



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

**A conservação de corredores fluviais e suas microbacias
hidrográficas garantem a disponibilidade de serviços
ecossistêmicos?**

Vivian Cristina dos Santos Hackbart

Campinas

2012



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

Vivian Cristina dos Santos Hackbart

**A conservação de corredores fluviais e suas microbacias
hidrográficas garantem a disponibilidade de serviços
ecossistêmicos?**

Dissertação apresentada à Comissão de Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração de Recursos Hídricos Energéticos e Ambientais.

Orientadora: Rozely Ferreira dos Santos

Campinas

2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

H115c Hackbart, Vivian Cristina dos Santos
A conservação de corredores fluviais e suas
microbacias hidrográficas garantem a disponibilidade de
serviços ecossistêmicos? / Vivian Cristina dos Santos
Hackbart. --Campinas, SP: [s.n.], 2012.

Orientador: Rozely Ferreira dos Santos.
Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
Urbanismo.

1. Serviços ecossistêmicos. 2. Conservação
ambiental. 3. Recursos hídricos - Aspectos ambientais.
4. Planejamento ambiental. 5. São Sebastião - SP. I.
Santos, Rozely Ferreira dos. II. Universidade Estadual
de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil,
Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Do the conservation of river corridors and their watersheds
guarantee the availability of ecosystem services?

Palavras-chave em Inglês: Ecosystem services, Environmental conservation,
Water resources - Environmental aspects,
Environmental planning, São Sebastião - SP

Área de concentração: Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Sérgio Tadeu Meirelles, Alberto Luiz Francato

Data da defesa: 31-01-2012

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil

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

**A conservação de corredores fluviais e suas microbacias
hidrográficas garantem a disponibilidade de serviços
ecossistêmicos?**

Vivian Cristina dos Santos Hackbart

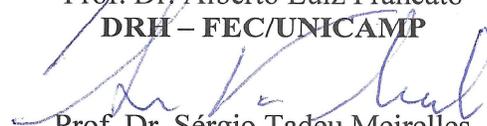
Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



**Prof. Dr.^a Rozely Ferreira dos Santos
Presidente e Orientadora/ DRH – FEC/UNICAMP**



**Prof. Dr. Alberto Luiz Francato
DRH – FEC/UNICAMP**



**Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meirelles
IB-USP**

Campinas, 31 de Janeiro de 2012

Dedicatória

*Aos meus pais e irmãos, por me apoiarem incondicionalmente,
e ao Guilherme, por fazer deste sonho realidade.*

Agradecimentos

Agradeço de todo o meu coração a minha família, pelo apoio, incentivo e colaboração de todas as formas imagináveis e inimagináveis que recebi em todos estes anos, e principalmente por acreditarem e me incentivarem sempre a tornar este sonho possível.

Agradeço aos meus colegas do LAPLA, especialmente à Lidia, pelos mapeamentos e, além da Lili, a Isadora, Dani e Fernando (LabSan), que ajudaram muito nas saídas a campo.

Agradeço a Roze, que antes de ser orientadora, é amiga, mãe, irmã...obrigada por sua dedicação e paciência.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudo, fundamental para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço à Coordenadoria de Informações Técnicas, Documentação e Pesquisa Ambiental (COTEC), pela aprovação do projeto de pesquisa.

Agradeço a Fundação Florestal, pela disponibilização das imagens de Ilhabela.

À FEC, em especial ao Departamento de Recursos Hídricos pela oportunidade de desenvolver este trabalho. Um agradecimento especial às Secretarias do DRH e da Pós-Graduação pela ajuda e orientação.

Ao LABSan-DAS, especialmente ao Enelton, ao Prof. Edson, a Ligia e ao Fernando pela ajuda na realização das análises químicas e ao CENA de Piracicaba, pela realização das análises de carbono.

Agradeço a Miriam e a Rosana Flor pelo apoio e ajuda em todos os momentos.

Agradeço ao Prof. Dr. Sergio Tadeu Meirelles pela ajuda com a análise estatística dos dados.

Agradeço ao meu querido Guilherme, pois com sua ajuda fundamental e paciência imensa, fez com que este sonho se tornasse realidade.

*“This is ground control to major Tom, you've really made the grade
And the papers want to know whose shirts you wear
Now it's time to leave the capsule if you dare”*

David Bowie

RESUMO

HACKBART, Vivian Cristina dos Santos. **TÍTULO: A conservação de corredores fluviais e suas microbacias hidrográficas garantem a disponibilidade de serviços ecossistêmicos?** Campinas: Faculdade de Engenharia Civil – UNICAMP, 2011. Qualificação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2011.

Os serviços ecossistêmicos têm papel fundamental para a sobrevivência humana, mas são duramente atingidos por suas ações. Entre todos os serviços ecossistêmicos, os relacionados aos recursos hídricos são bastante sensíveis às perturbações causadas pelas ações humanas e representam claramente os elos de conectividade da paisagem. Nesse sentido, reconhecer as relações entre gradiente de conservação ambiental de bacias hidrográficas e a disponibilidade de serviços é fundamental para entender o ponto crítico da degradação a partir do qual as perdas seriam irreversíveis. Nessa direção, o presente trabalho teve por objetivo medir as relações entre o estado de conservação de cinco microbacias hidrográficas em diferentes fases de evolução histórica da paisagem da Ilha de São Sebastião (SP), ao longo dos corredores ecológicos, de forma a avaliar a qualidade ambiental das microbacias e seu significado para a oferta de três serviços ecossistêmicos. Foram produzidos mapas de uso da terra que serviram de base para aplicação de métricas da paisagem. Essas métricas foram relacionadas à Índices de Conservação que representaram a qualidade e quantidade de florestas em cada segmento analisado. A partir dos resultados desta etapa, foram selecionadas as métricas Tamanho médio das manchas (MPS), Média do tamanho das fronteiras (MPE), Número de manchas (NumP), Índice de Diversidade de Shannon (SDI) e Densidade de fronteiras (ED), pois foram as que melhor explicaram a variação da qualidade ambiental ao longo do gradiente de fases históricas nas microbacias. Para a identificação da qualidade dos cursos de água, foram analisados e selecionados, através da relação com o Índice de Conservação, os parâmetros químicos de qualidade de água (PQA) Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total Kjeldahl, Fósforo total, Turbidez, Condutividade e Zinco, por responderem melhor a degradação da qualidade ambiental. As métricas e os PQAs

selecionados foram relacionados entre si e os resultados foram traduzidos em qualidade de serviços ecossistêmicos hídricos. Por fim, pode-se concluir que apesar de não ter sido encontrado uma resposta única para a relação entre parâmetros e métricas dentro do gradiente de fases das microbacias e corredores ecológicos, pode-se evidenciar a existência de um ponto crítico entre o estado de conservação ambiental e a disponibilidade de serviços ecossistêmicos voltados aos recursos hídricos.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, microbacias hidrográficas, conservação ambiental, corredor ecológico, qualidade de água.

ABSTRACT

HACKBART, Vivian Cristina dos Santos. **TÍTULO: Do the conservation of river corridors and their watersheds guarantee the availability of ecosystem services?** Campinas: Faculdade de Engenharia Civil – UNICAMP, 2011. Qualificação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2011.

Ecosystem services play an essential role for human survival, but are severely affected by their actions. Among all ecosystem services, those related to water resources are very sensitive to disturbances caused by human actions and they clearly represent the links of landscape connectivity. In this way, recognize relationships between the environmental conservation gradient of a watershed and the availability of services is fundamental to understand the critical point of degradation from which losses would be irreversible. Thus, this study aimed to measure the relationship between the conservation status of five watersheds in different phases of historical evolution on the São Sebastião Island (SP) along its ecological corridors, in order to evaluate the watersheds environmental quality and its meaning for the provision of three ecosystem services. It was generated land use maps that served as basis for the application of landscape metrics. These metrics were related to indices of Conservation that represent the quality and quantity of forests in each segment analyzed. From the results of this step, we selected the following metrics: Mean patch size (MPS), Mean patch edge (MPE), Number of patches (NumP), Shannon's Diversity Index (SDI) and Edge Density (ED). These metrics were chosen because they better explained the variation in environmental quality along the gradient of historical phases in the watershed. To identify the watercourses quality, the chemical parameters of water quality (PQA), Total Organic Carbon, Kjeldahl Nitrogen, Total Phosphorus, Turbidity, Conductivity and Zinc, that better respond to environmental quality degradation and have a relationship with the index of Conservation were the ones selected and analyzed. The selected metrics and PQAs were related to each other and the results were

translated into quality of hydric ecosystem services. Finally, one can conclude that despite it has not been found a single answer to the relationship between parameters and metrics within the gradient phase, the watersheds and ecological corridors, it is possible to show the existence of a critical point between the environmental conservation status and the availability of ecosystem services related to water resources.

Keywords:: ecosystem services, watersheds, environmental conservation, fluvial corridor, water quality.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

APP: Área de preservação permanente

A.M.: Avaliação ecossistêmica do Milênio

FOD m/a: Floresta Ombrófila Densa em estágio médio/avançado de regeneração

FOD i,r: Floresta Ombrófila Densa em estágio inicial e estágio inicial com remanescentes de regeneração

FOD p: Floresta Ombrófila Densa em estágio pioneiro de regeneração

IC: Índice de Conservação Florestal

PEIb: Parque Estadual de Ilhabela

PQA: Parâmetros químicos analisados

RMS: *root mean square*

SIG: Sistema de Informação Geográfica

SMA: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

UTM: Projeção universal Transversa do Mercator

Lista de Figuras

Figura 1. Localização da Ilha de São Sebastião no litoral de São Paulo (adaptado de Rocha e Silva, 2009).....	6
Figura 2. Fluxograma da avaliação integrada e valorização das funções, bens e serviços ecossistêmicos. (Modificado de DE GROOT <i>et al.</i> , 2002).....	12
Figura 1. 1. Cinco microbacias hidrográficas selecionadas na Ilha de São Sebastião de acordo com suas fases de evolução (adaptado de BERTOLO <i>et al.</i> , 2010).....	34
Figura 1. 2. Mapa do uso da terra e cobertura vegetal natural de Ilhabela (FUNDAÇÃO FLORESTAL, no prelo) das microbacias selecionadas para estudo.	43
Figura 1. 3. Detalhamento dos tipos de usos e cobertura vegetal natural de Ilhabela (FUNDAÇÃO FLORESTAL, no prelo) das microbacias selecionadas para estudo.	44
Figura 1. 4. Análise de Cluster das métricas. Os círculos indicam as métricas selecionadas para o estudo.....	47
Figura 1. 5. Índice de diversidade de Shannon para as microbacias estudadas.	49
Figura 1. 6. Proporção das áreas das classes mapeadas para as zonas A e B das microbacias. IC: índice de conservação ambiental; n_{90} : número de classes mapeadas para a cobertura de 90% da paisagem.	51
Figura 1. 7. Número de classes mapeadas para as zonas A e B das microbacias.....	53
Figura 1. 8. Relação entre o IC e as classes dominantes (CAPd) para as zonas A (i) e B (ii) das microbacias.	54
Figura 1. 9. Resultados das métricas (i) Numero de manchas e (ii) Tamanho médio das manchas.	56
Figura 1. 10. Resultados das métricas (i) Densidade de fronteiras e (ii) Tamanho médio das fronteiras.....	57
Figura 1. 11. Resultados das métricas dos corredores ecológicos para o (i) Tamanho médio das manchas e (ii). Número de manchas.	62
Figura 1. 12. Resultados das métricas dos corredores ecológicos para a (i) Densidade de fronteiras e (ii) Tamanho médio das fronteiras.....	63
Figura 1. 13. Índice de diversidade de Shannon para os corredores ecológicos.	64

Figura 1. 14. Proporção das áreas das classes mapeadas para as zonas A e B dos corredores ecológicos. IC: índice de conservação florestal; n90: número de classes mapeadas para 90% de cobertura da paisagem.	65
Figura 1. 15. Número de classes mapeadas para as zonas A e B dos corredores ecológicos as microbacias.	66
Figura 1. 16. Detalhe dos corredores fluviais das microbacias. As letras A e B indicam as zonas das microbacias.	67
Figura 1. 17. Relação entre o IC e as classes dominantes (CAPd) para as zonas A (i) e B (ii) dos corredores ecológicos.	68
Figura 2. 1. Serviços ecossistêmicos e sua relação com parâmetros de qualidade de água (PQA) e métricas da paisagem e (extraído de LIMA, 2011).	80
Figura 2. 2. Identificação da área amostral por microbacia hidrográfica para coleta de água. A linha em amarelo indica a altura da cota de 100m e as letras indicam: a) área de coleta de água da Zona A e b) área de coleta de água da Zona B.	84
Figura 2. 3. Linhas de tendência da relação entre os parâmetros químicos da água e índice de conservação florestal.	88
Figura 2. 4. Relação entre os parâmetros químicos e o tamanho médio das manchas.	94
Figura 2. 5. Relação entre os parâmetros químicos e o tamanho médio das fronteiras.	96
Figura 2. 6. Relação entre os parâmetros químicos e a densidade de fronteiras.	97
Figura 2. 7. Relação entre os parâmetros químicos e Índice de diversidade de Shannon.	99
Figura 2. 8. Relação entre os parâmetros químicos e o Número de manchas.	100
Figura 2. 9. Relação entre os parâmetros químicos e a densidade de fronteiras.	104
Figura 2. 10. Relação entre os parâmetros químicos e o Índice de diversidade de Shannon.	105
Figura 2. 11. Relação entre os parâmetros químicos e o Tamanho médio das manchas.	106
Figura 2. 12. Relação entre os parâmetros químicos e o tamanho médio de fronteiras.	107
Figura 2. 13. Relação entre os parâmetros químicos e o Número de manchas.	108
Figura 2. 14. Valores dos serviços ecossistêmicos de água para consumo, de controle de erosão e de recreação.	110
Figura 2. 15. Análise de componentes principais para os quatro períodos amostrais nas microbacias em fases diferentes de evolução histórica e os parâmetros de qualidade de água (A), <i>Boxplot</i> dos valores dos escores do eixo quatro (B) e a tabela destacando as porcentagens de variâncias dos quatro primeiros eixos.	113

Lista de tabelas

Tabela 1. Categorias das funções ecossistêmicas, exemplos de seus componentes, processos e serviços que podem ser gerados.	11
Tabela 2. Histórico do conceito de serviços ecossistêmicos (adaptado de PATTERSON e COELHO, 2009).	13
Tabela 3. Categorias, definição e exemplos de serviços ecossistêmicos.	15
Tabela 1. 1. Legenda do mapa das microbacias hidrográficas, baseada em BERTOLO e PAVÃO e observações de campo.	32
Tabela 1. 2. Descrição da classificação e seleção das microbacias hidrográficas selecionadas (adaptado de BERTOLO, 2009).	33
Tabela 1. 3. Métricas da paisagem da extensão <i>Patch Analyst 4.0</i> , com uma breve descrição do significado com os valores padronizados.	34
Tabela 1. 4. Resultados do R ² para as métricas em relação ao índice de conservação.	48
Tabela 1. 5. Resultado do Teste de Tukey para os <i>buffers</i> de 30 e 100 metros, ao nível de 5% de significância.	59
Tabela 1. 6. Resultados do R ² para as métricas em relação ao índice de conservação.	60
Tabela 1. 7. P-valores do teste de Tukey (5%) para as zonas A e B das microbacias e dos corredores ecológicos.	69
Tabela 2. 1. Descrição dos serviços ecossistêmicos selecionados.	79
Tabela 2. 2. Variáveis, metodologias analíticas e aplicações.	81
Tabela 2. 3. PQAs selecionados para a avaliação dos serviços ecossistêmicos.	86
Tabela 2. 4. Tabela com os valores dos R ² para as relações entre as métricas e os parâmetros químicos.	92
Tabela 2. 5. Tabela com os valores dos R ² para as relações entre as métricas e os parâmetros químicos dos corredores ecológicos.	103
Tabela 2. 6. Correlação entre as métricas da paisagem da zona B e os <i>scores</i> do eixo 4 da análise ACP.	114

Sumário

1. Introdução.....	1
2. Área de estudo	5
3. Referencial Teórico.....	9
3.1 Funções e serviços ecossistêmicos.....	9
3.2 Serviços ecossistêmicos relacionados à água.....	16
3.3 Qualidade da água e as métricas da paisagem.....	17
3.4 Serviços ecossistêmicos e o uso de SIG.....	18
4. Bibliografia.....	21
Capítulo 1	29
Caminhos de evolução histórica de microbacias hidrográficas e seus corredores ecológicos podem ser identificados através de métricas da paisagem?	29
1. Introdução.....	29
2. Material e métodos	31
2.1 Mapeamento das microbacias hidrográficas.....	31
2.2 Seleção das microbacias hidrográficas e seus corredores ecológicos.....	34
2.3 Aplicação, padronização e seleção das métricas da paisagem para as microbacias e seus os corredores ecológicos.....	35
2.4 Relação entre microbacias, corredores ecológicos e métricas da paisagem.....	41
3. Resultados e Discussão	42
4. Conclusão.....	70
5. Bibliografia.....	71
Capítulo 2	75
Alterações da estrutura da paisagem e da qualidade de água: elementos de suporte para avaliação da oferta de serviços ecossistêmicos.	75
1. Introdução.....	75
2. Material e métodos	78

2.1 Métricas aplicadas a microbacias hidrográficas em fases de evolução histórica e seus corredores ecológicos	78
2.2 Seleção dos parâmetros químicos e dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos	79
2.3 Avaliação dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos.....	85
3. Resultados e Discussão	87
4. Conclusão.....	115
5. Bibliografia.....	117

1. Introdução

Desde a primeira publicação da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (A.M.) em 2003, a comunidade científica tem apresentado um crescente interesse no estudo das funções e serviços ecossistêmicos como forma de compreender os impactos negativos da degradação dos ecossistemas ao bem-estar das populações humanas e na forma como essas mudanças podem afetar os fluxos dos serviços ecossistêmicos (ANDRADE e ROMEIRO, 2009; EIGENBROD *et al.*, 2010). É inquestionável que os serviços ecossistêmicos têm papel fundamental para a sobrevivência humana, pois eles são os benefícios retirados da natureza e utilizados pelo homem tais como os alimentos, combustíveis e matéria prima (A.M., 2005). Para que os serviços sejam plenamente oferecidos, as funções ecossistêmicas, responsáveis por gerar tais serviços, precisam apresentar um bom funcionamento (de GROOT *et al.*, 2002).

Neste sentido, um ecossistema só apresenta as suas funções equilibradas se o ambiente estiver conservado ao longo do tempo e do espaço, ou seja, se não houver interferências significativas ou irreversíveis na sua estrutura e composição. Assim, espera-se que as áreas que permaneceram preservadas ao longo do tempo podem oferecer mais serviços do que outras que foram degradadas.

A degradação dos ecossistemas é produto do aumento exacerbado ou acelerado da demanda por serviços ecossistêmicos (A.M., 2005), que vem acontecendo sistematicamente em diversos países. Por outro lado, reconhece-se que existe um

limite na Natureza para a sustentação da produtividade, adaptabilidade e capacidade de renovação dos recursos naturais (RICKLEFS, 2003; BEGON *et al.*, 2007). Assim, para garantir o equilíbrio entre as funções ecossistêmicas é cada dia mais urgente compreender a dinâmica dos sistemas naturais, seus mecanismos de interação, a capacidade de geração de serviços ecossistêmicos e os impactos adversos que podem alterar sua disponibilidade (ANDRADE e ROMEIRO, 2009).

Neste contexto, os ecossistemas costeiros têm sofrido com o crescimento da ocupação litorânea, o desenvolvimento de novas tecnologias industriais e com a mudança no estilo de vida das populações que levam a deterioração das águas costeiras (continentais e marinhas), a perda de qualidade ambiental (MORBERG e RÖNNBÄCK, 2003; MARINS *et al.*, 2007; LACERDA *et al.*, 2008) e, conseqüentemente, a diminuição e até a perda de serviços ecossistêmicos. Apesar disso, as zonas costeiras e suas ilhas continuam a apresentar múltiplos usos onde é possível encontrar as mais variadas formas de uso e ocupação das terras, desde comunidades vivendo sob modos de vida tradicionais até grandes e massivas áreas urbanas (MORAES, 1999). Embora haja uma multiplicidade de usos e de áreas naturais protegidas, os impactos causados a esses ambientes costeiros ainda são pouco estudados e, portanto, pouco compreendidos (POLETTE e SILVA, 2003).

Por esse motivo, a complexidade intrínseca dos ecossistemas que compõem as paisagens costeiras ressalta ainda mais a sua importância para o fornecimento de serviços ecossistêmicos, uma vez que nestes locais o fluxo de matéria e a dinâmica dos sistemas ecológicos são determinados pela interface e interação entre o ambiente terrestre e marinho. Nesse sentido, os rios e os serviços que eles ofertam ganham maior destaque, pois funcionam como elo de ligação entre os elementos da paisagem e entre a terra e o mar. É pela sua importância que cidades costeiras como Paraty/RJ se preocupam em conservar a fauna, a flora e os mananciais da região por meio da criação de Unidades de Conservação como Área de Proteção Permanente da Baía de Paraty e o Parque Nacional da Serra da Bocaina (LINO e ALBUQUERQUE, 2007), de forma a garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos.

Diante do reconhecimento da complexidade das áreas costeiras e da importância dos rios não resta dúvida de que é fundamental avaliar as alterações dos serviços ecossistêmicos, principalmente quando relacionados aos recursos hídricos. É muito importante que se façam medidas desta relação no sentido de compreender qual é o ponto crítico de degradação ambiental que causa a perda de serviços ecossistêmicos. Embora existam diversos trabalhos que tratem sobre serviços ecossistêmicos, qualidade de água e paisagem, são raros os trabalhos que integrem todas essas informações. Com isso, diversas questões ainda precisam ser respondidas, tais como: (i) qual o ponto crítico de degradação em que ocorre uma perda significativa dos serviços ecossistêmicos?; (ii) qual o tipo de relação entre paisagens em diferentes estágios de degradação ou de conservação ambiental e a oferta de serviços ecossistêmicos?; (iii) qual o limiar entre a perda dos recursos naturais e a perda dos serviços ecossistêmicos? Com a intenção de contribuir a essas questões, este estudo pretende medir as relações entre o estado de conservação de diferentes microbacias hidrográficas em fases distintas de evolução histórica da paisagem, ao longo do ecótono destas microbacias e de seus corredores ecológicos, com a qualidade das águas e a respectiva perda dos serviços ecossistêmicos.

Neste sentido, este estudo parte da hipótese de que ocorrem respostas distintas em termos de perdas de qualidade de água e serviços ecossistêmicos em segmentos de um rio, de montante a jusante, de acordo com os tipos e intensidade de interferências humanas recebidas tanto junto a margem do curso de água como em função das alterações ocorridas na paisagem total. Supõe-se que essas respostas possam ser numericamente representadas e relacionadas a partir de medidas dos fenômenos manifestados pela qualidade do recurso hídrico. Para confirmar esta hipótese, este estudo foi dividido em dois capítulos. No capítulo 1 foi identificado o estado de conservação ambiental de microbacias hidrográficas e seus corredores ecológicos com distintas condições de uso e ocupação da terra através de métricas da paisagem. No capítulo 2 foi investigada como a composição e configuração da paisagem de microbacias hidrográficas e seus corredores ecológicos podem interferir na qualidade de água e na disponibilidade dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos.

O modelo proposto foi aplicado na Ilha de São Sebastião, descrito por BERTOLO *et al.* (2010) como um mosaico formado por microbacias hidrográficas distintas em termos de desenvolvimento humano e estados de conservação. A escolha da Ilha se justifica pela grande área de Mata Atlântica preservada, pela alta concentração de uso urbano e pela possibilidade de se ter um sistema completo, de gradiente ecotonal e com interdependências e fluxos concentrados.

2. Área de estudo

O arquipélago de Ilhabela é formado por cinco ilhas e ilhotes, sendo a maior a Ilha de São Sebastião (Figura 1), onde está localizada a área urbana e sede administrativa de Ilhabela (SÃO PAULO, 1996). A Ilha está inserida no litoral norte do estado de São Paulo, a 220 km da capital paulista e separada do continente pelo Canal de São Sebastião, com largura média aproximada de 1,5 km.



Figura 1. Localização da Ilha de São Sebastião no litoral de São Paulo (adaptado de Rocha e Silva, 2009)

Com uma área de 348 km² e aproximadamente 27.000 habitantes (SEADE, 2010), a Ilha chega a receber mais de 100.000 pessoas em períodos de férias, feriados e festas populares (IBGE, 2007). A Ilha é dividida em três distritos: o de Ilhabela (porção central), com 82,34% da população, o de Cambaquara (situada ao Sul do arquipélago), com 15,08% e o de Paranabi (trecho voltado ao Oceano Atlântico), com apenas 2,58%. A pesca e a prestação de serviços voltados para o turismo são as principais atividades econômicas da população fixa da Ilha. Considerando o território passível de ocupação na Ilha (50,4 Km²) e os dados atuais de ocupação fixa e flutuante, a densidade

demográfica na Ilha é extremamente elevada, podendo chegar a 1.984 habitantes/Km² na alta temporada.

A Ilha de São Sebastião destaca-se como uma das principais áreas de conservação ambiental do litoral paulista (SÃO PAULO, 1996), pois apresenta 92% de sua superfície coberta por Mata Atlântica conservada, sendo o município brasileiro com maior relação de área de Mata Atlântica em relação à área total do território¹. Assim, a Ilha tem uma grande importância não apenas para a conservação da biodiversidade, mas também para a manutenção e fornecimento dos serviços ecossistêmicos representativos do bioma Mata Atlântica remanescentes no Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1996). A proteção legal da floresta é dada pelo Decreto Estadual nº 9.914 de 1977 que criou o Parque Estadual de Ilhabela (PEIb). O PEIb tem seus limites definidos por cotas altimétricas que variam entre 100 e 200 metros e pela divisa com terrenos de marinha (LIMA, 2011). Cerca de apenas 15% do território da Ilha de São Sebastião não pertence ao Parque, e desta área, apenas 2% são passíveis de ocupação². Desta forma, as possibilidades de uso da terra ficam limitadas, pois a faixa ocupada está inserida na zona de amortecimento.

As formações vegetacionais presentes na Ilha de São Sebastião estão associadas às diversas fases de regeneração da Floresta Ombrófila Densa Atlântica (VELOSO *et al.*, 1991). Devido a diferentes altitudes, há mudanças nesta floresta desde as planícies litorâneas até os topos dos morros (IBGE, 1992). Por isso, há presença de diversas florestas na encosta atlântica: nos topos de morros (Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana), nas encostas e nos fundos de vales (Floresta Ombrófila Densa Montana e Submontana), e nos sopés das serras e sobre as planícies costeiras (Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas e Aluvial), onde se enquadram as formações de restinga. Além disso, a Ilha apresenta uma grande quantidade de cursos de água, conforme descreve POLETTE (1993), que estudando a planície do Perequê, afirmou que a cada 300 metros existe um ribeirão ou córrego. Neste mesmo estudo, o autor mapeou 20 bacias hidrográficas e as dividiu com relação à orientação de drenagem,

¹ Fundação SOS Mata Atlântica, 2010

² Website Litoral Virtual – www.litoralvirtual.com.br

sendo 5 bacias voltadas para o Canal e São Sebastião, 5 bacias voltadas para a Baía de Castelhanos e 10 bacias voltadas para o Oceano Atlântico.

Desta forma, a escolha da Ilha como estudo de caso é devido à possibilidade de se ter um sistema completo, de gradiente terra e mar e com interdependências e fluxos mais concentrados, por isso, ela é vista como unidade que deve ser integralmente protegida. Apesar disso, é possível encontrar tanto ambientes altamente impactados como ambientes bastante preservados, evidenciando um arranjo significativo de combinações e mudanças que se estabeleceram ao longo do tempo (BERTOLO *et al.*, 2010).

3. Referencial Teórico

3.1 Funções e serviços ecossistêmicos

Os ecossistemas têm ganhado cada vez mais atenção dos cientistas devido à crescente preocupação com seu estado de conservação, pois o aumento da população tem causado inúmeros impactos negativos, que vão desde a fragmentação, perda de *habitat* e biodiversidade (A.M., 2005), até alterações nos fluxos das funções e dos serviços ecossistêmicos essenciais prestados pelos ecossistemas. Com essas perdas, os ecossistemas têm-se tornado cada vez mais frágeis e incapazes de sustentar os processos ecológicos básicos que suportam a vida no planeta (NAEEM *et al.*, 1999), diminuindo consideravelmente sua capacidade de proporcionar bens e serviços ecossistêmicos (A.M., 2005).

Os ecossistemas são sistemas que englobam as complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos em seus ambientes físicos e químicos, nos quais o homem é parte integral (RICKLEFS, 2003). Este conjunto de recursos bióticos, bem como sua idade e distribuição espacial, juntamente com os recursos abióticos formam a estrutura ecossistêmica, a qual fornece a base para que ocorram os processos e as funções ecológicas (DALY e FARLEY, 2004; TURNER e DAILY, 2008; ANDRADE e ROMEIRO, 2009.).

As primeiras referências para a concepção das funções e serviços ecossistêmicos datam de meados da década de 1960 e início dos anos 1970 (KING,

1966; HELLIWELL, 1969; ODUM E ODUM, 1972; HUETING, 1980). O termo função ecossistêmica ainda apresenta várias e contraditórias interpretações, sendo que alguns autores utilizaram o conceito como forma de descrever o funcionamento interno do ecossistema, como por exemplo, manutenção dos fluxos de energia e ciclagem de nutrientes (DE GROOT *et al.*, 2002; DALY e FARLEY, 2004; KREMEN, 2005; A.M., 2005; DE GROOT *et al.*, 2006). Para CHRISTIAN *et al.* (2005) o conceito de “clusters” funcionais implica que sistemas reconhecidamente únicos podem compartilhar funções gerais que são agregadas a diferentes processos e estruturas. Sendo assim, um conjunto mais genérico de funções pode ser definido independentemente da distribuição geográfica, tendo como base os diferentes componentes do sistema. Com isso, este autor definiu função ecológica como sendo o resultado do comportamento do ecossistema, podendo existir dois tipos de funções: as funções que mantêm o ecossistema e aquelas que provêm bens e serviços à humanidade.

Para categorizar as funções ecossistêmicas, diversos autores como COSTANZA *et al.* (1997) e DE GROOT (1992) e DE GROOT *et al.* (2000, 2002), apresentaram uma relação das principais funções e seus componentes, processos, bens e serviços ecossistêmicos. Estes autores dividiram as funções em quatro grandes categorias: Funções de regulação, de *Habitat*, de Produção e de Informação. A Tabela 1 apresenta uma visão geral das principais funções, os bens e serviços que podem ser atribuídos aos ecossistemas naturais e seus processos e estruturas ecológicas associadas.

Tabela 1. Categorias das funções ecossistêmicas, exemplos de seus componentes, processos e serviços que podem ser gerados.

Funções	Conceito	Exemplos de Funções	Exemplos de Serviços relacionados
Regulação	Manutenção dos processos ecológicos essenciais e do sistema de suporte vital	<ul style="list-style-type: none"> • Regulação de Gases • Regulação do Clima • Regulação da água • Formação do Solo 	<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção da qualidade do ar e da água • Prevenção de inundações • Proteção contra tempestades • Drenagem e irrigação natural
Habitat	São os espaços adequados para a sobrevivência da flora e da fauna e manutenção da diversidade biológica e genética	<ul style="list-style-type: none"> • Função de Refúgio • Função de Berçário 	<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção de espécies exploradas comercialmente
Produção	Relacionadas ao suprimento dos recursos naturais	<ul style="list-style-type: none"> • Alimento • Matéria-Prima • Recursos Genéticos • Recursos Medicinais • Recursos Ornamentais 	<ul style="list-style-type: none"> • Combustível e energia • Forragem e fertilizantes • Medicamentos e produtos farmacêuticos. • Recursos para artesanato
Informação	Aptidão do ecossistema para o desenvolvimento cognitivo	<ul style="list-style-type: none"> • Informação Estética • Recreação • Espiritual • Histórica • Cultural e Artística • Ciência e Educação 	<ul style="list-style-type: none"> • Natureza como motivo em livros, filmes, pinturas, folclore, símbolos nacionais, arquitetura, propaganda. • Natureza para religião e valor histórico patrimonial dos ecossistemas • Educação Ambiental; • Uso da natureza para conhecimento científico.

Modificado de DE GROOT *et al.*(2002).

No contexto econômico, DE GROOT *et al.* (2002), DALY e FARLEY (2004) e ANDRADE e ROMEIRO (2009) definiram as funções ecossistêmicas como sendo um resultado das interações entre os elementos estruturais, os processos ecológicos e as estruturas dos ecossistemas, que fornecem os serviços ecossistêmicos para satisfazer as necessidades humanas. Tais funções, segundo os autores, criam uma verdadeira integridade sistêmica, criando um todo maior que o somatório das partes individuais.

De modo geral, uma função ecossistêmica gera um determinado serviço ecossistêmico quando os processos naturais subjacentes desencadeiam uma série de benefícios que podem ser direta e indiretamente apropriáveis pelo ser humano (DAILY, 1997; COSTANZA *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2002). Em outras palavras, uma função ecossistêmica passa a ser considerada um serviço ecossistêmico quando ela apresenta possibilidade ou potencial de ser utilizada para fins humanos (HUETING *et al.*, 1998), incorporando a noção de utilidade antropocêntrica (ANDRADE e ROMEIRO,

2009) que garantem além de seu bem-estar, sua subsistência e proteção (MAX-NEFF, 1991 *apud* BRENNER, 2007; COSTANZA *et al.*, 1997; GROOT *et al.*, 2002; ANDRADE E ROMEIRO, 2009). Para a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005) as funções ecossistêmicas foram definidas como sendo as características intrínsecas do ecossistema relacionadas ao conjunto de condições e processos por meio dos quais ele mantém sua integridade, tais como a produtividade primária, a cadeia alimentar e os ciclos biogeoquímicos.

Na área da economia, os serviços ecossistêmicos são bastante estudados e avaliados, porém com foco voltado para o desenvolvimento de métodos para sua valoração. A Figura 2 ilustra o primeiro passo para uma avaliação ampla dos bens e serviços ecossistêmicos e sua complexidade ecológica (estruturas e processos) para um número mais limitado de funções ecossistêmicas. Nesta figura, são apresentadas as diferentes formas de valoração dos serviços ecossistêmicos para sua utilização no planejamento ambiental.

