

Capítulo 10

Qualidade Biótica na Floresta Atlântica: Novo Sistema de Indicadores Quantitativos para Avaliação e Valoração Comparativa de Biótopos Fundamentais

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop10>

Maria Luiza Porto

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

Regiões e ou sociedades com economia em rápido crescimento, mais cedo ou mais tarde, enfrentam um conflito básico: a agricultura, a urbanização e a industrialização resultam em rápidas mudanças de paisagem até o ponto de consumirem paisagens historicamente valiosas. Depois de um tempo, as mesmas sociedades pedem paisagens multifuncionais ecológica e socialmente saudáveis e atraentes. É necessário um planejamento e gerenciamento sustentável da paisagem, empregando instrumentos transparentes adequados para a tomada de decisões por consenso.

O sul do Brasil é um bom exemplo para um conflito tão inerente: agricultura, agronegócios, indústria e urbanização se encontram com a Floresta Atlântica nativa (MENEGAT *et al.*, 1998; ADELMANN *et al.*, 2011), resultando em uma paisagem altamente fragmentada. Nessa situação, torna-se urgente um melhor planejamento e gerenciamento dessa paisagem.

O principal objetivo do presente capítulo é contribuir para o desenvolvimento de uma ferramenta para a avaliação e valoração comparativa, fácil e transparente, da paisagem altamente fragmentada na região da Mata Atlântica no sul do Brasil.

Até agora, é notória a falta de uma definição não ambígua e geral, aceita para “paisagem” (TURNER; GARDNER; O’NEILL, 2001; BASTIAN; STEINHARDT, 2010). A definição empregada depende muito de seus antecedentes, de experiência ou de seu domínio de pesquisa, respectivamente. Na América do Norte, Forman e Godron (1986) definiram muito pragmaticamente a paisagem como uma área de terra heterogênea composta por um conjunto de ecossistemas os quais se repetem em forma semelhante ao todo. A ecologia de paisagem europeia entende a paisagem como um sistema com subsistemas abióticos, bióticos e humanos interativos (STEINHARDT; BLUMENSTEIN; BARSCH, 2012). Com seu interesse em modelar recursos paisagísticos, Haase *et al.* (1991), ainda mais fundamentados, expressam-se que a paisagem é uma secção da superfície da terra que é pré-formada pelas con-

dições naturais e mais ou menos formada e influenciada pelo cultivo e uso da terra. O escopo dessa definição é ainda mais reduzido na visão estrutural (KLINK *et al.*, 2010), sendo a paisagem um mosaico das menores unidades homogêneas de relevância ecológica paisagística, com propriedades ambientais bióticas e abióticas – os ecótopos. Deve-se notar que nas ciências biológicas o ecótopo é sinônimo de “biótopo” como espaço vital de uma biocenose com propriedades homogêneas do local. Os “topos” que ocorrem em locais diferentes de uma paisagem manifestam atributos semelhantes que podem ser tipificados (LESER; KLINK, 1988; MOSIMANN, 1990). Finalmente, no contexto do mapeamento de biótopos, o Landesanstalt für Umweltschutz (2001) define o biótopo como uma unidade de paisagem delimitada por biótopos adjacentes segundo as características vegetais tipológicas ou ecológicas. Aqui, aproveitar-se-á essa visão na avaliação de dados de sensoriamento remoto de nossa região de investigação, com vistas a pré-selecionar e identificar os biótopos relevantes.

Assim, empregando uma combinação de visão estrutural e de mapeamento, a modelagem da qualidade biótica de uma paisagem terá que considerar as seguintes etapas: (i) identificar os biótopos que constituem a paisagem, (ii) tipificar os biótopos e assim identificar os biótopos genéricos da paisagem, (iii) definir quantitativamente a qualidade biótica de cada biótopo genérico e, finalmente, (iv) desenvolver um modelo que integre de forma transparente as qualidades bióticas dos biótopos da paisagem em uma medida da qualidade biótica do mosaico da paisagem. Assim, os objetivos específicos deste trabalho são realizar as etapas do processo (i a iii) para a Floresta Atlântica no sul do Brasil e comparar e compreender as qualidades (bióticas) dos seus constituintes tipos de biótopos.

São necessárias três etapas para identificar, valorizar, proteger e desenvolver qualidades de paisagem: análise de paisagem, diagnóstico de paisagem e projeção de paisagem (STEINHARDT; BLUMENSTEIN; BARSCH, 2012). Em geral, isso implica uma análise do complexo ecológico da paisagem que consome muito tempo e mão de obra (BASTIAN; STEINHARDT, 2010). Na ecologia da paisagem aplicada, o esforço é comumente limitado

