

PERSPECTIVAS DE CONSERVAÇÃO DOS ESPAÇOS VERDES SUBURBANOS NO MUNICÍPIO DE LAGES, SC

*Camila Lucas CHAVES**, *Aline Pereira CRUZ* & *Silvana MANFREDI*

Universidade do Planalto Catarinense, Departamento de Ciências Biológicas e da Saúde. Lages, SC.

*E-mail: kmila2252@yahoo.com.br

ABSTRACT - PROSPECTS FOR THE CONSERVATION OF SUBURBAN GREEN SPACES IN LAGES, SC. The degradation and loss of suburban green areas have altered the biological processes and diminished life quality in urban centers. Aiming to evaluate the degradation level in these areas and propose strategies for their conservation, floristic and phytosociological surveys were carried out. Six green areas were sampled, where 10 x 50 m (500m²) parcels were allocated. The height and circumference related to the chest height of all individuals with circumference at breast height (CBH) ≥ 15 cm was assessed. The species were collected for identification and destined for the LUSC – UDESC Herbarium. 86 species were sampled, grouped in 60 genres and 34 families. Among the six fragments analyzed, four presented structural characteristics viable for the native species conservation. The ecological value index showed that several species are commonly found, nonetheless, many others can be considered rare. The larger fragments showed the higher values, however, the higher indices were found in the areas II and IV, showing that smaller fragments also bear a certain value. The most vulnerable areas are the ones that have the longest distances between fragments and the higher number of individuals represented in one or two samples, it is concluded that the fragment size and isolation or connectivity influences over the species value. This way, a network of ecological corridors that provides biological flow for the green suburban areas studied here is proposed.

Key Words: green areas; urbanization; ecological value index.

RESUMO - A perda e degradação dos espaços verdes suburbanos têm alterado os processos biológicos diminuindo a qualidade de vida nos centros urbanos. Com o objetivo de avaliar o estado de degradação desses espaços e propor estratégias para sua conservação, realizaram-se levantamentos florísticos e fitossociológicos. Foram amostrados seis espaços verdes, onde se alocaram parcelas de 10 x 50 m (500 m²). Avaliou-se a altura e circunferência à altura do peito de todos os indivíduos com (CAP) ≥ 15 cm. As espécies foram coletadas para identificação e destinadas ao Herbário LUSC- UDESC. Amostraram-se 86 espécies, agrupadas em 60 gêneros e 34 famílias. Dos seis fragmentos avaliados quatro apresentaram características estruturais viáveis para a conservação das espécies nativas. O índice de valor ecológico demonstrou que várias espécies são comumente encontradas, no entanto várias podem ser consideradas raras. Os fragmentos maiores apresentaram as maiores riquezas, no entanto os maiores índices foram encontrados nas áreas II e VI mostrando que fragmentos menores também mantêm uma riqueza. As áreas de maior vulnerabilidade são as que possuem as maiores distâncias entre fragmentos e maior número de indivíduos representados em uma ou duas amostras, concluindo-se que o tamanho do fragmento e isolamento ou conectividade tem influências sobre a riqueza de espécies. Desse modo propõem-se uma rede de corredores ecológicos que propiciem o fluxo biológico entre os principais espaços verdes suburbanos aqui estudados.

Palavras Chave: áreas verdes; urbanização; índice de valor ecológico.

INTRODUÇÃO

Os processos de urbanização e a falta de planejamento urbano têm contribuído para constantes alterações nas dinâmicas ecológicas. Os centros urbanos tendem a se expandir ainda mais com o crescente aumento populacional e industrial e estima-se que a população mundial superará 9,2 bilhões em 2050 (Organização das Nações Unidas 2007), enquanto a população brasileira deve alcançar um rápido crescimento, atingindo os 200 milhões de habitantes

em pouco tempo, o que implica num aumento da demanda por espaços para expansão urbana e a deteriorização da qualidade de vida (Shimizu 2007).

Os espaços verdes suburbanos propiciam habitat e recursos para a biodiversidade, mas o crescimento urbano representa uma ameaça a estes ecossistemas, que são explorados e reduzidos, cedendo espaço para construções e abertura de ruas.

Segundo Primack & Rodrigues (2001) a maior ameaça à biodiversidade é atribuída à perda de habitat, levando muitas vezes comunidades inteiras a extinção,

e mesmo quando o habitat não está destruído ou fragmentado, as comunidades e espécies podem ser constantemente afetadas por atividades humanas.

A alteração da composição e configuração dos habitats tem variado não somente pela perda de habitat, mas também por taxas de modificação e intensidade de muitos processos ecológicos essenciais para que ecossistemas mantenham a integridade (Lambeck 1997). Fragmentos de vegetação podem responder de maneiras distintas as perturbações, dependendo do tipo da perturbação, da idade, da regularidade das modificações, do grau de isolamento e tamanho do fragmento (Rodrigues 1995).

A manutenção de espécies em uma paisagem fragmentada está condicionada ao equilíbrio entre os processos de extinção local, dependentes basicamente da área e da qualidade do habitat, e das possibilidades de recolonização ou capacidade desses fragmentos em realizar fluxos gênicos (Moilanen & Hanski 2001).

A dispersão de sementes e movimento de animais silvestres são considerados processos chave na sobrevivência das populações, e estão diretamente relacionados com a conectividade de paisagens (Schippers *et al.* 1996). Assim, redes de corredores verdes poderiam atrair a fauna, aumentando a qualidade desses espaços e simultaneamente auxiliando na preservação das interações ecológicas.

Embora perturbados esses cinturões de vegetação urbana, são muitas vezes sítios de significativo valor florístico que necessitam de proteção, e que raramente são levados em consideração no planejamento urbano (Battisti & Gippoliti 2004). Sua diversidade de espécies vegetais possibilita o estabelecimento de uma fauna diversificada (Cestaro 2006), aumentando a complexidade estrutural e funcional destes ecossistemas.

Estudos florísticos e estruturais de espaços verdes podem contribuir no conhecimento do atual estado de conservação dessas áreas, orientando no planejamento de melhorias ambientais e norteando decisões relativas à criação de um sistema de áreas verdes. Esses podem interligar os remanescentes vegetais permitindo a constituição de uma unidade equilibrada em termos ecológicos e estéticos, aumentando a qualidade do ambiente e consequentemente a qualidade de vida da população residente dos centros urbanos.