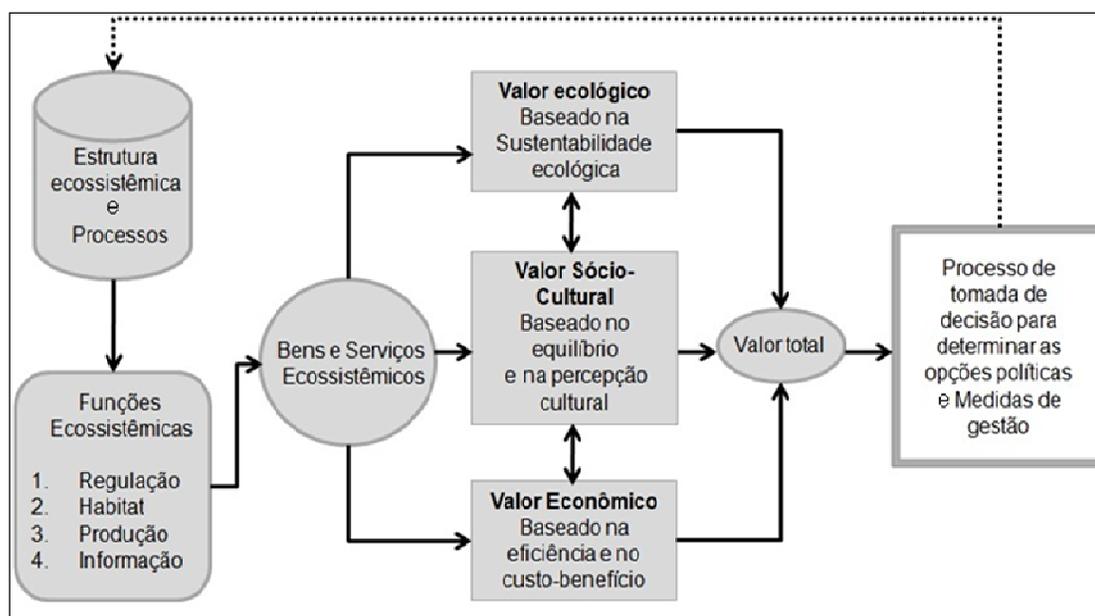


Figura 2. Fluxograma da avaliação integrada e valorização das funções, bens e serviços ecossistêmicos. (Modificado de DE GROOT *et al.*, 2002).

Vários autores preocuparam-se em conceituar os serviços ecossistêmicos, para aplicações na ecologia e economia (PATTERSON e COELHO, 2009), mas ainda

constituem um desafio bastante complexo, pois diferentes áreas de conhecimento apresentam significados específicos para termos comuns. Porém, é comum aos conceitos a utilidade da natureza para a população humana. A Tabela 2 apresenta os principais conceitos desenvolvidos por diversos autores e utilizados para subsidiar os estudos sobre serviços ecossistêmicos.

Tabela 2. Histórico do conceito de serviços ecossistêmicos (adaptado de PATTERSON e COELHO, 2009).

Citação	Definição
Daily, 1997	Condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que a compõem, mantêm e suportam a vida humana.
COSTANZA et al., 1997	Os bens e serviços dos ecossistemas representam os benefícios para a população humana que decorrem, direta ou indiretamente, das funções ecossistêmicas.
A.M., 2005	São os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. Aqui se incluem os serviços de abastecimento, de regulação e de bens culturais, que afetam diretamente as pessoas, além dos serviços de apoio necessários para manter os outros serviços.
US EPA, 2006	Resultam das funções ecossistêmicas e de forma direta ou indireta, contribuem para o bem-estar social, ou tem potencial para fazê-lo no futuro. Alguns destes serviços ecossistêmicos podem ser comprados e vendidos, mas a maioria não pode ser comercializado.
COLLINS e LARRY, 2007	São recursos naturais que sustentam a saúde e o bem-estar humano.
BOYD e BANZHAF, 2007	São os componentes ecológicos diretamente consumidos ou usufruídos.

O conceito de serviços ecossistêmicos desenvolvido pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio é o mais utilizado atualmente, pois este conceito pressupõe que exista uma interação dinâmica entre as pessoas e os ecossistemas, onde as condições humanas impulsionam as mudanças nos ecossistemas, tanto de forma direta como indireta e vice-versa. Este conceito utilizado pela A.M. segue a definição de COSTANZA *et al.* (1997) na inclusão dos ecossistemas como fontes de serviços ecossistêmicos e a definição de DAILY (1997) para a inclusão do termo “serviços” para abranger os benefícios tangíveis e intangíveis que as pessoas obtêm dos ecossistemas, sendo reconhecidos por alguns autores como “bens e serviços

ecossistêmicos”. Desta forma, a A.M. utiliza o conceito de “serviços ecossistêmicos” como sinônimo de “bens e serviços dos ecossistemas”, ainda que conceitue “bens” como benefícios tangíveis e “serviços” como os benefícios intangíveis que as pessoas podem obter.

No Brasil, o Estado de São Paulo recentemente regulamentou a Lei n.º 13.798 de 9/11/2009, através do Decreto n.º 55.947, de 24/06/2010, que dispõe sobre a Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC), onde, no artigo 4º, define diferentemente serviços ecossistêmicos e ambientais. Pela Lei, os serviços ecossistêmicos foram definidos como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, enquanto que os serviços ambientais seriam os serviços ecossistêmicos que têm impactos positivos para além da área onde foram gerados.

Assim como ocorre com os conceitos de serviços ecossistêmicos, vários autores preocuparam-se em categorizá-los para melhor entender sua dinâmica. COSTANZA *et al.* (1997) organizou os serviços ecossistêmicos em 17 categorias, onde foram incluídos somente os serviços provenientes de recursos naturais renováveis. NORBERG (1999) propôs classificar os serviços ecossistêmicos em três grupos organizacionais que refletissem uma hierarquia escalar num determinado território, onde a primeira categoria referiu-se aos serviços prestados pela flora e fauna, a segunda referiu-se aos serviços prestados em nível de ecossistemas e a terceira referiu-se aos serviços prestados em nível de paisagem. Esta última categoria foi considerada pelo autor como serviços de suporte, pois são fundamentais para os demais serviços.

A classificação dos serviços ecossistêmicos utilizada pela A.M (2003) baseou-se nas categorias de funções feitas por DE GROOT *et al.* (2002), onde os serviços ecossistêmicos foram organizados em quatro categorias (Tabela 3), por isso, a categorização feita pela A.M. é muito semelhante à feita para as funções ecossistêmicas, já apresentada na Tabela 1. Assim como o conceito elaborado pelo A.M., esta categorização tem sido utilizada por muitos autores (KREMEN, 2005; CHAN *et al.*, 2006; DALE e POLASKY, 2007; CARPENTER *et al.*, 2009).

Tabela 3. Categorias, definição e exemplos de serviços ecossistêmicos.

Categoria do Serviço ecossistêmico	Definição	Exemplo
Suporte	Necessários para a produção de todos os outros serviços dos ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> • Formação do solo • Ciclos de nutrientes • Produção primária
Abastecimento	Produtos obtidos dos ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> • Alimentos • Água potável • Combustível • Fibras • Bioquímicos • Recursos genéticos
Regulação	Benefícios obtidos pela regulação dos processos dos ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> • Regulação do clima • Regulação das enfermidades • Regulação da água • Purificação da água
Culturais	Benefícios intangíveis obtidos dos ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> • Espirituais e religiosos • Recreativos e ecoturísticos • Estéticos • Inspiradores • Educacionais • Sensação de fazer parte de um lugar • Herança cultural

Modificado de A.M., 2005.

Neste enfoque antropocêntrico sobre os serviços ecossistêmicos, os que estão diretamente relacionados a água podem ser bons indicadores de perturbações causadas por ações humanas, já que a água é o elemento de melhor conectividade dentro de uma paisagem e que conduz o fluxo de matéria e energia (GERGEL *et al.*, 2002). Além disso, a água disponibiliza inúmeros serviços para a sociedade, pois pode ser utilizada como matéria prima em diversas atividades produtivas e propiciar atividades de esporte e lazer, receber e reciclar matéria e energia. Não há quem conteste que o bom oferecimento dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos é indispensável para manter ou elevar o bem-estar da sociedade.

3.2 Serviços ecossistêmicos relacionados à água

A identificação dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos permite evidenciar sua importância socioeconômica e ambiental para a população. Além disso, também possibilita identificar um conjunto de atores (agricultores, consumidores, ambientalistas) envolvidos na conservação, uso e degradação dos recursos hídricos e seus respectivos interesses, muitas vezes conflitantes.

Em uma microbacia hidrográfica os recursos naturais e os serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos têm papel de destaque e reconhece-se que pequenas alterações causam grandes danos numa cadeia de serviços. A ocupação antrópica das cidades ocorre geralmente ao longo dos cursos de água e, como consequência, o incremento de nutrientes provenientes das intervenções humanas tem sido observado, tais como o acúmulo de dejetos, lixo e fertilizantes oriundos de agriculturas (NGOYE e MACHIWA, 2004; AMIRI e NAKAME, 2009). Esses elementos são transportados através dos rios pelos ecossistemas, causando diversos prejuízos, como a eutrofização e a perda de biodiversidade (CARPENTER *et al.* 1999; FAO, 2000; GOULART e CALLISTO, 2003; YANG *et al.* 2007), resultando na alteração do oferecimento dos serviços ecossistêmicos ao longo de todo o curso de água (SMITH *et al.*, 1999).

A maneira mais usual de constatar os danos e perdas de qualidade na água é analisar os elementos químicos que indicam a possibilidade da presença dessas evidências humanas ao longo dos cursos de água. Neste contexto, várias pesquisas têm utilizado o nitrogênio e o fósforo para avaliar a alteração da qualidade da água de rios e lagos (KELSEY e PORTER, 2003; WOLI *et al.*, 2004; WU *et al.*, 2007). GRAY e BECKER (2002), YANG *et al.* (2007) e AMIRI e NAKANE (2009), estudando a qualidade da água em diferentes locais, encontraram uma relação entre o aumento da quantidade de nitrogênio e fósforo e o aumento da agricultura e da urbanização, ou seja, a alteração da quantidade destes componentes indicou a existência de degradação da qualidade de água pelas alterações de uso e ocupação da terra.

Desta forma, a análise de variáveis orgânicas como o carbono, nitrogênio e fósforo e as medidas de composição e classes de uso em uma paisagem podem ser relacionados, pois os cursos de água são coletores naturais das paisagens e refletem os cenários promovidos pelo homem em cada segmento de bacia hidrográfica (GOULART e CALLISTO, 2003; AMIRI e NAKANE, 2009). Em síntese, pressupõe-se que o gradiente de conservação de uma microbacia hidrográfica e dos corredores fluviais podem ser identificados através desta relação.

É provável que um bom caminho para a identificação do gradiente de conservação seja a aplicação de métricas que permitiriam avaliação da qualidade de um meio pela comparação entre funções, processos e serviços ecossistêmicos.

3.3 Qualidade da água e as métricas da paisagem

A ocupação antrópica e a conseqüente mudança da cobertura natural têm causado alterações na qualidade da água de rios, que acabam sendo degradados (AMIRI e NAKANE, 2009) devido a retirada da vegetação da mata ciliar e impermeabilização do solo.

Estudos que relacionam a composição da paisagem, as métricas e a qualidade da água dos rios ainda são escassos. ALLAN *et al.* (1997) analisaram as conseqüências das mudanças da cobertura da terra, através da análise da qualidade da água e da integridade do fluxo ecológico combinados com a utilização de SIG (Sistemas de Informação Geográfica).

Outro trabalho nessa linha foi elaborado pelos autores AMIRI e NAKANE (2009), que estudaram a qualidade de água e sua relação com o uso e ocupação da terra através de SIGs e métricas, com objetivo de identificar a composição e estrutura da paisagem. Os resultados deste estudo apresentaram uma relação entre a qualidade de água e algumas estruturas específicas da paisagem, como o Tamanho Médio da Mancha e a Relação da Média da Área do Perímetro. Assim, os autores sugeriram que a qualidade da água vista através das métricas da paisagem pode ser um caminho para gerenciar o uso da terra e a qualidade da água do rio.

GERGEL *et al.* (2002) revisaram vários trabalhos que utilizaram indicadores de paisagem para avaliar o estado da qualidade das águas dos rios por meio da quantificação das mudanças de cobertura vegetal em bacia hidrográfica. As métricas da paisagem descreveram a quantidade e a disposição do uso e ocupação da terra e a cobertura vegetal natural, proporcionando uma forma direta de medir o impacto humano, que pode ser correlacionada com muitos indicadores, como a água. Além disso, os autores também trataram neste estudo da avaliação do padrão espacial de *habitats* da mata ciliar, que foram consideradas paisagens indicadoras importantes, uma vez que a variação no comprimento, largura e as lacunas da vegetação ciliar influenciou a sua eficácia como sumidouros de nutrientes.

Todos estes trabalhos permitem concluir que a utilização de métricas da paisagem pode complementar as abordagens existentes para quantificar os impactos humanos sobre os rios, por meio da avaliação da mudança de uso da terra nas bacias hidrográficas (TURNER e MEYER, 1994) e do oferecimento dos serviços ecossistêmicos.

Apesar do conhecimento que se tem a respeito dos impactos negativos causados pela ação humana sobre os recursos hídricos e a conseqüente alteração na cadeia e no fornecimento de serviços, a interpretação da relação entre o estado de conservação, a qualidade dos recursos hídricos e a presença ou ausência dos serviços ecossistêmicos precisa ser melhor compreendida.

3.4 Serviços ecossistêmicos e o uso de SIG

Trabalhos que utilizam os Sistemas de Informação Geográfica para a avaliação e a espacialização dos serviços ecossistêmicos ainda são poucos, provavelmente devido a pouca compreensão sobre a estrutura da paisagem e as funções ecológicas que sustentam os serviços ecossistêmicos (BRENNER, 2010). Além disso, reconhece-se que as relações entre o bem-estar humano e os serviços ecossistêmicos são complexas e não lineares (KREMEN, 2005).

Os estudos publicados utilizando SIGs para o mapeamento dos serviços ecossistêmicos diferem em seus objetivos e aplicações. Foram publicados trabalhos que utilizaram o mapeamento de dados que permitiram avaliar a disponibilidade espacial dos serviços ecossistêmicos (EGOH *et al.*, 2008), o estado de degradação da vegetação ciliar e a qualidade dos serviços (PERT *et al.*, 2010), o valor dos serviços ecossistêmicos potenciais em diferentes territórios (CHEN *et al.*, 2009; SHERROUSE *et al.*, 2010), entre outros.

EGOH *et al.* (2008) mapearam cinco serviços ecossistêmicos na África do Sul, entre os quais dois serviços estavam relacionados aos recursos hídricos: o abastecimento e a regulação do fluxo da água. Os autores desenvolveram os mapeamentos utilizando a biodiversidade espacial, que gerou mapas em escala nacional dos serviços ecossistêmicos, contendo a riqueza de serviços relacionados à água.

PERT *et al.* (2010) utilizaram o SIG para mapear áreas ribeirinhas e a zona adjacente, permitindo a visualização de áreas onde a vegetação remanescente estava degradada, representando uma ameaça para a qualidade da água e do *habitat*, causando perdas de serviços ecossistêmicos. Assim, com o mapeamento foram identificadas áreas críticas de perda de serviços e de qualidade ambiental. Os autores concluíram que, quando a mata ciliar apresentou-se preservada, elas forneciam importantes funções e serviços ecossistêmicos, desde a qualidade da água até a importância estética da paisagem.

EIGENBROD *et al.* (2010) afirmaram que um dos principais problemas do mapeamento dos serviços ecossistêmicos pode ser a falta de dados primários locais, pois a forma mais comum de produção de mapas ocorre através de estimativas de valores dos serviços obtidos a partir de uma pequena região com tipologia específica de cobertura da terra, e depois extrapolados para uma área maior para esses mesmos tipos. Porém, para estes casos, extrapolações poderiam gerar muitos erros. Para estes autores, a produção de mapas mais abrangentes contendo a espacialização dos serviços ecossistêmicos seriam importantes, a medida em que poderiam ser utilizados como estratégias para a conservação dos ecossistemas.

Como mostram esses trabalhos, a avaliação dos serviços ecossistêmicos alicerçado no mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal natural pode, de alguma forma, dar subsídios ao controle e monitoramento da qualidade dos cursos de água e do oferecimento dos serviços ecossistêmicos ao longo de corredores fluviais. Em outras palavras, se o uso do SIG for bem conduzido e as medidas espaciais forem bem sucedidas, a estratégia pode se tornar uma boa ferramenta de gestão em ambientes onde a ocupação humana é determinante.

4. Bibliografia

- ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*. 37, 149-161. 1997.
- AMIRI, B.J.; NAKANE, K. Modeling the linkage between river water quality and landscape matrices in the Chugoku District of Japan. *Water Resour Manage*. 23: 931-956. 2009.
- ANDRADE, D.C. Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica. Tese de Doutorado. UNICAMP, Campinas/SP. 261p.2010
- ANDRADE, D.C.; ROMEIRO, A.R. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, n. 159. ISSN 0103-9466. 2009.
- AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO (A.M.). Ecossistemas e o bem-estar humano – Estrutura para uma avaliação. Relatório do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual da Avaliação Ecosistêmica do Milênio. São Paulo: Editora do SENAC São Paulo. 2005.
- BAUMGARTEN, M. G. Z.; POZZA, S. A.. Qualidade de águas: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental. Rio Grande: Ed. FURG, 166p. 2001.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4 ed. Porto Alegre: Artmed. 752 p. 2007.
- BERTOLO, L. S. Medidas de mudança espaço-temporal como fonte de identificação das linhas de evolução de uma paisagem costeira – Estudo de caso: Ilha de São Sebastião – SP. Dissertação (mestrado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – FEC. Universidade Estadual de Campinas -UNICAMP. Campinas, 195p, 2009.

- BERTOLO, L. S.; LIMA, G. T. N. P.; SANTOS, R. F. Spatiotemporal change indexes to identify the historical evolution in a coastal region – case study: São Sebastião Island– SP. *Brazilian Journal of Oceanograph.* 2010.
- BOYD, J., BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616–626. 2007.
- BRASIL. Lei nº 13.798 de 9 de novembro de 2009. Ins titui a Política Estadual de Mudanças Climáticas - PEMC.
- BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Instituiu o Novo Código Florestal. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 set. 1965.*
- BRENNER, J. Valuation of ecosystem services in the Catalan coastal zone. Doctoral Dissertation. Laboratori d'Enginyeria Marítima, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, 178 pp. 2007.
- BRENNER, J.; JIMÉNEZ, J.A.; SARDÁ, R.; GAROLA, A. Na assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean & Coastal Management.* 53: 27-38. 2010.
- CARPENTER S.R.; LUDWIG D.; BROCK W.A. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecol Appl.* 9:751–771. 1999.
- CARPENTER, S.R.; MOONEY, H.A.; AGARD, J.; CAPISTRANO, D.; DeFRIES, R.S.; DÍAS, S.; DIETZ, T.; DURAIAPPAH, A.K.; OTENG-YEBOAH, A.; PEREIRA, H.M.; PERRINGS, C.; REID, W.V.; SARUKHAN, J.; SCHOLLES, R.J.; WHYTE, A. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS.* Vol. 106, no. 5. 1305-1312. 2009.
- CHAN, K.M.A.; SHAW, M.R.; CAMERON, D.R.; UNDERWOOD, E.C.; DAILY, G.C. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology.* Vol. 4, no. 11. 2006.
- CHEN, J.; SAUNDERS, S. C.; BROSOFSKE, K. D.; CROW, T. R. *Ecology of Hierarchical Landscapes: From Theory to Application.* Nova Science Publishers, New York, USA. 2006.
- CHRISTIAN, R.R., BAIRD, D., BOWEN, R.E., CLARK, D.M., DE MORA, S., DIGIACOMO, P.M., JIMÉNEZ, J., KINEMAN, J., MAZZILLI, S., SERVIN G., TALAUE-MCMANUS, L., VIAROLI, P. & YAP H. Coastal GTOS Strategic design and phase 1 implementation plan. *Environment and Natural Resources Service Series, No. 9* FAO, Rome, GTOS Report No. 36, 104 pp, 2005.
- COELHO NETTO, A. L.; AVELAR, A. S. Geo-hydroecological responses to historical and present day land use changes in the middle Paraíba do Sul river valley: challenges for a sustainable landscape. In: *IALE VII WORLD CONGRESS.* Wageningen - Holanda. 2007.

- COLLI, G. R., ACCACIO, G. M., ANTONINI, Y., CONSTANTINO, R., FRANCESCHINELLI, E. V., LAPS, R. R., SCARIOT, A. O., VIEIRA, M. V.; WIEDERHECKER, H. C. A. Fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. O. (Orgs.). Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, p.317-324. 2003.
- COLLINS, S., LARRY, E. Caring for our natural assets: an ecosystem services perspective. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733. 2007.
- COSTANZA, Robert; D'ÁRGE, Ralph; GROOT, Rudolf; FARBER, Stephen; GRASSO, Monica; HANNON, Bruce; LIMBURG, Karin; NAEEM, Shahid; O'NEILL, Robert; PARUELO, Jose; RASKIN, Robert; SUTTON, Paul; VAN DEL BELT, Marjan. The value of the world's ecosystem services and Natural capital. In NATURE, Vol 387. May 1997.
- DAILY, G. Nature's services: societal dependence on natural ecosystem. Island Press, Washington, DC. 1997.
- DALE, V.H.; POLASKY, S. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. Ecological Economics 64, 286-296. 2007.
- DALY, H.E.; FARLEY, J. Ecological Economics: principles and applications. Island Press, Washington, DC. 2004.
- DE GROOT, R.S. Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision-making. Wolters Noordhoff BV, Groningen, The Netherlands. 1992.
- DE GROOT, R.S., Perk, J., van der, Chiesura, A., Marguliew, S. Ecological functions and socio-economic values of critical natural capital as a measure for ecological integrity and environmental health. In: Crabb'e, P. (Ed.), Implementing Ecological Integrity. Kluwer Academic Publishers, pp. 191-214. 2000.
- DE GROOT, R.; WILSON, M.A.; BOUMANS, ROELOF M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41: 393-408. 2002.
- DE GROOT, R. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. Landscape and Urban Planning 75: 175-186. 2006.
- EGOH, B.; REYERS, B.; ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M.; LE MAITRE, D.C.; van JAARSVELD, A.S. Mapping ecosystem services for planning and management. Agriculture, Ecosystems and Environment 127: 135-140. 2008.

- EIGENBROD, F.; ARMSWORTH, P.R.; ANDERSON, B.J.; HEINEMEYER, A.; GILLINGS, S.; ROY, D.B.; THOMAS, C.D.; GASTON, K.J. Error propagation associated with benefits transfer-based mapping of ecosystem services. *Biological Conservation* 143: 2487-2493. 2010.
- ELSER, J.J.; FAGAN, W.; Denno, R F.; Dobberfuhl, D.R.; Folarin, A.; Huberty, A.; Interlandi, S.; Kilham, S.S.; McCauley, E.; Schulz, K.L.; Siemann, E.H.; Sterner, R.W. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature* 408: 578–580. 2000.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). *New Dimensions in Water Security—Water, Society and Ecosystem Services in the 21st Century*. Land and Water Development Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma. 2000.
- FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA. Disponível em <<http://www.sosmatatlantica.org.br>> acessado em 15/11/2010
- GEIDER, R. J., LA ROCHE, J. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology* 37: 1-17. 2002.
- GERGEL, S.E.; TURNER, M.G.; MILLER, J.R.; MELACK, J.M.; STANLEY, E.H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci* 64: 118-128. 2002.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, no 1. 2003.
- GRAY S.R.; BECKER, N-C. Contaminant flows in urban residential water systems. *Urban Water* 4:331-46. 2002.
- HELLIWELL, D.R. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* 3, 41–49. 1969.
- HU, H.; LIU, W.; CAO, M. Impacto f land use and land cover changes on ecosystem services in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment* 142, 147-156. 2008.
- HUETING, R. *New scarcity and economic growth: more welfare through less production*. North-Holland: Amsterdam. 1980.
- HUETING, R., REIJNDERS, L., de BOER, B., LAMBOOY, J., JANSEN, H. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* 25, 31-35. 1998.
- IBGE. *Atlas Nacional do Brasil*. 2.ed. Rio de Janeiro, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007.

- KELSEY, H.; PORTER, D.E. Using geographic information systems and regression analysis to evaluate relationships between land use and fecal coliform bacterial pollution. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 3: 1-13. 2003.
- KING, R.T. Wildlife and man. *NY Conservationist* 20 (6), 8–11. 1966.
- KREMEN, C. Managin ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8: 468-479, 2005.
- LEITÃO, A.B.; MILLER, J. AHERN, J.; McGARIGAL, K. Measuring landscapes. *A Planner's Handbook*. Island Press. 245 p. 2006.
- LACERDA, L.D.; MOLISANI, M.M.; SENA, D. e MAIS, L.P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. *Environ Monit Assess*, 141: 149-164. 2008.
- LI, R.Q.; DONG, M.; CUI, J.Y.; ZHANG, L.L.; CUI, G.Q.; HE, W.M. Quantification of the impact of land use and land cover changes on ecosystem services: A case study in Pingbian county, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 503-510. 2007.
- LIMA, GUILHERME T.N.P. de. Metodologia para avaliação de forças motoras e vetores de mudança na determinação de serviços ecossistêmicos. Estudo de caso: Ilha de São Sebastião - SP/Brasil. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – FEC. Universidade Estadual de Campinas -UNICAMP. Campinas, 135p, 2011.
- LINO, C.F.; ALBURQUERQUE J.L. (org.). *Mosaicos de Unidades de Conservação no Corredor da Serra do Mar*. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. São Paulo. 2007.
- LOSKA, K.; WIECHULA, D. Application of principal component analysis of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir, *Chemosphere* 57: 723–733. 2003.
- MAX-NEEF, M. Human scale development: conception, application, and further relations. The Apex Press, New York. 1991.
- MARINS, R.V.; PAULA FILHO, F.J. e ROCHA, C.A.S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe – costa nordeste oriental brasileira. *Quim. Nova*, 30 (5): 1208-1214. 2007.
- METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: *Métodos de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre/ Larry Cullen Jr., Cláudio Valladares-Padua, Rudy Rudran (organizadores)*. Curitiba/PR, Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 667 p. 2003.

- METZGER, J.P. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications* 10: 1147-1161. 2000.
- MOBERG, F. e RÖNNBÄCK, P. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean & Coastal Management*, 46: 27-46. 2003.
- MORAES, A. C. R. Contribuições para a Gestão da Zona Costeira do Brasil: Elementos para uma Geografia do Litoral Brasileiro. São Paulo. Ed. Hucitec, Edusp. Geografia: Teoria e Realidade, 47. 229p. 1999.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (M.A.). Ecosystem and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, DC. 2003.
- MUKHOPADHYAY, B.; MUKHERJEE, P.K.; BHATTACHARYA, D.; SENGUPTA, S. Delineation of arsenic-contaminated zones in Bengal Delta, India: a geographic information system and fractal approach: *Envi. Geol.*, v. 49, p. 1009-1020. 2006.
- NAEEM, S., CHAPIN III, F.S., COSTANZA, R., EHRLICH, P.R., GOLLEY, F.B., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., O'NEILL, R.V., MOONEY, H.A., SALA, O.E., SYMSTAD, A.J., TILMAN, D. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* no. 4. Washington, D.C.: Ecological Society of America. 1999.
- NGOYE E.; MACHIWA J. The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. *Phys Chem Earth* 29:1161–1166. 2004.
- NORBERG, J. Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. *Ecological Economics* 29: 183-202. 1999.
- ODUM, E.P.; H.T. ODUM. Natural areas as necessary components of man's total environment. In *Transcript of the 37th North American Wildlife Resources Conference*. Wildlife Management Institute, Washington, DC. pp. 178-189. 1972
- ODUM, H.T. Limits of remote ecosystems containing man. *Am. Biol. Tchr.* 25:429-443. 1963.
- PATTERSON, T.M.; COELHO, D.L. Ecosystem services: Foundation, opportunities, and challenges for the forest products sector. *Forest Ecology and Management* 257: 1637–1646. 2009.
- PERT, P.L.; BUTLER, J.R.A.; BRUCE, C.; HONZÁK, M.; KROON, F.J.; METCALFE, D.; MITCHELL, D.; WONG, G. A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the Wet Tropics, Australia. *Ecological Complexity* 7: 378–388. 2010.
- POLETTE, M. Planície do Perequê/ilha de São Sebastião – diagnóstico e

- planejamento ambiental costeiro. Dissertação de mestrado em Ecologia e Recursos Naturais. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos São Carlos. 136p. 1993.
- POLETTE M.; SILVA L. P. Análise comparativa entre as metodologias de gerenciamento costeiro integrado. *Cienc. Cult.* vol.55 no.4 São Paulo Oct./Dec. GESAMP, ICAM E PNGC. 2003.
- RICKLEFS, R. E. *Ecology* (second edition). Chiron Press, New York. 966 pp. 1979.
- RICKLEFS, R.E. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003.
- SANDRONI, Paulo. *Dicionário de economia*. 40. ed. São Paulo: Best-Seller, 2005.
- SÃO PAULO. Secretaria do Estado de Meio Ambiente (SMA). *Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo: Parte I – Litoral*. Secretaria de Energia, CESP. São Paulo: 30p. 1996.
- 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.
- SHERROUSE, B.C.; CLEMENT, J.M.; SEMMENS, D.J. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Article in Press*. 2010.
- SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystem. *Environmental Pollution* 100: 179-196. 1999.
- TURNER, B.L.; B.L. MEYER. *Global Land Use and Land Cover Change: An Overview*. In *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*, eds. W.B. Meyer and B.L. Turner II, 3-10. Cambridge: Cambridge University Press. 1994.
- TURNER, R.K.; DAILY, G.C. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resources Economics* 39, 25-35. 2008.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). *Ecological Benefits Assessment Strategic Plan*, EPA-240-R-06-001. Office of the Administrator, Washington, DC. <http://www.epa.gov/economics/> (accessed 5-11-2010). 2006.
- WANG, Z.M.; ZHANG, B.; ZHANG, S.Q.; LI, Z.Y.; LIU, D.W.; SONG, K.S.; LI, J.; DUAN, H. Changes of land use and of ecosystem services value in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 112, 69-91. 2006.

- WOLI, K.P.; NAGUMO, T.; KURAMOCHI, K.; HATANO, R. Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. *Science of the Total Environment* 329(1-3):61-74. 2004.
- WU, J.; HOBBS, R.J. *Key topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press. United Kingdom. 2007.
- YANG, L.; MA, K.; ZHAO, J.; BAI, X.; GUO, Q. The relationships of urbanization to surface water quality in four lakes of Hanyang, China. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 14: 317-32. 2007.
- ZHAO, B.; KREUTER, U.; LI, B.; MA, H.; CHEN, J.; NAKAGOSHI, N. Na ecosystem service value assessment of land use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy* 21, 139-148. 2004.

Capítulo 1

Caminhos de evolução histórica de microbacias hidrográficas e seus corredores ecológicos podem ser identificados através de métricas da paisagem?

1. Introdução

Muitos *habitats* são fragmentados pelas atividades humanas como assentamentos, estradas e campos agrícolas, para utilizar os recursos naturais na forma de matérias-primas, para produção de alimentos ou para fins culturais e de educação (BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2006). Assim, são estabelecidos diferentes tipos de usos e coberturas da terra que resultam na redução, divisão e perda de grandes áreas contínuas de florestas (LANG e BLASCHEKE, 2009). Somado a isso, a fragmentação pode afetar importantes processos ecossistêmicos como o regime hidrológico e a ciclagem de nutrientes que, por sua vez, causam mudanças entre as espécies de fauna e flora (FORMAN, 1995).

Nesse sentido, a avaliação da heterogeneidade estrutural resultante dessa fragmentação é fundamental para elucidar as relações entre os processos ecológicos e os padrões espaciais. Uma das formas de quantificação da heterogeneidade é a

utilização de “métricas da paisagem”, que podem ser classificadas em medidas ou índices de composição e de configuração (BOTEQUILHA-LEITÃO e AHERN, 2002, METZGER, 2003, LINDING *et al.*, 2008). As métricas de composição dão uma idéia de quais unidades estão presentes na paisagem, da riqueza dessas unidades e da área ocupada por elas, o que permite inferir sobre o grau de dominância espacial. As métricas de configuração quantificam o arranjo espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação e freqüência de contato entre as diferentes unidades, grau de isolamento e conectividade das manchas de unidades semelhantes e, finalmente, área, formato e complexidade de formas das manchas que compõem a paisagem (METZGER, 2003).

Com isso, as métricas da paisagem podem ser usadas para avaliar as condições ambientais, no diagnóstico de causas de problemas ambientais e fornecer um alerta precoce das mudanças ambientais (DALE e BEYELER, 2001). Elas representam as informações chave sobre estrutura, função e composição do sistema ecológico (DALE e BEYELER, 2001) e retratam tanto os estados de conservação de florestas como de interferência humana em paisagens (BERTOLO *et al.*, 2010). Dessa forma, a informação expressa pelas métricas da paisagem não é usualmente apenas um simples componente, mas a complexidade de vários componentes do padrão espacial (PENG *et al.*, 2010).

O desafio em desenvolver e usar as métricas da paisagem é determinar quais, entre as numerosas medidas, caracterizam o sistema ecológico como um todo e ainda são simples o suficiente para ser efetivamente e eficientemente monitoradas e modeladas (DALE e BEYELER, 2001; METZGER *et al.*, 2007; LINDING *et al.*, 2008; LEE *et al.* 2009; AMIRI e NAKANE, 2009). Assim, analisar as métricas em microbacias hidrográficas e seus corredores ecológicos pode ajudar a selecionar quais são essas métricas que efetivamente caracterizam o sistema ecológico e especialmente identificar quais apontam as transformações em um ecótono, que são áreas muito sensíveis as mudanças ambientais (DELCOURT e DELCOURT, 1992) por serem zonas de transição entre sistemas ecológicos adjacentes (diCASTRI *et al.*, 1988).

Deste modo, o presente trabalho teve o objetivo de identificar uma possível relação entre as métricas de composição e configuração, de amplo uso em ecologia de paisagens, e os gradientes de conservação estabelecidos em três dimensões: entre microbacias hidrográficas que apresentam uma variação de máxima conservação florestal ao máximo uso da terra; na variação interna de cada uma dessas paisagens; e no gradiente que ocorre ao longo dos corredores ecológicos de seu principal curso de água. Como estudo de caso, foram selecionadas cinco microbacias hidrográficas da Ilha de São Sebastião.

2. Material e métodos

2.1 Mapeamento das microbacias hidrográficas³

Foram utilizadas duas imagens do satélite SPOT 5 de 2009, cedidas pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA), com resolução de 10 metros, que abrange as quadrículas da área de estudo.

As imagens tiveram suas coordenadas corrigidas pelo sistema UTM (Projeção Universal Transversa de Mercator) – Zona 23S e SIRGAS 2000. O georreferenciamento das imagens foi realizado em SIG ArcGis® versão 9.2, com base em 15 pontos de controle para cada imagem, tais como cruzamentos e curvas de estrada, entroncamento de rios e casas, distribuídos em toda a superfície mapeada. Após esta etapa, foi aplicada uma transformação de polinômio de 1ª ordem (*affline*), para definir o RMS (*root mean square* – erro quadrático médio), obtendo-se o valor de 12 metros, que é aceito pela norma de exatidão cartográfica.

