municipal brasileiro**, Brasília: PNUD, Ipea, FJP, 2013. Disponível em: <http://atlasbrasil.org.br/2013/pt/home/>. Acesso em: 26 out. 2017.

PULLIN, A. S.; STEWART, G. B. Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1647–1656, dez. 2006.

RANDS, M. R. et al. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. **Science**, v. 329, n. 5997, p. 1298–1303, 2010.

ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. **nature**, v. 461, n. 7263, p. 472–475, 2009.

SALZMAN, J. Creating markets for ecosystem services: notes from the field. **NYUL rev.**, v. 80, p. 870, 2005.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 13.798, de 09 de novembro de 2009**. Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas – PEMC. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/01/lei_13798_portugues.pdf>. Acesso em: 05 maio 2016.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 55.947, de 24 de Junho de 2010**. Regulamenta a Lei nº 13.798, de 09 de novembro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Mudanças Climáticas. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/01/decreto_55947_2010.pdf>. Acesso em: 05 maio 2016.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 123, de 24 de dezembro de 2010**. Define as diretrizes para a execução do Projeto Mina D'água - Projeto de Pagamento por Serviços Ambientais, na modalidade proteção de nascentes, no âmbito do Programa de Remanescentes Florestais, e revoga a Resolução SMA nº 61, de 24 de junho de 2010. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/resolucao/2010/2010_res_est_sma_123.pdf>. Acesso em: 05 maio 2016.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 89, de 18 de setembro de 2013**. Institui as diretrizes para a execução do Projeto de Pagamento por Serviços Ambientais para as Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPN, no âmbito do Programa de Remanescentes Florestais. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-89-2013/>>. Acesso em: 05 maio 2016.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 019, de 07 de abril de 2015**. Cria o projeto de Pagamentos por Serviços Ambientais Mata Ciliar, no âmbito do Programa de Nascentes. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolucao-SMA-019-2015-subst-270415.pdf>. Acesso em: 02 jan. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 58, de 05 de junho de 2016**. Institui o Projeto de Pagamento por Serviços Ambientais para Áreas de Soltura e Monitoramento de Fauna Silvestre – PSA ASMF, com o objetivo de incentivar a preservação e a recuperação de florestas nativas, no âmbito do Programa de Remanescentes Florestais. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA->

[058-2016-PROCESSO-SMA-10292-2015-PSA Fauna v03-06-2016.pdf](#). Acesso em: 02 jan. 2018.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (SMA). **Sistema Ambiental Paulista. Município Verde Azul**. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/municipioverdeazul/#>. Acesso em: 22 nov. 2017.

SCHOMERS, S.; MATZDORF, B. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 16–30, dez. 2013.

SEEHUSEN, S. E.; CUNHA, A. A. ; OLIVEIRA Jr, A. F. Iniciativas de PSA de proteção da biodiversidade na Mata Atlântica. In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**, Brasília: MMA, 2011.

SIERRA, R.; RUSSMAN, E. On the efficiency of environmental service payments: A forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 59, n. 1, p. 131–141, ago. 2006.

SOMMERVILLE, M. M.; MILNER-GULLAND, E. J.; JONES, J. P. G. The challenge of monitoring biodiversity in payment for environmental service interventions. **Biological Conservation**, v. 144, n. 12, p. 2832–2841, dez. 2011.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do código florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotrop**, v. 10, n.4, 2010.

ULBER, L. et al. Implementing and evaluating the effectiveness of a payment scheme for environmental services from agricultural land. **Environmental Conservation**, v. 38, n. 04, p. 464–472, dez. 2011.

VON HAAREN, C. et al. Assessing biodiversity on the farm scale as basis for ecosystem service payments. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p. 40–50, dez. 2012.

WALPOLE, M. et al. Tracking progress toward the 2010 biodiversity target and beyond. **Science**, v. 325, 2009.

WÄTZOLD, F.; DRECHSLER, M. Agglomeration payment, agglomeration bonus or homogeneous payment? **Resource and Energy Economics**, v. 37, p. 85–101, ago. 2014.

WENDLAND, K. J. et al. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2093–2107, set. 2010.

WOODCOCK, P.; PULLIN, A. S.; KAISER, M. J. Evaluating and improving the reliability of evidence syntheses in conservation and environmental science: A methodology. **Biological Conservation**, v. 176, p. 54–62, ago. 2014.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation: Essays. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48–58, 2007.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, p. 234–243, set. 2015.

WUNDER, S.; ENGEL, S.; PAGIOLA, S. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. **Ecological Economics**, Payments for Environmental Services in Developing and Developed Countries. v. 65, n. 4, p. 834–852, 1 maio 2008.

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S. International payments for biodiversity services: Review and evaluation of conservation targeting approaches. **Biological Conservation**, v. 152, p. 222–230, ago. 2012.

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S.; WUNDER, S. Payments for environmental services in Costa Rica: increasing efficiency through spatial differentiation. **Quarterly Journal of International Agriculture**, v.45, p.319-337, 2006.

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S.; WUNDER, S. Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 822–833, maio 2008.

YOUNG, C. E. F. (coord.). **Estudos e produção de subsídios técnicos para a construção de uma Política Nacional de Pagamento por Serviços**. Relatório Final. Instituto de Economia, UFRJ, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 93. 2016.

ZABEL, A.; ENGEL, S. Performance payments: A new strategy to conserve large carnivores in the tropics? **Ecological Economics**, v. 70, n. 2, p. 405–412, dez. 2010.

ZHANG, W.; PAGIOLA, S. Assessing the potential for synergies in the implementation of payments for environmental services programmes: an empirical analysis of Costa Rica. **Environmental Conservation**, v. 38, n. 04, p. 406–416, dez. 2011.

APÊNDICE A – Mapas dos rankings dos municípios do estado de São Paulo referentes a cada um dos elementos do Grupo I e do Grupo II

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

Fonte: Elaborado pela autora.

APÊNDICE B - Ranking dos municípios do estado de São Paulo prioritários para a implantação de esquemas de PSA-biodiversidade

MUNICÍPIOS	GRUPO I – ELEMENTOS BIOLÓGICOS E FÍSICOS						GRUPO II – ELEMENTOS SOCIOECONÔMICOS E DE GOVERNANÇA						SOMA
	EA	CMGP	IC	PUC	DADU	GNV	COT	AD	PO	OS	CPI	MAC	
IPORANGA	1,00	246,69	487	1,00	2	44,86	67,32	442,48	165,37	468,34	315,50	243,16	2484,70
LUÍS ANTÔNIO	493,83	24,67	11	77,63	51	308,02	494,35	140,22	287,21	108,08	504,80	3,01	2503,83
ANALÂNDIA	576,13	3,90	123	169,20	156	278,12	228,08	85,69	387,30	147,38	567,90	30,14	2752,84
TAPIRAÍ	356,65	99,97	489	133,37	19	1,00	48,23	445,60	82,68	600,43	315,50	340,62	2932,05
BROTAS	576,13	5,19	59	153,27	128	517,36	272,29	23,37	326,38	244,54	441,70	246,17	2993,41
ELDORADO	356,65	206,44	464	113,46	12	23,92	89,43	389,51	113,14	512,01	378,60	387,84	3047,00
ALTINÓPOLIS	576,13	20,77	13	631,00	41	451,57	282,34	46,74	282,86	193,23	189,30	321,53	3049,48
SÃO JOSÉ DO BARREIRO	521,26	53,23	342	97,54	123	86,73	36,17	573,35	87,03	400,65	631,00	185,88	3137,85
ITIRAPINA	274,35	1,00	44	1,00	346	631,00	143,68	77,90	256,75	504,36	631,00	233,11	3144,16
PINDAMONHANGABA	438,96	83,09	16	260,76	508	206,35	28,13	495,45	469,99	125,54	252,40	261,24	3145,92
PEDREGULHO	603,57	210,33	3	218,96	83	631,00	428,04	28,04	217,59	156,11	567,90	78,37	3225,91
JOANÓPOLIS	631,00	16,88	10	7,96	204	272,14	86,41	433,13	147,96	484,71	504,80	502,39	3301,38
SANTA MARIA DA SERRA	603,57	77,90	64	63,70	218	373,82	126,60	205,66	95,74	490,17	441,70	549,61	3310,46
PIQUETE	411,52	124,64	45	1,00	328	98,69	101,48	631,00	400,36	264,19	441,70	486,31	3333,89
QUELUZ	603,57	37,65	114	51,75	239	146,54	46,22	456,50	248,05	453,05	567,90	398,90	3363,13
MARTINÓPOLIS	631,00	319,40	244	631,00	122	631,00	147,70	81,02	243,70	141,92	189,30	29,14	3411,17
ITATINGA	548,70	116,85	189	230,90	38	631,00	210,00	133,99	178,42	501,09	441,70	229,09	3448,74
BOCAINA	631,00	66,22	85	631,00	220	221,30	388,85	43,62	335,08	194,32	441,70	190,91	3449,00
CAMPOS DO JORDÃO	219,48	22,07	104	1,00	568	161,49	13,06	461,18	365,54	564,41	378,60	594,83	3453,66
SÃO PEDRO	603,57	79,20	24	193,08	373	454,56	373,78	70,11	391,66	365,72	378,60	152,73	3459,99
BOTUCATU	356,65	123,34	133	374,22	493	355,87	187,89	14,02	570,08	477,07	126,20	255,21	3466,56
TORRINHA	631,00	81,80	89	234,88	68	601,09	98,47	130,87	343,79	530,56	378,60	279,33	3467,39
RIBEIRÃO BONITO	603,57	1,00	62	352,32	113	583,15	433,06	110,62	204,53	10,92	631,00	364,73	3469,90
OURO VERDE	631,00	267,46	208	203,03	90	418,67	250,19	631,00	117,50	121,18	504,80	28,13	3470,97

CANANÉIA	82,30	437,55	484	37,82	77	20,93	146,70	458,06	239,34	554,58	378,60	557,65	3474,54
MONTEIRO LOBATO	576,13	101,27	43	199,05	393	137,56	20,10	492,34	195,83	310,04	567,90	450,14	3486,36
BARRA DO TURVO	548,70	421,97	597	1,00	18	305,03	90,43	387,95	8,70	237,99	567,90	303,44	3488,11
LAVRINHAS	603,57	129,84	113	29,86	302	134,57	60,29	631,00	278,51	288,21	567,90	355,69	3494,43
SÃO SEBASTIÃO	137,17	556,99	621	1,00	513	164,48	37,18	559,33	465,63	7,64	252,40	178,85	3494,68
CAPÃO BONITO	521,26	105,17	448	244,84	330	131,58	54,26	397,30	243,70	405,02	504,80	111,53	3497,45
SÃO CARLOS	493,83	1,00	14	338,39	537	469,51	314,50	60,76	583,13	366,81	315,50	40,19	3534,62
APIAÍ	411,52	290,83	312	242,85	91	83,73	482,29	419,11	195,83	494,54	441,70	72,34	3537,74
IGARATÁ	631,00	67,51	92	256,78	264	197,37	77,37	514,15	200,18	245,63	504,80	490,33	3541,13
BANANAL	466,39	97,38	440	220,95	269	77,75	58,28	478,31	295,92	89,52	441,70	607,89	3543,09
SÃO SIMÃO	548,70	61,02	110	276,68	116	631,00	363,73	52,97	439,52	276,20	441,70	232,10	3549,63
ARAPEÍ	631,00	12,98	283	412,04	152	95,70	57,27	585,82	78,33	200,87	441,70	612,91	3563,63
TREMembÉ	548,70	177,87	41	449,86	497	260,18	51,24	328,74	522,21	281,66	315,50	102,49	3576,45
PATROCÍNIO PAULISTA	631,00	94,78	1	631,00	102	631,00	403,92	176,06	282,86	144,10	252,40	237,13	3587,25
AVAÍ	631,00	157,10	560	1,00	34	631,00	231,10	101,27	213,23	460,70	504,80	74,35	3599,55
CABREÚVA	631,00	63,62	37	53,74	494	80,74	59,28	631,00	317,68	570,96	126,20	545,59	3610,82
SÃO PEDRO DO TURVO	631,00	396,00	127	631,00	7	325,97	325,55	49,86	165,37	289,30	567,90	105,50	3621,44
CORUMBATAÍ	603,57	7,79	130	131,38	253	631,00	271,29	109,06	387,30	433,40	567,90	101,48	3627,17
UBIRAJARA	603,57	285,64	132	350,33	16	406,71	207,99	186,96	269,81	582,97	441,70	145,69	3629,37
COLÔMBIA	631,00	173,98	50	631,00	4	358,86	512,44	95,04	195,83	295,85	631,00	53,25	3632,25
DOIS CórREGOS	631,00	185,66	124	310,52	192	631,00	315,50	213,45	261,10	239,08	504,80	34,16	3642,28
ITABERÁ	631,00	368,73	140	290,62	106	340,92	127,61	278,89	121,85	563,31	504,80	170,81	3644,54
AREIAS	631,00	42,85	426	214,98	155	143,55	47,22	631,00	139,26	231,44	567,90	415,98	3646,17
SILVEIRAS	521,26	46,74	418	25,88	225	361,85	64,31	453,39	69,63	302,40	567,90	590,81	3647,16
DESCALVADO	631,00	33,76	12	372,23	355	631,00	335,60	31,16	413,41	48,03	504,80	292,39	3660,38
TIMBURI	631,00	510,25	220	81,61	39	236,25	103,49	631,00	195,83	267,47	504,80	245,17	3665,87
RANCHARIA	603,57	428,46	165	631,00	65	631,00	211,00	160,48	374,25	60,04	252,40	96,46	3678,65
ECHAPORÃ	631,00	423,26	32	511,57	6	466,52	117,56	144,90	348,14	311,13	567,90	120,57	3680,55
UBATUBA	54,87	398,59	483	1,00	469	167,47	11,05	370,81	374,25	349,34	441,70	562,68	3683,76

