

CONFERIDO
PROC. N.º 018/24954/09
RUB. 10
PRPG 07/10/2014

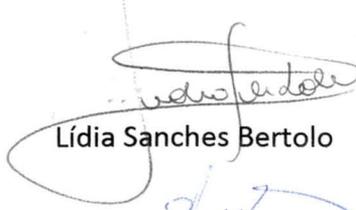
ERRATA

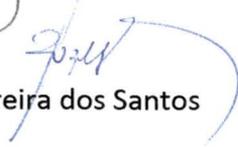
Eu, Lídia Sanches Bertolo, ex-aluna do curso de Engenharia Civil, nível: Doutorado, informo que deve-se considerar a seguinte errata em folha iii:

Onde se lê: Tese apresentada à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutor na área de Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais.

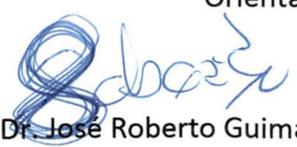
Leia-se: Tese de Doutorado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil, na Área de Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais.

Sem mais.


Lídia Sanches Bertolo


Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos

Orientadora


Prof. Dr. José Roberto Guimarães

Coordenador Geral dos Cursos Pós-graduação - FEC



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

LÍDIA SANCHES BERTOLO

Fronteiras, fluxos e mosaicos em paisagem sob mudanças: um
caminho metodológico para identificar unidades de
planejamento e serviços ecossistêmicos

CAMPINAS
2014



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

LÍDIA SANCHES BERTOLO

Fronteiras, fluxos e mosaicos em paisagem sob mudanças: um
caminho metodológico para identificar unidades de
planejamento e serviços ecossistêmicos

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Rozely Ferreira dos Santos

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia Civil,
Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual
de Campinas como parte dos requisitos exigidos
para obtenção do título Doutor na área de Recursos
Hídricos, Energéticos e Ambientais.

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO
FINAL DA TESE DEFENDIDA PELA ALUNA
LÍDIA SANCHES BERTOLO, E ORIENTADA
PELA PROFA. DRA. ROZELY FERREIRA DOS
SANTOS

CAMPINAS
2014

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

B462f Bertolo, Lídia Sanches, 1983-
Fronteiras, fluxos e mosaicos em paisagens sob mudanças : um caminho metodológico para identificar unidades de planejamento e serviços ecossistêmicos / Lídia Sanches Bertolo. – Campinas, SP : [s.n.], 2014.

Orientador: Rozely Ferreira dos Santos.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Planejamento ambiental. 2. Geoprocessamento. 3. Ecologia da paisagem. 4. Unidades de planejamento. 5. Serviços ecossistêmicos. I. Santos, Rozely Ferreira, 1951-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Boundaries, flows and mosaics in changing landscapes : a methodological way to identify management units and ecosystem services

Palavras-chave em inglês:

Environmental management

Geoprocessing

Landscape ecology

Planning units

Ecosystem services

Área de concentração: Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais

Titulação: Doutora em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Rozely Ferreira dos Santos [Orientador]

Diógenes Cortijo Costa

Rubens Augusto Lamparelli

João dos Santos Vila da Silva

Pilar Martin de Agar Valverde

Data de defesa: 27-02-2014

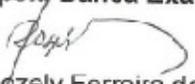
Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

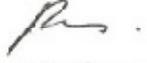
**FRONTEIRAS, FLUXOS E MOSAICOS EM PAISAGEM SOB
MUDANÇAS: UM CAMINHO METODOLÓGICO PARA
IDENTIFICAR UNIDADES DE PLANEJAMENTO E SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS**

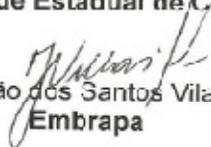
Lídia Sanches Bertolo

Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:

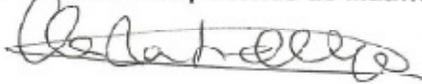

Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos
Presidente e Orientador/Universidade Estadual de Campinas


Prof. Dr. Diógenes Cortijo Costa
Universidade Estadual de Campinas


Prof. Dr. Rubens Augusto Camargo Lamparelli
Universidade Estadual de Campinas


Prof. Dr. João dos Santos Vila da Silva
Embrapa

Profa. Dra. Pilar Martín de Agar Valverde
Universidad Complutense de Madrid


Campinas, 27 de fevereiro de 2014

RESUMO

Em planejamentos ambientais as decisões sobre o futuro da paisagem dependem da compreensão de como os processos voltados ora para a preservação ora para a degradação da Natureza se deram ao longo do tempo e, conseqüentemente, como definir estratégias que conduzam à conservação ambiental. Dessa forma, necessita-se avaliar os saldos da conservação da Natureza e dos serviços ecossistêmicos dirigidos ao bem-estar humano, medidos ao longo da história em cada fração da paisagem. Porém, a literatura científica vem reforçando as deficiências metodológicas na obtenção e interpretação de tais resultados, principalmente em paisagens muito heterogêneas, onde a trama de interações apresenta-se complexa, tanto dentro de cada elemento em seu eixo vertical como entre os elementos em seu eixo horizontal. Nessa direção, avaliamos diferentes caminhos metodológicos que pudessem estrategicamente identificar unidades de planejamento que representem a heterogeneidade através das interações e fluxos bidimensionais da paisagem. Também foi realizado um pequeno ensaio sobre o valor potencial de serviços ecossistêmicos nas unidades de planejamento estabelecidas sob a abordagem de avaliação em dois eixos da paisagem. Para tanto foram construídos modelos de estrutura metodológica a partir de ferramentas estatísticas em sistemas de informação geográfica (SIG) que permitissem aplicar conceitos sobre fronteiras, mosaicos, fluxos, variabilidade e vulnerabilidade do meio natural. Os modelos foram aplicados em paisagem costeira (Ilha de São Sebastião, SP), sob um gradiente de mudanças ao longo de 50 anos. Os modelos baseados em mosaico permitiram mostrar a diversidade de interações de fronteiras entre elementos da paisagem ao longo do tempo que não seriam explícitas por modelos usuais de sobreposição. A avaliação das relações bidimensionais dos atributos da paisagem mostrou-se eficiente principalmente por expressar a heterogeneidade do interior e da borda das unidades de planejamento, além de informar sobre a variabilidade e a vulnerabilidade do meio físico. As unidades de planejamento evidenciaram um efetivo gradiente de serviços ecossistêmicos em relação a heterogeneidade e a predominância de tipos de usos, sugerindo a ocorrência de *trade off* entre essas variáveis. Apesar dos modelos apresentarem-se como um avanço no conhecimento de unidades pela heterogeneidade, eles não se mostraram de fácil aplicação e compreensão por agentes sociais, exigindo experiência técnica e considerável disponibilidade de tempo para aplicação dos métodos estatísticos.

Palavras chave: planejamento ambiental, mudanças na paisagem, geoprocessamento, ecologia da paisagem, unidade de planejamento, heterogeneidade, mosaicos, LUCC, fronteiras, fluxos, serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

In environmental planning, the decisions about landscape future depend on understanding how landscape processes occur over the time, sometimes facing the Nature preservation other times its degradation. Consequently, it is important to define strategies that will lead to environmental conservation. Therefore, it is necessary to evaluate the nature conservation balance and ecosystem services addressed to human well-being, measured along the history in each landscape portion. However, the scientific literature has been highlighting the methodological deficiencies in obtaining and interpreting such results, particularly in very heterogeneous landscapes, where exist complex interactions, within each element on its vertical axis and between the elements on its horizontal axis. In this way, we evaluate different methodological approaches which, strategically, identify management units that represent the heterogeneity through the two-dimensional interactions and landscape flows. In addition, we present a short essay about the potential value of ecosystem services in management units established under the two landscape axes assessment approach. We developed a methodological model that uses statistics tools and geographic information systems (GIS) taking into account the concepts of borders, mosaics, flows, variability and vulnerability of the natural environment. We applied the models in the coastal landscape of Ilha de São Sebastião-SP, under 50 years changing gradient. The models based on mosaic data showed the boundaries interactions diversity among landscape elements over time that would not be identified by usual overlap models. The two-dimensional evaluation of landscape attributes relationships has been successful mainly expressing the interior and the edge of the planning units heterogeneity, also providing information on the variability and vulnerability of the physical environment. The management units showed an effective gradient of ecosystem services related to heterogeneity and types of uses prevalence, suggesting a tradeoff among these variables. Despite the models present an advance in understanding units by heterogeneity, they were not easy to apply and understand by social agents, requiring considerable technical expertise and time availability for the implementation of statistical methods.

Keywords: environmental planning, landscape change, GIS, landscape ecology, management unit, heterogeneity, mosaics, LUCC, boundaries, flows, ecosystem services.

SUMÁRIO

Capítulo 1. Introdução Geral.....	1
Objetivos.....	4
Estrutura da tese.....	5
Referencias bibliográficas.....	7
Capítulo 2. Boundaries and mosaics: an approach to evaluate changes and to profit landscape planning, São Sebastião island, SP/Brazil.....	11
Summary.....	11
2.1. Introduction.....	12
2.1. Methods.....	13
2.1.1. Study area	13
2.3. Results.....	15
2.4. Discussion.....	15
2.5. Conclusions.....	18
2.6. References.....	19
Capítulo 3. Avaliação de mudanças por mosaicos ou pelo método da sobreposição de usos: qual a melhor estratégia para planejar a paisagem?	21
3.1. Revisão da literatura.....	21
3.2 Método.....	25
3.2.1. Área de Estudo.....	25
3.2.2. Mapeamentos do uso e cobertura da terra.....	26
3.2.3. Descrição e cartografia de fronteiras e mosaicos.....	26
3.2.4. Avaliação das mudanças.....	27
3.3 Resultados	30
3.4 Discussão.....	36
3.5 Conclusão.....	43
3.6 Referências bibliográficas.....	49
Capítulo 4. Integrando fluxos horizontais e verticais na paisagem: uma estratégia para definir unidades de planejamento.....	53
4.1 Revisão da literatura.....	53
4.2 Método.....	56
4.2.1. Área de Estudo	56
4.2.2. Estrutura do modelo.....	57
4.3 Resultados	67
4.4. Discussão.....	80
4.5. Conclusão.....	79
4.6. Referencias Bibliográficas.....	81
Anexo 4.1.....	85
Capítulo 5. Ensaio sobre a valoração de serviços ecossistêmicos em unidades de planejamento.....	87
.....	87
5.1. Revisão da literatura.....	87
5.2. Material e métodos.....	89
5.2.1. Área de estudo	89
5.2.2. Modelo para valoração dos serviços ecossistêmicos.....	89

5.3 Resultados e discussão.....	93
5.4 Conclusão.....	106
5.5 Referências bibliográficas.....	107
Anexo 5.1.....	109
Anexo 5.2.....	110
Capítulo 6. Considerações finais.....	117

*Dedico este trabalho àqueles que acreditando em
mim mais do que eu mesma, tornaram possível a
concretização dessa etapa: Roze, Família e
Bruno.*

AGRADECIMENTOS

Tenho o costume de agradecer todos os dias pelas graças recebidas, pela família e amigos que tenho, pelas conquistas alcançadas, pelo companheiro escolhido para viver comigo essas conquistas. Porém, nesse momento em que fecho um ciclo, deixar registrado no papel os agradecimentos a todos aqueles que tornaram possível o encerramento dessa etapa não é uma tarefa fácil, talvez pelo fato desta ser a única página em que emoções e sentimentos podem ser registrados. Então vamos lá!

Impossível não agradecer primeiramente à pessoa mais importante na realização desse trabalho, que me formou profissional e pessoalmente, sempre disposta a compartilhar o conhecimento. Obrigada Roze, que esteve presente, com sua paciência e seu rigor, em todas as etapas desse trabalho.

Agradeço imensamente à Profa. Dra. Pilar Martin de Agar e ao Prof. Dr. Carlos Thomas de Pablo, que me acolheram na Universidad Complutense de Madrid e aceitaram participar e contribuir com nosso trabalho.

Agradeço ao Prof. Dr. Diógenes Cortijo, ao Prof. Dr. Rubens Lamparelli e ao Dr. João Vila da Silva, por participarem do momento decisivo dentro desse processo e por terem contribuído substancialmente com o trabalho aqui desenvolvido.

Agradeço à FEC, pelo suporte prestado nesses anos, em especial à Rosana e ao Eduardo.

Agradeço à Coordenadoria de Informações Técnicas, Documentação e Pesquisa Ambiental (COTEC), pela aprovação do projeto de pesquisa e à Fundação Florestal pelos materiais cedidos para o desenvolvimento do trabalho, em especial agradeço ao guarda-parque Betinho que nos acompanhou nos trabalhos de campo mata adentro.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação Carolina, pela concessão de bolsa de estudo.

Agradeço aos amigos do Lapla, que durante todos esses anos foram companheiros de trabalho e de vida. Deixo aqui um agradecimento especial ao Gui pelos anos de parceria e às meninas Vivi, Dani e Isa, pelo suor deixado nos campos que fizemos na Ilha, sempre com muitas risadas.

Quero agradecer à Tati Pavão, que me aconselhou e auxiliou quando o assunto era vegetação, além de me abrigar em sua casa com boas risadas, boas conversas e boa cerveja. E aproveitando o assunto abrigar, agradeço à Maria Fernanda de La Cruz e ao Rafael Castilho (Fê e Zé) por compartilhar um teto comigo durante minha estadia em Madri.

E por fim, agradeço à minha família, as pessoas mais importantes da minha vida, por estarem sempre por perto, me incentivando e, de alguma maneira, fazendo parte do processo: Mãe e Pai, Be e Di, Vó Edna e Vó Maria, Meire e Linneu, Gabi e Renan, Natália, Beth e Carol, Beto e Kuca e Bruno. Não posso deixar de fazer um agradecimento especial ao Bruno, amor da minha vida, companheiro que me faz sonhar todos os dias e que, ao mesmo tempo, me ajuda a manter os pés no chão.

Capítulo 1. Introdução Geral

De forma geral, as paisagens brasileiras vêm evidenciando multiplicidade dos usos que foram somados e sinergizados ao longo do tempo, resultando em paisagens complexas, altamente heterogêneas em seus elementos e geradoras de grandes conflitos entre atores sociais (BRITO, 2003). Justamente por essas condições, esses territórios são relevantes no processo de decisão em planejamentos ambientais (POLETTE e SILVA, 2003)

Um dos maiores problemas encontrados pelos planejadores e tomadores de decisão, frente a esse cenário caótico que vem sofrendo rápidas mudanças ao longo de toda sua história, é por onde começar e que tipo de interferência é a mais adequada (SANTOS e CALDEYRO, 2007). O mais comum seria iniciar por áreas mais conservadas, visando mantê-las e protegê-las, ou pelas áreas mais degradadas, onde serão aplicados os maiores esforços de manejo. Parece simples, mas não é. Muitas questões conceituais devem ser consideradas para identificar essas áreas.

Se o enfoque é a biodiversidade, normalmente considera-se a área recoberta por habitat em estado favorável de conservação. Entretanto, deve-se observar que as manchas florestais estão dispersas em uma paisagem diversa, não uniforme, sofrendo pressões distintas (GERGEL e TURNER, 2002; METZGER, 2003). O status de conservação ou a degradação de uma paisagem também dependem da porosidade da matriz (COULSON et al, 1999) e dos elos que representam a conectividade entre os elementos que compõem a paisagem, ou seja, respondem diretamente às suas características estruturais, que frequentemente são interpretadas como heterogeneidade (CALE e HOBBS, 1994; KADMON, 1993; LI e REYNOLDS, 1995). O termo heterogeneidade expressa a composição de partes de diferentes coisas (COULSON et al, 1999), mas para a avaliação da paisagem é necessário ir além dessa definição, observando, por exemplo: a diversidade dos tipos de elementos que compõem a paisagem; a intensidade de interação entre esses elementos; a configuração espacial; e a natureza da relação entre os elementos, entre outros

(MIMRA, 1993; HU et al, 2008; HERMANN et al, 2011; TURNER et al, 2012 ; ALI et al, 2014).

Deve-se considerar que, em territórios brasileiros, raramente a heterogeneidade é discreta em uma paisagem. As interferências humanas sobre os elementos interativos da Natureza acabam por imprimir um padrão do tipo intrincado, proveniente de um amplo espectro de habitats e de usos (TURNER e GARDNER, 1991; LOVETT et al, 2005; ALI et al, 2014). Muitas vezes, a literatura aponta a heterogeneidade como um aspecto negativo, onde a existência de muitos elementos em uma paisagem acaba por complexar as interações entre elementos (PELLENS, 2002). Entretanto, outros autores, como de Pablo (2000), Lima (2011), Bertolo (2012) e colaboradores, vêm demonstrando que determinadas composições e configurações dos elementos que caracterizam uma paisagem como heterogênea podem implicar positivamente sobre ela. Em outras palavras, a heterogeneidade deve ser julgada positiva ou negativa de acordo com os tipos e quantidades de interações, que por sua vez depende da decisão do planejador. Essas observações fortalecem a idéia de que medir a heterogeneidade não é uma tarefa simples, e depende de inúmeros fatores de avaliação. A tendência atual é criar modelos, que mapeiam os elementos e as interações em escalas específicas de extensão territorial e resolução espacial.

Uma boa perspectiva metodológica é avaliar a heterogeneidade por meio dos fluxos de matéria, energia e informação que são transportados entre os componentes e elementos da paisagem e, desta forma, encontrar áreas com heterogeneidade interna semelhantes. Essas áreas concentram processos ecológicos (fluxos de água e materiais, dispersão de sementes, polinização, entre outros) que possuem um funcionamento interno específico aos seus ecossistemas e também são influenciados pelas conexões espaciais que existem entre os diferentes ecossistemas vizinhos (WIENS et al, 1985; PALMER et al, 2000; VAN OOST et al, 2000; WU e HOBBS 2002). Muitos estudos têm se empenhado para identificar unidades territoriais homogêneas distinguidas pelos usos da terra, mas poucos abordam as interações adjacentes que existem entre as manchas de uma paisagem. Sob essa perspectiva, um dos trabalhos pioneiros é a de Roldán Martín e colaboradores (2003), que adotaram o conceito de mosaico como unidade de organização espacial definida pelas interações entre fronteiras de tipos de uso e confirmaram as expectativas de Wiens e colaboradores (1985) sob a importância das fronteiras para a compreensão dos padrões e processos de uma paisagem. Posteriormente, Roldán Martín (2006), Valverde (2008), Hardt (2013) e seus colaboradores mostraram a relevância dos estudos sobre fronteiras e

mosaicos como atributos para avaliar mudanças históricas. No entanto, esses estudos trabalharam a paisagem essencialmente em um único eixo, das relações horizontais no território entre os seus elementos, que preponderam as manchas de uso e de fragmentos de vegetação demarcadas pelas interferências humanas.

As interações ecológicas na paisagem podem também ser reconhecidas em um segundo eixo, sob a perspectiva de responder sobre os componentes dos ecossistemas, ou seja, sobre o fluxo vertical de matéria e energia representado pela interação dos componentes bióticos e abióticos do território (BERNÁLDEZ, 1981; de PABLO e PINEDA, 1985; VALVERDE et al, 2008).

Sem dúvida, para executar um bom planejamento ambiental é necessário avaliar e projetar espacialmente os dois eixos de interações no território, definindo unidades de planejamento ou zonas que agreguem e representem os fluxos na paisagem. A avaliação integrada deve retratar, ao mesmo tempo, o elemento que domina cada porção do território, as forças de interação entre seus elementos, as pressões sofridas pelos elementos advindas das diferentes interações e o conjunto de componentes que caracterizam o meio natural. Estamos, metodologicamente, longe de responder a essa questão. Os planejamentos tradicionais baseiam-se em aspectos ora no eixo vertical, ora no eixo horizontal da paisagem, sendo raros entre eles, aqueles que fazem um diagnóstico das interações e fluxos isolados ou combinados entre si, retratando de maneira ineficiente a heterogeneidade do lugar (SILVA e SANTOS, 2004; HARDT et al. 2013). Porém, a indicação de cenários e manejos futuros da paisagem depende dessa compreensão, de forma a poder, efetivamente, conduzir as condições desejadas de conservação biológica e disponibilidade de recursos para o homem, que recentemente tem sido bastante expressa pelos pesquisadores como oferta de serviços ecossistêmicos (COSTANZA, 2013). Como recentemente citado por Turner e colaboradores (2012) e reforçado por Wu (2013), avaliar, projetar e gerenciar os fluxos de serviços dos ecossistemas em paisagens espacialmente heterogêneas são hoje os principais desafios da ciência da sustentabilidade.

A busca por unidades de planejamento que representem mais efetivamente a heterogeneidade inerente da paisagem e suas funções e processos ecológicos é a base da preocupação desta tese. Acreditamos que uma modelagem eficiente expressa na combinação dos dois eixos fundamentais da paisagem é o passo necessário para que, posteriormente, possamos traduzir a paisagem em serviços ecossistêmicos dirigidos ao bem-estar humano.

Objetivos

Objetivo geral

Este estudo pretendeu avaliar diferentes caminhos metodológicos que pudessem, estrategicamente, auxiliar os tomadores de decisão identificar unidades de planejamento e valorar serviços ecossistêmicos.

Objetivos específicos

- Avaliar a possibilidade de identificar unidades de planejamento por mosaicos definidos pelas interações entre suas fronteiras ao longo do tempo (*Mosaic Changes*).
- Comparar a efetividade de respostas no auxílio ou subsídio à tomada de decisão em processos de planejamento ambiental fornecidas por dois métodos distintos em seus propósitos – o LUCC (*Land-use/Cover Change*) e MC (*Mosaic Changes*), considerando que ambos fornecem unidades territoriais para planejamento e podem representar as mudanças ao longo do tempo.
- Criar um modelo que permita ao planejador delinear unidades de planejamento a partir de um conjunto de interações entre elementos e componentes da paisagem, destacando os fluxos verticais e horizontais envolvidos no funcionamento da paisagem.
- Realizar um ensaio sobre a disponibilidade potencial de SE em função dos elementos da paisagem associados às unidades de planejamento definidas por suas interações e fluxos bidimensionais.

Estrutura da tese

A tese está organizada em cinco capítulos que respondem sobre as vantagens e as limitações metodológicas de identificar unidades de planejamento a partir dos preceitos sobre paisagem, mosaicos e tramas bidimensionais de interações entre usos. São eles: (1) Introdução Geral; (2) *Boundaries and mosaics: an approach to evaluate changes and to profit landscape planning, São Sebastião Island, SP/Brazil*¹; (3) Avaliação de mudanças por mosaicos ou pelo método da sobreposição de usos: qual a melhor estratégia para planejar a paisagem? (4) Integrando fluxos horizontais e verticais na paisagem: uma estratégia para definir unidades de planejamento; e (5) Ensaio sobre a valoração de serviços ecossistêmicos em unidades de planejamento. O fluxograma metodológico geral está apresentado na figura 1.1.

¹ Publicado em **Bosque (Valdivia)** 33 (3): 303-308. 2012.

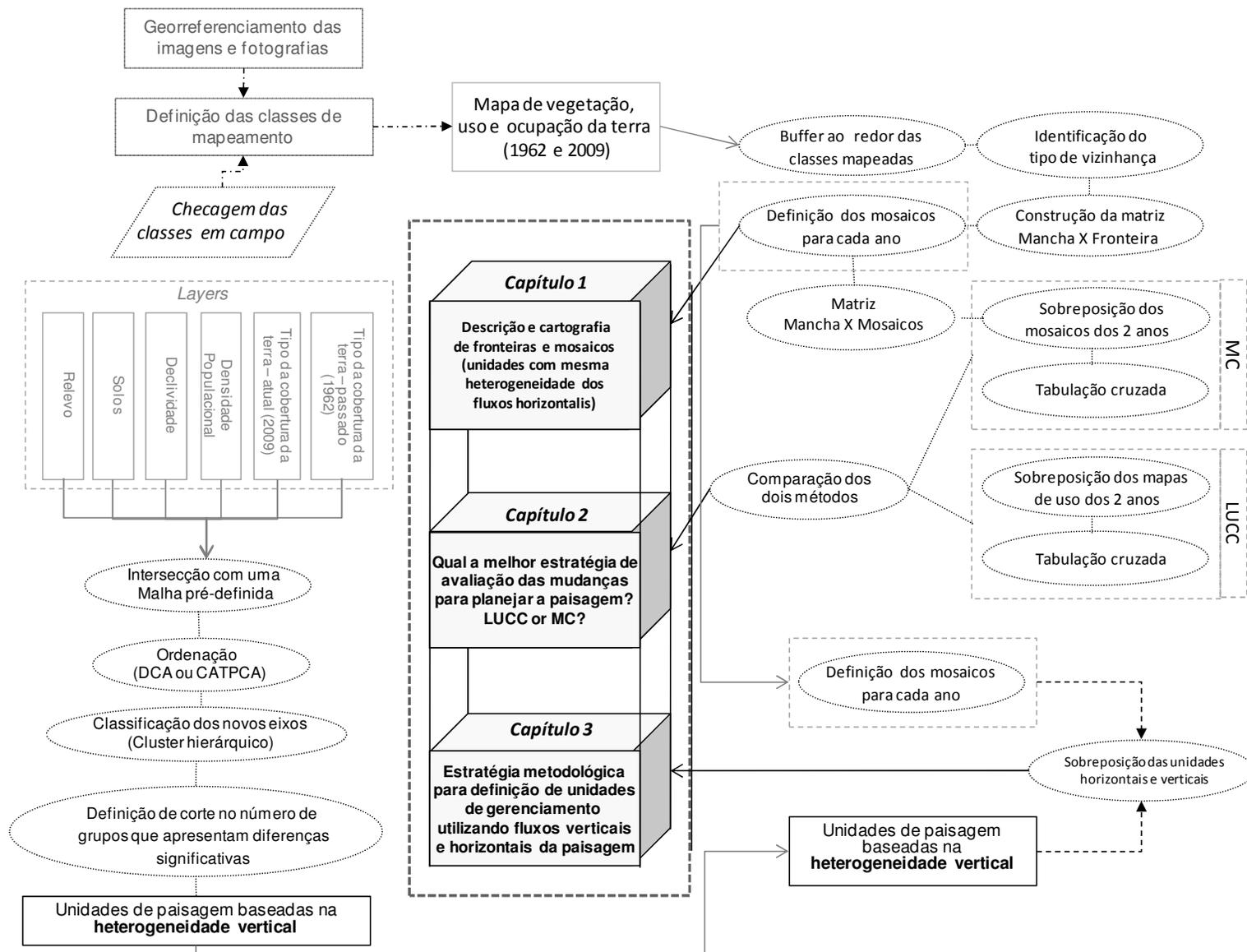


Figura 1.1. Fluxograma metodológico geral

Referencias bibliográficas

- ALI, A.; BIE, C. A. J. M.; SKIDMORE, A. K.; SCARROTT, R. G.; LYMBERASKIS, P. Mapping the heterogeneity of natural and semi-natural landscapes. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** 26: 176–183. 2014.
- BERNÁLDEZ, G. **Ecología y Paisaje**. Blume, Madrid, Spain. 1981.
- BERTOLO, L. S., LIMA, G. T. N. P., SANTOS, R. F. Identifying change trajectories and evolutive phases on coastal landscapes. Case study: São Sebastião Island, Brazil. **Landscape and Urban Planning** 106(1):115–123. 2012.
- BERTOLO, L. S.; DE AGAR, P. M.; DE PABLO, C. L.; SANTOS, R. F. Boundaries and mosaics: an approach to evaluate changes and to profit landscape planning, São Sebastião Island, SP/Brazil. **Bosque (Valdivia)** 33 (3): 303-308. 2012.
- BRITO, M., 2003. **Unidades de Conservação: Intenções e Resultados**. 2ª Edição. São Paulo. Anna Blume: FAPESP. 230p.
- CALE, P.G; HOBBS, R.J. Landscape heterogeneity indices: problems of scale and applicability, with particular reference to animal habitat description. **Pacific Conservation Biology** 1: 183-193. 1994.
- COSTANZA, R. Sustainable Well-Being. **Resurgence and Ecologist** 279: 39-41. 2013.
- COULSON, R. N. et al. Heterogeneity of forest landscapes and the distribution and abundance of the southern pine beetle. **Forest ecology and management** 114: 471-485. 1999.
- DE PABLO, C. L.; PINEDA, F. D. Análisis multivariante del territorio. **Geografía de la Universidad Complutense** 5: 236-260. 1985.
- De PABLO, C. L. Cartografía ecológica: conceptos y procedimientos para la representación espacial de ecosistemas. **Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Geol.)** 96(1-2): 57-68. 2000.
- GERGEL, S. E.; TURNER, M. G. (Ed.). **Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques**. Springer, 2002.
- HARDT, E.; SANTOS, R. F.; de PABLO, C. L.; de AGAR, P. M.; PEREIRA-SILVA, E. F. Utility of landscape mosaics and boundaries in Forest conservation decision making in the Atlantic Forest of Brazil. **Landscape Ecology** 28: 385–399. 2013.
- HERMANN, A., SCHLEIFER, S., WRBKA, T. The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. **Living Rev. Landscape Res.** 5(1): 5-37, 2011.
- HU, H.; LIU, W.; CAO, M. Impact of land use and land cover changes on ecosystem services in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. **Environmental Monitoring and Assessment** 142: 147-156. 2008.
- KADMON, R. "Population dynamic consequences of habitat heterogeneity: an experimental study." **Ecology**: 816-825.1993.
- LI, H.; REYNOLDS, J. F. On definition and quantification of heterogeneity. **Oikos** 73: 280–284. 1995.

- LIMA, G. T. Influência humana sobre o ecótono costeiro. Estudo de caso: Ilha de São Sebastião - São Paulo/Brasil. **Tese (doutorado)**. FEC/Unicamp. 2011.
- LOVETT, G. M.; JONES, C. J.; TURNER, M. G.; WEATHERS, K. C. **Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes**. USA: New York, Springer. 2005.
- METZGER, J. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? . In: KAGEYAMA et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisa Agrícolas e Florestais – FEPAF. 2003.
- MIMRA, M., 1993. Spatial Heterogeneity Assessment of Cultural Landscape. Ph.D. Thesis. Czech University of Agriculture, Prague.
- MUSACCHIO, L. R. The scientific basis for the design of landscape sustainability: a conceptual framework for translational landscape research and practice of designed landscapes and the six Es of landscape sustainability. **Landscape Ecology** 24(8):993–1013. 2009.
- PALMER, M.A.; SWAN, C.M.; NELSON, K.; SILVER, P.; ALVESTAD, R. Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. **Landscape Ecology** 15: 563–576. 2000.
- PELLENS, R. Fragmentação florestal em Mata Atlântica de Tabuleiros: os efeitos da heterogeneidade da paisagem sobre a diversidade de artrópodos edáficos. **Tese (doutorado)**. Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 2002.
- POLETTE M.; SILVA L. P. Análise comparativa entre as metodologias de gerenciamento costeiro integrado. **Ciencia & Cultura** 55 (4): 27-31. 2003.
- ROLDÁN-MARTÍN, M. J.; De PABLO, C. L. & De AGAR, P. Landscape changes over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. **Landscape ecology** 21:1075-1088. 2006.
- ROLDÁN-MARTÍN, M. J.; De PABLO, C. L.; De AGAR, P. **Landscape mosaics recognition and changes over time: a methodological approach**. In: U. MANDER & M. ANTROP (orgs). Multifunctional Landscapes: continuity and change, v. 3, University of Tartu, Estonia e University of Ghent, Belgium. 2003.
- SANTOS, R. F.; CALDEYRO, V. S. Paisagens, condicionantes e mudanças. In: SANTOS, R. F. (Org.) **Vulnerabilidade Ambiental**. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente, p. 13-22. 2007.
- TURNER, M.G., DONATO, D., ROMME, W. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecology**, April 25th, 2012.
- TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. **Quantitative Methods in Landscape Ecology**. Springer-Verlag, New York. 1991.
- TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecology**. DOI 10.1007/s10980-012-9741-4. 2012.
- VALVERDE, V.; ROLDÁN-MARTÍN, M. J., CAMPOS, G. A.; PÉREZ, P.; De AGAR, P. M.; De PABLO, C. T. L. **Análisis de la estructura espacial del paisaje: mosaicos del paisaje**. In: F.

T. Maestre; A. Escudero & A. Bonet (eds.) Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones. 2008.

VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology** 15: 577–589. 2000.

SILVA, J. S. V.; SANTOS, R. F. Zoneamento para planejamento ambiental: vantagens e restrições de métodos e técnicas. **Cadernos de Ciência & Tecnologia** 21 (2): 221-263. 2004.

WIENS, J.A.; CRAWFORD C.S.; GOSZ, J. R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. **Oikos** 45(3):421–427. 1985.

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology** 28: 999–1023. 2013.

WU, J.; HOBBS, R. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. **Landscape Ecology** 17: 355–365. 2002.

Capítulo2. Boundaries and mosaics: an approach to evaluate changes and to profit landscape planning, São Sebastião island, SP/Brazil

Lídia S. Bertolo^a; Pilar M. de Agar^b; Carlos L. de Pablo^b; Rozely F. Santos^{a,c}

Summary

This study assumed that the spatial identification of mosaics obtained by the analysis of interactions between frontiers over time would be a great strategy to obtain planning units, since the boundaries reveal the changes, heterogeneity and fluxes in a landscape. For this purpose, we selected 16 watersheds in São Sebastião Island (São Paulo, BR), mapped the land use and cover (1962 and 2009) and built matrices of patches by boundaries. The analysis of these matrices using multivariate ordination and clustering allowed us to identify mosaics. The mosaics showed very well the temporal diversity of interactions across frontiers and the landscape conservation status, but had limitations to indicate management practices.

Key words: Environmental planning, forest conservation, landscape ecology

2.1. Introduction

The Brazilian landscapes have been showing the multiplicity of accumulated uses over time, often resulting in very heterogeneous landscapes and generating major conflicts among social actors (BRITO, 2003). These territories are relevant to environmental planning (POLETTE and SILVA, 2003) because they are complex landscapes extremely fragile, which should be strongly conserved, but have numerous interests of human uses (SANTOS and CALDEYRO, 2007).

The heterogeneity, rarely discrete in a territory and derived from a wide range of habitats (LOVETT et al, 2005), can be analyzed through the diversity of types and configuration of elements that compose the landscape, the intensity of interaction between these elements and the nature of the relationship between the elements (MIMRA 1993). It can also be observed by different kinds of pressure over natural fragments (GERGEL and TURNER 2002), the porosity of the matrix (COULSON et al. 1999) or by connectivity between elements (LI and REYNOLDS 1995, MCGARIGAL and MARKS 1995). It is important to note that one can not directly relate landscape complexity to presence of impacts. Pablo (2000) has shown that certain landscape structures may or may not cause negative impacts, depending on the types and quantities of interactions among their elements.

Several authors have interpreted the heterogeneity using the patch-corridor-matrix model (FORMAN 1995, DRAMSTAD et al. 1996). Another way is to evaluate mosaics that reproduce specific sets of elements and their interactions (FORMAN 1995, ROLDAN MARTIN et al. 2003). This method identifies the mosaics as a set of patches with the same frequency of boundaries, that is, the same pattern of ecological interactions. Thus, they are part of a network of similar interactions (CADENASSO et al. 2003, VALVERDE et al. 2008). This conception assumes that boundaries or transition zones between patches are the areas where ecological flows take place, which can be altered by changes in the patterns of spatial arrangement (ROLDÁN MARTIN et al. 2006, TURNER and CARDILLE 2007).

If each mosaic represents one aspect of heterogeneity and conservation status, it can be assumed that also it could have specific management actions. This is the premise evaluated in this study. This study aims to evaluate the possibility of identifying management units through mosaics defined by the interactions between frontiers.

2.2. Methods

2.2.1. Study area

This study selected 16 watersheds of São Sebastião Island (municipality of Ilhabela, São Paulo, BR) facing the São Sebastião Channel (Figure 2.1), since this area is the one that has suffered the most human influence over the last 500 years over the Atlantic Forest. Nevertheless, human actions on this island are heavily concentrated in its shoreline, retaining about 92% of forest conserved, being the Brazilian city with the greatest area/Atlantic Forest of the country (BERTOLO et al. 2012).

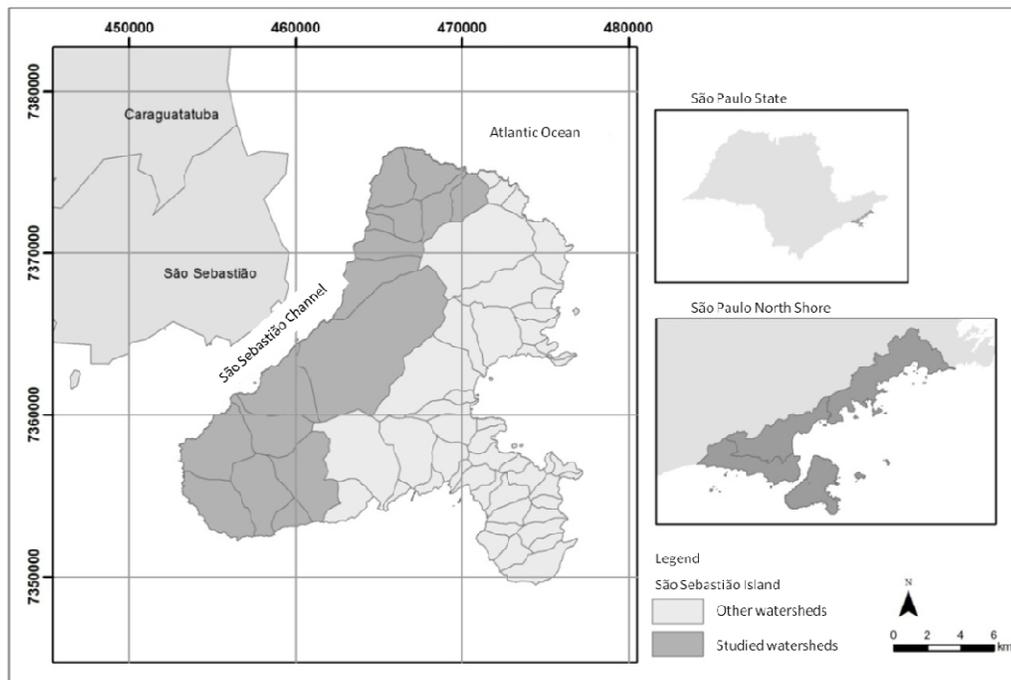


Figure 2.1. Location of São Sebastião Island

The land use and land cover maps of the watersheds from 1962 and 2009 were made in ArcGIS9.2 from aerial photographs, scale 1:35.000 and SPOT 5 satellite images with a resolution of 10 meters. Based on those maps, matrices of patches by boundaries were prepared (figure 2.2a). The matrices were subjected to DECORANA ordination (DCA, figure 2.2b). The three axes of DCA were subjected to a hierarchical cluster analysis (Euclidean Distance) (figure 2.2c). The groups composed of this step represent the mosaics, showing similar patterns

of frontiers based on their frequencies (ROLDAN MARTIN et al., 2006; VALVERDE et al, 2008; HARDT 2010). The mosaics are specific clusters for each date, which has particular associations among their elements.