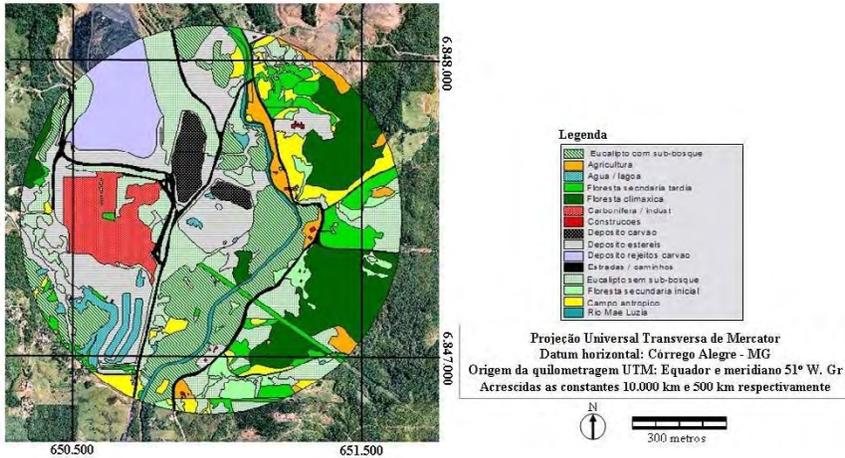
à chamada análise diferencial geoecológica. Trata-se dos complexos parciais mais relevantes para a ecologia de paisagem, como estrutura geológica, geomorfológica, solo, água, clima e bios/vegetação. Nesse contexto, vale a pena mencionar que Neef, Schmidt e Lauckner (1961) destacam o regime de umidade do solo, o tipo de solo e a vegetação como características ecológicas principais e integrativas da paisagem. Ainda mais, a vegetação por si só é considerada um “superbioindicador” (NEEF; SCHMIDT; LAUCKNER, 1961; BASTIAN, 1994) devido à dependência da vegetação para com outros geocomponentes mais estáveis. De fato, as propriedades estruturais da vegetação se correlacionaram com mais de 70% das propriedades de outros geocomponentes (KOSTROWICKI, 1976). O presente trabalho explica essas descobertas e desenvolve um esquema quantitativo prático para a definição da qualidade biótica dos tipos de biótopos, possibilitando a obtenção de sua valoração em números absolutos (índices), encontrados para a região da Mata Atlântica no sul do Brasil.

Área de Investigação

Para os estudos de campo, foi escolhida uma área próxima da cidade de Treviso, estado de Santa Catarina, no sul do Brasil. Em parte, a área é coberta por remanescentes heterogêneos de vegetação original (floresta costeira atlântica úmida). Alguma parte dessa área é usada para agricultura (gado, plantações de frutas). Além disso, exibe grandes depósitos de resíduos de minas de carvão e áreas reflorestadas com eucalipto.

Escolheu-se uma área de amostra circular com um raio de 1 km. As ortofotos aéreas ajudaram a gerar um mapa de uso e cobertura da terra da área de amostra por meio do *software ArcView.3.2*. A figura 1 mostra o mosaico de manchas encontrado na paisagem teste, juntamente com uma classificação de cada mancha de acordo com o seu uso. Tal como está implícito na introdução, a investigação abrange a dimensão topológica, levando em consideração a sazonalidade da biota em uma microescala de paisagem.

Figura 1 - Mapa de uso e cobertura da terra na área teste de abrangência da Floresta Atlântica



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Dados “Bios”

Em cada biótopo, foram realizados levantamentos fitossociológicos (MULLER-DAMBOIS; ELLENBERG, 1974; BRAUN-BLANQUET, 1964; PORTO *et al.*, 2008). Para as formações florestais, utilizou-se o método do quadrante centrado em um ponto Cottan e Curtis (1956) ao longo de uma transecção de 50 m. Para as demais formações vegetais, utilizou-se o método de amostragem de pontos com agulhas (LEVY; MADEN, 1933). O levantamento da mesofauna do solo (fauna epigeica) foi realizado com armadilhas de Barber (1931), distribuídas em vinte parcelas na transecção projetada para o levantamento da flora.

Indicadores / Índices

O anexo 1 resume esquematicamente os indicadores utilizados na concepção do valor “bios” estimado para pequenas unidades de manejo da paisagem – pequenos biótopos, aqui considerados biótopos genéricos. Os valores estimados para os biótopos foram gerados pelo cálculo dos parâmetros

fitossociológicos para as comunidades vegetais e de cálculos de densidade relativa para as taxocenoses da fauna. Em resumo, a figura constante no Anexo 1 relaciona os indicadores envolvidos na concepção do modelo Índice da Qualidade Biótica dos Biótopos (IBQB). Com base nos dados fitossociológicos calculados para a flora, gerou-se o índice valor de importância – IVI (CURTIS; MACINTOSH, 1951) para as diferentes espécies arbóreas que compunham as comunidades de plantas nos diferentes biótopos genéricos – dados coletados na primavera de 2009. Para as espécies de comunidades herbáceas, substituiu-se o valor da área basal da espécie pelo seu valor de abundância relativa. A densidade relativa de espécies exóticas também foi calculada para as comunidades de plantas de cada biótopo. Para a fauna epigeica, calculou-se a densidade relativa dos grupos (ao nível taxonômico de ordem) que compõem as taxocenoses (assembleia, comunidades) e a densidade relativa da ordem Araneae, também na primavera de 2009. O índice de diversidade de espécies PIE (HURLBERT, 1971) foi calculado para a fauna e para a flora de cada biótopo. Para a fauna epigeica, por motivos de praticidade de aplicação do modelo aqui proposto, adaptou-se esse índice para o nível de ordem da Classe Insecta e não para as espécies, como é adotado para a flora.