IBITINGA	631,00	212,93	138	85,59	541	376,81	487,32	172,94	356,84	65,50	315,50	309,47	3692,90
ALVINLÂNDIA	603,57	424,56	186	141,33	125	290,08	158,75	631,00	248,05	382,09	504,80	5,02	3700,26
SANTO ANTÔNIO DO PINHAL	548,70	110,36	29	35,83	550	194,38	21,10	631,00	178,42	486,90	504,80	417,99	3708,47
MORRO AGUDO	631,00	250,58	146	631,00	32	514,37	550,62	1,00	204,53	34,93	567,90	144,69	3708,62
GUARATINGUETÁ	603,57	62,32	75	236,87	472	191,39	32,15	487,66	565,72	143,01	441,70	400,91	3712,31
BOA ESPERANÇA DO SUL	603,57	6,49	82	625,03	336	296,06	589,80	222,80	82,68	90,61	567,90	215,02	3717,96
CAMPOS NOVOS PAULISTA	603,57	136,33	139	631,00	11	284,10	431,05	93,48	178,42	210,70	567,90	439,09	3725,63
TAMBAÚ	631,00	85,69	336	523,51	195	631,00	445,12	79,46	287,21	62,23	378,60	75,36	3730,18
GUARULHOS	521,26	260,97	31	41,80	622	122,61	17,08	484,55	426,47	359,17	315,50	528,51	3730,92
RINCÃO	631,00	2,60	99	322,47	202	631,00	416,98	98,16	300,27	242,36	567,90	218,04	3731,76
CUNHA	548,70	180,47	447	224,93	151	266,16	26,12	498,57	87,03	457,42	567,90	281,34	3736,64
SETE BARRAS	384,09	281,74	564	111,47	93	38,88	179,86	398,85	52,22	572,05	567,90	504,40	3748,45
SÃO JOSÉ DOS CAMPOS	411,52	92,18	30	149,29	573	245,22	19,09	411,32	591,83	528,38	252,40	453,15	3757,40
ANHEMBI	521,26	35,06	239	332,42	201	367,83	424,02	32,72	243,70	408,29	567,90	386,84	3760,03
SÃO LUIZ DO PARAÍTINGA	384,09	388,21	341	272,70	142	322,98	22,11	534,40	139,26	475,98	441,70	305,45	3769,87
CRUZEIRO	603,57	225,91	56	101,52	471	125,60	43,21	506,36	535,26	265,28	378,60	458,18	3770,48
AGUDOS	603,57	120,75	159	398,11	126	502,41	99,47	24,93	348,14	516,37	631,00	254,21	3783,95
SÃO BENTO DO SAPUCAÍ	576,13	15,58	304	11,94	414	251,20	52,25	620,09	239,34	508,73	567,90	228,08	3789,26
LUPÉRCIO	603,57	480,39	34	302,56	45	224,29	142,68	631,00	256,75	348,25	567,90	154,74	3791,12
SANTA ISABEL	631,00	167,49	17	119,43	496	200,36	68,32	504,80	317,68	393,01	378,60	501,38	3795,08
JUNDIAÍ	466,39	102,57	9	19,91	610	173,45	128,61	540,63	622,30	228,16	378,60	523,49	3803,11
NAZARÉ PAULISTA	603,57	163,59	2	1,00	478	185,41	79,38	537,52	69,63	586,24	504,80	592,82	3803,95
IPEÚNA	603,57	106,47	47	179,15	319	631,00	475,26	124,64	382,95	152,84	631,00	159,76	3812,63
OCAUÇU	631,00	238,90	35	631,00	296	269,15	137,65	289,79	226,29	256,55	504,80	298,42	3814,55
MINEIROS DO TIETÊ	631,00	192,16	122	254,79	425	631,00	276,31	316,28	282,86	164,85	504,80	20,10	3821,14
BERTIOGA	109,74	532,33	351	1,00	501	59,81	8,04	405,09	282,86	631,00	315,50	631,00	3828,36
NATIVIDADE DA SERRA	329,22	314,20	328	157,25	210	337,93	40,19	454,94	17,41	506,55	631,00	509,42	3836,11
BOFETE	603,57	41,55	355	195,07	198	631,00	88,42	208,78	174,07	396,29	567,90	388,85	3848,48
ALTAIR	631,00	183,07	76	631,00	57	631,00	495,36	191,64	100,09	173,58	631,00	51,24	3851,97

BOM JESUS DOS PERDÕES	631,00	64,92	7	1,00	555	68,78	70,33	518,82	208,88	584,06	631,00	512,44	3853,23
CASTILHO	548,70	198,65	163	477,73	72	352,88	277,32	553,10	287,21	294,76	504,80	124,59	3854,74
PIRAJUÍ	631,00	298,62	93	346,35	110	631,00	169,81	347,44	365,54	216,16	315,50	332,58	3857,00
MAGDA	631,00	150,61	21	631,00	59	248,21	405,93	631,00	382,95	109,17	567,90	36,17	3873,95
VALPARAÍSO	631,00	297,32	111	631,00	212	397,74	436,07	255,52	261,10	46,94	567,90	27,13	3874,73
GUAREÍ	576,13	103,87	427	250,81	15	631,00	87,42	277,33	100,09	509,82	567,90	328,56	3874,92
IARAS	631,00	307,71	125	286,64	23	430,64	269,28	216,57	56,57	432,31	631,00	472,25	3881,96
MAIRIPORÃ	411,52	131,13	18	1,00	590	92,71	18,09	528,17	535,26	564,41	441,70	564,68	3896,67
MONTE CASTELO	631,00	257,07	289	159,24	351	436,62	200,96	631,00	330,73	94,98	504,80	13,06	3899,46
BURITIZAL	603,57	412,88	6	631,00	298	302,04	440,09	18,70	304,62	209,61	504,80	168,80	3900,10
AVARÉ	603,57	320,69	166	232,89	458	631,00	83,40	17,14	443,88	330,78	504,80	108,52	3900,66
ITAPEVA	521,26	318,10	154	473,75	194	379,80	157,75	275,77	291,57	526,20	378,60	234,11	3904,90
PRESIDENTE ALVES	631,00	296,02	378	207,02	29	631,00	107,51	364,58	304,62	258,73	504,80	199,95	3912,23
JUQUIÁ	438,96	484,29	563	115,45	134	8,97	84,40	400,41	152,31	557,86	567,90	406,93	3914,48
SÃO JOÃO DE IRACEMA	631,00	151,91	19	631,00	33	299,05	387,84	631,00	361,19	78,60	504,80	186,89	3915,29
ITAÍ	631,00	419,37	179	571,28	428	412,69	186,89	82,58	208,88	327,51	378,60	98,47	3924,27
TABATINGA	631,00	172,68	176	583,23	261	343,91	497,36	12,46	169,72	73,14	567,90	444,11	3932,52
TAQUARITUBA	631,00	385,61	169	445,88	342	328,96	139,66	166,71	156,66	469,43	504,80	203,97	3943,68
SÃO PAULO	109,74	355,75	98	69,67	628	179,43	631,00	401,97	583,13	272,92	189,30	432,05	3950,97
PLATINA	631,00	515,45	156	386,16	30	631,00	429,04	152,69	234,99	204,15	378,60	204,97	3954,05
ATIBAIA	631,00	48,04	42	21,90	582	334,94	136,65	564,00	435,17	441,04	252,40	468,23	3957,37
IBIÚNA	521,26	115,55	232	73,65	439	116,63	500,38	481,43	195,83	606,98	315,50	362,72	3960,94
IPERÓ	384,09	32,46	549	23,89	502	170,46	56,27	631,00	234,99	252,18	567,90	561,67	3965,90
IGUAPE	82,30	528,43	353	109,48	67	62,80	456,17	384,83	265,46	601,52	504,80	553,63	3969,43
NOVO HORIZONTE	631,00	186,96	126	631,00	190	293,07	459,18	512,59	382,95	99,34	189,30	273,30	3974,70
CAJURU	548,70	58,43	120	631,00	242	391,76	287,37	230,59	208,88	322,05	441,70	498,37	3980,84
RIBEIRÃO GRANDE	246,91	59,72	572	139,34	430	47,85	177,85	631,00	174,07	527,29	441,70	537,56	3985,28
DOURADO	576,13	1,00	94	631,00	277	631,00	300,43	188,52	317,68	177,95	567,90	252,20	4014,80
PIRACAIA	631,00	28,56	28	9,95	443	287,09	178,85	412,88	322,03	622,27	567,90	483,30	4014,83

GUATAPARÁ	631,00	88,29	282	296,59	243	631,00	547,60	84,13	339,43	290,39	567,90	18,09	4019,43
PIACATU	631,00	262,27	46	631,00	136	281,11	275,31	631,00	291,57	251,09	441,70	142,68	4020,72
CAJAMAR	631,00	175,28	8	49,76	587	577,17	16,08	391,06	274,16	560,04	315,50	461,19	4046,24
BOM SUCESSO DE ITARARÉ	631,00	9,09	238	631,00	246	107,66	42,20	353,67	26,11	549,12	631,00	581,77	4046,62
MIRANDÓPOLIS	631,00	93,48	103	503,61	179	532,31	309,47	436,25	374,25	319,87	441,70	126,60	4050,54
ITAOCA	603,57	580,36	551	212,99	8	152,52	132,63	560,89	78,33	265,28	567,90	338,61	4052,08
TEODORO SAMPAIO	493,83	289,53	259	121,42	73	559,23	162,77	523,50	330,73	341,70	441,70	457,17	4053,58
LUCIANÓPOLIS	631,00	338,87	270	483,70	37	631,00	205,98	238,38	295,92	415,94	504,80	8,04	4060,62
PIRACICABA	521,26	111,66	332	364,27	584	595,11	532,53	154,24	522,21	134,28	126,20	85,41	4063,17
SABINO	631,00	235,00	226	631,00	61	233,26	336,60	556,21	274,16	334,06	504,80	48,23	4071,32
IBATÉ	631,00	1,00	102	414,03	434	631,00	474,25	113,74	165,37	146,29	378,60	580,76	4072,04
CORONEL MACEDO	631,00	501,16	185	318,49	149	556,24	112,54	313,16	108,79	517,46	504,80	181,86	4079,51
GUARAÇAI	631,00	112,96	242	320,48	52	574,18	352,68	565,56	234,99	98,25	631,00	267,27	4082,37
SANTA LÚCIA	631,00	49,34	121	631,00	98	631,00	580,76	65,44	313,32	13,10	567,90	383,82	4085,68
RIBEIRÃO DOS ÍNDIOS	631,00	214,23	292	366,26	66	314,00	134,64	631,00	243,70	482,53	504,80	207,99	4088,15
MARÍLIA	603,57	427,16	25	354,32	549	346,90	102,49	269,54	565,72	158,30	504,80	192,92	4099,70
REGINÓPOLIS	603,57	138,92	547	167,21	60	385,78	312,49	107,50	274,16	427,94	567,90	508,42	4100,88
SERRA AZUL	631,00	10,39	309	266,73	94	631,00	527,51	193,20	95,74	307,86	504,80	536,55	4107,77
SALMOURÃO	631,00	273,95	40	631,00	114	227,28	254,21	631,00	234,99	26,20	567,90	478,27	4109,81
RIO CLARO	603,57	109,06	107	99,53	557	631,00	496,36	183,85	578,78	262,01	189,30	296,41	4113,86
ASSIS	631,00	277,85	258	103,51	583	622,03	369,76	99,71	583,13	280,57	252,40	66,32	4127,27
ITAPIRAPUÃ PAULISTA	631,00	40,25	408	631,00	9	631,00	80,38	462,73	30,46	602,62	441,70	166,79	4134,94
BAURU	576,13	219,42	566	127,39	589	349,89	82,39	62,32	574,43	471,61	189,30	329,57	4137,46
CÁSSIA DOS COQUEIROS	631,00	29,86	171	631,00	172	631,00	194,93	306,93	300,27	374,45	567,90	131,63	4141,97
BARRA DO CHAPÉU	603,57	44,14	316	631,00	54	212,33	174,83	507,92	26,11	614,62	567,90	401,91	4154,33
CAIUÁ	631,00	351,85	144	521,52	324	319,99	123,59	631,00	139,26	263,10	567,90	138,66	4155,86
PAULO DE FARIA	631,00	531,03	200	404,08	49	631,00	450,14	311,60	261,10	318,78	315,50	67,32	4170,55
BARRETOS	631,00	323,29	80	611,09	524	364,84	516,46	45,18	539,61	179,04	189,30	176,84	4180,66
SÃO MIGUEL ARCANJO	384,09	153,21	446	340,38	96	427,64	290,38	403,53	195,83	492,35	504,80	451,14	4185,36