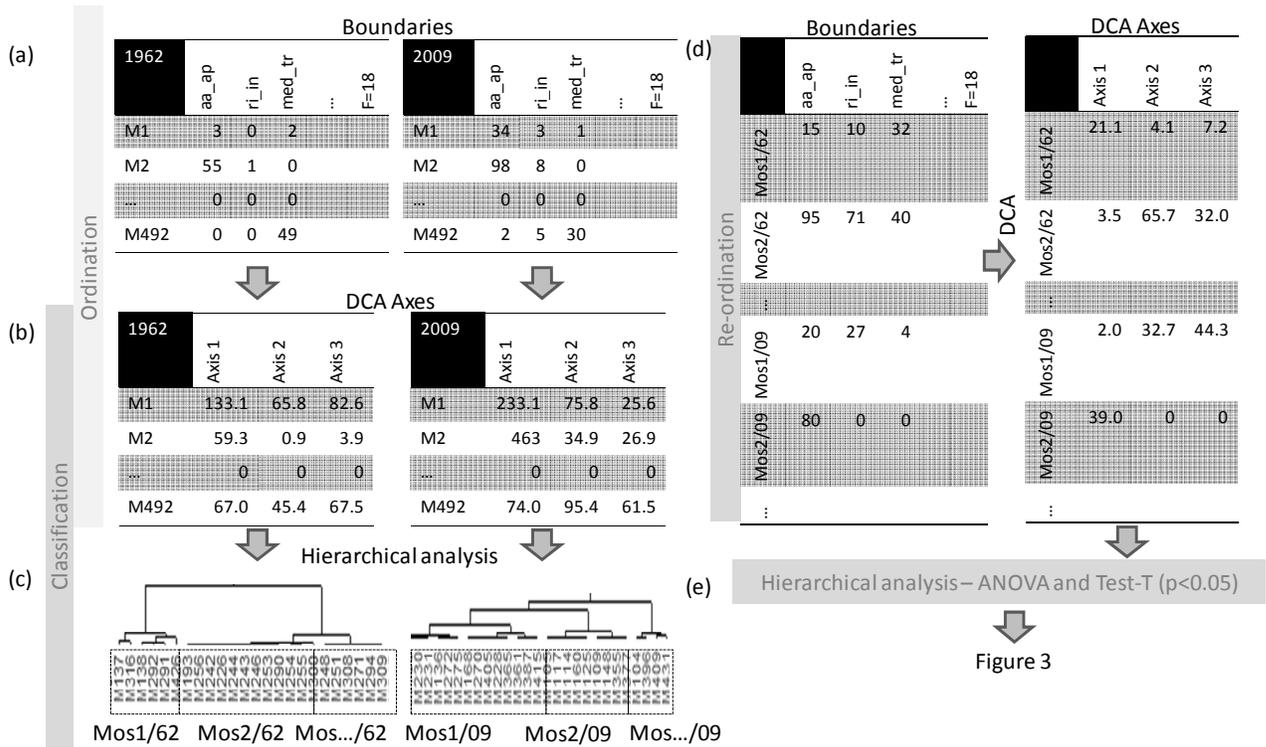


Figure 2.2: Methodological schema (adapted from HARDT 2010)

In order to compare changes between landscape mosaics over 47 years it is necessary to form mosaics with similar patterns. Thus, the mosaics of each year were re-grouped and organized into a single matrix of mosaics by boundaries (figure 2.2d), subject to further analysis of ordination and variance. The mosaics have been characterized by ANOVA, with a cut off level of dendrogram determined on the 2-2 comparison of the frontiers frequencies observed in each bifurcation branch (figure 2.2e).

2.3. Results

We identified five mosaics in 1962 and 2009. Figure 2.3 shows the results of DCA of the mosaics identified in both years and the clustering made from their coordinates in the ordination axis. This information, together with the ANOVA and t-test, allowed the verification of just how different are the groups between themselves, and which boundaries contributed to the identification of the groups.

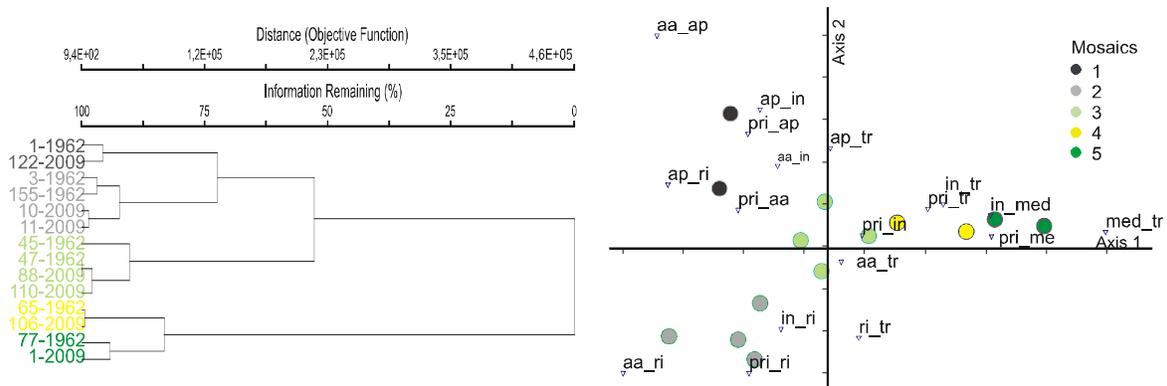


Figure 2.3: Mosaics from DCA and Cluster Analysis (land uses: aa-stepping stones; ap-urban concentration; in-Forest (initial stage); med-Forest (intermediate/late stage); pri-Forest (pioneer stage); ri-isolated residences; tr-trails).

2.4. Discussion

The results show that over 40 years of landscape study, there were no major changes in the dominant uses or even in relation to areas occupied by forest, inclusive pointing to an increase of forest amount (figure 2.4d). However, the mosaics denote that the network of interactions through boundaries has substantially changed (figure 2.4c). Mosaic 5, for example, with the landscape higher conservation status, has an increase in patches number and frontiers (figure 2.4b), which may have affected the quality of forest, although it maintained the same land uses in 1962 and 2009. We also highlight mosaic 3, which has always been occupied predominantly by forest in initial succession stage (figure 2.4d). Despite this condition, the mosaic presents a large number of land uses boundaries that has been expanded over time (figure 2.4b;c).

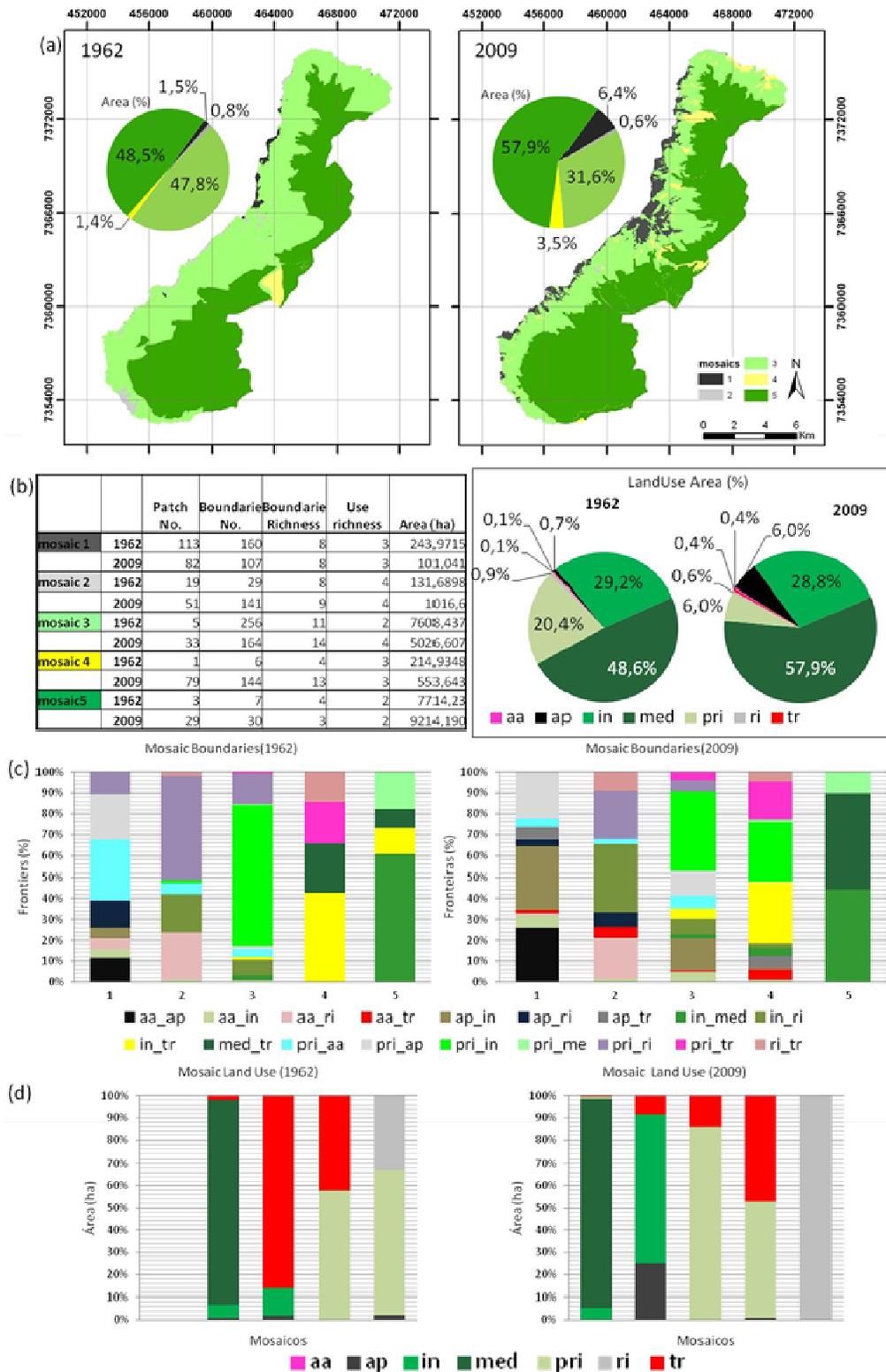


Figure 2.4. Mosaics, boundaries and land uses of 1962 and 2009 (a) types of mosaics; (b) characteristics and percentage of each mosaic; (c) relative frequency of boundaries; (d) land use relative area.

We defend the idea that, despite the same conditions of land uses, different situations of boundaries can affect the forests and their territories in a quite distinct way. Some researchers show that structural arrangements of boundaries provide evidence of change in ecological condition, indicate ecological complexity and influence on flows between patches (FORTIN et al., 1996; WITH, 2005; TEIXEIRA et al., 2010). It suggests that mosaics based on boundaries can denote changes and conservation status that are not visible by land use areas. One can infer that some territories with high percentage of forests also need management, due the influence of boundary number and richness that have been established over time.

These findings strengthen the observations of other authors that indicate the mosaic as a functional space, which reflects the interaction between landscape elements and highlights the relationships between major patches, providing good support to understand the environmental supply and territory management decisions (ZENG and BEN WU, 2005; VALVERDE et al., 2008). However, it is important to remember that mosaics are the manifestation of the ecological interactions at different levels of detail. There are certain scales that have reasonable descriptive capacity, but do not have an adequate performance from the management viewpoint. This study is an example, because the adopted scale does not consider all the uses relations that are important for the management. Depending on the scale, mosaics could be more useful for describing landscape or defining management guidelines.

2.5. Conclusions

The mosaics assess over time allow to show the temporal diversity of interactions across boundaries, indicating changes and conservation status that are not visible by land use areas. We infer that some mosaics with high percentage of forests also need management, despite of the conservation condition. However the mosaics are not efficient as effective planning units in function of the adopted scale. Mosaics are more adequate to description than management. It is important to study how articulate both the description and management.

2.6. References

- BERTOLO, L. S.; LIMA, G; SANTOS, R. Identifying change trajectories and evolutive phases on coastal landscapes. Case study: São Sebastião Island, Brazil. **Landscape and Urban Planning** 106(1): 115–123. 2012.
- BRITO, M. **Unidades de Conservação: Intenções e Resultados**. 2ª Edição. São Paulo. Anna Blume: FAPESP. 230 p. 2003.
- CADENASSO, M. L.; PICKETT, S.; WEATHERS, K.; JONES, C. A framework for a theory of ecological boundaries. **BioScience** 53(8):750-758. 2003.
- COULSON, R. N. et al. Heterogeneity of forest landscapes and the distribution and abundance of the southern pine beetle. **Forest ecology and management** 114(2-3):471-485. 1999.
- De PABLO, C. L. Cartografía ecológica: conceptos y procedimientos para la representación espacial de ecosistemas. **Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.**(Sec. Geol.) 96(1-2): 57-68. 2000.
- DRAMSTAD, W.; OLSON,J.; FORMAN, R. **Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning**. Washington. Island Press. 1996.
- FORMAN,R. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge, UK. Cambridge University Press. 1995.
- FORTIN, M.; DRAPEAU, P; JACQUEZ,G. Quantification of the spatial co-occurrences of ecological boundaries. **Oikos** 77:51-60. 1996.
- HARDT, E. Conservação ambiental em cenários de uso: medidas de mudanças, heterogeneidade e valoração da paisagem. **Ph.D. Thesis**. Campinas, SP. Universidade Estadual de Campinas. 2010.
- LI, H.; REYNOLDS, J. On definition and quantification of heterogeneity. **Oikos** 73: 280-284. 1995.
- LOVETT, G.; JONES,C.; TURNER,M.; WEATHERS,K. **Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes**. New York, USA. Springer. 489 p. 2005.
- MCGARIGAL, K.; MARKS,B. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351. Portland, OR. Pacific Northwest Research Station. 122 p. 1995.
- MIMRA, M. Spacial Heterogeneity Assessment of Cultural Landscape. **Ph.D. Thesis**. Prague. Czech University of Agriculture. 202 p. 1993.

- POLETTE, M.; SILVA, L. Análise comparativa entre as metodologias de gerenciamento costeiro integrado. **Ciência e Cultura** 55(4): 27-31. 2003.
- ROLDÁN-MARTÍN, M. J.; DE PABLO, C.; AGAR, P. **Landscape mosaics recognition and changes over time: a methodological approach**. In: U. MANDER & ANTROP, M. (org). Multifunctional Landscapes: continuity and change, v.3 Continuity and change. Southampton. WIT press. 2003.
- ROLDÁN-MARTÍN, M.; De PABLO, C.; AGAR, P. Landscape changes over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. **Landscape ecology** 21:1075-1088. 2006.
- SANTOS, R. F.; CALDEYRO, V. **Paisagens, condicionantes e mudanças**. In: SANTOS, R. F. (Org.) Vulnerabilidade Ambiental. Brasília – DF. Ministério do Meio Ambiente. p.13-22. 2007.
- TEIXIDO, A. L.; QUINTANILLI, L.; CARRENO, F.; GUTIERREZ, D. Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain. **Journal of Environmental Management** 91: 879–886.2010.
- TURNER, M. G.; CARDILLE, J. **Spatial heterogeneity and ecosystem processes**. In: J. Wu & R. J. Hobbs. Key topics in Landscape Ecology. Cambridge University Press. p.62-77. 2007.
- VALVERDE, V.; ROLDÁN-MARTÍN, M.; CAMPOS, G.; PÉREZ, P.; AGAR, P.; de PABLO, C. **Análisis de la estructura espacial del paisaje: mosaicos del paisaje**. In: F. T. Maestre, A. Escudero & A. Bonet (eds.) Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones. p.747-759.2008.
- WITH, K. A. **Landscape conservation: a new paradigm for the conservation of biodiversity**. In: Wiens J, Moss M. Issues and perspectives in Landscape Ecology. Cambridge: Cambridge University Press. p.238-247. 2005.
- ZENG, H.; WU, X. Utilities of edge-based metrics for studying landscape fragmentation. **Computers, Environment and Urban Systems** 29:159-178. 2005.

Capítulo 3. Avaliação de mudanças por mosaicos ou pelo método da sobreposição de usos: qual a melhor estratégia para planejar a paisagem?

3.1.Revisão da literatura

Em planejamentos ambientais, um dos territórios mais relevantes e conflitantes para o manejo é aquele resultante dos múltiplos usos sobrepostos (POLETTE e SILVA, 2003) onde a paisagem é heterogênea e complexa, envolvendo grandes conflitos entre seus agentes sociais. A maior parte das paisagens costeiras brasileiras está inserida nesse contexto, sofrendo rápidas mudanças ao longo de toda sua história. Sendo assim, uma das maiores dificuldades encontradas pelos planejadores e tomadores de decisão, é por onde começar e que tipo de interferência é a mais adequada frente a esse cenário caótico (SANTOS e CALDEYRO, 2007). Definir unidades territoriais para destinar determinadas ações de manejo é fundamental, e normalmente essa delimitação é realizada pelo zoneamento, na maioria das vezes baseado em mapas de uso e cobertura da terra e do meio físico. Entretanto, essas áreas deveriam ser delineadas considerando também o histórico de mudanças ao longo do tempo, produto de forças motoras que interferiram e continuam interferindo, alterando permanentemente o cenário.

Muito se tem escrito sobre essas questões, mas é bastante difícil escolher uma ferramenta metodológica que represente as forças, sua direção e intensidade em cada célula territorial, bem como a relação com seus espaços vizinhos (LAMBIN et al. 2003; BÜRGI et al. 2004; SILVA e SANTOS, 2011; HAZEU et al, 2011; CONRAD et al. 2011). Os métodos que definem o zoneamento ainda são estáticos e progressivamente vem sendo estudados novos métodos pra que a análise do tempo e forças motoras sejam incluídas nesse processo (WANG et al. 2008; HERSPERGER e BÜRGI. 2009; BERTOLO et al. 2012; SCHMITT-HARSH, 2013).

A análise das mudanças do uso e cobertura da terra (*Land use/cover change* - LUCC) vem sistematicamente, desde 1994, se apresentando como uma ferramenta metodológica fundamental para avaliar as mudanças e as conseqüências ambientais e ecológicas das atividades humanas, verificando se as transformações caminham ou não para a conservação dos recursos naturais (LAMBIN e GEIST, 2006; FLAMENCO-SANDOVAL et al. 2007). LUCC está entre os tópicos mais citados na literatura, principalmente quando se trata de planejamento ambiental que objetiva prever e espacializar as mudanças de uso pela dinâmica biofísica e humana temporal, usando modelos robustos, de aplicação global, mas regionalmente sensíveis (TURNER e MEYER, 1994; PARKER et al. 2003; LAMBIN e GEIST, 2006). Essa estratégia vem sendo adotada pela maior parte dos Órgãos Ambientais brasileiros, como uma forma consagrada de executar planejamentos ambientais que se apóiam em zoneamentos (SANTOS, 2009).

Diversos autores têm se empenhado em aperfeiçoar os modelos baseados em LUCC no sentido de retratar melhor os movimentos, as tendências e as causas temporais das transformações. De acordo com Kadioğulları (2013), por exemplo, para entender a dinâmica de mudanças através do LUCC e auxiliar no desenho de um melhor planejamento e políticas ambientais para uma paisagem deve-se quantificar a taxa e direção da mudança de cada tipo de cobertura ao longo do tempo. No entanto, nesses últimos 20 anos ainda não existem respostas metodológicas concretas no que se refere às expressões espaciais da heterogeneidade e dos fluxos de matéria e energia, principalmente em ambientes com usos múltiplos que se alternam no território em grande velocidade. Além disso, deve-se considerar que a interpretação da heterogeneidade espacial é freqüentemente feita pelas características estruturais da paisagem e, para tanto, deve-se reconhecer, pelo menos, três condições: (a) tipo, disposição e geometria de manchas de usos ou vegetação natural que estão dispersas em uma paisagem diversa, não uniforme, sofrendo pressões distintas; (b) características do elemento de uso predominante na paisagem (matriz), que condiciona o status de conservação ou de degradação da paisagem; e (c) interfaces e interações entre tipos de usos e de vegetação natural que representam a conectividade entre habitats na paisagem (MIMRA, 1993; BONFANTI et al. 1997; WAGNER e FORTIN, 2005; BISWAS e WAGNER, 2012).

Ecologistas da paisagem vem considerando teoricamente essas condições, porém o modelo mancha-matriz-corredor (FORMAN, 1995) usualmente adotado nessa linha de trabalho mostra-se limitado em expressar a heterogeneidade espacial (GUSTAFSON, 1998; MCGARIGAL e

CUSHMAN, 2005) e ignoram as interações e fluxos entre os seus elementos. Alguns autores propõem modelos que objetivam evidenciar os contrastes e dissimilaridades da paisagem para expressar a heterogeneidade, usando fatores adicionais de análise. Assim, por exemplo, Biswas e Wagner (2012), representaram os modelos que retratam tipos de heterogeneidade espacial (homogêneos, binários, gradientes e mosaicos) associados a dispersão, interações entre espécies e a limitação ao tipo de habitat de metapopulações. Outros autores consideram que a paisagem pode ser apresentada como um conjunto de mosaicos (FORMAN, 1995; MCGARIGAL e CUSHMAN, 2005) cada um compreendendo conjuntos específicos de elementos e interações (CANTWELL e FORMAN, 1993; ROLDÁN-MARTÍN et al. 2003). Nessa perspectiva, Cadenasso et al. (2003) e Roldán-Martín et al. (2003) indicaram que é possível avaliar cada mosaico da paisagem como um conjunto de manchas com padrão de frequência de fronteiras similares, ou seja, que fazem parte de uma rede de interações similares. Essas fronteiras, ou zonas de transição entre manchas, são as áreas responsáveis pelos fluxos ecológicos, que podem ser alterados pelas mudanças nos padrões do arranjo espacial (TURNER e CARDILLE, 2007). Essa estratégia vem sendo paulatinamente considerada porque os mosaicos incluem a informação sobre diversidade de fronteiras e sobre o elemento (tipo de uso ou vegetação natural) que domina determinada porção do território, expandindo o conhecimento sobre a heterogeneidade estrutural da paisagem e suas complexas interações. Além disso, diferentes feições de heterogeneidade em um lugar ao longo do tempo podem ser avaliadas pelas mudanças das condições combinadas entre arranjos de manchas, fronteiras e matrizes (VALVERDE et al. 2008; BERTOLO et al. 2012b; HARDT et al. 2013). Essa característica do modelo parece ser bastante promissora para planejamentos ambientais, porque os mosaicos podem ser vistos como unidades de paisagem (HERSPERGER 2006) que têm um padrão de heterogeneidade estrutural interna semelhante e que permite deduzir sobre status de conservação, fonte de recursos ou suporte de habitat, suporte a oferta de serviços ecossistêmicos, entre outros (HARDT et al. 2013). Por outro lado, o modelo não é facilmente aplicável em grandes superfícies se não houver rotinas bem estabelecidas em softwares de análise espacial que auxiliem no reconhecimento das fronteiras (ROLDÁN-MARTÍN et al. 2003; HARDT et al. 2013) e os atores sociais, que comumente não tem acesso a essas ferramentas, não são capazes de reproduzir o método (SCARABELLO FILHO e SANTOS, 2011; SABATINO e SANTOS, 2012). Uma questão adicional é que os tomadores de decisão precisam estar embasados em fortes evidências, cientificamente comprováveis e suficientemente simples

na representação da realidade. Em outras palavras, a ferramenta deve ser sobejamente capaz de retratar todas as transformações, mas também suficientemente simples para o entendimento e a compreensão da paisagem por todos os atores envolvidos.

Qual é o modelo que melhor representa as condições que retratam as realidades da paisagem ao longo do tempo? O quanto esses modelos auxiliam os atores sociais e os tomadores de decisão na compreensão sobre as mudanças da paisagem? Em função desses questionamentos, este estudo objetiva comparar a efetividade de respostas no auxílio ou subsídio à tomada de decisão em processos de planejamento ambiental fornecidas por dois métodos distintos em seus propósitos – o LUCC e Mudanças de Mosaicos (MC), considerando que ambos fornecem unidades territoriais para planejamento e podem representar as mudanças ao longo do tempo. Em função desses questionamentos, este estudo objetiva comparar a efetividade de respostas no auxílio ou subsídio à tomada de decisão em processos de planejamento ambiental fornecidas por dois métodos distintos em seus propósitos – o LUCC e Mudanças de Mosaicos (MC), considerando que ambos fornecem unidades territoriais para planejamento e podem representar as mudanças ao longo do tempo.

3.2 Método

3.2.1. Área de Estudo

A ilha de São Sebastião (município de Ilhabela, São Paulo, Brasil), com uma área de 36.000 hectares, tem 92% do território ocupado por floresta, sendo o município brasileiro com maior relação Mata Atlântica/área do país. Ela é vista como uma unidade a ser integralmente protegida por atos legais ambientais, possuindo uma grande área protegida (Parque Estadual da Ilhabela) e diversos lugares de patrimônio natural e histórico. Apesar disso, é possível encontrar tanto ambientes preservados como altamente impactados, evidenciando um arranjo significativo de combinações e mudanças que se estabeleceram ao longo do tempo em todo gradiente altitudinal. Dentro desse arranjo, foram selecionadas 16 bacias hidrográficas entre as 61 existentes (Figura 3.1), porque são elas que vêm sofrendo as maiores pressões humanas ao longo de seis séculos, resultantes de quatro principais forças motoras: ruralização, atividades costeiras, urbanização e turismo (BERTOLO et al. 2012a).

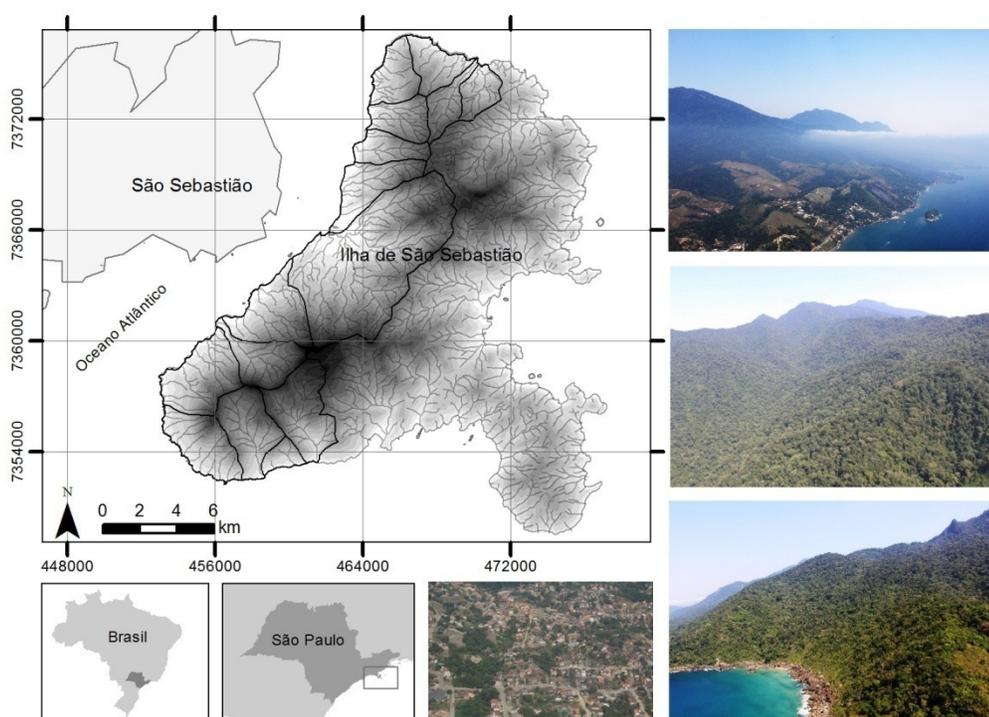


Figura 3.1. Localização das 16 bacias hidrográficas da Ilha de São Sebastião, com sua rede hidrográfica e curvas de nível.

3.2.2. Mapeamentos do uso e cobertura da terra

Os mapas de uso e cobertura da terra foram feitos a partir da interpretação visual em escala 1:10.000, dos padrões de fotografias aéreas pancromáticas verticais de 1962 e da imagem de satélite SPOT 5, de 2009. As classes mapeadas foram checadas em campo. O georreferenciamento foi realizado em SIG ArcGis® versão 9.2 apresentando um sempre um RMS inferior a 12 metros. A legenda adotada para os mapas, que forneceram a base para a avaliação de LUCC e MC (Mosaic Changes), está descrita na tabela 3.1.

3.2.3. Descrição e cartografia de fronteiras e mosaicos

A identificação dos mosaicos foi realizada a partir dos mapas de uso e cobertura da terra, por meio da análise das interações entre manchas (M) e fronteiras (F)², que revelam unidades de planejamento (ROLDÁN-MARTÍN et al. 2006; VALVERDE et al. 2008; BERTOLO et al. 2012b; HARDT et al. 2013). Foram construídas matrizes de manchas *versus* fronteiras, utilizando o valor da frequência (f) de cada fronteira em cada mancha (tabela 3.2a). Utilizando análise de correspondência destendenciada (DCA), agrupamento hierárquico (Wards Method) e distância euclidiana, as manchas foram organizadas em pré-mosaicos (M_0) para 1962 e 2009. Os pré-mosaicos de cada ano foram re-agrupados e organizados em uma única matriz de pré-mosaicos por fronteiras (tabela 3.2b), onde o valor considerado é a somatória das frequências de cada tipo de fronteira para cada pré-mosaico. Essa nova matriz é submetida a novas análises de correspondência e agrupamento, de forma que os mosaicos (M_S) possam ter um conjunto semelhante de interações comparáveis entre os anos (BERTOLO et al., 2012b). Os resultados estatísticos³ foram incorporados ao banco de dados do ArcGis 9.2 e espacialmente representados.

3.2.4. Avaliação das mudanças

Os mapas de uso e ocupação da terra de 1962 e 2009 foram sobrepostos por meio do comando *intersect* no SIG ArcGis 9.2 para obter a fusão de dados, de forma a estabelecer unidades que representam a mudança, a manutenção de tipos de uso da terra ou mesmo a recuperação de cobertura vegetal (LUCC – *Land-Use/Cover Changes*). Esse procedimento foi selecionado por

²Manchas: áreas homogêneas de cobertura vegetal natural ou usos humanos de uma paisagem que se diferencia, em uma determinada escala, das unidades vizinhas, com extensões espaciais reduzidas e não-lineares (baseado em Metzger, 2001)
Fronteiras: zonas de transição entre manchas, onde ocorrem os fluxos ecológicos (baseado em Roldán-Martin et al. 2006)

³ Os resultados já foram apresentados no capítulo 2 (Figuras 2.3 a 2.6)

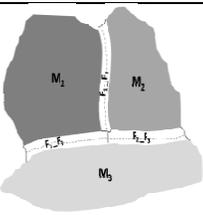
ser a base para a definição e localização espacial das diferenças temporais de composição e de configuração de elementos que compõem uma paisagem (SANTOS, 2009). De forma semelhante, os mosaicos dos anos de 1962 e 2009 (*M_{Os}*) foram comparados, de maneira a observar as mudanças de interações de fronteiras e os elementos que dominam a paisagem em cada porção do território (*MC-MosaicChanges*).

Para a construção dos fluxogramas de mudanças foi aplicada a tabulação cruzada em Excel, composta por uma matriz cujas áreas (hectares) dos anos de 1962 e 2009 representam as linhas e colunas, respectivamente. Foram também elaboradas matrizes que qualificam a direção e intensidade das mudanças, pressupondo que quanto mais próximo elas estiverem para a condição de floresta madura ou de menor impacto ambiental melhor a situação para a conservação e vice-versa, conforme já descrito por BERTOLO et al. 2012a e TERRA e SANTOS, 2012. Os resultados obtidos em matrizes foram transferidos para o SIG, de forma a expressar as mudanças qualificadas em cada célula da área de estudo.

Tabela 3.1. Descrição e exemplos das classes de mapeamento

Tipos de uso e cobertura da terra	
<p>Adensamento populacional (ap) Áreas residenciais e comerciais, com presença de infra-estrutura.</p>	
<p>Agrupamento arbóreo (aa) Agrupamento de árvores, plantadas ou não, que apesar de poder apresentar dossel, não possuem funções de floresta. Localizados em meio aos adensamentos populacionais ou próximas às residências isoladas.</p>	
<p>Residências isoladas (ri) Edificações isoladas ou mais concentradas entre si, sendo identificadas também pelo contexto. Foram consideradas de 10m² a 200m², não sendo diferenciadas suas funções (habitação, comércio, etc.)</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa com suas associações em estágio pioneiro/primário de regeneração (fp) Composição e textura: feição muito homogênea e/ou heterogênea com predomínio de herbáceas, com ou sem arvoretas. Porte: baixo. Tonalidade: clara, contínua. Ciclo de vida: curto, de até 1 ano.</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa com suas associações em estágio inicial de regeneração (fi) Composição e textura: arvoretas homogêneas e espaçadas, cobertura variando de aberta a fechada, com poucas árvores emergentes. Porte: médio Ciclo de vida: entre dez e trinta anos</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa com suas associações em estágio médio/avançado de regeneração (fm) Composição/textura: árvores e arvoretas, Dossel homogêneo, com árvores emergentes. Alta diversidade biológica. Porte: médio a alto Coloração: diversificada Ciclo de vida: longo</p>	
<p>Acessos (ac) Vias de asfalto ou de terra e trilhas peatonais</p>	

Tabela 3.2. Exemplificação de matrizes de manchas *versus* fronteiras para (a) cada ano de mapeamento e (b) para o conjunto de dados dos dois anos

(a) Exemplo de matriz para ano _p					
	Tipos de fronteiras				
	F_1-F_2 (Floresta em estágio médio com adensamento populacional)	F_1-F_3 (Floresta em estágio médio com vias de acesso)	F_2-F_3 (Adensamento populacional com vias de acesso)	F_x-F_y
M_{1p} (mancha : floresta em estágio médio)	f_a	f_b	-	f_x
M_{2p} (mancha : adensamento populacional)	f_c	-	f_d
M_{3p} (mancha : via de acesso)		f_e	f_f		
....
M_{np}					f_z
(b) Exemplo de matriz para ano _p e ano _q					
MO_{1p} (mosaico 1)	$\sum f(M_{Mo1p})$	$\sum f(M_{Mo1p})$	$\sum f(M_{Mo1p})$	$\sum f(M_{Mo1p})$
MO_{2p} (mosaico 2)	$\sum f(M_{Mo2p})$	$\sum f(M_{Mo2p})$	$\sum f(M_{Mo2p})$	$\sum f(M_{Mo2p})$
MO_{1q} (mosaico 1)	$\sum f(M_{Mo1q})$	$\sum f(M_{Mo1q})$	$\sum f(M_{Mo1q})$	$\sum f(M_{Mo1q})$
MO_{2q} (mosaico 2)	$\sum f(M_{Mo2q})$	$\sum f(M_{Mo2q})$	$\sum f(M_{Mo2q})$	$\sum f(M_{Mo2q})$
....
MO_{np}	$\sum f(M_{Monp})$	$\sum f(M_{Monp})$	$\sum f(M_{Monp})$	$\sum f(M_{Monp})$
MO_{nq}	$\sum f(M_{Monq})$	$\sum f(M_{Monq})$	$\sum f(M_{Monq})$	$\sum f(M_{Monq})$

3.3 Resultados

Os mapas de uso e ocupação da terra e os mosaicos dos anos de 1962 e 2009 estão apresentados na figura 3.2(a;b). A sobreposição dos mapas de uso (LUCC) indicou as áreas de mudança, que foram aferidas pela matriz que revela o valor qualitativo de conservação das condições ambientais (ótimo a ruim) das transformações ocorridas em 47 anos (figura 3.2c). O resultado espacializado da matriz mostra que as mudanças positivas de maior intensidade (evolução em direção à formação de floresta madura) ocorreram ao longo da linha divisória do Parque Estadual Ilhabela, na forma de corredor. Somado a isso as mudanças positivas de menor intensidade estão logo abaixo desse corredor, em direções aleatórias e com ampla distribuição. As alterações negativas prenderam-se abaixo da cota 100. O mesmo procedimento metodológico aplicado aos mosaicos permitiu identificar, de forma muito semelhante ao LUCC/matriz, as porções territoriais que tiveram mudanças positivas e negativas de alta intensidade (figura 3.2d), porém a informação espacial vem complementada pelo conhecimento das interações que ocorrem nesse espaço. Assim, por exemplo, as áreas que se transformaram de floresta em estágio inicial para floresta em estágio médio avançado (LUCC) tiveram suas relações alteradas (MC), de forte laço em 1962 entre floresta inicial e floresta pioneira para floresta média com floresta inicial e acessos em 2009 (figura 3.3). Já os avanços positivos ou negativos de intensidade média que se destacam no LUCC não o fazem no MC. Deste modo, por exemplo, as mudanças propícias a conservação visualizadas no LUCC (figura 3.2c) não foram capazes de alterar, em boa porção do território, as forças de interações entre os usos ao longo do tempo (figura 3.2d), indicando que a relação entre floresta pioneira com residências isoladas dentro do mosaico e a presença da pressão urbana na vizinhança (figura 3.3) permaneceu a mesma em cerca de 50 anos.

A figura 3.4a expressa a tabulação cruzada aliada à qualificação da mudança utilizando o modelo LUCC adotado neste estudo. A tabulação é representada através da construção do fluxograma de mudança, onde: (i) os valores representam a área do tipo de uso que não sofreu alteração ao longo de 47 anos; (ii) percentual de mudança entre 2009 e 1962 das áreas de um determinado tipo de uso, de forma a revelar os ganhos ou as perdas (P_u); (iii) percentual de área que não sofreu mudança no tipo de uso entre os 50 anos (P_p); e (iv) a seta de ingresso indica o quanto foi agregado à classe de uso, advindo da perda de outro tipo de uso. A qualificação da mudança (cor da seta) é a simples atribuição dos valores da matriz.