Assim, o objetivo desse trabalho foi desenvolver um estudo qualitativo e quantitativo dos espaços verdes suburbanos de Lages, a fim de subsidiar discussões acerca das estratégias de conservação dos mesmos.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O Estudo foi realizado no município de Lages, Santa Catarina, em seis fragmentos florestais (Figura I), classificados de acordo com DiFidio (1990) como espaços verdes suburbanos, que correspondem a

cinturões de vegetação no entorno ou dentro do complexo urbano.

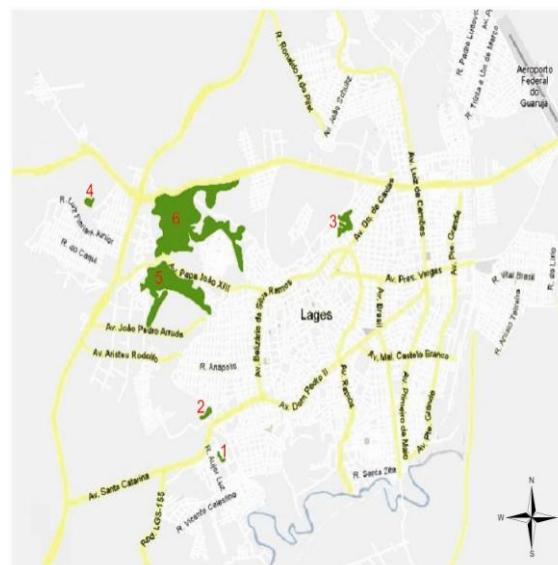


Figura I. Mapa com a localização das áreas verdes suburbanas estudadas (manchas em verde), numeradas em vermelho de acordo com a tabela I. Adaptação: Google Maps.

Os fragmentos foram selecionados por apresentarem as maiores áreas de vegetação. As coordenadas geográficas para localização dos fragmentos estão apresentadas na Tabela I.

Tabela I. Coordenadas geográficas de localização dos fragmentos.

Frag.	Coordenadas	Localização (bairro)	Tamanho (ha)
I	23°45'2" S; 41°28'3" W	Maria Angélica	0,43
II	23°45'31" S; 41°28'0" W	Conte	1,03
III	23°45'2" S; 41°28'19" W	Frei Rogério	29,82
IV	23°46'41" S; 41°29'52" W	Cidade Alta	24,96
V	23°47'59" S; 41°27'21" W	Ipiranga	43,15
VI	23°45'3" S; 41°28'19" W	Novo Petrópolis	200,41

O município tem uma extensão de 2.651,4 km² e uma população de 161.583 habitantes com taxa de crescimento de 1,38 e altitude média de 916 m (Lages 2009). De acordo com o sistema de Köppen (1948) o clima da região é classificado como Cfb, temperado úmido sem estação seca, com verões amenos, temperatura média de 14,3° C, umidade relativa do ar em média de 79,3% e índice pluviométrico anual de 120,00 mm (Lages 2009).

O relevo é ondulado a fortemente ondulado, com solo predominante do tipo cambissolo húmico e presença de rochas alcalinas formando os Domos de Lages, que correspondem a áreas de recarga do Aquífero Guarani/Serra Geral (Lages 2009). A região apresenta fitofisionomias constituída de campos e fragmentos de Floresta Ombrófila Mista (IBGE 1992), com uma área de 77.486 ha de florestas nativas (Lages 2009).

LEVANTAMENTO FLORÍSTICO E FITOSSOCIOLÓGICO

Para o levantamento utilizou-se o método de parcelas (Mueller-Dombois & Elleberg 1974) de 10 x 50 m (500 m²). O número de parcelas por área variou de acordo com o tamanho do fragmento, sendo uma parcela nos fragmentos I, II, III e IV; três parcelas no fragmento V e dez parcelas no fragmento VI.

Foram avaliadas as variáveis altura total e diâmetro à altura do peito (DAP) de todos os indivíduos com circunferência a altura do peito (CAP) ≥15 cm. A identificação das espécies foi realizada *in loco* quando possível ou por meio de coletas e literatura específica.

As espécies amostradas tiveram seu material vegetativo coletado e quando possível material reprodutivo, sendo posteriormente herborizados e depositados no Herbário LUSC- UDESC. O sistema de classificação das espécies adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group (APG III 2009) e para pteridófitas conforme Smith (2006). Para a grafia dos nomes científicos e a autoria dos epítetos específicos foi consultado o banco de dados eletrônicos do Missouri Botanical Garden (Mobot 2007).

Os parâmetros fitossociológicos considerados foram os propostos por Mueller-Dombois & Elleberg (1974) que serviram como base para o cálculo do índice de valor ecológico (IES) de Lara & Mazimpaka (1998), que considera os parâmetros de abundância (cobertura e frequência) para demonstrar a importância ecológica das espécies na amostragem total.

As escalas de valores do IES variam de 0 a 600, mas valores acima de 400 são raros, representando um domínio consistente e quase absoluto de um táxon. Assim valores acima de 50 revelam uma importância ecológica significativa (Lara & Mazimpaka 1998).

Para avaliar o efeito da riqueza de espécies com a distância e o tamanho dos fragmentos efetuou-se a análise de regressão linear (Zar 1996), utilizando-se o número de espécies como variável dependente e a distância entre fragmentos e tamanho dos fragmentos como variável independente.

Foram utilizados os programas FitopacShell 1.6.4 (Shepherd 2009) para calcular os parâmetros fitossociológicos, Microsoft Excel para os cálculos de IES e BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007) para as análises de regressão linear.

A suficiência amostral foi calculada a partir de curvas de rarefação, que estimam a riqueza de espécies baseado nas amostras com intervalos de confiança de 95% de probabilidade para a variável densidade.

Utilizou-se as formulas analíticas de Colwell et al. (2004), através do programa EstimateS version 8.2.0 (Colwell 2008).

Para a curva de rarefação da riqueza de espécies baseado no número de indivíduos utilizou-se o programa BioDiversity Professional version 2 (McAleece et al. 1997).