Os recortes das 61 microbacias hidrográficas nas imagens georreferenciadas foram realizados a partir dos *layers* de hidrografia e curvas de nível, identificando-se as

³ Esta etapa do estudo foi inicialmente efetuada por Lídia Sanchez Bertolo, que definiu em mapa as 61 microbacias hidrográficas. Este mapa foi utilizado como referência, mas com modificações *a posteriori*, para adequar aos objetivos propostos. A descrição nesta dissertação engloba o procedimento total.

cabeceiras ou nascentes e os cursos de águas principais, seus afluentes e subafluentes. Os rios foram hierarquizados conforme método Srahler, conforme descrito em COELHO NETTO e AVELAR (2007).

O reconhecimento de campo, juntamente com os critérios de mapeamento do Plano de Manejo do Parque Estadual de Ilhabela (FUNDAÇÃO FLORESTAL, no prelo), apresentado por BERTOLO e PAVÃO (comunicação pessoal), permitiu a definição da legenda, conforme Tabela 1.1. As fitofisionomias observadas foram classificadas em acordo com a classificação nacional adotada pelo IBGE (VELOSO *et al.* 1991), identificando a classificação nos diferentes estágios de acordo com a Resolução CONAMA 10/93.

Tabela 1. 1. Legenda do mapa das microbacias hidrográficas, baseada em BERTOLO e PAVÃO e observações de campo.

Classes	
1	Aglomerado populacional
2	Aglomerado populacional associado a agrupamento arbóreo
3	Agrupamento arbóreo
4	Campo Antrópico
5	Campo e Savanas de Topo de Morro
6	Costão Rochoso
7	Eucalipto
8	Faixa de areia
9	Floresta Ombrófila Densa Alto Montana
10	Floresta Ombrófila Densa Alto Montana associada a Campos e savanas
11	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas associada a manguezais
12	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em estágio inicial de regeneração
13	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em estágio inicial de regeneração com remanescentes
14	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em estágio médio/avançado de regeneração
15	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em estágio pioneiro de regeneração
16	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em estágio primário de regeneração
17	Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio inicial de regeneração
18	Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio inicial de regeneração com remanescentes
19	Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio médio/avançado de regeneração
20	Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio pioneiro de regeneração
21	Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio primário de regeneração
22	Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio inicial de regeneração
23	Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio inicial de regeneração com remanescentes
24	Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio médio/avançado de regeneração
25	Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio pioneiro de regeneração

26	Floresta Ombrófila Densa SubMontana em estágio primário de regeneração
27	Residências isoladas
28	Residências isoladas associadas a agrupamento arbóreo
29	Residências isoladas associadas a campo antrópico
30	Cursos d'água
31	Sistema viário
32	Solo Exposto
33	Vegetação herbácea sobre afloramento rochoso
34	Zonação de praia às formações Arbóreas da FODTB

No ArcGIS, os polígonos referentes as 34 categorias da legenda foram desenhados sobre as imagens a partir da função Editor, em janelas visuais de 1:5.000. Foi usado como material de apoio tanto a interpretação das visitas de campo como os mapeamentos já realizados na área de estudo e informações bibliográficas sobre a região. Optou-se pela classificação visual. O mapa final foi elaborado na escala 1:35.000, sendo que cada microbacia foi classificada de acordo com a evolução histórica de sua paisagem, conforme os critérios estabelecidos por BERTOLO (2009) e BERTOLO *et al.* (2010), resumidos na Tabela 1.2.

Tabela 1. 2. Descrição da classificação e seleção das microbacias hidrográficas selecionadas (adaptado de BERTOLO, 2009).

Fases de evolução histórica	Características
Preservação	A paisagem dessa fase é composta por 100% de vegetação, a qual não apresentou sinais de alterações ao longo de toda a sua história, sendo considerada homogênea no que se refere ao estágio de evolução da vegetação.
Conservação	A paisagem dessa fase não apresentou mudanças significativas, mas há sinais de interferência humana e a vegetação presente é formada por um mosaico de diferentes estágios sucessionais.
Regeneração	A paisagem dessa fase evidencia os impactos negativos da ação do homem, no passado, mas que hoje se encontra em processo de recuperação, sofrendo poucos impactos antrópicos negativos no tempo presente. A vegetação natural ainda domina a paisagem, mas ela é um misto de estágios sucessionais, sendo marcante a vegetação natural em estágios iniciais de evolução e a presença de campos antrópicos.
Exploração	A paisagem dessa fase apresenta indícios recentes de uso e ocupação antrópica, sendo evidente a perda recente de vegetação para campos antrópicos e para a implementação de urbanização, ainda que esparsa.
Urbanização	A paisagem dessa fase apresenta um misto de vegetação natural e de áreas urbanizadas, evidenciando altos índices de mudança ao longo do período estudado.

2.2 Seleção das microbacias hidrográficas e seus corredores ecológicos

Foram selecionadas cinco microbacias hidrográficas entre as 61 identificadas dentro de um gradiente de evolução histórica e que refletem um determinado grau de conservação (LIMA, 2011). Essa seleção levou em consideração: (a) a microbacia que melhor representou a fase de evolução, de acordo com a Tabela 1.2; (b) a ordem do rio principal (não inferior a segunda ordem) e; (c) a maior acessibilidade possível ao longo do rio principal. As microbacias selecionadas estão apresentadas na Figura 1.1.

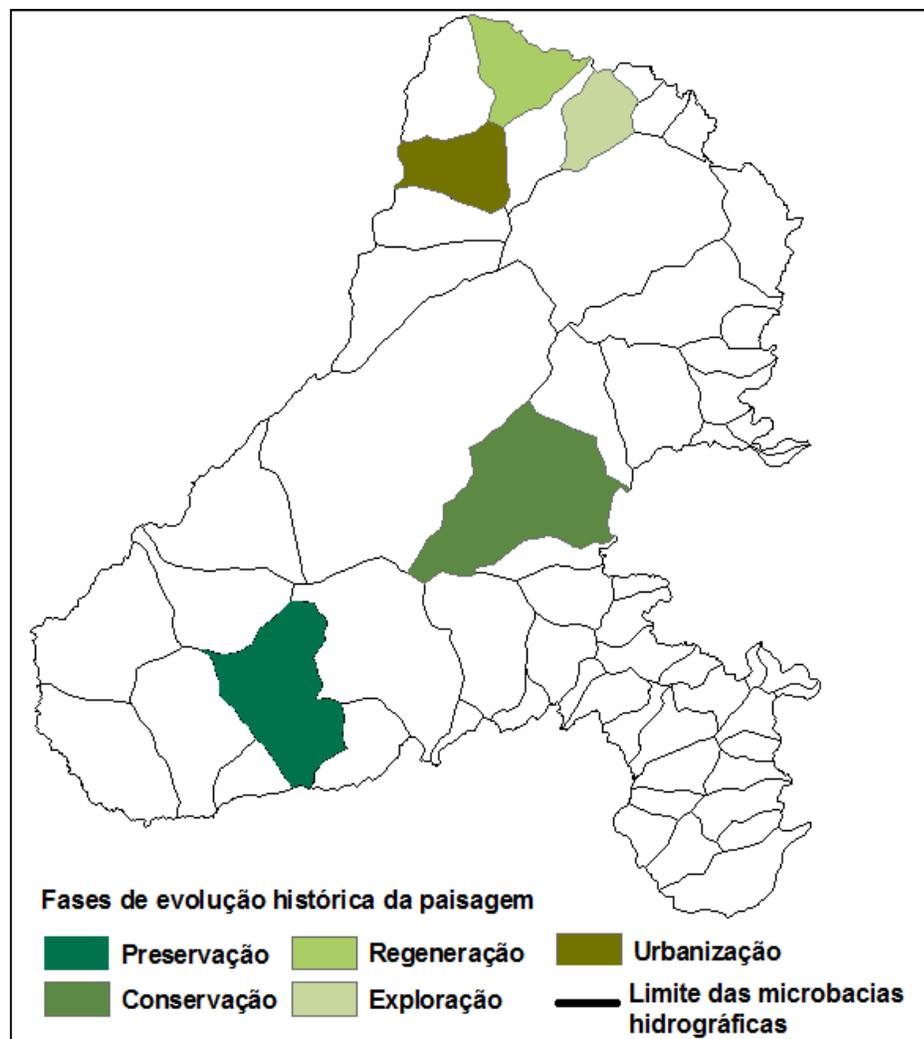


Figura 1. 1. Cinco microbacias hidrográficas selecionadas na Ilha de São Sebastião de acordo com suas fases de evolução (adaptado de BERTOLO *et al.*, 2010).

A avaliação das 5 microbacias foi realizada em duas extensões territoriais: pela totalidade da microbacia e pelo corredor ecológico⁴ do rio principal. Para definir o corredor foram feitos *buffers* de 30m e 100m em ambas as margens do rio principal, que foram recortados a partir do mapa de uso e ocupação da terra.

Tanto as microbacias como seus corredores ecológicos recortados foram segmentados em duas zonas distintas: (A) alto e (B) baixo curso de água. O critério de segmentação adotado foi a cota altimétrica, onde o segmento alto curso está acima da curva de nível de 100 metros e o segmento baixo curso está abaixo dessa curva. Foi feita uma exceção, relativa à microbacia na fase de conservação, uma vez que foi possível o acesso somente até a curva de nível de 20m. Essas cotas representam um limite razoavelmente visível pela imagem de satélite que separa, dentro do ecótono, a predominância da conservação florestal da predominância de uso.

2.3 Aplicação, padronização e seleção das métricas da paisagem para as microbacias e seus os corredores ecológicos

Com o intuito de averiguar se (i) o estado de conservação florestal das microbacias e dos corredores ecológicos era linearmente expresso pelas métricas da paisagem e (ii) se essas métricas correspondiam linearmente as fases de evolução das microbacias identificadas por BERTOLO *et al.* (2010), foram aplicadas 15 métricas da paisagem, contidas na extensão *Patch Analyst* versão 4.0 do *software* ArcGis®, para os mapas vetorizados, conforme descrito no item 2.2.

⁴ O corredor ecológico foi representado por uma faixa em torno dos cursos de água, de acordo com o Art. 2º do Código Florestal (BRASIL, 1965) e suas revogações/complementações: Resolução SMA 302/02 e Resolução 303/02, considerando cursos de até 10m de largura.

Tabela 1. 3. Métricas da paisagem da extensão *Patch Analyst 4.0*, com uma breve descrição do significado com os valores padronizados.

Grupo	Nome	Conceito	Índice/Métricas	Significado (valores padronizados)	Bibliografia
Diversidade	Índice de Diversidade de Shannon (SDI)	Calcula a diversidade de classes de mapeadas.	$SDI = \sum -(C_{APi}) \times \ln(C_{APi})$ <p>Onde: C_{APi}: proporção da classe do tipo <i>i</i> mapeada lnC_{APi}: função logarítmica natural (neperiano) da proporção da classe do tipo <i>i</i> mapeada</p>	Valores máximos de 1; quanto maior o valor deste índice, maior a diversidade de classes.	O'NEILL, <i>et al.</i> , 1988; METZGER, 2003
	Índice de Equitabilidade de Shannon (SEI)	Índice relacionado à uniformidade da paisagem, pois calcula a diversidade das áreas das classes.	$SEI = \frac{-\sum C_{APi} \times \ln C_{APi}}{\ln(S)}$ <p>Onde: C_{APi}: proporção da classe do tipo <i>i</i> mapeada S: número de classes mapeadas (diversidade máxima) ln: função logarítmica natural (neperiano)</p>	Valores máximos de 1; quanto mais próximo de 1, mais semelhantes são as áreas entre as classes.	McGARICAL e MARKS, 1995; METZGER, 2003; GERGEL e TURNER, 2002
Fragmen- tação	Número de manchas (NumP)	Número de manchas presentes na paisagem.	$NumP = \sum P_i$ <p>Onde: P_i: número de manchas da classe <i>i</i></p>	Valores máximos de 1; quanto mais próximo de 1, maior o número de manchas na paisagem.	METZGER, 2003
	Tamanho médio das manchas	Calcula o tamanho médio de todas as manchas da	$MPS = \frac{\sum a_j}{NumP}$ <p>Onde:</p>	Valores máximos de 1; quanto mais próximo de 1, maior o tamanho médio das	McGARICAL e MARKS, 1995

	(MPS)	paisagem	a_j : área da mancha j NumP: Número total de manchas	manchas da paisagem.	
	Mediana do tamanho das manchas (MedPS)	Indica a mediana do tamanho de todas as manchas da paisagem.	$MedPS = \frac{AtMed}{NumP}$ MedPS = mediana do tamanho de todas as manchas AtMed = área mediana da paisagem total NumP = número total de manchas	Valores máximos de 1; quanto mais próximo de 1, maior a mediana das manchas da paisagem.	McGARICAL e MARKS, 1995
	Desvio Padrão dos tamanhos das manchas (PSSD)	Indica a variação do tamanho das manchas.	$PSSD = \sqrt{\frac{\sum(x - MPS)^2}{NumP}}$ PSSD = desvio padrão dos tamanhos das manchas x = tamanho das manchas MPS = tamanho médio das manchas NumP = número de manchas	Valores máximos de 1; quanto mais próximo de 1, maior o desvio padrão das manchas da paisagem.	McGARICAL e MARKS, 1995
	Coefficiente de variação do tamanho das manchas (PSCoV)	É a variação no tamanho das manchas	$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS}$ PsCov = coeficiente de variação do tamanho das manchas PSSD = Desvio padrão dos tamanhos das manchas MPS = tamanho médio das manchas	Valores máximos de 1; quanto mais próximo de 1, maior a variação do tamanho das manchas da paisagem.	McGARICAL e MARKS, 1995
Fronteiras	Total de fronteiras (TE)	Somatório das fronteiras de todas as manchas da paisagem.	$TE = \sum(FPi + \dots FFn)$ Onde: FPi: total de fronteiras da mancha i FPn: total de fronteiras da mancha n	Valores máximos de 1, sendo que o valor aumenta conforme aumenta o total de fronteiras da paisagem.	McGARICAL e MARKS, 1995
	Densidade de fronteiras (ED)	Calcula a quantidade relativa de fronteiras em relação à área da	$ED = \frac{TE}{TLA}$ Onde:	Valores máximos de 1, sendo que quando mais próximo de 1, maior a densidade de fronteiras.	McGARICAL e MARKS, 1995

		paisagem.	TE: Total de fronteiras TLA: Área total da paisagem		
	Média do tamanho das fronteiras (MPE)	Quantidade média de fronteiras por mancha (metros)	$MPE = \frac{TE}{NumP}$ Onde: TE: Total de fronteiras NumP: Número de manchas	Valores máximos de 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior o tamanho médio das fronteiras das manchas da paisagem.	McGARICAL e MARKS, 1995
Métricas de forma	Índice de forma média (MSI)	Índice que calcula a complexidade da forma das manchas.	$MSI = \frac{\left(\frac{TE}{\sqrt{TLA}}\right)}{NumP}$ Onde: TE: Total de fronteiras das manchas TLA: Área da paisagem NumP: Número total de manchas	Valores máximos de 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior a complexidade da forma da mancha.	McGARICAL e MARKS, 1995
	Índice de forma média ponderada pela área (AWMSI)	Índice que calcula a complexidade das formas das manchas, com a ponderação pela área da paisagem.	$AWMSI = \frac{TE}{\sqrt{TLA}}$ AWMSI = Índice de forma média ponderada pela área TE = Total de fronteiras TLA = Total da área da paisagem	Valores máximos de 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior a complexidade da forma da mancha.	McGARICAL e MARKS, 1995
	Média da dimensão fractal da mancha (MPFD)	Medida de complexidade da forma das manchas.	$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{2 \ln pij}{\ln aij}\right)}{NumP}$ MPFD = média da dimensão fractal da mancha ln <i>pij</i> = logaritmo natural do perímetro da mancha <i>i</i> com classe do tipo <i>j</i> ln <i>aij</i> = logaritmo natural das áreas das	Valores máximos de 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior a complexidade das manchas.	McGARICAL e MARKS, 1995

			manchas de cada tipo de classe mapeada <i>NumP</i> = número de manchas		
Média ponderada da área da dimensão fractal da mancha (AWMPFD)	Pondera a área da dimensão média das manchas, independente do seu tamanho.	$AWMPFD = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 \ln pij}{\ln aij} \right) \left(\frac{aij}{\sum_{j=1}^n aij} \right) \right]$ <p><i>ln pij</i> = logaritmo natural do perímetro da mancha <i>i</i> com classe do tipo <i>j</i></p> <p><i>ln aij</i> = logaritmo natural das áreas das manchas de cada tipo de classe mapeada</p> <p><i>aij</i> = áreas das manchas de cada tipo de classe mapeada</p>	Valores máximos de 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior a complexidade das manchas.	McGARICAL e MARKS, 1995	
Relação perímetro-área (MPAR)	Indica o valor médio da relação perímetro-área de todas as manchas.	$MPAR = \frac{\sum per}{NumP}$ <p>MPAR = média da relação perímetro-área da paisagem</p> <p>Per = perímetro de todas as manchas da paisagem</p> <p>NumP = número de manchas</p>	Valores até 1, sendo que quanto mais próximo de 1 maior a complexidade das manchas.	McGARICAL e MARKS, 1995	

Os dados obtidos pela aplicação das métricas da paisagem, tanto para as microbacias como para os corredores ecológicos, foram padronizados por meio da Equação 1.1, o que assegurou que os valores sigam uma escala padronizada, com valores máximos de 1 (CARDILLE e TURNER, 2002), a fim de que os resultados pudessem ser comparados entre si.

$$VPi = \frac{Vij}{Vimax} \quad \text{Equação 1.1}$$

Onde:

VPi: Valor padronizado da métrica i

Vij: Valor da métrica i para a microbacia j

Vimax: Maior valor da métrica i entre todas as microbacias

Para selecionar as métricas, foi aplicada a análise de *Cluster* (distância Euclidiana; *software* livre PAST versão 2.12) com os resultados padronizados, de forma a reduzir o número de métricas e evitar redundâncias na interpretação das respostas, conforme sugerido por GUSTAFSON (1998) e UUEMAA *et al.* (2009).

Além das métricas da paisagem do *Patch Analyst*, foi aplicada a métrica Proporção de Classe (CAP), que representa a fração da paisagem composta por um determinado tipo de uso (Equação 1.2). Essa métrica refere-se às feições associadas com a abundância das manchas dentro da paisagem, indicando o grau de representatividade de determinado tipo de uso (BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2006). Assim como as outras métricas, os valores de CAP foram padronizados de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de um, maior a área ocupada por determinada classe (TURNER *et al.*, 2001; AMIRI e NAKANE, 2009).

$$CAPi = \frac{\sum ai}{A}$$

Equação 1.2

Onde:

$CAPi$ é a proporção do tipo de uso i ;

ai é a área ocupada pela classe i ;

A é a área total da paisagem

2.4 Relação entre microbacias, corredores ecológicos e métricas da paisagem

Para encontrar a relação entre o estado de conservação florestal das microbacias e as métricas da paisagem, foi desenvolvido um Índice de Conservação Florestal (IC) para as zonas A e B das microbacias e dos corredores ecológicos, onde os valores padronizados das quantidades de (i) Floresta Ombrófila Densa em estágio médio/avançado de regeneração (FOD m/a), (ii) Floresta Ombrófila Densa em estágio inicial de regeneração e com remanescentes (FOD i,r) e (iii) Floresta Ombrófila Densa em estágio pioneiro de regeneração (FOD p) foram multiplicados por pesos e somados entre si, de acordo com a Equação 1.3. Para os três estágios de regeneração foram atribuídos pesos diferentes, de acordo com a descrição do processo de regeneração da Floresta Tropical descrito por TABARELLI e MANTOVANI (1999), que utilizaram informações sobre velocidade de regeneração e características florísticas de cada estágio de desenvolvimento da Mata Atlântica. Assim, o menor peso foi atribuído para os estágios iniciais de regeneração e o maior peso para os estágios maduros da floresta.

$$ICj = (FODmaj. 1) + (FODIrj. 0,6) + (FODpj. 0,3)$$

Equação 1.3

Onde:

ICj : Índice de Conservação Florestal da microbacia j ;

FODmaj: Floresta Ombrófila Densa em estágio médio/avançado de regeneração da microbacia *j*;

FODIjrj: Floresta Ombrófila Densa em estágio inicial de regeneração e com remanescentes da microbacia *j*;

FODpj: Floresta Ombrófila Densa em estágio pioneiro de regeneração da microbacia *j*.

Foram feitas análises de regressão entre os Índices de Conservação Florestal e os resultados padronizados das métricas da paisagem e para a classe dominante mapeada (CAPd) em cada uma das fases para as zonas A e B, tanto para as microbacias quanto para os corredores ecológicos, sendo avaliados os valores de R^2 .

Foram selecionadas para análise apenas as métricas que apresentaram R^2 maior que 0,90 para a zona A das microbacias. Para os corredores ecológicos foram selecionadas as mesmas métricas, de forma que os resultados das métricas das duas extensões territoriais pudessem ser comparadas.

O Teste de Tukey (5%) foi aplicado nos resultados padronizados das métricas da paisagem das microbacias e dos corredores ecológicos para identificar se haviam diferenças significativas entre as duas extensões territoriais e entre as duas medidas de *buffers* realizadas.

3. Resultados e Discussão

A partir do mapeamento realizado para o ano de 2009 (Figuras 1.2 e 1.3), verificou-se que a Ilha de São Sebastião apresenta cerca de 65% de área de Mata Atlântica com vegetação nos estágios mais avançados de sucessão, onde se pode observar a ocorrência de formações vegetacionais da Floresta Ombrófila Densa Atlântica (VELOSO *et al.*, 1991) associadas a diferentes fases de regeneração e diferentes tipos de uso e ocupação da terra.

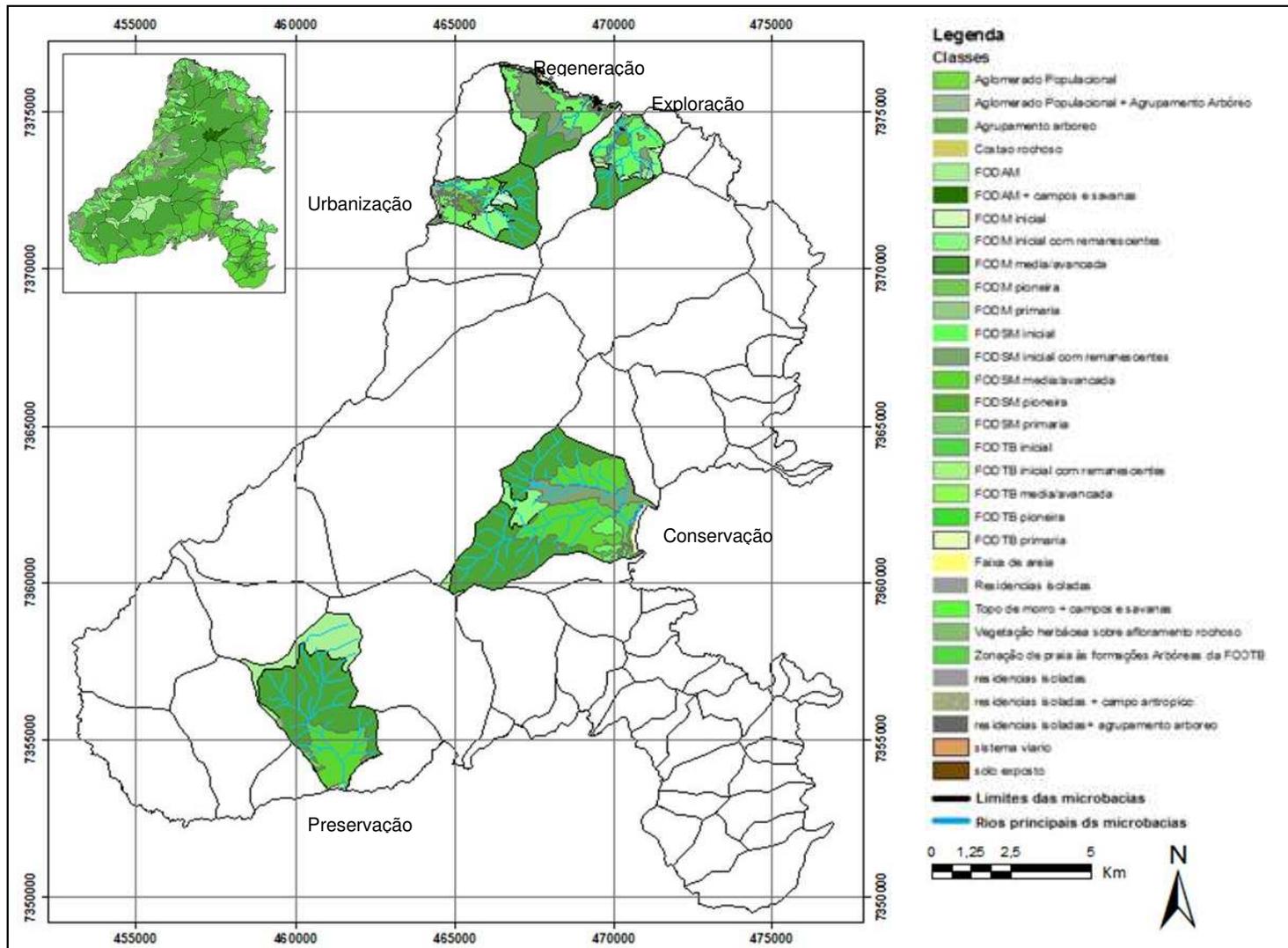


Figura 1. 2. Mapa do uso da terra e cobertura vegetal natural de Ilhabela (FUNDAÇÃO FLORESTAL, no prelo) das microbacias selecionadas para estudo.

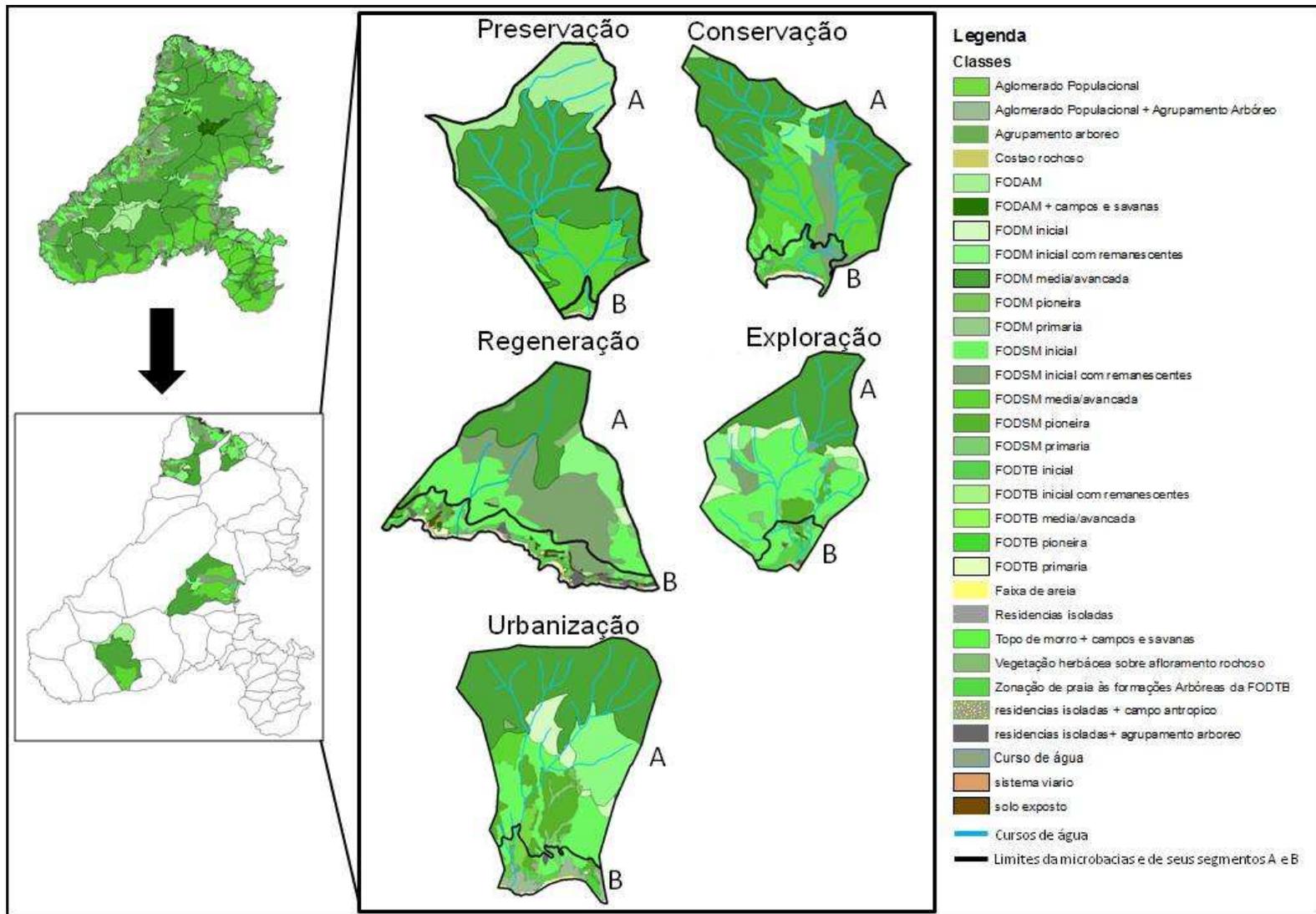


Figura 1. 3. Detalhamento dos tipos de usos e cobertura vegetal natural de Ilhabela (FUNDAÇÃO FLORESTAL, no preto) das microbacias selecionadas para estudo.

As tipologias vegetacionais em estágio de regeneração médio/avançado representam cerca de 60% do total de classes mapeadas, sendo que praticamente todas as áreas desta tipologia (99%) estão localizadas dentro do Parque Estadual de Ilhabela (PEIb).

Segundo BERTOLO *et al.* (2010) e LIMA (2011), a criação do Parque ajudou a recuperação da floresta que foi intensamente fragmentada em meados do século XIX para o cultivo de café. Estes autores avaliaram cinco séculos de usos e ocupação da terra e identificaram que a atuação da Força Motora de Ruralização foi a que causou maior impacto na paisagem da Ilha, pela retirada de mata nativa até a cota altimétrica de 500 metros para o plantio de café, seguida das Forças de Urbanização/Turismo e Atividades Costeiras.

Com a premissa de que atualmente a ação da Força Motora de Urbanização e Turismo é mais intensa nas cotas altimétricas próximas à orla (LIMA, 2011), optou-se por analisar a paisagem de forma segmentada, dividindo as microbacias e seus corredores ecológicos em duas zonas: Zona A e Zona B. Com isso, foram aplicadas 15 métricas da paisagem para ambas as zonas das cinco microbacias selecionadas, que por sua vez foram padronizadas e selecionadas a partir de dois critérios: (i) que tivessem sido utilizadas em outros trabalhos acadêmicos; e/ou (ii) que estivessem em agrupamentos distintos quando da aplicação da análise de Cluster.

A partir do primeiro critério foram selecionadas oito métricas, entre as 15 aplicadas. A redução do número de métricas utilizadas está amparada nos estudos de TURNER *et al.* (1991), RITTERS *et al.* (1995), GUSTAFSON (1998), LEITÃO E AHERN (2002), que sugerem que para obter um melhor resultado devem ser utilizados poucos índices, de forma que a descrição da área de estudo seja realizada apenas com as métricas mais relevantes para os padrões da paisagem (FERREIRA, 2010).

As métricas índice de diversidade de Shannon (SDI), índice de equitatividade de Shannon (SEI), número de manchas (NumP), tamanho médio de manchas (MPS), índice de forma média (MSI), densidade de fronteiras (ED), tamanho médio de fronteiras (MPE) e total de fronteiras (TE) foram selecionadas por serem amplamente utilizadas em trabalhos que visam identificar a complexidade de paisagens, como por

exemplo, os trabalhos de JUAN *et al.* (2006), ZANG e WANG (2006), SHI *et al.* (2008) e TZANOPOULOS e VOGIATZAKE (2011). SHI e colaboradores (2008) utilizaram o SDI, o SEI e o MPS, entre outras métricas, para caracterizar e comparar os padrões da paisagem no *Haihe River Basin*, na China, entre 1990 e 2000. Estes autores obtiveram como resultado um aumento dos valores de SDI e valores menores de MPS e SEI para as paisagens mais fragmentadas e heterogêneas que estavam sob exploração intensiva, indicando que estas métricas podem ser utilizadas para a caracterização de paisagens complexas. O trabalho de ZHANG e WANG (2006) buscou analisar a paisagem de *Xiamen Island*, também na China, utilizando as métricas SDI, SEI, MPS, MSI, NumP e ED, entre outras, para indicar melhorias para o planejamento de corredores ecológicos na área de estudo, com objetivo de diminuir o grau de fragmentação da paisagem. Os resultados deste trabalho indicaram que estas métricas podem avaliar quantitativamente a situação da área de estudo e também facilitar a construção de cenários para o planejamento urbano de corredores ecológicos.

A avaliação de densidade de fronteiras (ED), tamanho médio de fronteiras (MPE) de manchas e total de fronteiras (TE) da paisagem também são métricas amplamente utilizadas na literatura, porém com um foco voltado para a análise de efeito de borda em manchas ou entre manchas com diferentes tipos de cobertura. Um dos trabalhos que utilizou estas métricas foi desenvolvido por GERI e colaboradores (2010), que teve o objetivo analisar a complexidade das formas das manchas da Província de Siena, na Itália, analisando imagens de 1933 e 2000. Esses autores identificaram o aumento do TE e MPE, indicando claramente o aumento da complexidade da paisagem.

Para o segundo critério, a análise de *Cluster* evidenciou os grupos de maior similaridade de resposta (CUSHMAN *et al.*, 2008; BIERMAN *et al.*, 2011), e seu resultado corroborou com as métricas pré-selecionadas no primeiro critério (Figura 1.4).