GAVIÃO PEIXOTO	631,00	75,30	135	631,00	219	424,65	579,76	123,08	234,99	168,12	567,90	399,90	4189,71
MOCOCA	631,00	224,62	178	631,00	407	592,12	349,66	35,83	422,12	222,71	315,50	180,86	4190,42
NARANDIBA	603,57	499,87	338	145,31	115	317,00	251,19	598,28	230,64	568,77	504,80	19,09	4191,52
JUQUITIBA	466,39	376,52	596	147,30	394	11,96	4,02	430,01	191,48	631,00	315,50	627,99	4192,17
TRABIJU	631,00	1,00	87	631,00	208	631,00	447,13	300,70	248,05	127,73	631,00	250,19	4193,79
TACIBA	631,00	446,63	257	443,89	143	631,00	227,08	211,89	252,40	257,64	567,90	129,62	4199,05
SANTOS	301,78	516,74	209	1,00	576	101,68	14,07	486,10	626,65	423,58	315,50	630,00	4202,10
RIBEIRÃO BRANCO	603,57	288,23	323	489,67	25	203,36	246,17	549,98	1,00	577,51	567,90	349,66	4225,05
CERQUEIRA CÉSAR	631,00	586,86	204	631,00	157	631,00	104,50	76,34	278,51	207,42	378,60	344,64	4230,87
PIQUEROBI	631,00	442,74	333	370,24	71	544,27	116,55	631,00	200,18	186,68	567,90	136,65	4231,22
PIEDADE	576,13	337,57	457	316,50	422	104,67	118,56	470,52	221,94	618,99	378,60	213,01	4235,50
CAIEIRAS	548,70	148,01	54	55,74	598	230,27	18,09	607,63	504,80	465,06	378,60	628,99	4237,88
ITIRAPUÃ	631,00	573,87	39	631,00	105	631,00	308,47	361,46	182,77	211,79	504,80	59,28	4239,44
ESPÍRITO SANTO DO TURVO	631,00	631,00	227	631,00	131	631,00	257,22	294,47	134,90	140,83	441,70	90,43	4241,55
SANTA CRUZ DO RIO PARDO	631,00	359,64	153	631,00	187	403,72	412,96	151,13	422,12	259,82	567,90	69,33	4248,63
PEDRO DE TOLEDO	411,52	309,01	598	1,00	5	110,65	530,52	503,24	134,90	537,11	567,90	542,58	4251,44
RIFAINA	603,57	125,94	5	376,21	263	631,00	161,77	158,92	326,38	591,70	567,90	443,11	4254,49
PARANAPANEMA	576,13	527,13	419	308,53	349	631,00	183,87	90,37	226,29	418,12	504,80	23,11	4257,35
EUCLIDES DA CUNHA PAULISTA	603,57	482,99	293	274,69	81	631,00	122,58	581,14	169,72	399,56	567,90	50,24	4257,39
SUZANO	576,13	473,90	199	240,85	609	155,51	44,21	459,62	435,17	291,48	252,40	521,48	4258,75
SANTO ANTÔNIO DA ALEGRIA	631,00	55,83	164	631,00	244	631,00	389,85	105,95	161,01	443,23	567,90	238,13	4262,90
IGARAPAVA	603,57	237,60	4	631,00	300	631,00	522,48	56,09	448,23	64,41	567,90	196,94	4263,21
PEDRA BELA	631,00	107,76	524	45,78	182	631,00	377,80	557,77	65,28	629,91	378,60	134,64	4265,54
PAULISTÂNIA	631,00	325,89	131	631,00	3	631,00	192,92	177,61	230,64	480,35	631,00	200,96	4266,36
MIRACATU	466,39	311,60	599	27,87	74	5,98	624,97	406,64	139,26	536,02	504,80	574,73	4271,27
GUAÍRA	631,00	375,22	325	631,00	86	415,68	559,66	199,43	382,95	49,13	441,70	175,84	4272,61
ITU	631,00	228,51	143	336,40	554	496,43	78,37	612,30	469,99	279,47	252,40	197,94	4279,82
COLINA	603,57	407,68	329	258,77	313	631,00	569,71	112,18	400,36	21,83	504,80	130,62	4282,52

RINÓPOLIS	631,00	346,66	53	631,00	214	421,66	182,87	631,00	252,40	20,74	504,80	394,88	4284,01
ONDA VERDE	631,00	184,37	106	631,00	413	550,26	498,37	143,34	317,68	111,35	631,00	71,34	4288,70
COTIA	603,57	266,16	191	392,14	596	56,82	1,00	468,97	500,45	302,40	378,60	534,54	4291,64
ANGATUBA	603,57	199,95	443	334,41	31	631,00	170,81	157,36	234,99	426,85	504,80	555,64	4293,38
CARAGUATATUBA	192,04	379,12	486	1,00	540	263,17	15,07	631,00	409,06	525,11	252,40	605,88	4299,85
BARIRI	631,00	236,30	161	631,00	486	490,45	232,10	233,70	369,90	248,91	504,80	79,38	4304,53
PRATÂNIA	631,00	345,36	172	631,00	180	631,00	201,96	288,23	156,66	389,74	441,70	236,12	4304,78
PAULICÉIA	631,00	386,91	61	471,76	268	257,18	230,09	631,00	200,18	88,43	567,90	518,46	4311,92
OLÍMPIA	603,57	353,15	151	631,00	353	631,00	501,38	135,55	469,99	114,63	126,20	242,15	4312,61
BOREBI	631,00	159,70	175	631,00	56	628,01	427,03	267,98	174,07	247,81	567,90	352,68	4318,18
LUTÉCIA	631,00	540,12	202	591,19	1	631,00	189,90	241,49	239,34	305,67	504,80	241,15	4318,67
SÃO BERNARDO DO CAMPO	603,57	631,00	297	1,00	608	89,72	24,11	420,67	583,13	414,84	315,50	353,68	4342,22
PEDERNEIRAS	631,00	220,72	559	209,01	415	457,55	348,66	138,66	322,03	91,70	441,70	507,41	4342,44
CRISTAIS PAULISTA	631,00	560,89	49	451,85	203	631,00	435,07	155,80	300,27	180,13	567,90	179,86	4345,77
MOGI DAS CRUZES	384,09	555,70	96	105,50	577	215,32	477,27	423,78	513,50	157,20	378,60	462,20	4346,16
BIRITIBA MIRIM	576,13	506,36	152	137,35	436	218,31	515,45	434,69	204,53	219,43	631,00	318,51	4349,76
BURI	548,70	193,45	404	362,28	129	535,30	355,69	631,00	39,17	550,21	504,80	97,46	4351,07
GÁLIA	576,13	372,63	136	248,82	82	460,54	138,66	610,75	191,48	543,66	567,90	426,03	4354,59
PARDINHO	603,57	251,88	407	185,12	517	631,00	95,45	350,56	269,81	417,03	567,90	60,29	4356,60
IEPÊ	603,57	383,01	379	631,00	17	631,00	215,02	232,15	308,97	312,22	441,70	201,96	4356,61
LAGOINHA	576,13	371,33	243	481,71	79	631,00	38,18	631,00	121,85	128,82	567,90	489,33	4359,25
SANTO ANDRÉ	219,48	631,00	287	39,81	623	53,83	25,12	501,68	609,24	623,36	252,40	496,36	4362,28
TERRA ROXA	631,00	280,44	145	631,00	95	631,00	561,67	224,36	365,54	5,46	567,90	224,07	4362,44
ARARAQUARA	631,00	71,41	168	631,00	552	631,00	506,41	57,65	609,24	283,84	126,20	103,49	4371,24
FERRAZ DE VASCONCELOS	631,00	328,48	387	91,56	627	128,59	12,06	562,45	317,68	449,78	315,50	520,47	4371,57
PANORAMA	631,00	242,79	115	427,97	278	275,13	168,80	631,00	248,05	192,14	567,90	597,84	4375,62
VARGEM	631,00	149,31	522	3,98	534	409,70	92,44	525,05	147,96	627,72	378,60	356,70	4378,47
SÃO JOÃO DA BOA VISTA	631,00	161,00	254	631,00	489	511,38	252,20	34,28	561,37	351,53	378,60	123,59	4378,94
ARARAS	521,26	162,29	479	330,43	515	631,00	483,30	119,97	504,80	58,95	441,70	148,71	4396,41

CACHOEIRA PAULISTA	631,00	90,88	158	165,21	405	613,06	74,35	631,00	430,82	153,93	631,00	412,96	4397,22
IRAPURU	603,57	227,21	196	441,90	383	448,58	159,76	631,00	204,53	165,94	567,90	372,77	4402,16
TEJUPÁ	631,00	631,00	322	360,29	226	631,00	111,53	264,86	43,52	448,69	504,80	230,09	4404,78
ITANHAÉM	164,61	286,94	585	87,58	529	32,90	567,70	497,01	348,14	260,92	441,70	603,87	4405,36
SANTA RITA DO PASSA QUATRO	576,13	51,93	15	93,56	385	607,08	439,09	174,50	478,69	462,88	504,80	623,97	4412,62
PRESIDENTE EPITÁCIO	603,57	620,61	109	437,92	207	487,45	150,72	631,00	369,90	148,47	567,90	81,39	4414,92
PEDREIRA	631,00	36,35	356	33,84	564	631,00	130,62	493,89	452,58	497,81	567,90	22,11	4417,11
AMPARO	631,00	80,50	317	117,44	487	631,00	202,96	422,22	522,21	292,57	315,50	397,89	4417,30
ÁGUAS DE SANTA BÁRBARA	603,57	508,95	190	177,16	474	526,33	378,80	200,99	400,36	304,58	504,80	150,72	4420,25
MOGI GUAÇU	521,26	25,97	478	400,10	473	631,00	480,28	4,67	474,34	377,73	252,40	302,44	4421,19
LORENA	631,00	98,67	411	288,63	484	631,00	30,14	545,31	439,52	111,35	504,80	247,18	4422,61
SALESÓPOLIS	246,91	550,50	206	161,23	318	158,50	620,95	394,18	291,57	525,11	378,60	575,74	4427,29
ITARARÉ	329,22	349,26	352	587,21	146	481,47	185,88	631,00	165,37	196,51	504,80	506,41	4435,12
RUBIÁCEA	631,00	342,77	68	631,00	329	520,35	286,36	618,54	243,70	217,25	504,80	43,21	4435,96
ICÉM	548,70	415,47	65	631,00	108	631,00	333,59	210,33	239,34	436,68	631,00	198,95	4449,06
JAÚ	631,00	418,07	170	567,30	503	631,00	278,32	244,61	491,74	12,01	441,70	65,31	4454,07
CAMPINA DO MONTE ALEGRE	631,00	223,32	413	631,00	162	499,42	332,58	579,59	226,29	122,27	631,00	10,05	4461,51
TAUBATÉ	576,13	254,48	108	264,74	558	631,00	23,11	425,34	570,08	175,76	631,00	244,16	4461,80
SÃO JOÃO DO PAU D'ALHO	603,57	241,49	374	197,06	308	331,95	239,14	631,00	369,90	87,34	567,90	511,43	4462,77
PIRATININGA	631,00	292,13	279	252,80	286	631,00	120,57	96,60	496,10	539,30	504,80	333,59	4462,88
PACAEMBU	631,00	270,06	160	551,38	384	478,48	167,80	621,65	261,10	132,10	441,70	366,74	4466,01
CANAS	631,00	114,26	538	79,62	477	631,00	76,36	631,00	169,72	72,05	567,90	481,29	4469,20
BATATAIS	576,13	190,86	22	631,00	306	631,00	493,35	21,81	417,77	133,19	504,80	541,57	4469,47
ESPÍRITO SANTO DO PINHAL	631,00	89,59	425	631,00	399	631,00	372,77	3,12	530,91	246,72	189,30	323,54	4472,95
GUAPIARA	603,57	259,67	429	222,94	460	149,53	614,92	431,57	60,92	531,66	441,70	272,29	4477,77
PIRAJU	576,13	533,62	241	226,92	335	631,00	213,01	317,84	404,71	463,97	378,60	160,76	4482,57
NOVA EUROPA	631,00	57,13	149	617,07	310	463,53	599,85	129,32	435,17	325,33	504,80	266,27	4488,46
SANTA CRUZ DA ESPERANÇA	631,00	19,48	173	631,00	78	631,00	413,97	227,47	339,43	364,63	567,90	414,97	4491,85