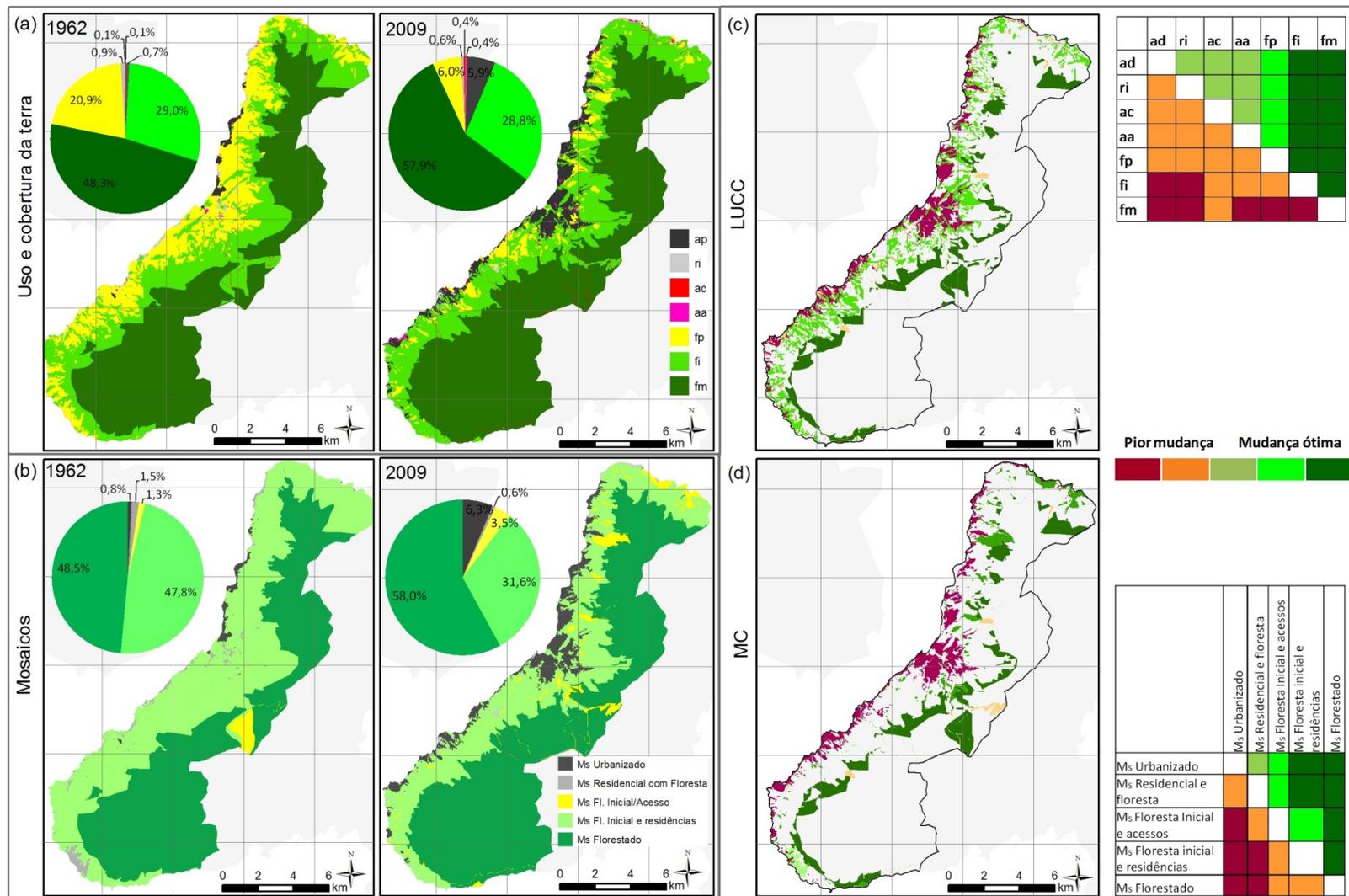


Figura 3.2. (a) Uso e cobertura da terra de 1962 e 2009 e percentuais de área por tipo de uso—(ap-adensamento populacional, ri-residências isoladas, ac-acesso, aa-agrupamento arbóreo, fp- floresta em estágio pioneiro/primário de regeneração, fi-floresta em estágio inicial de regeneração, fm-floresta em estágio médio/avançado de regeneração); (b) Mosaicos de 1962 e 2009 e percentuais de área por mosaico; (c) LUCC e respectiva matriz de qualificação de mudanças; (d) MC e respectiva matriz de qualificação de mudanças.

De forma semelhante, a figura 3.4b também indica as mudanças e sua qualificação em função da conservação das condições ambientais, entretanto baseada nas transformações dos conjuntos de interações entre fronteiras em cada porção do território.

A figura 3.4a evidencia que o adensamento populacional foi a classe que apresentou o maior crescimento percentual (735%), substituindo áreas que em 1962 eram cobertas por florestas pioneiras e primárias (71%). O adensamento populacional indicado pelo LUCC está praticamente inserido no mosaico M_s urbanizado (figuras 3.2b e 3.3) que, de forma semelhante, reflete esse crescimento (665%). Porém, essa adição origina-se de florestas pioneiras e primárias (figura 3.4a) que têm, predominantemente, interações com residências isoladas e floresta em estágio inicial representadas nos mosaicos M_s floresta inicial e residências (contribuição em 77% para formação do mosaico urbanizado) e M_s residências com floresta (contribuição em 11% para formação do mosaico urbanizado), conforme ilustra a figura 3.4b.

A floresta em estágio médio/avançado de regeneração teve um pequeno acréscimo (20%), porém 82% da área de floresta que ocorria em 1962 permaneceu em 2009 (figura 3.4a). O acréscimo de floresta em bom estado de conservação foi devido essencialmente a recuperação de remanescentes de florestas em estágios inicial de regeneração (16%), que estão inseridos no mosaico M_s floresta inicial e residências, ou seja, 15% das áreas do M_s florestado são advindas do mosaico que apresentava interações entre os primeiros estágios sucessionais de floresta com residências isoladas (figura 3.4b). Entretanto, nota-se também que 12% do M_s floresta inicial/acessos é oriundo do M_s florestado, indicando uma perda para a conservação uma vez que houve uma troca de relações que incluíam somente floresta em seus diversos estágios de conservação (M_s florestado) para interações destas mesmas florestas com residências isoladas (figura 3.3).

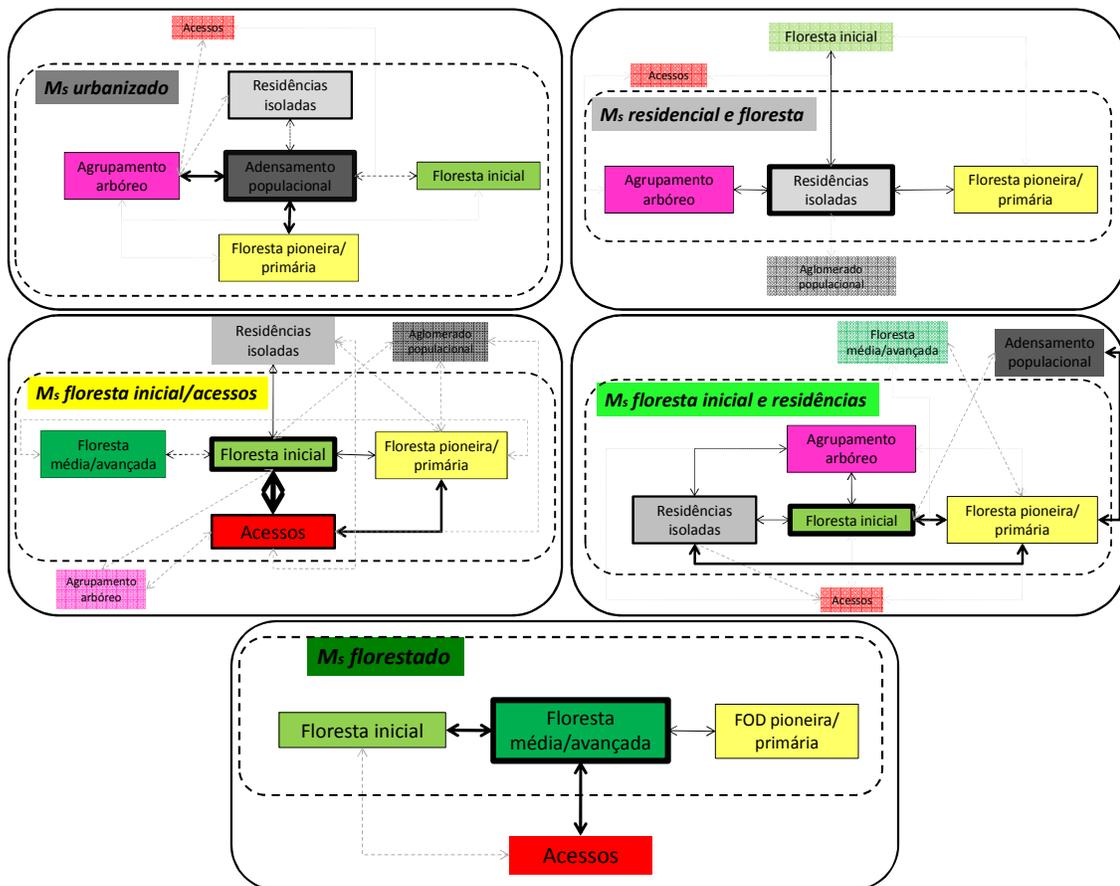


Figura 3.3. Representação gráfica da complexidade determinada pelos usos e fronteiras de cada mosaico: rede de interações onde (i) a caixa indica os tipos usos e cobertura da terra presentes e a espessura do contorno indica a sua predominância no mosaico; (ii) a linha pontilhada separa os usos presentes no interior do mosaico daqueles que estão localizados nas suas adjacências, pertencentes ao mosaico vizinho, mas influentes na constituição do mosaico; e (iii) a espessura das setas apontam a frequência das interações entre os tipos usos, ou seja, as fronteiras dominantes.

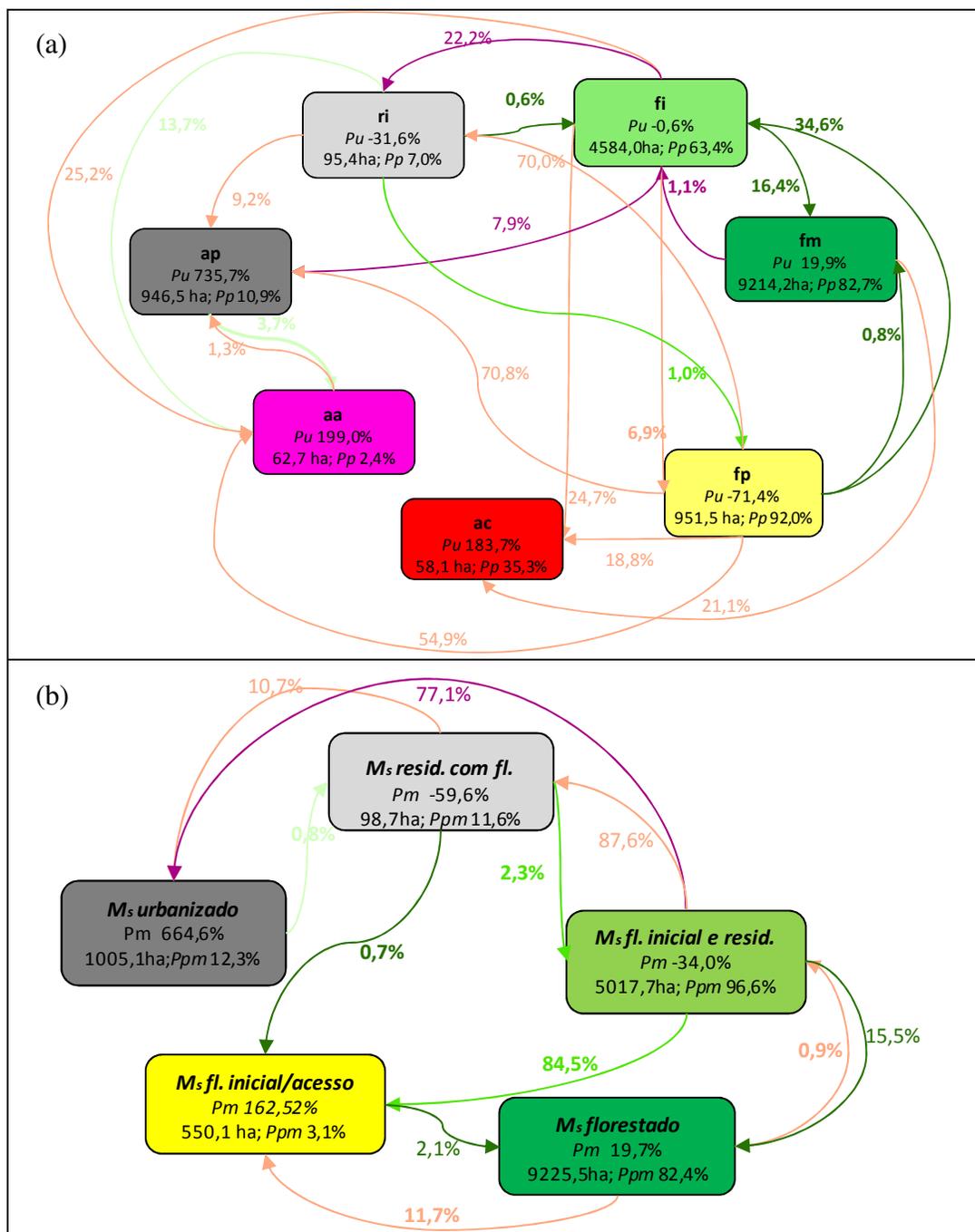


Figura 3.4. Diagramas de fluxo do: (a) LUCS, onde P_u é o percentual de mudança entre as áreas do tipo de uso x em 2009 e 1962, P_p é o percentual de permanência do tipo de uso x em 1962 e 2009 na mesma área; e os valores em hectares representam a área do tipo de uso de 1962 que permaneceu em 2009; e (b) MC, onde P_m é o percentual de mudança entre as áreas do mosaico y em 2009 e 1962, P_{pm} é o percentual de permanência do mosaico y em 1962 e 2009 na mesma área; e os valores em hectares representam a área do mosaico de 1962 que permaneceu em 2009. (ap-adensamento populacional, ri-residências isoladas, ac-aceso, aa-agrupamento arbóreo, fp-floresta em estágio pioneiro/primário de regeneração, fi-floresta em estágio inicial de regeneração, fm-floresta em estágio médio/avançado de regeneração, Ms-mosaico, Fl-floresta, Resid-residências)

É importante observar que apesar da floresta em estágios pioneiro e primário ter perdido cerca de 71% para outros tipos de uso e cobertura da terra (figura 3.4a), 92% do que restou mantiveram-se na mesma área, basicamente fazendo parte em 97% do mosaico *M_s floresta inicial e residências* (figura 3.4b). Ainda, 70% das residências isoladas existentes em 2009 são oriundas destas florestas em estágios pioneiro e primário, semelhante ao que é observado no *M_s Residencial com floresta*, onde 88% de sua área em 2009 é proveniente do *M_s floresta inicial e residências*. Apesar de ambos possuírem relações entre florestas nos estágios mais baixos, residências isoladas e agrupamentos arbóreos, no *M_s residencial com florestas* a presença das residências é dominante, ao contrário do *M_s floresta inicial e residências*, onde a presença das florestas prepondera.

3.4 Discussão

Os planejadores ambientais estão sempre em busca de uma estratégia metodológica que seja fortemente capaz de elaborar diagnósticos que evidenciem as realidades passadas e presente, para apontar a dinâmica das mudanças ao longo de um tempo. O desejo é ter uma base sólida de conhecimento sobre a paisagem para orientar efetivamente os tomadores de decisão. Para isso é necessário selecionar o método por meio de critérios que indiquem o melhor caminho para avaliação do lugar. Nós consideramos que existem, pelo menos, cinco critérios que devam ser observados na escolha de um método, aplicados para comparar os resultados obtidos para o LUCC e MC.

- Capacidade de identificar, espacializar e quantificar as mudanças ao longo do tempo

Os mapas de uso da terra de 1962 e 2009, por si só, já tem a capacidade de evidenciar as mudanças entre tipos de uso, fornecendo uma noção geral, seja pelos percentuais calculados a partir de cada um deles, seja pelo tipo e pela disposição dos elementos no território, indicando as tipologias de cobertura dominantes em cada ano (figura 3.2a). Em 1962, por exemplo, as residências isoladas localizavam-se do centro ao norte da ilha, mas se transformaram, em 2009, em áreas densamente ocupadas que, por sua vez, ocuparam a floresta em estágio pioneiro e primário de regeneração. Então, a simples comparação visual entre os mapas a fornece evidências das alterações de uso bem como de suas localizações. Essas observações diretas não são possíveis através dos mosaicos (figura 3.2b), que se preocupam em refletir a complexidade entre fronteiras, mas nem os mapas de uso ou os mosaicos permitem revelar exatamente os lugares que sofreram modificações ou calcular percentuais de mudanças, razão pela qual se costuma aplicar o LUCC associado às matrizes de transição.

Nossos resultados corroboram o trabalho de Flamenco-Sandoval et al.(2007), demonstrando que o método LUCC denota as consequências das atividades humanas sobre a paisagem sobre cada porção do território (figura 3.2c) e apresenta informações quantitativas que auxiliam substancialmente a interpretação sobre o tráfego de mudanças (figura 3.4a). Porém, ainda estamos pressupondo uma paisagem estática, sem interpretação sobre as interações que ocorrem na paisagem ao longo do tempo. Os mosaicos (figura 3.2b), por sua vez, agruparam classes de uso e, portanto, não permitiram distinguir, visualmente, os tipos de uso e cobertura da terra em si,

ou como as mudanças ocorreram entre eles, mas evidenciaram as alterações de arranjo de fronteiras e elos de interações entre os usos ao longo de 47 anos, criando frações territoriais (mosaico) que podem ser interpretadas como unidades de planejamento. Além disso, permitiram identificar a influência da vizinhança em cada unidade (figura 3.3). Nós defendemos que o método MC, apesar de não expressar diretamente a quantidade e distribuição dos usos na paisagem, exprime mais sensivelmente as tendências de mudanças em espaços amplos. Esse caminho permitiu espacializar um conjunto de manchas conectadas por fronteiras que elucidam sobre os fluxos entre usos (figura 3.3), permitindo uma avaliação mais dinâmica da paisagem. Outros estudos também já evidenciaram características positivas para os mosaicos, como em Roldan-Martin et al (2003), precursores do método cuja preocupação foi compreender distintamente as características ecológicas do território por meio da avaliação das interações entre as manchas de uma paisagem. Valverde et al. (2008) mostraram que esse método auxilia observar a paisagem como um sistema de interações entre ecossistemas através da configuração espacial entre manchas, fronteiras e mosaicos e Hardt et al. (2013) desenvolveram procedimentos metodológicos em SIG para identificar e mapear as fronteiras entre manchas e os mosaicos.

A comparação entre os métodos efetivamente mostrou que, a partir de uma mesma base de entrada de dados ambos apontam as mesmas áreas onde ocorreram intensivas mudanças, seja dirigidas para a conservação das condições naturais ou para o uso humano. Apesar da configuração dos elementos (tipos de uso e mosaicos) não serem exatamente a mesma, existe um núcleo comum de onde é possível notar mudanças semelhantes, basicamente quando a transformação ocorreu sobre uma superfície contínua e homogênea (figura 3.2c e 3.2d). No entanto, quando uma porção do território sofreu alterações que determinaram uma grande fragmentação da paisagem os métodos divergem. Enquanto o LUCC expressou todas as mudanças o MC apresenta as tendências, porém o grande número de pequenas manchas de mudanças do LUCC torna a interpretação bastante difícil. Já o MC identifica o papel da introdução de um novo tipo de uso ou arranjo espacial na dinâmica da paisagem, conforme evidenciado nos resultados através a relação entre os mosaicos M_s *urbanizado*, M_s *floresta inicial e residências* e M_s *residências com floresta* (figuras 3.2b; 3.3 e 3.4b).

- Capacidade de indicar a qualidade e o vetor que direciona a mudança

As transformações positivas e negativas (mudança em direção ou contrária a conservação dos ambientes naturais) ocorridas na paisagem de Ilhabela foram reveladas por ambos os métodos através da tabulação cruzada (figura 3.2c e 3.2d). O LUCC evidencia melhor a fragmentação da paisagem, conduzindo a tradução do que foi alteração positiva ou negativa ao longo do tempo. Entretanto, quando a quantidade de informação resultante da sobreposição e tabulação é exaustiva, a avaliação das mudanças tanto quantitativa como qualitativa é mais difícil, tornando complexa a interpretação das forças motoras e seus movimentos no território (Van EETVELDE e ANTROP, 2004). Também objetivando facilitar o julgamento sobre a qualidade da mudança em LUCC, Lasanta-Martínez et al. (2005) optaram por usar métricas da paisagem, para determinar se os efeitos das mudanças observadas no padrão da vegetação eram positivos ou negativos. Nesse sentido, o MC vai mais além. Conforme ressalta os resultados obtidos para a figura 3.2d, esse método indicou os centros essenciais de mudanças, respondendo pelo elemento dominante e pela qualidade das interações que ocorreram nos mosaicos (figura 3.3). No entanto, esse método não permitiu julgar a qualidade da mudança ponto a ponto do território, pois cada elemento que compõem um mosaico pode ter uma direção distinta, para conservação ou degradação.

O aumento de floresta em estágio médio/avançado de regeneração, considerado um acréscimo de qualidade ambiental, foi apresentado nos resultados a partir dos dois métodos (figura 3.2c e 3.2d). O vetor expresso no formato de corredor junto a área protegida sugere que esse crescimento periférico é resultado da implantação do Parque Estadual da Ilhabela na década de 1970, que proibiu o desmatamento nas cotas acima de 200 metros. Entretanto, o significado dessa mudança diverge entre os métodos. O LUCC expressou efetivamente a quantidade da mudança positiva (aumento de floresta), enquanto que o MC não fornece a efetiva quantidade, mas retrata as novas relações de vizinhança (pressões de uso) sobre a floresta mais recente. De Pablo et al. (2012) argumentaram que a análise das mudanças por meio dos mosaicos fornece uma informação adicional ao LUCC, o que esses autores chamam de “mudança qualitativa”, referindo-se ao grau de similaridade entre mosaicos e a substituição das interações ecológicas (deduzidas a partir das interações entre fronteiras) ao longo do tempo. Amparados neste estudo, nós consideramos que os resultados apresentados anteriormente podem ser entendidos como expressões de mudanças qualitativas para MC e de mudanças quantitativas para LUCC.

Apesar das vantagens apresentadas pelos métodos, nenhum deles respondeu, seguramente, sobre as mudanças nos processos ecológicos que permitiriam julgar com efetividade a qualidade do ambiente. Ambos os métodos forneceram indícios baseados em medidas estruturais e não funcionais da paisagem. Porém, MC se aproxima mais da tradução dos movimentos ou da influência de forças motoras sobre o lugar, que fornece uma informação adicional para a interpretação sobre funções ecológicas. O LUCC informa a magnitude da mudança apoiada na diferença de áreas de uso, fortalecendo o componente quantitativo, enquanto o MC se apóia na diferença nas interações entre usos, reforçando o componente qualitativo, conforme citam de Pablo et al. 2012). De acordo com os autores, para planejamentos ambientais a perspectiva da “qualidade” é tão ou mais importante do que a de “quantidade”, porque pode ser vista sob o aspecto da compreensão da complexidade da paisagem e da representação das redes de interações caracterizadas pela organização entre seus elementos.

- Capacidade de evidenciar a heterogeneidade espacial

Uma questão fundamental para os planejadores e tomadores de decisão é se o método selecionado evidencia as mudanças de heterogeneidade da paisagem ao longo dos anos. Entretanto, há uma questão anterior, sobre o julgamento do que é heterogêneo e se a condição de heterogeneidade é boa ou ruim para a qualidade ambiental da paisagem. Algumas vezes, a literatura aponta a heterogeneidade como um aspecto negativo, onde a existência de muitos elementos complexa as interações entre elementos em uma paisagem (PELLENS, 2002). Outros autores defendem que uma paisagem heterogênea pode refletir como um bom aspecto para a conservação, dependendo da composição, configuração, tipo e quantidade de interação dos seus elementos (LIMA 2011). Neste estudo a heterogeneidade é analisada sob a perspectiva da estrutura da paisagem, onde mais heterogêneo significa com maior nível de fragmentação, maior número de tipos de usos, conjuntos intrincados de geometria complexa de usos e de interações ou interfaces entre usos, e menor influência espacial da matriz. Concordamos que maior heterogeneidade não significa automaticamente em menor qualidade ambiental, no entanto reconhecemos que, de forma geral, espaços de alta heterogeneidade estrutural e matrizes que não representam um recurso natural (ou estão distante dele) são muito mais difíceis de gerenciar e trabalhar para a conservação.

Conforme denotou os resultados, ambos os métodos apontam os tipos de usos ao longo do tempo, mas o MC não evidenciou a fragmentação que ocorreu na paisagem quando a intensidade da mudança era de grau intermediário e, ao fazer isso, a fragmentação real da paisagem foi ignorada como um todo (figura 3.2d). Por outro lado, esse método expressou a dominância de um mesmo tipo de interação entre fronteiras ao longo do tempo. Foi ressaltada a semelhança entre áreas de mudança no LUCC e MC, no entanto ficou evidente que o fluxograma de interações (figura 3.3) explicita a heterogeneidade interna do que pode ser considerada uma unidade de planejamento, com características específicas que podem nortear o trabalho do planejador. Nós ressaltamos nos resultados, por exemplo, a importância de reconhecer as pressões advindas dos acessos sobre a floresta no mosaico *Ms florestado*, que é a unidade que têm como elemento dominante o fator de maior interesse à conservação para essa ilha atlântica.

Em síntese, cada método respondeu a um ou alguns critérios identificadores da heterogeneidade, mas nenhum deles foi suficientemente robusto para responder sobre essa questão. Diversos autores têm buscado essa resposta, promovendo associações entre métodos que relacionam mudança e heterogeneidade. Southworth et al. (2004) e Geri et al. (2010) buscaram sanar essas dificuldades agregando LUCC e métricas da paisagem. Kadiogullari (2013) utilizou o LUCC aliado a métricas da paisagem para entender os padrões da mudança principalmente relacionados à fragmentação da floresta. Mesmo neste caminho os autores tiveram grande dificuldade de responder sobre o grau e o valor da heterogeneidade da paisagem provenientes das mudanças.

- Facilidade do uso do método e compreensão dos resultados

É importante que os planejadores ambientais usem métodos de fácil e rápida aplicação e de interpretação razoavelmente simples, pois agentes sociais e tomadores de decisão nem sempre possuem um conhecimento mínimo ou adequado das ferramentas envolvidas nesse processo (SANTOS, 2009). Essa limitação, muitas vezes, reduz a capacidade de compreensão dos resultados pelos agentes, tornando-se uma barreira intransponível para os debates em oficinas e dificultando a decisão (SCARABELLO-FILHO e SANTOS, 2011). Sob o aspecto da tradução da informação para um agente social, o LUCC e suas matrizes parecem ser mais vantajosos porque as respostas são diretas, de fácil compreensão. Já o MC exige a interpretação do sentido funcional dos mosaicos, o que demanda uma boa fundamentação teórica. Além disso, aplicação do MC é mais trabalhosa que LUCC, envolvendo, pelo menos, o uso de três *softwares* e de conhecimentos

específicos de estatística avançada. Obviamente, a opção pelo MC resulta na necessidade de maior disponibilidade de tempo, seja em relação ao planejador, seja em função do período de treinamento dos agentes sociais que estão envolvidos com o processo de tomada de decisão. Por outro lado, para os planejadores o MC significa um grande passo na identificação das interações de usos, da heterogeneidade entre e dentro de cada mosaico e dos prováveis fluxos de matéria na paisagem.

- Potencialidade de indicar alternativas para tomada de decisão

Outra importante questão é a capacidade do método de evidenciar as respostas de manejo necessárias para a melhoria do ambiente planejado. O desenvolvimento de programas de manejo efetivos requer o entendimento de como a paisagem está mudando ao longo do tempo, incluindo a extensão e localização da mudança, que são conseguidas tanto através do LUCC (SCHIMITT-HARSH, 2013) como dos mosaicos (BERTOLO et al. 2012b). Tanto o MC quanto o LUCC permitem inferir de uma maneira rápida, porém genérica, sobre as ações de manejo a serem tomadas em determinadas unidades de paisagem, principalmente tratando-se dos mosaicos que já definem unidades territoriais de mesma constituição de tipos de usos e organização de fronteiras. Mcgarigal e Cushman (2005) e Kent(2007) já apontavam que o método LUCC é limitado na sua capacidade de detectar a heterogeneidade da paisagem, o que pode levar a decisões erradas no planejamento da paisagem (HARDT et al. 2013). Os mosaicos acrescentam a informação sobre conflitos provenientes das pressões existentes no seu interior e em sua borda, advindos dos usos vizinhos, indicando uma preocupação que não pode ser devidamente apontada pelo LUCC.

As considerações apresentadas neste estudo mostram que cada método tem uma parcela clara de contribuição, mas ambos fornecem informações muito importantes dentro de um processo de planejamento ambiental. As ferramentas se complementam e poderiam ser utilizadas em conjunto para a tomada de decisão, dependendo da complexidade do território e dos agentes sociais envolvidos. Além disso, devemos salientar que nosso estudo reduziu a sua discussão entre dois métodos usuais, porém reconhecemos que existem diferentes outras abordagens de modelagem para avaliar mudanças na paisagem, que são desenvolvidas para serem complementares e orientadas para questões específicas. Os níveis de complexidade variam, desde estratégias metodológicas muito simples, como o LUCC, até modelos extremamente complexos, de difícil e cara aplicação (Verburg et al 2009).

A tabela 3.3 apresenta uma síntese dos critérios que compararam os métodos LUCC e MC para compreender a efetividade de respostas no auxílio a interpretação das mudanças e à tomada de decisão. Devemos reconhecer que as conclusões apresentadas na tabela não são exaustivas, porque estão limitadas em função de sua aplicação em um único estudo de caso e uma única estrutura de modelo metodológico tanto para LUCC quanto para MC. No entanto, a descrição dos critérios para ambas as estratégias deve auxiliar planejadores na escolha do método, de acordo com os seus interesses e aptidões técnicas.

3.5 Conclusão

A pretensão deste estudo foi traduzir as efetividades dos métodos LUCC e MC por meio de um conjunto de características que pudesse expressar as mudanças na paisagem, a heterogeneidade estrutural e as facilidades na interpretação de unidades territoriais, tanto sob o prisma do planejador, como dos atores sociais e tomadores de decisão. Nessa direção, os resultados demonstraram que ambas as estratégias metodológicas (LUCC e MC) permitem comparar dados espacializados obtidos em diferentes datas, mas produzindo informações distintas sobre a região. Devemos considerar que as formas de cruzamento dos dados, a capacidade de interpretação das mudanças e suas limitações são específicas para cada um deles.

Pudemos concluir que as mudanças da composição e da configuração podem ser deduzidas por ambos os métodos, porém o LUCC falha principalmente na identificação de conjuntos de mesmo nível de heterogeneidade estrutural na paisagem. O MC responde melhor aos planejadores que se preocupam em entender a evolução das relações entre os elementos da paisagem e a sua heterogeneidade, principalmente em função da identificação das interações entre usos e as forças com que elas ocorrem em cada unidade territorial, mas falha no que tange a facilidade de interpretação dos seus resultados pelos atores sociais. Se a perspectiva do planejamento é realizar um diagnóstico participativo, então esse método necessita ser mais bem trabalhado. Sem dúvida, entender a estrutura e a complexidade de cada mosaico (ou unidade territorial) é uma tarefa trabalhosa, mas uma vez discriminada a função de cada um deles, a estratégia indica ser um bom instrumento para a gestão do território.

Pelo menos para o estudo de caso avaliado, os mosaicos mostraram-se como prováveis zonas ou unidades de planejamento, em virtude da sua capacidade de associação de características no eixo horizontal da paisagem. Apesar dessas vantagens, o modelo mostrou-se limitado por considerar apenas os fluxos associados à estrutura horizontal da paisagem e não integrá-los aos elementos e fluxos verticais, que adicionam as características físicas e bióticas do meio. Isso acaba por restringir a resposta com relação aos processos ecológicos, tanto quanto o LUCC, mas esta é uma característica vital para o planejador, por permitir, por exemplo, definir a efetiva disponibilidade de serviços ecossistêmicos para cada unidade de planejamento.

Em síntese, nenhum dos métodos apresentou todas as respostas necessárias sobre mudanças de uso, heterogeneidade da paisagem ou definição de unidades de planejamento. A contribuição

deste estudo, comparando os dois métodos, resume-se em orientar e facilitar a sua seleção por planejadores, sustentando que este caminho de análise pode reduzir o permanente debate sobre qual é o melhor método.

Tabela 3.3. Quadro comparativo sobre a efetividade dos métodos LUCC e MC como ferramenta no auxílio à tomada de decisão.

Características desejáveis para o método	Pergunta	LUCC			MC		
		O método responde ?	Facilidades	Limitações	O método responde ?	Facilidades	Limitações
Capacidade de identificar, espacializar e quantificar as mudanças ocorridas ao longo do tempo	Quais foram as mudanças entre tipos de uso da terra?	Sim	Observação direta de mudança de todas as classes de cobertura.	Em áreas muito fragmentadas ou com grande número de manchas as mudanças podem ser de difícil visualização.	Depende	Apresenta a tendência das mudanças de relações entre tipos de uso; Permite a avaliação conjunta de novas classes de uso que se inserem ao longo do tempo.	Não evidencia as mudanças em cada porção do território, a não ser por agrupamentos de tipos de usos com frequência de fronteiras semelhantes; Somente a observação dos dados obtidos ao longo do procedimento metodológico é que permite indicar os tipos de mudança.
	A disposição das mudanças na paisagem pode ser observada?	Sim	Qualquer mudança pode ser observada em mapa, desde que a escala seja adequada	Grande número de classes representadas por pequenas manchas dificulta a interpretação da mudança; A mudança observável depende da escala de mapeamento.	Depende	O método facilita a observação em extensões territoriais das mudanças de interações no território e permite a identificação dos principais elementos indutores das alterações de uso.	O mapa não expõe diretamente a disposição no território das mudanças do uso.
	As mudanças de uso podem ser medidas em hectares?	Sim	-	-	Não	-	São medidas as mudanças de mosaicos e não de usos.
	Medidas podem ser expressas no mapa?	Sim	Mede a diferença entre usos	As medidas não sugerem as interações, somente as mudanças de uma classe para outra.	Sim	Mede a mobilidade de interações entre usos.	Somente as mudanças entre interações.

Capacidade de indicar a qualidade e o vetor que direciona a mudança	As mudanças positivas ou negativas podem ser identificadas e medidas?	Depende	Quantifica efetivamente se os critérios de valorção para qualificar a mudança são adequados.	A observação é indireta e subjetiva; É necessário incluir a matriz que qualifica o sentido da mudança para avaliar se foi positiva ou negativa.	Depende	O mosaico qualificado evidencia a mudança positiva ou negativa pela comparação de seu elemento central e fortes forças que se estabeleceram a partir dele, bem como o grau de complexidade de interações (desejáveis ou não) que resultou no território.	Em um mesmo mosaico pode ocorrer mudanças positivas e negativas de intensidades semelhantes, dificultando a decisão sobre o sentido final da qualidade ambiental do território.
	Os vetores de mudança são bem evidentes no mapa?	Sim	Indica diretamente o lugar e a concentração de mudança de uso.	Indica o vetor pela mudança do uso, mas não expressa as relações de vizinhança	Depende	Indica o vetor que retrata as novas relações de vizinhança (pressões de uso/conservação) sobre o uso mais recente.	Não indica o vetor de mudança de uso em si mesma.
	O elemento dominante na paisagem é facilmente identificado?	Depende	Permite identificar o elemento em paisagens razoavelmente homogêneas.	Não identifica elemento ou matriz em áreas de grandes mudanças e alta fragmentação.	Sim	Indica o centro essencial de mudança e que responde pelo elemento dominante na paisagem.	É necessário analisar o diagrama de interação entre elementos para responder sobre os elementos dominantes no mosaico.
Evidenciar a heterogeneidade estrutural	São mostradas as interações na paisagem ao longo dos anos?	Não	-	Mostra apenas o uso da terra e não considera o papel das fronteiras.	Sim	Permite reconhecer mudanças nas interações quando ocorrem mudanças de usos.	As interações são mais bem compreendidas pelos fluxos representados em diagramas.
	A intensidade das interações é realçada pelo método?	Não	-	Mostra apenas o uso da terra e desdenha o papel das fronteiras.	Sim	As intensidades podem ser avaliadas do fluxograma de relações de fronteiras.	A intensidade poderá ser expressa diferentemente, dependendo da escolha do número de unidades territoriais pelo planejador.

	São mostrados fluxos na paisagem ao longo dos anos?	Não	-	Não considera nem o fluxo horizontal, nem o vertical da paisagem	Depende	Evidencia os fluxos horizontais.	Não considera os fluxos verticais.
	É possível identificar o nível de fragmentação da paisagem?	Sim	É possível avaliar visualmente a fragmentação da paisagem.	Para uma avaliação quantitativa é necessário a aplicação de métricas.	Depende	Permite avaliar a fragmentação interna de cada mosaico, pelo número e complexidade de relações entre usos.	Não expressa diretamente a fragmentação da paisagem, por agregar os usos em mosaicos.
Mostrar facilidades na aplicação do método	O método é facilmente aplicável?	Sim	A sobreposição é um método amplamente conhecido e disponível em SIG.	Depende do conhecimento e do manuseio de SIG	Depende	Um curto treinamento permite sua aplicação	É necessário ter um conhecimento básico de estatística e métodos de ordenação e agrupamento.
	O tempo gasto em sua aplicação e avaliação é pequeno?	Sim	A resposta é imediata.	-	Depende	O tempo para aplicação é razoável.	Toma-se um tempo maior para avaliação e análise dos resultados, uma vez que as informações obtidas são mais complexas.
	O método necessita de métodos ou softwares adicionais?	Sim	Apenas SIG e Excel	É necessário ter domínio em SIG e planilha.	Sim	Os métodos estatísticos têm amplo domínio na literatura.	Além do SIG e Excel é necessário software estatístico.
	As ferramentas associadas ao método têm baixo custo?	Sim	-	Depende de software livre.	Sim	-	Depende de software livre.

	Apresenta simplicidade de interpretação pelos agentes sociais?	Sim	Resposta direta sobre as mudanças.	Se a paisagem e mudanças forem complexas, a interpretação fica comprometida.	Não	-	O entendimento do conceito de mosaico e a interpretação do seu sentido funcional pode ser difícil, dependendo da quantidade de interações que devem ser analisadas e do conhecimento teórico de cada ator social.
Indicar alternativas para tomada de decisão	Os resultados conduzem a tomada de decisão?	Depende		Planejar unicamente usos, sem levar em conta as suas interações pode gerar intensos conflitos no território.	Depende	Permite planificar conjuntos de usos, cujas conexões espaciais facilitam a conservação.	
	Indicam zonas ou unidades de gerência?	Não	-	O resultado é estático e disperso no território, sem formação de unidades distintas.	Sim	Os mosaicos podem ser interpretados como unidades de planejamento e as atividades dirigidas a eles podem compor uma unidade gerencial	As unidades não são formadas pela interação entre fluxos horizontais e verticais.