A utilização de curvas de rarefação com redimensionamento do eixo x para o número de indivíduos, como ferramenta na comparação de padrões de riqueza evita erros causados pela variação da abundância dos indivíduos (Gotelli & Colwell 2001), o que ocorre entre as áreas comparadas neste trabalho. Quanto maior a uniformidade da distribuição das abundâncias de espécies em uma área, mais íngreme será a curva de espécies por indivíduos (Gotelli & Colwell 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas 86 espécies, agrupadas em 60 gêneros e distribuídas em 34 famílias presentes nas comunidades amostradas (Tabela II). As famílias mais representativas foram Myrtaceae (22,09%), Asteraceae (6,98%), Sapindaceae (5,81%), Salicaceae (5,81%), Lauraceae (5,81%), e Anacardiaceae (4,65%).

As curvas de rarefação apontam para uma tendência à estabilização, no entanto a amostragem não alcançou nenhum patamar (Figura II e III).

A curva do número de espécies por amostras (Figura II) expressa uma riqueza de aproximadamente 68 espécies para a amostra VI (nove parcelas), enquanto que para a amostra I, a riqueza foi de 20 espécies (uma parcela).

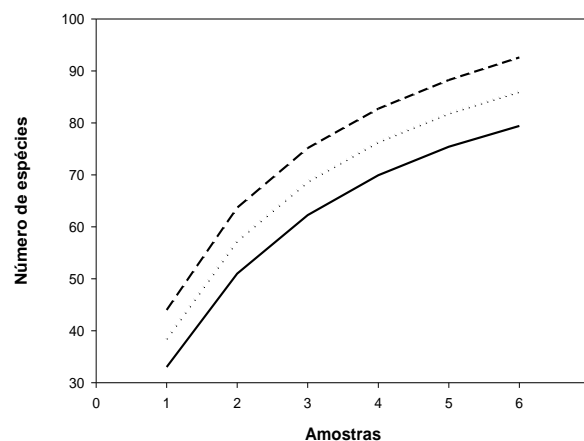


Figura II. Curva de rarefação relacionando o número de espécies observadas (linha pontilhada) por amostras, com intervalos de confiança de 95% (Linha tracejada limite superior e contínua limite inferior).

Para a curva de rarefação do número de espécies por número de indivíduos, o fragmento VI apresenta o maior número de indivíduos, com 762, seguido dos fragmentos V, II, IV, III e I com 330, 278, 150, 102 e 58 indivíduos respectivamente (Figura III). A curva sugere uma distribuição de indivíduos mais

uniforme entre as espécies nas amostras seis, cinco e dois.

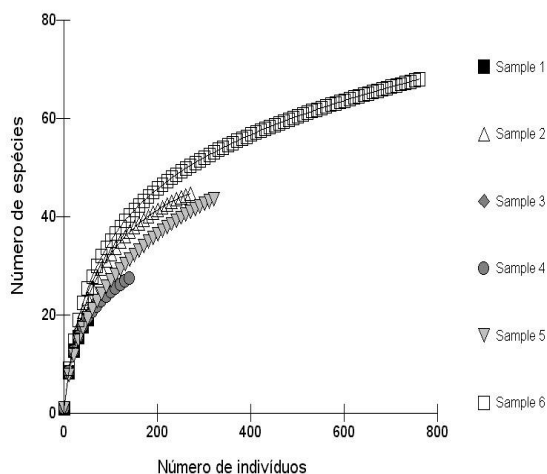


Figura III. Curva de rarefação relacionando o número de espécies por número de indivíduos para os seis fragmentos amostrados na cidade de Lages, SC.

Segundo o IES, a maioria das espécies são comumente encontradas nas áreas de estudo, com destaque para *Matayba elaeagnoides* e *Araucaria angustifolia* que apresentaram os maiores índices de valor ecológico e de cobertura, sendo que entre as espécies mais frequentes se destacam *M. elaeagnoides* e *Casearia decandra* (Tabela II). As espécies mais comuns encontradas nos levantamentos realizados por Neto et al. (2002), Araujo et al. (2004), Valério et al. (2008b, 2008b) e Herrera et al. (2009) foram *Cupania vernalis*, *A. angustifolia*, *Ocotea pulchella*, *M. elaeagnoides*, *Piptocarpha angustifolia*, *Capsicodendron dinisii* e *Allophylus edulis*, no entanto neste levantamento as espécies com maior número de indivíduos foram *Myrcia splendens*, *Sebastiania commersoniana*, *Jacaranda puberula*, *M. elaeagnoides*, *C. decandra*, *A. angustifolia*, *Calyptanthes conncina*, *Podocarpus lambertii* concordando parcialmente com os autores, *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. não foi encontrada na área sendo uma espécie adaptada a ambientes aluviais.

Reitz & Klein (1996) e Quadros & Pillar (2002) consideram como espécies representantes da fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM) *A. angustifolia*, *M. elaeagnoides*, *C. vernalis*, *Prunus myrtifolia*, *Capsicodendron dinisii*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Eugenia uniflora*, *Podocarpus lambertii*, *Ocotea pulchella*, *Ocotea puberula*, *Nectandra megapotamica*, *Nectandra lanceolata*, *Myrcia bombycina*, *Myrceugenia euosma*, *Mimosa scabrella*, entre outras.

O fato de várias espécies apresentarem baixa frequência e baixos valores de IES (<2) é influenciada pela amostragem, no entanto também sugere condições ambientais desfavoráveis, ocorrência limitada devido a fatores tais como especificidade de habitats, baixa dispersão e/ou polinização.

As condições ambientais desfavoráveis e a aptidão a adaptação influenciam as taxas evolutivas e alteram a distribuição e abundância das espécies (MacCarty 2001, Debat & David 2001, Pigliucci & Hayden 2001, Holt 1990).

As espécies *Dicksonia sellowiana*, *Sapium gladulatum*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Rhamnus sphaerosperma* e *Sebastiania brasiliensis* são espécies que requerem ambientes específicos de solo mais úmido. *Baccharis semiserrata* e *B. subdentata* são peculiares a estágios sucessionais pioneiros, aparecendo aqui representada por um indivíduo cada, devido ao estágio sucessionais mais avançado da área onde foram amostradas, aparecendo na mata em lugar mais aberto. Já *Pinus taeda* e *Pinus eliotti* são espécies exóticas amostradas devido a plantios dentro da área com dispersão pela mata nativa.