FRANCO DA ROCHA	603,57	86,99	36	123,41	599	631,00	626,98	588,93	287,21	362,44	315,50	239,14	4500,18
ITAJU	631,00	211,63	134	629,01	454	388,77	196,94	249,28	174,07	478,16	504,80	459,18	4510,84
NANTES	631,00	312,90	288	631,00	14	631,00	160,76	299,14	213,23	610,26	567,90	151,72	4510,92
DRACENA	603,57	272,65	273	300,57	457	433,63	274,30	631,00	483,04	139,74	315,50	336,60	4520,60
PIRASSUNUNGA	493,83	306,41	295	453,84	551	631,00	466,22	219,68	574,43	63,32	378,60	88,42	4521,74
JACUPIRANGA	548,70	612,82	444	270,71	235	50,84	141,67	392,62	226,29	538,21	567,90	493,35	4522,11
BRODOWSKI	631,00	54,53	580	631,00	361	631,00	460,19	87,25	391,66	115,72	567,90	15,07	4526,31
ARUJÁ	603,57	363,54	90	1,00	606	242,23	7,03	448,71	517,86	541,48	504,80	601,86	4528,08
PILAR DO SUL	548,70	119,45	474	565,31	173	176,44	407,94	539,08	108,79	592,79	441,70	381,82	4529,01
NOVA GRANADA	603,57	410,28	78	631,00	427	475,49	342,63	163,59	322,03	348,25	378,60	350,67	4531,11
NOVA INDEPENDÊNCIA	631,00	231,11	271	181,14	28	493,44	341,62	631,00	304,62	289,30	567,90	565,69	4535,82
GUAIMBÊ	631,00	479,09	81	292,61	117	631,00	350,67	615,42	274,16	229,26	567,90	268,28	4537,38
ITUPEVA	631,00	72,71	97	328,44	594	631,00	97,46	631,00	422,12	446,50	441,70	158,75	4551,69
MIGUELÓPOLIS	603,57	475,20	348	631,00	35	631,00	609,90	42,07	330,73	161,57	567,90	117,56	4553,49
AVANHANDAVA	631,00	299,92	181	631,00	112	631,00	394,88	476,76	174,07	80,79	504,80	438,08	4555,29
ITAPIRA	603,57	229,81	437	613,09	441	631,00	218,04	190,08	422,12	391,92	315,50	62,30	4555,41
GARÇA	631,00	397,30	95	394,13	386	631,00	195,93	479,87	452,58	326,42	504,80	64,31	4558,33
MATÃO	631,00	122,05	576	631,00	498	370,82	511,43	6,23	469,99	105,89	378,60	258,23	4559,24
PEREIRA BARRETO	631,00	344,06	73	631,00	124	541,28	338,61	631,00	439,52	269,65	441,70	94,45	4559,28
FRANCISCO MORATO	631,00	31,16	84	57,73	621	631,00	18,09	631,00	165,37	631,00	441,70	619,95	4562,99
SÃO JOSÉ DA BELA VISTA	631,00	366,14	515	631,00	99	631,00	490,33	59,20	121,85	181,22	567,90	271,29	4564,93
TORRE DE PEDRA	631,00	38,95	558	282,66	249	631,00	34,16	359,90	213,23	397,38	567,90	606,89	4570,07
GUARAREMA	603,57	405,09	311	396,12	543	394,75	135,64	500,13	287,21	418,12	315,50	262,25	4572,37
CAMPINAS	521,26	216,83	383	83,60	617	631,00	163,78	511,03	583,13	427,94	252,40	182,87	4573,84
ROSEIRA	603,57	96,08	217	603,13	334	631,00	62,30	467,41	313,32	151,75	631,00	465,21	4575,76
FARTURA	631,00	631,00	263	125,40	199	553,25	113,54	631,00	291,57	431,22	315,50	391,86	4577,34
VOTORANTIM	603,57	258,37	265	201,04	580	631,00	55,26	327,19	443,88	342,79	252,40	617,94	4578,44
PARAIBUNA	576,13	431,05	481	211,00	229	382,79	31,15	386,39	234,99	515,28	567,90	533,54	4580,22
CONCHAL	631,00	170,08	601	238,86	442	631,00	467,22	115,29	187,12	324,23	315,50	460,19	4583,51

PAULÍNIA	576,13	189,56	511	95,55	612	631,00	573,73	280,44	557,02	104,80	441,70	17,08	4590,01
ITUVERAVA	631,00	490,78	157	631,00	265	484,46	551,62	26,49	435,17	160,48	504,80	257,22	4595,03
BENTO DE ABREU	603,57	605,03	77	631,00	163	631,00	326,55	631,00	343,79	42,58	504,80	39,19	4598,50
MESÓPOLIS	631,00	74,01	375	631,00	46	631,00	392,87	395,74	256,75	418,12	567,90	184,88	4604,26
PARAGUAÇU PAULISTA	631,00	520,64	305	495,64	271	631,00	449,14	40,51	422,12	300,22	378,60	163,78	4608,64
OSVALDO CRUZ	631,00	389,51	60	631,00	490	439,61	248,18	631,00	422,12	44,76	315,50	307,46	4610,13
ARCO-ÍRIS	631,00	401,19	57	631,00	178	631,00	204,97	631,00	248,05	191,05	504,80	301,43	4610,49
CAFELÂNDIA	631,00	268,76	66	631,00	36	472,50	361,72	631,00	335,08	429,04	631,00	121,58	4614,68
LENÇÓIS PAULISTA	603,57	142,82	194	631,00	421	631,00	491,34	185,40	430,82	383,19	252,40	251,19	4617,73
GETULINA	631,00	597,24	48	501,62	58	631,00	289,38	631,00	226,29	313,32	504,80	195,93	4627,57
SÃO MANUEL	603,57	209,03	300	525,50	362	631,00	393,87	243,05	343,79	315,50	441,70	259,23	4628,24
COSMÓPOLIS	631,00	144,12	452	129,38	559	631,00	534,54	252,40	452,58	106,99	441,70	294,40	4629,11
ITÁPOLIS	631,00	194,75	589	589,20	216	631,00	521,48	7,79	343,79	67,69	441,70	395,88	4629,27
LUIZIÂNIA	631,00	529,73	63	631,00	138	631,00	391,86	631,00	161,01	234,71	567,90	25,12	4635,34
URU	631,00	598,54	455	280,67	20	631,00	217,03	339,65	204,53	371,18	567,90	322,53	4639,03
CAPELA DO ALTO	631,00	302,52	556	228,91	483	311,01	63,30	631,00	147,96	603,71	567,90	113,54	4639,85
CASA BRANCA	603,57	118,15	439	631,00	258	631,00	590,81	118,41	282,86	174,67	504,80	293,39	4645,66
GUARANTÃ	631,00	492,08	52	631,00	22	631,00	166,79	631,00	208,88	306,77	567,90	310,48	4650,89
JUNQUEIRÓPOLIS	631,00	381,72	274	344,36	331	547,27	264,26	631,00	348,14	57,86	567,90	275,31	4653,81
CONCHAS	631,00	68,81	579	631,00	365	631,00	255,21	235,26	308,97	407,20	504,80	58,28	4675,54
PLANALTO	631,00	310,31	128	631,00	55	631,00	414,97	631,00	234,99	372,27	631,00	7,03	4677,57
MOTUCA	631,00	27,27	561	294,60	285	631,00	537,56	121,53	330,73	473,80	631,00	161,77	4686,24
SANTA BRANCA	603,57	315,50	544	493,65	389	631,00	33,16	440,92	304,62	113,54	441,70	380,81	4691,46
CRAVINHOS	631,00	294,73	594	358,30	397	631,00	554,64	149,57	396,01	100,44	504,80	86,41	4697,88
SALES	631,00	179,17	119	631,00	288	239,24	340,62	631,00	374,25	299,12	567,90	405,93	4706,24
RIBEIRA	603,57	176,58	416	549,39	10	631,00	73,35	473,64	143,61	533,84	567,90	527,51	4706,37
AGUAÍ	603,57	128,54	445	631,00	381	631,00	562,68	10,91	217,59	185,59	504,80	404,93	4706,58
LAVÍNIA	631,00	233,70	117	631,00	75	571,19	305,45	444,04	243,70	335,15	631,00	494,35	4712,58
MORUNGABA	576,13	23,37	409	175,17	476	631,00	311,48	546,87	217,59	620,08	441,70	286,36	4714,75

SANTA CRUZ DAS PALMEIRAS	631,00	164,89	403	527,49	256	631,00	531,53	380,16	274,16	72,05	378,60	470,24	4720,11
CHAVANTES	603,57	498,57	255	607,11	209	631,00	458,18	324,07	278,51	103,71	631,00	122,58	4722,30
IPUÃ	631,00	444,04	290	631,00	166	631,00	571,72	48,30	365,54	65,50	567,90	311,48	4723,48
POTIM	631,00	11,69	360	467,78	548	631,00	53,25	631,00	139,26	66,59	567,90	622,96	4730,42
RIBEIRÃO PRETO	576,13	384,31	577	284,65	613	631,00	610,90	204,10	570,08	29,48	252,40	2,01	4735,06
CABRÁLIA PAULISTA	631,00	140,22	350	631,00	62	631,00	625,98	20,25	126,20	578,60	441,70	500,38	4738,33
JARINU	631,00	45,44	218	421,99	542	631,00	233,11	571,80	295,92	314,41	441,70	393,87	4740,24
HOLAMBRA	631,00	253,18	500	67,68	572	631,00	502,39	322,51	552,67	22,93	252,40	434,06	4741,82
BALBINOS	631,00	521,94	618	31,85	40	631,00	310,48	631,00	47,87	170,30	567,90	540,57	4741,91
VIRADOURO	631,00	293,43	198	631,00	417	631,00	546,60	137,11	322,03	9,83	504,80	421,00	4742,79
PRADÓPOLIS	631,00	403,79	593	342,37	479	631,00	565,69	197,87	295,92	1,00	504,80	99,47	4744,91
ARAMINA	631,00	502,46	137	631,00	345	442,60	563,68	127,76	326,38	124,45	567,90	347,65	4746,88
RIBEIRÃO CORRENTE	631,00	614,12	462	631,00	127	631,00	529,52	148,01	200,18	213,97	504,80	70,33	4762,94
PRESIDENTE VENCESLAU	603,57	503,76	248	390,15	528	445,59	151,72	529,73	426,47	385,37	441,70	109,52	4763,57
PORTO FERREIRA	603,57	420,67	118	47,77	565	631,00	492,34	631,00	374,25	298,03	504,80	77,37	4763,79
OSCAR BRESSANE	631,00	545,31	69	631,00	47	631,00	175,84	631,00	365,54	411,57	504,80	128,61	4771,67
ITAPETININGA	521,26	201,24	436	631,00	305	523,34	525,50	261,75	426,47	344,98	504,80	92,44	4773,78
GUARIBA	631,00	347,96	595	499,62	426	631,00	608,89	102,83	234,99	183,40	504,80	14,07	4779,57
SANTO ANTÔNIO DE POSSE	576,13	546,61	377	402,09	531	631,00	533,54	229,03	161,01	197,60	504,80	91,43	4781,24
LEME	603,57	132,43	550	517,54	527	631,00	535,55	260,19	343,79	75,33	441,70	164,78	4782,87
BEBEDOURO	631,00	481,69	262	529,48	482	631,00	539,57	74,79	500,45	41,48	315,50	297,41	4786,37
JACAREÍ	493,83	441,44	459	382,18	574	631,00	29,14	472,08	487,39	236,90	252,40	327,56	4786,92
NOVA CAMPINA	603,57	76,60	229	541,43	316	188,40	630,00	520,38	13,06	605,89	504,80	559,66	4788,78
ARAÇOIABA DA SERRA	603,57	340,17	567	278,68	586	400,73	81,39	631,00	483,04	340,61	441,70	35,17	4789,04
ARANDU	631,00	631,00	394	515,55	433	631,00	260,24	258,63	91,39	323,14	567,90	55,26	4792,11
UNIÃO PAULISTA	631,00	542,71	141	631,00	168	631,00	507,41	355,23	365,54	354,80	378,60	87,42	4793,72
SANTA GERTRUDES	631,00	485,58	521	65,69	491	631,00	523,49	631,00	313,32	138,65	252,40	110,53	4794,66
MARABÁ PAULISTA	631,00	623,21	344	416,02	87	631,00	172,82	631,00	65,28	410,48	504,80	280,33	4796,94