3.6 Referências bibliográficas

BERTOLO, L. S., LIMA, G. T. N. P., SANTOS, R. F. Identifying change trajectories and evolutive phases on coastal landscapes. Case study: São Sebastião Island, Brazil. **Landscape and Urban Planning** 106(1):115–123. 2012a.

BERTOLO, L. S.; DE AGAR, P. M.; DE PABLO, C. L.; SANTOS, R. F. Boundaries and mosaics: an approach to evaluate changes and to profit landscape planning, São Sebastião Island, SP/Brazil. **Bosque (Valdivia)** 33 (3): 303-308. 2012b.

BISWAS, S. R.; WAGNER, H. H. Landscape contrast: a solution to hidden assumptions in the metacommunity concept? **Landscape ecology** 27: 621-631. 2012.

BONFANTI, P.; FREGONESE, A.; SIGURA, M. Landscape analysis in areas affected by land consolidation. **Landscape and Urban Planning** 37 (1–2): 91-98. 1997.

BÜRGI, M.; HERSPERGER, A.; SCHNEEBERGER, N. Driving forces of landscape change—current and new directions. **Landscape Ecology** 8: 857–868. 2004.

CADENASSO, M. L.; PICKETT, S. T. A.; WEATHERS, K. C.; JONES, C. G. A framework for a theory of ecological boundaries. **BioScience** 53(8): 750-758. 2003.

CANTWELL, M.D.; FORMAN, R.T.T. Landscape graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. **Landscape Ecology** 8: 239–255. 1993.

CONRAD, E.; CHRISTIE, M.; FAZEY, I. Is research keeping up with changes in landscape policy? A review of the literature. **Journal of Environmental Management** 92: 2097 - 2108. 2011.

DE PABLO C. L.; ROLDÁN-MARTÍN, M. J.; DE AGAR, P. M. Magnitude and Significance in Landscape Change. **Landscape Research** 37 (5): 571-589. 2012.

FLAMENCO-SANDOVAL, A., M.; MARTÍNEZ-RAMOS; O. R. MASERA. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. **Biological Conservation** 138(1-2): 131-145. 2007.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1995.

GERI, F.; AMICI, V.; ROCCHINI, D. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. **Applied Geography** 30: 370–379. 2010.

GUSTAFSON, E.J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? **Ecosystems**, v.1. 1998.

HARDT, E.; SANTOS, R. F.; de PABLO, C. L.; de AGAR, P. M.; PEREIRA-SILVA, E. F. Utility of landscape mosaics and boundaries in Forest conservation decision making in the Atlantic Forest of Brazil. **Landscape Ecology** 28: 385–399. 2013.

- HAZEU, G.W.; METZGER, M.J.; MÜCHER, C.A.; PEREZ-SOBA, M.; RENETZEDER, CH.; ANDERSEN, E. European environmental stratifications and typologies: An overview. **Agriculture, ecosystems and Environment** 142: 29–39. 2011.
- HERSPERGER, A. M.; BÜRGI, M. Going beyond landscape change description: Quantifying the importance of driving forces of landscape change in a Central Europe case study. **Land Use Policy** 26: 640–648. 2009.
- HERSPERGER, A. M. Spatial adjacencies and interactions: Neighborhood mosaics for landscape ecological planning. **Landscape and Urban Planning** 77: 227–239. 2006.
- KADIOGULLARI, A. I. Assessing implications of land use and land cover changes in forest ecosystems of NE Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment** 185: 2095–2106. 2013.
- KENT, M. Biogeography and landscape ecology. **Progress in Physical Geography** 31(3): 345–355. 2007.
- LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J. **Land-Use and Land-Cover Change: local processes and global impacts**. Springer, 2006.
- LAMBIN, E. F., GEIST, H. J., LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review on Environmental Resources** 28: 205–41. 2003.
- LASANTA-MARTÍNEZ, T.; VICENTE-SERRANO, S. M.; CUADRAT-PRATS, J. M. Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. **Applied Geography** 25: 47–65. 2005.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. **The gradiente concept of landscape structure**. In: J. Wiens & M. Moss. *Issues and perspectives in Landscape Ecology*. pp. 112-119. 2005.
- METZGER, J. P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica** 1 (1-2): 1-14. 2001.
- MIMRA, M. **Spacial Heterogeneity Assessment of Cultural Landscape**. Tese de doutorado. Czech University of Agriculture, Prague. 1993.
- ODUM, E.P. **Ecologia**, 3ed. Interamericana. México, 639p. 1972.
- PARKER, D. C.; MANSON, S. M.; JANSSEN, M.A.; HOFFMAN, M.J.; DEADMAN, P. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. **Annals of the Association of American Geographers** 93(2): 314–337. 2003.
- PELLENS, R. Fragmentação florestal em Mata Atlântica de Tabuleiros: os efeitos da heterogeneidade da paisagem sobre a diversidade de artrópodos edáficos. **Tese (doutorado)**. Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 2002.
- POLETTE M.; SILVA L. P. Análise comparativa entre as metodologias de gerenciamento costeiro integrado. **Ciência e Cultura** 55(4): 27-31. 2003.
- ROLDÁN-MARTÍN, M. J.; De PABLO, C. L.; De AGAR, P. **Landscape mosaics recognition and changes over time: a methodological approach**. In: U. MANDER & M. ANTROP (orgs). *Multifunctional Landscapes: continuity and change*, v. 3, University of Tartu, Estonia e University of Ghent, Belgium. 2003.

- ROLDÁN-MARTÍN, M. J.; De PABLO, C. L. & De AGAR, P. Landscape changes over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. **Landscape ecology** 21:1075-1088. 2006.
- SABATINO, V.; SANTOS, R. F. Reconocimiento de la naturaleza de la identidad tradicional por medio del estudio de cambios en el paisaje (Juréia- Itatins, São Paulo, Brasil). **Bosque (Valdivia. Impresa)** 3 (3): 333-338. 2012.
- SANTOS, R. F.; CALDEYRO, V. S. Paisagens, condicionantes e mudanças. In: SANTOS, R. F. (Org.) **Vulnerabilidade Ambiental**. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente, 13-22. 2007.
- SANTOS, R.F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de textos. 2009.
- SCARABELLO FILHO, S.; SANTOS, R. F. Participação pública e planejamento ambiental: proposta de um modelo para organização do diálogo. **Interciência e Sociedade** 1: 103-111. 2011.
- SCHMITT-HARSH, M. Landscape change in Guatemala: Driving forces of forest and coffee agroforest expansion and contraction from 1990 to 2010. **Applied Geography** 40: 40–50. 2013.
- SILVA, J. V. S.; SANTOS, R. F. **Estratégia metodológica para zoneamento ambiental: a experiência aplicada na Bacia Hidrográfica do Rio Taquari**. 1. ed. Embrapa Informática Agropecuária, v.1: 1-329. 2011.
- SOUTHWORTH, J.; NAGENDRA, H.; CARLSON, L. A.; TUCKER, C. Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras. **Applied Geography** 24: 303–322. 2004.
- TERRA, T. N.; SANTOS, R. F. Measuring cumulative effects in a fragmented landscape. **Ecological Modelling** 228: 89-95. 2012.
- TURNER, M. G., CARDILLE, J. A. **Spatial heterogeneity and ecosystem processes**. In: J. Wu & R. J. Hobbs. Key topics in Landscape Ecology. 62-77. 2007.
- TURNER, B.L. II; MAYER, W.B. **Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective**. Cambridge University Press. 1994.
- VALVERDE, V.; ROLDÁN-MARTÍN, M. J., CAMPOS, G. A.; PÉREZ, P.; De AGAR, P. M. & De PABLO, C. T. L. **Análisis de la estructura espacial del paisaje: mosaicos del paisaje**. In: F. T. Maestre; A; Escudero & A. Bonet (eds.) Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones. 2008.
- VAN EETVELDE, V.; ANTROP, M. Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes – two examples from southern France. **Landscape and Urban Planning** 67: 79–95. 2004.
- VERBURG, P. H.; STEEG, J.; VELDKAMP, A.; WILLEMEN, L. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization 2009. **Journal of Environmental Management** 90: 1327–1335. 2009.
- WAGNER H.H.; FORTIN M.J. **Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics**. Ecology 86: 1975-1987. 2005.
- WANG, X.; ZHENG, D; SHEN, Y. Land use change and its driving forces on the Tibetan Plateau during 1990–2000. **Catena** 72: 56–66. 2008

Capítulo 4. Integrando interações horizontais e verticais na paisagem: uma estratégia para definir unidades de planejamento

4.1 Revisão da literatura

Planejadores ambientais devem definir unidades de planejamento por meio de uma abordagem holística e multidisciplinar para manejar adequadamente o território, porque as decisões necessitam ser baseadas na observação de processos ecológicos que ocorrem de maneira integrada na paisagem, compondo elos entre meios físico, biótico e de natureza humana. Certos processos, como fluxos de água e materiais, dispersão de sementes ou polinização, devem ser avaliados combinados entre si, porque são condicionados não só pelo funcionamento interno dos seus ecossistemas, mas também pelas conexões espaciais que existem entre os diferentes ecossistemas (WIENS et al, 1985; PALMER et al, 2000; VAN OOST et al, 2000; WU e HOBBS, 2002; PETERS et al, 2006).

Interpretar os processos ecológicos inseridos no contexto da paisagem por meio da ecologia da paisagem vem sendo cada vez mais usual, principalmente pelo fato de que esse enfoque teórico considera tanto a composição de ecossistemas quanto sua configuração espacial (WU e HOBBS, 2007). Também reconhece que o equilíbrio dos fluxos inerentes à paisagem é frágil e pode ser quebrado pela interferência antrópica, que afeta as interações entre elementos da paisagem, alteram sua estrutura e por conseqüência, acabam abalando as condições de estabilidade dos processos ecológicos (KRONERT et al, 2001).

Valverde et al. (2008) defendem a premissa que para entender os processos ecológicos da paisagem é importante considerar a projeção espacial das interações ecológicas do território e incluir a avaliação tanto dos componentes dos ecossistemas quanto dos elementos da paisagem. Bernáldez (1981) e de Pablo e Pineda (1985) definiram *componentes* como os constituintes bióticos e abióticos de cada ecossistema da paisagem, sendo suas interações tradicionalmente estudadas em planejamento para o reconhecimento de zonas que agrupam ecossistemas de

mesma natureza e condição de qualidade ambiental (SILVA e SANTOS, 2004). Esta abordagem tem como lastro o fundamento de que existe uma “homogeneidade” interna a cada zona onde seus componentes estão conectados por um fluxo vertical de matéria, energia e informação (VALVERDE et al, 2008), que pode ser considerado similar em cada porção de uma mesma zona. A utilização dos componentes que caracterizam o fluxo vertical da paisagem vem sendo cada vez mais aplicada nos procedimentos de tomada de decisão sobre a exploração do território e seus recursos naturais (BLASI et al, 2000; PIPPO et al, 2008; VALVERDE et al, 2008; SILVA e TAGLIANI, 2012) e a definição de unidades da paisagem a partir deles se tornou parte essencial do processo de planejamento (NOGUÉ-FONT e SALA-MARTÍ, 2008).

No entanto devemos considerar que os componentes do eixo vertical possuem um tempo de mudança que não conseguimos efetivamente distinguir dentro do tempo de análise e aplicação de ação de manejo previsto em planejamentos ambientais. O meio físico, por exemplo, apresenta mudanças perceptíveis no tempo geológico, bastante distinto do tempo de gestão. A vegetação, com suas diferentes fisionomias e estádios sucessionais, incorpora biodiversidades distintas que estão diretamente relacionadas ao meio físico e com o tempo climo-geo-fitológico para sua formação (DEAN, 2004; CARNAVAL e MORITZ, 2008), mas costumam sofrer alterações pela interferência antrópica mais rapidamente observáveis do que em relação ao clima, a rocha ou ao solo.

Forman e Godron (1986) acrescentaram aos estudos de paisagem uma outra dimensão de análise para o planejamento ao defender que é necessário considerar a disposição espacial relativa de suas manchas (*elementos*), bem como a maneira em que a matéria, energia e informação entre elas são transferidas. Eles defendiam a avaliação no eixo horizontal da paisagem, onde qualquer interferência humana é mais rapidamente sentida. Esse enfoque é de extrema importância para o planejador porque prevê, por exemplo, as rápidas mudanças nos fluxos de água ou no deslocamento da fauna e, conseqüentemente, a produção, manutenção e sustentabilidade dos recursos da paisagem (ZONNEVELD, 1989; PINEDA, 2000). Uma forma de estudar esses fluxos horizontais é através das interações entre ecossistemas, reconhecendo áreas com padrões similares de manchas e fronteiras, que na verdade resultam da variação espacial das interações entre os elementos da paisagem (VALVERDE et al, 2008; PABLO et al, 2012; BERTOLO et al, 2012; HARDT et al, 2013).

Entretanto, historicamente, apesar desse acúmulo de conhecimento sobre a importância da observação da complexidade da paisagem em seus dois eixos, a definição das unidades de planejamento é decidida ora sob uma perspectiva vertical ora sob uma visão horizontal, ignorando a pluralidade inerente do meio (VALVERDE et al, no prelo). Os planos de manejo elaborados em um só eixo simplificam demasiadamente a paisagem, o que pode conduzir a erro na tomada de decisão. Esse fato ocorre principalmente quando se trata de territórios de grande heterogeneidade ou complexidade estrutural, onde se verifica uma grande diversidade de tipos, de intensidade de interação e de configuração entre os elementos que compõem a paisagem (MIMRA, 1993; ALI et al, 2014), ditadas muitas vezes pelas interações entre os processos naturais e distúrbios antropogênicos (TURNER e GARDNER, 1991; ALI et al, 2014). Defendemos que para planejar territórios heterogêneos é necessário ter ferramentas fortes de análise que retratem a natureza das interações entre fluxos e processos nos dois eixos da paisagem. Neste estudo nosso objetivo foi criar um modelo que permitisse ao planejador delinear unidades de planejamento a partir de um conjunto de interações entre elementos e componentes da paisagem, destacando as conexões verticais e horizontais envolvidos no funcionamento da paisagem.

4.2 Método

4.2.1. Área de Estudo

A ilha de São Sebastião localiza-se no litoral norte de São Paulo (Brasil). Ela tem 337,5 km², 130km de orla, cerca de 45 praias, 360 cachoeiras e a maior relação de Mata Atlântica por hectare do país. O Parque Estadual Ilhabela ocupa cerca de 80% do território e dos 20% restantes somente cerca de 2% são passíveis de ocupação⁴. Boa parte da região costeira de Ilhabela encontra-se em áreas de alta vulnerabilidade, com declividades acima de 30% (MELLO et al, 2010). Além disso, a faixa hoje ocupada está inserida na zona de amortecimento do Parque, o que limita as possibilidades de uso da terra. Em virtude desse cenário conflituoso entre conservação florestal e uso intensivo que vem mostrando a necessidade urgente de uma forte gestão ambiental para a região, este estudo elegeu esta área como foco de estudo. Foram selecionadas como território-base para a definição de unidades de planejamento as 16 bacias hidrográficas da face continental (Figura 4.1) que vêm sofrendo as maiores pressões humanas ao longo dos últimos cincoséculos (BERTOLO et al, 2012).

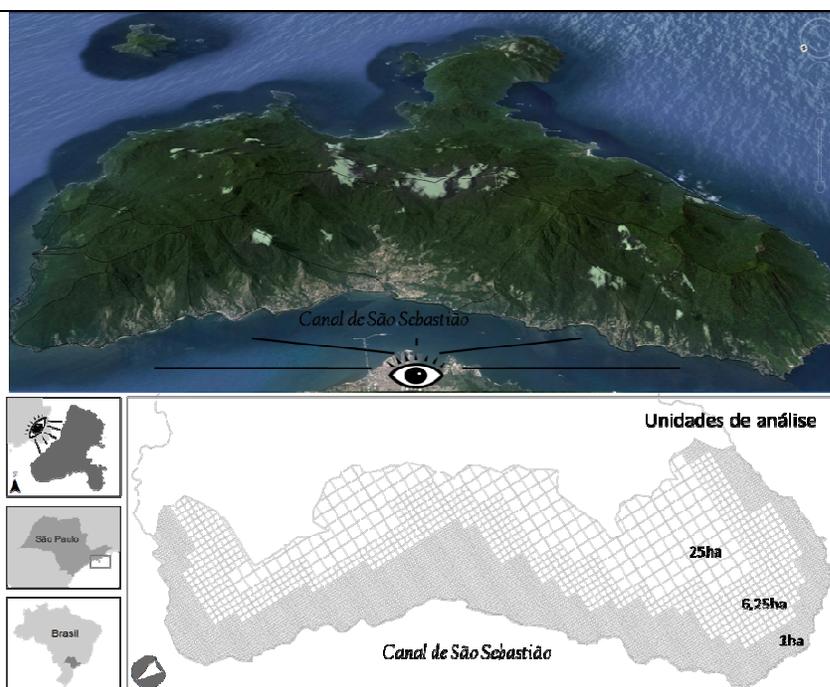


Figura 4.1. Bacias hidrográficas da face continental da Ilha de São Sebastião sobre imagem de satélite SPOT, 23/08/2012 (Google Earth), e segmentação da área de estudo em malhas de 1, 6,25 e 25 hectares.

⁴ Website Litoral Virtual – www.litoralvirtual.com.br

4.2.2. Estrutura do modelo

(a) Objeto do modelo

O objeto do modelo refere-se a Unidades de Paisagem (UP) definidas pela integração da trama de relações que ocorrem no eixo vertical com aquelas que ocorrem no eixo horizontal.

(b) Proposta conceitual do modelo

- *Lógica do modelo*

O modelo encadeia um conjunto de atributos em dois eixos, que busca representar a disposição e a relação bidimensional dos elementos que compõem a paisagem. O pressuposto é que essa representação pode reconhecer estruturas complexas de paisagem, evidenciando através de expressões matemáticas as relações e interações entre as partes que dão origem ao comportamento de um sistema natural ou antropizado. Uma vez que as medidas de interação são traduzidas em respostas espaciais, conjuntos semelhantes de interações bidimensionais podem ser reconhecidos e agrupados definindo-se, dessa forma, unidades de planejamento. O modelo se apóia em recortes conceituais (sete fundamentos) e objetiva simplificar a complexidade real da paisagem.

- *Fundamentos do modelo*

O modelo apresenta sete fundamentos condicionantes para sua funcionalidade e representação dos sistemas da paisagem: (i) os elementos essenciais para o desencadeamento dos processos ecológicos devem estar presentes no modelo; (ii) o modelo deve preocupar-se em simplificar a expressão das múltiplas relações advindas dos processos que ocorrem simultaneamente entre os elementos da paisagem; (iii) todas relações resultantes de um tempo geológico e do tempo presente, devem ser consideradas, pois os processos agem ao mesmo tempo em diferentes escalas espaciais e temporais; (iv) os elementos da paisagem e suas relações representadas no modelo devem responder pelos fluxos verticais e horizontais de matéria e energia em cada porção do território, traduzindo mais efetivamente os processos; (v) os fluxos associados devem indicar as forças de integração entre as condições do meio natural e dos usos humanos e; (vi) o modelo deve ser capaz de agrupar territórios com o mesmo nível de complexidade estrutural, interpretado pelo tipo e intensidade de interações de elementos e de fluxos; e (vii) os territórios agrupados devem configurar unidades de planejamento que representem, efetivamente, as realidades do lugar.

- *Condicionantes do modelo*

Foram adotadas três proposições buscando facilitar a aplicação do modelo: (i) modelo deve ser de aplicação e interpretação simples, com resultados diretos que facilitem a indicação de diretrizes de manejo para os planejadores e tomada de decisão; (ii) a realidade da paisagem deve ser definida por um sistema que utilize ferramentas de lógica matemática, que integra e agrupa um universo de dados tanto qualitativos como quantitativos; e (iii) a eficiência do modelo depende da seleção de um número adequado de elementos que compõe o universo de dados, que está diretamente relacionado com a escala adotada.

(c) *Estruturado modelo*

A estrutura do modelo envolve o encadeamento de etapas metodológicas para a definição de *UP*, conforme apresentado na figura 4.2. As interações vertical e horizontal da paisagem são definidos paralelamente, em um processo que envolve sobreposição de mapas, construção de matrizes e análise de correspondência destendenciada (DCA), uma técnica estatística de ordenação (HILL e GAUCH, 1980). Os primeiros eixos da ordenação dos dois fluxos são transferidos para uma única matriz que passa por um agrupamento hierárquico, integrando-os. Os grupos resultantes são espacializados e podem ser interpretados como unidades de planejamento.

(d) *Modelagem*

O modelo, que tem suas variáveis de entrada como mapas, necessita que as informações espaciais sejam transferidas para uma matriz. Por essa razão, a área de estudo foi segmentada em uma malha, cujas unidades foram denominadas unidades de análise (*UA*). Foi necessário adotar áreas diferentes para as *UA* (1, 6,25 e 25 hectares) por uma limitação do software estatístico utilizado (PcOrd 6.0). Assim, considerando que a fragmentação dos elementos da paisagem diminui exponencialmente à medida que a elevação aumenta, as áreas das *UA* seguiram essa tendência: quanto maior a altitude, maior a *UA* (figura 4.1.).

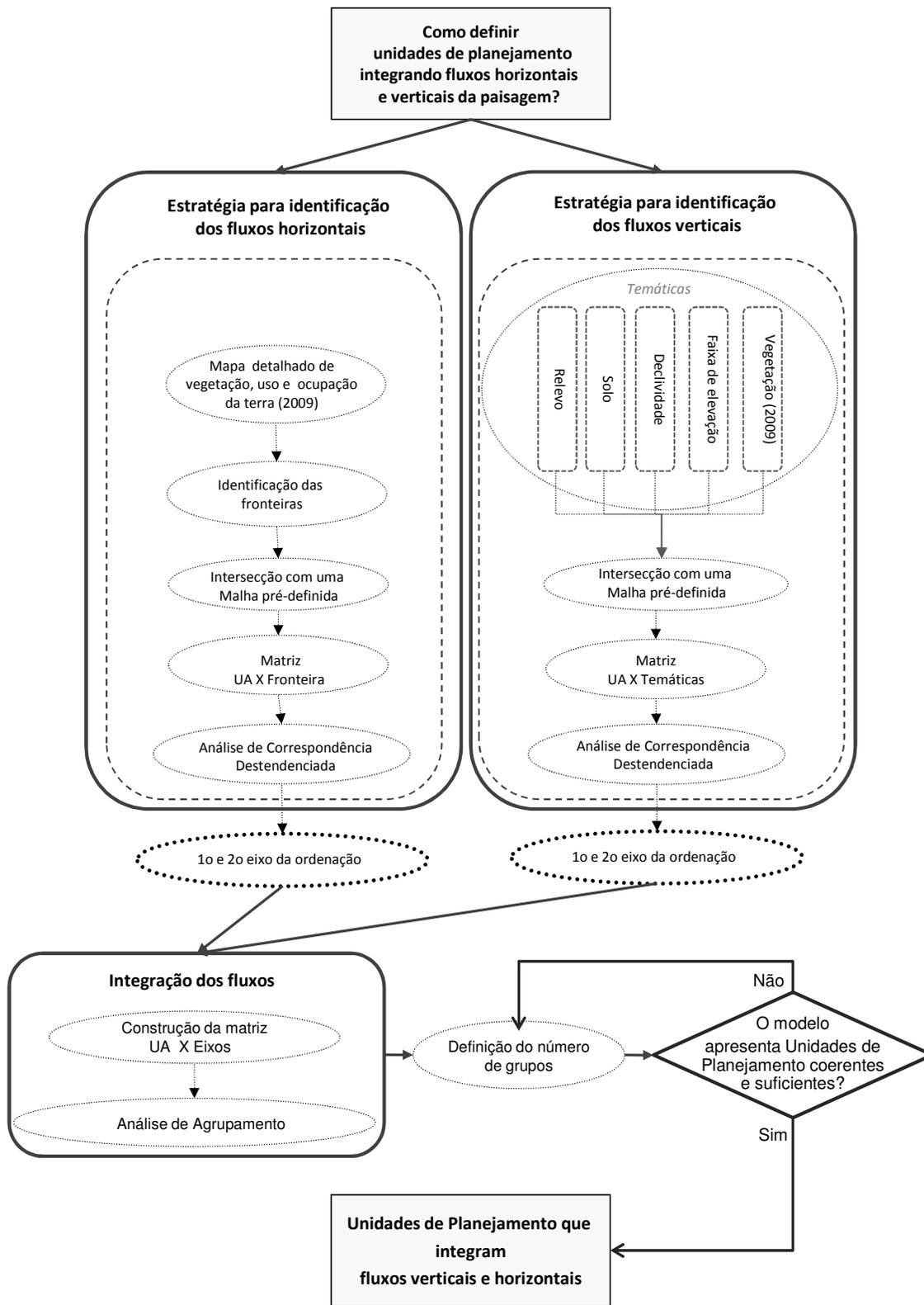


Figura 4.2. Esquema metodológico para definição de unidades de planejamento a partir da avaliação de dois eixos na paisagem.

- *Fluxos horizontais*

Os fluxos horizontais aqui considerados são o produto das interações entre as manchas de uso e vegetação natural (elementos da paisagem). Assim sendo, podem ser reconhecidos por meio da identificação dos tipos e da quantidade de fronteiras existentes para cada mancha. Para isso, é necessário ter como base um mapa de uso e vegetação. Neste estudo, esse mapa foi feito para o ano de 2009 a partir da interpretação visual dos padrões da imagem de satélite SPOT 5, com resolução de 10m. O mapa foi trabalhado em janelas de visualização de 1:10.000 e apresentação final em escala 1:35.000. O georreferenciamento foi realizado em SIG ArcGis® versão 9.2 e a imagem de satélite foi avaliada com 15 pontos de controle, resultando em um RMS de 12 metros. Foi utilizado o Sistema de Coordenadas UTM, zona 23Sul e Datum SIRGAS 2000. A legenda adotada para interpretação está descrita no anexo 4.1.

Foi construída uma matriz que identificou as manchas de uso e vegetação por suas fronteiras (Manchas *versus* Fronteiras) de acordo com a metodologia utilizada por Bertolo et al (2012) e Hardt et al (2013), descrita nos capítulos 2 e 3 deste estudo. Essa matriz foi associada ao banco de dados geográfico (BDG) do mapa, e contém para cada mancha a informação da frequência de suas fronteiras (tabela 3.2a).

Em seguida, a sobreposição das *UA* com o mapa de uso e vegetação (BDG com matriz Manchas *versus* Fronteiras) resultou em um novo mapa, com uma nova matriz que apresenta as *UA* como linhas, e as fronteiras como colunas (*UA versus* Fronteira). Essa intersecção pode resultar em *UA* que contém mais do que uma mancha e, por consequência, podem ter informações de fronteiras advindas de duas ou mais manchas distintas. Por essa razão, determinamos que a *UA* adotasse a somatória das fronteiras das manchas que estão contidas em sua área, bem como o tipo de uso ou vegetação dominante, conforme exemplifica a figura 4.3. A *UA*₅, por exemplo, adotou a mancha *M*₁ por ser a dominante e, considerou a frequência de fronteiras das manchas *M*₁ e *M*₂.

A matriz *UA versus* Fronteira foi então submetida a uma análise multivariada de ordenação, a análise de correspondência destendenciada (DCA), com objetivo de reduzir o número de variáveis (neste caso 60 tipos de fronteiras) a poucas dimensões com mínima perda de informação, indicando padrões de similaridade e correlação entre variáveis (PRADO et al, 2002). Essa técnica supera as distorções inerentes da ordenação por análise de correspondência (CA), em particular a tendência de distorcer os elementos na forma de um arco no segundo eixo de ordenação e os mesmos serem distribuídos de forma não uniforme ao longo do primeiro eixo. O

DCA supera esse problema “achatando” esse arco e re-escalando a posição das amostras ao longo do eixo (HILL e GAUCH, 1980).

Unidade de análise (UA)	Mancha (M)	Tipos de fronteiras				
		F_1-F_2 (FODSM em estágio médio com adensamento populacional)	F_1-F_3 (FODSM em estágio médio com vias de acesso A)	F_2-F_3 (Adensamento populacional com vias de acesso A)	...	F_x-F_y
UA2	M_{1p} (mancha : FODSM em estágio médio)	f_a	f_b	-	...	f_x
UA3	M_{1p} (mancha : FODSM em estágio médio)	f_a	f_b	-	...	f_x
UA4	M_{1p} (mancha : FODSM em estágio médio)	f_a	f_b	-	...	f_x
UA5	M_{1p} (mancha : FODSM em estágio médio)	f_a+f_c	f_b	f_d	...	f_x
...
UA6	M_{2p} (mancha : adensamento populacional)	f_c	-	f_d
UA7	M_{2p} (mancha : adensamento populacional)	f_c	-	f_d
...
UA25	M_{3p} (mancha : via de acesso)	f_a	f_e+f_b	f_f	-	
UA26	M_{3p} (mancha : via de acesso)	f_a	f_e+f_b	f_f	-	
...

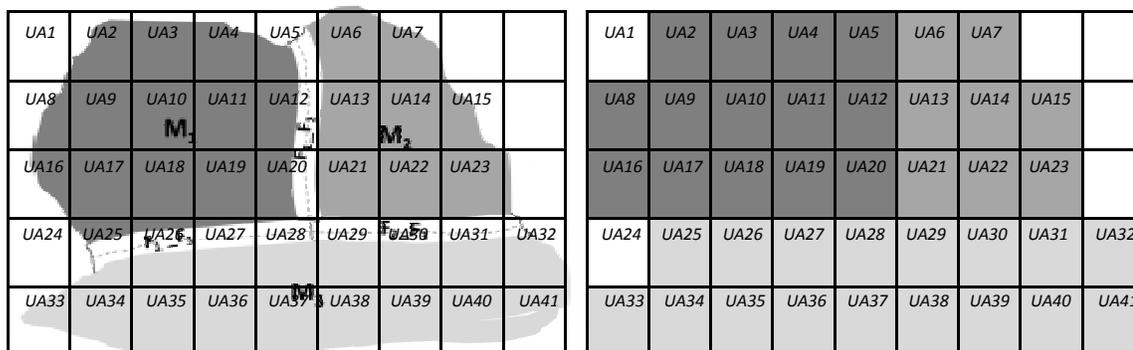


Figura 4.3. Exemplificação da construção da matriz UA versus Fronteira (UA-Unidade de Análise; M-mancha; f -frequência de fronteira)

- *Fluxos verticais*

Os fluxos verticais envolvem processos e trocas relacionados com as características naturais ou semi-naturais da paisagem e as temáticas eleitas para representar essas características foram: declividade, faixa de elevação, solo, relevo e vegetação (tabela 4.1.).

Tabela 4.1. Temáticas utilizadas para interpretar os fluxos verticais (shapes transformados no sistema de referencia SIRGAS 2000)

Tema	Fonte	Legenda	Escala
Declividade	Carta topográfica IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) - (São Sebastião, Caraguatatuba e Paranabi)	0 a 5%	1:50.000
		5 a 15%	
		15 a 30%	
		30 a 45%	
		>45%	
Faixa de elevação	Carta topográfica IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) - (São Sebastião, Caraguatatuba e Paranabi)	0 a 200 metros	1:50.000
		200 a 400 metros	
		400 a 1000 metros	
		> 1000 metros	
Solo	Plano de Manejo do Parque Estadual de Ilhabela (2012)	Afloramento rochoso	1:50.000
		Cambissolo/Argissolo	
		Cambissolo /NeossoloFlúvico	
		Cambissolo/Neossolo	
		LitólicoNeossoloLitólico	
NeossoloQuartzarênico			
Relevo	Plano de Manejo do Parque Estadual de Ilhabela (2012)	Afloramento rochoso	1:50.000
		Praias Arenosas	
		Planícies Flúvio-Marinhas	
		Colinas Médias	
		Morros	
		Montanhas	
Vegetação e uso	Mapeamento da vegetação e uso urbano por Lídia Bertolo (2012)	FOD Alto Montana	1:35.000
		FOD Montana em estágio médio/avançado de regeneração	
		FOD Montana em estágio inicial de regeneração	
		FOD SubMontana em estágio médio/avançado de regeneração	
		FOD SubMontana em estágio inicial de regeneração	
		FOD SubMontana em estágio primário de regeneração	
		FOD SubMontana em estágio pioneiro de regeneração	
		Uso urbano	

Os mapas foram cedidos pela Fundação Florestal e fizeram parte do desenvolvimento do estudo do Plano de Manejo do PEIb finalizado em 2012. O mapeamento da vegetação e uso urbano foi checado em campo, tomando pontos aleatórios para conferencia de padrão e ainda indo em pontos específicos de dúvidas que surgiram durante o mapeamento. O Sistema de Coordenadas utilizado foi UTM, zona 23Sul e Datum SIRGAS 2000.

Os cinco mapas temáticos foram sobrepostos, um a um, às *UA* (figura 4.4). De maneira semelhante ao adotado para o eixo horizontal, toda vez que uma *UA* continha mais do que um tipo de classe de uma determinada temática, ela foi representada pelo tipo dominante. Foi realizada a sobreposição dos mapas e construída a matriz *UA versus* Temáticas. Entretanto, o DCA não permite a inserção direta de variáveis qualitativas e por essa razão os dados foram transformados em dados binários. Para tanto, a operação utilizada foi a *pivot table*, que faz a inversão de linha por coluna, ou seja, os valores das linhas, que seriam as classes de cada temática, passam a ocupar uma coluna, e sua ocorrência ou não na *UA* é determinada por 0 ou 1 (figura 4.4). Essa nova matriz *UA versus* Temáticas (0 e 1) foi então submetida à análise de correspondência destendenciada (DCA), com o objetivo de reduzir o número e expor a relação entre variáveis originais a partir de variáveis sintéticas (GAUCH, 1982; JONGMAN et al, 1995).

- *Integração dos fluxos horizontais e verticais*

A partir dos primeiros eixos resultantes da análise de correspondência (DCA) para o fluxo horizontal e vertical, foi construída uma nova matriz *UA versus* Eixos. A seleção do número de eixos foi baseada no percentual que cada um deles representa em relação às variáveis. Nesse caso, foram escolhidos o 1º e 2º eixo por representarem, respectivamente, 88,8% e 73,4% das variáveis.

O próximo passo foi identificar grupos de *UA* que possuísem um conjunto semelhante de variáveis determinando uma heterogeneidade estrutural comum entre eles, tanto no eixo vertical como no horizontal. Para isso, a matriz *UA versus* Eixos foi submetida a um agrupamento hierárquico com método de variância, que busca gerar grupos minimizando a variância dentro deles. O Método Ward foi o escolhido por ser altamente eficiente na formação de grupos, utilizando a distância euclidiana como método de distância (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998; MALHOTRA, 2001).

A definição do número de grupos formados por ambos os eixos foi amparada, subjetivamente, pela experiência e conhecimento da área, entretanto, esses grupos foram corroborados pela análise do dendograma, comparando dois a dois os níveis que delimitam os grupos e o conjunto de elementos que os diferenciam. Os grupos indicaram as *Unidades de Planejamento(UP)*, que

ao serem incorporadas ao banco de dados do ArcGis 9.2, foram espacialmente representadas e, integraram estatisticamente, os fluxos horizontais e verticais.

(e) *Validação do modelo*

Parte crucial de um processo de modelagem é a avaliação sobre a acurácia com que o modelo consegue descrever o sistema (referencia terrestre). Por outro lado, modelos para planos de manejo devem mostrar acurácia em, pelo menos, dois níveis territoriais, que correspondem aos espaços usualmente adotados para aplicação de práticas gerenciais: de manchas da paisagem – que representam tipos de uso em lugares específicos do território; e de zonas – que representam unidades de área de características biofísicas e humanas análogas e de condição de heterogeneidade interna semelhante. O usual para o gestor é procurar absover o conhecimento sobre o comportamento da zona apresentada pelo planejador e tomar decisão ajustando as ações de manejo de acordo com seus atributos favoráveis ou condicionantes, supondo que ocorra uma estrutura e funcionamento similar nessa superfície. Sob essa perspectiva, nós consideramos que o modelo proposto neste estudo será válido se as unidades de planejamento obtidas pela integração dos fluxos responderem pelas características tanto do tipo de mancha quando da própria unidade.

Para avaliar a acurácia em relação as manchas, nós definimos uma métrica que mede a distância da conformidade entre as características relacionadas e observadas em campo em uma mancha x e aquelas indicadas pela UP que engloba a mancha. Seleccionamos 10 pontos amostrais (P_n) para cada UP formada e, atribuímos o valor 1 ou 0 para cada variável observada, se *conforme* ou *não conforme* às características principais que determinaram a formação da UP pertencente, como exemplifica a tabela 4.2.

Analogamente, para validar a UP foram seleccionados 10 pontos de controle, distribuidos sobre as UA contidas em cada UP , que possuíam uma informação específica de fronteira. Dessa forma, obteve-se a validação da UP por meio das UA que a caracterizaram, indicando a conformidade ou não.