Modelo de Índice de Qualidade Biótica de Biótopos – IBQB

Dado um conjunto de biótopos ngb : $GB = \{GB_i, i = 1, 2, \dots, ngb\}$ (1), cujas qualidades bióticas devem ser comparadas quantitativamente entre si e cada uma delas apresenta uma resiliência natural.

O modelo a ser formulado nesta seção funciona em uma escala comumente chamada de microescala em ecologia de paisagem (BASTIAN; STEINHARDT, 2010). Embora se possa escolher suficientemente, de modo que a estrutura ainda domine a pesquisa (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2006), o nível hierárquico com o qual se focaliza é o das comunidades de plantas e as taxocenoses da fauna. De agora em diante, assume-se que o biótopo GB_j seja composto por indivíduos N_j distribuídos sobre espécies de S_j . Por questões

de simplicidade, por enquanto, todos os biótopos em GB são considerados como tendo a mesma área e forma. A biota representativa, isto é, a flora e a fauna relevantes de cada biótopo em GB, foi previamente quantificada em testes de campo, por exemplo, pelo respectivo número de espécies ou ordens, bem como pelas abundâncias predominantes.

Geralmente, a qualidade biótica IBQB (*i*) de qualquer biótopo GB_{*i*} em GB é assumida como sendo descrita por:

$$\text{IBQB} (i) = \frac{1}{2} * (\text{IBQBflor} (i) + \text{IBQBfaun} (i)), i = 1, \dots, \text{ngb}. (2)$$

Aqui IBQBflor (*i*) indica a qualidade biótica da flora do biótopo *i* e IBQBfaun (*i*) a qualidade biótica de sua fauna. Na equação 2, as contribuições da fauna e da flora, respectivamente, adicionam-se uma à outra em vez de se multiplicarem. Essa composição matemática permite especialmente avaliar os estágios iniciais de renaturalização, em que a flora do biótopo, por exemplo, já se regenerou até certo ponto, enquanto a sua fauna ainda não apresentou vestígios claros de existência.

No próximo passo, o modelo de indicadores assume a qualidade biótica de um biótopo a ser determinado pelo grau de naturalidade e diversidade de sua flora e fauna, respectivamente (MACHADO, 2004; FERRARI *et al.*, 2008; WRBKA *et al.*, 2008; SCHINDLER; POIRAZIDIS; WRBKA, 2009), portanto:

$$\text{IBQBflor} (i) = \text{INTflor} (i) * \text{DIVflor} (i), i = 1, \dots, \text{ngb}, (3a) \text{ e}$$

$$\text{IBQBfaun} (i) = \text{INTfaun} (i) * \text{DIVfaun} (i), i = 1, \dots, \text{ngb}. (3b)$$

Aqui INTflor (*i*) e INTfaun (*i*) são os índices que quantificam a naturalidade da flora e fauna dos biótopos, respectivamente. DIVflor (*i*) e DIVfaun (*i*) são índices que refletem a diversidade da flora e fauna dos biótopos, respectivamente. À dependência dessas quantidades na densidade das espé-

cies, a abundância será desenvolvida a seguir. A equação 3a é derivada por raciocínio matemático: a naturalidade de um biótopo cujas espécies florais foram plantadas (exóticas) é zero por definição, isto é, a qualidade biótica do biótopo em nossa compreensão é igual a zero. No entanto, ainda pode exibir uma diversidade não insignificante, isto é, $DIV > 0$. Um bom exemplo para isso são os solos construídos pelo homem, onde para fins de restauração foram plantadas diferentes espécies de ervas. A equação 3a explica esse cenário. A estrutura da equação 3b segue a da equação 3a. Na sequência, foram modelados os índices de naturalidade e as diversidades para a flora e para a fauna, respectivamente, no RHS das equações 3. Para aplicações práticas e para questões de consistência, aqui ressaltamos que é importante escolher comunidades de indicadores para a flora, bem como para a fauna, que está espacialmente muito correlacionada. Em outras palavras, a partir da perspectiva da extensão espacial, o biótopo e o *habitat* são idênticos. Tendo feito isso, o índice de naturalidade, $INTflor(j)$, associado à flora de um dado biótopo j , é definido por:

$$INTflor(j) = \frac{1}{2} * ((1 - IVI(j) / IVI_{max}) + (1 - DR_{exot}(j) / DR_{maxexot})), (4)$$

O índice $IVI(j)$ representa o valor da importância das espécies i mais importantes do biótopo j (COTTAM; CURTIS, 1956). É definido como:

$$IVI(j) = \max \{(DR_i + FR_i + ABR_i)\} i \in G_{bj}, (5)$$

Em que todas as espécies i do biótopo j são contabilizadas. DR_i é a densidade relativa das espécies i nesse biótopo, FR_i é a frequência relativa com a qual as espécies i foram amostradas, e ABR_i é a área basal relativa com a qual a espécie i cobre o biótopo j . Aqui adotamos essa relação para a Mata Atlântica no sul do Brasil. IVI_{max} é o valor máximo do índice de importância encontrado nos biótopos de GB, i.e.:

$$IVI_{\max} = \max IVI (j) \quad (6)$$

$$j = 1 \dots ngb$$

DR_{exot} (*j*) denota a maior densidade relativa de qualquer espécie exótica encontrada no biótopo *j*. DR_{maxexot} é a maior densidade relativa de todas as espécies exóticas encontradas em qualquer biótopo de GB, isto é,

$$DR_{\maxexot} = \max DR (j) \quad (7)$$

$$j = 1 \dots ngb$$

IVI e DR caracterizam a estrutura e composição da comunidade vegetal de um biótopo. Finalmente, o fator 0,5 na equação 4 assegura que INT_{flor} varia apenas entre 0 e 1.