ILHA COMPRIDA	246,91	631,00	630	13,93	588	17,94	27,13	631,00	261,10	631,00	504,80	631,00	4813,82
ITARIRI	548,70	579,07	467	1,00	290	26,91	611,91	426,90	65,28	616,81	567,90	618,94	4820,41
SANTANA DE PARNAÍBA	576,13	433,65	38	380,19	603	631,00	3,01	439,36	604,89	610,26	252,40	249,18	4821,08
SANTA ROSA DE VITERBO	603,57	145,42	349	595,17	323	631,00	396,89	169,82	456,93	241,26	567,90	342,63	4822,59
FLÓRIDA PAULISTA	631,00	558,29	180	631,00	403	586,14	236,12	535,96	217,59	123,36	504,80	219,04	4826,31
PIRAPORA DO BOM JESUS	631,00	263,57	20	609,10	452	182,42	18,09	631,00	269,81	631,00	504,80	613,92	4826,70
FLOREAL	631,00	408,98	27	631,00	89	565,21	362,72	631,00	356,84	496,72	567,90	61,29	4828,67
PORTO FELIZ	631,00	519,34	582	408,06	398	631,00	91,43	631,00	404,71	176,85	315,50	49,23	4838,14
JÚLIO MESQUITA	631,00	631,00	235	368,25	101	631,00	153,73	631,00	221,94	81,88	567,90	585,79	4839,48
MERIDIANO	631,00	137,63	26	631,00	281	538,29	347,65	378,60	287,21	522,92	567,90	492,34	4841,55
FRANCA	466,39	459,62	55	631,00	585	631,00	317,51	126,20	500,45	381,00	315,50	374,78	4843,45
SOROCABA	576,13	364,84	615	71,66	616	631,00	242,15	526,61	565,72	456,33	1,00	177,85	4844,29
POPULINA	631,00	245,39	385	631,00	70	631,00	421,00	584,26	213,23	434,49	504,80	95,45	4846,63
VERA CRUZ	631,00	463,51	105	621,05	507	631,00	110,53	609,19	387,30	163,75	567,90	52,25	4849,48
BRAGANÇA PAULISTA	631,00	203,84	494	15,92	561	631,00	265,26	437,80	483,04	609,17	252,40	265,26	4849,70
JARDINÓPOLIS	631,00	232,41	573	631,00	410	631,00	594,83	63,88	304,62	82,97	315,50	379,81	4850,01
PONTAL	603,57	255,78	345	631,00	382	631,00	583,78	162,03	261,10	93,89	378,60	525,50	4853,24
QUATÁ	631,00	512,85	268	631,00	141	631,00	273,30	363,02	317,68	423,58	567,90	93,44	4853,77
PITANGUEIRAS	631,00	458,32	184	631,00	371	631,00	587,79	67,00	252,40	32,75	504,80	503,39	4854,45
JABORANDI	631,00	495,97	177	631,00	24	631,00	598,85	631,00	200,18	70,96	631,00	132,63	4854,59
SÃO JOSÉ DO RIO PARDO	548,70	425,86	430	631,00	435	631,00	203,97	194,75	474,34	303,49	315,50	264,26	4857,86
MARIÁPOLIS	631,00	631,00	366	631,00	170	631,00	216,03	490,78	230,64	208,51	567,90	84,40	4858,26
IBIRAREMA	631,00	625,81	568	631,00	222	631,00	519,47	358,35	187,12	120,09	315,50	54,26	4863,59
MONTE ALEGRE DO SUL	603,57	127,24	382	17,91	461	631,00	244,16	631,00	409,06	470,52	504,80	382,82	4865,08
VINHEDO	631,00	244,09	519	191,09	615	631,00	417,99	356,79	613,59	278,38	189,30	183,87	4871,11
QUEIROZ	631,00	575,17	58	631,00	291	631,00	212,01	631,00	217,59	250,00	631,00	112,54	4871,30
TUIUTI	631,00	84,39	517	1,00	431	631,00	176,84	582,70	274,16	621,17	567,90	361,72	4879,89
REDENÇÃO DA SERRA	576,13	305,11	395	431,95	358	631,00	39,19	554,66	21,76	466,15	567,90	538,56	4885,41
SANTO ANTÔNIO DO	631,00	414,17	193	631,00	185	631,00	343,63	631,00	400,36	253,27	378,60	193,92	4885,96

ARACANGUÁ

GUARARAPES	631,00	301,22	70	631,00	363	508,39	354,69	631,00	426,47	412,66	441,70	118,56	4889,69
IACANGA	631,00	367,43	574	615,08	97	562,22	331,58	247,73	348,14	409,39	567,90	141,67	4893,13
BORBOREMA	631,00	334,98	557	605,12	184	631,00	486,31	54,53	282,86	187,77	567,90	370,76	4893,24
PROMISSÃO	603,57	467,41	88	631,00	118	631,00	268,28	631,00	339,43	503,27	567,90	45,21	4894,07
RIVERSUL	631,00	577,77	454	631,00	103	631,00	94,45	631,00	34,81	312,22	567,90	226,07	4894,23
ÁGUAS DA PRATA	603,57	70,11	234	631,00	485	209,34	220,05	631,00	504,80	540,39	504,80	263,25	4897,30
MARACAÍ	631,00	631,00	399	537,44	104	631,00	536,55	218,12	461,28	188,86	504,80	57,27	4900,34
EMBU-GUAÇU	603,57	572,57	422	107,49	593	41,87	6,03	631,00	365,54	631,00	315,50	610,90	4900,47
ORINDIÚVA	631,00	628,40	150	631,00	232	631,00	481,29	341,21	443,88	92,79	631,00	11,05	4904,62
SERTÃOZINHO	631,00	402,49	578	531,47	566	631,00	613,92	165,15	417,77	17,47	189,30	174,83	4918,40
AMÉRICO BRASILIENSE	631,00	50,64	129	631,00	530	631,00	596,84	221,24	374,25	167,03	504,80	452,15	4918,94
PALESTINA	631,00	477,79	174	631,00	205	631,00	430,04	29,60	291,57	420,30	567,90	431,05	4920,26
BOITUVA	631,00	331,08	616	326,45	562	598,10	85,41	631,00	500,45	282,75	315,50	42,20	4921,94
ADAMANTINA	631,00	631,00	201	631,00	375	631,00	319,52	542,19	543,97	135,37	252,40	32,15	4925,60
APARECIDA D'OESTE	631,00	493,37	155	631,00	183	631,00	240,14	631,00	243,70	329,69	567,90	189,90	4926,71
CAPIVARI	631,00	450,53	523	246,83	463	631,00	595,83	465,85	369,90	33,84	378,60	139,66	4929,04
JOÃO RAMALHO	631,00	536,22	405	631,00	27	631,00	259,23	366,14	330,73	223,80	441,70	454,16	4936,98
CARDOSO	631,00	406,38	330	631,00	107	631,00	298,42	631,00	248,05	395,19	315,50	312,49	4937,03
VOTUPORANGA	631,00	303,81	33	631,00	544	631,00	368,75	296,02	543,97	467,25	315,50	173,83	4939,13
RESTINGA	631,00	429,76	291	631,00	167	631,00	442,10	51,41	174,07	398,47	567,90	526,50	4941,21
SERRANA	603,57	171,38	570	535,45	525	631,00	574,73	342,77	278,51	205,24	378,60	125,60	4941,85
TAQUARIVAÍ	603,57	462,21	473	433,94	85	631,00	302,44	631,00	73,98	460,70	567,90	220,05	4944,78
NOVA CASTILHO	631,00	582,96	260	631,00	92	619,04	379,81	631,00	396,01	101,53	567,90	56,27	4948,51
SÃO JOAQUIM DA BARRA	631,00	472,60	284	631,00	378	631,00	556,65	104,39	422,12	18,56	504,80	317,51	4951,62
VARGEM GRANDE DO SUL	603,57	133,73	331	631,00	464	631,00	434,06	202,54	313,32	502,18	567,90	137,65	4951,96
REGISTRO	493,83	631,00	434	435,93	467	113,64	93,44	409,76	387,30	611,35	378,60	499,37	4955,23
AREALVA	631,00	222,02	575	497,63	238	631,00	219,04	91,92	343,79	379,91	631,00	495,36	4955,67
PINHALZINHO	631,00	205,14	512	1,00	337	631,00	316,50	599,84	261,10	598,25	504,80	360,71	4958,35