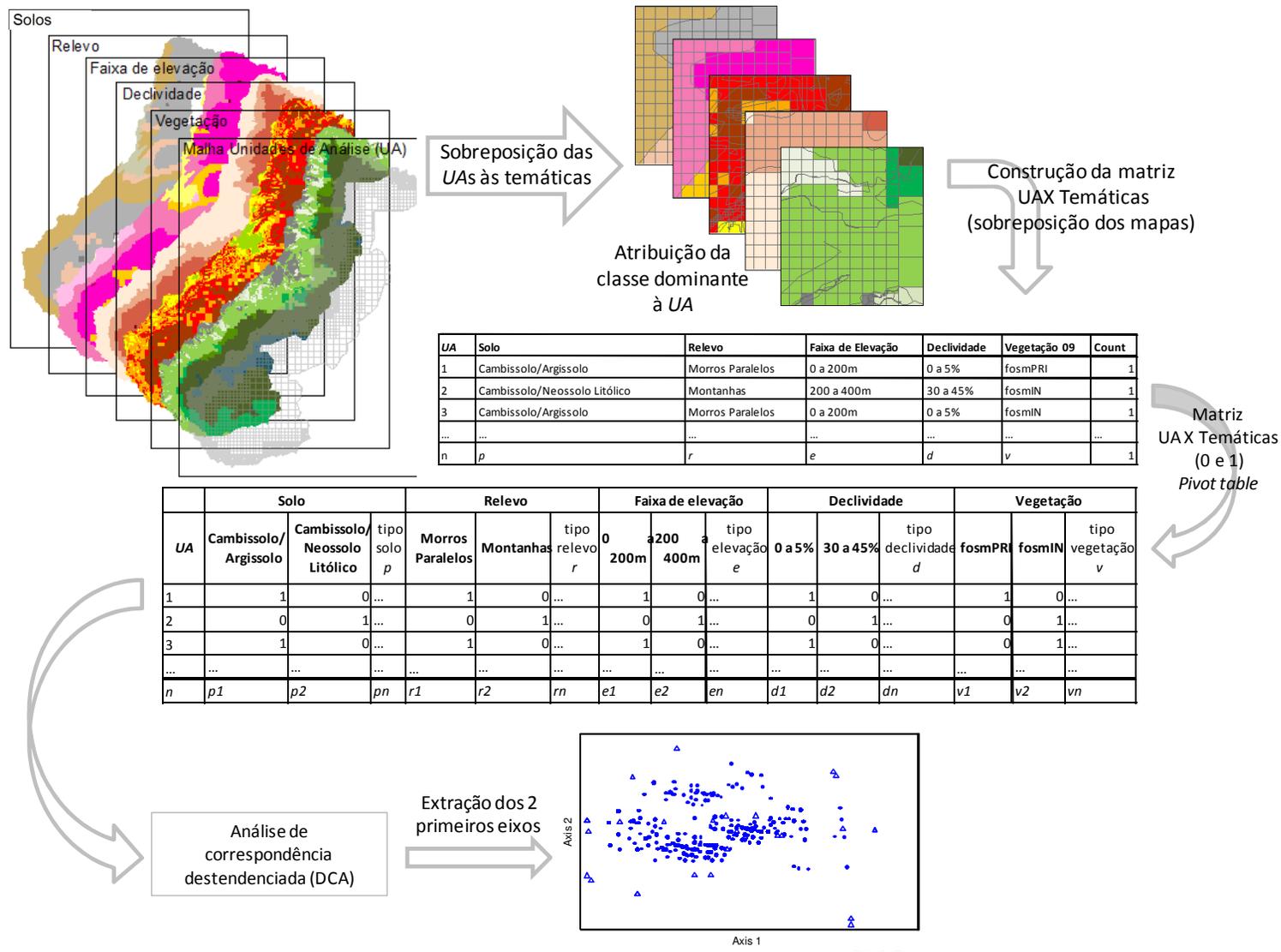
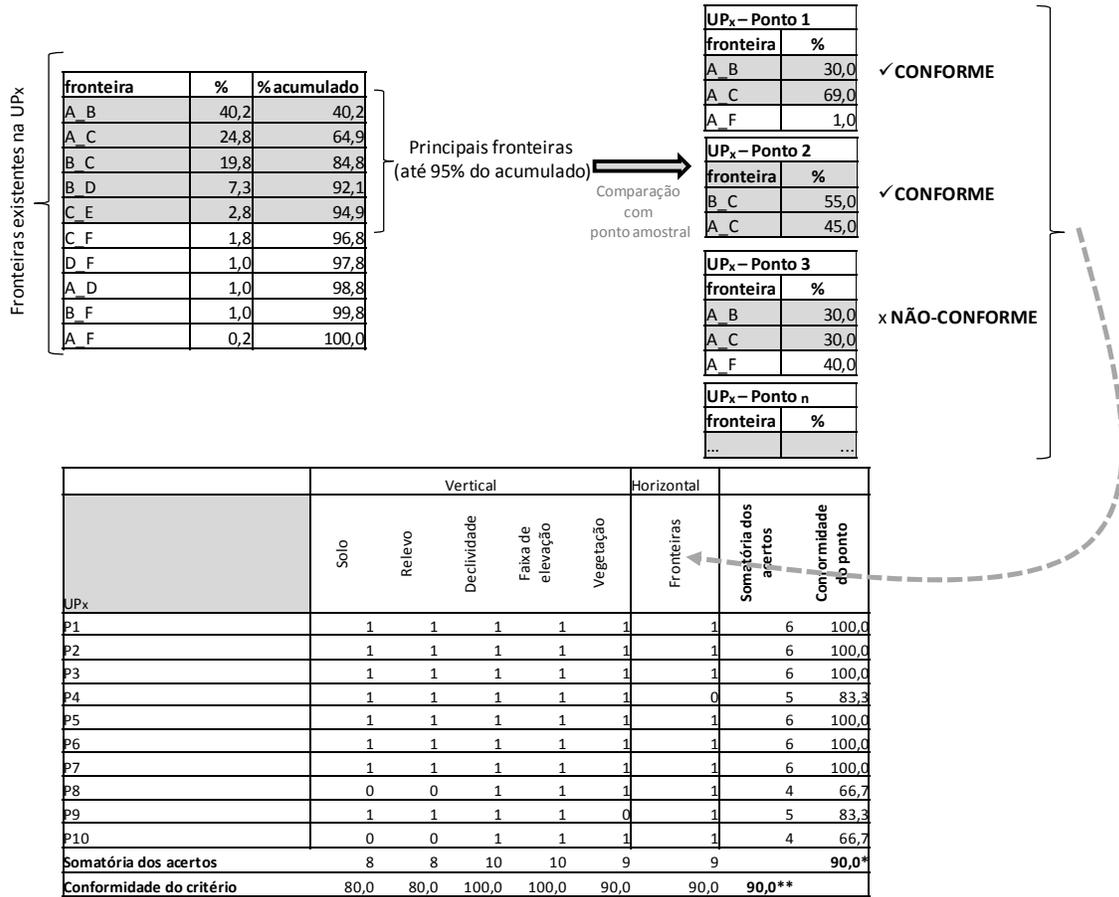


Figura 4.4. Exemplificação do processo de construção dos fluxos verticais

Tabela 4.2. Exemplo de matriz de conformidade para validação do modelo



* Média da Conformidade dos pontos amostrados

** Média da Conformidade dos critérios (variáveis) avaliados

4.3 Resultados

As variáveis elegidas para compor o modelo que identifica e integra os fluxos horizontal e vertical estão apresentadas espacializadas na figura 4.5. Os mapas localizados dentro da linha tracejada mais clara são variáveis que representam o meio natural (base para identificação dos fluxos verticais), enquanto o mapa de uso e vegetação (linha pontilhada escura) foi a base para a identificação das fronteiras que indicam os fluxos horizontais.

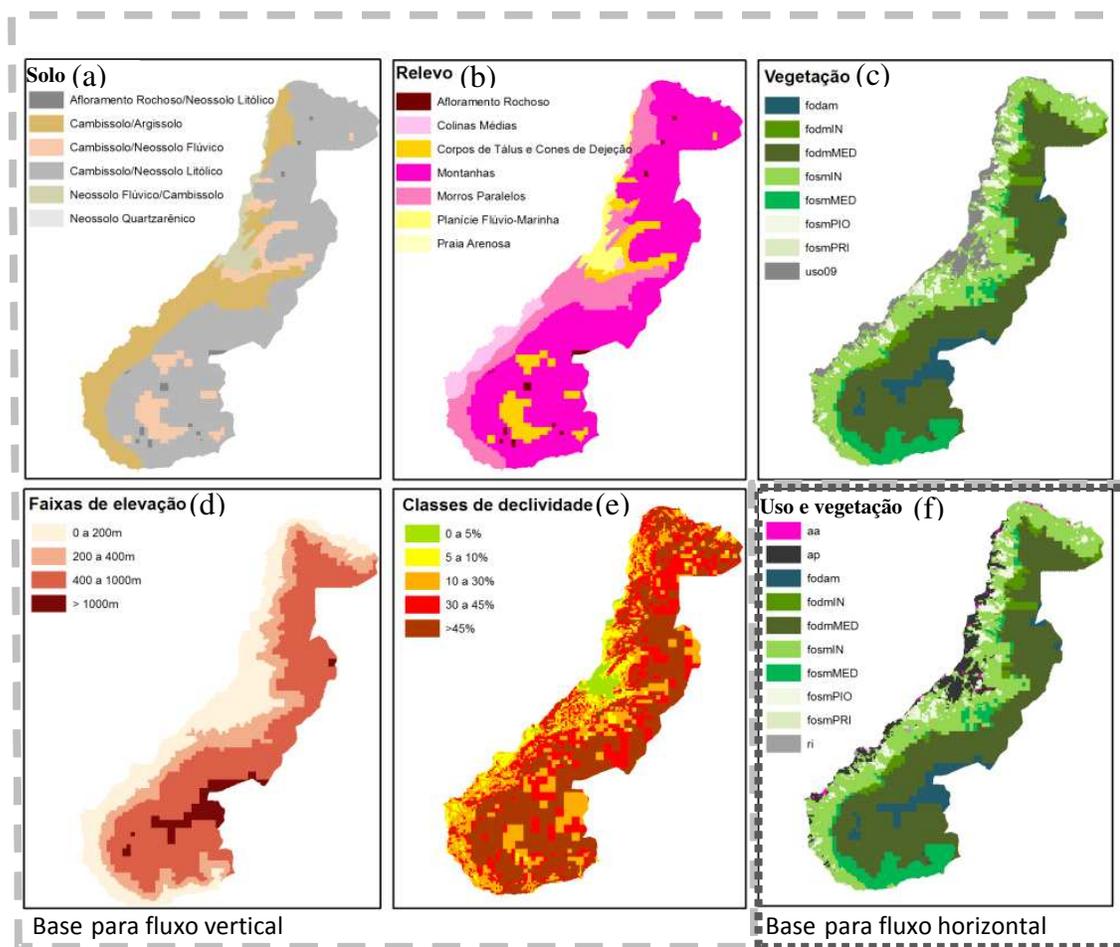


Figura 4.5⁵. Elementos selecionados para identificação dos fluxos verticais e horizontais da paisagem (mapas em c e f: aa-agrupamento arbóreo, ap-adensamento populacional, fodam-Floresta Ombrófila Densa Alto Montana, fodmIN-Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio inicial de regeneração, fodmMED-Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio médio/avançado de regeneração, fosmIN-Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio inicial de regeneração, fosmMED-Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio médio/avançado de regeneração, fosmPIO-Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio pioneiro de regeneração, fosmPRI-Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio primário de regeneração, ri-residências isoladas)

⁵ Mapas inclusos em CD (página final) para melhor visualização

Os dados digitais da figura 4.5 foram o input do modelo que, após ordenação e agrupamento hierárquico (figura 4.2), resultou em seis unidades de planejamento apresentadas na figura 4.6. É possível observar, por meio do dendograma dessa figura, as unidades que apresentam maior similaridade e aquelas que são mais distintas. Verificamos, por exemplo, que as *UPFormação Florestal* e *Formação Florestal em Transição*, por possuírem a menor distância euclidiana e estarem mais próximas no primeiro nível, são as mais semelhantes. As *UPFormação Florestal com Povoamento* e *Formação Urbana* foram aquelas que apresentaram a menor semelhança em relação às variáveis dos outros grupos. Saber quais unidades são mais similares ou diferentes é importante, entretanto, quando buscamos unidades que possam receber diretrizes específicas de manejo necessitamos entender a trama de relações entre seus elementos. Para explicitar tais interações, desenvolvemos fluxogramas que discriminam as principais relações em cada eixo (horizontal e vertical), para cada unidade da paisagem (figuras 4.7a-f).

Os fluxogramas aliados à distribuição das *UP* no território (figura 4.6) possibilitaram constatar, por exemplo, que pouco mais da metade da área de estudo foi delimitada como *UP Formação Florestal* (51%), que é composta por florestas em bom estado de conservação (87% em estágio médio-avançado), porém está localizada sobre um terreno altamente vulnerável, porque tem 82% de área com declividades superiores a 30% em relevo predominante de Montanhas, solo Cambissolo/Neosolo Litólico (84%) e 80% do lugar com altitudes acima de 400m (figura 4.7c). Nessa *UP* a pressão humana é bastante baixa, mais representada por trilhas (1,8% do total de fronteiras). Cerca de 60% das fronteiras com a floresta madura refere-se a florestas em estágio iniciais de regeneração que podem funcionar como zonas eficientes de amortecimento para pressões mais intensas.

Parte da pressão externa sobre a *UPFormação Florestal* é advinda da *UPFormação Florestal em Transição*, localizada em quase toda sua borda. Apesar de serem as unidades que mais se assemelham (figura 4.5b), notamos que elas diferem com relação ao tipo de relevo e solo (*UPFormação Florestal em Transição* com 60% de Morros e Colinas médias e Cambissolo/Argissolo). Essa condição estimula uma situação de 2% de uso (residências isoladas e adensamento populacional), mas a maior força de interação é entre a floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio inicial de regeneração (matriz da *UP* – 90%) com residências isoladas, floresta pioneira e adensamento populacional. A *UPFormação Florestal em Transição* pode ser interpretada como uma continuidade da zona de amortecimento em virtude de sua matriz, porém

já necessitando de uma atenção gerencial maior, não só em relação a pressão eminente dos tipos de usos, mas pela sua interação com acessos (21%) de diversas naturezas (vias asfaltadas, vias de terra, trilhas e acessos de núcleos populacionais).

As *UP Formação Florestal com Povoamento* e *Formação Urbana* foram aquelas que mais se assemelham em função da quantidade de uso antrópico presente em sua composição e da faixa de elevação, cobrindo aproximadamente 20% da área de estudo (figuras 4.6 e 4.7a,f). Essas *UP* urbanizadas estão localizadas abaixo dos 200 metros de altitude, principalmente em declividades inferiores a 30% (*UP1* – 70%; *UP2059* - 99%). Porém, são bastante distintas em relação ao elemento dominante (matriz), ao tipo de relevo ocupado e pelas relações de usos e de fronteiras que possuem. Cerca de 99% da *UP Formação Urbana* está sobre a Planície Flúvio-Marinha, sendo que 90% de sua superfície é de adensamento populacional (matriz), com alta frequência de fronteiras com estradas e acessos aos núcleos populacionais (60%). A *UP Formação Florestal com Povoamento* tem 42% da área ocupada por uso antrópico (adensamento populacional e residências isoladas), principalmente sobre relevos de Colinas Médias e Morros Paralelos (96%), mas o elemento dominante é a floresta inicial (46%) que tem forte interação com os elementos antrópicos (adensamento populacional, acesso aos núcleos e residências isoladas). Esse paralelo permite observar que ocorrem graus da interferência do homem sobre o território, evidenciada pelas características particulares de cada *UP*.

A única unidade em que o elemento dominante é a floresta em estágio pioneiro de regeneração (57%) é a *UP Formação Herbáceo/Arbustiva*, que tem grande frequência de fronteiras com florestas em outros estágios sucessionais (56 %) e núcleos populacionais (36% entre adensamentos e acessos).

A *UP Formação Florestal em Depósitos de Encostas/Vales* apresenta uma singularidade especial. Essa unidade se forma pela força de um elemento do fluxo vertical, ou seja, o relevo de Corpos de Tálus e Cones de Dejeção (figuras 4.7d). As comunidades da Mata Atlântica costumam se interessar por essas formações, porque são passíveis de ocupação por moradias onde o relevo é declivoso. Nesta *UP*, cujo elemento dominante é a floresta inicial (58%), ocorre 21% de uso antrópico, que por sua vez, é o elo fronteiro dominante sobre a matriz. Desta forma, esta é uma área que necessita atenção por parte dos planejadores, pois revela o que a história de ocupação da floresta atlântica vem mostrando ao longo dos anos. A atenção redobra quando a

estrutura do eixo horizontal é observada, porque indica que as áreas mais prováveis para expansão do uso são as próprias florestas em estágio inicial de regeneração.

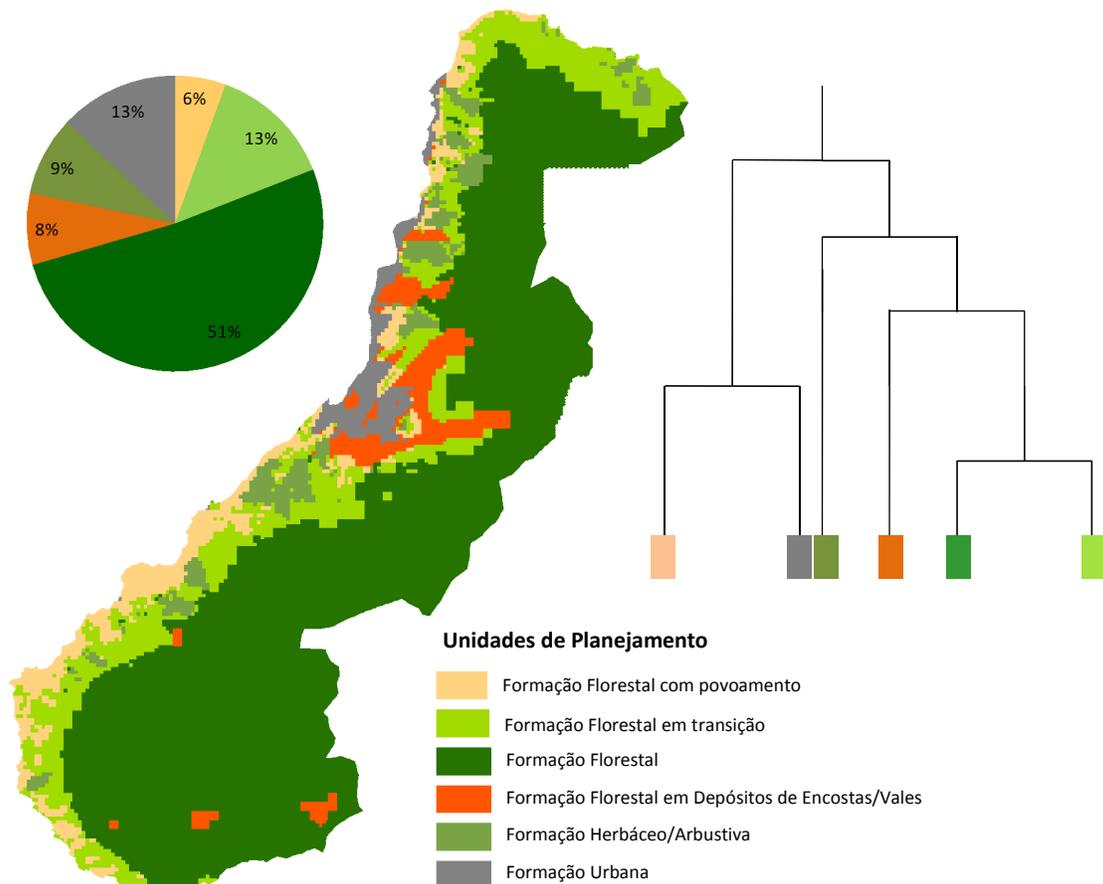
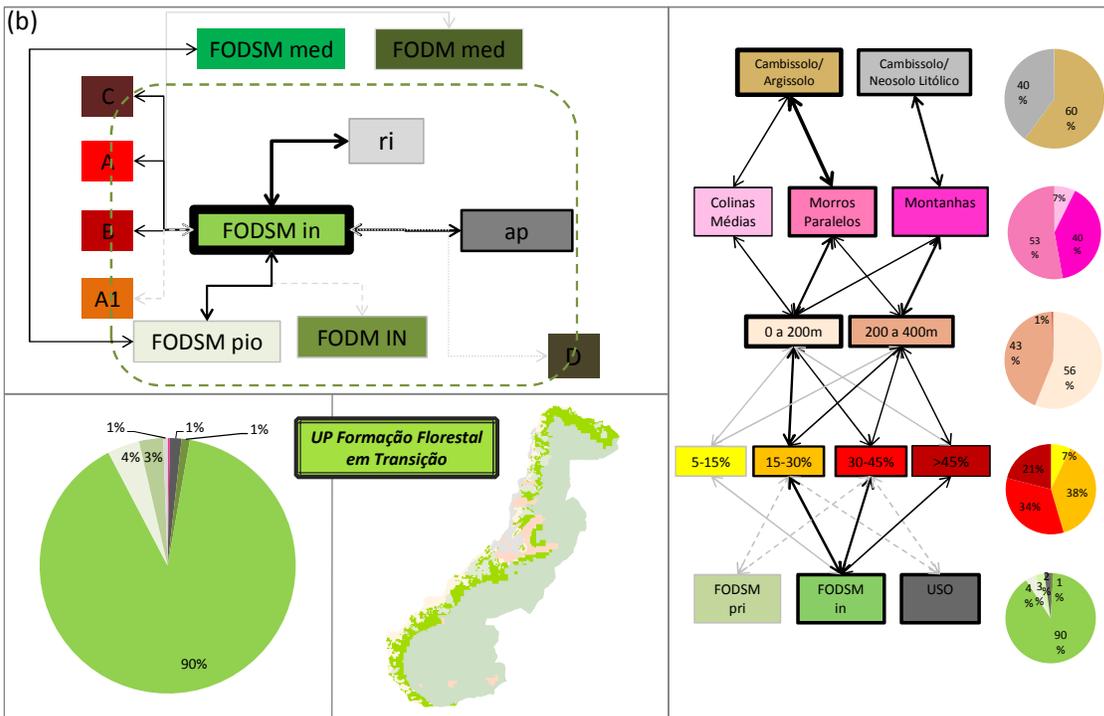
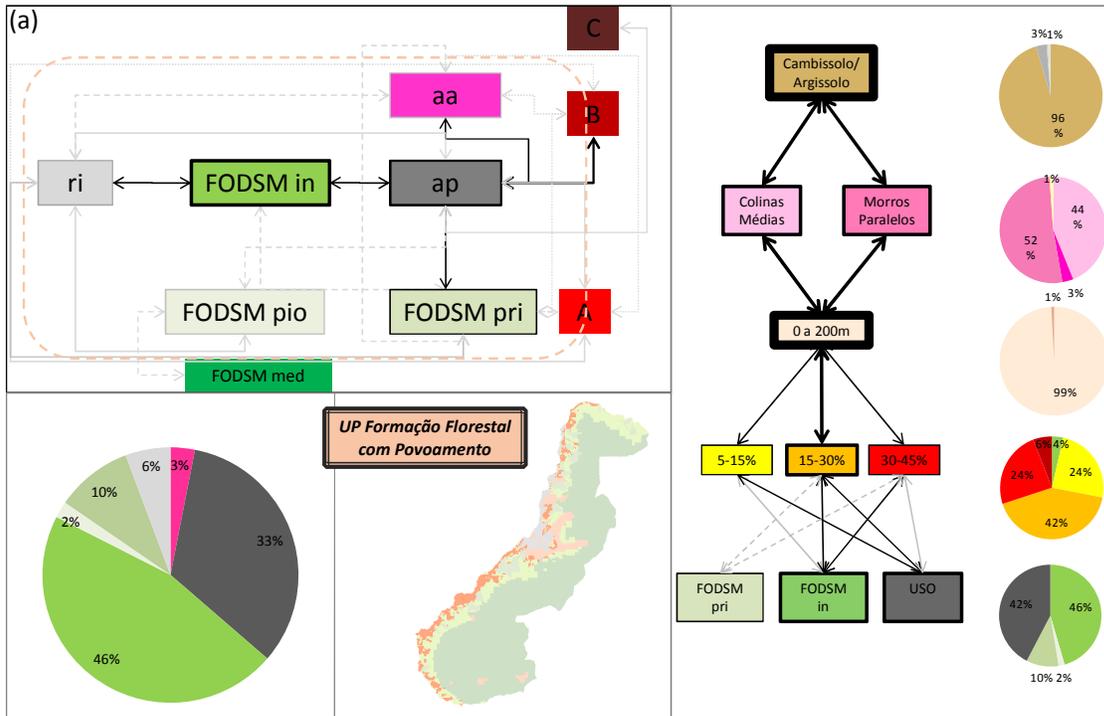
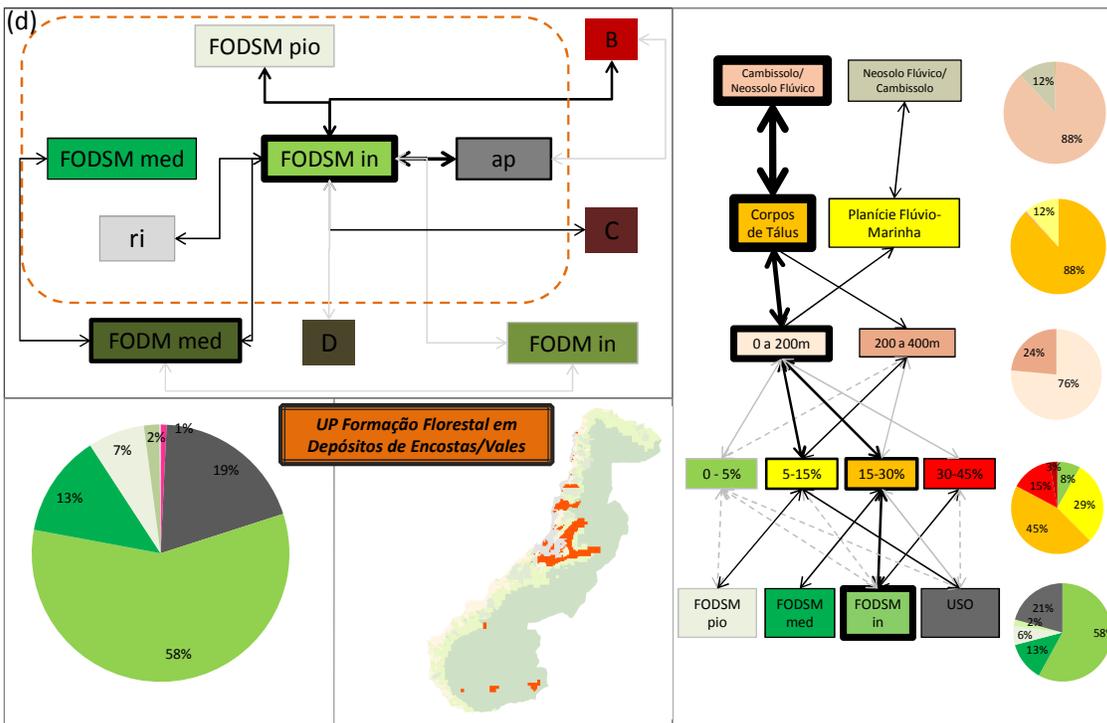
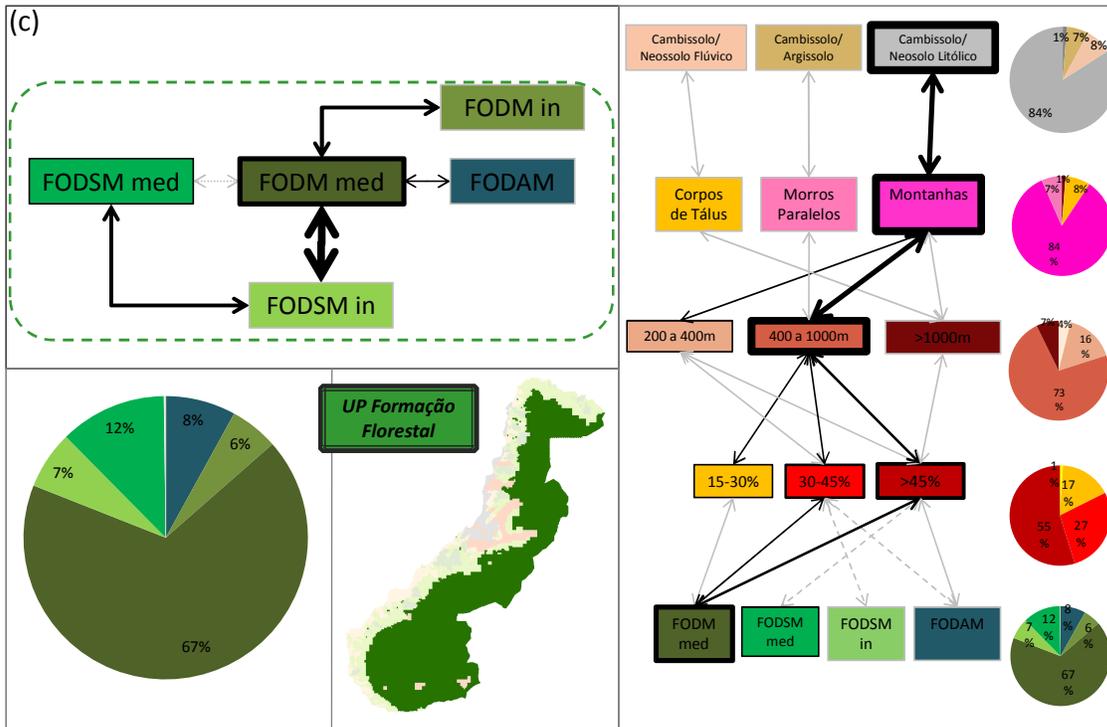


Figura 4.6. Unidades de planejamento formadas a partir da interação entre fluxos horizontais e verticais da paisagem, percentual da cobertura de cada uma delas e esquema representando o dendograma para definição das *UP*





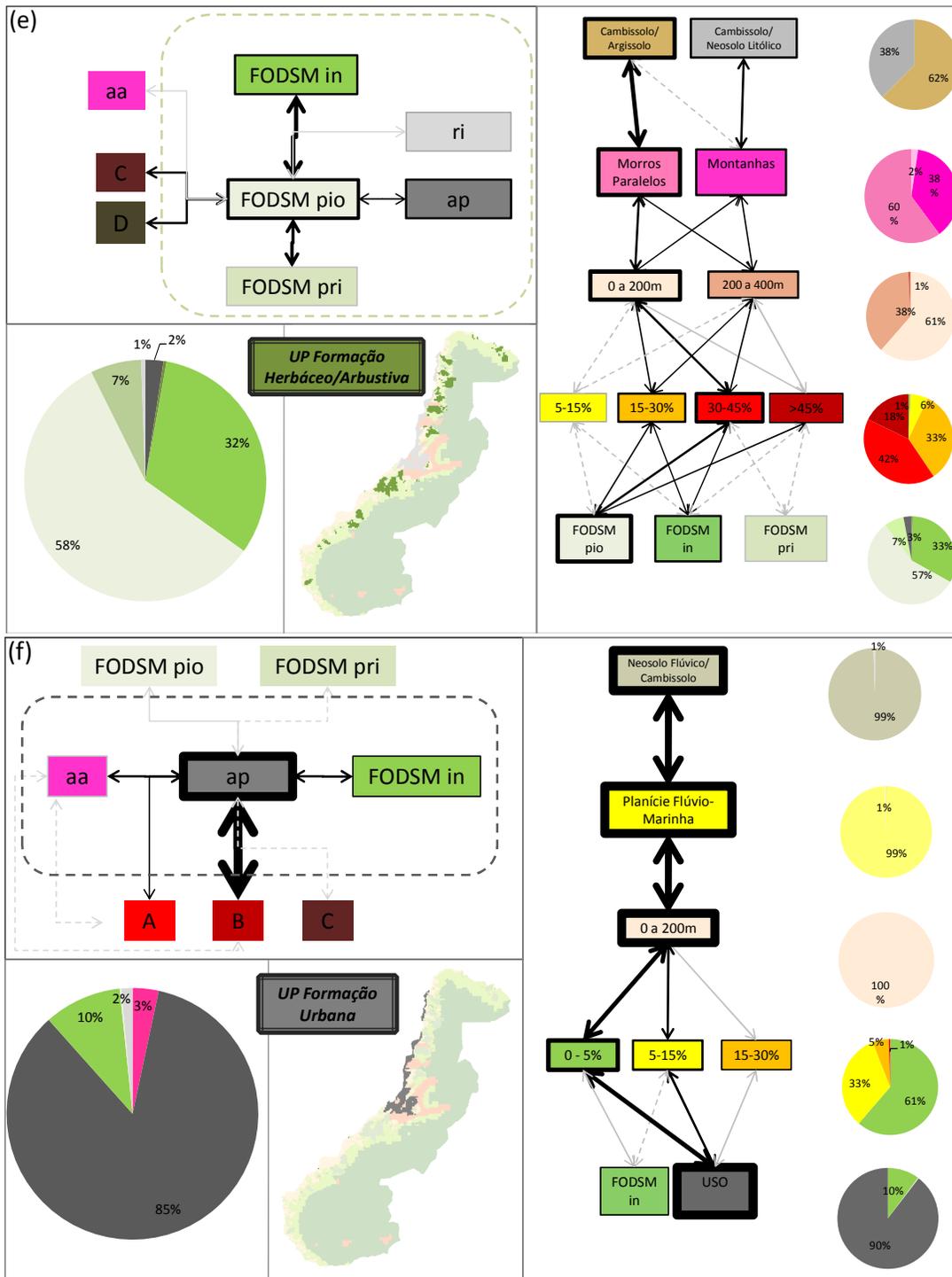


Figura 4.7. Fluxogramas das principais relações em cada eixo (horizontal e vertical), para cada unidade da paisagem, e sua distribuição no espaço: (a) UP Formação Florestal com povoamento; (b) UP Formação Florestal em transição; (c) UP Formação Florestal; (d) UP Formação Florestal em Depósitos de Encostas/Vales; (e) UP Formação Herbáceo/Arbustiva; e (f) UP Formação Urbana. Legenda: A-Sistema viário principal asfaltado; A1-Sistema viário principal (terra); B-Acessos internos dos núcleos populacionais asfaltados; C-Acessos internos dos núcleos populacionais (terra); D-trilhas peatonais (D)

A figura 4.8 indica as relações de conformidade do modelo proposto através da validação da mancha e da *UP*. A verificação de que o modelo, dentro do seu domínio de aplicação, se comporta de maneira suficientemente satisfatória com relação aos objetivos do estudo também foi realizada. Chamamos por domínio de aplicação, o conjunto de condições prescritas para as quais o modelo foi testado e julgado apto para uso. Para a validação do modelo comparamos as respostas de 10 pontos amostrais em cada *UP* com o comportamento do sistema real, para dois níveis da paisagem: mancha e *UP*. Os menores valores obtidos foram com relação à fronteira (representando o eixo horizontal) tanto para a validação da mancha como para a *UP*. Entretanto, quando observamos a figura 4.8, verificamos valores mais baixos, entre 50% e 70% de conformidade em relação as manchas. Existe melhor conformidade, com 100% de acerto para todos os critérios analisados, exceto fronteira, com um mínimo de 80% em relação as *UP*.

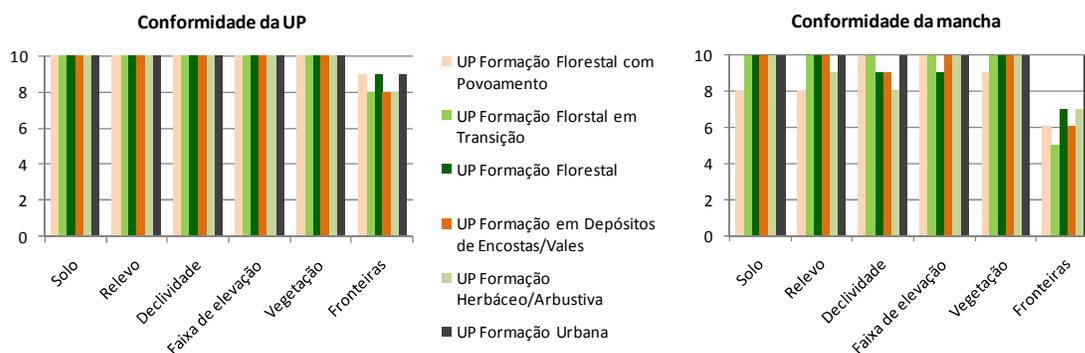


Figura 4.8. Validação do modelo pela conformidade dos critérios para a mancha e para a *UP*

4.4. Discussão

Em planejamentos é usual serem observados os fluxos verticais (MCNAB, 1999; SOTO e PINTÓ, 2010), mas quando se trata de área urbana a decisão costuma recair sobre o eixo horizontal da paisagem, pois ela se configura como uma situação irreversível, conforme comumente expressa na legislação brasileira⁶. Desta forma, a importância dos componentes verticais da paisagem fica minimizada, e os outros elementos do eixo horizontal, como fragmentos de floresta, costumam ficar esquecidos. Em contrapartida se a unidade é obtida somente pela avaliação dos fluxos horizontais a resposta é a união integradora de núcleos populacionais, sem nenhuma visão da importância do substrato que suporta essa ocupação (capítulo 2). Este estudo também evidenciou as áreas urbanizadas em função da preponderância do uso antrópico, apontando claramente a faixa de elevação e declividade em que elas ocorrem, mas também distinguiu duas UP (*Formação Florestal com Povoamento e Formação Urbana*) em função da prevalência e tipo do elemento dominante, do tipo de relevo ocupado pelo elemento dominante e pelas relações de fronteiras entre fragmentos de floresta, adensamento populacional e acessos que possuem. As pressões de vizinhança estão expostas, explicitando a fragmentação de cada UP e as ameaças a integridade dos fragmentos florestais em evolução. Cabe destacar, por exemplo, que a UP *Formação Urbana* mostra uma trama de relações horizontais complexa (figura 4.7f), sobre uma área que pode ser considerada homogênea sob a abordagem do eixo vertical. Esses resultados fornecem uma qualidade diferenciada para cada UP, permitindo observar distintos graus da interferência humana sobre o território e evidenciando as complexidades particulares de cada UP urbanizada, que seriam descartadas ou mascaradas se consideradas apenas em um dos eixos. Desta forma, podemos considerar que as informações da UP em dois eixos permitem indicar ações de manejo mais robustas, uma vez que elas se concretizam a partir da avaliação das pressões e processos inerentes à trama dessas relações. A literatura reconhece que ao definir diferentes unidades de paisagem, são definidos diferentes regimes de proteção e manejo (NOGUÉ-FONT e SALA-MARTÍ, 2009), orientando onde restringir

⁶ Alguns exemplos de atos legais que defendem a ocupação humana como situação de irreversibilidade, com exceção em áreas de risco: Lei nº 2581 de 19 de dezembro de 2006 da Diadema; Lei nº 6125 de 19 de dezembro de 2006 de São Leopoldo; Lei de Responsabilidade Territorial Urbana Projeto de Lei nº 3.057/2000; Projeto de Lei 20/2007 (em situação de debate na Mesa Diretora da Câmara dos Deputados)

ou estimular determinadas atividades ou programar medidas para proteger os recursos naturais (GENELETTI e DUREN, 2008).

Semelhantemente às áreas urbanas, quando a análise é somente em um dos eixos, a decisão sobre as áreas florestais que devem ser protegidas costumam ser tomadas em virtude da homogeneidade do dossel no eixo horizontal. No entanto, a *UP Formação Florestal em Transição*, que se assemelha a *UP Formação Florestal* (figura 4.5b), sem dúvida estaria inclusa em uma mesma unidade de proteção por avaliação no eixo vertical. Em termos de gestão ambiental a junção das duas UP seria imprudente, porque a trama de relações e fluxos é diferente. Podemos supor que o equilíbrio ou a manutenção dos fluxos horizontais da paisagem na *UP Formação Florestal em Transição* estão comprometidos pela existência da forte relação de seus elementos com todos os tipos de acessos (figura 4.7b). Esses acessos assumem um papel de barreira a diversos processos, como a passagem de fauna, intensificando os efeitos negativos sobre os fluxos e interações que garantem o equilíbrio e distribuição entre recursos (BÜRGI et al, 2004; HAWBAKER et al, 2006). Ademais, foram reveladas pressões que a floresta inicial sofre devido às suas fronteiras com adensamento populacional e residências isoladas. Essas pressões aliadas à sua localização abaixo dos 200 metros de altitude, fora dos limites do PEIb, indicam nitidamente a possibilidade de supressão dessa vegetação em prol do crescimento urbano. Bertolo et al (2012), bem como os Capítulos 2 e 3 deste estudo, já evidenciaram a tendência desse tipo de mudança por meio da delimitação de mosaicos pelo eixo horizontal. Porém, quando conciliamos essa informação às características naturais do meio, é possível determinar uma diretriz mais específica, definindo a UP como zona de amortecimento, conforme já defendido nos resultados.