A equação 4 reflete os seguintes fatos: (a) o índice de naturalidade é uma função de redução monótona de IVI e DR; (b) o valor de IVI das espécies mais importantes e a densidade relativa das espécies exóticas dominantes, DR_{exot}, são independentes um do outro; (c) mesmo que a contribuição de IVI para INT_{flor} fosse zero, a contribuição de DR_{exot} ainda poderia tornar INT_{flor} maior que zero, ou o contrário: se o DR_{exot} contribuiu com zero para o INT_{flor}, a contribuição IVI ainda pode causar INT_{flor} ser maior que zero, como por exemplo em biótopos naturais.

A diversidade da flora do biótopo *j*, DIV_{flor} (*j*), na equação 3 é modelada por meio da probabilidade de encontro interespecífico (HURLBERT, 1971), isto é:

$$S_j$$

$$DIV_{flor} (j) = PIE (j) = (N_j / (N_j - 1)) (1 - \sum (p_{ij})^2) \quad (8)$$

$$i = 1$$

Em que:

$$p_{ij} = n_{ij} / N_j. \quad (9)$$

Aqui, n_{ij} representa o número de indivíduos das espécies i no biótopo j . Escolhemos o índice PIE para descrever o impacto da diversidade sobre o valor biótico de um biótopo por três razões (GOTELLI, 2008). Primeira: na diferença com outros índices de diversidade, o PIE permite interpretar as mudanças na diversidade de maneira direta e probabilística. Segunda: na diferença para muitos outros índices de diversidade, PIE não é sensível ao tamanho da amostra. Na terceira PIE é normalizado para 1.

O *design* do índice de qualidade biótica de um biótopo devido à fauna do biótopo, IBQfaun, segue uma faixa semelhante à derivada do IBQflor: Índice de naturalidade da fauna do biótopo j é:

$$\text{INTfaun}(j) = \frac{1}{2} * ((1 - \text{DR}(j) / \text{DRmax}) + (1 - \text{DRspider}(j) / \text{DRmaxspider})) \quad (10)$$

$\text{DR}(j)$ é a maior densidade relativa da fauna epigéica de um biótopo específico j e DRmax seu valor máximo em todos os biótopos de GB. $\text{DRspider}(j)$ é a densidade relativa das aranhas no biótopo j . DRmaxspider é a densidade relativa máxima de aranhas em todos os biótopos do GB. Os argumentos utilizados para derivar a equação 10 são semelhantes aos que nos levaram à equação 4. Somente aqui o papel das exóticas na equação 4 – sua presença e a estrutura de sua comunidade reduziram a naturalidade da flora – é adotado para a taxocenose Aranae (MARTIN, 1991; PEARCE; VERNIER, 2006; SCOTT; GEOFF; SELDEN, 2006). Aqui dois fatos são dignos de nota: (i) para a fauna epigeica, escolheu-se o grupo das aranhas como indicador para adotar o papel das espécies exóticas da flora. Sob o ponto de vista da extensão espacial do *habitat* e do biótopo, os biótopos são equivalentes ao *habitat*, considerando um enfoque espacial. (ii) Os dados sobre as aranhas devem ser coletados em um período em que as plantas e as aranhas tenham se desenvolvido suficientemente de forma que os dados sejam representativos e significativos.

Antes de multiplicar a equação 10 pela diversidade, PIEfaun produz o índice de qualidade biótica de um biótopo devido à sua fauna, conforme definido pela equação 3b. PIEfaun é calculado a partir da equação 8. Embora

aqui p_i deva ser interpretado como sendo a probabilidade de ocorrência do grupo i da taxocenose da fauna.

Conclui-se esta seção ao dizer que as densidades relativas necessárias nas equações 4 e 10, o índice de importância da fauna IVI usado na equação 5, as probabilidades da equação 9 e os análogos para a fauna epigeica são deduzidos dos dados de campo coletados. Os resultados numéricos inserem as equações 3 e eventualmente geram o índice de qualidade biótica conforme a equação 2. Na próxima seção, relata-se a constatação de cinco biótopos fundamentais na paisagem da área de Floresta Atlântica original no sul do Brasil.

Caracterização Biótica de Biótopos

Os estudos de campo provaram que cada mancha da figura 1 é uma área de condições ambientais homogêneas que proporcionam um espaço de vida para uma comunidade específica de plantas e organismos vivos. Assim, além disso, usaremos biótopo e mancha como sinônimos. Encontra-se: sob o ponto de vista biótico, qualquer mancha na área de teste poderia ser associada a um dos cinco biótopos fundamentais. Eles exibem a cobertura nativa em diferentes estágios sucessionais de desenvolvimento da vegetação: floresta clímax (GB1), floresta secundária tardia (GB2), floresta secundária inicial (GB3), plantação de eucaliptos com regeneração de sub-bosque florestal (GB4) e campos antropogênicos (GB5). Em um biótopo de tipo floresta clímax, GB1, geralmente encontra-se *Alchornea triplinervia*, *Mangolia* sp. e *Euterpe edulis* entre outras espécies de árvores características na região sul do Brasil.