SANDOVALINA	631,00	624,51	398	631,00	234	631,00	238,13	631,00	191,48	169,21	567,90	12,06	4959,29
SARUTAÍÁ	631,00	631,00	318	189,10	120	631,00	198,95	567,12	104,44	628,82	504,80	436,07	4960,30
MONTE AZUL PAULISTA	631,00	549,20	310	420,00	401	631,00	544,59	369,25	382,95	24,02	441,70	256,22	4960,94
ZACARIAS	631,00	534,92	187	631,00	13	631,00	353,68	308,49	278,51	419,21	631,00	348,66	4967,47
MIRANTE DO PARANAPANEMA	631,00	631,00	442	479,72	44	631,00	119,57	578,03	256,75	402,84	567,90	187,89	4971,70
LINS	603,57	370,03	74	631,00	450	604,09	346,65	631,00	526,56	281,66	378,60	83,40	4980,54
SÃO VICENTE	466,39	537,52	588	1,00	601	119,62	35,17	631,00	448,23	631,00	315,50	609,90	4984,33
ESTRELA DO NORTE	631,00	606,33	614	577,26	43	631,00	165,79	450,27	326,38	363,53	567,90	9,04	4985,50
QUADRA	631,00	264,86	624	631,00	347	631,00	96,46	631,00	69,63	254,37	441,70	365,74	4987,75
CAJATI	576,13	567,38	475	61,71	325	140,55	623,97	414,43	126,20	569,87	504,80	604,88	4989,91
SÃO LOURENÇO DA SERRA	631,00	631,00	339	439,91	372	14,95	5,02	517,26	274,16	631,00	504,80	631,00	4991,11
RIOLÂNDIA	631,00	615,42	308	491,66	26	631,00	423,01	606,07	165,37	271,83	631,00	194,93	4995,29
ARAÇARIGUAMA	631,00	357,05	148	585,22	526	254,19	41,20	631,00	169,72	554,58	504,80	593,82	4996,58
LIMEIRA	631,00	453,13	466	597,16	581	631,00	543,58	68,55	478,69	317,68	126,20	104,50	4998,49
PARIQUERA-AÇU	548,70	631,00	393	173,18	504	65,79	295,40	417,55	308,97	585,15	504,80	583,78	5011,32
SUZANÁPOLIS	576,13	602,44	142	631,00	69	631,00	249,18	631,00	147,96	524,01	567,90	248,18	5019,80
ITAPORANGA	631,00	631,00	380	304,55	206	631,00	69,33	631,00	234,99	585,15	504,80	212,01	5020,83
LOURDES	631,00	168,79	245	631,00	224	631,00	334,59	631,00	335,08	296,94	567,90	324,54	5020,84
GUARUJÁ	438,96	631,00	610	75,64	614	35,89	75,36	631,00	374,25	580,78	378,60	578,75	5024,22
ARAÇATUBA	631,00	329,78	116	631,00	509	631,00	303,44	624,77	535,26	189,96	504,80	24,11	5030,12
JABOTICABAL	603,57	594,65	592	631,00	480	631,00	549,61	9,35	491,74	31,66	315,50	100,48	5030,55
ITOBI	631,00	181,77	565	631,00	175	631,00	509,42	215,01	226,29	562,22	567,90	135,64	5031,26
CAÇAPAVA	603,57	146,71	252	593,18	553	631,00	49,23	408,20	535,26	438,86	315,50	510,43	5036,95
ROSANA	631,00	631,00	195	423,98	148	631,00	140,67	631,00	430,82	445,41	504,80	225,07	5037,76
SEVERÍNIA	631,00	524,53	285	475,74	459	631,00	510,43	631,00	217,59	27,29	567,90	82,39	5042,87
SANTA ALBERTINA	631,00	380,42	368	631,00	130	631,00	229,09	631,00	274,16	450,87	567,90	119,57	5044,00
GUARÁ	631,00	631,00	498	631,00	245	631,00	578,75	141,78	230,64	171,40	378,60	277,32	5045,49
TIETÊ	631,00	333,68	543	43,79	465	631,00	461,19	631,00	491,74	172,49	315,50	326,55	5045,95

VALENTIM GENTIL	631,00	197,35	23	631,00	468	580,16	390,86	338,09	304,62	555,67	504,80	424,02	5048,57
PRACINHA	631,00	631,00	358	631,00	164	631,00	155,74	631,00	134,90	38,21	567,90	475,26	5049,01
ÓLEO	631,00	373,93	188	553,37	145	625,02	223,06	381,72	282,86	529,47	567,90	550,62	5051,94
MOGI MIRIM	603,57	316,80	535	539,44	532	631,00	508,42	38,95	517,86	126,64	378,60	325,55	5053,81
ALTO ALEGRE	631,00	631,00	79	631,00	197	631,00	328,56	631,00	152,31	230,35	504,80	409,95	5056,97
CAMPO LIMPO PAULISTA	631,00	14,28	86	429,96	607	631,00	10,05	631,00	452,58	596,07	441,70	532,53	5063,16
ITAPURA	548,70	631,00	367	631,00	42	631,00	371,77	631,00	239,34	401,74	567,90	1,00	5063,45
BARÃO DE ANTONINA	631,00	631,00	298	216,97	158	631,00	109,52	631,00	200,18	532,75	504,80	519,47	5063,69
VITÓRIA BRASIL	631,00	631,00	520	631,00	200	631,00	408,94	373,93	261,10	182,31	567,90	26,12	5064,31
NUPORANGA	631,00	377,82	420	631,00	121	631,00	566,69	71,67	352,49	117,90	631,00	513,44	5065,02
CHARQUEADA	631,00	399,89	71	513,56	420	631,00	572,72	283,56	308,97	54,58	567,90	615,93	5070,12
LUCÉLIA	631,00	631,00	101	631,00	266	616,05	263,25	627,88	378,60	61,13	567,90	295,40	5070,22
VARGEM GRANDE PAULISTA	603,57	631,00	205	171,19	618	589,13	2,01	574,91	456,93	240,17	378,60	599,85	5070,36
SALES OLIVEIRA	631,00	451,83	548	631,00	320	631,00	552,63	88,81	465,63	14,19	567,90	171,82	5073,81
ITAQUAQUECETUBA	631,00	631,00	371	143,32	626	631,00	65,31	515,71	213,23	227,07	504,80	516,46	5075,90
TAQUARITINGA	631,00	489,48	480	631,00	448	631,00	603,87	15,58	361,19	30,57	378,60	376,79	5077,08
CAJOBI	631,00	202,54	269	631,00	406	631,00	581,77	631,00	300,27	86,24	567,90	149,71	5087,43
ILHABELA	329,22	631,00	631	1,00	338	631,00	191,91	631,00	396,01	320,96	378,60	609,90	5089,59
ARTUR NOGUEIRA	631,00	445,34	470	163,22	538	631,00	478,27	285,12	365,54	316,59	252,40	514,45	5090,93
JERQUARA	631,00	581,66	410	509,58	217	631,00	597,84	266,42	165,37	68,78	567,90	445,12	5091,66
IACRI	603,57	631,00	72	631,00	357	631,00	234,11	631,00	295,92	136,46	567,90	308,47	5099,42
ORIENTE	631,00	631,00	167	555,36	364	631,00	129,62	631,00	456,93	268,56	567,90	73,35	5106,71
TAGUAÍ	631,00	631,00	396	151,28	429	631,00	173,83	631,00	191,48	520,74	567,90	156,75	5110,97
TATUÍ	603,57	466,11	625	543,42	521	631,00	66,32	631,00	378,60	287,12	252,40	107,51	5113,03
PIRAPOZINHO	631,00	631,00	391	406,07	360	631,00	199,95	551,54	483,04	406,11	378,60	47,22	5116,54
PERUÍBE	219,48	566,08	431	1,00	560	71,77	621,96	595,17	365,54	567,68	504,80	616,93	5121,42
PRESIDENTE BERNARDES	631,00	619,31	534	631,00	160	631,00	115,55	631,00	400,36	215,06	441,70	114,54	5124,53
SANTO EXPEDITO	631,00	631,00	219	631,00	412	610,07	171,82	568,68	291,57	375,54	567,90	16,08	5125,65
SANTA CRUZ DA CONCEIÇÃO	631,00	141,52	294	631,00	400	631,00	296,41	132,43	543,97	439,95	504,80	480,28	5126,36

JAMBEIRO	576,13	324,59	603	378,20	326	631,00	50,24	631,00	396,01	203,06	441,70	570,71	5131,64
QUINTANA	631,00	525,83	376	631,00	317	631,00	181,86	631,00	291,57	343,88	567,90	4,02	5132,07
ITAJOBI	631,00	276,55	591	631,00	153	631,00	592,82	73,23	282,86	444,32	441,70	385,83	5134,31
UBARANA	631,00	585,56	210	631,00	50	631,00	485,31	320,95	152,31	423,58	504,80	515,45	5140,96
FERNÃO	631,00	631,00	319	384,17	241	631,00	114,54	489,22	165,37	493,45	567,90	476,26	5143,91
PONTALINDA	631,00	631,00	222	631,00	139	631,00	410,95	631,00	161,01	129,91	441,70	485,31	5144,89
ILHA SOLTEIRA	631,00	631,00	307	631,00	221	631,00	324,54	559,33	600,54	206,33	252,40	153,73	5148,87
DIRCE REIS	631,00	393,40	211	631,00	259	631,00	279,33	631,00	330,73	243,45	567,90	341,62	5150,43
ELIAS FAUSTO	631,00	554,40	533	505,60	408	631,00	541,57	631,00	130,55	218,34	252,40	115,55	5152,41
ÁLVARO DE CARVALHO	631,00	571,28	299	533,46	21	631,00	100,48	631,00	104,44	491,26	567,90	591,81	5173,64
CÂNDIDO MOTA	631,00	631,00	552	485,69	294	631,00	577,75	375,48	356,84	56,77	315,50	269,28	5176,31
DUMONT	631,00	392,10	586	418,01	396	631,00	591,81	344,32	343,79	3,28	631,00	210,00	5178,31
VÁRZEA PAULISTA	631,00	196,05	112	545,41	625	631,00	9,04	377,04	409,06	624,45	441,70	576,74	5178,50
TUPÃ	631,00	631,00	354	631,00	451	631,00	197,94	274,21	461,28	224,89	378,60	315,50	5181,43
MURUTINGA DO SUL	631,00	454,42	335	631,00	119	631,00	288,37	631,00	265,46	461,79	567,90	172,82	5188,76
PENÁPOLIS	631,00	631,00	192	631,00	387	631,00	339,61	631,00	409,06	110,26	252,40	343,63	5188,97
SÃO SEBASTIÃO DA GRAMA	576,13	166,19	402	631,00	456	631,00	443,11	631,00	156,66	225,98	504,80	373,78	5197,65
MIRA ESTRELA	631,00	416,77	365	631,00	174	631,00	188,90	631,00	339,43	267,47	567,90	358,71	5202,17
MIRASSOL	631,00	631,00	203	135,36	547	631,00	370,76	250,84	422,12	581,87	441,70	357,70	5203,35
GENERAL SALGADO	631,00	631,00	215	631,00	191	631,00	381,82	631,00	356,84	45,85	567,90	291,39	5204,79
ESTIVA GERBI	603,57	18,18	606	631,00	475	631,00	470,24	196,31	326,38	586,24	378,60	288,37	5210,88
MAIRINQUE	603,57	394,70	221	306,54	563	631,00	72,34	631,00	339,43	514,19	378,60	563,68	5219,05
CRUZÁLIA	631,00	631,00	313	631,00	147	631,00	548,61	631,00	474,34	36,03	378,60	167,80	5220,37
INÚBIA PAULISTA	631,00	631,00	412	631,00	395	631,00	241,15	631,00	409,06	2,18	567,90	41,20	5223,49
TAQUARAL	631,00	631,00	485	631,00	177	631,00	607,89	282,00	409,06	25,11	567,90	146,70	5224,66
TANABI	631,00	523,24	424	631,00	322	631,00	455,16	171,38	361,19	233,62	441,70	403,92	5229,22
BARBOSA	631,00	584,26	147	631,00	169	631,00	322,53	593,61	147,96	362,44	441,70	568,70	5230,21
BERNARDINO DE CAMPOS	631,00	618,02	247	461,80	213	631,00	344,64	587,38	300,27	339,52	567,90	289,38	5230,90
BORÁ	631,00	608,93	276	631,00	63	631,00	284,35	631,00	352,49	413,75	631,00	80,38	5233,90