É interessante notar que dentre as seis *UP* formadas, cinco possuem a Floresta Atlântica como componente dominante do eixo vertical. A inclusão da vegetação nesse eixo ajuda a caracterizar o meio natural que, com diferentes fisionomias, apresentam diversidades biológicas específicas e, por conseqüência, processos internos particulares como oferta de recursos para a fauna, dispersão e germinação de sementes (RICHARDS, 1983). Entretanto somente a *UP Formação Florestal* mantém seus fluxos mais propícios para a condição de conservação biológica, uma vez que eles não são interrompidos horizontalmente por barreiras ou limitadores (SALVIANO, 2011). Suas interações horizontais influenciam como pequenos distúrbios, advindos de fronteiras entre florestas em seus diversos estádios sucessionais, destacando-se a forte relação de florestas em estádio sucessional médio/avançado (matriz) com floresta inicial, que também funciona como

zona de amortecimento das ameaças externas (figura 4.7c). Quando analisamos suas relações verticais notamos uma expressiva complexidade de relações entre componentes altamente vulneráveis (figura 4.7c). Compreendemos que as diretrizes direcionadas a essa *UP* devem ser no sentido de conservação da Floresta, não só para pela manutenção da biodiversidade, mas também para impedir que ocorram desastres ambientais como, por exemplo, escorregamentos de terra (VEDOVELLO e MACEDO, 2007).

O modelo proposto auxilia a decisão de uma questão crucial para o planejador: quais fragmentos florestais e em que estado e em qual local eles devem ser mantidos ou recuperados como núcleos de biodiversidade e de conectividade. A *UP Formação Florestal em Transição* é um exemplo disso, uma vez que a floresta está bem distribuída em um conjunto diferenciado de componentes e as barreiras (fronteiras) não são intransponíveis. A *UP Formação Herbáceo/Arbustiva* chamaria a atenção do planejador pelas características do seu eixo vertical (60% de sua área abaixo dos 200 metros de altitude e quase 40% em declividades inferiores a 30%), permitindo supor algumas possibilidades sobre sua atual condição: ou essa área foi recém desmatada e irá seguir o processo de regeneração ou existe um manejo que a mantém no estágio pioneiro. Essa condição só poderia ser confirmada com a avaliação de uma série histórica, como apresentada por Bertolo et al (2012) e nos capítulos 2 e 3 deste estudo. Porém, a análise nos dois eixos permite definir o percentual de área em regeneração florestal que tem fortes fronteiras (pressões impedindo ou dificultando a recuperação) e com condições vulneráveis de substrato (figura 4.7e), o que facilita a decisão sobre recuperar, manter a condição ou destinar a outro uso. Capotorti et al (2012) em seu estudo buscou identificar unidades com diferentes níveis de conservação avaliando os componentes do meio natural aliados à distribuição espacial de ecossistemas ameaçados. No estudo, eles indicaram, por exemplo, intervenções de manejo para os depósitos sedimentares (planícies), porém se ampararam apenas no fato conhecido de que nesses locais encontravam-se ecossistemas costeiros ameaçados pelas atividades humanas. Nós supomos que essa informação poderia ser corroborada pela identificação dos fluxos horizontais, que indicariam as pressões sobre cada porção do território.

O modelo também mostra bom desempenho por evidenciar as relações de vizinhança na própria delimitação da *UP*, uma vez que considera as interferências dos elementos das *UP* adjacentes (figura 4.7). Essa informação diretamente ligada a *UP* é de extrema importância para o gestor

ambiental, uma vez que as reais ameaças (ou facilidades) para a conservação podem não estar presentes no interior da unidade, mas no seu entorno. A UP Formação Florestal em Depósitos de Encostas/Vales, por exemplo, ao mesmo tempo em que possui influências externas que impulsionam a regeneração da floresta (floresta em estágio inicial de regeneração com fronteiras externas de floresta em estágio médio/avançado), também apresenta barreiras ao movimento dos fluxos entremeados no território (fronteiras com acessos). Se um gestor considerasse o conjunto de características verticais que propiciam a ocupação humana, a trama de relações horizontais (figura 4.7d) e o histórico de ocupações de áreas de Floresta Atlântica sobre Corpos de Tálus (VIEIRA e KURKDJIAN, 1993; PEREIRA et al, 2011), provavelmente ele dirigiria ações rígidas de controle para essa área.

Reconhecemos que o avanço teórico na definição de unidades de planejamento vem sendo cada vez mais incorporado ao manejo de bacias hidrográficas e gestão de florestas e, mais recentemente, essas unidades vêm sendo delimitadas por meio de análises estatísticas e espaciais (MCNAB et al, 1999; JENSEN et al, 2001; OWEN et al, 2006; RIITERS et al, 2006). O que destaca nossos resultados é que a partir do modelo proposto conseguimos reduzir os atributos bióticos e abióticos em um número significativo e gerenciável de classes que são estruturalmente, funcionalmente e espacialmente distintos, justamente o que Burrough (2001), Triantafilis (2003) e colaboradores defenderam há cerca de dez anos atrás, mas com pouco progresso até o presente momento.

Uma das vantagens do modelo aqui proposto é que ele foi construído pressupondo a possibilidade de inserção de novos *inputs*, de maneira a permitir a inclusão de algumas outras visões conceituais sobre a forma de como os atributos da paisagem se integram. Assim, por exemplo, ao invés da frequência de fronteiras para caracterizar o eixo horizontal, poderia ser utilizada ausência/presença/comprimento da fronteira ou o grau de conectividade entre os elementos. Essa é uma característica importante porque permite a possibilidade de inserção e obtenção de unidades a partir da opinião de agentes sociais ou decisores que julgam mais ou menos importantes determinados aspectos da relação entre os elementos do meio. Ainda, o modelo pode ser usado como documento básico para debate e subsídio a discussão entre tomadores de decisão ou agentes sociais.

Apesar de todas as vantagens aqui expostas é necessário ressaltar que a validação do modelo em relação às manchas não foi suficientemente efetiva, principalmente com relação aos fluxos horizontais. Esse resultado não invalida o modelo proposto, mas o limita.

4.5. Conclusão

O modelo para avaliação dos eixos vertical e horizontal da paisagem, que representa a disposição e a relação bidimensional dos seus atributos, mostrou-se eficiente principalmente por expressar a heterogeneidade do interior e da borda de unidades de planejamento. Sua vantagem em relação a estratégia de avaliação para somente um dos eixos é a definição de unidades de planejamento que associam informações sobre variabilidade e vulnerabilidade do meio físico; ameaças ou facilidades para a manutenção ou integridade da floresta em evolução; graus da interferência humana; pressões de vizinhança; e integração entre os componentes dos ecossistemas e elementos da paisagem.

O modelo destacou a importância da observação das fronteiras internas ou externas à uma unidade de planejamento para definição do que representaria o núcleo de uma área a ser legalmente protegida, bem como sua zona de amortecimento. Desta forma, a representação das unidades a partir das tramas de relações verticais e horizontais pode conduzir a elaboração de ações de manejo mais robustas, conduzidas por meio da interpretação dos fluxos da paisagem.

Outro aspecto positivo do modelo é que ele foi construído para permitir a inserção de outros *inputs* conceituais, dando maior liberdade de escolha para planejadores, agentes sociais ou gestores ambientais.

As maiores limitações do modelo referem-se a complexidade e tempo de aplicação do método. É necessário que o aplicador tenha experiência em sistema de informação geográfica e análise estatística. Além disso, não se pode dizer que os resultados sejam de fácil e rápida compreensão pelos agentes sociais envolvidos em um processo de planejamento, o que se traduz em uma barreira para os debates públicos. Há também a necessidade que os agentes e gestores tenham uma razoável fundamentação teórica sobre os conceitos envolvidos e que

reconheçam as limitações de validação do modelo em relação a tomada de decisão sobre as manchas que compõem cada unidade de planejamento, uma vez que ele se adéqua melhor para a interpretação da trama e não do elemento da unidade.

4.6. Referencias Bibliográficas

- ALI, A.; BIE, C. A. J. M.; SKIDMORE, A. K.; SCARROTT, R. G.; LYMBERASKIS, P. Mapping the heterogeneity of natural and semi-natural landscapes. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** 26: 176–183. 2014.
- BERNÁLDEZ, G. **Ecología y Paisaje**. Blume, Madrid, Spain. 1981.
- BERTOLO, L. S., LIMA, G. T. N. P., SANTOS, R. F. Identifying change trajectories and evolutive phases on coastal landscapes. Case study: São Sebastião Island, Brazil. **Landscape and Urban Planning** 106(1):115–123. 2012a.
- BERTOLO, L. S.; DE AGAR, P. M.; DE PABLO, C. L.; SANTOS, R. F. Boundaries and mosaics: an approach to evaluate changes and to profit landscape planning, São Sebastião Island, SP/Brazil. **Bosque (Valdivia)** 33 (3): 303-308. 2012b.
- BLASI, C.; CARRANZA, M. L.; FRONDONI, R.; ROSATI, L. Landscape system classification and mapping: a proposal for italian landscapes. **Applied Vegetation Science** 3: 233 – 242. 2000.
- BÜRGI, M.; HERSPERGER, A.; SCHNEEBERGER, N. Driving forces of landscape change—current and new directions. **Landscape Ecology** 8: 857–868. 2004.
- BURROUGH, P. A., WILSON, J. P., VAN GAANS, P. F. M., & HANSEN, A. J. Fuzzy K-means classification of topo-climatic data as an aid to forest mapping in the Greater Yellowstone Area, USA. **Landscape Ecology** 16: 523–546. 2001.
- CAPOTORTI, G.; GUIDA, D.; SIERVO, V.; SMIRAGLIA, D.; BLASI, C. Ecological classification of land and conservation of biodiversity at the national level: The case of Italy. **Biological Conservation** 147: 174 – 183. 2012.
- CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. (2008). "Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest". **Journal of Biogeography**35 (7): 1187-1202.
- de PABLO, C. L.; PINEDA, F. D. Análisis multivariante del territorio. **Geografía de la Universidad Complutense** 5: 236-260. 1985.
- DEAN, W. A Ferro e Fogo: **A História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo:Companhia das Letras, 484p. 2004.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON M. **Landscape Ecology**. John Wiley and Sons, New York, USA. 1986.
- GAUCH, H.G.J. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge, Cambridge University Press. 1982.
- GENELETTI, D.; DUREN, I. V. Protected area zoning for conservation and use: A combination of spatial multicriteria and multiobjective evaluation. **Landscape and Urban Planning** 85 (2): 97-110. 2008.
- HARDT, E.; SANTOS, R. F.; de PABLO, C. L.; de AGAR, P. M.; PEREIRA-SILVA, E. F. Utility of landscape mosaics and boundaries in Forest conservation decision making in the Atlantic Forest of Brazil. **Landscape Ecology** 28: 385–399. 2013.

- HAWBAKER, T. J.; RADELOFF, V. C.; CLAYTON, M. K.; HAMMER, R. B.; GONZALEZ-ABRAHAM, C.E. Road development, housing growth, and landscape fragmentation in northern wisconsin: 1937–1999. **Ecological Application** 16(3):1222–1237. 2006.
- HILL, M. O.; GAUCH, J. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. **Vegetatio** 42: 47-58. 1980.
- JENSEN, M. E.; GOODMAN, I. E.; BOUGERON, P. S.; POFF, N. L.; BREWER, C. K. Effectiveness of biophysical criteria in the hierarchical classification of drainage basins. **Journal of the American Water Resources Association** 37: 1155–1167. 2001.
- JONGMAN, R.H.G.; TER BRAAK, C.J.F.; VAN TONGEREN, O.F.R. **Data analysis in community and landscape ecology**. 2nd ed., Cambridge, Cambridge Univ. Press, 1995.
- KRONERT, R.; STEINHARDT, U.; VOLK, M. (eds.) **Landscape Balance and Landscape Assessment**. Springer. 2001.
- LEGENDRE, L.; LEGRENDRE, L. **Numerical ecology**. Developments in environmental modelling. Elsevier Science & Technology, 1998.
- MALHOTRA, N. K. **Pesquisa de Marketing: uma orientação aplicada**. Porto Alegre: Bookman, 2001.
- MCNAB, H.; BROWNING, S. A.; SIMON, S. A.; FOUTS, P. E. An unconventional approach to ecosystem unit classification in western North Carolina, USA.W. **Forest Ecology and Management** 114: 405 – 420. 1999.
- MELLO, A. Y. I.; DÁNTONO, A. O.; ALVES, H. P. F.; CARMO, R. L. Análise da Vulnerabilidade Socioambiental nas Áreas Urbanas do Litoral Norte de São Paulo. **V Encontro Nacional da Anppas**. 2010.
- MIMRA, M., 1993. Spacial Heterogeneity Assessment of Cultural Landscape. Ph.D. Thesis. Czech University of Agriculture, Prague. MUSACCHIO, L. R. The scientific basis for the design of landscape sustainability: a conceptual framework for translational landscape research and practice of designed landscapes and the six Es of landscape sustainability. **Landscape Ecology** 24(8):993–1013. 2009.
- NOGUÉ-FONT, J.; SALA, P. El paisaje en la ordenación del territorio: Los catálogos de paisaje de Cataluña. **Cuadernos Geográficos** 43: 69 – 98. 2008
- OWEN, S. W.; MACKENZIE, A. R.; BUNCE, R. G. H. et al. Urban land classification and its uncertainties using principal component and cluster analyses: A case study for the UK West Midlands. **Landscape and Urban Planning** 78: 311–321. 2006.
- PALMER, M.A.; SWAN, C.M.; NELSON, K.; SILVER, P.; ALVESTAD, R. Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. **Landscape Ecology** 15: 563–576. 2000.
- PEREIRA, S. Y.; GONCALVES, P. W.; CAMPOS, H. C. N. S. Uma proposta prática de aprendizado para a disciplina de Geologia Urbana. **Terrae didatica** 7 (1). 2011.
- PETERS, D. P.C.; GOSZ, J. R.; POCKMAN, W. T.; SMALL, E. E.; PARMENTER, R. R.; COLLINS, S. L.; MULDAVIN, E. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. **Landscape ecology** 21: 19-33. 2006.

- PINEDA, D. Paisaje y territorio. **Colección Mediterráneo Económico**: "Mediterráneo y Medio Ambiente" 4: 181 - 198. 2000.
- PIPPO, T.; DONADIO, C.; PENNETTA, M.; PETROSINO, C.; TERLIZZI, F. Land units of Sarno river basin (southern Italy) for land evaluation. **Geogr. Fis. Dinam. Quat.** 31: 21-36. 2008.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE ILHABELA, 2005. <<http://www.ilhabela.org/numeros.htm>>
- RIITTERS, K. H.; WICKHAM, J. D.; WADE, T. G. Evaluating ecoregions for sampling and mapping land-cover patterns. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing** 72(7): 781–788. 2006.
- SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **Relatório Estadual de Acompanhamento dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio – 2010**. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo. 2010.
- SILVA, J. S. V.; SANTOS, R. F. Zoneamento para planejamento ambiental: vantagens e restrições de métodos e técnicas. **Cadernos de Ciência & Tecnologia** 21 (2): 221-263. 2004.
- SILVA, T.S.; TAGLIANI, P.R.A. Environmental planning in the médium littoral of the Rio Grande do Sul coastal plain e Southern Brazil: Elements for coastal management. **Ocean & Coastal Management** 59: 20 – 30. 2012.
- SOTO, S.; PINTÓ, J. Delineation of natural landscape units for Puerto Rico. **Applied Geography** 30(4): 720 – 730. 2010.
- TRIANTAFILIS, J.; ODEH, I. O. A.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B. Elucidation of physiographic and hydrogeological features of the lower Namoi valley using fuzzy K-means classification of EM34 data. **Environmental Modelling & Software** 18: 667–680. 2003.
- TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. **Quantitative Methods in Landscape Ecology**. Springer-Verlag, New York. 1991.
- VALVERDE, V.; ROLDÁN-MARTÍN, M. J., CAMPOS, G. A.; PÉREZ, P.; De AGAR, P. M. & De PABLO, C. T. L. **Análisis de la estructura espacial del paisaje**: mosaicos del paisaje. In: F. T. Maestre; A. Escudero & A. Bonet (eds.) *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones*. 2008.
- VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology** 15: 577–589. 2000.
- VIEIRA, I. M.; KURKDJIAN, M. L. N. O. Integração de dados de expansão urbana e dados geotécnicos como subsídio ao estabelecimento de critérios de ocupação em áreas urbanas. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto** 7: 163-171. 1993.
- VEDOVELLO, R.; MACEDO, E. S. **Deslizamentos de encostas**. in: *Vulnerabilidade Ambiental*. SANTOS, R. F. (org.). Brasília: MMA, 75 - 93. 2007.
- WIENS, J.A.; CRAWFORD C.S.; GOSZ, J. R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. **Oikos** 45(3):421–427. 1985.
- WU, J.; HOBBS, R. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis, **Landscape Ecology** 17: 355–365. 2002.

ZONNEVELD, I.S. The land unit: a fundamental concept in landscape ecology and its applications. **Landscape Ecology** 3: 67–86. 1989.

Anexo 4.1 Descrição e exemplos das classes de mapeamento

Tipos de uso e cobertura da terra	
<p>Adensamento populacional (ap) Áreas residenciais e comerciais, com presença de infraestrutura.</p>	
<p>Agrupamento arbóreo (aa) Agrupamento de árvores, plantadas ou não, que apesar de poder apresentar dossel, não possuem funções de floresta. Localizados em meio aos adensamentos populacionais ou próximas às residências isoladas.</p>	
<p>Residências isoladas (ri) Edificações isoladas ou mais concentradas entre si, sendo identificadas também pelo contexto. Foram consideradas de 10m² a 200m², não sendo diferenciadas suas funções (habitação, comércio, etc.)</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana com em estágio pioneiro de regeneração (fodsm_pio) Composição e textura: feição muito homogênea e/ou heterogênea com predomínio de herbáceas, com ou sem arvoretas Porte: baixo Tonalidade: clara, contínua Ciclo de vida: curto, de até 1 ano</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana com em estágio primário de regeneração (fodsm_pri) Composição e textura: feição muito homogênea e/ou heterogênea com predomínio de herbáceas, com ou sem arvoretas Porte: baixo Tonalidade: clara, contínua Ciclo de vida: curto, de até 1 ano</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana em estágio inicial de regeneração (fodsm_in) Composição e textura: arvoretas homogêneas e espaçadas, cobertura variando de aberta a fechada, com poucas árvores emergentes. Porte: médio Ciclo de vida: entre dez e trinta anos</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana em estágio médio/avançado de regeneração (fodsm_med) Composição/textura: árvores e arvoretas, Dossel</p>	

<p>homogêneo, com árvores emergentes. Alta diversidade biológica. Porte: médio a alto Coloração: diversificada Ciclo de vida: longo</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio inicial de regeneração (fodm_in) Composição e textura: arvoretas homogêneas e espaçadas, cobertura variando de aberta a fechada, com poucas árvores emergentes. Porte: médio Ciclo de vida: entre dez e trinta anos</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio médio/avançado de regeneração (fodm_med) Composição/textura: árvores e arvoretas, Dossel homogêneo, com árvores emergentes. Alta diversidade biológica. Porte: médio a alto Coloração: diversificada Ciclo de vida: longo</p>	
<p>Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana em estágio médio-avançado de regeneração (fodam) Composição/textura: árvores e arvoretas, Dossel descontínuo, heterogêneo. Alta diversidade biológica. Porte: médio a alto Coloração: diversificada Ciclo de vida: longo</p>	
<p>Sistema viário principal asfaltado (A)</p>	
<p>Sistema viário principal terra (A1)</p>	
<p>Acessos internos dos núcleos populacionais asfaltados (B)</p>	
<p>Acessos internos dos núcleos populacionais - terra (C)</p>	
<p>Trilhas peatonais (D)</p>	
<p>Acessos (ac) Vias de asfalto ou de terra e trilhas peatonais</p>	

Capítulo 5. Ensaio sobre a valoração de serviços ecossistêmicos em unidades de planejamento

5.1. Revisão da literatura

As interferências humanas em um território resultam em novos arranjos dos usos da terra, gerando cenários heterogêneos que podem intervir sobre a sustentabilidade de uma paisagem (WU, 2013). Um novo *design* pode afetar as interações e funções ecológicas que ocorrem tanto entre os elementos da paisagem como no interior de cada mancha ou ecossistema, alterando a estrutura e as condições de estabilidade dos processos ecológicos (BERNALDEZ, 1981; KRONERT et al, 2001). As mudanças de fronteiras ou interações entre manchas da paisagem respondem particularmente pela disponibilidade, quantidade e direção dos fluxos de matéria e energia entre os seus elementos (WIENS et al, 1985; MARGALEF, 1996; ROLDÁN MARTÍN et al, 2003; VALVERDE et al, 2008; HARDT et al. 2013). Enfim, quando uma situação de heterogeneidade estrutural da paisagem se impõe, pressupõe-se que a disponibilidade ou sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos (SE) também se altera (MUSACCHIO, 2009; e CUMMING, 2011), uma vez que eles, direta ou indiretamente, resultam da estabilidade das funções, fluxos e processos ecológicos (DALY e FARLEY, 2010).

Em dias atuais, há uma forte pressão para que os planos de manejo interpretem as interações entre elementos, fluxos, funções e processos ecológicos através das condições recentes e futuras de oferta de bens e serviços (HERMAN et al, 2011, HACKBART, 2012a), grande parte em virtude do seu papel tradutor de como as tramas ecológicas em um território resultam em benefícios que os ecossistemas naturais conservados proporcionam ao bem-estar homem (FARLEY, 2012). Essa abordagem costuma facilitar o diálogo e a interpretação dos resultados do plano de manejo junto

aos agentes sociais, pois se o benefício da conservação da Natureza puder ser estendido para o bem-estar e a diversidade cultural humana o valor se multiplica (LARSEN et al, 2012). Cabe, portanto, ao planejador a responsabilidade de apresentar aos tomadores de decisão um diagnóstico sobre a oferta real de serviços, bem como um conjunto de ações de manejo que possa disponibilizar uma quantidade eficiente de serviços ao mesmo tempo em que evite os desserviços. Uma vez que os planos apresentam unidades ou zonas de planejamento, para cada uma delas deve haver uma resposta específica sobre esses serviços, bem como se eles interagem como uma situação de *trade off* ou *win-win*⁷ (FISHER, 2012; MAES et al, 2012; JOHNSON et al, 2012). Para tal tarefa, o planejador procura compreender o papel de cada elemento que compõe a paisagem na produção de serviços e ter um juízo de valor sobre eles, baseado num conjunto particular de critérios (ou valores de referência) que são patamares de tolerância das condições de sustentabilidade do meio (TURNER et al, 2012; FÜRST et al, 2013). Esses valores de referência podem ser tanto atribuídos por pesquisadores, que costumam focar o pleno funcionamento das funções e processos ecológicos, como por agentes sociais, que podem apontar as condições mínimas de conservação para que o recurso possa ser aproveitado (IRWIN e RANGANATHAN, 2008; PAETZOLD et al, 2010).

Se o objetivo do plano de manejo for realmente traduzir funções e processos ecológicos em serviços ecossistêmicos, a estratégia de avaliar a disponibilidade de serviços tendo apenas como base de análise o papel dos elementos da paisagem é insuficiente. Conforme já discutido no capítulo anterior, a avaliação da disposição e da relação bidimensional dos atributos da paisagem e a interpretação dos fluxos de matéria e energia em dois eixos são fundamentais para concluir sobre a heterogeneidade estrutural do território e, por conseqüência, sobre processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (HU et al, 2008; HERMANN et al, 2011; TURNER et al 2013).

Em síntese, este estudo defende que a definição de unidades de planejamento baseadas na interação dos eixos horizontal e vertical da paisagem (Capítulo 4), preditos por critérios que revelam a heterogeneidade estrutural do lugar, implica no reconhecimento das limitações de oferta de serviços ecossistêmicos. Partimos do pressuposto de que o manejo depende dessa compreensão, de forma a poder, efetivamente, conduzir as condições desejadas de disponibilidade de serviços ecossistêmicos frente às novas trajetórias de uso. Nessa perspectiva,

⁷*Tradeoff*: interações de direções opostas (aumento/diminuição) entre serviços ecossistêmicos

Win-win: interações positivas (ou de mesmo sinal) entre serviços ecossistêmicos

nosso objetivo foi dar o primeiro passo, realizando um pequeno ensaio sobre a disponibilidade potencial de SE em função dos elementos da paisagem, mas associados as seis tramas bidimensionais representadas pelas unidades de planejamento descritas no capítulo 4. Os resultados são valores brutos de SE e não têm a pretensão de representar, efetivamente, o papel dos fluxos horizontais e verticais da paisagem, mas pressupõe expressar, a grosso modo, o papel das unidades previamente estabelecidas sobre os serviços ecossistêmicos.

5.2. Material e métodos

5.2.1. Área de estudo

A ilha de São Sebastião, com uma área de 36.000 hectares, tem 92% do território ocupado por floresta, sendo em grande parte protegida pelo Parque Ilhabela. Apesar disso, as bordas da ilha estão muito ocupadas por usos humanos, evidenciando um arranjo significativo de combinações resultantes das mudanças que se estabeleceram ao longo de seis séculos. Essa faixa de orla é de extrema importância para o turismo, que é a base econômica para a manutenção do município. Por essas razões, este estudo selecionou dentro dessa faixa 16 sub-bacias hidrográficas (Figura 4.1, capítulo 4), que se destacam pela necessidade de fornecer alternativas econômicas e manter o gradiente de florestas, das planícies às escarpas.

5.2.2. Modelo para valoração dos serviços ecossistêmicos

Este estudo estruturou um modelo cujo objetivo foi relacionar os usos humanos integrados a floresta em região de Mata Atlântica com a variação de disponibilidade dos SE. Partiu-se da premissa que especialistas em serviços ecossistêmicos e florestas têm os requisitos suficientes para valorar ou julgar sobre a disponibilidade de serviços supondo as funções e processos ecológicos. O modelo está construído em três etapas (Figura 5.1) dentro de uma estrutura padrão de modelagem (CANHAM et al, 2003; HASENAUER, 2006; JAKEMAN et al, 2008; KIMMINS et al, 2010).

Etapa 1: Seleção de serviços ecossistêmicos

A elaboração prévia do mapa de uso da terra e cobertura de 2009, feitos a partir de imagem de satélite SPOT 5 (escala 1:35.000) permitiu definir os tipos de uso humano e fisionomias florestais (capítulo 4) que são fornecedores de SE. Eles representam os elementos da paisagem que, conforme já referenciado na introdução, configuram a base usual de avaliação de SE. Outra fonte de informação sobre serviços foram os levantamentos temáticos e as recomendações apontadas por especialistas no Plano de Manejo do Parque Estadual de Ilhabela (PMPEIb, 2012), que registraram argumentações a favor (ou não) de atividades para conservação e uso dos ecossistemas. Além disso, as oficinas realizadas junto à população da Ilha permitiram definir quais são os principais SE defendidos pelos atores regionais, decisores políticos e ambientalistas. Esse conjunto de informações permitiu revelar os principais serviços e seus indicadores implicados no contexto regional.

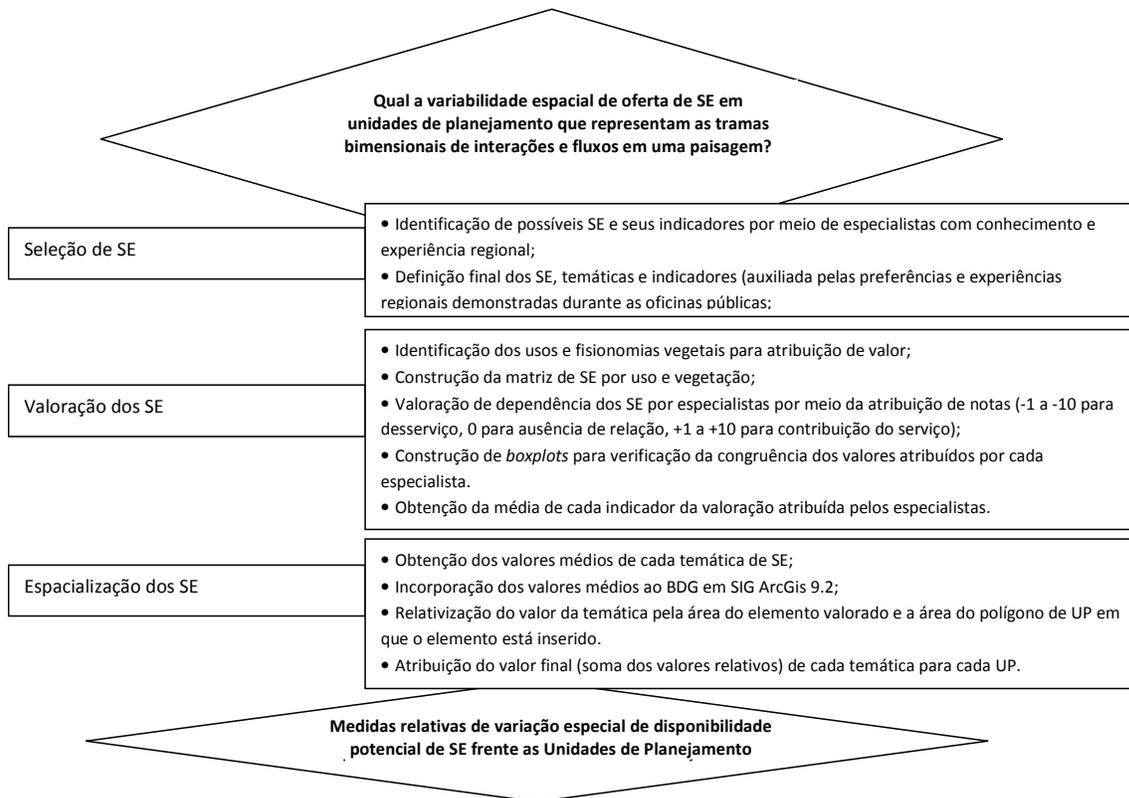


Figura 5.1. Estrutura do modelo

Etapa 2. Valoração de dependência entre serviços ecossistêmicos e usos da terra

Os indicadores de SE apontados como focos de interesse pela população e tomadores de decisão da região serviram de critérios para avaliação de cada grupo de serviço. Para tanto, os critérios foram relacionados a cada tipo de uso mapeado para a região (classes de mapeamento) na forma de matriz, conforme sugerido por Burkhard e Kroll (2011). A matriz de valoração (Tabela 5.1) foi enviada para 22 especialistas em SE que trabalham em regiões com florestas (Anexo 5.1). Foram pré-selecionados os especialistas que tinham o título de doutor, com pelo menos uma publicação sobre o tema em revista especializada e ligados profissionalmente a uma Instituição. Para tanto, foi realizada uma pesquisa nas fontes Scielo, Science Direct, Elsevier e Google acadêmico, utilizando diferentes combinações das palavras-chave: serviços ecossistêmicos, paisagem, Mata Atlântica, floresta. Os nomes obtidos foram pesquisados no Currículo Lattes e foram excluídos os que trabalharam apenas de forma pontual com o tema. A consulta foi realizada via email, onde cada pesquisador foi solicitado a dar valores crescentes de 1 a 10 para demonstrar condições favoráveis de dependência entre os usos e os SE, e valores de (-1) a (-10) para características desfavoráveis. A ausência de relação entre uso e SE foi indicada por zero.

Para atribuir um valor final para cada célula da matriz foi realizada a média aritmética, de forma a considerar igualmente todas as opiniões formuladas. As médias representam valores qualitativos atribuídos às temáticas consideradas na matriz. Por outro lado, foi necessário expressar por *boxplots* os desvios das médias e os *outliers*, de forma a observar a consistência dos valores obtidos. Foram apresentadas as médias por temática

Etapa 3. Espacialização da matriz de valoração

Os valores qualitativos obtidos na etapa anterior foram transferidos para o banco de dados geográficos (BDG) por meio do SIG ArcGis 9.2, considerando cada elemento contido em cada um das unidades de planejamento. Essas unidades já foram apresentadas na Figura 4.6. Cada valor de entrada foi relativizado pela área ocupada pelo respectivo elemento em cada polígono definido como unidade de planejamento. Os valores relativos dentro de cada unidade foram somados, de forma a obter como resultado mapas que espacializassem a distribuição e intensidade de cada serviço dentro de cada trama bidimensional de interações.

5.3 Resultados e discussão

As respostas para a matriz tiveram uma taxa de retorno de 45% e alguns especialistas, ao darem suas impressões sobre o seu preenchimento, fizeram considerações que puderam auxiliar a justificar a grande variação apresentada pelos valores atribuídos a alguns elementos da paisagem, conforme expresso em *boxplot* (Anexo 5.2).

Os *boxplots* permitem dizer que para todos os temas indicadores de SE toda vez que havia uma pequena variação dos valores (pequena distância interquartil) sempre existia, pelo menos, um *outlier*. Os tipos florestais são um exemplo, onde alguns indicadores de provisão (alimento para subsistência, medicamentos naturais tradicionais, bioquímicos e fármacos como matéria-prima e joalheria e elementos de decoração) e a maior parte dos indicadores de regulação (70%), apresentaram de forma geral valores entre 9 e 10, mas ainda recebendo valores contrastantes por algum especialista. Isso demonstra que não existe uniformidade na interpretação de nenhum dos SE, mesmo neste caso em que a consulta baseou-se em um único tipo de agente pressupostamente tendo as mesmas fontes de informação e nível de formação.

Apesar de a literatura citar que os serviços mais facilmente valorados serem os de provisão, neste estudo, entre todos os SE, os de suporte foram os que manifestaram maior congruência em relação às notas. Pelo contrário, os indicadores do SE cultural apresentaram grandes variações. Isso pode ser explicado pelas diferentes interpretações de cada especialista sobre o quanto um determinado elemento contribui para a ocorrência de um SE. Entretanto, isso não era um resultado esperado, uma vez que todos respondentes trabalham com o tema. A razão pode ser devido as suas diferentes formações acadêmicas, ora voltada a conservação biológica, ora voltada ao homem. Além disso, também podemos justificar a variabilidade de notas fazendo uma crítica diretamente apontada para a matriz, uma vez que alguns especialistas fizeram considerações sobre a dificuldade de fazer esse tipo de análise frente a falta de informação sobre o significado teórico de cada indicador. Na verdade, a ausência do direcionamento teórico se justifica pela tentativa de não dirigir a resposta do respondente.

Devemos lembrar que o conceito de serviço ecossistêmico foi rapidamente adotado para planos de manejo porque acenava com a possibilidade de superar a grande barreira do debate entre a

sociedade civil sobre as vantagens de se investir na manutenção das funções ecológicas, da polinização aos ciclos de nutrientes e fluxos de matéria e energia (NELSON et al, 2009). Acredita-se que ele seja um caminho que possibilita traduzir as funções e processos em uma linguagem de fácil compreensão para a maioria dos atores sociais, facilitando desta forma o diálogo (GENELETTI, 2011; ONAINDIA et al, 2013). No entanto, devemos rever essas suposições, já que este estudo aponta opiniões altamente divergentes no contexto de um único tipo de agente e que, supostamente, teria maior uniformidade de respostas entre os agentes que compõem uma sociedade.

Apesar da grande alternância entre notas, optamos por usar a média aritmética para cada indicador de modo que nenhuma contribuição fosse diminuída ou descartada. A tabela 5.2 apresenta as médias obtidas para cada temática relacionada aos serviços ecossistêmicos a partir dos indicadores e em função dos elementos da paisagem. Os elementos ligados a floresta foram aqueles que receberam os maiores valores, com exceção em 23% (recursos do mar, agrícola e controle de enfermidades). Os menores valores de SE foram campo antrópico, agrupamento arbóreo e residências isoladas. De acordo com o esperado, os desserviços foram claramente expressos para o elemento adensamento populacional e vias de acessos.

Tabela 5.2. Valores médios da relação temática de SE por elementos da paisagem

	Floresta Ombrófila Densa Alto Montana/ Montana em estágio médio/avançado de regeneração	Floresta Ombrófila Densa Submontana em estádio médio/avançado de regeneração	Floresta Ombrófila Densa Submontana em estádio primário/inicial de regeneração	Campo antrópico	Cachoeira	Praia	Agrupamento arbóreo em áreas residenciais	Residências isoladas (Chácaras, casas de veraneio, pousadas...)	Adensamento populacional (núcleos e aglomerados urbanos já consolidados)	Vias de acesso (asfaltada)	Vias de acesso (terra)	Trilhas (via peatonal)
Bio-recursos	8,0	8,4	6,6	-3,1	3,0	1,3	0,7	-2,3	-6,4	-3,3	-2,1	-0,8
RecMar	1,6	1,5	1,5	-1,2	2,0	4,4	0,0	0,2	-1,9	0,1	1,2	1,3
RecAgrícola	-3,9	-4,0	-3,9	1,9	1,6	0,0	0,0	1,9	-4,6	1,1	1,6	1,3
Artesanato	10,0	8,5	7,6	2,8	6,3	7,8	1,1	1,5	-1,8	0,0	0,0	2,9
Controle de enfermidades	4,4	4,3	3,0	-0,2	4,2	-1,1	-1,1	-2,0	-1,3	-0,9	-1,2	-2,1
Vulnerabilidade a desastres	8,2	8,0	6,6	-3,4	0,1	2,4	0,2	-2,6	-6,8	-5,5	-3,8	-2,3
Fonte de água	9,1	8,9	7,9	-3,6	7,9	2,4	0,3	-3,9	-7,8	-6,5	-5,6	-3,4
Potencial estético	7,9	7,9	6,8	-0,8	9,2	9,5	1,1	0,5	-4,3	-0,7	0,2	3,9
Potencial recreativo e ecoturístico	6,1	5,8	5,8	-0,2	7,9	8,7	0,7	0,8	-5,7	3,8	5,4	7,8
Herança cultural	4,4	4,3	3,8	1,6	4,5	5,8	2,1	2,2	1,2	0,1	0,9	2,8
Potencial para conhecimento	9,0	8,9	8,8	3,0	8,2	8,7	2,0	1,4	0,9	0,5	1,2	3,4
Pertencimento	8,6	8,4	7,1	2,7	8,1	8,6	2,1	4,0	-0,2	-1,3	1,0	5,0
Existência	9,3	9,1	7,8	0,8	8,8	9,3	1,7	-0,3	-0,3	0,5	1,4	2,5
Produtividade	9,4	9,3	8,8	3,3	6,0	7,6	2,2	0,0	-1,0	-1,1	-1,2	-1,4
Refúgios e berçários	4,8	4,8	4,1	0,3	7,9	8,1	0,5	1,0	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5
Integridade da paisagem	9,3	9,1	8,4	3,2	8,8	9,3	1,1	-3,4	-5,8	-5,1	-4,6	-4,2
Polinização	9,3	8,9	8,4	2,3	3,9	1,7	3,3	1,6	-3,4	-3,2	-3,1	-2,9

A figura 5.2 objetivou representar a variação positiva ou negativa dos valores das temáticas indicadoras dos SE em cada unidade de planejamento (UP). Foi possível notar que existe um gradiente de disponibilidade de SE que acompanha o gradiente expresso na paisagem pelas UP e suas relações horizontais e verticais. A *UP Formação Florestal*, com a maior relação floresta/área entre as UP, localizada em terrenos mais vulneráveis e com fluxos mais propícios à condição de conservação biológica, também refletiu a maior contribuição de SE dentre todas as temáticas, principalmente serviços de suporte e cultural (figura 5.2a). Esperava-se que, pelas características da UP, os SE de regulação tivessem maior destaque, em função de sua condição mais adequada de interações e fluxos verticais e horizontais. É provável que esse resultado seja devido a matriz considerar somente os elementos do eixo horizontal da paisagem, não permitindo que os respondentes julgassem devidamente a paisagem. Esse fato reforça a importância de análise dos atributos nos dois eixos da paisagem, conforme defendido por Valverde e colaboradores (2008).