A análise fitossociológica mostra que *Alchornea triplinervia* é a espécie com maior densidade relativa, maior frequência de ocorrência e maior área basal nesse biótopo. De acordo com a equação 5, ela a espécie mais importante da comunidade florestal clímax. De fato, $IVI = 35,4$. A tabela 1a demonstra que a densidade relativa de *Alchornea triplinervia* é a menor densidade relativa encontrada para as espécies mais importantes nos cinco tipos de biótopos fundamentais. Isso embasa a percepção de uma distribuição relativamente homogênea de espécies florestais no GB1. Na fauna desse

biótopo, a ordem Diptera é a mais importante da comunidade, com DR de densidade relativa de quase 46%, seguida da ordem Collembola, com DR = 28,7%, e da ordem Coleoptera, com DR = 10,5%. A tabela 1b mostra que a ordem Diptera de GB1 exibe a maior densidade relativa encontrada para a ordem mais importante em qualquer tipo de biótopo. Esse achado é bastante diferente do que encontramos para a flora do biótopo tipo GB1. Os tipos de biótopos GB2 e GB3 são moldados por comunidades de plantas em diferentes estágios sucessionais de regeneração da Floresta Atlântica original. Mais precisamente, GB2 é do tipo floresta secundária tardia, GB3 representa uma floresta secundária inicial. As espécies arbóreas mais importantes em GB2 são *Tibouchina* sp., com um IVI de 78,8, seguida pela espécie arbórea *Vernonia* sp. (IVI = 64,9). Em GB3, *Tibouchina* sp. bem como *Vernonia* sp. adotam valores IVI de 113,3 e 87,3, respectivamente, ambos superiores aos valores correspondentes em GB2. Essa tendência sugere GB3 estar em um estado de floresta secundária inicial; este estado de sucessão ecológica geralmente é caracterizado por dominância de uma ou poucas espécies.

Tabela 1 – Em 1a) resumo dos parâmetros fitossociológicos de cada espécie de angiosperma mais importante para cada comunidade dos cinco biótopos fundamentais GB1 a GB5. Em 1b) Parâmetros correspondentes para as ordens mais importantes da fauna epigeica. Para GB5, N é o número de toques, segundo método de pontos com agulhas, para a obtenção de dados nos campos antrópicos

Parâmetros	1a) FLORA/BIOTOPOS				
	GB1 Floresta clímax	GB2 Floresta secundaria tardia	GB3 Floresta secundaria inicial	GB4 Eucalipto com sub- bosque nativo	GB5 Campos antropogênicos
N	4	9	9	7	10
Ni	6	14	13	26	214
FR (%)	11,11	30,00	33,33	24,14	12,99
DR (%)	15,00	35,00	32,50	35,14	49,42
ABR	9,28	13,83	47,51	-	-
PIE	0,96	0,96	0,74	0,84	0,72

Parâmetros	1b) FAUNA/BIOTOPOS				
	GB1	GB2	GB3	GB4	GB5
	Floresta clímax	Floresta secundaria tardia	Floresta secundaria inicial	Eucalipto com sub- bosque nativo	Campos antropogênicos
N	5	5	4	5	5
Ni	425	576	373	373	256
FR (%)	10,42	10,42	10,26	10,20	10,87
DR (%)	45,85	42,64	35,29	41,82	30,48
PIE	0,69	0,71	0,69	0,71	0,79

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Embora a tendência para a flora não encontre correspondente continuação na fauna: Collembola, Diptera e Coleoptera são as ordens da classe Insecta mais importantes encontradas na fauna de GB2 e GB3. Os valores para DR em GB2 são 42,6%, 30,7% e 9,1%, respectivamente. Para GB3, os valores correspondentes são 35,3%, 32,9% e 17%, respectivamente. Sem entrar em uma discussão detalhada, aqui mencionamos apenas que as ordens indicadoras da fauna epigeica são altamente móveis, e o tempo que leva para responder a perturbações externas é extremamente curto quando comparado com o da flora. Especialmente para pequenos biótopos, isso implica também em flutuações maiores de densidade e alta sensibilidade a não homogeneidades, em função do efeito de borda nas manchas (biótopos) em uma paisagem. GB4 representa uma floresta plantada com eucalipto; as árvores dessa espécie alcançam uma altura considerável. Elas coexistem com o crescimento superficial de espécies arbóreas, arbustos e algumas ervas da matriz da paisagem original (Floresta Atlântica) fragmentada em função desse tipo de uso da terra. As espécies arbóreas nativas de sub-bosque puderam se desenvolver porque os eucaliptos foram plantados com distâncias suficientemente grandes entre eles. As espécies de sub-bosques atingiram um estado avançado na sucessão em espécies florestais e exibindo no estrato herbáceo, quase que exclusivamente, a espécie herbácea de *Panicum* sp. Essa é a espé-

cie mais importante da comunidade de plantas na sucessão secundária desse sub-bosque, com um valor de 111,8 de IVI. A composição da fauna do GB4 é semelhante à dos GB2 e GB3. Aqui, DR foi encontrado em 41,8%, 30,2% e 13,1%, para Collembola, Diptera e Coleoptera, respectivamente.