FLORA RICA	631,00	629,70	228	631,00	100	505,40	184,88	631,00	269,81	288,21	567,90	572,72	5239,62
POMPÉIA	631,00	449,23	100	631,00	341	631,00	193,92	631,00	526,56	331,88	567,90	205,98	5240,47
MACATUBA	631,00	563,49	607	631,00	423	631,00	420,00	257,07	456,93	76,42	378,60	169,81	5245,31
REGENTE FEIJÓ	631,00	592,05	277	631,00	514	631,00	214,02	225,91	448,23	422,49	504,80	155,74	5247,23
GUAÍÇARA	603,57	595,94	67	631,00	299	631,00	293,39	631,00	322,03	370,08	504,80	300,43	5249,25
JAGUARIÚNA	631,00	249,28	390	183,13	592	631,00	384,83	631,00	517,86	454,15	315,50	270,29	5250,03
PARAPUÃ	631,00	631,00	267	631,00	327	631,00	261,24	604,51	313,32	40,39	504,80	413,97	5256,24
NOVA LUZITÂNIA	631,00	611,52	272	631,00	262	631,00	270,29	631,00	339,43	388,64	567,90	21,10	5256,89
SUD MENNUCCI	631,00	631,00	231	631,00	53	631,00	425,02	631,00	356,84	485,80	504,80	46,22	5257,69
SOCORRO	603,57	275,25	540	410,05	370	631,00	281,34	623,21	278,51	518,56	315,50	410,95	5257,93
CACONDE	631,00	411,58	472	631,00	188	631,00	226,07	451,83	239,34	367,90	441,70	567,70	5259,13
COSMORAMA	631,00	358,35	397	631,00	236	631,00	345,64	263,31	248,05	542,57	504,80	471,24	5259,96
MONTE ALTO	631,00	547,91	423	631,00	500	631,00	555,64	37,39	448,23	39,30	504,80	314,50	5263,76
BARRA BONITA	631,00	631,00	214	487,68	535	631,00	376,79	372,37	535,26	28,38	378,60	446,12	5267,21
ITAPECERICA DA SERRA	576,13	631,00	428	268,72	595	74,76	588,80	576,47	335,08	290,39	315,50	588,80	5268,66
BREJO ALEGRE	631,00	631,00	324	631,00	109	631,00	285,36	631,00	195,83	489,08	504,80	217,03	5280,10
PALMITAL	631,00	631,00	587	631,00	272	631,00	538,56	447,15	352,49	51,31	378,60	140,67	5291,78
TURMALINA	631,00	631,00	441	631,00	228	631,00	321,53	333,42	308,97	587,33	441,70	106,51	5292,46
PRESIDENTE PRUDENTE	631,00	631,00	224	631,00	591	631,00	225,07	428,46	587,48	116,81	315,50	282,34	5294,66
CAIABU	631,00	631,00	315	631,00	189	631,00	180,86	464,29	278,51	376,63	567,90	402,92	5299,11
EMBAÚBA	631,00	155,80	249	631,00	292	631,00	601,86	631,00	282,86	97,16	567,90	531,53	5302,11
SANTO ANTÔNIO DO JARDIM	631,00	354,45	451	631,00	196	631,00	504,40	616,98	213,23	355,89	504,80	216,03	5305,78
APARECIDA	631,00	135,03	225	631,00	499	631,00	61,29	631,00	391,66	459,60	504,80	505,40	5305,78
INDIAPORÃ	631,00	284,34	370	631,00	137	631,00	266,27	631,00	374,25	472,70	631,00	253,20	5312,76
FLORÍNEA	631,00	631,00	463	631,00	135	631,00	600,86	631,00	208,88	16,38	504,80	235,12	5319,03
PARISI	631,00	631,00	510	631,00	276	631,00	323,54	631,00	243,70	332,97	441,70	37,18	5320,08
UCHOA	631,00	627,10	337	631,00	344	631,00	489,33	291,35	243,70	403,93	504,80	188,90	5323,10
GUARACI	631,00	616,72	296	631,00	48	631,00	451,14	336,53	313,32	368,99	631,00	371,77	5326,48
ITAPUÍ	631,00	631,00	602	469,77	392	631,00	359,71	631,00	261,10	69,87	504,80	143,68	5326,93

ITATIBA	603,57	154,50	503	557,35	571	631,00	253,20	532,84	491,74	500,00	315,50	214,02	5327,73
NOVAIS	631,00	588,15	246	631,00	144	631,00	484,30	631,00	234,99	255,46	567,90	283,35	5328,15
EMILIANÓPOLIS	631,00	564,78	256	631,00	76	529,32	152,73	631,00	269,81	481,44	567,90	539,57	5330,54
SANTA MERCEDES	631,00	464,81	359	631,00	312	631,00	280,33	631,00	322,03	155,02	567,90	346,65	5331,74
MONGAGUÁ	576,13	631,00	617	5,97	575	29,91	564,68	570,24	387,30	387,55	378,60	608,89	5332,28
SANTA FÉ DO SUL	631,00	631,00	364	631,00	533	631,00	245,17	631,00	517,86	201,96	315,50	6,03	5338,51
TUPI PAULISTA	631,00	631,00	477	581,24	492	631,00	400,91	310,05	452,58	79,69	504,80	147,70	5338,96
BARRINHA	631,00	514,15	583	631,00	516	631,00	586,79	253,96	261,10	15,28	631,00	89,43	5343,71
DUARTINA	631,00	455,72	460	465,79	307	631,00	154,74	352,11	361,19	613,53	567,90	345,64	5345,63
CLEMENTINA	631,00	631,00	250	631,00	321	631,00	422,01	631,00	261,10	360,26	504,80	76,36	5350,53
PALMARES PAULISTA	631,00	631,00	280	631,00	388	631,00	524,49	631,00	248,05	37,12	441,70	278,32	5352,68
TABAPUÃ	631,00	468,71	281	631,00	284	631,00	553,63	367,69	304,62	434,49	567,90	202,96	5358,01
MOMBUCA	631,00	215,53	505	425,97	402	631,00	575,74	631,00	234,99	8,73	567,90	529,52	5358,38
PEDRINHAS PAULISTA	631,00	631,00	306	631,00	150	631,00	557,65	631,00	474,34	4,37	504,80	208,99	5361,15
SARAPUÍ	631,00	279,15	620	631,00	248	631,00	208,99	613,86	182,77	576,42	441,70	306,46	5370,35
TAPIRATIBA	631,00	457,02	406	631,00	311	631,00	320,52	475,20	374,25	338,43	567,90	231,10	5374,41
ÁLVARES FLORENCE	631,00	631,00	490	631,00	140	631,00	383,82	325,63	274,16	548,03	504,80	191,91	5382,35
SEBASTIANÓPOLIS DO SUL	631,00	207,74	230	631,00	251	631,00	441,10	292,91	469,99	599,34	631,00	367,75	5383,82
SANTO ANASTÁCIO	631,00	631,00	542	631,00	171	631,00	133,64	631,00	382,95	495,63	441,70	63,30	5385,22
LARANJAL PAULISTA	631,00	188,26	629	573,27	404	631,00	444,11	601,40	278,51	274,02	315,50	423,01	5393,08
RUBINÉIA	603,57	631,00	357	631,00	283	631,00	292,39	631,00	409,06	85,15	504,80	334,59	5393,56
IRAPUÃ	631,00	341,47	183	631,00	111	568,20	468,23	631,00	208,88	544,76	504,80	573,73	5397,06
GUAPIAÇU	603,57	350,56	182	631,00	470	631,00	513,44	182,29	261,10	565,50	631,00	378,80	5400,25
PONTES GESTAL	631,00	589,45	435	631,00	64	631,00	465,21	631,00	291,57	551,31	441,70	38,18	5400,42
GABRIEL MONTEIRO	631,00	631,00	302	631,00	275	631,00	351,67	631,00	426,47	145,20	441,70	304,45	5401,48
SÃO ROQUE	631,00	507,66	212	324,46	569	631,00	108,52	590,49	448,23	483,62	378,60	517,46	5402,03
RAFARD	631,00	511,55	531	205,03	297	631,00	605,88	631,00	348,14	19,65	567,90	429,04	5408,19
IPAUSSU	631,00	631,00	236	563,32	252	631,00	448,13	631,00	269,81	131,00	567,90	416,98	5409,15
ANDRADINA	631,00	559,59	303	631,00	267	631,00	382,82	631,00	496,10	149,56	504,80	227,08	5413,95

ÁLVARES MACHADO	631,00	631,00	539	631,00	481	631,00	156,75	531,29	404,71	275,11	504,80	31,15	5447,80
ALUMÍNIO	631,00	327,19	261	187,11	556	631,00	570,71	631,00	439,52	502,18	504,80	206,98	5448,50
PARAÍSO	631,00	486,88	275	631,00	250	631,00	604,88	631,00	365,54	162,66	504,80	299,42	5473,19
SALTO	576,13	610,23	541	507,59	605	631,00	148,71	631,00	500,45	336,24	252,40	133,64	5473,38
AURIFLAMA	631,00	593,35	223	631,00	181	631,00	307,46	631,00	469,99	199,78	567,90	411,96	5478,43
URÂNIA	631,00	631,00	432	631,00	390	631,00	358,71	314,72	352,49	386,46	567,90	162,77	5489,05
INDAIATUBA	603,57	240,20	530	356,31	600	631,00	404,93	631,00	535,26	347,16	189,30	435,07	5503,78
MONTE MOR	631,00	494,67	506	348,34	539	631,00	402,92	631,00	295,92	260,92	378,60	384,83	5504,19
SAGRES	631,00	631,00	362	631,00	211	631,00	222,06	631,00	282,86	270,74	567,90	433,06	5504,62
ALFREDO MARCONDES	631,00	631,00	471	631,00	343	631,00	121,58	602,96	330,73	184,50	567,90	359,71	5505,37
OUROESTE	631,00	476,50	314	631,00	369	631,00	294,40	482,99	456,93	588,42	567,90	68,32	5511,46
RIBEIRÃO DO SUL	631,00	631,00	555	631,00	80	631,00	473,25	303,81	356,84	442,14	567,90	222,06	5525,00
GUARANI D'OESTE	631,00	631,00	499	631,00	380	631,00	221,05	631,00	291,57	195,41	567,90	223,06	5532,99
MARINÓPOLIS	631,00	631,00	278	631,00	282	631,00	318,51	631,00	287,21	112,44	567,90	535,55	5536,62
ANHUMAS	631,00	541,41	622	561,33	133	631,00	149,71	631,00	330,73	424,67	567,90	319,52	5543,28
SANTÓPOLIS DO AGUAPEÍ	631,00	470,00	51	631,00	227	631,00	374,78	631,00	326,38	352,62	631,00	595,83	5552,62
VALINHOS	603,57	332,38	518	89,57	611	631,00	627,99	548,42	617,94	373,36	252,40	354,69	5560,32
SANTA CLARA D'OESTE	631,00	631,00	363	631,00	84	631,00	206,98	631,00	295,92	574,23	567,90	313,49	5560,52
SÃO JOSÉ DO RIO PRETO	631,00	631,00	334	312,51	619	631,00	406,93	271,10	561,37	566,59	315,50	287,37	5567,37
TAIAÇU	631,00	631,00	369	631,00	289	631,00	582,77	631,00	195,83	137,55	567,90	285,36	5582,41
PORANGABA	631,00	271,36	584	599,15	445	631,00	71,34	631,00	165,37	500,00	567,90	487,32	5584,43
SANTA ADÉLIA	631,00	440,14	488	631,00	332	631,00	612,91	180,73	413,41	198,69	567,90	464,21	5591,00
TAIÚVA	631,00	631,00	546	631,00	340	631,00	576,74	168,27	413,41	52,40	567,90	408,94	5597,67
CANITAR	603,57	538,82	562	631,00	279	631,00	505,40	631,00	78,33	194,32	504,80	441,10	5600,33
TRÊS FRONTEIRAS	631,00	631,00	372	631,00	462	631,00	283,35	331,86	382,95	286,02	567,90	390,86	5600,94
NOVA CANAÃ PAULISTA	631,00	631,00	373	631,00	409	631,00	235,12	631,00	217,59	617,90	567,90	33,16	5608,66
DIVINOLÂNDIA	631,00	283,04	421	631,00	165	631,00	224,07	631,00	300,27	558,95	567,90	571,72	5615,94
PALMEIRA D'OESTE	631,00	603,73	237	631,00	233	631,00	337,61	631,00	382,95	330,78	504,80	467,22	5621,10
SALTO GRANDE	631,00	631,00	569	631,00	438	631,00	476,26	543,75	169,72	245,63	504,80	157,75	5628,91