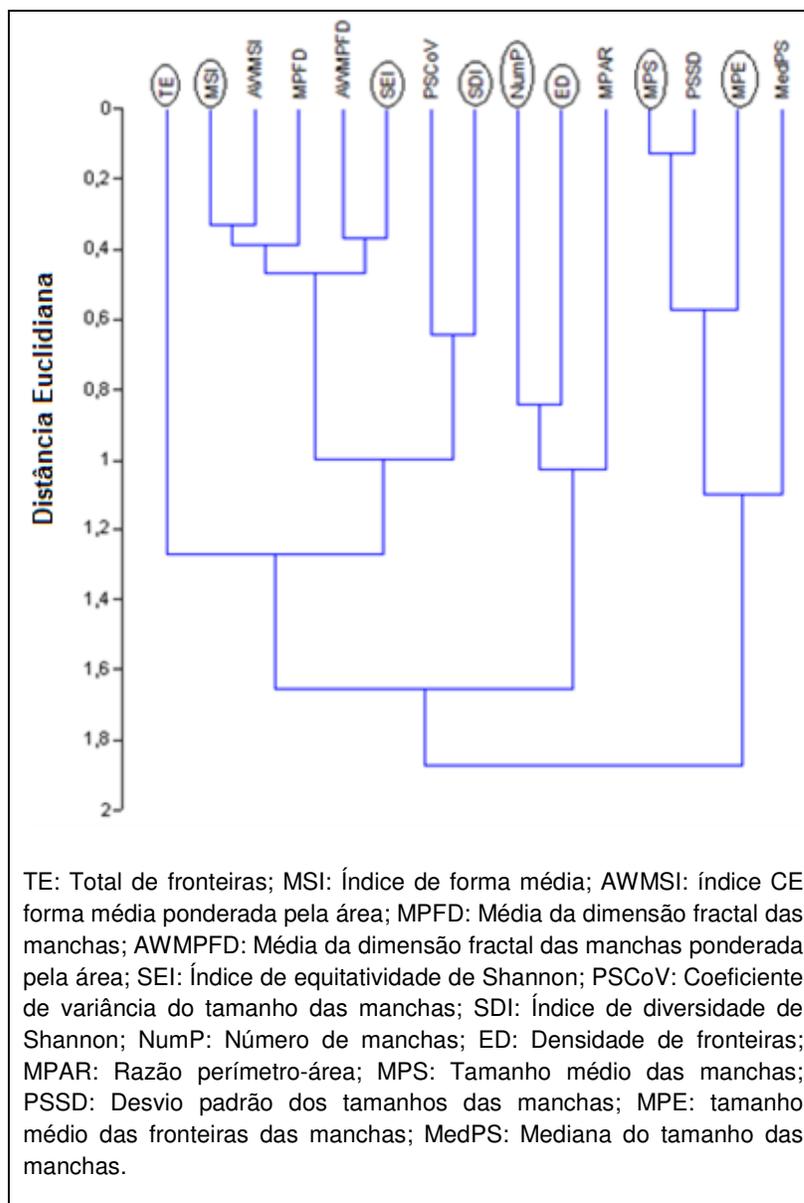


Figura 1. 4. Análise de Cluster das métricas. Os círculos indicam as métricas selecionadas para o estudo.

Como etapa seguinte, buscou-se verificar se os valores das métricas selecionadas, tanto de configuração como de composição da paisagem, possibilitaria confirmar se o gradiente de conservação florestal corresponderia com algum tipo de relação para ambas as zonas e de acordo com as fases de evolução da paisagem. Como esperado, os resultados (Tabela 1.4) mostraram que a maioria das métricas

analisadas (70%) relacionadas ao Índice de Conservação Florestal (IC) apresentou uma tendência de regressão polinomial de 2º ordem para ambos os segmentos A e B, sendo mais expressiva para a zona A. As exceções foram as métricas ED para as zonas A e B, NumP e TE para a Zona B, que exibiram uma relação exponencial com o IC.

Tabela 1. 4. Resultados do R² para as métricas em relação ao índice de conservação.

Métricas	R ²	
	Zona A	Zona B
MPS	0,99 (p)	0,72 (p)
MPE	0,99 (p)	0,75 (p)
NumP	0,98 (p)	0,74 (e)
SDI	0,98 (p)	0,81 (p)
CAPd	0,94 (p)	0,46 (p)
ED	0,92 (e)	0,57 (e)
TE	0,87 (p)	0,50 (e)
SEI	0,66 (p)	0,64 (p)
MSI	0,53 (p)	0,53 (p)

MPS: tamanho médio das manchas; MPE: tamanho médio das fronteiras; NumP: número de manchas; SDI: índice de diversidade de Shannon; CAPd: Proporção de área de classe dominante; ED: densidade de fronteiras; TE: Total de fronteiras; SEI: índice de equitatividade de Shannon; MSI: índice de forma média. Entre parênteses a indicação se o R² de valor significativo é polinomial (p) ou exponencial (e).

A expressão biológica da regressão polinomial de 2º ordem entre a maior parte das métricas e o IC indicou a existência de um ponto de inflexão, a partir do qual o aumento da qualidade da floresta pode causar mudanças significativas na medição daquela(s) métrica(s). Em outras palavras, esses resultados mostram que existe uma

quantidade crítica de floresta necessária para a manutenção adequada dos processos ecológicos, tanto para a zona A, quanto para a zona B.

Embora os resultados de R^2 apresentassem altos valores, as métricas não foram avaliadas de forma isolada, pois raramente há uma relação simples e direta entre os valores de uma métrica e a estrutura da paisagem (CUSHMAN *et al.*, 2008). Segundo os trabalhos de RIITTERS *et al.* (1995) e METZGER (2003), as medidas de composição e configuração da paisagem deveriam ser avaliadas em conjunto de forma a representar, efetivamente, os processos que estariam sendo estudados (LANG e BLASCHEKE, 2009). Diversos trabalhos, como os desenvolvidos por GUSTAFSON (1998) e BOTEQUILHA-LEITÃO e AHERN (2002) e LINDING *et al.* (2008) discutiram esse tema intensamente e deixaram claro que é fundamental a análise de mais de uma métrica para avaliar os processos biológicos da paisagem.

Os resultados obtidos para as cinco microbacias (Figura 1.5) indicaram que o SDI diminui conforme aumenta a quantidade de floresta para ambas as zonas, sendo que a microbacia urbanização apresentou uma maior diversidade de classes mapeadas na zona A e as microbacias de regeneração e exploração apresentaram uma maior diversidade na zona B.

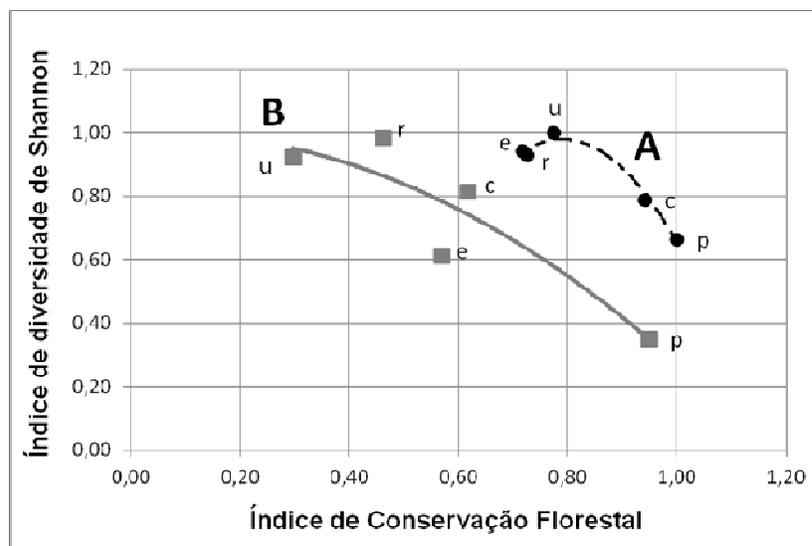


Figura 1. 5. Índice de diversidade de Shannon para as microbacias estudadas.

As letras A e B indicam os resultados e as linhas de tendência para as zonas A e B.
Microbacias - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização.

A métrica CAP (Figura 1.6) confirmou o que era esperado para as microbacias em fases extremas de evolução, ou seja, enquanto a microbacia de preservação apresentou as maiores extensões de floresta em estágio médio/avançado para ambas as zonas, a microbacia de urbanização apresentou os maiores valores de interferência humana para ambas as zonas. Esses resultados confirmaram a microbacia na fase de preservação como a microbacia de referência para a análise com as demais, uma vez que apresentou melhor qualidade ambiental entre todas as outras.

Outro resultado importante refletido pelo CAP foi a sua classificação conflituosa em relação a fase de regeneração. Assim, se comparada com a microbacia de exploração, esta microbacia apresentou: (i) menor valor CAP de FOD m,a para a zona A; (ii) uma alta dominância dada pelos usos humanos em B; e (iii) menor relação entre FOD m,a e FODSM I,r (Figura 1.6). Estes resultados indicaram que a classificação feita por BERTOLO *et al.* (2010) para os anos de 1987 e 2001 dessa microbacia deveria ser revista em relação a 2009, uma vez que suas características refletiram as interferências humanas e com índices de conservação florestal muito semelhantes em A e em B, tanto quanto a microbacia de exploração. Além disso, a microbacia de regeneração junto com a de urbanização foram as únicas que apresentaram interferências humanas mapeáveis na zona A.

Apesar dessa visível perda de qualidade da microbacia de regeneração, pode-se supor que em tempos atuais exista qualidade ambiental suficiente para a manutenção da biodiversidade, mesmo porque a dominância de classe se caracterizou por uma fisionomia herbácea/arbustiva com poucas espécies, de crescimento rápido, mas com tempo de ocorrência entre dez e trinta anos (VELOSO *et al.*, 1991). Isso permitiu concluir que, embora essa microbacia apresentasse uma grande área de FODSM I,r, essa vegetação não estaria no seu clímax sucessional, o que a tornaria mais vulnerável às ações antrópicas e aos processos naturais de intemperismo.

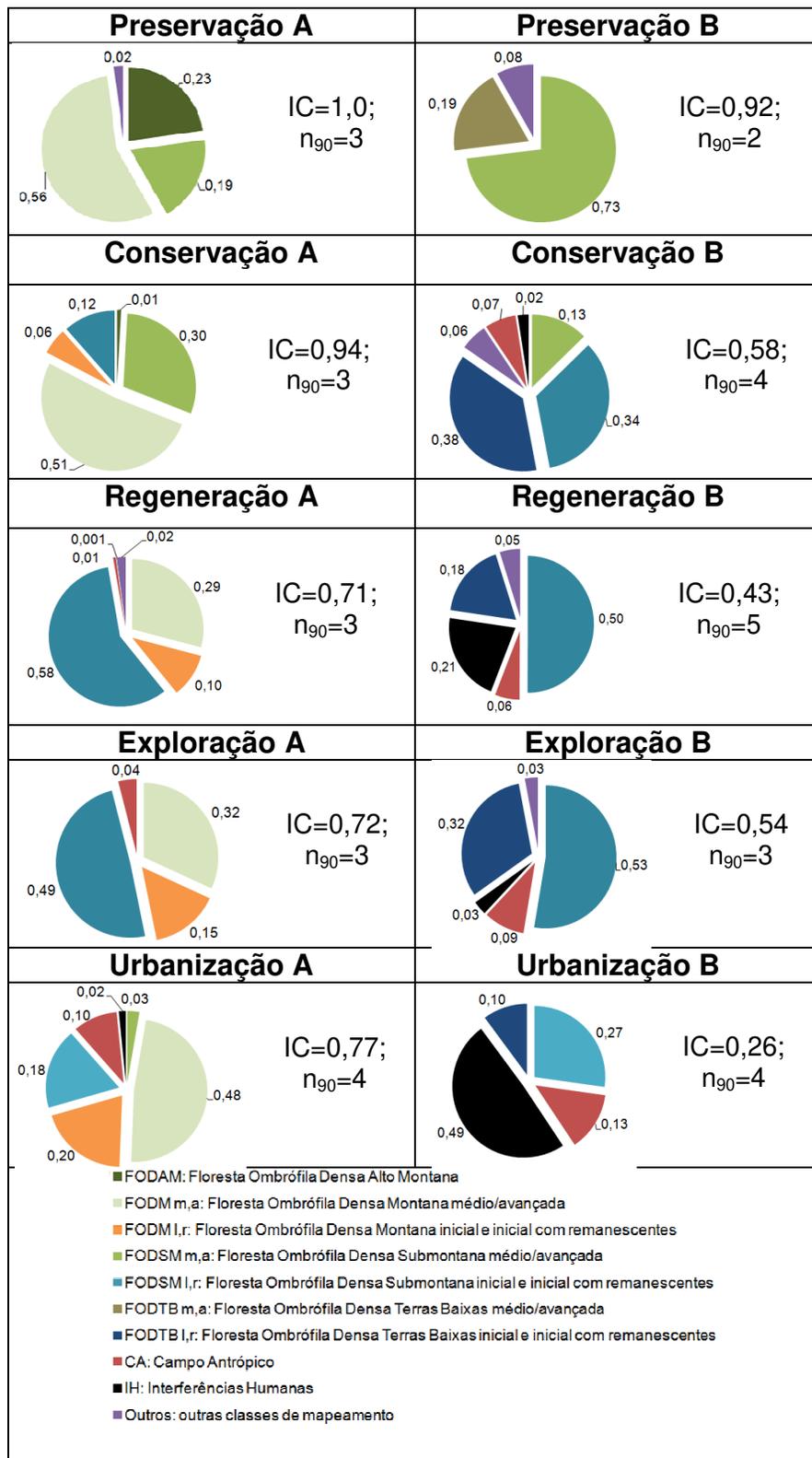


Figura 1. 6. Proporção das áreas das classes mapeadas para as zonas A e B das microbacias. IC: índice de conservação ambiental; n₉₀: número de classes mapeadas para a cobertura de 90% da paisagem.

O CAP, por ser uma métrica que relata a abundância de cada um dos diferentes tipos de usos e coberturas da terra, é uma das medidas mais simples que permite quantificar a extensão de cada tipo de uso e cobertura mapeados e uma das mais importantes quando se trata de analisar a paisagem. As informações obtidas com o CAP podem revelar diversas similaridades e diferenças na composição da paisagem (BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.* 2006) quando paisagens diferentes são comparadas, como no caso das microbacias da Ilha. O fato de que SDI e o CAP serem métricas que quantificam os diferentes tipos de usos e cobertura da terra sem fazer referência as suas disposições espaciais (METZGER, 2003) e que o SDI é comumente utilizado para comparar paisagens que sofreram algum tipo de alteração (TURNER *et al.*, 2001) pôde-se afirmar que ocorreu uma maior heterogeneidade de usos, devido ao aumento do número de classes mapeadas (Figura 1.7), com maior concentração de distúrbios quanto mais avançado foi o processo de evolução da paisagem no sentido do uso humano. Além disso, de acordo com o comportamento do SDI pôde-se pressupor que a biodiversidade seria alta onde seus valores foram menores (BOTEQUILHA LEITÃO *et al.*, 2006; LANG e BLASCHEKE, 2009), principalmente tratando-se da microbacia de preservação que, como esperado, apresentou o menor SDI entre todas as microbacias e um alto valor do IC para ambas as zonas.

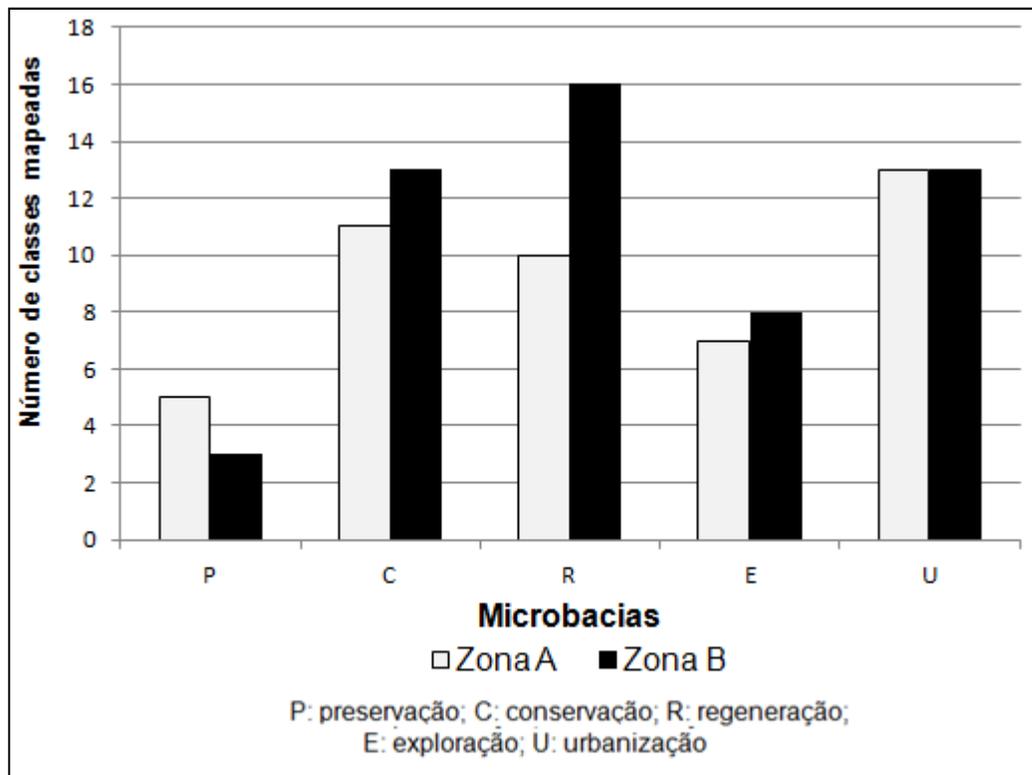


Figura 1. 7. Número de classes mapeadas para as zonas A e B das microbacias.

O IC apresentou uma alta relação ($R^2=0,95$) com as classes dominantes na zona A (Figura 1.8), pois a dominância de vegetação da zona A, para todas as microbacias, referiam-se às classes que apresentaram os melhores estágios de regeneração. O destaque coube para a microbacia na fase de urbanização, que apresentou uma maior quantidade de vegetação com uma melhor qualidade, se comparada com as microbacias de regeneração e exploração, apesar de estar mais fragmentada que as zonas A das outras microbacias (Figura 1.8,i).

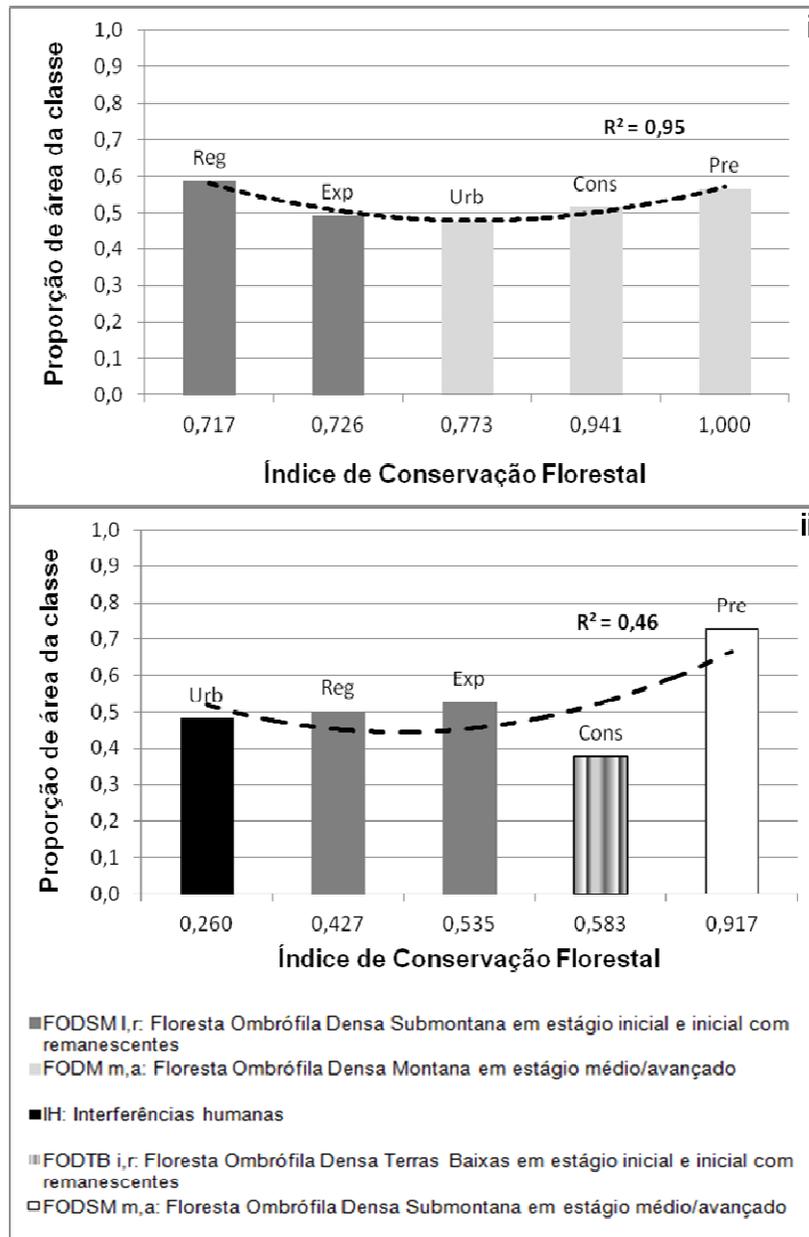


Figura 1. 8. Relação entre o IC e as classes dominantes (CAPd) para as zonas A (i) e B (ii) das microbacias.

Para a zona B (Figura 1.8,ii), o IC apresentou um baixo valor de R^2 , provavelmente, causado pela alta fragmentação da paisagem e a maior variedade de classes mapeadas (Figura 1.7). Nesta zona, com exceção para a microbacia na fase de preservação, o CAPd para as microbacias de conservação, regeneração e exploração

foram representadas pela vegetação em estágios iniciais e para a microbacia de urbanização a classe dominante foi de interferências humanas.

Assim, os resultados de SDI e CAP, principalmente em relação às microbacias nas fases de regeneração e urbanização, evidenciaram que a grande diversidade de tipos de usos foi um indicativo da alta fragmentação da paisagem (Figura 1.7) (ALIG *et al.*, 2005; GERI *et al.*, 2010), pois resultou em uma grande variedade de ambientes. Além disso, a diversidade de usos costuma acarretar em uma perda de *habitat*, diminuição da qualidade ambiental e conseqüente diminuição dos recursos disponíveis para as espécies (GUSTAFSON e PARKER, 1992; METZGER, 2003; COLLI *et al.*, 2003). Apesar dessas observações, é importante ressaltar que o SDI representa somente a diversidade de tipos de usos e cobertura da terra, sem informar, por exemplo, a composição dessas manchas, o que é uma limitação para interpretação de processos biológicos e a real situação da paisagem (BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2006; LANG e BLASCHEKE, 2009).

A Figura 1.9 apresenta o resultados do NumP e do MPS das cinco microbacias. O NumP apresentou um comportamento distinto: enquanto a zona A teve um decréscimo polinomial do NumP em relação as fases de evolução histórica e ao índice de conservação, a zona B mostrou um decréscimo exponencial, ou seja, houve uma queda acentuada do NumP entre as microbacias, sem que exista um ponto de inflexão, como ocorre para a zona A.

O MPS demonstrou ter um comportamento semelhante. Em outras palavras, quanto maior o número de manchas (NumP) e maior quantidade de manchas pequenas, maior a fragmentação da paisagem, com intensidade de perda potenciada em relação à qualidade da paisagem. Essas métricas, em conjunto com as já descritas, possibilitou observar que ocorreu um grau significativo de ruptura das zonas B das paisagens em evolução histórica, seja de preservação ou de urbanização. Novamente, a paisagem de regeneração foi aquela que evidenciou fortemente essas relações, implicando em fortes alterações nos processos biológicos.

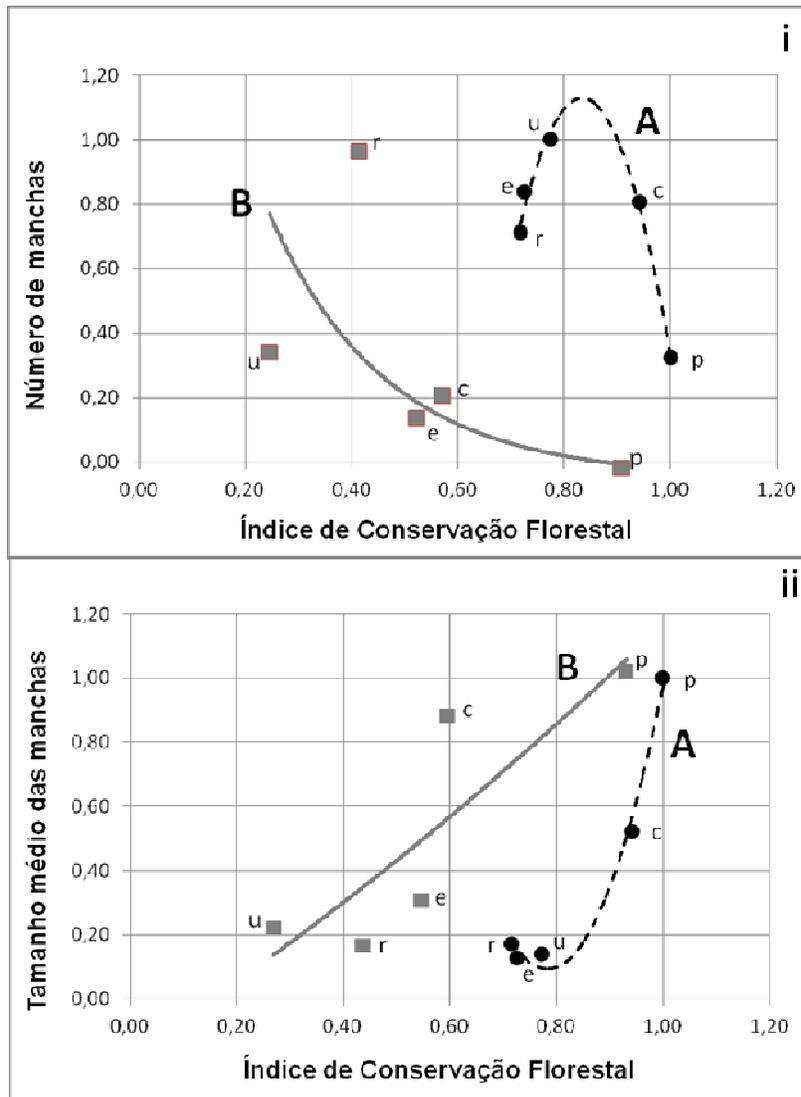


Figura 1. 9. Resultados das métricas (i) Numero de manchas e (ii) Tamanho médio das manchas.

As letras A e B indicam os valores e as linhas de tendência para as zonas A e B.
 Microbacias - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Os resultados apresentados na Figura 1.10 mostraram que a densidade de fronteiras (ED) para ambas as zonas, também apresentou um comportamento exponencial. Vale destacar que esta foi a única métrica que apresentou esse comportamento para a zona A. Esses resultados indicaram que, ao contrário das outras métricas, não existiu um ponto de inflexão na curva de tendência, ou seja, o aumento da quantidade de floresta em estágios mais evoluídos (ou IC) implicou na diminuição

contínua da densidade de fronteiras. Em termos de processo ecológico, essa diminuição pode representar menos barreiras a serem transpostas pelos fluxos de matéria e energia (ROLDÁN-MARTÍN *et al.* 2006). A maior densidade das fronteiras (ED) de uma paisagem também pode significar maior fragmentação e complexidade da paisagem (DAVIDSON, 1998; LANG e BLASCHEKE, 2009) deixando as manchas de floresta mais susceptíveis às perturbações antrópicas (COLLI *et al.*, 2003).

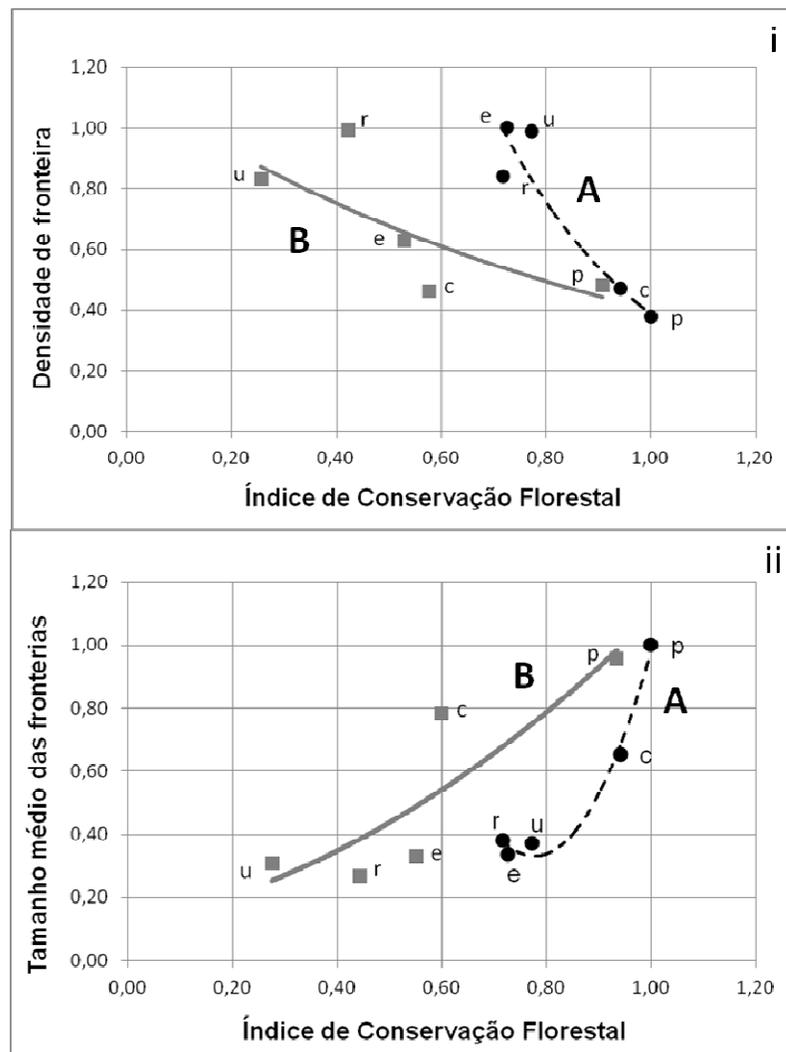


Figura 1. 10. Resultados das métricas (i) Densidade de fronteiras e (ii) Tamanho médio das fronteiras.

As letras A e B indicam os valores e as linhas de tendência para as zonas A e B.
Microbacias - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

O índice MPE (Figura 1.10) evidenciou que para as microbacias nas fases de preservação e conservação ocorreram os maiores tamanhos médios de manchas de floresta tanto para a zona A quanto para a zona B. Além disso, possibilitou confirmar que foi na zona B que as fases descritas por BERTOLO *et al.* (2010) se confirmaram, sendo exceção a microbacia de regeneração.

Estas constatações permitiram deduzir a existência de uma forte relação entre fronteiras (limites entre usos) e estado geral da conservação das florestas, mas não permitiu avaliar o efeito de borda, que ocasiona a alteração da abundância e composição da flora e da fauna (COLLI *et al.*, 2003), pois as métricas não medem as mudanças na composição marginal das manchas florestais.

Em síntese, considera-se que a soma de informações entre as métricas NumP, MPS, SDI, CAP, ED e MPE permitiu identificar claramente a importância do aumento da fragmentação causada pelas ações humanas entre as microbacias que ocorrem, principalmente, na zona B, com destaque para a microbacia em fase de regeneração. Quando essas métricas foram analisadas em conjunto e relacionadas ao IC foi possível inferir sobre a quantidade e qualidade de *habitat* disponível (COLLI *et al.*, 2003), sobre o efeito de fronteiras (LANG e BLASCHEKE, 2009) e, possivelmente, sobre a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Assim, por exemplo, tanto a microbacia de preservação como a de conservação demonstrou uma baixa perda de *habitat* e alta probabilidade da manutenção dos processos naturais, que são diretamente responsáveis pela manutenção dos serviços ecossistêmicos.

- *Corredores ecológicos*

Para testar a influência dos diferentes tipos de usos ao longo dos rios foram delimitados *buffers* de 30 e 100 metros e analisadas as mesmas métricas utilizadas para as paisagens segmentadas das zonas A e B. Os resultados mostraram (Tabela 1.5) que não houve diferença significativa entre os *buffers* de 30 e 100 metros, para ambas as zonas.

Tabela 1. 5. Resultado do Teste de Tukey para os *buffers* de 30 e 100 metros, ao nível de 5% de significância.

Buffers de 30 e 100 metros	P-valor
Preservação A	0,33
Conservação A	0,92
Regeneração A	0,94
Exploração A	0,75
Urbanização A	0,91
Preservação B	0,55
Conservação B	0,93
Regeneração B	0,52
Exploração B	0,59
Urbanização B	0,77

Este resultado indicou que os valores das métricas para os corredores ecológicos de ambas as extensões territoriais (30 e 100 metros) não apresentaram diferenças significativas, ou seja, tanto as ações antrópicas quanto a vegetação nativa localizada nas margens dos rios ultrapassam a distância proposta pela Lei brasileira. Desta forma, as análises das métricas com o Índice de Conservação Florestal para os corredores ecológicos foram feitas com os resultados das métricas para 30 metros, considerando o tamanho da Área de Preservação Permanente (APP) de acordo com o Código Florestal (BRASIL, 1965) para cursos de água de até 10 metros de largura.

Para avaliar se os corredores ecológicos respondiam da mesma maneira para as microbacias, ou seja, para as zonas A e B, e de acordo com a fase de evolução da paisagem, também foi aplicado o Índice de Conservação Florestal para estas zonas. Para que ambas as extensões territoriais pudessem ser comparadas, para os

corredores ecológicos foram detalhadas as mesmas métricas selecionadas para as microbacias: MPS, MPE, NumP, SDI, ED e o CAP. Os resultados (Tabela 1.6) mostraram que para a maioria das métricas (75%), sua relação com o IC foi baixa ($R^2 < 0,90$) e polinomial de 2º ordem, sendo que as exceções foram o MPS (ambas as zonas) e o MPE para a zona A, que apresentaram comportamento exponencial.

Tabela 1. 6. Resultados do R^2 para as métricas em relação ao índice de conservação

Métricas	R^2	
	Zona A	Zona B
MPS	0,95 (e)	0,27 (e)
ED	0,71 (p)	0,84 (p)
TE	0,76 (p)	0,07 (p)
MPE	0,94 (e)	0,10 (p)
SDI	0,92 (p)	0,41 (p)
MSI	0,48 (p)	0,09 (p)
CAPd	0,25 (p)	0,28(p)
NumP	0,18 (p)	0,47 (p)
SEI	0,05 (p)	0,39 (p)

MPS: tamanho médio das manchas; MPE: tamanho médio das fronteiras; NumP: número de manchas; SDI: índice de diversidade de Shannon; ED: densidade de fronteiras; TE: Total de fronteiras; CAPd: Proporção de área de classe dominante; SEI: índice de equitatividade de Shannon; MSI: índice de forma média. Entre parênteses a indicação se o R^2 de valor significativo é polinomial (p) ou exponencial (e).

A métrica do MPS (Figura 1.11) dos corredores ecológicos apresentou uma alta relação com o IC, onde as maiores manchas apresentaram as maiores quantidades de

floresta, sugerindo que a presença de grandes manchas contínuas de vegetação em estágios médio/avançado ao longo dos corredores ecológicos mantiveram os fluxos e processos naturais.

O NumP (Figura 1.11) apresentou um resultado diferente ao das dimensões das microbacias (zonas A e B), pois enquanto para as microbacias a relação do NumP com o IC foi polinomial para a zona A e exponencial para a zona B, para os corredores ecológicos não houve relação com o IC para a zona A e apresentou um baixo valor de R^2 com uma curva de tendência polinomial para a zona B. O resultado de ambas as métricas mostrou que para os corredores ecológicos o NumP não determina a qualidade ambiental, mas sim o MPS e os tipos de manchas que a compõem, especialmente na zona A. Essa afirmação se justifica pelo fato da análise ter sido realizada em uma faixa estreita que representou o corredor de mata ciliar e em rios de pequena extensão.