A *UP Formação Florestal em Transição* que funciona como uma zona de amortecimento para a *UP Formação Florestal* (Capítulo 4) apresenta os SE num grau abaixo de intensidade, confirmando o gradiente e seu papel na atenuação das pressões externas (figura 5.2b).

A atribuição de valores menos expressivos pelos especialistas para os elementos que fazem parte da *UP Formação Florestal em Depósitos de Encostas/Vales* (figura 5.2c), de predomínio florestal, revelou os usos existentes que, na realidade, ocorrem devido às facilidades do terreno, ou seja, devido as características do eixo vertical da paisagem (figura 4.7d). Assim, o componente Corpos de Talus (Depósitos de encostas), que conduziu a formação de uma UP específica, foi conveniente, pois delimitou uma porção territorial importante no contexto de regiões ocupadas por montanhas e escarpas.

Pelos resultados, há uma clara tendência de diminuição do SE à medida que a interferência antrópica se acentua (Figura 5.2). Os serviços de provisão e regulação tornaram-se desserviços nas *UP Formação Herbáceo/Arbustiva* e *Formação Florestal com Povoamento* (figuras 5.2d;e), que possuem uma trama mais complexa de relações horizontais e verticais (figuras 4.7a;e), sofrendo pressões que impedem ou dificultam a recuperação da integridade dos fragmentos florestais em evolução. O gradiente é ainda menor quando existe uma combinação de determinados elementos com fronteiras que interrompem severamente os fluxos e processos, como é o caso da *UP Formação Urbana*. Sua consequência é o desserviço para maioria das temáticas e uma frágil contribuição para a provisão de alguns serviços culturais e de suporte (figura 5.2e). Apesar da literatura apontar que maior heterogeneidade não implica obrigatoriamente em menor disponibilidade de SE, os resultados deste estudo de caso corroboram Musacchio (2009) e Cumming (2011), revelando um encadeamento entre tipos de uso, complexidade de fronteiras e fluxos como barreiras a funções e processos ecológicos.

A espacialização dos diferentes graus de disponibilidade de SE retratados em temáticas está apresentada na figura 5.3. De forma geral podemos dizer que o gradiente de heterogeneidade de acordo com a diversidade de tipos, intensidade de interações e configuração entre os elementos e componentes da paisagem (MIMRA, 1993; ALI et al. 2014) descrito para as seis UP (figura 4.7) tem correspondência contrária com a disponibilidade potencial dos serviços ecossistêmicos. Aparece ter um comportamento de *trade off*, ou seja, quanto maior a heterogeneidade e usos humanos, menor a disponibilidade de SE (ELMQVIST et al, 2011). Bio-recurso e artesanato são

as temáticas que mais contribuem na oferta dos serviços de provisão, principalmente pelas UP florestadas. Essa figura também evidencia a contribuição de cada *UP* para cada temática e serviço ecossistêmico.

A contribuição das temáticas que respondem por um SE variam substancialmente nas unidades de planejamento, podendo inclusive apresentar um serviço somado a um desserviço em uma mesma *UP*. A *UP Formação Herbáceo/Arbustiva*, por exemplo, ao mesmo tempo em que prevê em cerca de 50% de sua área uma baixa intensidade de serviços de regulação ligados à vulnerabilidade a desastres e fonte de água, nos outros 50% apresenta um desserviço (figura 5.3b). O mesmo ocorre com relação ao bio-recurso nessa mesma *UP*, cujas relações entre tipos de usos acabam anulando os valores positivos e negativos desse tema entre si. Para o manejo essa informação é importante porque necessita de diretrizes ajustadas localmente e, aparentemente, contraditórias.

As temáticas do grupo cultural não apresentaram desserviços, com exceção do potencial estético e potencial recreativo e ecoturístico. Além disso, evidenciaram um gradiente decrescente, da *UP Florestal* para a *UP Urbana*. As temáticas indicadoras dos serviços de suporte comportam-se da mesma forma.

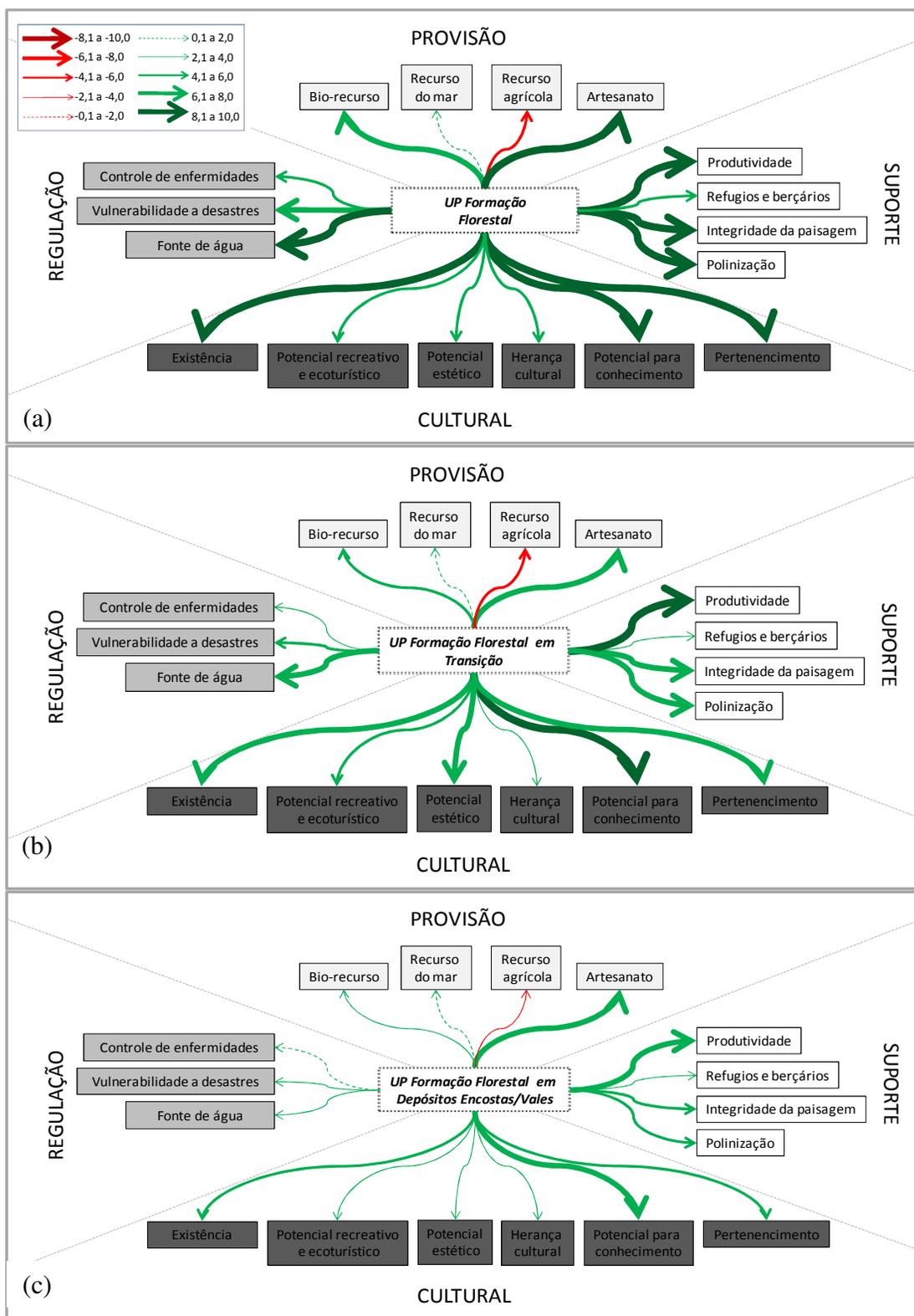


Figura 5.2. Variação e intensidade das temáticas indicadoras dos SE em cada UP: (a) Formação Florestal; (b) Formação Florestal em Transição; (c) Formação Florestal em Depósitos de Encostas/Vales;

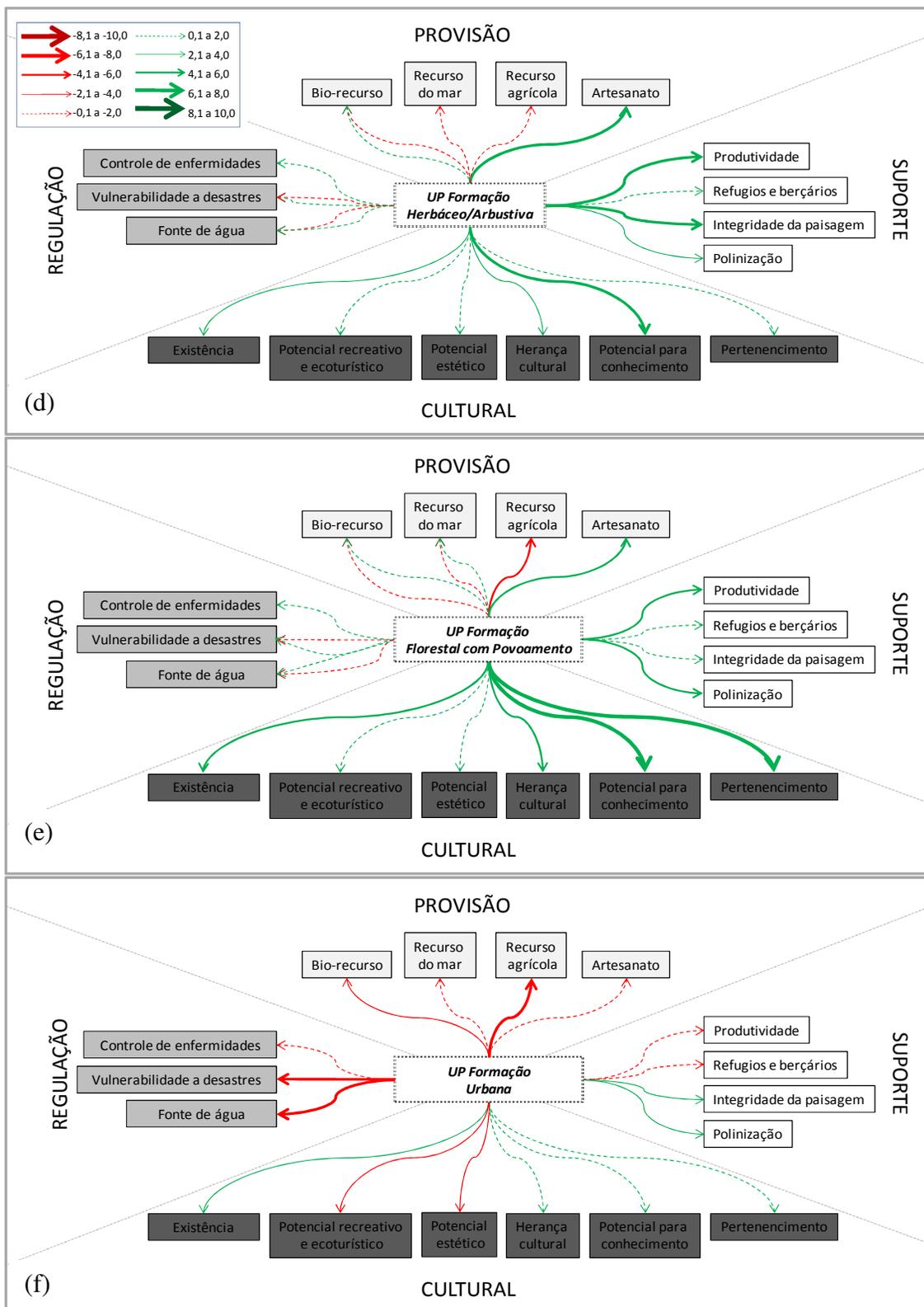


Figura 5.2. Variação e intensidade das temáticas indicadoras dos SE em cada UP: (d) Formação Herbáceo/Arbustiva; (e) Formação Florestal com Povamento; e (f) Formação Urbana.

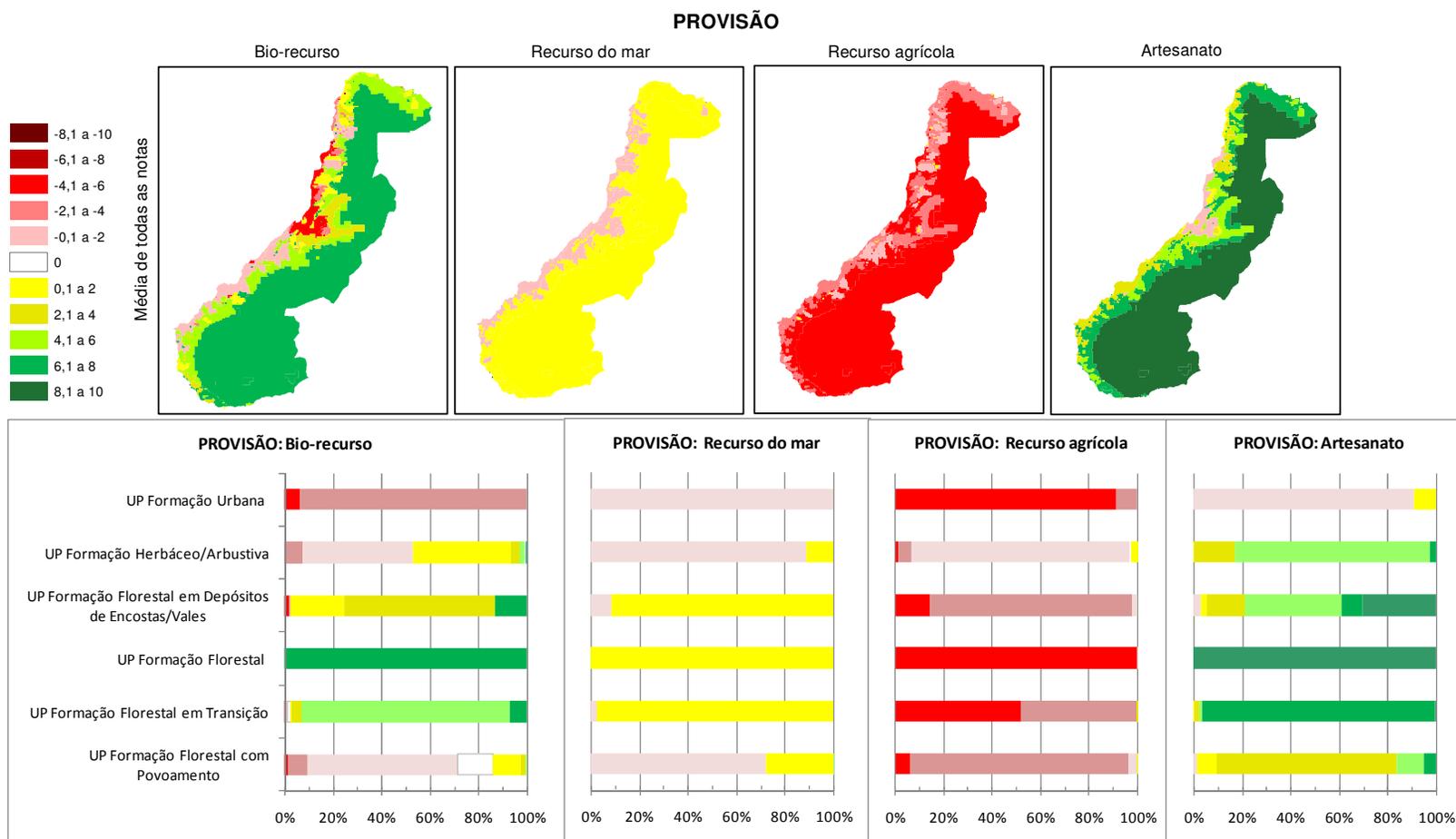


Figura 5.3. SE espacializados por temática e sua distribuição em cada UP: (a) Serviços de Provisão

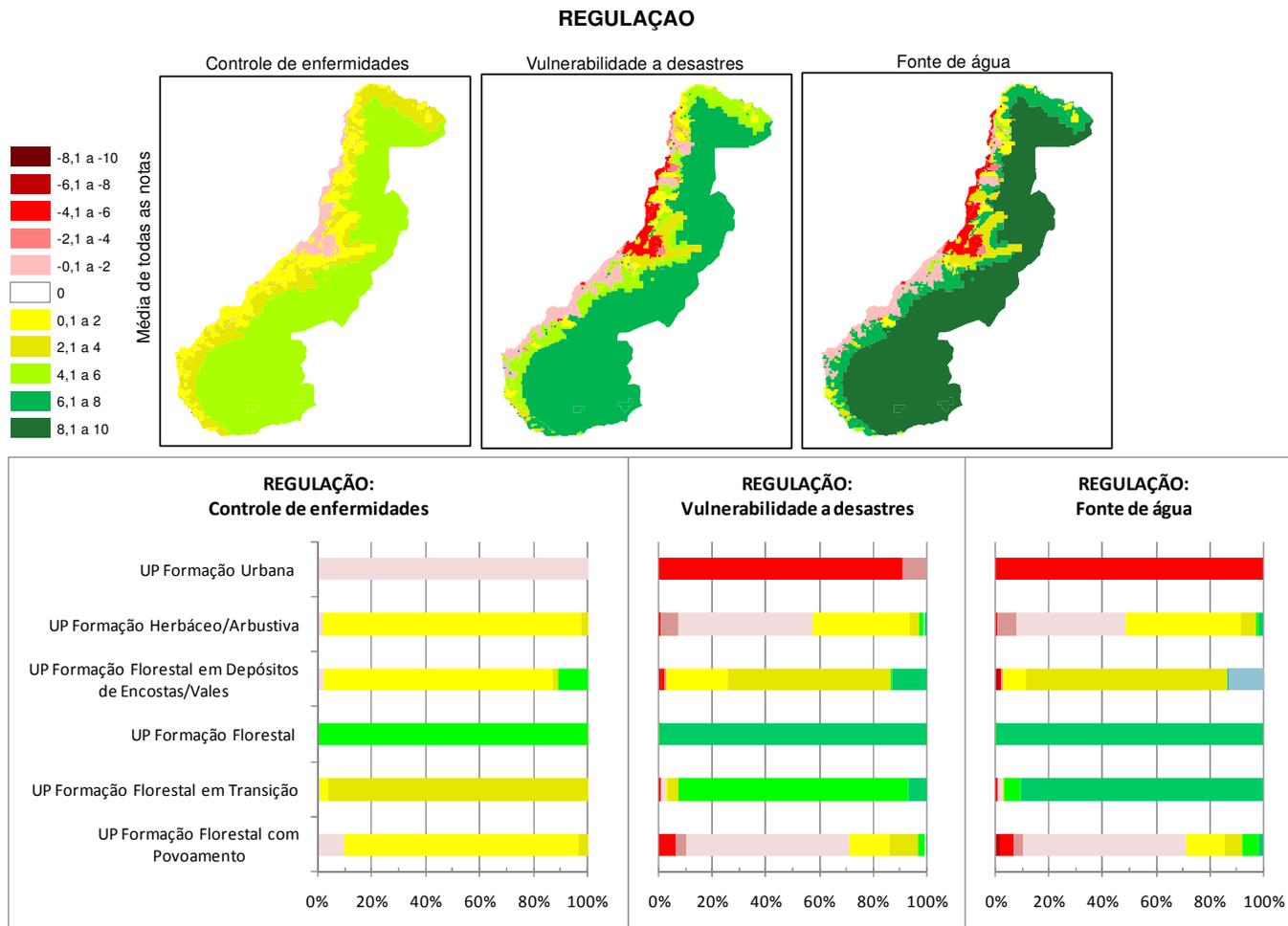


Figura 5.3. SE espacializados por temática e sua distribuição em cada UP: (b) Serviços de Regulação

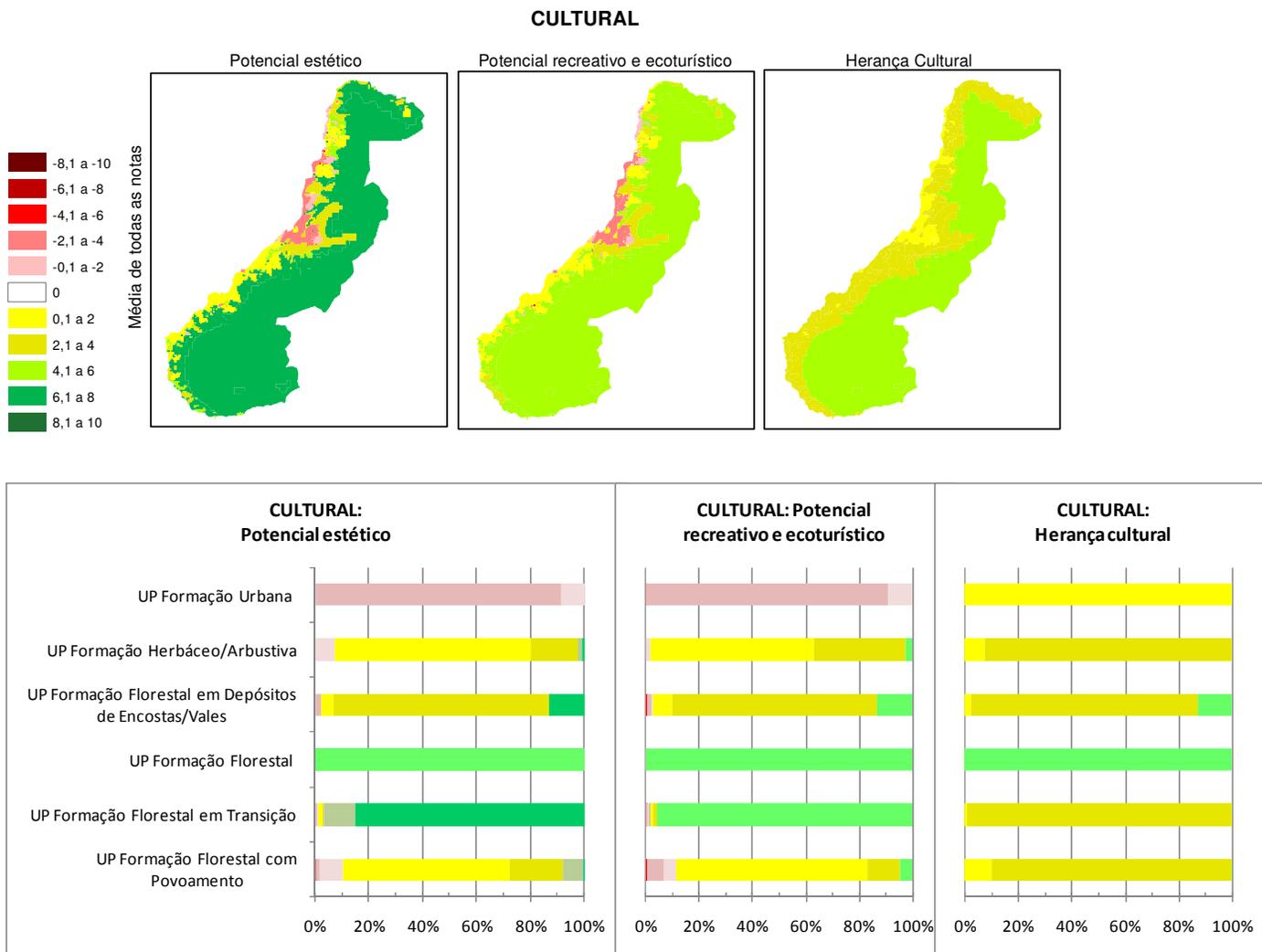


Figura 5.3. SE espacializados por temática e sua distribuição em cada UP: (c) Serviços Culturais

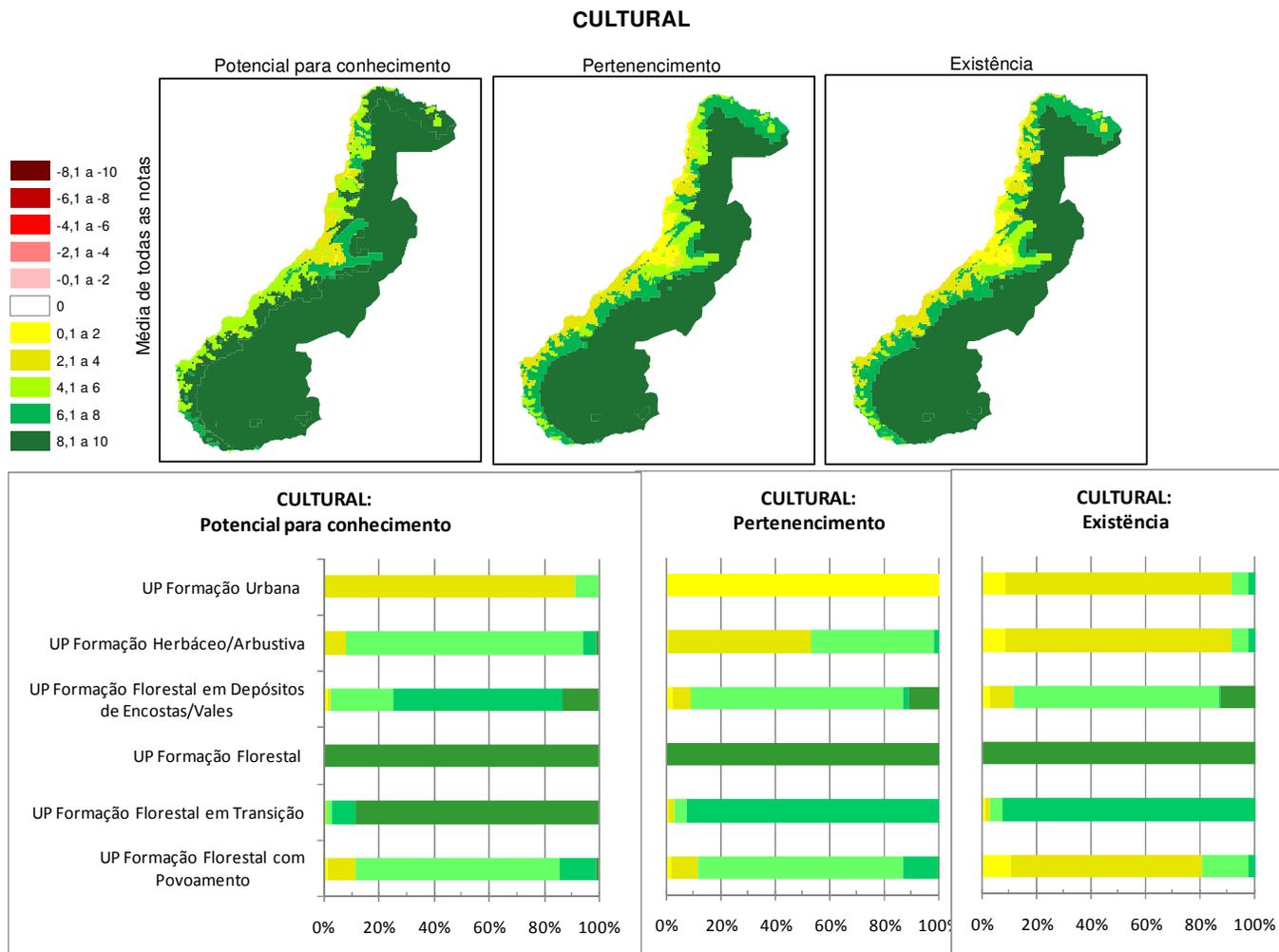


Figura 5.3. SE espacializados por temática e sua distribuição em cada UP: (c) Serviços Culturais

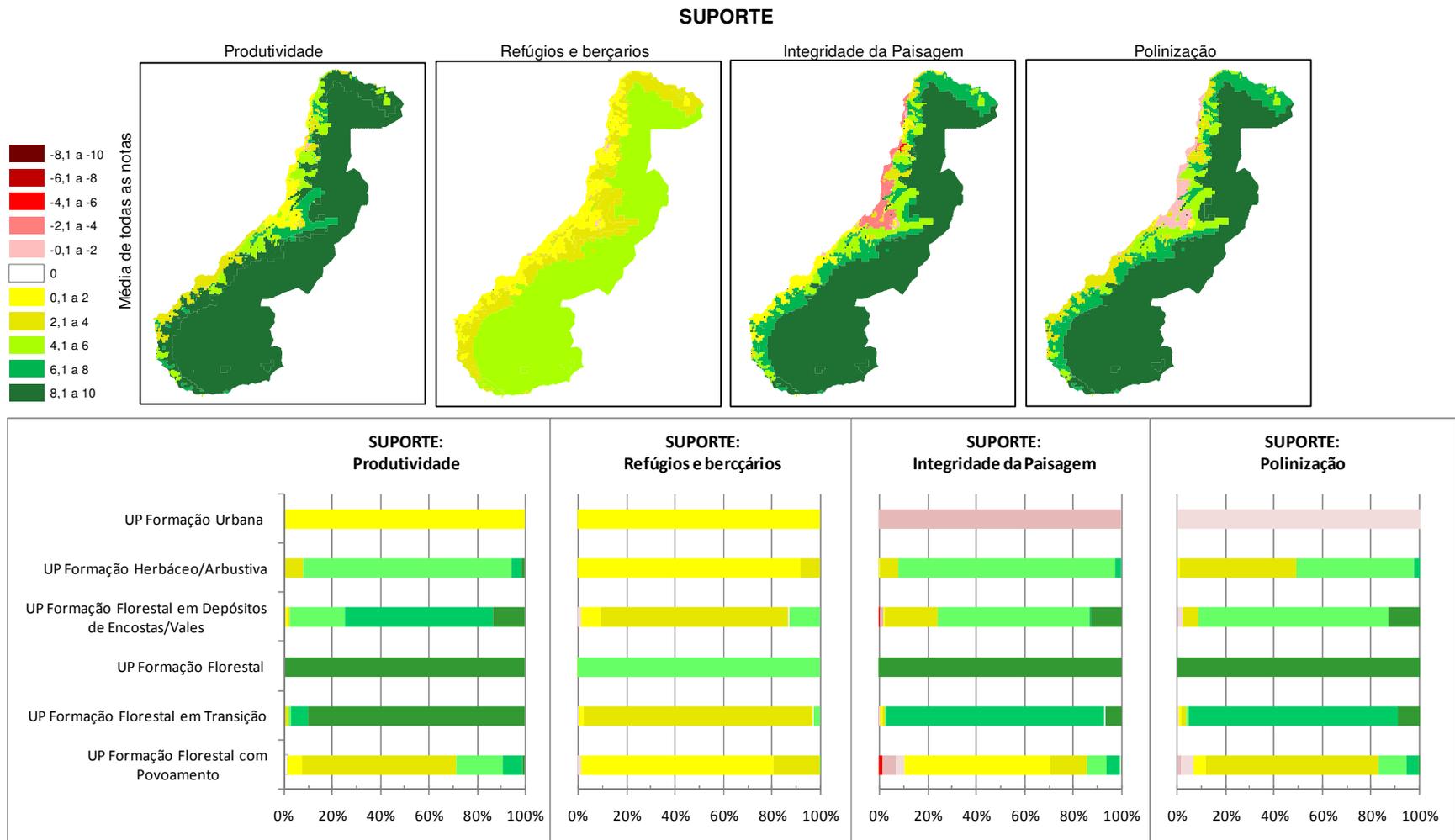


Figura 5.3. SE especializados por temática e sua distribuição em cada UP: (d) Serviços de Suporte

Apesar de preliminares, os dados deste capítulo denotam que a estratégia de associar UP de tramas bidimensionais com SE é promissora. As unidades refletiram o gradiente de serviços e apontaram as porções territoriais que os concentram. Assim, por exemplo, a Formação Urbana contribui muito pouco no fornecimento e manutenção dos SE, atuando como limitadora das funções e dos processos ecológicos que podem vir a desempenhar um papel importante para o funcionamento da paisagem. Por outro lado, podemos considerar que a efetividade do uso dos serviços depende de quão próximo eles estiverem do usuário. Neste estudo de caso, a manutenção dos serviços providos pelas áreas florestadas deve ser definida como uma das principais diretriz dentro de um processo de planejamento, porque concentra e supera o desserviço da Formação Urbana, mas dispõe de barreiras advindas da distância entre fontes provedoras e usuários e da necessidade de superação da travessia dos fluxos de matéria e energia pelas UP de maior heterogeneidade e menor qualidade de elementos. Dessa forma, é provável a perda de serviços ao longo do caminho, dificultando a gestão dos recursos.

5.4 Conclusão

A pretensão desse ensaio foi retratar a disponibilidade potencial de SE em função dos elementos da paisagem, associados as seis unidades de planejamento com tramas bidimensionais específicas, pressupondo, a grosso modo, uma relação direta entre serviços ecossistêmicos e unidades.

Apesar dos dados serem iniciais, os resultados expressaram um efetivo gradiente de serviços ecossistêmicos em relação a heterogeneidade e a predominância de tipos de usos da unidade de planejamento, sugerindo a ocorrência de *trade off* entre essas variáveis. Entretanto, a análise revelou a co-existência entre serviços e desserviços ecossistêmicos, dependendo dos indicadores ou temáticas que diagnosticam os serviços.

Em termos de contribuição a gestão ambiental os dados mostraram a ambigüidade de atribuir notas aos serviços, cujas interpretações sobre a relação entre indicador de serviço e elemento da paisagem variam substancialmente, mesmo considerando-se pesquisadores como os únicos tomadores de decisão. Por outro lado, os desvios das médias não foram barreiras para evidenciar as relações de oferta e demanda entre serviços, bem como a distância entre fontes provedoras e usuários e a necessidade de superação da travessia dos fluxos de serviços.

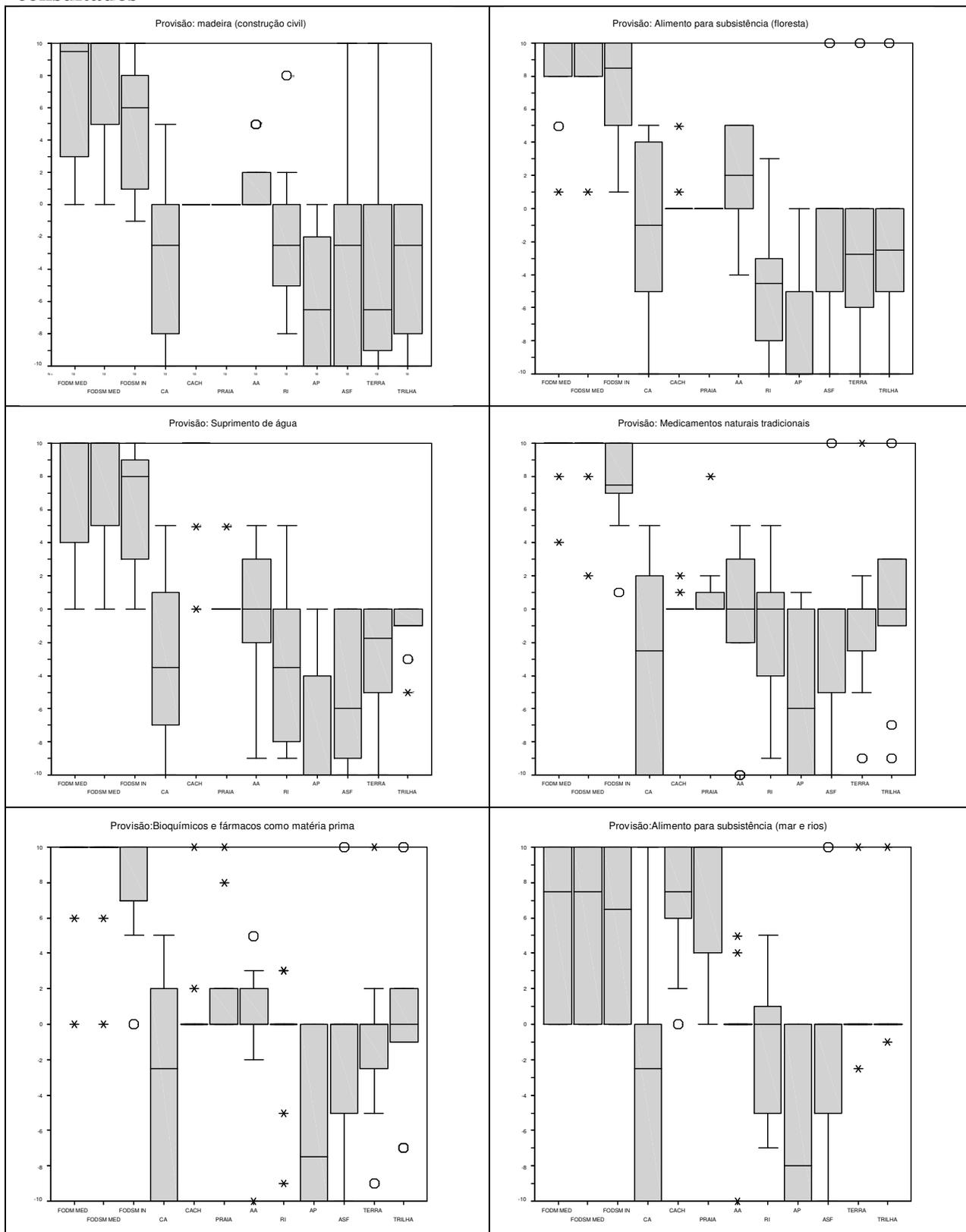
Resta, no entanto, considerar que os valores são arbitrários e a atribuição direta do valor dos serviços ecossistêmicos para cada elemento da paisagem não considerou o que a própria UP defende, ou seja, o papel das características que formulam uma condição de heterogeneidade. Desta forma, o modelo desenvolvido necessita ser aprimorado pela correção dos valores de serviços de cada mancha da paisagem em função, pelo menos, do tamanho, das pressões impostas pelas fronteiras e pelas características do meio em que se localiza. É provável que esse conjunto reflita mais sensivelmente as condições reais que observamos em campo.