SANTA RITA D'OESTE	631,00	432,35	320	631,00	88	631,00	256,22	631,00	417,77	479,25	567,90	546,60	5632,09
SÃO JOÃO DAS DUAS PONTES	631,00	631,00	392	631,00	159	631,00	304,45	631,00	239,34	387,55	631,00	369,76	5638,10
NEVES PAULISTA	631,00	631,00	240	457,82	368	631,00	437,08	631,00	387,30	111,35	567,90	551,62	5645,08
INDIANA	631,00	631,00	529	631,00	416	631,00	131,63	286,68	417,77	378,82	631,00	331,58	5646,46
ENGENHEIRO COELHO	631,00	562,19	537	559,34	495	631,00	454,16	297,58	291,57	266,37	441,70	482,29	5649,20
SÃO FRANCISCO	631,00	601,14	233	631,00	444	631,00	356,70	631,00	252,40	212,88	567,90	463,20	5655,22
DOBRADA	631,00	631,00	609	631,00	257	631,00	602,87	146,45	230,64	102,62	567,90	620,95	5661,43
COROADOS	631,00	631,00	417	631,00	280	631,00	365,74	631,00	234,99	277,29	567,90	363,73	5661,65
CATANDUVA	631,00	631,00	321	631,00	578	631,00	540,57	509,47	522,21	84,06	189,30	396,89	5665,50
PINDORAMA	631,00	631,00	476	631,00	455	631,00	528,51	179,17	313,32	353,71	504,80	339,61	5674,13
ALAMBARI	631,00	247,99	611	631,00	366	631,00	364,73	631,00	204,53	384,28	567,90	407,94	5678,37
GUZOLÂNDIA	631,00	631,00	381	631,00	260	631,00	297,41	631,00	139,26	455,24	567,90	427,03	5682,84
GLICÉRIO	631,00	631,00	216	631,00	295	631,00	330,57	631,00	304,62	430,13	567,90	389,85	5689,07
SALTINHO	631,00	488,18	456	455,83	446	631,00	545,59	334,98	548,32	53,49	504,80	598,85	5694,04
TARABAI	631,00	631,00	623	631,00	215	631,00	144,69	631,00	265,46	350,43	504,80	437,08	5695,46
ESTRELA D'OESTE	631,00	631,00	497	631,00	301	631,00	329,57	631,00	413,41	232,53	504,80	274,30	5707,62
ORLÂNDIA	631,00	544,01	461	631,00	536	631,00	560,67	236,82	500,45	74,24	567,90	351,67	5725,75
BRAÚNA	631,00	631,00	253	631,00	231	631,00	397,89	631,00	313,32	604,80	567,90	211,00	5733,92
SANTA ERNESTINA	631,00	569,98	608	631,00	339	631,00	585,79	116,85	317,68	201,96	504,80	626,98	5764,03
NHANDEARA	631,00	460,92	83	631,00	314	631,00	438,08	631,00	374,25	561,13	567,90	442,10	5765,38
PONGAÍ	631,00	631,00	388	623,04	132	631,00	267,27	631,00	391,66	447,60	504,80	488,32	5766,68
TURIÚBA	631,00	631,00	415	631,00	230	631,00	291,39	330,30	374,25	589,52	567,90	449,14	5771,49
JOSÉ BONIFÁCIO	631,00	621,91	162	631,00	193	631,00	462,20	631,00	487,39	510,91	441,70	377,80	5780,91
SERRA NEGRA	603,57	158,40	386	459,81	518	631,00	366,74	631,00	443,88	534,93	504,80	544,59	5782,72
IBIRÁ	631,00	631,00	554	631,00	354	631,00	472,25	631,00	326,38	437,77	441,70	44,21	5785,30
JACI	631,00	631,00	343	463,79	377	631,00	479,28	631,00	252,40	521,83	567,90	260,24	5789,44
IGARAÇU DO TIETÊ	631,00	631,00	528	631,00	519	631,00	386,84	629,44	269,81	43,67	441,70	447,13	5789,58
PARANAPUÃ	631,00	336,27	509	631,00	274	631,00	432,05	631,00	291,57	474,89	631,00	320,52	5793,30
CERQUILHO	631,00	631,00	626	619,06	567	631,00	499,37	631,00	509,15	6,55	315,50	127,61	5794,24

ARIRANHA	631,00	631,00	286	631,00	348	631,00	517,46	631,00	295,92	221,61	504,80	469,23	5798,02
MACEDÔNIA	631,00	607,63	465	631,00	287	631,00	243,16	631,00	326,38	553,49	441,70	368,75	5817,11
BORACÉIA	576,13	568,68	600	601,14	350	631,00	301,43	631,00	387,30	235,81	504,80	430,04	5817,34
SUMARÉ	631,00	631,00	516	388,15	620	631,00	584,78	631,00	422,12	50,22	378,60	337,61	5821,48
SANTANA DA PONTE PENSA	631,00	631,00	401	631,00	315	631,00	247,18	631,00	469,99	293,67	567,90	375,79	5825,51
ADOLFO	631,00	631,00	213	631,00	223	631,00	488,32	631,00	282,86	615,72	567,90	284,35	5830,15
BASTOS	631,00	631,00	361	631,00	447	631,00	190,91	631,00	374,25	150,65	567,90	584,78	5831,49
MIRASSOLÂNDIA	603,57	631,00	458	631,00	379	631,00	367,75	239,94	317,68	602,62	441,70	530,52	5833,76
AMÉRICO DE CAMPOS	631,00	631,00	469	631,00	176	631,00	411,96	305,37	348,14	507,64	504,80	589,80	5836,71
NIPOÃ	631,00	631,00	251	631,00	240	631,00	469,23	631,00	208,88	337,33	567,90	624,97	5854,32
TARUMÃ	631,00	631,00	553	631,00	309	631,00	606,89	631,00	382,95	77,51	504,80	276,31	5865,46
URUPÊS	631,00	518,04	571	631,00	255	631,00	514,45	415,99	348,14	425,76	504,80	428,04	5874,22
JUMIRIM	631,00	631,00	628	59,72	391	631,00	375,79	631,00	330,73	421,39	567,90	579,76	5878,28
HORTOLÂNDIA	631,00	631,00	501	155,26	629	631,00	106,51	631,00	396,01	631,00	315,50	625,98	5884,25
LINDÓIA	631,00	321,99	527	631,00	520	631,00	125,60	631,00	335,08	545,85	567,90	422,01	5889,43
ASPÁSIA	631,00	631,00	492	631,00	293	631,00	399,90	631,00	304,62	220,52	504,80	524,49	5894,34
NOVA GUATAPORANGA	631,00	631,00	507	631,00	512	631,00	237,13	631,00	265,46	159,39	504,80	560,67	5901,44
BURITAMA	603,57	631,00	346	631,00	449	631,00	306,46	631,00	426,47	594,97	504,80	165,79	5921,05
GASTÃO VIDIGAL	631,00	631,00	266	631,00	154	631,00	380,81	631,00	252,40	590,61	567,90	577,75	5944,46
NOVA ALIANÇA	631,00	590,75	207	631,00	247	631,00	464,21	631,00	317,68	502,18	504,80	587,79	5945,41
CATIGUÁ	631,00	631,00	495	631,00	333	631,00	526,50	631,00	374,25	394,10	567,90	116,55	5962,31
MENDONÇA	631,00	631,00	197	631,00	270	631,00	409,95	631,00	343,79	626,63	567,90	392,87	5963,14
CORDEIRÓPOLIS	631,00	631,00	525	314,50	546	631,00	593,82	383,27	404,71	284,93	504,80	522,48	5972,53
MANDURI	631,00	631,00	438	519,53	376	631,00	415,98	631,00	322,03	546,94	504,80	330,57	5977,85
DOLCINÓPOLIS	631,00	631,00	496	631,00	161	631,00	398,90	631,00	335,08	556,76	567,90	316,50	5987,15
MONTE APRAZÍVEL	631,00	631,00	327	631,00	352	631,00	453,15	207,22	522,21	487,99	567,90	547,60	5989,07
BÁLSAMO	631,00	631,00	493	447,87	440	631,00	518,46	345,88	396,01	513,10	504,80	440,09	5992,21
SÃO CAETANO DO SUL	603,57	631,00	605	1,00	631	631,00	45,21	631,00	631,00	631,00	504,80	448,13	5993,71
SALTO DE PIRAPORA	631,00	218,12	612	631,00	522	631,00	105,50	631,00	278,51	625,54	504,80	614,92	6005,40

BADY BASSITT	631,00	631,00	340	262,75	545	631,00	395,88	631,00	352,49	519,65	504,80	566,69	6011,26
FERNANDÓPOLIS	603,57	438,84	91	631,00	511	631,00	360,71	631,00	561,37	573,14	504,80	479,28	6016,72
PEDRANÓPOLIS	631,00	631,00	468	631,00	237	631,00	327,56	631,00	335,08	575,32	504,80	425,02	6027,78
POÁ	631,00	505,06	604	298,58	630	631,00	164,78	631,00	461,28	622,27	252,40	602,87	6034,24
HERCULÂNDIA	631,00	631,00	450	631,00	419	631,00	262,25	631,00	269,81	435,59	567,90	477,27	6036,81
IPIGUÁ	631,00	631,00	453	631,00	418	631,00	452,15	246,17	282,86	569,87	504,80	596,84	6047,68
PIRANGI	631,00	631,00	264	631,00	424	631,00	558,66	631,00	396,01	328,60	441,70	484,30	6052,27
AMERICANA	631,00	362,24	491	569,29	624	631,00	568,70	302,26	596,19	593,88	189,30	497,36	6056,23
BILAC	603,57	631,00	384	631,00	432	631,00	357,70	596,72	448,23	451,96	441,70	456,17	6065,05
MACAUBAL	631,00	576,47	347	631,00	186	631,00	401,91	631,00	339,43	505,46	567,90	621,96	6070,13
BIRIGUI	631,00	631,00	389	631,00	523	631,00	299,42	631,00	500,45	358,08	631,00	221,05	6077,00
VISTA ALEGRE DO ALTO	631,00	631,00	326	631,00	374	631,00	622,96	349,00	343,79	308,95	631,00	600,86	6080,55
JALES	631,00	631,00	400	631,00	488	631,00	385,83	631,00	483,04	436,68	504,80	240,14	6093,50
CEDRAL	631,00	631,00	482	631,00	466	631,00	418,99	319,40	439,52	458,51	567,90	418,99	6095,32
SANTA SALETE	631,00	631,00	514	631,00	453	631,00	258,23	631,00	465,63	356,98	567,90	335,60	6106,34
AREIÓPOLIS	631,00	553,10	613	631,00	359	631,00	503,39	631,00	130,55	390,83	567,90	474,25	6116,03
ELISIÁRIO	631,00	631,00	545	631,00	304	631,00	520,47	631,00	356,84	387,55	567,90	290,38	6127,15
FERNANDO PRESTES	631,00	631,00	449	631,00	356	631,00	618,94	272,65	404,71	301,31	631,00	586,79	6144,41
CESÁRIO LANGE	631,00	551,80	627	631,00	510	631,00	145,69	631,00	178,42	579,69	567,90	466,22	6150,72
POTIRENDABA	631,00	436,25	433	631,00	303	631,00	446,12	631,00	356,84	597,16	504,80	558,66	6159,82
ÁGUAS DE LINDÓIA	603,57	390,80	532	631,00	579	631,00	124,59	631,00	348,14	631,00	567,90	548,61	6218,61
OURINHOS	603,57	599,84	590	631,00	570	631,00	463,20	521,94	491,74	346,07	378,60	420,00	6246,95
RIO DAS PEDRAS	631,00	497,27	526	627,02	505	631,00	619,95	631,00	409,06	118,99	504,80	552,63	6253,72
POLONI	631,00	631,00	301	631,00	367	631,00	457,17	592,05	439,52	361,35	631,00	582,77	6255,87
PEREIRAS	603,57	471,30	619	631,00	437	631,00	313,49	631,00	308,97	552,40	504,80	556,65	6260,17
MARAPOAMA	631,00	434,95	581	631,00	254	631,00	617,94	631,00	378,60	498,90	504,80	473,25	6267,44
NOVA ODESSA	631,00	631,00	508	579,25	604	631,00	471,24	631,00	548,32	390,83	189,30	491,34	6306,27
SANTA BÁRBARA D'OESTE	631,00	447,93	513	631,00	597	631,00	615,93	631,00	504,80	203,06	504,80	455,16	6365,68
IRACEMÁPOLIS	631,00	631,00	502	575,26	506	631,00	542,58	631,00	483,04	55,68	567,90	611,91	6368,37

LOUVEIRA	631,00	360,94	504	547,40	602	631,00	628,99	626,33	487,39	612,44	252,40	554,64	6438,53
MONÇÕES	631,00	631,00	414	631,00	273	631,00	426,03	631,00	465,63	608,07	567,90	543,58	6453,22
CÂNDIDO RODRIGUES	631,00	631,00	536	631,00	411	631,00	616,93	631,00	539,61	96,07	567,90	569,71	6492,22
ÁGUAS DE SÃO PEDRO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
BARUERI	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
CARAPICUÍBA	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
CUBATÃO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
DIADEMA	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
EMBU DAS ARTES	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
ITAPEVI	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
JANDIRA	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
MAUÁ	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
OSASCO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
PRAIA GRANDE	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
RIBEIRÃO PIRES	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
RIO GRANDE DA SERRA	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
TABOÃO DA SERRA	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota:

EA= espécies ameaçadas; CMGP = carnívoros de médio e grande porte; IC = incremento da conectividade; PUC = proximidade com unidades de conservação; DADU = distância de áreas densamente urbanizadas; GNV = grau de naturalidade da vegetação; COT = custo de oportunidade da terra; AD = adicionalidade; PO = pobreza; OS = organizações sociais; CPI = capacidade política e institucional; MAC = manejo e ações de conservação.