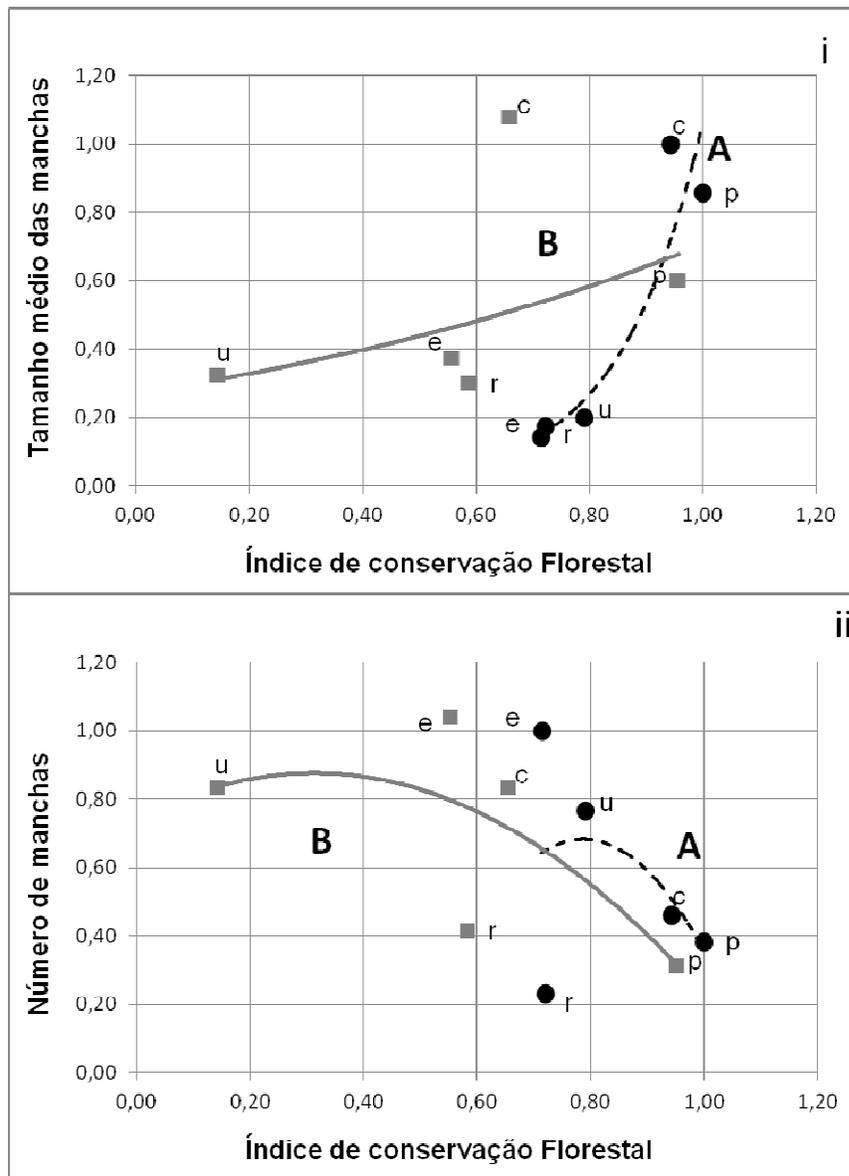


Figura 1. 11. Resultados das métricas dos corredores ecológicos para o (i) Tamanho médio das manchas e (ii). Número de manchas.

As letras A e B indicam os valores e as linhas de tendência para as zonas A e B.
 Microbacias - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Para os resultados referentes às fronteiras (Figura 1.12), o ED apresentou uma tendência de relação polinomial, para ambas as zonas, diferentemente do comportamento encontrado para as microbacias. Esses resultados permitiram supor que a quantidade de floresta apresenta um ponto crítico para a manutenção dos processos ecológicos para ambas as zonas. O tamanho médio das fronteiras (Figura

1.12) apresentou uma baixa relação com o IC, mas pode-se observar que o comportamento da linha de tendência foi polinomial para ambas as zonas, onde o aumento da quantidade de floresta coincidiu com os maiores tamanhos médios de fronteiras.

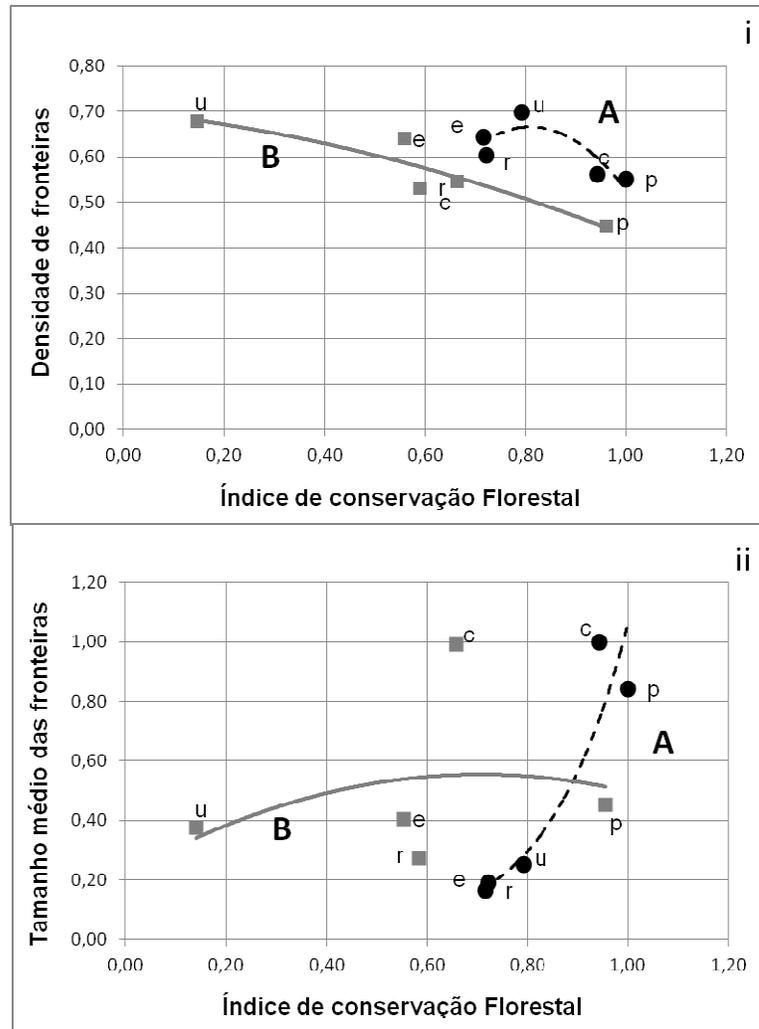


Figura 1. 12. Resultados das métricas dos corredores ecológicos para a (i) Densidade de fronteiras e (ii) Tamanho médio das fronteiras.

As letras A e B indicam os valores e as linhas de tendência para as zonas A e B.
Microbasias - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Os resultados do SDI (Figura 1.13) obtidos para os corredores ecológicos foram semelhantes ao obtido para as microbasias, ou seja, houve uma diminuição do número

de classes mapeadas com o aumento do IC. Para corredores ecológicos, o aumento da diversidade de classes e conseqüente diminuição de área florestada podem, muitas vezes, promover a degradação de *habitat* (ALLAN, 2004) e a conseqüente perda de qualidade ambiental (GERGEL *et al.*, 2002).

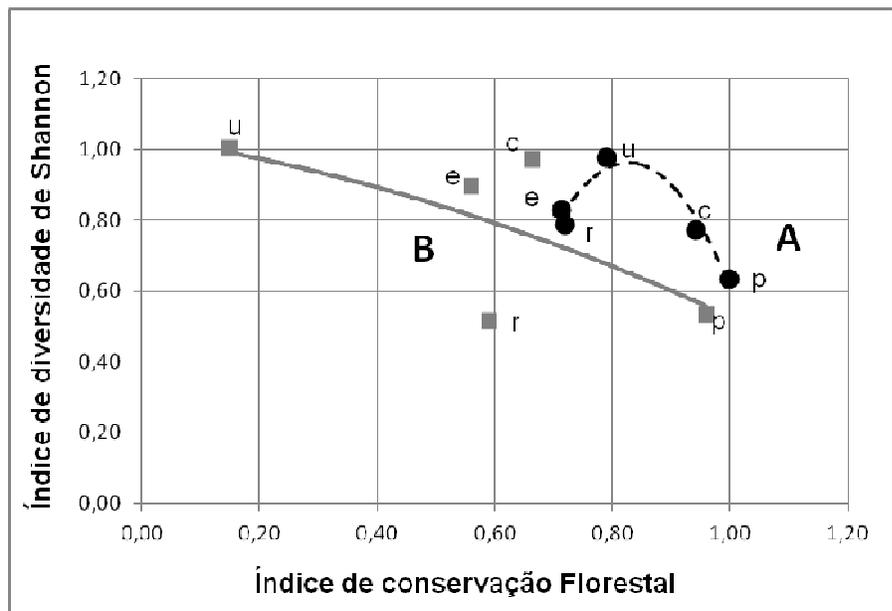


Figura 1. 13. Índice de diversidade de Shannon para os corredores ecológicos.

As letras A e B indicam os resultados e as linhas de tendência para as zonas A e B respectivamente. Microbacias - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização.

Para os corredores ecológicos, o CAP (Figura 1.14) apresentou diferenças, quando seus valores foram comparados com os valores do CAP para as microbacias. O corredor ecológico da microbacias na fase de regeneração destacou-se por apresentar, em ambas as zonas, o maior percentual de FODSM I,r, porém, com um baixo número de classes mapeadas (Figura 1.15). Isso ocorreu, provavelmente, devido ao rio principal desta microbacia ser de 2º ordem, o menor entre todas as outras microbacias (Figura 1.16).

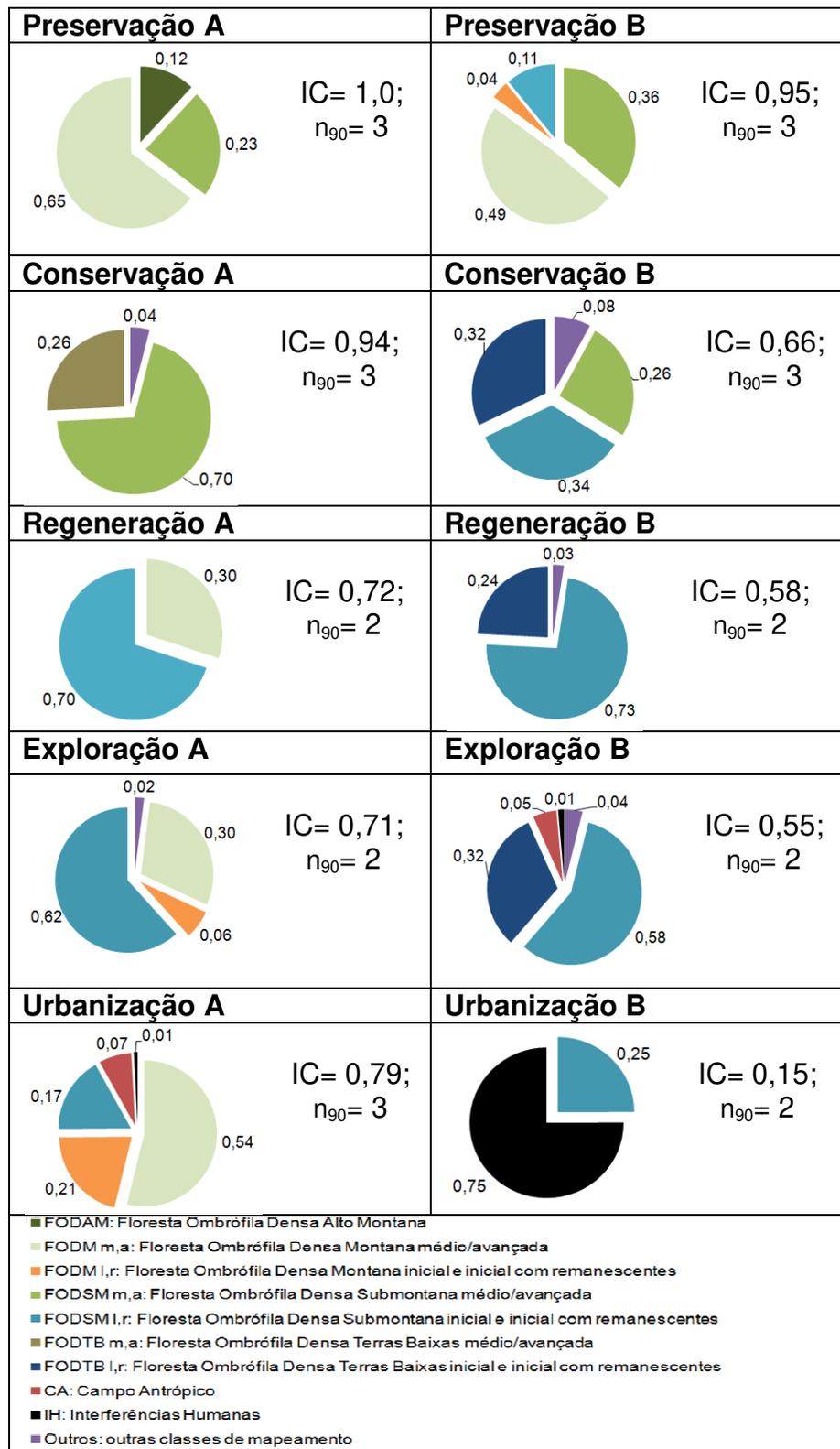


Figura 1. 14. Proporção das áreas das classes mapeadas para as zonas A e B dos corredores ecológicos. IC: índice de conservação florestal; n₉₀: número de classes mapeadas para 90% de cobertura da paisagem.

Cabe ressaltar que o CAP do corredor ecológico da zona B da microbacia de urbanização apresentou 75% de sua área de classes identificada como de interferências humanas e 25% com FODSM I,r, indicando que essa zona ao redor do rio, mesmo com pequena extensão (Figura 1.16) estava intensamente ocupada com usos antrópicos. O número de classes mapeadas para a zona A desta microbacia foi o maior dentre todas as microbacias (Figura 1.15), indicando que haveria uma maior fragmentação da paisagem ao redor dos corredores ecológicos do que em relação à microbacia hidrográfica como um todo.

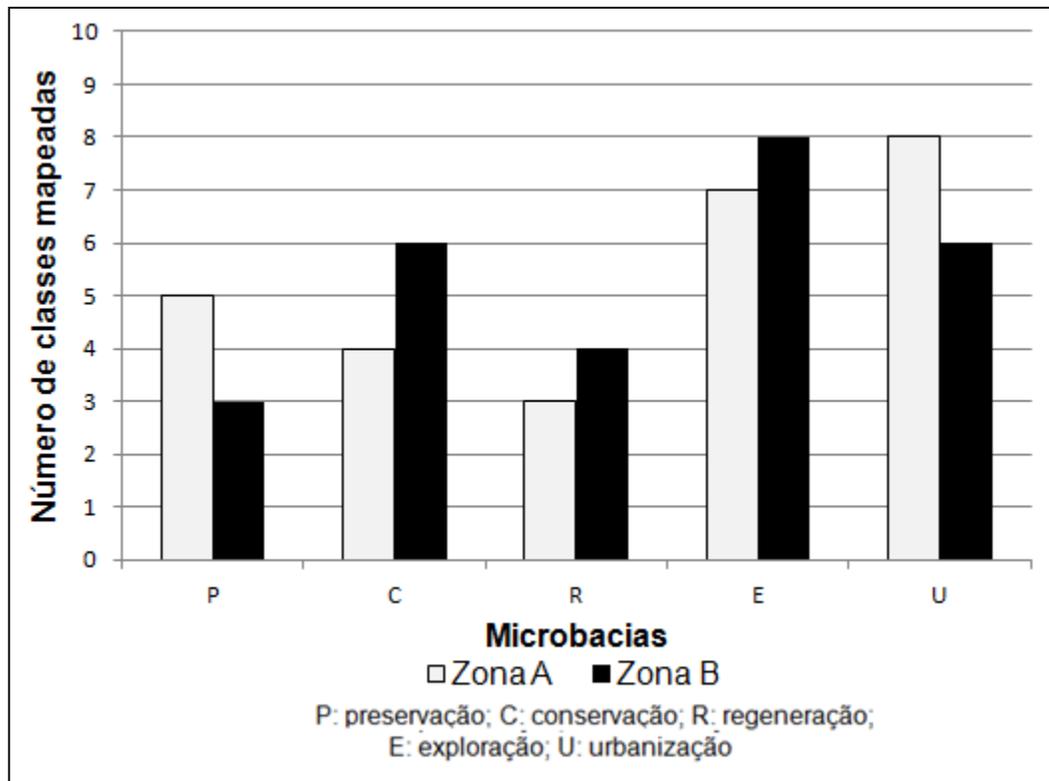


Figura 1. 15. Número de classes mapeadas para as zonas A e B dos corredores ecológicos as microbacias.

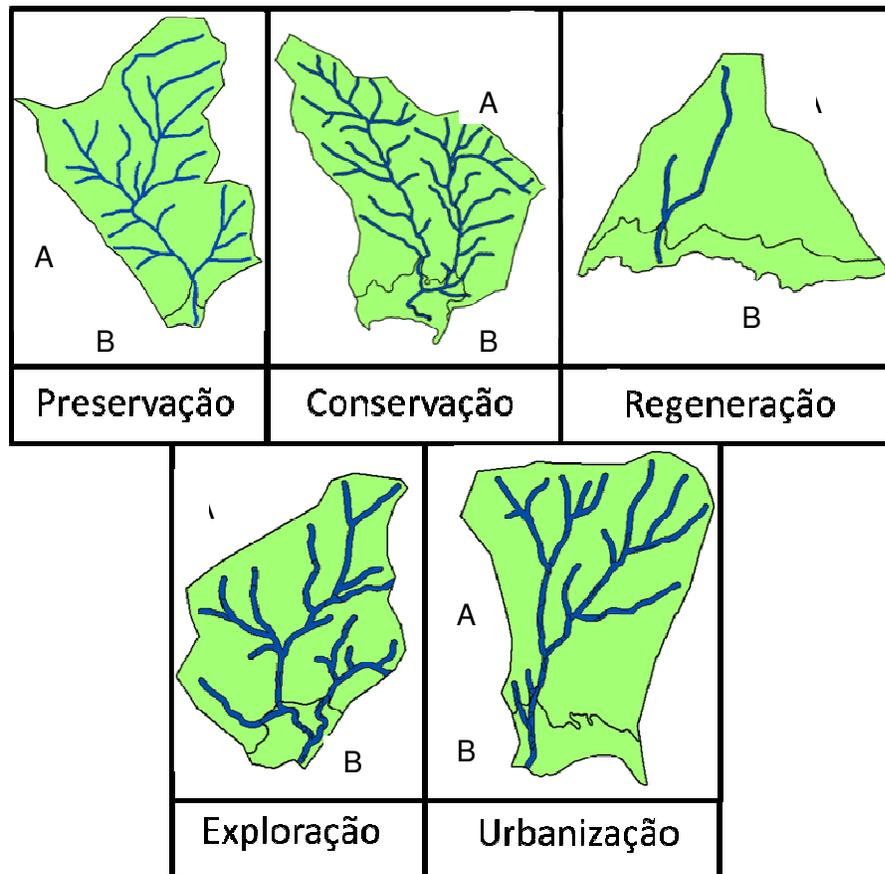


Figura 1. 16. Detalhe dos corredores fluviais das microbacias. As letras A e B indicam as zonas das microbacias.

A comparação entre o número e os tipos de classes evidenciaram que para o *buffer* de 30m, a seqüência de fases de evolução seguiu a descrição feita por BERTLOLO *et al.* (2010) uma vez que as interferências antrópicas e as áreas de campo antrópico seguiram uma tendência crescente dentro do gradiente da conservação ao uso, especialmente na zona B, como pode ser observado na Figura 1.17.

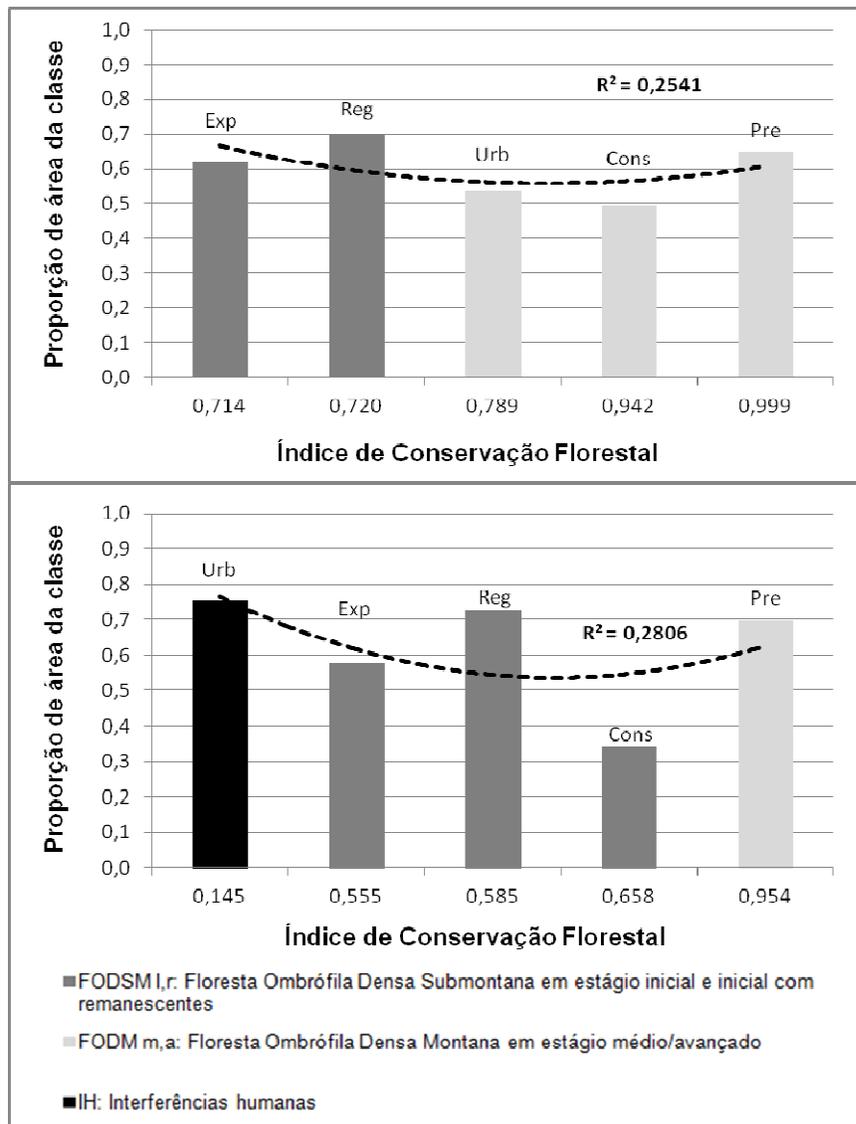


Figura 1. 17. Relação entre o IC e as classes dominantes (CAPd) para as zonas A (i) e B (ii) dos corredores ecológicos.

Deve-se ressaltar que, apesar das diferenças pontualmente observadas entre os comportamentos das métricas das microbacias hidrográficas e dos corredores ecológicos, elas não apresentaram diferenças estatísticas significativas, de acordo com o Teste de Tukey (5%) (Tabela 1.7).

Tabela 1. 7. P-valores do teste de Tukey (5%) para as zonas A e B das microbacias e dos corredores ecológicos.

Microbacias e corredores ecológicos	P-valor
Preservação A	0,77
Conservação A	0,90
Regeneração A	0,45
Exploração A	0,84
Urbanização A	0,76
Preservação B	0,71
Conservação B	0,38
Regeneração B	0,10
Exploração B	0,43
Urbanização B	0,82

Esses resultados indicaram que, para a Ilha de São Sebastião, os corredores ecológicos refletiram, em diferentes intensidades, as características da paisagem da microbacia. Isso comprova que tanto as interferências antrópicas (uso) quanto às grandes manchas de floresta (conservação) extrapolam os limites impostos pela legislação. Nesse sentido, acredita-se que a avaliação das interferências humanas nos processos ecológicos deve ser analisada em uma área que excede a área legal da APP.

4. Conclusão

Os resultados mostraram que é possível identificar diferentes fases históricas de microbacias hidrográficas, distinguindo seus ecótonos e corredores ecológicos, por meio de medidas de regressão entre o Índice de Conservação Florestal e algumas métricas da paisagem. As melhores métricas para explicar a variação da qualidade ambiental ao longo do gradiente de fases históricas nas microbacias foram: Tamanho médio das manchas (MPS), Média do tamanho das fronteiras (MPE), Número de manchas (NumP), Índice de Diversidade de Shannon (SDI) e Densidade de fronteiras (ED). A resposta polinomial de 2º ordem das métricas mais representativas indicou que existe um ponto crítico entre a conservação e a resposta das métricas, especialmente nas áreas de alto curso das microbacias (Zona A). As áreas de baixo curso (zona B) apresentaram um maior número de tipos de usos diferenciados, indicando que a perda de qualidade ainda se restringe à região mais próxima à orla, independentemente da fase histórica em que a microbacia hidrográfica se encontra.

As fases históricas que evidenciam a máxima conservação (fase de preservação) e o máximo uso (fase de urbanização) foram eficientemente identificadas. Porém, a microbacia na fase de regeneração que, por definição, estaria restabelecendo ao longo do tempo um melhor estado de cobertura florestal, foi a que apresentou a maior perda de qualidade ambiental, inclusive na zona do alto curso, indicando que os processos e fluxos naturais podem estar comprometidos. Isso advém do processo de uso que vem ocorrendo nos últimos dez anos, mostrando que a velocidade das interferências humanas pode ser mais definidora da situação de impacto do que a sua própria intensidade.

A comparação entre os resultados entre microbacias e os seus corredores ecológicos não apresentou diferença significativa, indicando que os efeitos que historicamente se sucedem em uma parte da microbacia refletem-se nos corredores ecológicos. Com isso, pode-se supor que a avaliação das interferências humanas nos processos ecológicos que regulam a oferta de serviços ecossistêmicos hídricos deve ser feita em uma área que excede a faixa legal da APP.

5. Bibliografia

- ALIG, R.J.; LEWIS, D.J. e SWENSON, J.J. Is forest fragmentation driven by the spatial configuration of land quality? The case of western Oregon. *Forest Ecology and Management*, 217: 266-274. 2005.
- ALLAN, J.D. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 35: 257-284. 2004.
- AMIRI, B., e NAKANE, K. Modeling the Linkage Between River Water Quality and Landscape Metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resour Manage* , 23, pp. 931-956. 2009.
- BERTOLO, L. S. Medidas de mudança espaço-temporal como fonte de identificação das linhas de evolução de uma paisagem costeira – Estudo de caso: Ilha de São Sebastião – SP. Dissertação (mestrado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – FEC. Universidade Estadual de Campinas -UNICAMP. Campinas, 195p, 2009.
- BERTOLO, L. S.; LIMA, G. T. N. P.; SANTOS, R. F. Spatiotemporal change indexes to identify the historical evolution in a coastal region – case study: São Sebastião Island– SP. *Brazilian Journal of Oceanograph*. 2010.
- BIERMAN, P.; LEWIS, M.; OSTENDORF, B. e TANNER, J. A review of methods for analyzing spatial and temporal patterns in coastal water quality. *Ecological Indicators*, 11: 103-114. 2011.
- BOTEQUILHA LEITÃO, A., MILLER, J., AHERN, J., e MCGARIGAL, K. *Measuring Landscapes: A planner's handbook*. Washington, Covelo, London: Island Press. 2006.
- BOTEQUILHA-LEITÃO, A. e AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59: 65-93. 2002.
- BRASIL. Decreto nº9.414 de 20 de janeiro de 1977. Institui o Parque Estadual de Ilhabela. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 20 de jan. 1977.
- BRASIL. Lei nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Instituiu o Novo Código Florestal. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 16 set. 1965.

- CARDILLE, J., e TURNER, M. Understanding Landscape Metrics I. In S. GERGEL, & M. TURNER, Learning Landscape Ecology: a practical guide to concepts and techniques (p. 337). New York: Springer-Verlag New York. 2002.
- COELHO NETTO, A. L.; AVELAR, A. S. Geo-hydroecological responses to historical and present day land use changes in the middle Paraíba do Sul river valley: challenges for a sustainable landscape. In: IALE VII WORLD CONGRESS. Wageningen - Holanda. 2007.
- COLLI, G. R., ACCACIO, G. M., ANTONINI, Y., CONSTANTINO, R., FRANCESCHINELLI, E. V., LAPS, R. R., SCARIOT, A. O., VIEIRA, M. V.; WIEDERHECKER, H. C. A. Fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. O. (Orgs.). Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, p.317-324. 2003.
- CUSHMAN, S.A.; MCGARIGAL, K. e NEEL, M.C. Parsimony in landscape metrics: strength, universality and consistency. *Ecological Indicators*, 8:691-703. 2008.
- DALE, V. e BEYELER, S. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1, pp. 3-10. 2001.
- DAVIDSON, C. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, 26 (1), pp. 32-37. 1998.
- DELCOURT, P.A. e DELCOURT, H.R. Ecotone dynamics in space and time: general pattern and properties of ecotones. *Ecological Studies*, 92: 19-54. 1992.
- Di CASTRI, F.; HANSEN, A.J. e HOLLAND, M.M. A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries (Special issue). *Biol Intl*, 17. 1988.
- FORMAN, R.T.T. *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, UK. 1995.
- SÃO PAULO. FUNDAÇÃO FLORESTAL. Plano de manejo do Parque Estadual de Ilhabela. no prelo.
- FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA. Disponível em <<http://www.sosmatatlantica.org.br>> acessado em 15/11/2010
- GERGEL, S.E.; TURNER, M.G.; MILLER, J.R.; MELACK, J.M.; STANLEY, E.H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci* 64: 118-128. 2002.

- GERI, F.; ROCCHINI, D. e CHIARICCI, A. Landscape metrics and topographical determinants of large-scale forest dynamics in a Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning*, 95: 46-53. 2010.
- GUSTAFSON, E. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems* , 1, pp. 143-156. 1998.
- GUSTAFSON, E., e PARKER, G. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* , 7 (2), pp. 101-110. 1992.
- LANG, S., e BLASCHEKE, T. Análise da paisagem com SIG. São Paulo: Oficina de Textos. 2009.
- LEE, S.; HWANG, S.; LEE, S.; HWANG, H. e SUNG, H. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92: 80-89. 2009.
- LIMA, G.T.N.P. Metodologia para avaliação de forças motoras e vetores de mudança na determinação de serviços ecossistêmicos. Estudo de caso: Ilha de São Sebastião - SP/Brasil. Tese (Doutorado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – FEC. Universidade Estadual de Campinas -UNICAMP. Campinas, 132p, 2011.
- LINDING, C.; YANG, L.; YIHE, L.; XIAOMING, F. e BOJIE, F. Pattern analysis in landscape ecology: progress, challenges and outlook. *Acta Ecologica Sinica*, 28(11): 5521-5531. 2008.
- McGARICAL, K., e MARKS, B. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Forest Service General Technical Report PNW 351. 1995.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In L. Cullen Jr., R. Rudran, & C. Valladares-Padua, *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre* (p. 667). Curitiba: Ed. da UFPR. 2003.
- METZGER, J.P.; FONSECA, M.A.; OLIVEIRA FILHO, F.J.B. e MARTENSEN, A.C. O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade*, 1-2 (3): 64-73. 2007.
- O'NEILL, R., KRUMMEL, J., GARDNER, R., SUGIHARA, G., JACKSON, B., DeANGELIS, D., *et al.* Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* , 1, pp. 153-162. 1988.

- PENG, J.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; WU, J.; LI, W. e LI, Y. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*, 10: 217-223. 2010.
- RIITTERS, K.H.; O'NEILL, R.V.; HUNSAKER, C.T.; WICKHAM, J.D.; YANKEE, D.H.; TIMMINS, S.P.; JONES, K.B. e JACKSON, B.L. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10(1): 23-39. 1995.
- ROLDÁN-MARTÍN, M.J.; DE PABLO, C.T.L., MARTÍN DE AGAR, P. Landscape changes over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. *Landscape Ecol* 21:1075-1088. 2006.
- SÃO PAULO. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo: Parte I – Litoral. Secretaria de Energia, CESP. São Paulo: 30p. 1996.
- TABARELLI, M. MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2): 239-250. 1999.
- TURNER, M., GARDNER, R., e O'NEILL, R. *Landscape Ecology: in theory and practice. Pattern and process*. New York: Springer-Verlag New York. 2001.
- UUEMAA, E., ANTROP, M., ROOSAARE, J., MARJA, R., & MANDER, Ü. Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Rev. Landscape Res.* , 3 (1), pp. 1-28. 2009.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.; LIMA, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 123p.

Capítulo 2

Alterações da estrutura da paisagem e da qualidade de água: elementos de suporte para avaliação da oferta de serviços ecossistêmicos.

1. Introdução

Alguns estudos evidenciam que existe uma forte relação entre a fragmentação da vegetação natural e a qualidade dos sistemas aquáticos adjacentes (LIU *et al.*, 2003; LEE *et al.*, 2009). Os trabalhos que visam identificar e medir como a composição e a configuração espacial da paisagem se relaciona aos processos hidrológicos e à alteração da qualidade ambiental (GERGEL *et al.*, 2002; ALBERTI *et al.*, 2007; LEE *et al.*, 2009; AMIRI e NAKANE, 2009; BIERMAN *et al.*, 2011) não apresentam uma metodologia única e consolidada para ser utilizada em qualquer paisagem.

Para os pesquisadores que trabalham nessa perspectiva, a interpretação da estrutura de uma paisagem a partir do cálculo de métricas ou índices permite deduzir sobre suas funções ecológicas e dinâmica do meio (LANG e BLASCHEKE, 2009), ou seja, interpretar com eficiência a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a biodiversidade, entre outros atributos. Mais especificamente, as medidas

permitem avaliar os padrões de fragmentação de *habitats* originados a partir das atividades humanas, que geram diferentes tipos de cobertura e uso da terra ao longo dos rios, resultando em alterações dos processos naturais e impactos diretos sobre e a qualidade dos recursos hídricos (WEAR *et al.* 1998; LEE *et al.*, 2009; AMIRI e NAKANE, 2009). Desta forma, é possível supor que existe uma relação causal entre a perda de qualidade dos corredores fluviais e ecológicos e as perdas no oferecimento dos serviços ecossistêmicos relacionados a esses recursos (BRAUMAN *et al.*, 2007). Com a fragmentação da paisagem são perdidos muitos serviços ecossistêmicos, os quais pode-se citar os serviços de regulação hídrica, suprimento de água e controle de erosão (BRAUMAN *et al.*, 2007).

Nos últimos anos houve uma intensificação dos estudos que relacionam os usos e cobertura da terra e oferta de serviços ecossistêmicos. Porém, grande parte destes trabalhos o faz por meio da valoração de serviços ecossistêmicos calculados a partir da transferência de valores estimados em dólar para estruturas fisionômicas globais e de grande abrangência territorial (COSTANZA *et al.*, 1997; KREUTER *et al.*, 2001; WANG *et al.*, 2006; ANDRADE, 2010; URIARTE *et al.* 2010) e dentro de uma perspectiva bastante estática. Estes trabalhos, apesar de conseguirem indicar os prejuízos causados pelas mudanças de uso da terra, não identificam e/ou medem as alterações de serviços locais e específicos, pois extrapolam nas generalizações dos valores e no entendimento da maneira como essas mudanças interferem na qualidade dos sistemas aquáticos presentes na paisagem.