GB5 deve sua denominação como pastagem/campo pelo domínio do estrato herbáceo com *Axonopus obtusifolius*, destacando-se como a espécie mais importante da comunidade (IVI = 114). Essa situação é representativa para as áreas abertas de pastagens no sul do Brasil. Esse tipo de pastagem antropogênica surgiu no decurso da fragmentação da matriz florestal da área para a criação de gado leiteiro, encontrando-se nessas áreas, isoladamente, pequenos núcleos de espécies arbóreas nativas e espécies exóticas que coexistem uns com os outros. A fauna é caracterizada pelas ordens Hymenoptera (DR = 30,5%), Collembola (DR = 26,2%) e Diptera (DR = 19,3%).

Resta para ser adicionado: a composição das ordens da fauna que encontramos nos cinco biótopos fundamentais é muito semelhante descoberta por Moço *et al.* (2005), que estudaram remanescentes florestais e outros tipos de uso da terra em áreas cuja matriz florestal é de Floresta Atlântica. Baldissera, Rodrigues e Hartz (2012) sugerem que existe um gradiente de diversidade de *Web-Spiders* em área de fragmentação da Floresta Atlântica, das áreas mais perturbadas até as áreas de manchas menos perturbadas. Por outro lado, a composição florística de nossos cinco biótopos fundamentais encontra sua correspondência em inúmeros trabalhos botânicos feitos na região sul do Brasil e especialmente nos resultados de Klein (1979) em florestas no estado de Santa Catarina.

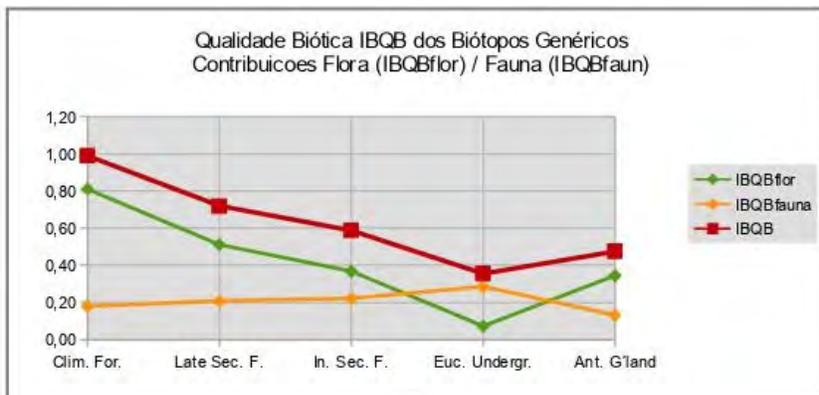
Qualidade Biótica dos Biótopos

A curva (■) na Figuras 2, 3, 4, 5 e 6 mostra os resultados calculados a partir da equação 2 para a qualidade biótica geral de cada um dos cinco biótopos fundamentais GB i , $i = 1 \dots 5$, reunidos na Mata Atlântica no sul do Brasil. A curva (◇) e (▲) da figura 2 demonstram o valor biótico da flora e da fauna, de forma respectiva, como cada biótopo contribui para um valor

biótico geral. Observamos dois extremos: a floresta clímax e a área com eucalipto. O valor biótico geral IBQB do primeiro é o máximo. É principalmente impulsionado pela sua flora. De fato, a flora representa quase 82% do valor biótico geral do biótopo da floresta clímax. Em contrapartida, o valor biótico geral do biótopo tipo eucalipto é, no mínimo, 36% do valor da floresta clímax. Embora 80% do seu valor biótico real seja devido ao valor biótico de sua fauna e apenas 20% são devidos à sua flora.

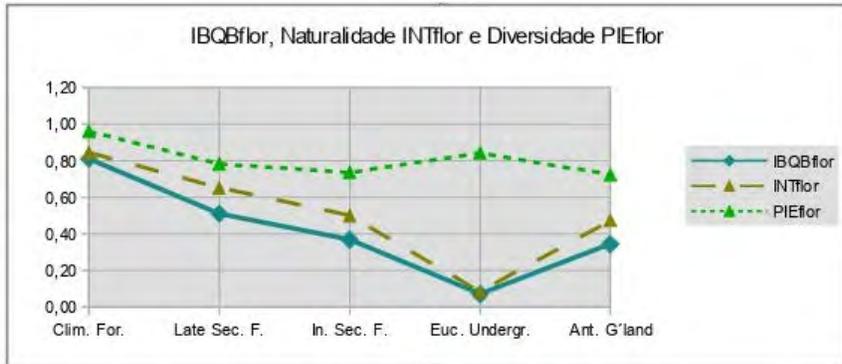
De agora em diante, o enfoque será analisar essas descobertas com o objetivo de revelar suas causas. Ao fazê-lo, demonstra-se a consistência e o poder do modelo e como ele permite que seu usuário compreenda um número de valor abstrato a partir de informações em subjacente microescala do biótopo (análise de cima para baixo).