Myrceugenia myrcioides, *Eugenia pyriformis*, *Cestrum intermedium*, *Xylosma tweediana*, *Maytenus boaria*, *Myrcianthes cisplatensis*, *Solanum pseudoquina*, *Miconia cinerascens*, Morfoespécie 1 e *Eugenia dimorpha*, demonstraram ser espécies não muito comuns e com uma área de dispersão mais ampla, enquanto *Maytenus muelleri* embora tenha alcançado baixo IES e apesar da sua ocorrência mais esparsa aqui, sua baixa representatividade pode ser atribuído ao corte da mesma para fins medicinais.

O segundo fragmento apresentou-se como o mais denso e com árvores finas, localizado em uma baixada (Figura IV). Sampaio et al. (2000) descreveram tais características, típicas de áreas com maior influência hídrica, explicando desse modo uma maior densidade de espécies por área em solos com baixa drenagem. Concordando com esses autores, percebe-se aqui a influência hídrica, com as regiões de banhado e córrego no segundo e quarto fragmentos apresentando as maiores densidades. Esse fato pode ser confirmado pela dominância de *Sebastiania commersoniana*, espécie típica de solos hidromórficos (Curcio et al. 2007). Ao contrário, o primeiro fragmento localizado em uma região de maior declividade e solo bem drenado, apresentou menor densidade. Os terceiro, quinto e sexto fragmentos são mistos com áreas mais secas e outras mais úmidas, e desse modo obtiveram valores intermediário de densidade.

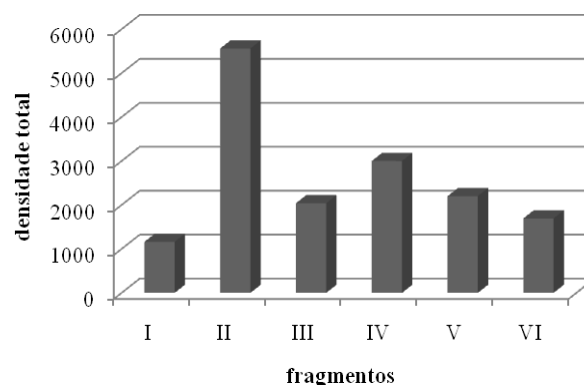


Figura IV. Densidade total de cada fragmento amostrado na cidade de Lages, SC.

Os fragmentos estudados no município de Lages apresentaram 41% do número total das espécies encontradas por Valério et al. (2008a) na região urbana de Irati-PR, 24% do número total das espécies inventariadas por Pereira-Silva et al. (2007) em Campos do Jordão-SP e respectivamente 17% e 40% do total de espécies encontradas na área urbana de Curitiba-PR por Kozera et al. (2006) e Neto et al. (2002) no Parque Municipal do Barigui e no Capão do Tigre. Comparando-se estudos de remanescentes florestais em áreas rurais com os fragmentos de Lages, Negrelle & Silva (1992) e Herrera et al. (2009) encontraram no município de Caçador-SC respectivamente 74% e 55% do número total das espécies amostradas em Lages e Valério et al. (2008) no município de Chevelândia-PR encontrou 81%. Desse modo algumas das áreas verdes amostradas demonstram estar mais conservadas. Klein (1960) se refere à ocorrência de grande número de indivíduos adultos de Araucária, juntamente com *Campomanesia xanthocarpa*, *C. decandra*, *Ocotea pulchella*, entre outras, como característico de estágios sucessionais mais evoluídos, o que caracteriza os fragmentos cinco e seis.

A pressão exercida em alguns desses espaços estudados demonstra que as perturbações estão propiciando uma agressiva invasão de exóticas, podendo representar um fator de risco na conservação dessas áreas. Dentro da mata observa-se o plantio de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., descaracterizando a vegetação nativa.

Segundo Loope et al. (1988) o isolamento de habitats favorece o desenvolvimento de um conjunto único de espécies endêmicas, mas o isolamento torna as espécies nativas mais fracas na competição com invasoras. Dukes (2003) considera também as mudanças climáticas globais como importantes causadoras de impactos indiretos que devem beneficiar espécies invasoras.

Indivíduos adultos de espécies exóticas como *Pinus* spp. e *Ligustrum lucidum* aparecem em alguns fragmentos estudados aqui, como invasores. *L. lucidum* se destaca com o maior número de indivíduos adultos (13 ind./500m²) e um IVC de 43.43% no fragmento III, manifestando alta regeneração e ocupando rapidamente o espaço das espécies nativas, podendo-se considerar a área futuramente perdida se não houver um controle de exóticas.

Tabela II. Espécies amostradas e seus valores fitossociológicos e de índice de Valor Ecológico nos fragmentos urbanos de Floresta Ombrófila Mista no município de Lages, SC. (DR= densidade relativa, FR= frequência relativa, IVC= índice valor ecológico e número do fragmento em que ocorre cada espécie, IES=índice de valor ecológico.) Tamanho aproximado de cada fragmento: I (0,43ha), II (1,03ha), III (29,82ha), IV (24,96ha), V (43,15ha), VI (200,41ha).

Espécie	DR	FR	IVC	IES	Nº frag. da sp
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	3,57	2,62	19,37	49,29	I, V, VI
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	6,19	3,76	15,87	63,43	I, II, III, V, VI
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	9,52	2,69	16,27	46,45	II, V, VI
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	7,92	2,42	14,65	37,87	Todos
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	6,37	2,42	9,73	25,96	II, V, VI
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	4,88	3,49	6,53	26,27	I, II, V, VI
<i>Clethra scabra</i> Person	2,62	2,42	5,87	16,62	Todos
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	2,56	2,15	5,94	14,92	I, II, III, IV, VI
<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	2,74	2,69	4,73	15,41	Todos
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Barroso	1,55	1,88	5,29	11,82	II, III, V, VI
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	3,04	2,42	4,40	13,06	II, III, IV, VI
<i>Myrcia palustris</i> DC.	2,50	1,88	4,71	10,73	II, IV, V, VI
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	2,80	1,34	5,11	8,18	I, II, III, IV, V
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	2,08	1,88	3,83	9,08	II, III, V, VI
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1,96	2,69	2,91	10,52	II, III, IV, V, VI
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	2,44	0,81	4,76	4,66	V, VI
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	1,73	2,62	2,86	10,11	II, III, IV, V, VI
<i>Myrceugenia euosma</i> (Berg) Legr.	2,08	1,15	2,96	8,51	II, III, IV, V, VI
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	0,83	1,15	2,75	8,06	I, II, IV, V, VI
<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabr.	0,77	1,88	2,90	7,33	II, III, V, VI
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1,55	2,15	2,52	7,56	I, II, IV, VI
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton *	1,55	1,34	3,29	5,75	II, III, V, VI
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	1,85	1,34	3,13	5,53	II, VI
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	1,07	1,61	2,86	6,21	III, V, VI
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1,67	1,88	2,49	6,56	II, III, IV, V, VI
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	1,49	1,88	2,16	5,94	Todos
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	1,31	1,88	1,95	5,54	V, VI
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	0,60	1,34	2,48	4,66	II, III, VI
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	1,19	1,34	2,28	4,39	II, III, IV, VI
<i>Drymis brasiliensis</i> Miers	1,37	1,34	2,90	4,14	II, IV, VI
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O. Berg	1,01	1,88	1,40	4,51	I, II, V, VI