É preciso considerar que os ganhos ou perdas de serviços ecossistêmicos são resultados diretos das mudanças que ocorrem em um território ao longo espaço e do tempo e, portanto, deveriam ser apresentados dentro de uma perspectiva de transformações históricas. Por outro lado, as alternâncias ou persistências de cenários têm grande relação e causalidade com as forças motoras e atratores de mudanças que interferem em uma paisagem, o que significa trabalhar com múltiplos dados escalares e dentro de uma visão multidisciplinar (BÜRGI *et al.* 2004). Esses processos não podem ser desassociados se o objetivo é dar respostas efetivas sobre as responsabilidades diante das perdas dos serviços ao longo do tempo ou sobre os custos reais das perdas

de uma função ecossistêmica. Essa é uma questão essencial para o planejamento, muito mal respondida pelo conjunto do conhecimento atual sobre essa matéria, principalmente quando se trata de ambientes costeiros que contém alguns dos ecossistemas mais importantes do mundo, detendo serviços importantes para saúde, o bem-estar e o lazer humano (BIERMAN *et al.*, 2011).

Em relação ao Brasil, é evidente o interesse dos órgãos públicos ambientais em adotar o PSA (pagamento por serviços ambientais). No entanto, como cita o próprio documento do Ministério do Meio Ambiente que trata sobre esse assunto especificamente para a Mata Atlântica (GUEDES e SEEHUSEN, 2011), existem muitos gargalos teóricos e incertezas técnico-jurídicas que necessitam antes ser resolvidos. Muitos deles estão relacionados a falta de conhecimento sobre a forma de medir e valorar adequadamente as conseqüências ecológicas e os serviços ecossistêmicos relacionados à perda da biodiversidade (GUEDES e SEEHUSEN, 2011).

Assim, este estudo pretende contribuir para a solução dessas questões, fornecendo uma estrutura conceitual e metodológica que permita avaliar os benefícios da natureza, bem como os prejuízos ou ganhos advindos das interferências humanas, incluindo no cálculo o papel das forças motoras de mudanças na estrutura de uma paisagem costeira coberta de Mata Atlântica. Parte-se do pressuposto que microbacias hidrográficas em diferentes fases de evolução histórica, oriundas de uma combinação particular de forças motoras ao longo do tempo, que resulta desde um alto grau de conservação da floresta até intenso uso humano, apresentam uma forte relação com a estrutura da paisagem e a qualidade de água. Acredita-se que, uma vez diagnosticada, essa relação pode ser traduzida por serviços ecossistêmicos que estão ligados aos recursos hídricos.

Dessa forma, o presente trabalho teve o objetivo de determinar a influência da estrutura da paisagem e da qualidade de água na variação da oferta de três serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos diante de um gradiente de evolução de paisagens costeiras atlânticas.

2. Material e métodos

2.1 Métricas aplicadas a microbacias hidrográficas em fases de evolução histórica e seus corredores ecológicos

A partir do mapeamento da Ilha de São Sebastião (SP) em duas imagens do satélite SPOT 5 de 2009 (SMA) corrigidas e georreferenciadas em SIG ARCGIS® versão 9.2, foi feita identificação de 34 classes de mapeamento, através da classificação visual, nas 61 microbacias hidrografias identificadas por (BERTOLO *et al.*, 2010). De acordo com o método apresentado no capítulo 1, as microbacias foram categorizadas em diferentes fases de evolução histórica da paisagem e cinco unidades amostrais foram selecionadas quanto a sua representatividade em relação à fase (preservação, conservação, regeneração, exploração e urbanização), a ordem dos rios (de 2º ordem ou mais) e a sua condição de acesso ao longo do rio principal.

As análises das cinco microbacias foram realizadas em duas extensões territoriais: (i) pela totalidade da microbacia e (ii) pelos corredores ecológicos com *buffer* de 30 metros em ambas as margens do rio principal. As extensões territoriais das paisagens e dos corredores foram segmentadas pela cota altimétrica de 100 metros em duas zonas distintas: a zona A localizada a montante e representando o alto curso do rio; e a zona B localizada a jusante e representando o baixo curso do rio.

A configuração e composição da paisagem foi analisada a partir da seleção e aplicação das métricas da paisagem nas microbacias e corredores através da extensão *Patch Analyst 4.0* do *software* ArcGis®, conforme descrito no capítulo 1. Foram selecionadas as métricas MPS, MPE, NumP, SDI e ED, cujos valores de R², obtidos pela análise de regressão entre valores padronizados das métricas e o Índice de Conservação Florestal, apresentaram valores maiores que 0,90 para a zona A das microbacias. Os valores das métricas serviram de base para a avaliação da qualidade dos recursos hídricos e os serviços ecossistêmicos, de acordo com descrição a seguir.

2.2 Seleção dos parâmetros químicos e dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos

Para a análise dos serviços ecossistêmicos e da qualidade dos recursos hídricos, foram utilizados como valores de referência os resultados apresentados pela microbacia de preservação por ser a única microbacia que não apresenta sinais de alterações ao longo de sua história (BERTOLO *et al.*, 2010).

Para a seleção dos serviços ecossistêmicos foi realizada uma ampla pesquisa bibliográfica em bases de bibliotecas do Estado de São Paulo e em *sites acadêmicos da internet* para que fossem identificados os serviços relacionados diretamente aos recursos hídricos e que provavelmente estivessem presentes ao longo do ecótono e dos cursos de água. Foram selecionados os serviços ecossistêmicos incluídos em três das quatro categorias descritas pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (A.M.; 2005) (Tabela 2.1).

Tabela 2. 1. Descrição dos serviços ecossistêmicos selecionados.

Serviço ecossistêmico	Descrição
Água com qualidade (para consumo):	Serviço relacionado à qualidade das águas interiores que podem ser utilizadas para os fins de consumo humano, limpeza e processos industriais, por exemplo.
Controle de erosão	Refere-se ao papel que a cobertura vegetal exerce na retenção do solo, na prevenção de deslizamentos de terra e que evitam o assoreamento dos cursos de água.
Recreação e ecoturismo	Refere-se à importância de um local para o desenvolvimento de práticas de lazer e que está diretamente baseada na qualidade das paisagens naturais da Ilha, aonde há a possibilidade de desenvolvimento de atividades de trilhas peatonais, contemplação e banho de cachoeira.

A avaliação do oferecimento dos serviços ecossistêmicos foi guiada por um conjunto de parâmetros químicos de qualidade de água (PQA), pelas métricas da paisagem e um conjunto de critérios que permitissem analisar de forma integrada os resultados, conforme esquematizado na Figura 2.1.

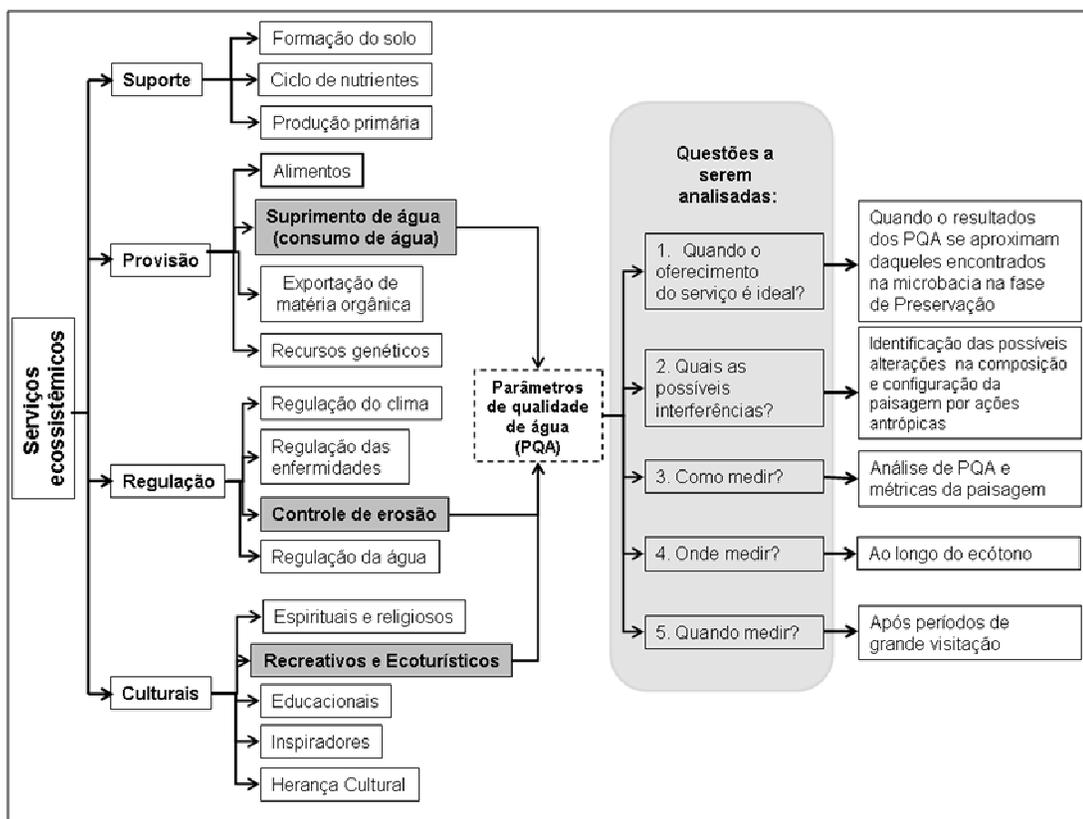


Figura 2. 1. Serviços ecossistêmicos e sua relação com parâmetros de qualidade de água (PQA) e métricas da paisagem e (extraído de LIMA, 2011).

A seleção dos parâmetros de qualidade de água baseou-se em quatro critérios: (i) os parâmetros que poderiam ser relacionados às atividades antrópicas ao longo do ecótono; (ii) que pudessem indicar alguma variação na oferta de serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos; (iii) que fossem contemplados em outros trabalhos científicos; e (iv) que se adequassem às limitações de tempo, condições de campo e laboratoriais. Os parâmetros selecionados, as metodologias analíticas, sua relação com os serviços ecossistêmicos (aplicação), os volumes amostrados e as formas de preservação de amostra estão descritos na Tabela 2.2.

Tabela 2. 2. Variáveis, metodologias analíticas e aplicações.

Parâmetros	Metodologias analíticas	Bibliografias	Aplicação	Quantidade Coletada para análise	Preservação
Carbono Orgânico Total (COT)	Método da oxidação úmida (Método 5310 D)	APHA-AWWA-WEF, 1998	O carbono orgânico em água doce origina-se da matéria viva e também como componente de vários efluentes e resíduos. Assim, o carbono orgânico total na água é um indicador útil do grau de poluição do corpo hídrico. Através deste parâmetro poderá ser analisado o serviço de provisão de água (consumo), com a avaliação da exportação de matéria orgânica.	300mL em garrafa de vidro âmbar	Conservado com ácido fosfórico até pH<2, refrigerado até o momento da análise.
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Digestão Kjeldahl e titrimetria (Método 4500-N _{org} B)	APHA-AWWA-WEF, 1998	O nitrogênio em excesso em corpos aquáticos naturais pode causar eutrofização e derivar dos despejos domésticos, excremento de animais ou o uso de fertilizantes. Assim, através da análise deste parâmetro poderão ser avaliados os serviços de provisão (consumo) e regulação da purificação (autodepuração) da água.	500mL em garrafa de plástico	Conservado com ácido sulfúrico até pH<2, refrigerado até o momento da análise.
Fósforo Total (P-total)	Método ácido ascórbico (Método 4500-P E)	APHA-AWWA-WEF, 1998	O fósforo, quando em excesso, pode levar a eutrofização dos corpos aquáticos, e assim como o nitrogênio, resulta de despejos domésticos ou fertilizantes. Ao analisar este parâmetro, os serviços de provisão de água (consumo) e alimentos (peixes), regulação da purificação (autodepuração) da água e de recreação e ecoturismo poderão ser avaliados.	500mL em garrafa de plástico	Conservado com ácido sulfúrico até pH<2, refrigerado até o momento da análise.
Turbidez (Turb)	Método nefelométrico (Método 2130 B)	APHA-AWWA-WEF, 1998	Alta turbidez das águas superficiais pode causar prejuízos à fotossíntese da vegetação aquática, o que, por sua vez, pode diminuir a produtividade em relação aos peixes. Nesse sentido, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas, além de afetar adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água. Dessa forma, este parâmetro relaciona-se aos serviços de regulação para controle de erosão e da purificação (autodepuração) da água, provisão de alimento (peixes e consumo de água) e culturais de recreação e ecoturismo.	100mL em garrafa de plástico	Mantido no escuro a 4°C

Sólidos Totais (ST)	Gravimetria (Método 2540)	APHA-AWWA-WEF, 1998	O excesso de sólidos totais pode causar danos à vida aquática, além de poderem sedimentar no leito dos rios causando assoreamento. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia e conferir sabor às águas. Estão principalmente relacionados aos serviços de regulação como o controle de erosão e culturais de recreação e ecoturismo.	500mL em garrafa de plástico	Mantido no escuro a 4°C
Zinco (Zn)	Absorção atômica (Método 3111)	APHA-AWWA-WEF, 1998	O Zinco pode ser encontrado no meio ambiente tendo origem em processos naturais e antropogênicos, entre os quais se destacam a produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço, efluentes domésticos. Está relacionada aos serviços de regulação purificação, de provisão (consumo) de água e de recreação e ecoturismo.	1000mL em garrafa de vidro escuro	Conservado com ácido nítrico até pH<2, refrigerado até o momento da análise.
Condutividade (Cond)	Condutímetro (marca Micronal)		A condutividade é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica e pode representar uma medida indireta da concentração de poluentes. Dessa forma, a condutividade pode fornecer uma boa indicação das modificações na composição de uma água ao longo do ecótono. Está relacionada aos serviços de regulação purificação (autodepuração) e de provisão (consumo) de água.	100mL em garrafa de plástico	Mantido no escuro a 4°C

Os pontos selecionados para coletas de água tiveram o propósito de associar as cinco fases de evolução histórica com os diferentes usos da paisagem ao longo do ecótono. Foram selecionados 10 pontos de amostragem, sendo 2 por microbacia, no rio de maior ordem. A distribuição dos pontos de coleta está exemplificada na Figura 2.2, onde o primeiro ponto (a) está à montante de qualquer carga de lançamento de efluente e representa a zona A; o segundo (b) a jusante do uso humano e antes da influência da água marinha e representa a zona B.

Foram feitas 4 coletas, entre fevereiro e outubro de 2010, sempre posteriormente a um pico de visitação pública, de forma a possibilitar a avaliação dos possíveis efeitos da concentração de atividades humanas sobre os parâmetros físicos e químicos nos cursos de água. A comprovação da maior visitação nos dias anteriores à coleta de água foi possível pela comparação entre os dados médios mensais de entrada de pessoas e veículos na Ilha e o valor acumulado de entrada nos três dias anteriores à coleta, calculados a partir dos dados de travessia diários fornecidos pela DERSA e descritos em LIMA (2011). Os períodos amostrais selecionados foram: (1) fevereiro: representativo do período de veraneio; (2) junho: após o feriado prolongado de *Corpus Christ*; (3) agosto: final do período de férias escolares; (4) outubro: após feriado prolongado de Nossa Senhora Aparecida.

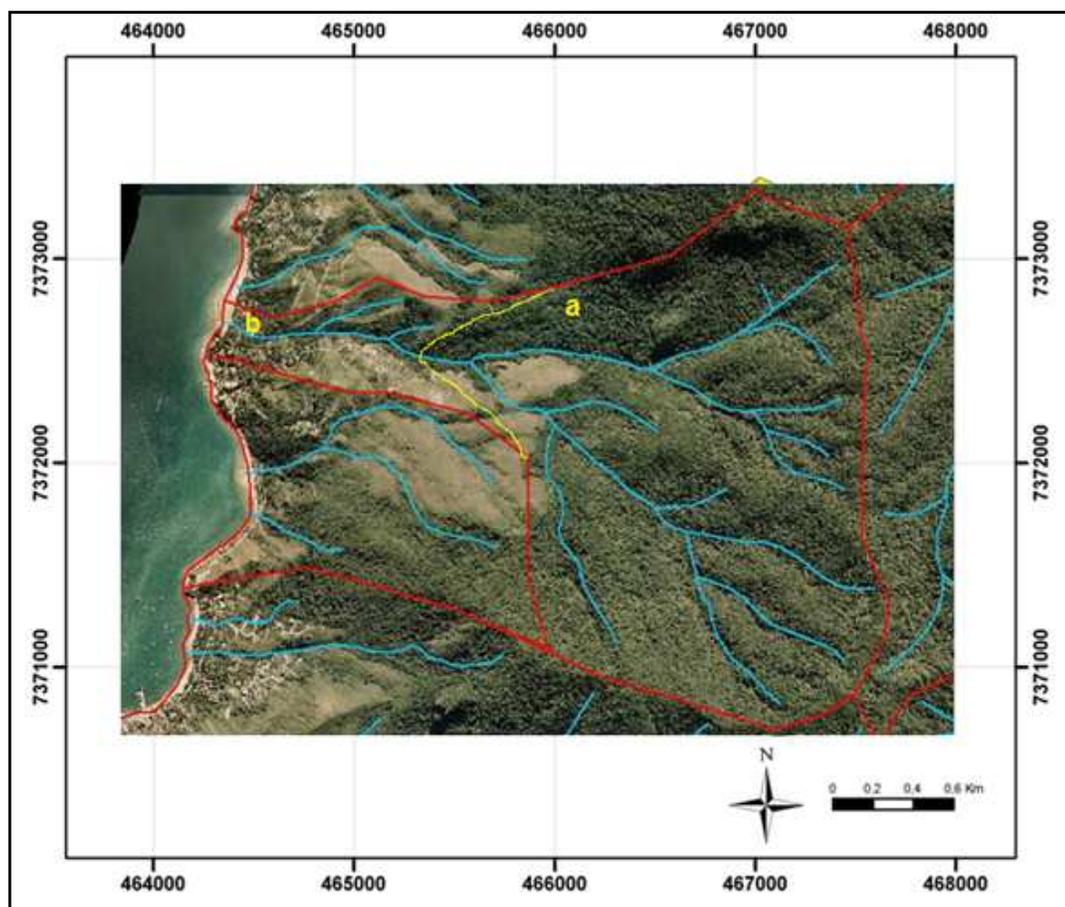


Figura 2. 2. Identificação da área amostral por microbacia hidrográfica para coleta de água. A linha em amarelo indica a altura da cota de 100m e as letras indicam: a) área de coleta de água da Zona A e b) área de coleta de água da Zona B.

Os resultados dos Parâmetros Químicos de Água (PQA) foram padronizados para que valores máximos de 1 por meio da Equação 1.1 (Capítulo 1), para possibilitar a comparação entre os diferentes parâmetros físico-químicos e o estado de conservação florestal, através do Índice de Conservação Florestal (IC) ao longo do ecótono e das fases de evolução das microbacias.

Na seqüência, para identificar a relação entre os PQAs e o Índice de Conservação Florestal, tanto para as microbacias como para suas zonas A e B, foi feita uma análise de regressão entre os valores padronizados do IC para cada um dos parâmetros químicos analisados. A partir dos valores de R^2 obtidos, foi possível a identificação dos parâmetros mais relacionados com a melhor qualidade ambiental ao

longo do gradiente de fases e ao longo do ecótono, sendo selecionados para a análise dos serviços ecossistêmicos os parâmetros químicos que apresentaram uma relação com R² maior ou igual a 0,70 com o IC.

2.3 Avaliação dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos

A avaliação dos serviços ecossistêmicos foi realizada em duas etapas: (i) a primeira consistiu em identificar o comportamento dos PQAs em relação a heterogeneidade da paisagem das microbacias, seus corredores ecológicos e ao longo do ecótono e (ii) a segunda etapa foi realizar, a partir das relações entre as métricas e os PQAs, o cálculo para avaliar a oferta de serviços ecossistêmicos.

Para a realização da primeira etapa foi feita uma análise de regressão entre cada uma das métricas e cada um dos PQAs selecionados, conforme descrito nos itens 2.1 e 2.3, para os segmentos A e B, e avaliados os valores de R².

A partir destes valores de R² foram calculados os serviços ecossistêmicos em quatro passos:

- a. Correção dos valores dos PQAs de forma a representarem o sentido da conservação, onde os maiores valores corrigidos de PQAs representaram a melhor qualidade, de acordo com a equação 2.1:

$$PQA_i = (1 - PQA_j) * 10 \quad \text{Equação 2.1}$$

Onde:

PQA_i = valor corrigido do PQA

PQA_j = valor padronizado do PQA

- b. Os valores obtidos através da equação 2.1 foram multiplicados pelos valores dos R^2 , conforme equação 2.2, obtidos através da relação entre cada um dos PQA e cada uma das métricas, conforme descrito anteriormente.

$$PQAk = PQAi * R^2mi \quad \text{Equação 2.2}$$

Onde:

$PQAk$ = PQA final

$PQAi$ = valor corrigido do $PQAj$

R^2mi = valor do R^2 obtido entre o $PQAi$ e a métrica i

- c. Neste passo, foi feita a seleção dos PQAs relacionados ao serviço ecossistêmico de interesse para posterior cálculo, conforme Tabela 2.2. Após a seleção, os PQAs foram somados para cada uma das zonas das microbacias, conforme Equação 2.3.

Tabela 2. 3. PQAs selecionados para a avaliação dos serviços ecossistêmicos.

Serviço ecossistêmico	PQAs selecionados
Água para consumo	Turbidez, Condutividade, NTK, COT e Zn
Controle de erosão	Turbidez e Condutividade
Recreação	Turbidez, Condutividade, NTK e COT

$$SPQAi = \sum_{k=n}^x PQAk \quad \text{Equação 2.3}$$

Onde:

$SPQAI = PQA \text{ total}$

$PQAK = PQA \text{ final}$

- d. Para a obtenção do valor do serviço ecossistêmico de interesse, foi aplicada a Equação 2.4, que foi calculada pelo somatório da multiplicação do valor padronizado de todas as métricas pelo $SPQAI$:

$$SEi = \sum_{SPQA=n}^x SPQAI * mi \quad \text{Equação 2.4}$$

Onde:

SEi = é o valor final do serviço ecossistêmico de interesse

$SPQAI = PQA \text{ total}$

mi = métricas padronizadas

Estes passos foram aplicados tanto para as microbacias quanto para as áreas dos corredores ecológicos.

3. Resultados e Discussão

- *Água e conservação florestal*

A Figura 2.3 evidencia a tendência de relação entre os sete parâmetros físicos e químicos de água em relação ao Índice de Conservação Florestal, baseado na quantidade e qualidade da floresta para os segmentos a montante e a jusante das cinco microbacias hidrográficas.

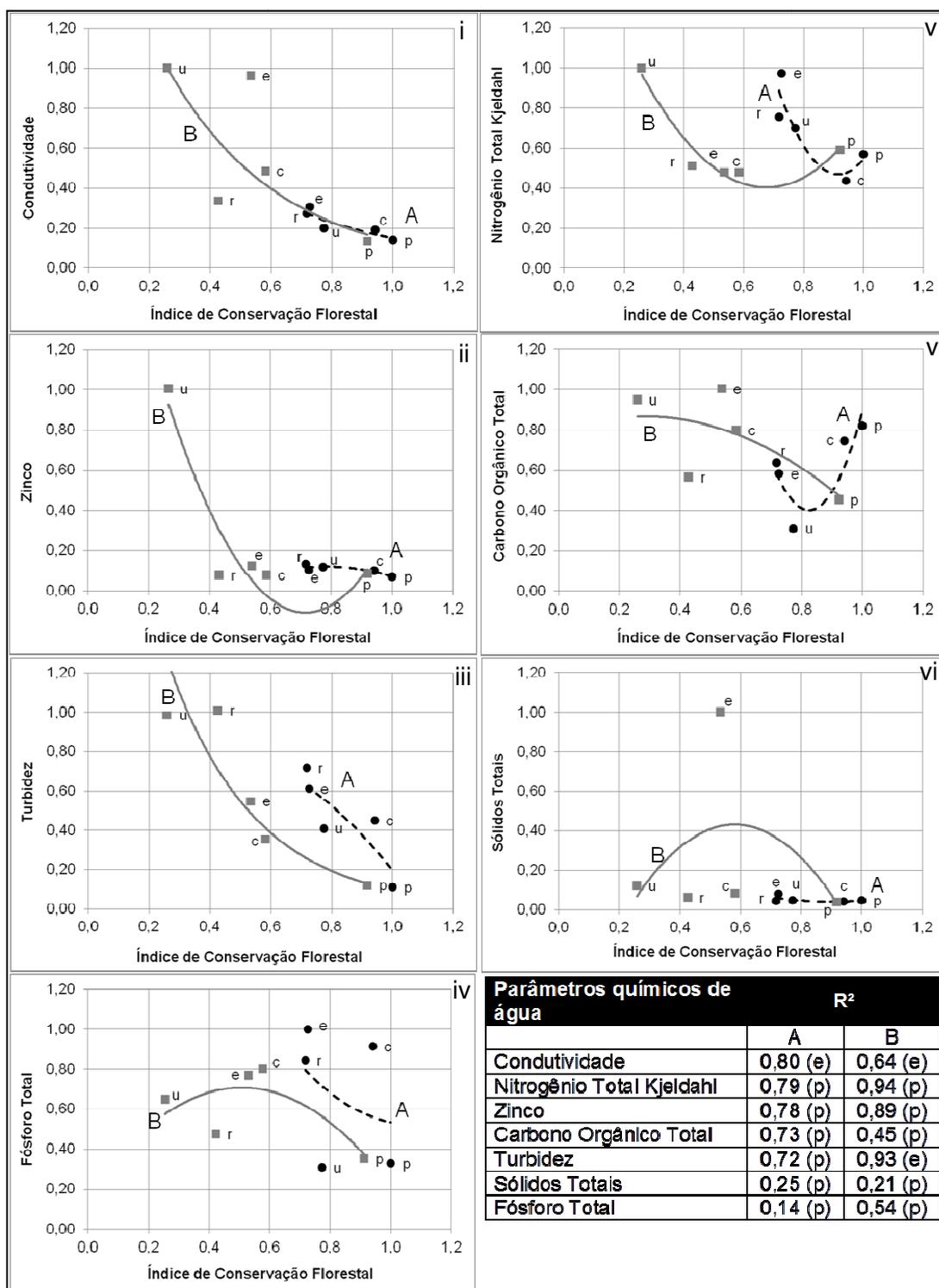


Figura 2. 3. Linhas de tendência da relação entre os parâmetros químicos da água e índice de conservação florestal.

As letras A e B indicam os valores e as linhas de tendência para as zonas A e B.

Microbacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Os resultados mostraram que, no geral, os parâmetros apresentaram um comportamento polinomial de 2º ordem, indicando que existe um limiar crítico, ao longo do gradiente de fases de evolução, entre a quantidade e a qualidade de floresta e os parâmetros químicos e físicos presentes nos rios. Diversos trabalhos demonstraram que a composição química e as propriedades físicas das águas superficiais refletem as características dos tipos de uso e ocupação na paisagem como, por exemplo, o aumento da quantidade de nutrientes, metais e outros contaminantes nos rios em regiões com grandes áreas agrícolas ou aglomerados populacionais (ALLAN, 2004; UUEMAA, *et al.*, 2005; AMIRI e NAKANE, 2009; MARTINELLI *et al.*, 2010). Este estudo complementa essas evidências mostrando que a redução da quantidade de floresta abaixo de 70 a 80% da área da microbacia influenciou negativamente na qualidade de água dos rios. Esse comportamento pode ser claramente observado para os parâmetros de NTK, ST, Zn para a zona B, COT e Turbidez para zona A.

A Condutividade (zonas A e B) e Turbidez (zona B) foram as exceções ao comportamento polinomial encontrado nos demais parâmetros, apresentando uma expressão exponencial. Isso indicou que esses parâmetros foram mais sensíveis às alterações causadas pelas ações humanas nessas paisagens, uma vez que refletiram uma tendência ao aumento constante de seus valores ao longo do ecótono e do gradiente de evolução.

Contudo, a microbacia de regeneração apresentou valores diferentes do esperado para uma microbacia que estaria recuperando suas áreas degradadas (BERTOLO *et al.*, 2010), pois para vários parâmetros químicos, esta microbacia apresentou valores próximos ao da microbacia de urbanização, como por exemplo, os valores de Nitrogênio Total Kjeldahl para a zona A e os valores de Turbidez, Sólidos totais e Fósforo total para a zona B. Para outros parâmetros, esta microbacia apresentou os valores médios mais altos, como para Sólidos totais, Carbono Orgânico Total e Zinco para a zona A. Estes valores corroboram com os resultados encontrados para algumas métricas para esta microbacia, como por exemplo, o maior número de manchas, maior diversidade de classes mapeadas, maior densidade de fronteiras e

menor tamanho médio de manchas, indicando que essa microbacia apresentou uma maior complexidade da paisagem.

Isto se comprovou quando as tendências dos dados foram avaliadas sem a presença da microbacia de regeneração (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Relação de R^2 dos parâmetros analisados para as zonas A e B das cinco microbacias, e valores de R^2 desconsiderando a microbacia de regeneração.

R^2	Com a microbacia de regeneração		Sem a microbacia de regeneração	
	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B
Condutividade	0,80 (p)	0,64 (e)	0,76 (p)	0,83 (p)
Nitrogênio total Kjeldahl	0,79 (p)	0,94 (p)	0,99 (p)	0,99 (p)
Zinco	0,78 (p)	0,89 (p)	0,99 (p)	0,99 (p)
Carbono orgânico total	0,73 (p)	0,45 (p)	0,77 (p)	0,92 (p)
Turbidez	0,72 (p)	0,93 (e)	0,68 (p)	0,98 (p)
Sólidos Totais	0,25 (p)	0,21 (p)	0,85 (p)	0,34 (p)
Fósforo Total	0,14 (p)	0,54 (p)	0,07 (p)	0,99 (p)

Constatou-se que para alguns parâmetros químicos o valor R^2 apresentou um aumento, especialmente para a zona B, indicando que esta microbacia destoou do gradiente de fases, pois apresentou um grau significativo de interferência na paisagem, implicando em fortes alterações nos processos biológicos. Estes resultados corroboraram com os encontrados por LIMA (2011), que verificou que o enquadramento das microbacias em fases de evolução apenas pelas classes de mapeamento impossibilitava uma análise mais detalhada da influência dos diferentes tipos de usos e seus impactos negativos ao longo do ecótono da Ilha.

Neste sentido, para avaliar de forma mais eficiente a variação na oferta de serviços, fez-se uma análise mais detalhada da paisagem, integrando as informações composição e configuração à análise dos serviços relacionados aos recursos hídricos.

- *Métricas da paisagem e qualidade de água*

A Tabela 2.3 apresenta o comportamento dos PQAs em relação às métricas de configuração da paisagem por meio das análises de regressão.

Tabela 2. 4. Tabela com os valores dos R² para as relações entre as métricas e os parâmetros químicos.

	MPS		MPE		ED		SDI		NumP	
	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B
TURB	0,82 (e)	0,90 (l)	0,83 (e)	0,88 (e)	0,86 (p)	0,81 (p)	0,87 (p)	0,82 (pt)	0,84 (p)	0,87 (pt)
COND	0,75 (e)	0,75 (p)	0,78 (pt)	0,61 (p)	0,66 (p)	0,81 (p)	0,68 (p)	0,51 (p)	0,58 (p)	0,66 (p)
NTK	0,80 (p)	0,14 (p)	0,87 (p)	0,1 (p)	0,71 (p)	0,35 (p)	0,40 (e)	0,13 (p)	0,11 (p)	0,29 (p)
COT	0,63 (p)	0,86 (p)	0,58 (p)	0,70 (p)	0,71 (p)	0,63 (p)	0,89 (p)	0,75 (p)	0,85 (p)	0,74 (p)
Zn	0,83 (p)	0,19 (pt)	0,82 (e)	0,19 (pt)	0,96 (p)	0,48(p)	0,83 (pt)	0,15 (p)	0,67 (pt)	0,48 (p)

MPS: Tamanho médio das manchas; MPE: Tamanho médio das fronteiras; ED: Densidade de fronteiras; SDI: Índice de diversidade de Shannon; NumP: Número de manchas; TURB: Turbidez; COND: Condutividade; NTK: Nitrogênio Total Kjeldahal; COT: Carbono Orgânicos Total; Zn: Zinco; e: linha de tendência exponencial; p: linha de tendência polinomial; l: linha de tendência logarítmica; pt: linha de tendência em potência.

Quando os PQAs foram analisados em relação ao tamanho médio das manchas (Figura 2.4), observou-se um comportamento distinto entre as zonas A e B para todos os parâmetros.

Em B, as diferenças de valores de turbidez foram mais distintas que em A, em função da maior concentração de pequenas manchas para todas as fases de evolução. Assim, a menor turbidez pode ser interpretada como a melhor qualidade da floresta. Maiores tamanhos de manchas, entre 0,2 e 1, promoveram a melhor manutenção de qualidade de água, com pequenas perdas de qualidade para turbidez, zinco e condutividade (Figura 2.4 i, iii,iv). Os parâmetros orgânicos, ligados a degradação de matéria florestal, evidenciaram um incremento de nutrientes, a medida que o rio atravessou paisagens com um maior tamanho das manchas (figura 2.4 ii e v).