Figura 2 - Contribuição da flora e da fauna para a qualidade biótica dos biótopos do tipo floresta clímax, floresta secundária tardia, floresta secundária inicial, eucaliptos com sub-bosque e campos



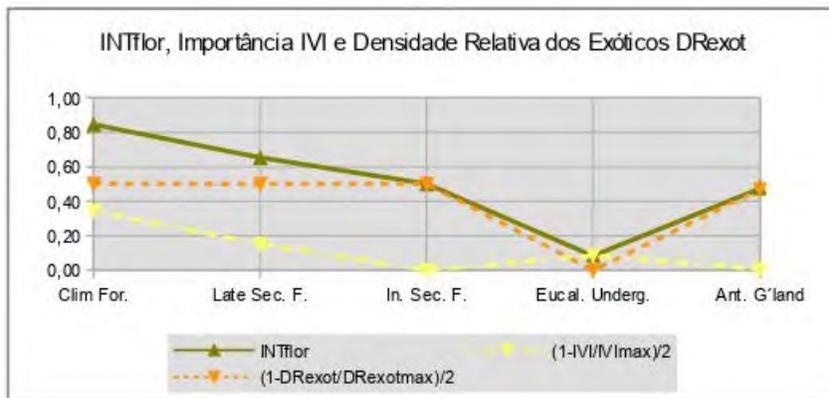
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 3 - Índice de qualidade biótica dos biótopos do tipo flora, IBQBflor, conforme a diversidade e naturalidade da flora, INTflor, PIEflor



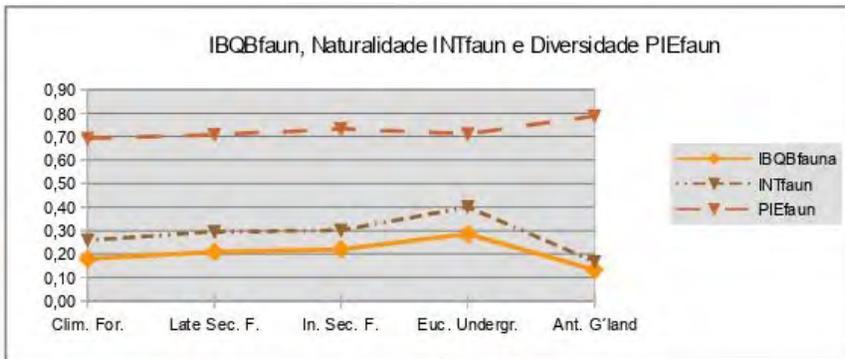
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 4 - Parâmetros fitossociológicos (índice de importância, IVI e densidade relativa de espécies exóticas, DRexot e sua relação com o índice de naturalidade da flora, INTflor, para os cinco biótopos fundamentais



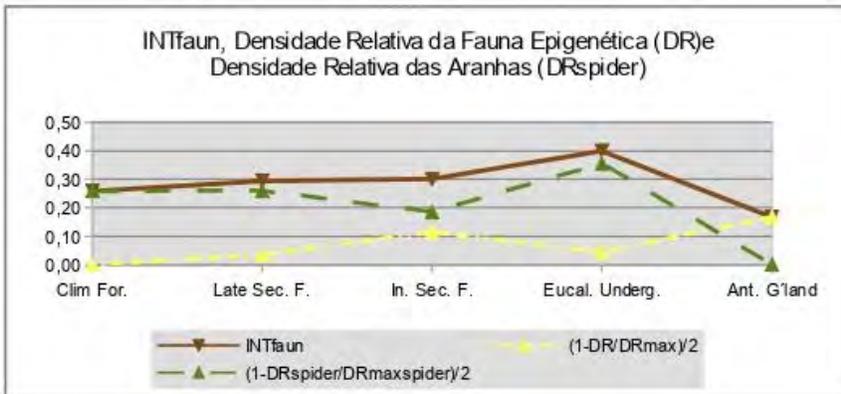
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 5 - IBQBfaun para os cinco biótopos fundamentais, juntamente com as contribuições correspondentes de INTfaun (naturalidade da fauna) e PIEfaun (diversidade da fauna)



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 6 - Naturalidade da fauna, INTfaun, para os cinco biótopos fundamentais. É também a sua dependência da densidade relativa da fauna epigeica, bem como da densidade relativa das aranhas (exóticas) prevalentes nos biótopos considerados



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Compreender o alto valor biótico da floresta Clímax

O próximo nível de compreensão precisa destacar o motivo do valor biótico componente floral, IBQBflor, da floresta clímax, sendo este o

máximo. A figura 3 mostra os resultados para IBQBflor calculado por meio da equação 3a. A mensagem: tanto a naturalidade quanto a diversidade da flora do biótopo clímax são os maiores dos cinco biótopos. Surpreendentemente, a medida da diversidade, PIE, para a flora assume um valor de 96%, um valor próximo de 100%, que codificaria um arranjo de espécies florais com a máxima diversidade. De fato, uma análise mais detalhada dos dados fitossociológicos subjacentes mostra: contamos 40 indivíduos de árvores no biótopo. A comunidade correspondente era composta por 24 espécies distintas. Tudo isso dando origem a uma heterogeneidade muito fraca da distribuição das espécies. Ao mesmo tempo, a naturalidade da flora desse biótopo, INTflor (GB1), equivale a 84% do máximo possível. A razão pela qual isso ocorre é retratada na figura 4, que reflete a maior resolução da equação 4. Em primeiro lugar, não existem plantas exóticas no nosso biótopo de floresta clímax, ou seja, DRexot (GB1) = 0 e, portanto, $\frac{1}{2} * (1 - DRexot (GBj) / DRmaxexot) = 0,5$ na equação 4. Em segundo lugar, IVI (GBj), $j = 1, \dots, 5$, é mínimo para $j = 1$. Isso implica uma distribuição mais ou menos homogênea de várias espécies no biótopo do clímax com algumas espécies que dominam pouco sobre as outras. Isso está em conformidade com o que se espera de um ecossistema natural estável e funcional.