<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	1,13	1,61	1,66	4,28	IV, V, VI
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G. Waterman	0,77	1,61	1,53	4,07	IV, V, VI
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	0,65	1,88	1,12	3,98	Todos
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	0,71	1,61	1,31	3,72	II, III, IV, VI
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook	0,54	0,54	2,36	1,81	V
<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg) Kiaersk	1,37	0,81	1,85	2,31	I, IV, VI
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	0,65	1,61	1,02	3,25	VI
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	0,54	1,61	0,89	3,04	IV, V, VI
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	1,49	0,54	1,85	1,54	II, IV
<i>Allophylus guaraniticus</i> Radlk.	1,07	0,81	1,48	2,01	II, III, V
<i>Myrcia selloi</i> (Sprengel) Silveira	0,71	0,81	1,35	1,90	I, VI
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	0,42	1,34	0,62	2,17	II, III, IV, VI
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	0,30	1,08	0,84	1,98	V, VI
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	0,24	1,08	0,56	1,68	II, VI
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. Camb. & A. Juss.) Radlk.	0,30	1,08	0,55	1,67	III, VI
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	0,36	1,08	0,49	1,61	II, V, VI
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,36	0,81	0,57	1,27	V, VI
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	0,48	0,54	0,83	0,98	II, III
<i>Myrcia hatschbachii</i> Legr.	0,42	0,81	0,52	1,23	II, IV, VI
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	0,18	0,54	0,79	0,96	V, VI
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	0,18	0,81	0,51	1,22	II, V, VI
<i>Dianopteryx sorbifolia</i>	0,30	0,81	0,51	1,22	V, VI
<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	0,12	0,54	0,76	0,95	V, VI
<i>Xylosma ciliatifolia</i> Clos) Eichler	0,36	0,81	0,44	1,16	II, IV, V
<i>Pinus taeda</i> L.*	0,12	0,27	0,98	0,53	VI
<i>Banara tomentosa</i> Clos	0,24	0,81	0,38	1,12	VI
<i>Myrcianthes gigantea</i> (Legr.) Legr.	0,18	0,81	0,35	1,09	IV, V, VI
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	0,18	0,54	0,56	0,84	VI
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	0,36	0,54	0,54	0,83	III, IV
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	0,36	0,54	0,50	0,81	II, VI
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	0,18	0,54	0,36	0,73	V, VI
<i>Pinus eliotti</i> Engel.*	0,18	0,27	0,52	0,41	VI
<i>Acca sellowiana</i> (Berg)Burret	0,12	0,54	0,21	0,65	I, II
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.)Cabrera	0,12	0,54	0,18	0,63	I, II
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	0,12	0,54	0,14	0,61	V, VI
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	0,12	0,27	0,37	0,36	I
<i>Senna cf. oblongifolia</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	0,06	0,27	0,33	0,36	I
<i>Schinus lentiscifolius</i> Marchand	0,06	0,27	0,32	0,35	VI
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	0,12	0,27	0,25	0,34	VI
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	0,12	0,27	0,22	0,33	II
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0,12	0,27	0,14	0,31	V
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Camb.) Berg	0,06	0,27	0,13	0,31	VI
<i>Eugenia pyriformis</i> Camb.	0,06	0,27	0,11	0,29	VI
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	0,06	0,27	0,10	0,29	IV
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	0,06	0,27	0,10	0,29	I
<i>Maytenus boaria</i> Molina	0,06	0,27	0,08	0,29	II
<i>Myrcianthes cisplatensis</i> (Cambess.) O. Berg	0,06	0,27	0,08	0,29	VI
<i>Solanum pseudoquina</i> L.	0,06	0,27	0,07	0,28	VI
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	0,06	0,27	0,07	0,28	VI
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	0,06	0,27	0,07	0,28	VI
Morfoespécie 1	0,06	0,27	0,07	0,28	II
<i>Maytenus muelleri</i> Schwacke	0,06	0,27	0,07	0,28	II
<i>Baccharis subdentata</i> DC.	0,06	0,27	0,07	0,28	VI
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	0,06	0,27	0,07	0,28	VI
<i>Eugenia dimorpha</i> O. Berg	0,06	0,27	0,07	0,28	VI

*Exótica

Todas as regiões estudadas aqui estão associadas a banhados e/ou cursos d'água e a áreas de diferentes graus de declividade e de altitude, apresentando uma heterogeneidade de ambientes. Além disso, a interação entre ecossistemas de Mata Ciliar,

Floresta Ombrófila Mista e Campo, são um fator importante para a conservação desses espaços e estrategicamente interessante para a preservação dos corpos d'água, estando ainda protegidos pela Lei Nº 4.771/65 do Código Florestal Brasileiro.

Dois dos maiores fragmentos estudados aqui, o V (de 43,15 ha) e o VI (de 200,41 ha), estão indiretamente ligados ao Parque Natural Municipal da cidade, entrecortados pelo acesso a BR 282. Esses possuem áreas de recarga do Aquífero Guarani, sendo regiões de altitudes além de várias áreas de banhados e olhos d'água. Os fragmentos V e VI apresentam 77% das espécies listadas para o Parque Natural Municipal de Lages, conforme levantamento realizado por Klauber et al. (2010). Nesses espaços é relatada a visitação por população de bugios, devido à significativa ocorrência de Araucária em virtude do pinhão que serve de alimento ao bugio, entre outras espécies frutíferas. O alto IES de *A. angustifolia* considerada uma espécie ameaçada de extinção conforme a lista da IUNC (2009) é mais um importante fator para a conservação dessas áreas. Além disso, foram encontradas outras espécies também contidas na lista de ameaçadas como *Ocotea porosa*, *Ocotea puberula*, *Cedrela fissilis* e *Myrceugenia myrcioides*.