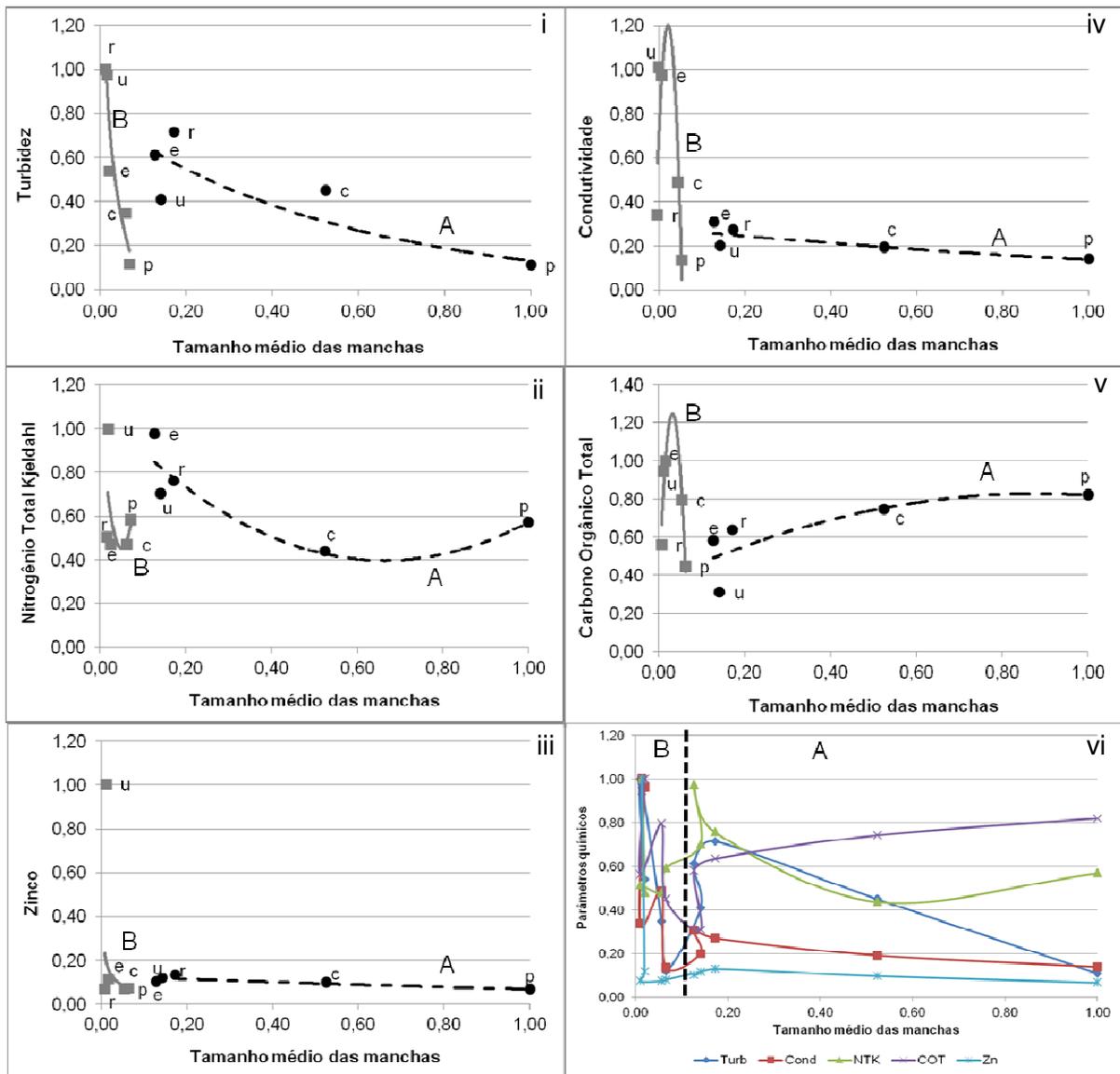


Figura 2. 4. Relação entre os parâmetros químicos e o tamanho médio das manchas.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo). Microbasias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização.

Para a zona A, as maiores manchas de floresta e os seus estágios mais avançados possibilitaram uma separação mais clara das fases de evolução histórica da paisagem para todos os parâmetros químicos. Esse comportamento não se repetiu quando foi analisada a zona B, mais próxima a orla. Nessa região, o aumento da diversidade de usos da terra e o aumento das interferências humanas causaram a drástica diminuição do MPS, o que originou um comportamento bastante variável nos

PQAs. GERGEL *et al.* (2002) e AMIRI e NAKANE (2009) encontraram resultados semelhantes em seus estudos, pois ambos os trabalhos relacionaram a qualidade da água de rios com diferentes métricas de paisagens e com diferentes tipos de usos e cobertura da terra. Estes estudos concluíram que as águas dos rios foram degradadas devido ao aumento de nutrientes provenientes, especialmente, de áreas urbanizadas.

Além disso, a própria tendência das curvas para a zona B, em todos os parâmetros, evidenciou essa perda de qualidade acentuada dos cursos de água com a diminuição do tamanho médio das manchas, como, por exemplo, os resultados dos parâmetros de Turbidez, a Condutividade e o COT, que apresentaram curvas muito diferentes para ambas as zonas.

A mesma tendência de comportamento foi observada na relação entre os PQAs e o tamanho médio de fronteiras (MPE) (Figura 2.5).

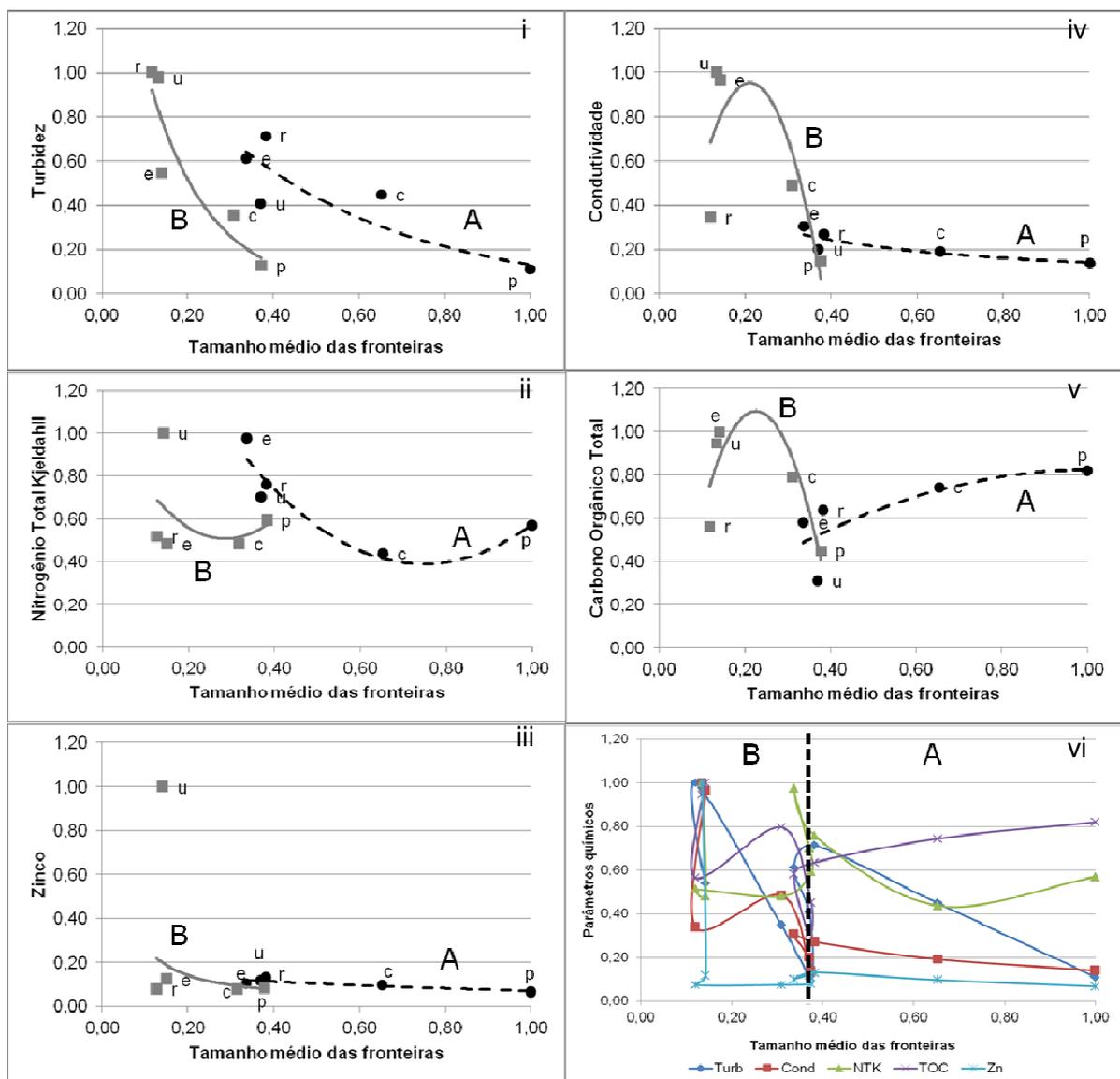


Figura 2. 5. Relação entre os parâmetros químicos e o tamanho médio das fronteiras.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo).
 Microbacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Esse resultado demonstrou que o tamanho médio das fronteiras teve uma influência mais distinta sobre a perda de qualidade da água para a zona A do que o tamanho médio das manchas. Por outro lado, o intervalo de perdas em relação às fronteiras para a zona B foi maior, no entanto a tendência de comportamento foi à mesma que em MPS.

O comportamento dependente de fronteiras foi corroborado pela relação entre parâmetros químicos e densidade de fronteiras (ED) (Figura 2.6).

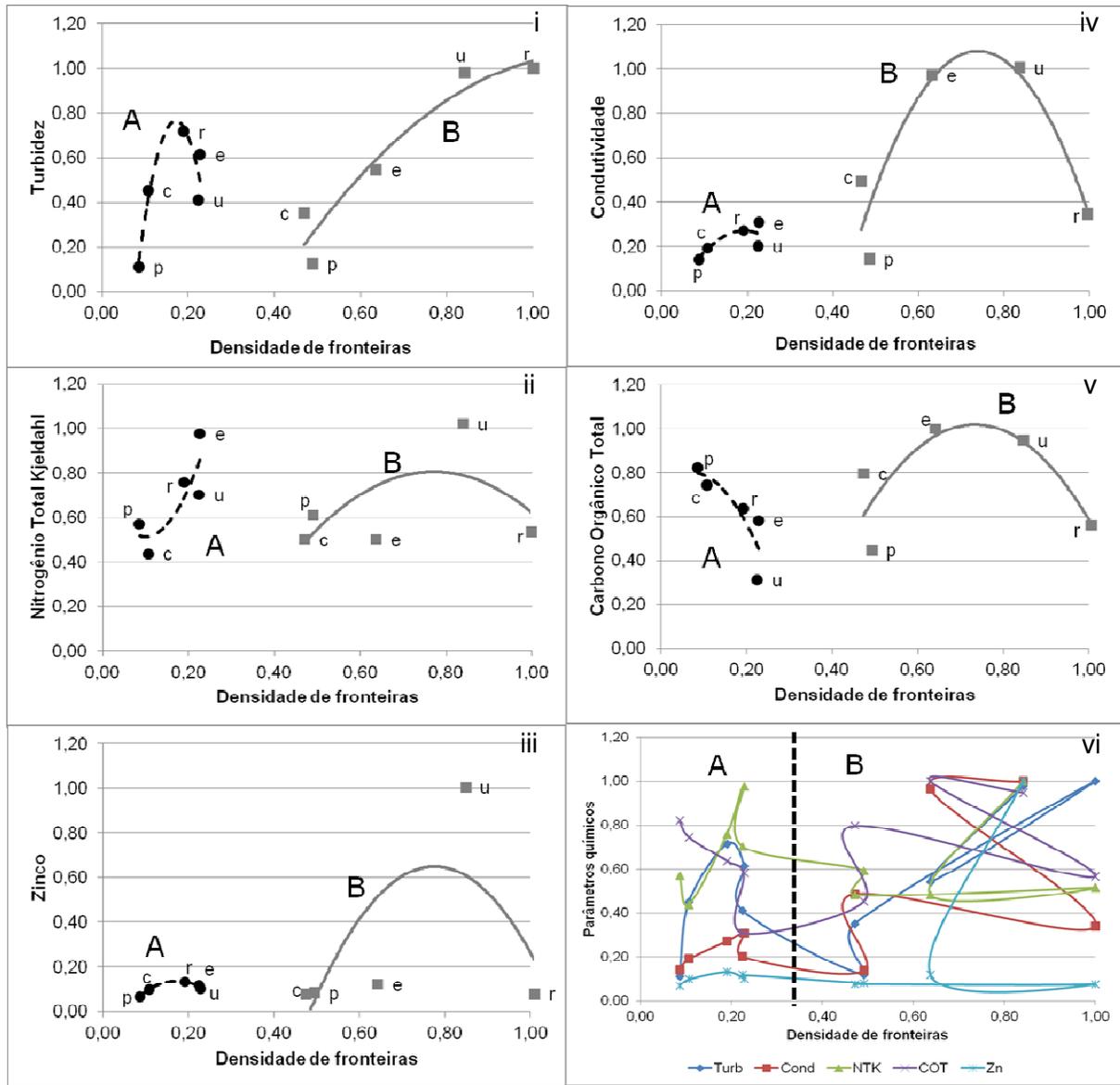


Figura 2. 6. Relação entre os parâmetros químicos e a densidade de fronteiras.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo). Microbacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização.

Apenas para esta métrica todos os parâmetros químicos apresentaram um comportamento polinomial de 2º ordem para ambas as zonas, indicando que houve um limite crítico onde a densidade de fronteiras acarretou em uma mudança de direção do

comportamento dos PQAs. O ponto de inflexão em uma curva de tendência tem um significado ecológico importante, pois mostra claramente que existe um limiar máximo (ou mínimo, dependendo da orientação da concavidade da curva) para o suporte de uma determinada função ecossistêmica.

Esse limiar pode ser observado na maioria das regressões feitas nesse estudo, indicando que a degradação da qualidade de água em função da perda de vegetação não ocorreu de forma linear ao longo do gradiente de fases de evolução da paisagem, como seria esperado.

Cabe ressaltar os resultados do NTK, que diferente dos outros PQAs, apresentou um comportamento oposto para as zonas A e B, indicando que, para a zona A, os maiores valores de NTK (microbacia de exploração) coincidiram com os maiores valores de ED, diferentemente da zona B. Para esta zona, os maiores valores de NTK foram encontrados na microbacia de urbanização, sugerindo que o NTK apresentou uma forte relação com as áreas urbanizadas. Resultados semelhantes foram encontrados por JOHNSON *et al.* 1997; UUEMAA *et al.*, 2005; MARTINELLI *et al.* 2010 e URIARTE *et al.*, 2010. O comportamento apresentado na zona B corrobora com os resultados encontrados por UUEMMA e colaboradores (2005), que verificaram uma correlação negativa entre o nitrogênio total com a densidade de fronteiras, evidenciando que paisagens complexas podem apresentar uma capacidade maior de reter nutrientes.

Para as métricas mais relacionadas com a fragmentação da paisagem, como o número de manchas (NumP) e a diversidade de usos, representado pelo Índice de Shannon (SDI), essa tendência polinomial se manteve, no entanto, diferente do que foi encontrado para o MPS e MPE, a melhor separação entre as fases de evolução não ocorreu na zona A, mas sim na zona B (Figuras 2.7 e 2.8).

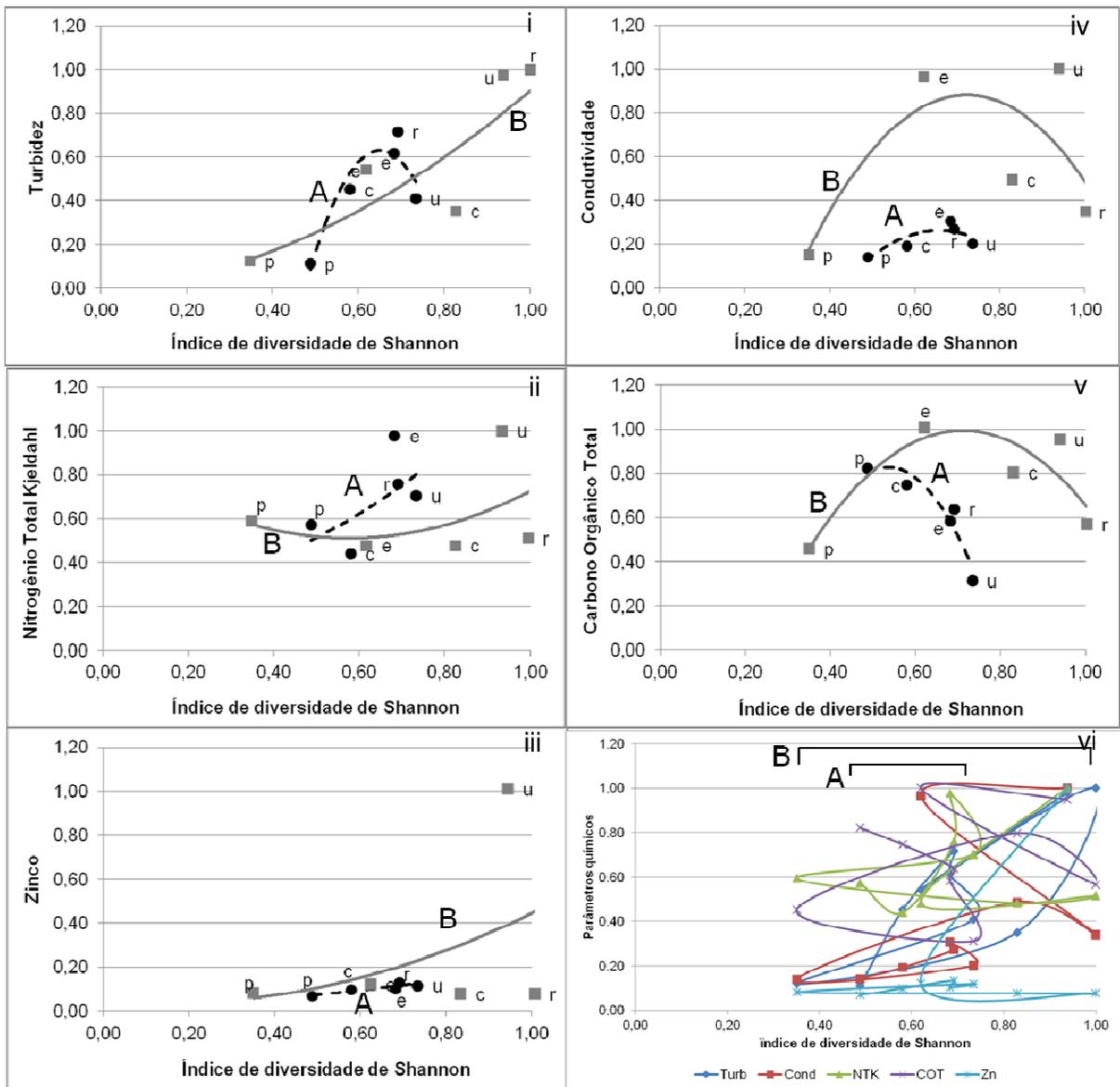


Figura 2. 7. Relação entre os parâmetros químicos e Índice de Diversidade de Shannon.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo).
 Microbacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização.

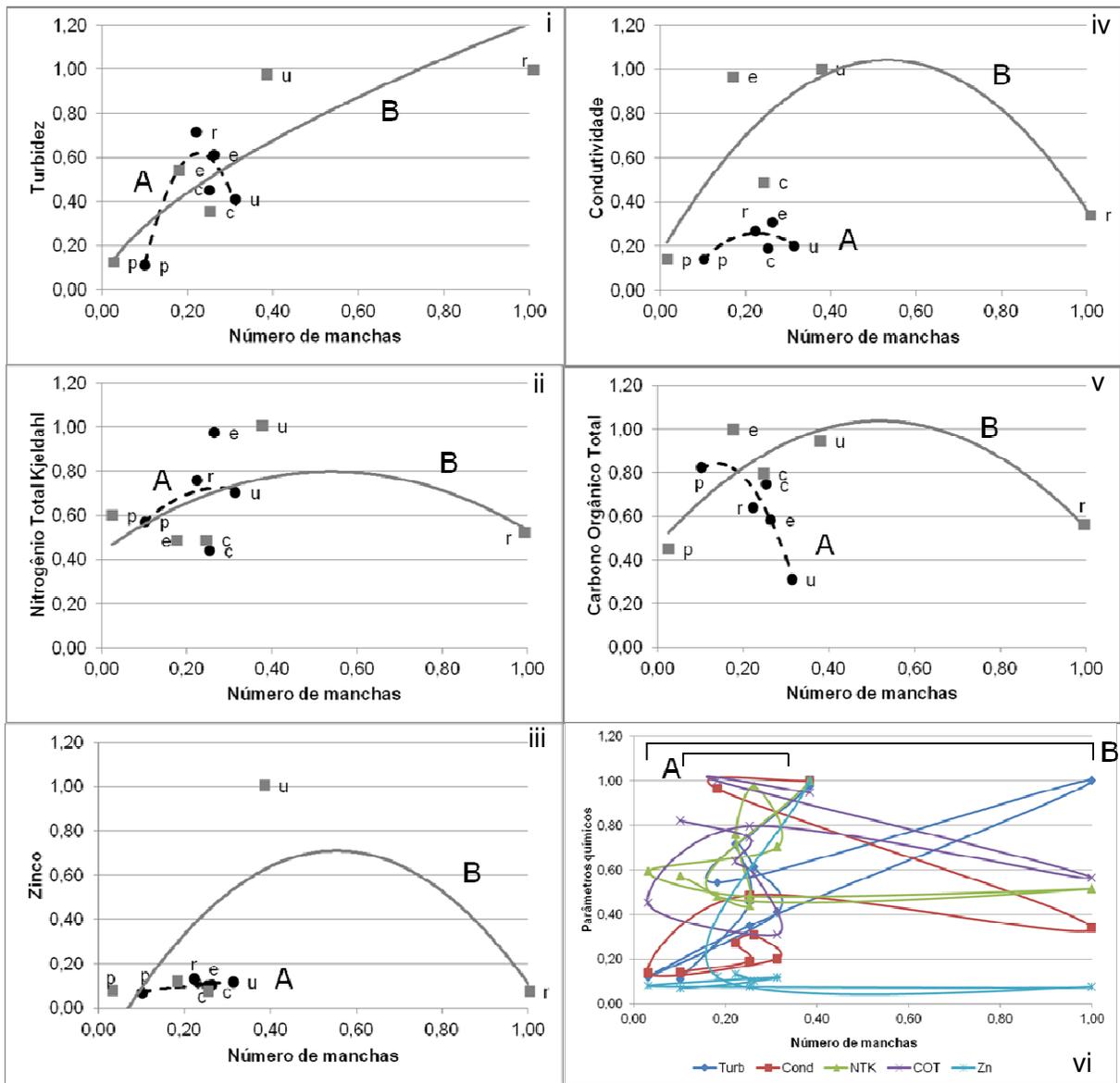


Figura 2. 8. Relação entre os parâmetros químicos e o Número de manchas.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo). Bacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Pode-se comprovar, mais uma vez, que as interferências humanas causaram tanto a fragmentação da paisagem quanto a degradação da qualidade de água. O SDI apresentou uma maior interferência para o parâmetro Turbidez, que em ambas as zonas o R^2 foi maior que 0,80, indicando que os cursos de água que passam por paisagens mais diversificadas em termos de classes, podem apresentar um aumento exponencial da sua turbidez. Porém, para a zona A houve uma diminuição do valor de

turbidez para a microbacia de urbanização, ocasionado, provavelmente, pela quantidade de vegetação em estágio médio/avançado presente nesta zona da microbacia, que auxilia a manutenção da qualidade da água.

Este resultado se assemelhou ao apresentado pelo NumP, onde novamente a Turbidez foi o parâmetro que apresentou uma forte relação, entre as microbacias e ao longo do ecótono. O maior NumP, apresentado pela zona B da microbacia de regeneração, foi preditor dos altos valores de turbidez para esta microbacia, indicando que a qualidade de água foi fortemente influenciada pela fragmentação e complexidade da paisagem. Estudos elaborados por ALLAN (2004 a, b) e AMIRI e NAKANE (2009) apresentaram conclusões semelhantes. AMIRI e NAKANE (2009) analisaram 21 rios no Japão através da relação dos parâmetros químicos de água e métricas da paisagem e concluíram que cerca de 65% das variações dos nutrientes da água, como o nitrogênio, ocorrem em função da composição da paisagem,

Em síntese, os resultados mostraram que as zonas B das microbacias sofreram uma forte alteração dos PQAs, se comparados com os resultados das zonas A, em função da configuração da paisagem, sugerindo que a qualidade das águas dos rios foi fortemente influenciada pelas paisagens fragmentadas e diversificadas. UUEMMA *et al.* (2007) também encontraram esses resultados para Nitrogênio total, Fósforo total e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), em 24 bacias hidrográficas da Estônia com diferentes tipos de uso e destacam que áreas urbanas representam o grande preditor das mudanças de qualidade de água.

Assim, para que haja a manutenção da qualidade da água dos rios, é fundamental que se tenha na paisagem grandes áreas florestadas, com baixa densidade de fronteiras (ALLAN, 2004). Por isso, deve-se destacar a grande importância do PEIb presente na zona A de todas as microbacias hidrográficas para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos que são utilizados ao longo de toda a região da orla da Ilha, mas que são degradados antes de chegar ao mar.

- *Corredores ecológicos, métricas e qualidade de água*

A Tabela 2.4 apresenta os resultados das análises de regressões realizadas entre os PQAs e as métricas em relação aos corredores ecológicos.

Tabela 2. 5. Tabela com os valores dos R² para as relações entre as métricas e os parâmetros químicos dos corredores ecológicos.

	MPS		MPE		ED		SDI		NumP	
	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B	Zona A	Zona B
TURB	0,85 (p)	0,95 (p)	0,91 (p)	0,70 (p)	0,82 (p)	0,56 (pt)	0,86 (p)	0,21 (p)	0,48 (p)	0,23 (pt)
COND	0,87 (p)	0,30 (p)	0,93 (p)	0,04 (p)	0,98 (p)	0,97 (p)	0,68 (p)	0,67 (e)	0,82 (p)	0,86 (p)
NTK	0,85 (pt)	0,15 (p)	0,86 (pt)	0,13 (p)	0,78 (p)	0,70 (p)	0,20 (p)	0,77 (pt)	0,92 (p)	0,19 (p)
COT	0,52 (p)	0,24 (p)	0,48 (p)	0,24 (p)	0,97 (p)	0,88 (p)	0,96 (p)	0,85 (p)	0,32 (p)	0,97 (pt)
Zn	0,64 (p)	0,20 (p)	0,63 (p)	0,09 (e)	0,56 (p)	0,75 (p)	0,68 (p)	0,60 (p)	0,14 (p)	0,29 (p)

MPS: Tamanho médio das manchas; MPE: Tamanho médio das fronteiras; ED: Densidade de fronteiras; SDI: Índice de diversidade de Shannon; NumP: Número de manchas; TURB: Turbidez; COND: Condutividade; NTK: Nitrogênio Total Kjeldahal; COT: Carbono Orgânicos Total; Zn: Zinco; e: linha de tendência exponencial; p: linha de tendência polinomial; l: linha de tendência logarítmica; pt: linha de tendência em potência.

Comparando os resultados da Tabela 2.3 e 2.4, foi possível constatar que a densidade de fronteiras apresentou uma relação maior quando verificados os R² entre os PQAs e as métricas relativos aos corredores, especialmente para a condutividade e COT (Figura 2.9).

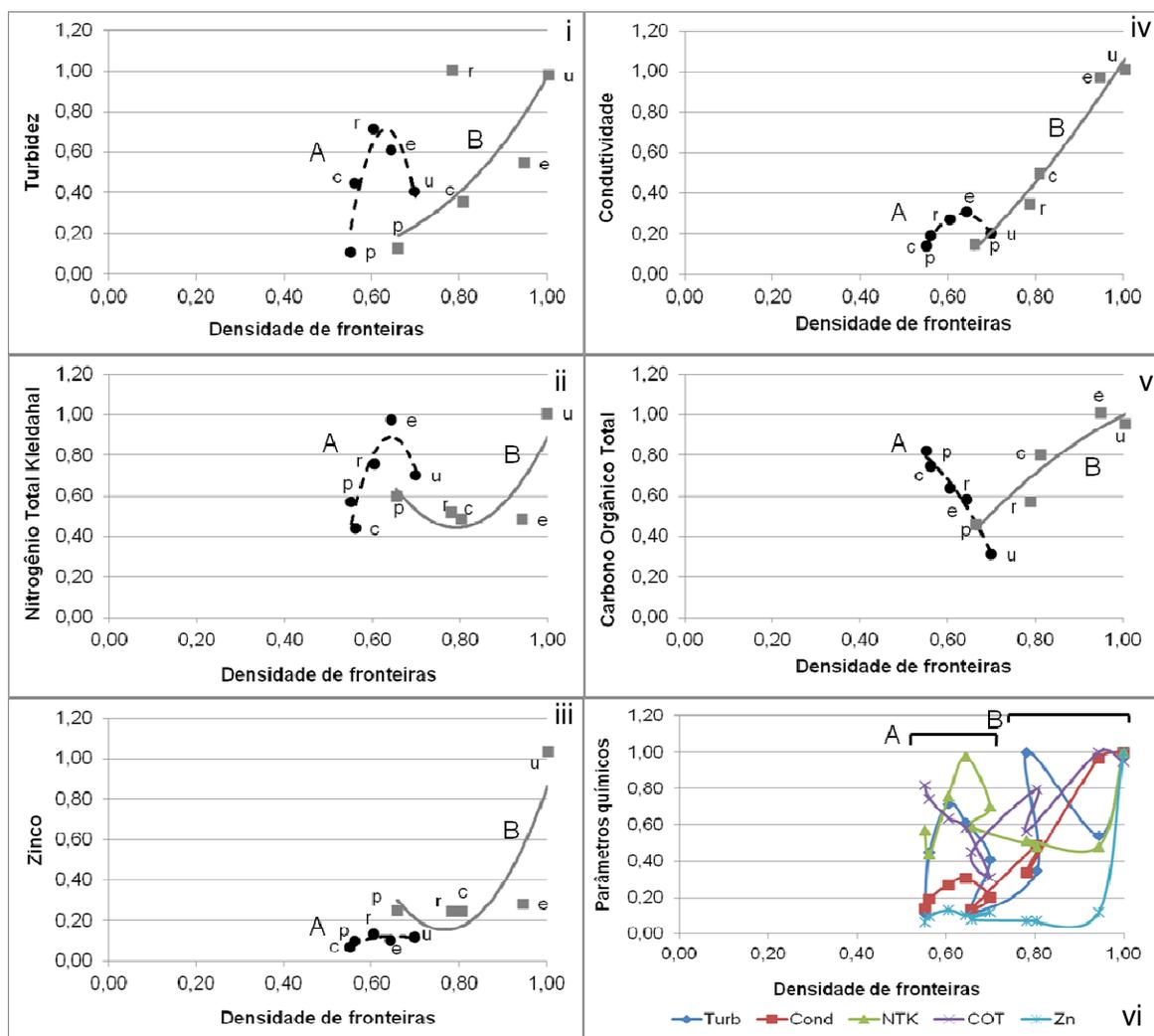


Figura 2. 9. Relação entre os parâmetros químicos e a densidade de fronteiras.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo). Bacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

A análise de COT se mostrou um bom indicador da cobertura florestal presente ao redor dos rios, especialmente quando analisamos seus resultados para a cobertura na parte A, que apresentou uma melhor qualidade florestal em todas as fases. O comportamento do COT na parte B refletiu mais sensivelmente os usos, observados

pela variação da densidade de fronteiras. O COT também apresentou uma forte influência da diversidade de usos (SDI) (Figura 2.10), indicando que as fronteiras resultantes dos múltiplos usos também foram importantes na determinação da concentração deste parâmetro.

A condutividade, ao contrário do COT, sempre apresentou um aumento ao longo do ecótono e das fases, indicando que a entrada de material dissolvido, responsável pela variação dos valores desse parâmetro, teve a influência da densidade de fronteiras ao redor dos rios.

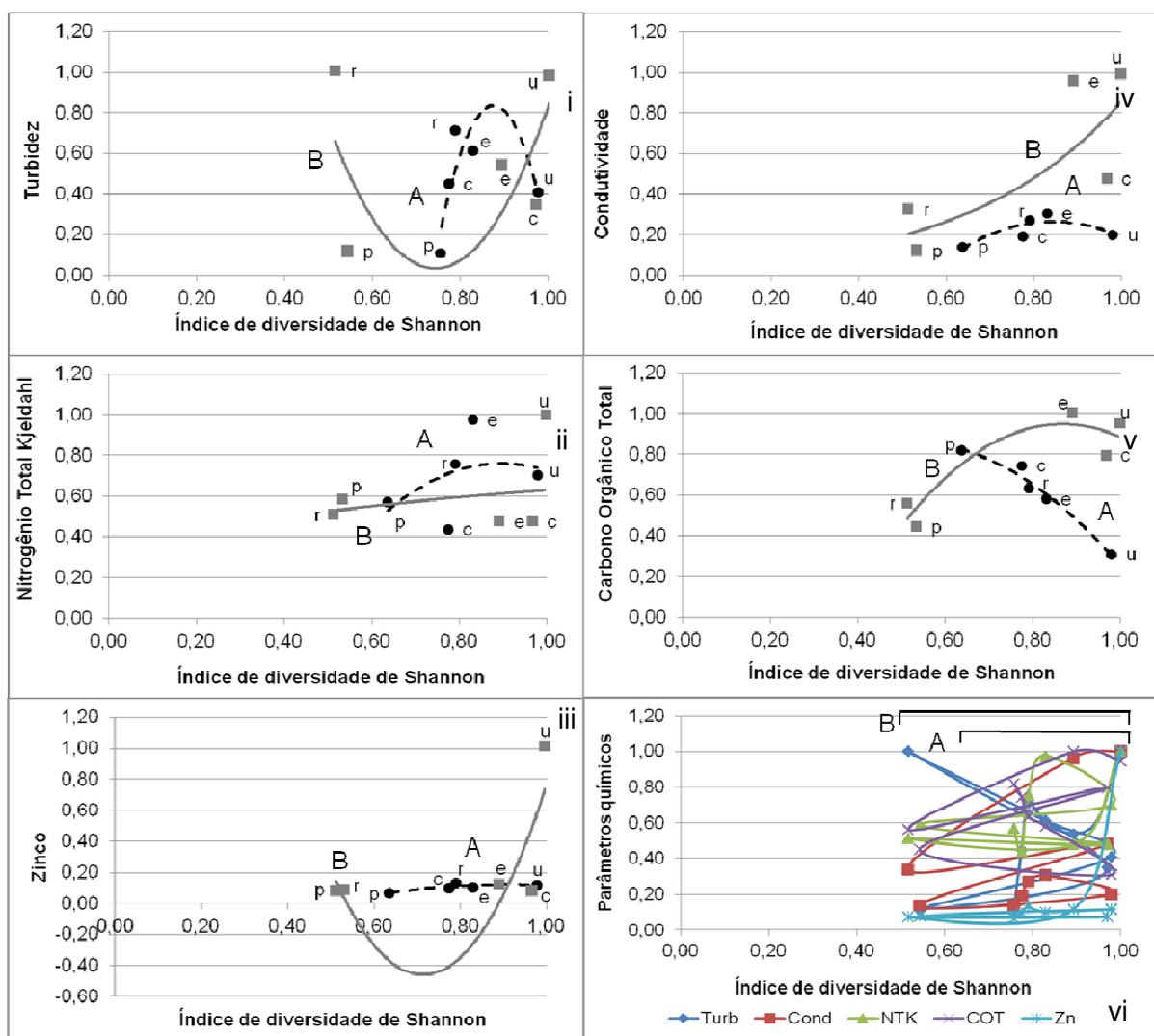


Figura 2. 10. Relação entre os parâmetros químicos e o Índice de diversidade de Shannon.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo).
 Bacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

A comparação do comportamento das métricas tamanhos médios da manchas (Figuras 2.4 e 2.11) e de fronteiras (Figuras 2.5 e 2.12) entre os PQAs para as microbacias e os corredores permitiu concluir que as tendências mostradas pelas microbacias, de forma geral, revelaram maiores ou mais rápidas perdas de qualidade de água. Assim, considera-se que o planejamento que avalie a qualidade dos recursos hídricos por essas métricas deve considerar que a influência da paisagem pode representar melhor as perdas do que os corredores. GERGEL *et al.* (2002), relacionando indicadores biológicos e métricas da paisagem com a qualidade das águas dos rios, já alertavam que devido a sensibilidade dos parâmetros de água às mudanças ao longo dos corredores, é importante ter uma visão espacial da bacia hidrográfica para tomada de decisão sobre esse recurso natural.