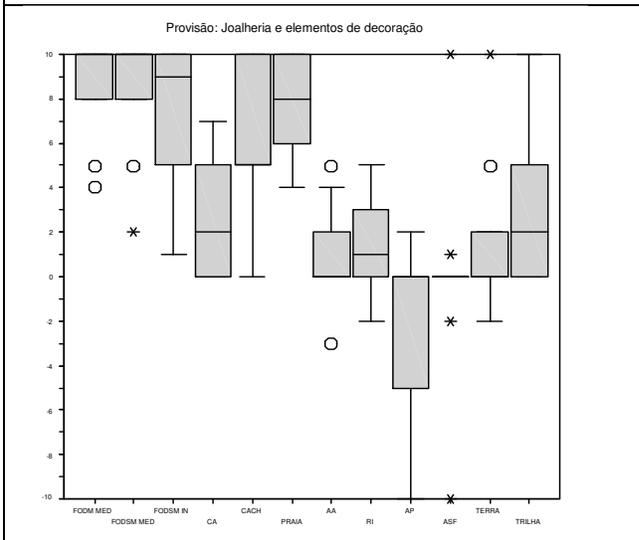
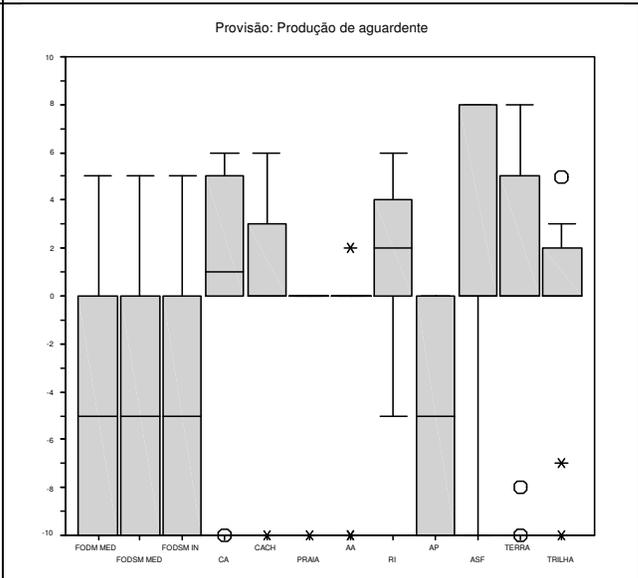
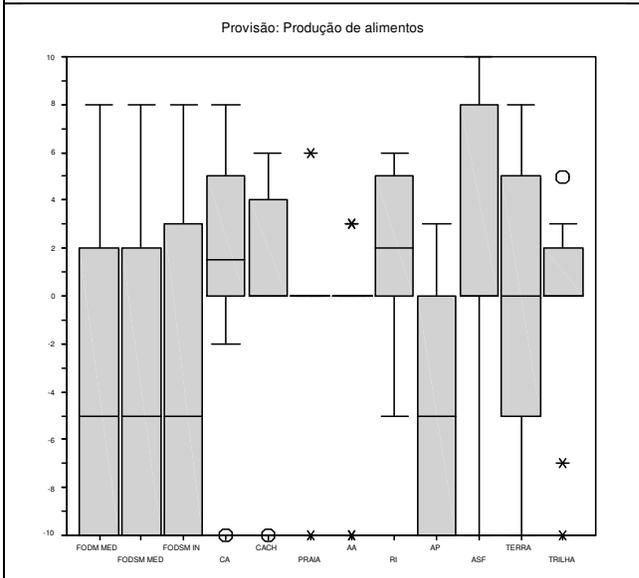
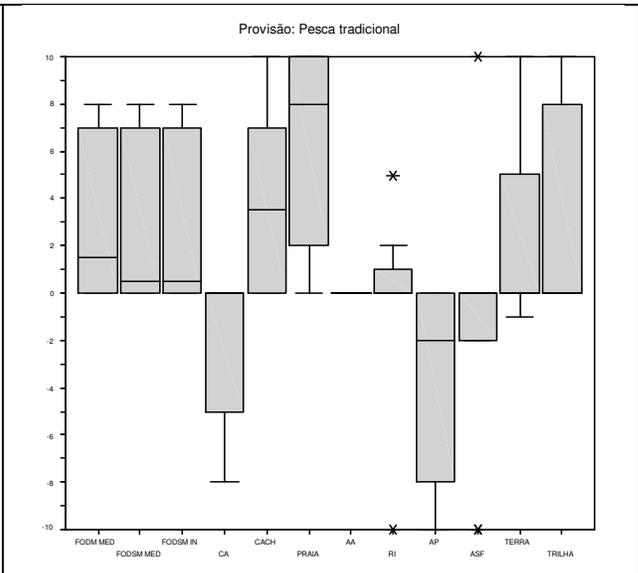
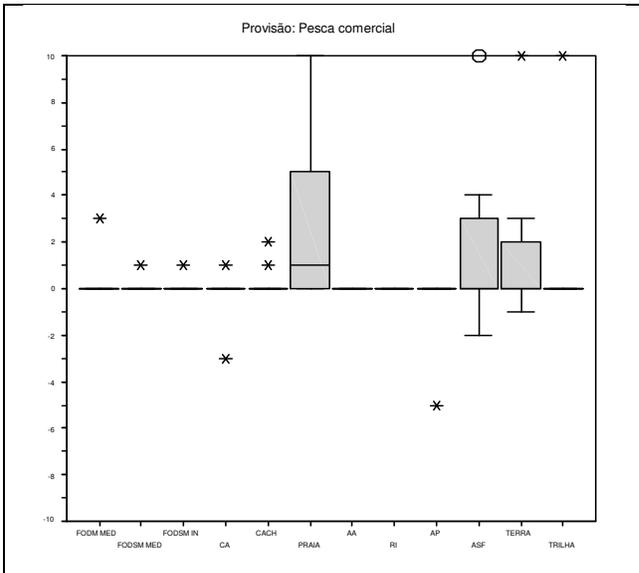
5.5 Referências bibliográficas

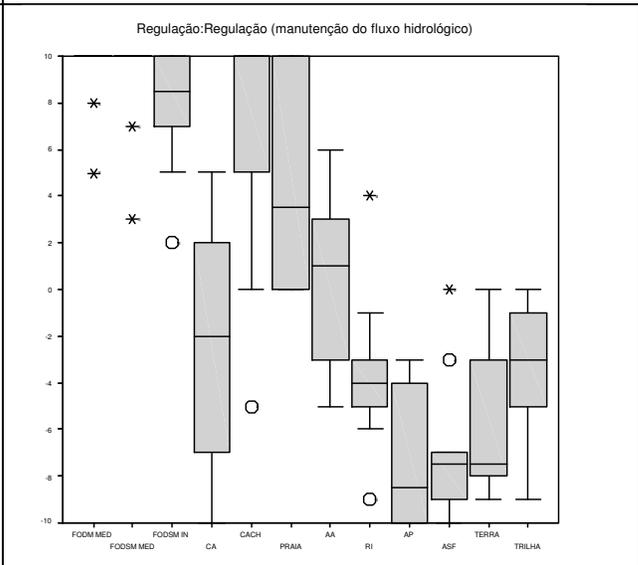
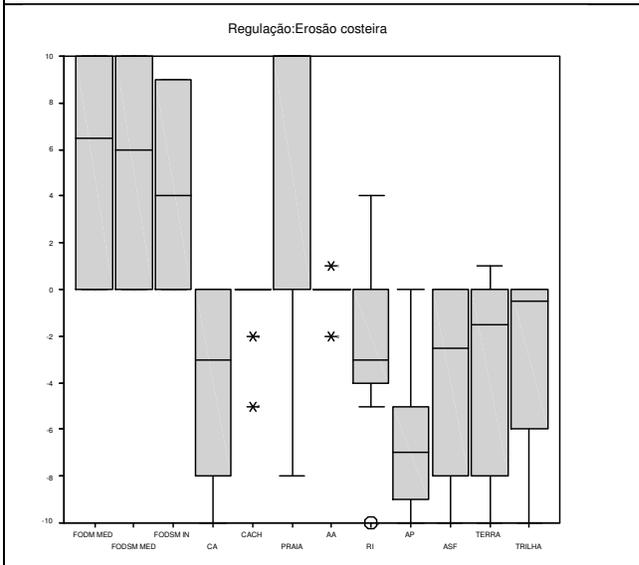
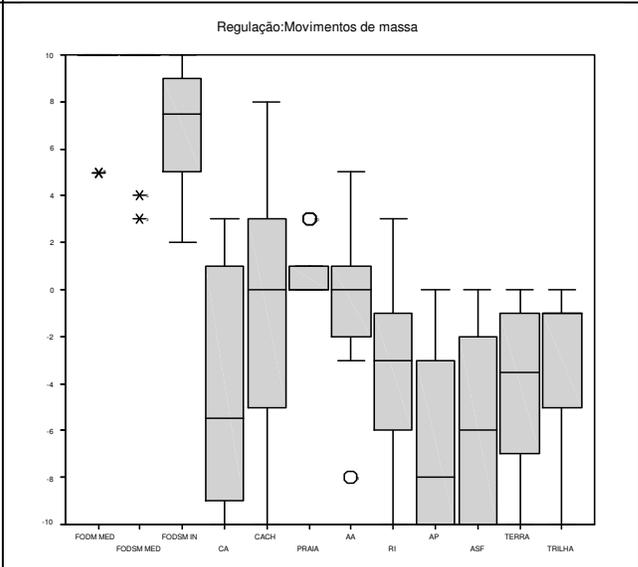
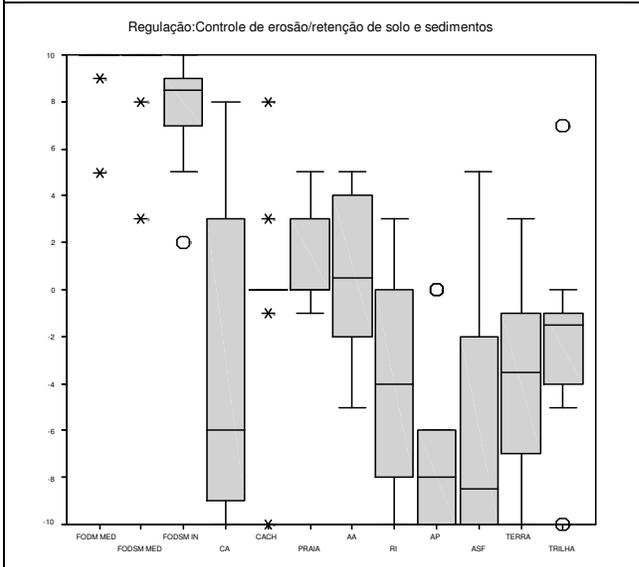
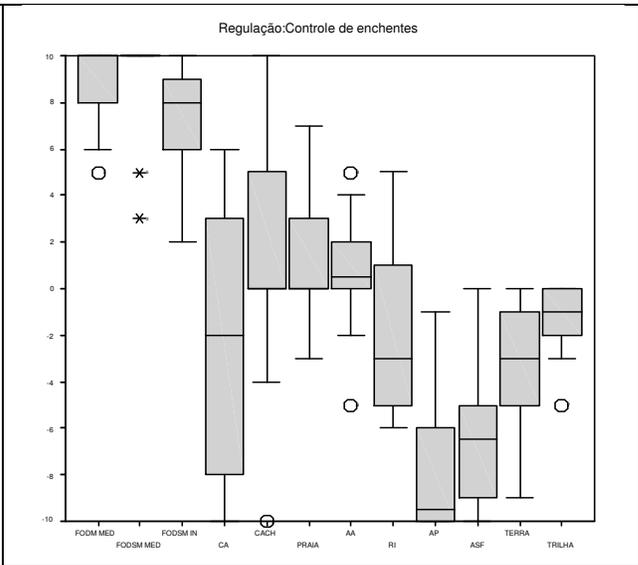
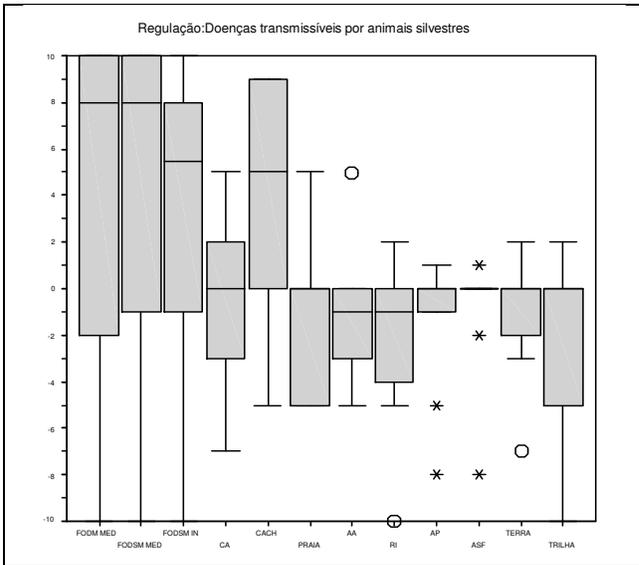
- BERNÁLDEZ, G. **Ecología y Paisaje**. Blume, Madrid, Spain. 1981.
- CUMMING, G. S. Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. **Landscape Ecology** 26(7): 899–909. 2011.
- DALY, Herman E.; FARLEY, Joshua. **Ecological economics: principles and applications**. Island Press, 2010.
- FARLEY, Joshua. Ecosystem services: The economics debate. **Ecosystem Services** 1(1): 40-49, 2012.
- Fisher, B.P. **Conservation and livelihoods: identifying trade-offs and win-wins**. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10: 343–343. 2012.
- FÜRST, C.; FRANK, S.; WITT, A.; KOSCHKE, L.; MAKESCHIN, F. Assessment of the effects of forest land use strategies on the provision of ecosystem services at regional scale. **Journal of environmental management**, 2012.
- HACKBART, V. C. S. A conservação de corredores fluviais e suas microbacias hidrográficas garantem a disponibilidade de serviços ecossistêmicos? Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil. Arquitetura e Urbanismo/UNICAMP. Campinas, SP. 2012.
- HARDT, E.; SANTOS, R. F.; de PABLO, C. L.; de AGAR, P. M.; PEREIRA-SILVA, E. F. Utility of landscape mosaics and boundaries in Forest conservation decision making in the Atlantic Forest of Brazil. **Landscape Ecology** 28: 385–399. 2013.
- HERMANN, A., SCHLEIFER, S., WRBKA, T. The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. **Living Rev. Landscape Res.** 5(1): 5-37, 2011.
- HU, H.; LIU, W.; CAO, M. Impact of land use and land cover changes on ecosystem services in Menglung, Xishuangbanna, Southwest China. **Environmental Monitoring and Assessment** 142: 147-156. 2008.
- IRWIN, F.; RANGANATHAN, J. Action agenda for sustaining ecosystem services. **Policies for sustainable governance of global ecosystem services**. Washington DC. 2008.
- JOHNSON, K.A.; POLASKY, S.; NELSON, E.; PENNINGTON, D. Uncertainty in ecosystem services valuation and implications for assessing land use tradeoffs: An agricultural case study in the Minnesota River Basin. **Ecological Economics** 79: 71-79. 2012.
- KRONERT, R.; STEINHARDT, U.; VOLK, M. (eds.) **Landscape Balance and Landscape Assessment**. Springer. 2001.
- LARSEN, F.W.; TURNER, W.R.; BROOKS, T.M. Conserving Critical Sites for Biodiversity Provides Disproportionate Benefits to People. **Plos ONE** 7(5): e36971. 2012.
- MAES, J.; PARACCHINI, M.L.; ZULIAN, G.; DUNBAR, M.B.; ALKEMADE, R. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. **Biological Conservation** 155: 1-12, 2012.

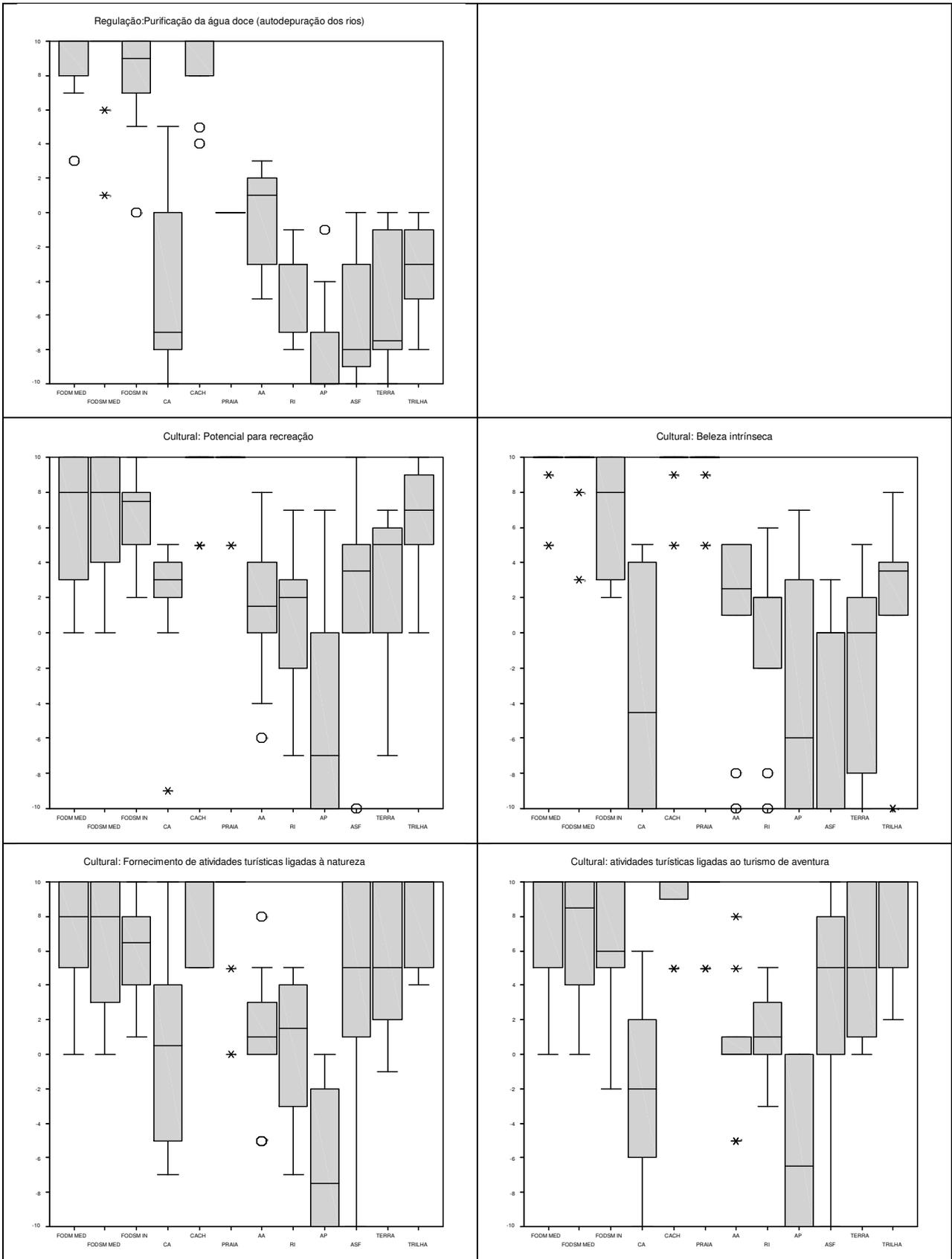
- MARGALEF, R. Information and uncertainty in living systems, a view from ecology. **Biosystems** 38 (2): 141-146, 1996.
- MUSACCHIO, L. R. The ecology and culture of landscape sustainability: emerging knowledge and innovation in landscape research and practice. **Landscape Ecology** 24 (8): 989-992, 2009.
- PAETZOLD, A.; WARREN, P. H.; MALTBY, L. L. A framework for assessing ecological quality based on ecosystem services. **Ecological Complexity** 7(3): 273-281, 2010.
- ROLDÁN-MARTÍN, M. J.; De PABLO, C. L.; De AGAR, P. **Landscape mosaics recognition and changes over time: a methodological approach**. In: U. MANDER & M. ANTROP (orgs). Multifunctional Landscapes: continuity and change, v. 3, University of Tartu, Estonia e University of Ghent, Belgium. 2003.
- TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecology**: DOI 10.1007/s10980-012-9741-4. 2012.
- TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecology** 2013.
- VALVERDE, V.; ROLDÁN-MARTÍN, M. J., CAMPOS, G. A.; PÉREZ, P.; De AGAR, P. M. & De PABLO, C. T. L. **Análisis de la estructura espacial del paisaje: mosaicos del paisaje**. In: F. T. Maestre; A; Escudero & A. Bonet (eds.) Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones. 2008.
- WIENS, J.A.; CRAWFORD C.S.; GOSZ, J. R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. **Oikos** 45(3):421–427. 1985.
- WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology** 28: 999–1023. 2013.

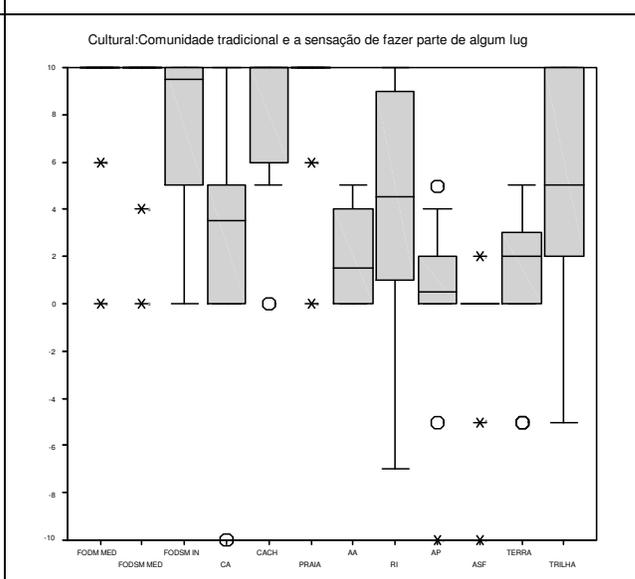
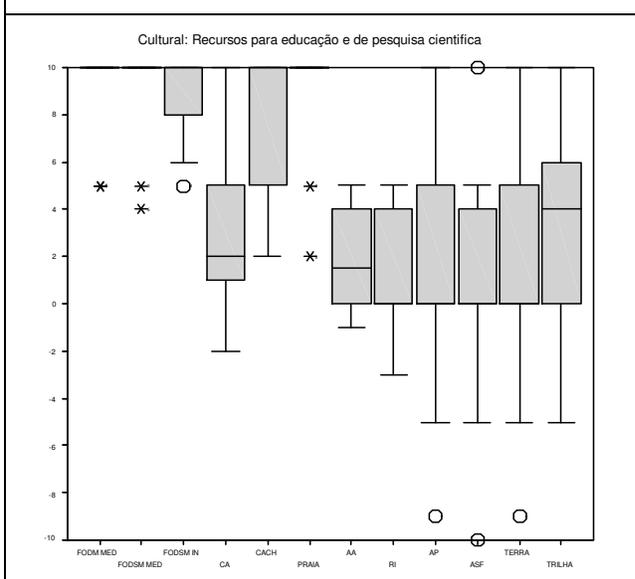
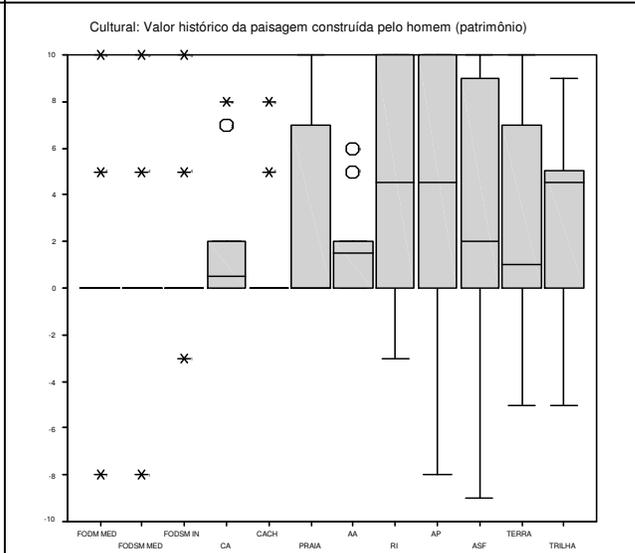
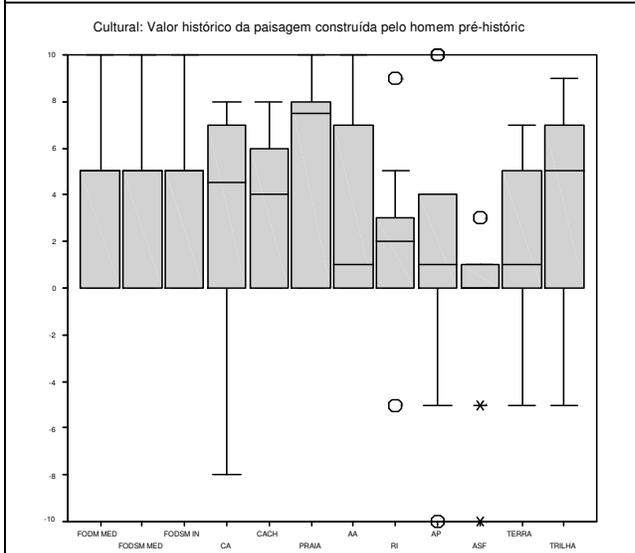
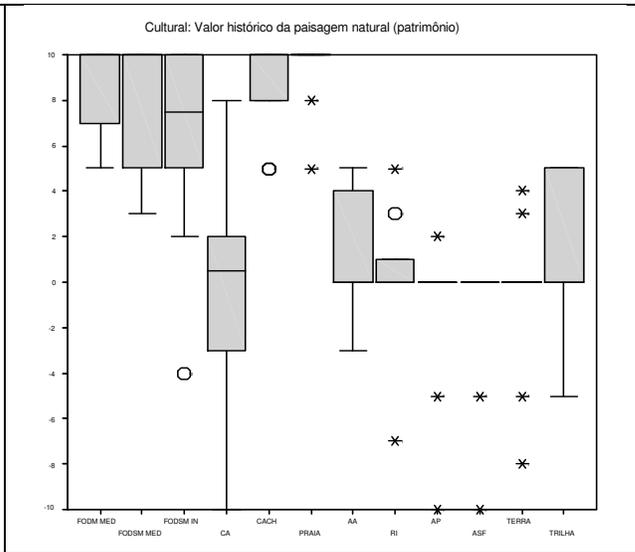
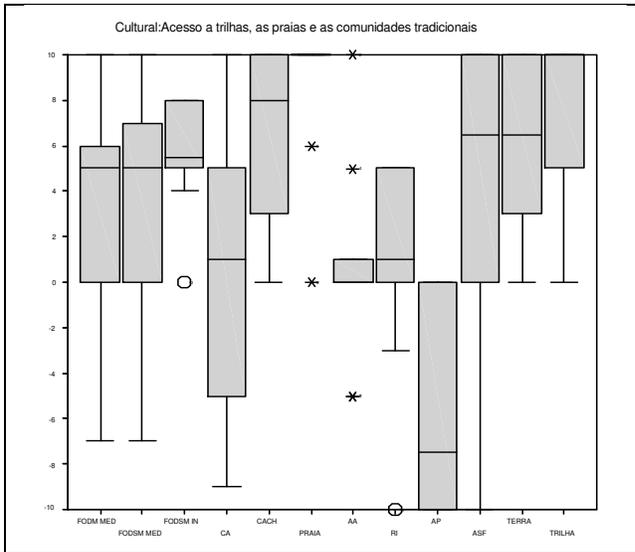
ANEXO 5.2 – Diagramas de caixa com a variação das respostas dadas pelos especialistas consultados

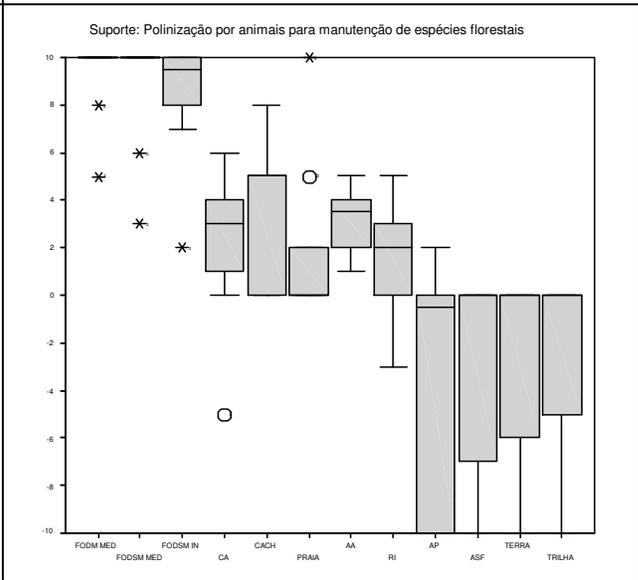
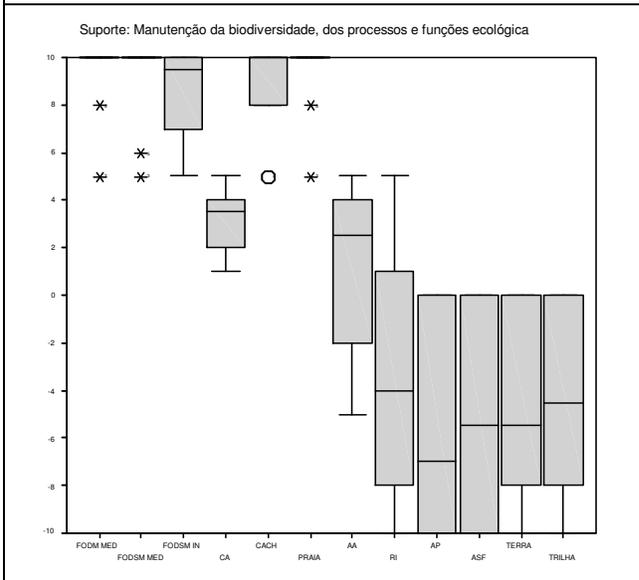
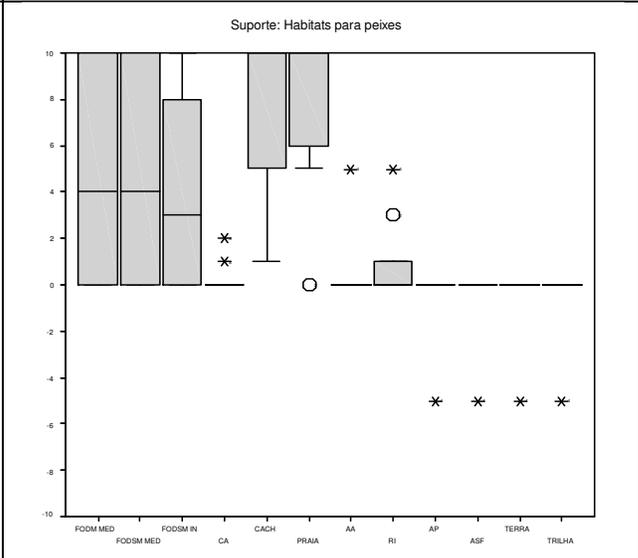
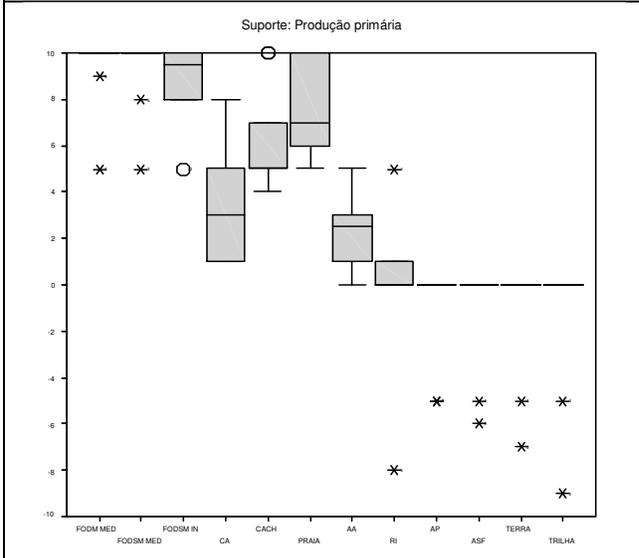
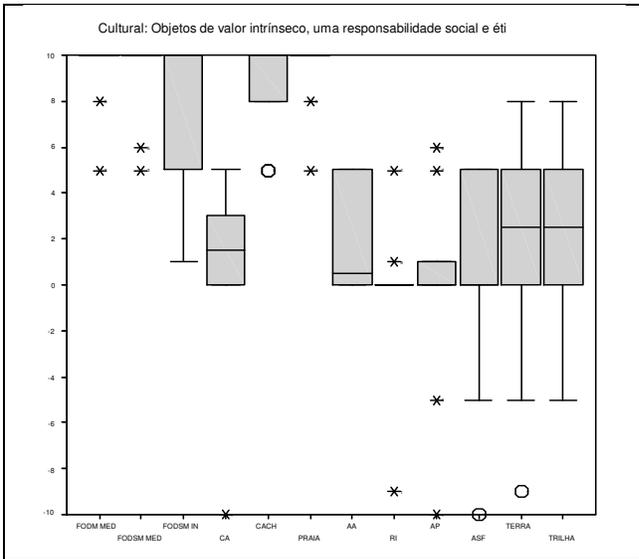












Capítulo 6. Considerações finais

Um grande desafio encontrado pelos planejadores ambientais e *stakeholders* é tomar decisão sobre a divisão territorial e tipos de manejo mais adequados para cada porção do lugar planejado. De forma geral, a estratégia é segmentar a paisagem em zonas ou unidades de planejamento (UP) que possuem características físicas e bióticas particulares e, conseqüentemente, diretrizes de manejo específicas.

A concepção teórica que envolve o método selecionado na definição de unidades de planejamento define não só o delineamento das porções territoriais, mas também dirige as respostas relativas às ações de manejo. Porém, em que dimensão isso ocorre? Para responder essa questão, primeiro identificamos unidades de planejamento como mosaicos definidos pelas interações entre suas fronteiras ao longo do tempo (*Mosaic Changes* - MC). Essa avaliação permitiu evidenciar a diversidade temporal das interações através das fronteiras, indicando mudanças e estado de conservação que não são visíveis apenas pela avaliação dos usos da terra.

Outra questão deve ser abarcada por um bom método: ser capaz de fornecer informações sobre a origem das mudanças, sua velocidade e tendências. Com esse intuito, comparamos a efetividade do método (MC) com aquele usualmente utilizado em planejamentos institucionais, o *Land use/cover change*(LUCC). Ambos os métodos permitiram comparar dados espacializados obtidos em diferentes datas e evidenciar as mudanças, entretanto com distinta capacidade de interpretação. O LUC avalia mais exaustivamente as mudanças de uso da terra ao longo do tempo, mas o MC aponta as mudanças de interações entre usos vizinhos, o que é um fator determinante para definir ações gerenciais que contrapõem as pressões humanas com a conservação de recursos naturais. Foram analisadas 18 características importantes para a efetividade de um método para planejamento e o LUC respondeu bem para 11 enquanto o MC para sete delas. Por essa razão concluímos que não existe um método único que responda adequadamente a todos os requisitos necessários e, dependendo das respostas esperadas como efetivas para a gestão, os dois métodos deverão ser aplicados concomitantemente, um complementando as informações do outro.

Apesar do menor número de requisitos respondidos, o MC destaca-se em qualidade, por ir além da interpretação dos usos presentes no território, considerando para a definição das UP as relações horizontais da paisagem através da interação entre elementos vizinhos (eixo horizontal ou fluxos horizontais). Entretanto ele não engloba os fluxos verticais, que respondem pelos componentes dos ecossistemas, ou seja, pelas interações dos componentes biótico e abióticos da paisagem. A compreensão da integridade da paisagem é um fator essencial para planejamento e, portanto, esse método falha em seus próprios objetivos. Por essa razão desenvolvemos um modelo que permite ao planejador delinear unidades de planejamento a partir de um conjunto de interações entre elementos e componentes da paisagem, destacando tanto as interações que respondem pelos fluxos verticais como aquelas que determinam os fluxos horizontais envolvidos no funcionamento do território. O modelo permitiu a associação de informações sobre variabilidade e vulnerabilidade do meio biofísico; ameaças ou facilidades para a manutenção ou integridade da floresta em evolução; graus da interferência humana; e pressões de vizinhança, permitindo indicar diretrizes de manejo mais específicas para cada porção territorial. A limitação do uso desse modelo é a necessidade de conhecimento prévio de estatística e geoprocessamento para que ele possa ser reproduzido. Não é um modelo de fácil interpretação para todo tipo de agente social.

Cada UP definida pela associação dos dois eixos (ou fluxos) tem um mesmo conjunto de características, o que permite admitir que tenha uma oferta semelhante de recursos identificável. Em oficinas ou audiências públicas é necessário discutir o que cada porção territorial pode oferecer, estocar ou necessitar de uma unidade vizinha. Um caminho muito utilizado atualmente é traduzir as ofertas, estoques ou demandas em serviços ecossistêmicos, porque essa estratégia facilita o diálogo com os atores sociais envolvidos. A partir dessa premissa, este estudo valorou as UP de acordo com a sua disponibilidade potencial de serviços ecossistêmicos e, assim, elas puderam ser comparadas entre si e as relações entre oferta/demanda puderam ser mais bem avaliadas. O sistema de valoração relativa expressou um efetivo gradiente entre serviços ecossistêmicos e heterogeneidade da paisagem, sugerindo a ocorrência de *tradeoff* entre eles.

É necessário destacar que, apesar do avanço na representação da heterogeneidade ou complexidade dos elementos da paisagem, seja pelo método ou pela valoração dos serviços ecossistêmicos, ainda é necessário avançar metodologicamente. Os serviços só foram

determinados por meio da contribuição dos elementos da paisagem (composição) em cada UP. Ainda é preciso determinar a disponibilidade de serviços ecossistêmicos como função direta das interações entre os elementos e dos fluxos bidimensionais da paisagem.