Mas apesar da grande importância desses espaços em particular, a utilização dessas áreas vem comprometendo sua qualidade, pela extração de areia, corte contínuo de espécies nativas, criação de gado e extração de espécies medicinais como a espinheira santa (*Maytenus muelleri*) perturbando as trajetórias sucessionais das áreas verdes remanescentes. Guadagnin e Gravato (2009) em estudos nas áreas verdes suburbanas de Porto Alegre concluíram que Áreas de Preservação Permanente (APP's) não são suficientes para uma efetiva conservação, pois a ocupação humana tende a ser aleatória, ocupando áreas de planícies, formando um padrão desintegrado de biótopos e subúrbios.

De acordo com Primack & Rodrigues (2001), quanto menor o tamanho da população, maior a variação demográfica, maior perda de variabilidade genética pela depressão endogâmica e menor a capacidade de adaptação e especiação. No entanto,

para Gilbert (1987) e Schaefer (1994), ecossistemas de remanescentes fragmentados são muito mais importantes do que a sua reduzida dimensão e estado perturbado podem sugerir. Assim habitats pequenos possuem valor ecológico, dependendo do grau de isolamento e interação e habitats maiores possuem maior heterogeneidade ambiental, maior riqueza de espécies fornecendo recursos alimentares mais amplos à fauna silvestre. Metzger (2006) considera que a extensão ideal de fragmentos deveria ser definida de acordo com a capacidade de dispersão das espécies, que estão influenciando na manutenção. Algumas das espécies menos comuns nas áreas de estudo conforme os valores do IES foram encontrados em fragmentos menores (2 ha) como *Eugenia dimorpha*, *Senna oblongifolia*, *Xylosma tweediana*, *Oreopanax fulvum*, *Lamanonia ternata* e *Maytenus boaria*, demonstrando que tais áreas também têm valor ecológico para conservação. No entanto não se pode afirmar até que ponto tais espécies podem sobreviver (espaço-tempo) nestes fragmentos.

Para Williams (1964) as áreas menores tendem a ter menor riqueza de espécies devido ao menor número de habitats distintos. Neste trabalho as áreas que apresentaram as maiores extensões em banhados e corpos d'água são aquelas com maior riqueza (fragmentos II, IV e V), o que indica que a presença de habitats diferentes, principalmente em regiões interligadas a recursos hídricos, tem ligações diretas com a riqueza de espécies.

Populações maiores possuem maior probabilidade de permanência, devido à menor suscetibilidade (Soulé 1987) aos processos estocásticos e impactos antropogênicos, funcionando como um filtro de permeabilidade seletiva. Desse modo, os fragmentos V e VI, juntamente com a área do Parque Municipal de Lages, poderiam estar atuando como matrizes, devido a sua ampla extensão, sendo mais favoráveis a diversidade biológica (Tabela III).

Tabela III. Estimativas de riqueza dos fragmentos amostrados.

Fragmento	Nº espécies	Tamanho (ha)	Nº parcelas	Distância (km)	Singletons	Doubletons	Uniques	Duplicates
I	20	0,43	1	0,59	12,42	6,64	41,66	0
II	45	1,03	1	0,28	13,8	8,94	38,33	19,48
III	26	29,82	1	1	14,46	8,84	33,7	22,54
IV	28	24,96	1	0,30	15,54	9,28	30,66	21,82
V	44	43,15	3	0,14	16,2	8,72	27,42	21,28
VI	68	200,41	9	0,14	16	9	25	20

Segundo Fernandez & Castro (2009), o que acontece na matriz pode ser mais importante do que acontece nos fragmentos na determinação da sobrevivência das espécies e Metzger (2006) confirma que a matriz pode afetar as respostas à fragmentação. A maior permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos pode atenuar os efeitos da fragmentação e servir como uma alternativa de manejo para aumentar a conectividade da paisagem.

A relação entre tamanho dos fragmentos e número de espécies foi de 68% ($F= 8.738$, $p = 0,042$),

assim quanto maior o tamanho do fragmento maior o número de espécies (Figura V). Já a relação entre distância entre o fragmento mais próximo e o número de espécies foi de 46% ($F= 3,368$, $p = 0,139$), não sendo, portanto significativa (Figura VI).

A baixa distância entre alguns dos fragmentos estudados pode sugerir a ocorrência de dispersão e fluxos biológicos entre as áreas mantendo quase que uma uniformidade no número de espécies levantadas. As áreas que demonstraram maior vulnerabilidade (I, III e IV) devido às pressões antropogênicas,

apresentam também as maiores distâncias entre o fragmento mais próximo.

O número de espécies representadas por um ou dois indivíduos aumentou com as amostragens. A estimativa para o número de espécies encontradas em somente uma amostra diminuiu com as amostragens, já em duas amostras os valores aumentaram com o aumento amostral, no entanto o fragmento I foi nulo, apontando uma maior vulnerabilidade das espécies (Tabela III).

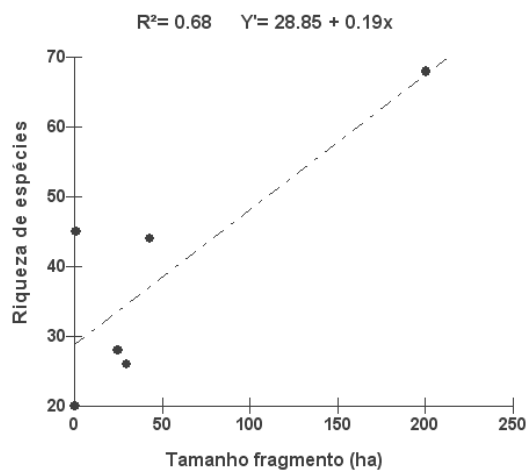


Figura V. Regressão linear simples entre o tamanho dos fragmentos e a riqueza de espécies.