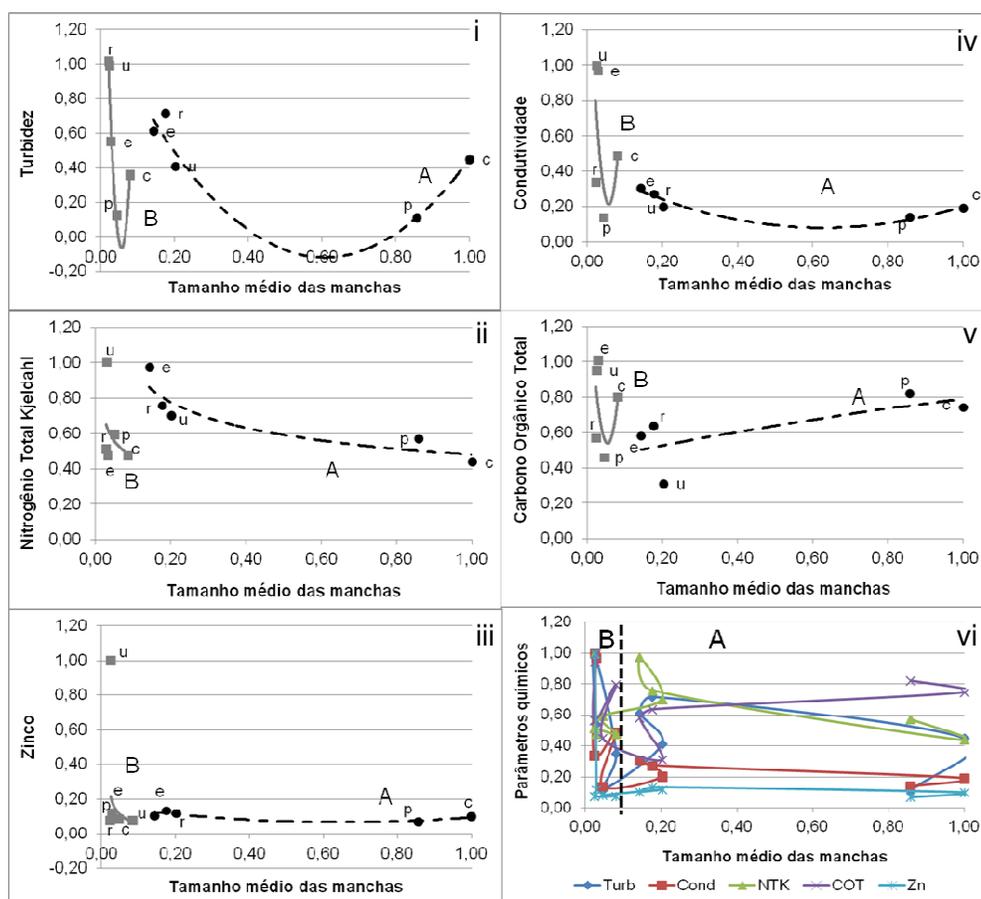


Figura 2. 11. Relação entre os parâmetros químicos e o Tamanho médio das manchas.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo). Bacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Na mesma figura, destaca-se o comportamento da turbidez, que apresentou altos valores de R^2 para as duas extensões territoriais, indicando uma boa relação principalmente com os tamanhos médios das manchas e de fronteiras. Isso conduz a conclusão de que esse parâmetro foi o ideal para ser analisado em um planejamento que objetiva concluir sobre a qualidade dos recursos através das medidas de estrutura da paisagem.

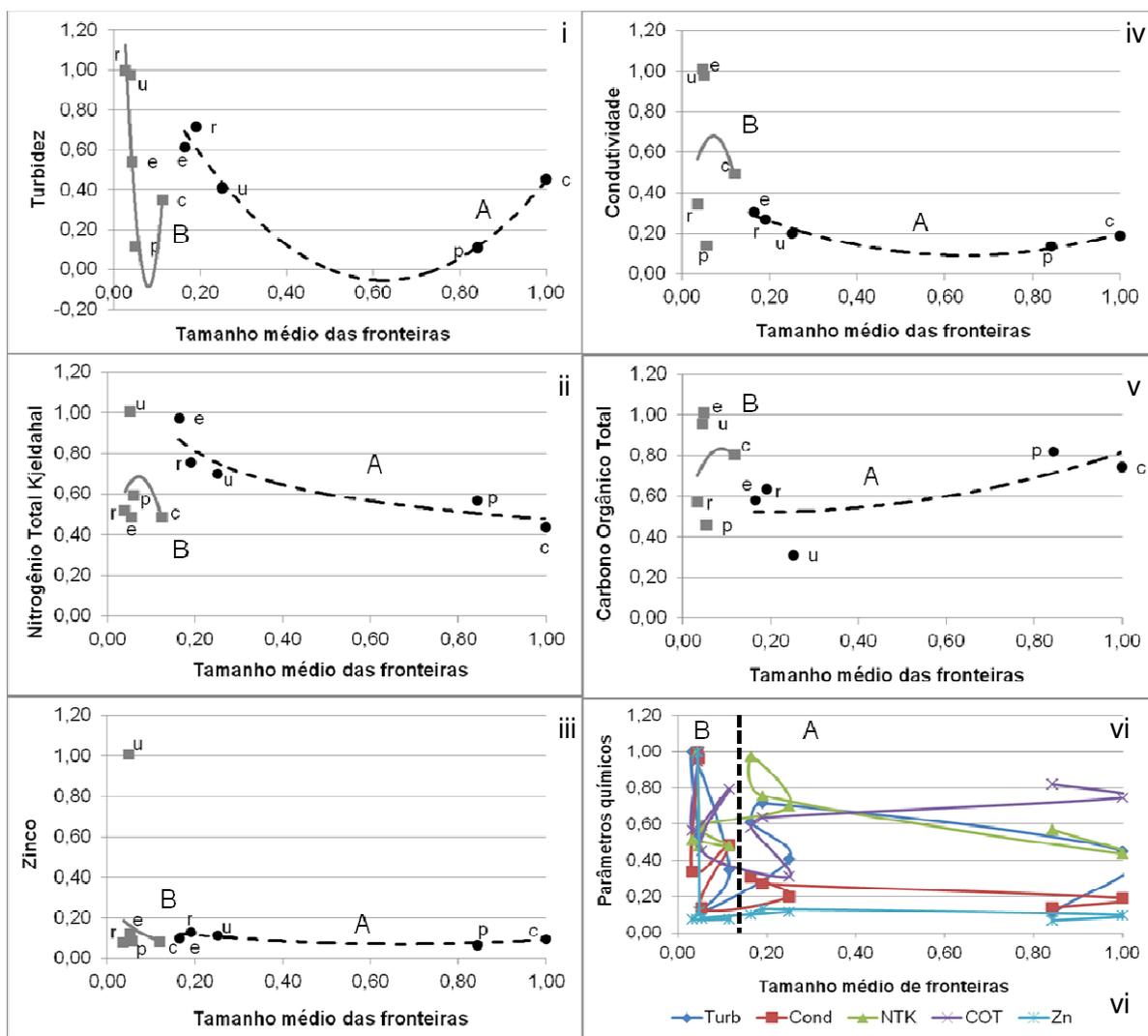


Figura 2. 12. Relação entre os parâmetros químicos e o tamanho médio de fronteiras.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo).
 Bacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Em contrapartida, a mais fraca correlação ocorreu entre o número de manchas e os PQAs (Figura 2.13), sugerindo que essa métrica não seria um indicador adequado para comparação entre fases e ecótono.

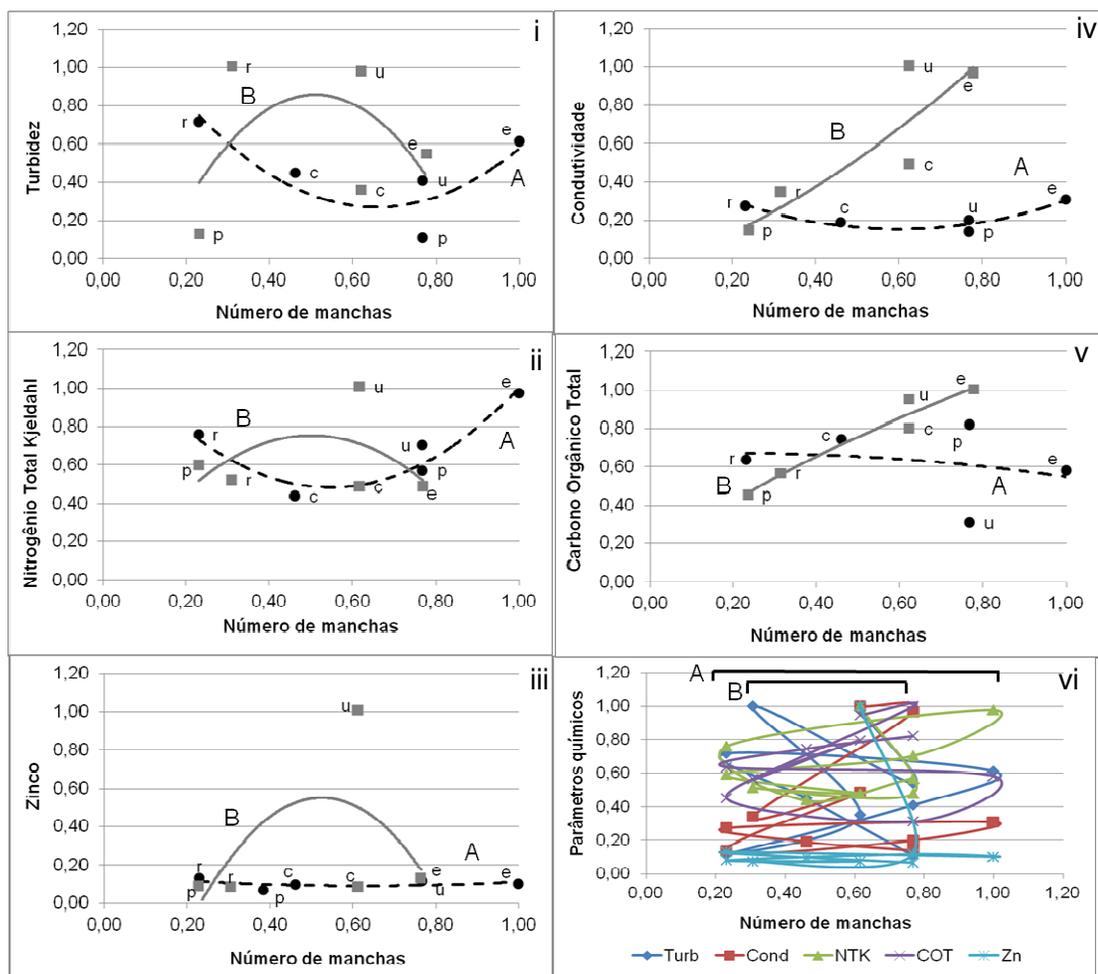


Figura 2. 13. Relação entre os parâmetros químicos e o Número de manchas.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo). Bacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

- *Serviços ecossistêmicos*

A oferta de serviços ecossistêmicos de água para consumo, controle de erosão e de recreação está apresentada na Figura 2.9 i, ii e iii. Por ela, observou-se que quando a oferta de os serviços ecossistêmicos levou em consideração as características de

composição e configuração da paisagem foi possível encontrar um ponto crítico dentro de um comportamento polinomial. O ponto crítico evidenciou perdas entre as fases de preservação até as fases de regeneração/exploração. A partir daí a inflexão evidenciou uma recuperação da oferta de serviços, destacando a fase de urbanização. Neste sentido, este estudo possibilitou observar que, mesmo em paisagens extremamente urbanizadas é possível que ocorra uma maior oferta de serviços ecossistêmicos em relação a fases descritas como de maior conservação ambiental. Isso foi devido aos arranjos entre os elementos que compõem a paisagem urbanizada, especialmente na zona A, com presença de grandes manchas de floresta em estádios avançados de recuperação, uma baixa densidade de fronteiras e uma diversidade limitada de usos.

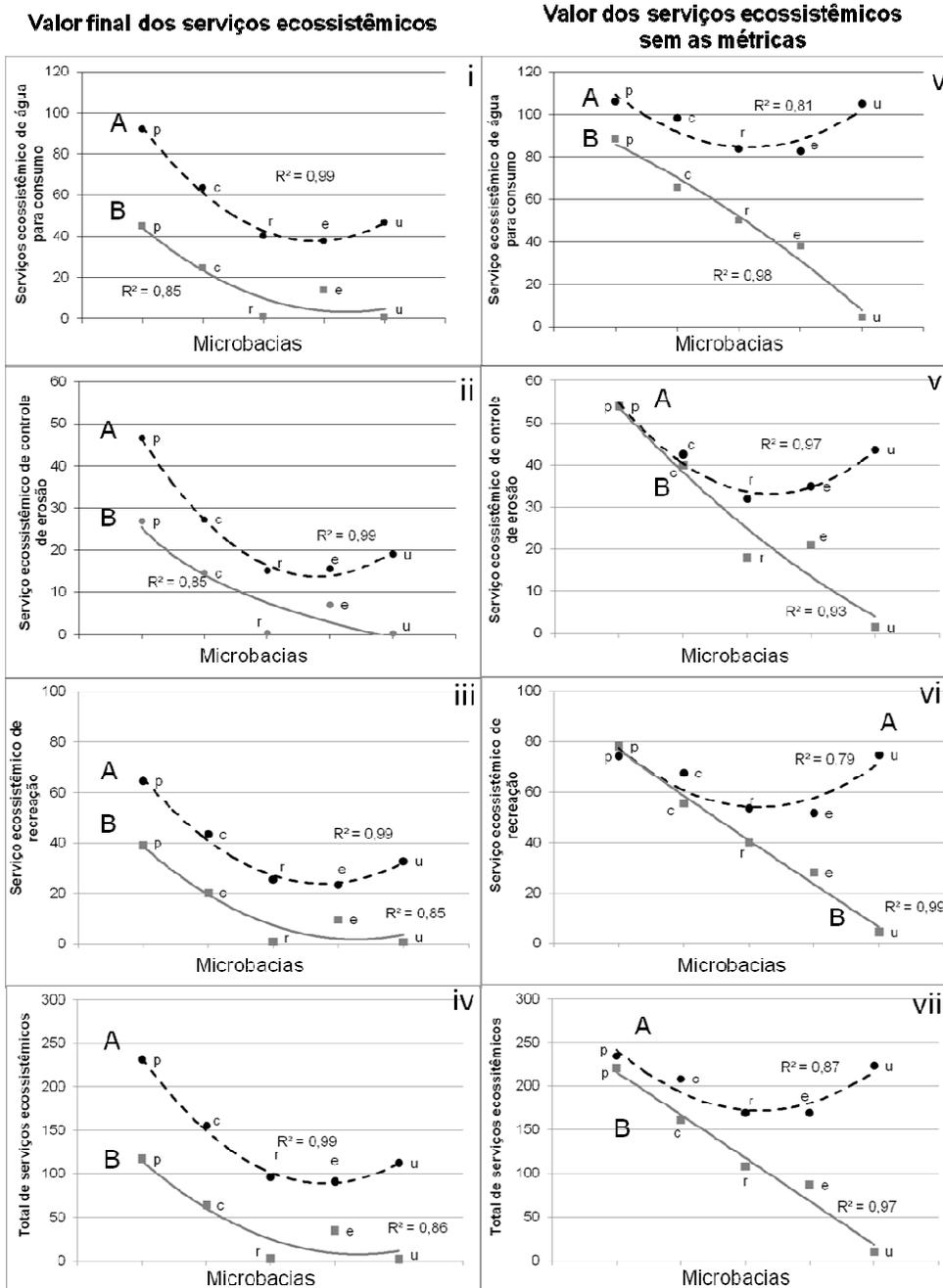


Figura 2. 14. Valores dos serviços ecossistêmicos de água para consumo, de controle de erosão e de recreação.

As letras A e B indicam as linhas de tendência para as zonas A (em preto tracejado) e B (cinza contínuo). Microbacias hidrográficas - p: preservação; c: conservação; r: regeneração; e: exploração e u: urbanização

Por outro lado, quando a oferta dos serviços foi avaliada apenas pelos PQAs (Figura 2.14, v,vi e vii), observou-se um comportamento semelhante para as zonas A

das microbacias, porém, para a zona B, a perda de serviços mostrou-se mais severa, sem que fosse identificado um ponto de recuperação de serviços.

Os altos valores de R^2 indicaram que existe uma alta relação dos serviços com as fases de evolução histórica da paisagem, sendo que as fases de regeneração e de exploração foram críticas tanto para a zona A, quanto para a B. Resultado semelhante foi encontrado por LIMA (2011), que avaliando a degradação dos mesmos serviços ecossistêmicos, encontrou valores aproximados para as microbacias de regeneração e de exploração, justificados pelo intenso turismo que tem levado à alteração destas paisagens. Novamente, destaca-se o papel da configuração da paisagem na perda de recursos e de serviços, interferindo no papel que a quantidade de floresta tem sobre o território.

O cálculo possibilitou observar que existe uma degradação na oferta em torno de 30 a 40% da zona B em relação à zona A. Isso indicou que, independentemente da fase de evolução histórica, a degradação da paisagem presente na região do ecótono mais próxima a orla causou uma diminuição considerável na oferta dos três serviços ecossistêmicos analisados. Estes cálculos possibilitaram analisar a conservação e/ou a degradação dos serviços ecossistêmicos de forma a considerar valores “ecológicos”, ou seja, valores não monetários, em cinco microbacias em diferentes estágios de evolução histórica da paisagem, indicando que a análise de diferentes paisagens através destes valores pode ser uma ferramenta facilitadora para planejadores ambientais e tomadores de decisão, já que os resultados mostraram que é possível realizar uma comparação entre diferentes estágios de degradação e/ou conservação.

Apesar da sua aplicabilidade e relevância, o método descrito acima apresenta limitações referentes ao período amostral, à falta de repetição entre as fases e devido as características físicas específicas e de localização de cada microbacia. Assim, esta análise só evidencia tendências de comportamento e, estatisticamente, ela pode ser bastante criticada. Por essas razões, foi desenvolvida e aplicada – em colaboração com o Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meirelles (IB-USP) - uma forma mais adequada de interpretação dos resultados, o que possibilitou uma melhor análise da degradação dos serviços ecossistêmicos ao longo das fases de evolução histórica e entre as zonas A e

B das microbacias da Ilha de São Sebastião. Essa metodologia consistiu em (i) uma Análise de Componentes Principais (ACP) dos valores padronizados de enriquecimento (valores obtidos para os pontos B subtraídos dos valores dos pontos A) dos parâmetros químicos para os quatro períodos amostrais (Figura 2.15 A), (ii) Análise dos *Boxplots* dos escores dos eixos, de forma a identificar o eixo que melhor representasse o gradiente de evolução histórica das microbacias e (iii) Análise de Correlação de Pearson, de forma a encontrar propriedades emergentes da análise dos parâmetros de qualidade de água e as características da paisagem. A partir da análise dos três primeiros eixos da ACP, pode-se observar que o NTK e o Zn apresentaram um comportamento oposto, sendo esta característica, provavelmente, determinante para o agrupamento dos períodos amostrais por saída. Pode-se evidenciar, como exemplo, a microbacia de urbanização que teve três períodos amostrais agrupados no quadrante em que estão presentes o zinco, a turbidez e a condutividade, indicando que os resultados destes parâmetros químicos foram característicos da microbacia de urbanização. Apesar dessa análise obtida com os três primeiros eixos, somente foi possível identificar o gradiente de fases das microbacias a partir do quarto eixo da ACP, como foi demonstrado pelos resultados obtidos com os *Boxplots* (Fig. 2.15 B).

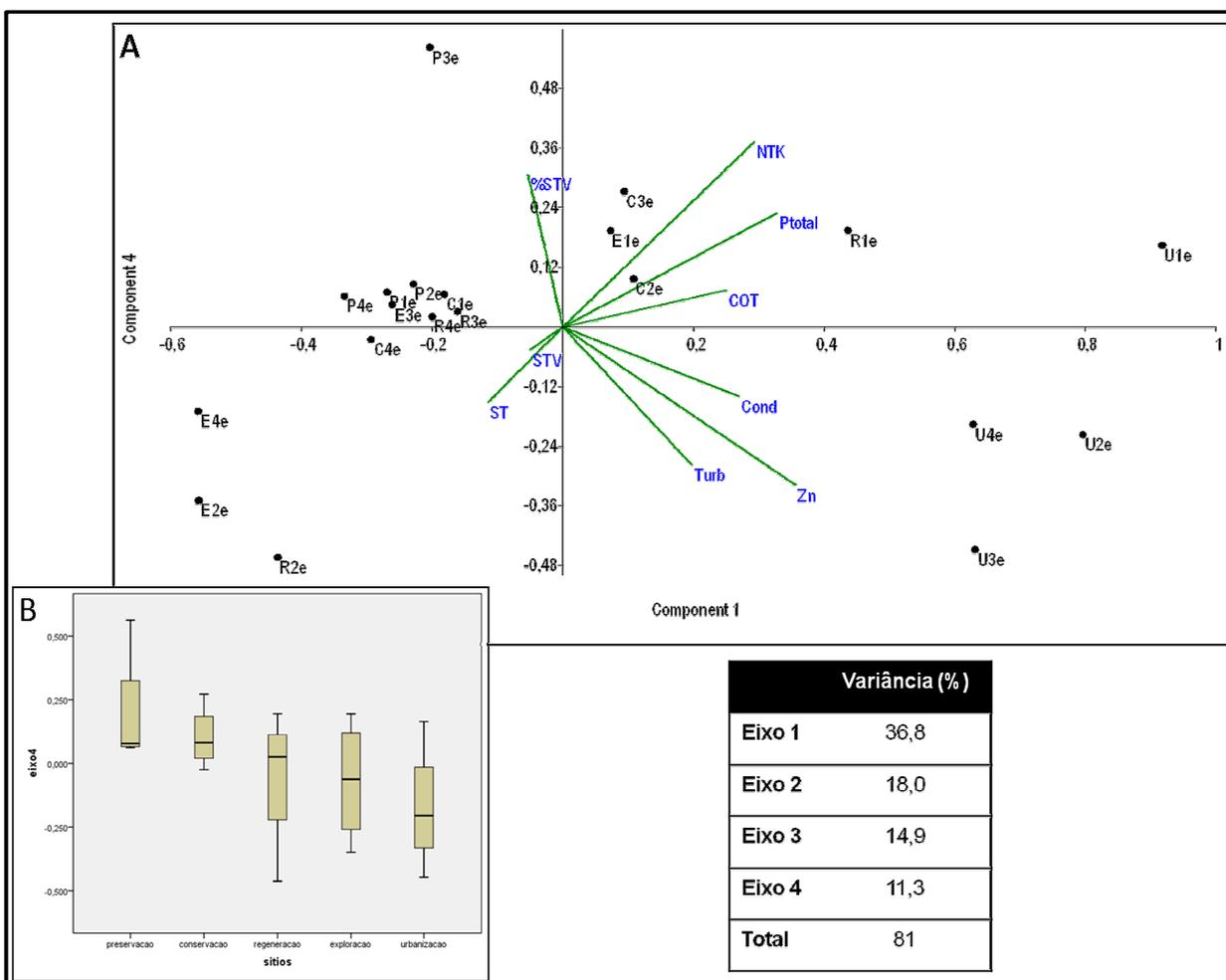


Figura 2. 15. Análise de componentes principais para os quatro períodos amostrais nas microbacias em fases diferentes de evolução histórica e os parâmetros de qualidade de água (A), *Boxplot* dos valores dos escores do eixo quatro (B) e a tabela destacando as porcentagens de variâncias dos quatro primeiros eixos.

A partir dos *scores* do quarto eixo, foi feita uma análise de correlação com os resultados das métricas da paisagem da zona B, conforme apresentado na Tabela 2.6.

Tabela 2. 6. Correlação entre as métricas da paisagem da zona B e os *scores* do eixo 4 da análise ACP

Métricas	Eixo 4	Significância (p<0.05)
SDI	-0,69	0,20
NumP	-0,46	0,44
MPS	0,94	0,02
ED	-0,75	0,15
MPE	0,94	0,02

SDI: Índice de diversidade de Shannon; NumP: número de manchas; MPS: tamanho médio de manchas; ED: densidade de fronteiras; MPE: tamanho médio de fronteiras.

Os resultados da correlação mostraram que o MPS e o MPE apresentaram uma alta correlação positiva e significativa (nível de 5%), com os parâmetros químicos, indicando que os tamanhos médios de manchas e de fronteiras devem interferir diretamente na qualidade de água. Assim, as maiores manchas de floresta estágio médio/avançado, com maiores tamanhos médios de fronteiras provavelmente mantém a boa qualidade de água das microbacias. Este resultado foi observado na Figura 2.15 (quadrantes da esquerda), onde a maioria dos períodos amostrais das microbacias nas fases de preservação, conservação, regeneração e exploração estão concentradas. No lado oposto as microbacias localizaram-se os parâmetros de água, com exceção dos parâmetros relacionados aos sólidos totais. Esta constatação confirmou a importância das grandes manchas para a manutenção da qualidade de água e conseqüentemente dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos.

Outro resultado importante da análise da ACP e da métrica ED foi sua correlação negativa com o eixo 4, onde predominam os parâmetros NTK e Zn. Para o NTK, estes resultados indicam que as fronteiras podem servir como barreira, pois microbacia de urbanização apresentou valores altos de NTK. Esses resultados corroboram com os obtidos por MARTINELLI *et al.*, 2010 e URIARTE *et al.*, 2010, que encontraram grandes concentrações de nitrogênio nos rios em regiões próximas a aglomerados populacionais. Deve-se destacar que estudo desenvolvido por UUEMAA *et al.* (2005) apresentou um resultado diferente dos outros estudos, onde os autores relacionaram o aumento da densidade de fronteiras com uma diminuição dos valores de nitrogênio total, concluindo que isso ocorre devido, principalmente, a alta capacidade das

paisagens complexas em reter nutrientes Os resultados encontrados por LEE *et al.* (2001) e AMIRI e NAKANE (2009), também encontraram uma relação direta ente a métrica ED e a degradação da qualidade de água, e conseqüente diminuição da oferta de serviços ecossistêmicos.

Metodologia semelhante foi utilizada por LIMA (2011) que analisou os valores dos três primeiros eixos da ACP nas mesmas cinco microbacias. No entanto, como a análise utilizou valores médios de parâmetros químicos e métricas para a totalidade das microbacias, os resultados foram diferentes, onde a ED apresentou uma alta correlação inversa com o eixo do COT, provavelmente devido a alta presença deste parâmetro químico na microbacia na fase de conservação. Estes trabalhos demonstraram que não existe um consenso a respeito do efeito ecológico da densidade de fronteiras sobre a qualidade da água, provavelmente devido ao grande número de variáveis ambientais que co-interferem nessas relações.

Embora estas avaliações apresentem limitações os resultados não desvalorizam a avaliação dos serviços ecossistêmicos, indicando que existe um gradiente de perdas, desde a microbacia de preservação até a microbacia de urbanização. Porém, um maior período amostral e um maior número de amostras poderiam detalhar melhor o gradiente de perdas e indicar mais precisamente o ponto crítico de perdas de qualidade de água e serviços ecossistêmicos.

4. Conclusão

Os principais resultados possibilitaram afirmar que a qualidade de água ao longo do ecótono costeiro de Ilha de São Sebastião e entre microbacias hidrográficas dentro de um gradiente de evolução histórica foi mais bem expressa pelas métricas tamanho médio de manchas e densidade de fronteiras. Já os parâmetros Turbidez, Condutividade e Nitrogênio Total Kjeldahl, nessa ordem de importância, responderam melhor à degradação da qualidade ambiental ao longo do ecótono quando relacionados

às métricas, sugerindo que foram os melhores indicadores das ações humanas na paisagem.

As relações entre graus de conservação florestal (índice IC), cinco métricas da paisagem e cinco parâmetros de qualidade de água (PQAs) mostraram, predominantemente, uma tendência de comportamento polinomial de 2º ordem, o que determinou a existência de um limiar crítico entre a quantidade e a qualidade de floresta ao longo do gradiente das fases de evolução histórica. Também é importante ressaltar que qualidade, quantidade e arranjo de florestas ao longo do ecótono foram determinantes na definição de qualidade de água, mostrando uma forte relação entre eles.

Os critérios e método propostos permitiram o cálculo dos serviços ecossistêmicos de água para consumo, controle de erosão e recreação, de forma que perdas e ganhos de serviços puderam ser comparados dentro de valores obtidos através de princípios e conceitos ambientais ao invés de valores monetários como é tradicionalmente realizado.

Entretanto, deve-se considerar que não foi obtida uma resposta única para todos os parâmetros e métricas, seja para microbacias ou para corredores ecológicos. Essa limitação conduz o planejador para uma avaliação complexa da paisagem, uma vez que cada abordagem de extensão territorial (microbacia, corredor ou ecótono) apresentou um conjunto ideal de análise dos serviços. É provável que esses resultados poderiam ser aprimorados se o estudo considerasse um maior período amostral e com maior número de réplicas.

Em síntese, ressaltando-se as limitações, este estudo se mostrou uma ferramenta útil para planejamentos ambientais, uma vez que possibilita o tomador de decisão verificar a oferta de serviços em cada trecho do ecótono, e a partir disso, determinar o melhor caminho para a conservação ou uso do território. Além disso, supondo que cada fase de evolução histórica representa um possível cenário, passado ou futuro, o planejador pode comparar a oferta entre cenários e decidir onde e como interferir, baseando-se nas respostas relacionadas as melhores métricas de estrutura da paisagem, aos índices de conservação e aos indicadores de qualidade de água.

5. Bibliografia

- ALLAN, D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Ann. Rev. Evol. Syst.* 35: 257-284. 2004a.
- ALLAN, D. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica*, 23 (3-4): 187-198. 2004b.
- ALBERTI, M., BOOTH, D., HILL, K., COBURN, B., AVOLIO, C., COE, S., SPIRANDELLI, D., The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: an empirical analysis on Puget lowland sub-basins. *Landscape Urban Plan.* 80 (4), 345–361. 2007.
- AMIRI, B., e NAKANE, K. (2009). Modeling the Linkage Between River Water Quality and Landscape Metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resour Manage*, 23, pp. 931-956.
- ANDRADE, Daniel Caixeta. Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica. Tese de Doutorado. Faculdade de Economia – IE. Universidade Estadual de Campinas -UNICAMP. Campinas, 195p, 2010.
- AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO (A.M.). Ecosistemas e o bem-estar humano – Estrutura para uma avaliação. Relatório do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual da Avaliação Ecosistêmica do Milênio. São Paulo: Editora do SENAC São Paulo. 2005.
- BERTOLO, L. S.; LIMA, G. T. N. P.; SANTOS, R. F. Spatiotemporal change indexes to identify the historical evolution in a coastal region – case study: São Sebastião Island– SP. *Brazilian Journal of Oceanograph.* 2010.
- BIERMAN, P.; LEWIS, M.; OSTENDORF, B. e TANNER, J. A review of methods for analyzing spatial and temporal patterns in coastal water quality. *Ecological Indicators*, 11: 103-114. 2011.
- BRAUMAN, K.A.; DAILY, G.C.; DUARTE, T.K. e MOONEY, H.A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Ann. Rev. Environ. Resour.* 32: 67-98. 2007.
- BÜRGI, M.; Hersperger, A.M.; Schneeberger N. Driving forces of landscape change—current and new directions. *Landscape Ecol* 19:857–868. 2004.
- COSTANZA, Robert; D'ÁRGE, Ralph; GROOT, Rudolf; FARBER, Stephen; GRASSO, Monica; HANNON, Bruce; LIMBURG, Karin; NAEEM, Shahid; O'NEILL, Robert;

- PARUELO, Jose; RASKIN, Robert; SUTTON, Paul; VAN DEL BELT, Marjan. The value of the world's ecosystem services and Natural capital. In NATURE, Vol 387. May 1997.
- GERGEL, S.E.; TURNER, M.G.; MILLER, J.R.; MELACK, J.M.; STANLEY, E.H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci* 64: 118-128. 2002.
- GUEDES, F.B. e SEEHUSEN, E. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios / Fátima Becker Guedes e Susan Edda Seehusen; Organizadoras. – Brasília: MMA. 272 p. (Série Biodiversidade, 42). 2011.
- JOHNSON. L.; RICHARDS, C.; HOST, G. e ARTHUR, J. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystem. *Freshwater Biology*, 37: 193-208. 1997.
- KREUTER. Urs; HARRIS, H.G.; MATLOCK, M.D.; LACEY, R.E. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecological Economics*, 39, 333-346. 2001.
- LANG, S., e BLASCHEKE, T. *Análise da paisagem com SIG*. São Paulo: Oficina de Textos. 2009.
- LEE, Sang-Woo; HWANG, Soon-Jin; LEE, Sae-Bom; HWANG, Ha-Sun; SUNG, Hyun-Chan. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92, 80-89. 2009.
- LIMA, G.T.N.P. Metodologia para avaliação de forças motoras e vetores de mudança na determinação de serviços ecossistêmicos. Estudo de caso: Ilha de São Sebastião - SP/Brasil. Tese (Doutorado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – FEC. Universidade Estadual de Campinas -UNICAMP. Campinas, 132p, 2011.
- LIU, J. ZHANG, H. CHEN, Y. WU, H. XIONG, Z. ZHANG. Nutrients in the Changjiang and its tributaries, *Biogeochemistry* 62 (1): 1-18. 2003.
- MARTINELLI, L. A.; COLETTA, L. D.; RAVAGNANI, E. C.; CAMARGO, P. B.; OMETTO, J. P. H. B.; FILOSO, S.; VICTORIA, R. L. Dissolved nitrogen in rivers: comparing pristine and impacted regions of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, n. 3 Special Issue, p. 709-722. 2010.

- URIARTE, M.; YACKULIC, C.B.; LIM, Y.; ARCE-NAZARIO, J.A. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, 26(8): 1151-1164. 2011.
- UUEMAA, Evelin; ROOSAARE, J.; MANDER, U. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments. *Ecological Indicators*, 5: 350-369. 2005.
- UUEMAA, Evelin; ROOSAARE, J.; MANDER, U. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. *Nordic Hydrology*, 38 (2): 125-138. 2007.
- WANG, Z.M.; ZHANG, B.; ZHANG, S.Q.; LI, Z.Y.; LIU, D.W.; SONG, K.S.; LI, J.; DUAN, H. Changes of land use and of ecosystem services value in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 112, 69-91. 2006.
- WEAR, D. N., TURNER, M. G.; NAIMAN, R. J. Land cover along an urban-rural gradient: implications for water quality. *Ecological Applications* 8, 619–630. 1998.