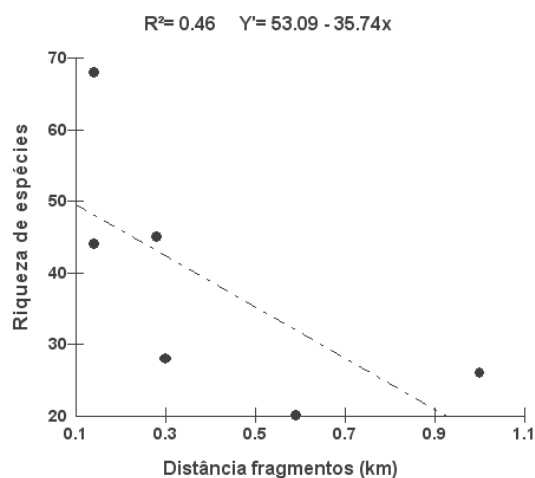


Figura VI. Regressão linear simples da distância entre fragmentos e riqueza de espécies.

A manutenção da biodiversidade é o primeiro objetivo dos planos de manejo (Williams 1998, Margules & Pressley 2000). Esse está ancorado na Lei nº 48/98 de Bases do Ordenamento do Território e de Urbanismo e na Lei nº 11/87 de Bases do Ambiente, alterada pela Lei nº 13/02, que define como políticas fundamentais o desenvolvimento econômico, social e cultural integrado ao direito a um ambiente humano e ecologicamente equilibrado, otimizando e garantindo a continuidade dos recursos naturais e da qualidade de vida, como pressuposto básico de um desenvolvimento sustentável. Nessas estão contempladas ainda a proteção dos recursos hídricos e recuperação de áreas degradadas.

Define-se como fundamental a conservação desses espaços e o planejamento de estratégias que possibilitem a viabilidade estrutural e funcional desses ecossistemas, como garantia das condições mínimas de qualidade de vida nos centros urbanos. Assim propõem-se uma rede de corredores ecológicos para propiciar o fluxo biológico dos principais espaços verdes suburbanos aqui estudados.

Conforme Moulton & Souza (2006), Li *et al.* (2005) e Rouget *et al.* (2006) ao definir os limites de um sistema ou implantar áreas de corredores ecológicos é sempre importante incluir as partes que interagem mais fortemente e principalmente margens de corpos d'água, assim como áreas verdes de alto valor social. Assim, como áreas prioritárias para conservação indicam-se os fragmentos cinco e seis, não diminuindo a importância dos demais, visto que apresentam suas particularidades e todos contemplam áreas de recursos hídricos que deveriam ser conservadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society, Londres*, 161:105-121p.

ARAÚJO, M.M.; LONGUI, S.J.; BRENA, D.A.; BARROS, P.L.C.de & FRANCO, S. 2004. Análise de agrupamentos da vegetação de um fragmento de Floresta Estacional Decidual Aluvial, Cachoeira do Sul, RS, *Ciência Florestal, Santa Maria*, 14: 133-147p.

AYRES, M.; AYRES Jr., M.; AYRES, D.L. & SANTOS, A. de A. S dos. 2007. *BioEstat. Aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Bio-Médicas. Universidade Federal do Pará. Belém – Pará*. 380p.

BATTISTI, C. & GIPPOLITI, S. 2004. Conservation in the urban-countryside interface: a cautionary note from Italy. *Conservation Biology*, 18: 581-583p.

BRASIL. 1965. Presidente da República. Lei Nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965. Código Florestal.

BRASIL. 1998. Presidente da República. Lei nº 48 de 11 de Agosto de 1998 de Bases do Ordenamento do Território e de Urbanismo, Brasília, DF. Disponível em: <http://www.idesporto.pt/DATA/DOCS/LEGISLACAO/doc157.pdf>. Acessado em: 23 de Maio de 2010.

BRASIL. 1987. Presidente da República. Lei nº 11 de 7 de Abril de 1987 de Bases do Ambiente. Brasília, DF. Disponível em www.estg.ipg.pt/legislacao

_ambiente/ficheiros/LBA%20_Lei%20n.%C2%BA%2011-87%20de%207%20de%20Abril.pdf. Acessado em 23 de Maio de 2010.

CESTARO, L.A. 1985. A vegetação no ecossistema urbano. In: Encontro Nacional de Arborização Urbana, 2. Porto Alegre: Secretaria Municipal do Meio Ambiente, 51-56p.

CORDEIRO, J. 2005. Levantamento florístico e caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. Dissertação Pós-graduação. Universidade Federal do Paraná.

COLWELL, R.K. 2008. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species for samples. Version 8.2.0. User's Guide and Application, published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

COLWELL, R.K.; MAO, C.X. & CHANG, J. 2004. Interpolatin, extrapolatin, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85: 2717-27.

CURCIO, G.R.; SOUSA, L.P. DE; BONNET, A.; BARDDAL, M.L. 2007. Recomendações de espécies arbóreas nativas, por tipo de solo, para recuperação ambiental das margens da represa do Rio Iraí, Pinhais, PR. *Floresta, Curitiba, PR*, 37: 113-122.

DEBAT, V. & DAVID, P. 2001. Mapping phenotypes: *Evolution*, 16(10):555-61.

DI FIDIO, 2000. M. *Architettura Del paesaggio*. 3 ed. Milano: Pirola Editores, 302p.

FERNANDEZ, F.A.S. & CASTRO, E.B.V. de. Vulnerabilidade diferenciais à extinção de mamíferos em fragmentos florestais e suas implicações para a conservação: a ecologia de populações encontra a ecologia da paisagem. In: Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.

GILBERT, O.L. 1987. *The ecology of urban habitats*. Chapman and Hall, New York.

GUADAGNIN, D.L. & GRAVATO, I.C.F. 2009. O valor da legislação ambiental brasileira na conservação da biodiversidade em áreas suburbanas: um estudo de caso em Porto Alegre, Brasil. *Natureza & Conservação*, 7: 8-16p.

HERRERA, H.A.R.; ROSOT, N.C., ROSOT, M.A.D. & OLIVEIRA, Y.M.M. de. 2009. Análise florística da Floresta ombrófila Mista presente na reserva florestal EMBRAPA/EPAGRI, Caçador-SC-Brasil. *Floresta, Curitiba, PR*, 39(3): 485-500p.

HOLT, R.D. 1990. The microevolutionary consequences of climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 5(9): 311-315.

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística – IBGE. 1992. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: IBGE. (Manuais técnicos em Geociências, 1), 92 p.

IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009. Disponível em www.iucnredlist.org. Acessado em 21 de Novembro de 2009.

KLAUBERG, C.; PALUDO, G.; BORTOLUZZI, R. da C.B. & MANTOVANI, A. 2010. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. *Biotemas*, 23: 35-47p.

KLEIN, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*, 12: 17-45p.

KOZERA, C.; DITTRICH, V.A. de O. & SILVA, S.M. 2006. Composição florística da Floresta Ombrófila Mista Montana do Parque Municipal de Barigui, Curitiba-PR. *Floresta*, 36: 1-14p.

KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.

LAGES, 2009. Disponível em www.lages.sc.gov.br/cidade/perfil.php. Acessado em 01 de Outubro de 2009.

LAMBERCK, R.J. 1997. Focal Species: a Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*, 11(4): 849-856p.

LARA, F. & MAZIMPAKA, V. 1998. Sucession of epiphytic bryophytes in a *Quercus pyrenaica* Forest from Spanish Central Range (Iberian Peninsula). *Nova Hedwigia*, 67: 125-138p.

- LI, F.; WANG, R.S.; PAULUSSEN, J. & LIU, X.S. 2005. Comprehensive concept planning of urban greening based on ecological principles: a case study in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning* 72: 325-336.
- LOOPE, L.L.; HAMAN, O. & STONE, C.P. 1988. Comparative conservation biology of oceanic archipelagos: Hawaii and the Galápagos. *BioScience*, 38: 272-282p.
- MARGULES, C. and PRESSEY, R. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243-989p.
- MCALEECE, N.; LAMBSHEAD, J.; PETTERSON, G.; GAGE, J. et al. 1997. BioDiversity Professional version 2. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science. User's Guide and Application, published at <http://gcmd.nasa.gov/KeywordSearch>. Acessado em: 18/01/2011.
- MCCARTY, J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology*, 15(2): 320- 331.
- METZGER, J.P. 2006. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação*. Outubro, 4(2): 11-23p.
- Missouri Botanical Garden. Tropics. Disponível em www.tropicos.org. Acessado em 22 de Novembro de 2009.
- MOILANEN, A. & HANSKI, I. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and land-scape structure. *Ecology*, 79: 2503-2515.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley & Sons. 547p.
- NEGRELLE, R.A.B. & SILVA, F.C. da. 1992. Fitossociologia de um trecho de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. No município de Caçador-SC. Embrapa Florestas. Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo, n. 24/25, 37-54p.
- NETO, R.M.R.; KOZERA, C.; ANDRADE, R. do R. de; et al. 2002. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, em Curitiba, PR-Brasil. *Floresta*, 32(1): 3-16.
- NETO, R.M.R.; WATZLAWICK, L.F.; CALDEIRA, M.V.W. & SCHOENINGER, E.R. 2002. Análise florística e estrutural de um fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Monta, situado em Criúva, RS-Brasil. *Ciência Florestal*, 12(1): 29-37p.
- PEREIRA-SILVA, E.F.L.; HARDT, E. & FRANCISCO, C.E. da S. 2007. Caracterização florística da vegetação lenhosa de um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Mista Montana, Campos do Jordão, SP. *Holos environment*, 7(2): 154-170p.
- PIGLIUCCI, M. & HAYDEN, K. 2001. Phenotypic plasticity is the major determinant of changes in phenotypic integration in *Arabidopsis*. *New Phytologist*, 152(3): 419-430.
- PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina. 328p.
- ROUGET, M.; COWLING, R.M.; LOMBARD, A.T.; KNIGHT, A.T. & GRAHAM, I.H.K. 2006. Designing large-scale conservation corridors for pattern and process. *Conservation Biology*, 20: 549-61.
- RODRIGUES, R.R. 1995. A sucessão florestal. In: MORELLATO, P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.) *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*. Campinas: Editora da Unicamp, 30-36p.
- SAMPAIO, A.B.; WALTER, B.M.T.; & FELFILI, J.M. 2000. Diversidade e distribuição de espécies arbóreas em duas matas de galeria na micro-bacia do Riacho Fundo, Distrito Federal. *Acta Botânica Brasileira*, 14 (2): 197-214p.
- SHIMIZU, J.Y. 2007. Estratégia complementar para conservação de espécies florestais nativas: resgate e conservação de ecótipos ameaçados. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, 54: 7-35, p.
- SCHIPPERS, P.; VERBOOM, J.P.K. & APELDOORN, R.C. 1996. Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: na analysis with a GIS-based random walk model. *Ecography* 19:97- 106.

SHEPHERD, G.J. 2006. FitopacShell 1.6.4. Depto. de Botânica da Unicamp-SP. Disponível em taxondata.org/forum/index.php?board=12.0. Acesso em Setembro de 2009.

SMITH, A.R., PRYER, K.M., SCHUETTPELZ, E., KORALL, P., SCHNEIDER, H. & WOLF, P.G. 2006. A Classification for extant ferns. *Taxon*. 55(3): 705-731.

SOULÉ, M.E. 1987. Viable Populations for Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.

VALÉRIO, A.F.; WATZLAWICK, L.F.; SAUERESSIG, D.; PUTON, V. & PIMENTEL, A. 2008a. Análise da composição florística e da estrutura horizontal de uma Floresta Ombrófila Mista Montana, município de Irati, PR-Brasil. *Revista Acadêmica Ciências Agrárias Ambientais*, Curitiba, 6(2): 137-147p.

VALÉRIO, A.F.; WATZLAWICK, L.F. & BALBINOT, R. 2008b. Análise florística e estrutural do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Chevelândia, Sudoeste do Paraná. *Revista Acadêmica Ciências Agrárias Ambientais*, Curitiba, 6(2): 239-248p.

ZAR, J.H. 1996. *Biolstatistical Analysis*. 3 ed. New Jersey: Prentice Hall, 662p.

WILLIAMS, C.B. 1964. *Patterns in the balance of nature*. Academic Press, London.

WILLIAMS, P.H. 1998. Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. In: MACE, G.M. AND GINSBERG, J.R. editors. *Conservation in a changing world: integrating processes into priorities for action*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 211-250p.