Compreender o baixo valor biótico de “Eucalipto com sub-bosque de vegetação nativa”

Diferentemente do que se acabou de testemunhar no tipo de biótopo de floresta clímax, o valor biótico da flora do biótopo do tipo “eucalipto com vegetação de sub-bosque” é mínimo (Figura 3). Isso ocorre porque sua flora está longe de ser natural, ou seja, o modelo calcula um pequeno valor para INTflor desse biótopo (Figura 4). Mesmo o valor para a diversidade da flora sendo 84%, o segundo valor maior de todos os biótopos, não pode compensar a baixa naturalidade desse biótopo. A figura 4 apresenta os argumentos de por que sua naturalidade é tão pequena: o biótopo exibe a maior densidade de exóticos de todos os biótopos fundamentais, de modo que

$(1 - DR_{\text{exot}}(GB4) / DR_{\text{maxexot}}) = 0$, na equação 4. Por outro lado, o domínio de uma planta torna $(1 - IVI(GB4) / IVI_{\text{max}}) \ll 1$, na equação 4. No total, isso faz com que o índice de naturalidade para a flora, INT_{flor} (equação 4), seja aproximadamente 0,08. Isso deve ser comparado com um valor de 0,84 calculado para a naturalidade da flora no biótopo clímax.

Nesse ponto, salienta-se que, em uma visão mais geral, acabou-se de demonstrar que a diversidade (relativamente) alta de um ecossistema não implica necessariamente em um alto valor (biótico). Considera-se essa constatação especialmente importante, tendo em vista o paradigma comum de avaliar o valor ambiental de áreas exclusivamente com base na (bio) diversidade.

Como já foi dito anteriormente, a qualidade do biótopo de plantações de eucalipto com sub-bosque nativo deve-se, principalmente, à qualidade da sua fauna. A propósito, essa contribuição é máxima se comparada aos outros biótopos (Figura 2). A razão é que nesse biótopo a fauna natural combina com a diversidade da fauna, comparável em magnitude com a de outros biótopos (Figura 5). Numericamente, PIE_{faun} varia entre o valor mínimo de $PIE_{\text{faun}}(GB1) = 69\%$ e o máximo de $PIE_{\text{faun}}(GB5) = 79\%$ com PIE_{faun} , assumindo um valor de 71% para o biótopo de eucalipto. A figura 6 revela a razão pela qual a naturalidade dessa fauna é a maior de todos os biótopos da fauna: uma pequena densidade relativa de aranhas impulsiona a naturalidade da fauna. Por outro lado, a magnitude da densidade relativa da fauna epigeica, DR , faz com que o valor da naturalidade da fauna seja pouco acentuado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho inicia o desenvolvimento de uma ferramenta matemática para a avaliação comparativa quantitativa da qualidade biótica de partes importantes de uma paisagem terrestre ou de diferentes paisagens terrestres, respectivamente, na região da Floresta Atlântica no sul do Brasil.

No final, visa avaliar, valorar e orientar o planejamento e/ou gerenciamento de conservação, desenvolvimento agrícola e urbano. O modelo adotou as linhas de pensamento da escola da Europa Central da Ecologia da Paisagem. Assim, especialmente, colocou grande ênfase em quantificar em um primeiro passo o valor biótico das unidades de manejo da paisagem, os biótopos. O modelo funciona em uma microescala espaço-temporal e emprega indicadores para a naturalidade e diversidade da fauna e flora dos biótopos. Em geral, os indicadores são calculados a partir dos resultados de estudos experimentais de campo sobre a flora e a fauna dos biótopos. O modelo foi aplicado ao cálculo da qualidade biótica de cinco biótopos fundamentais predominantes em uma paisagem altamente fragmentada incorporada em uma matriz de Floresta Atlântica Submontana – nativa no sul do Brasil. Os cálculos do modelo atestaram o maior valor biótico geral para o biótopo do tipo clímax. Em ordem decrescente de qualidade geral biótica, o modelo estabeleceu a seguinte lista de sucessão: floresta clímax, floresta secundária tardia, floresta secundária inicial, “campo antrópico”, plantações de eucalipto.

O modelo demonstrou o impacto conjunto da naturalidade e da diversidade na qualidade biótica de um biótopo. Especialmente mostrou o elevado valor biótico do biótopo da floresta clímax demonstrando ser a flora arbórea de angiospermas a responsável em mais de 80% pela qualidade do biótopo. Para o biótopo tipo eucalipto, o modelo demonstrou que a qualidade dele é determinada essencialmente pela fauna do biótopo. Ainda, mais importante, demonstrou que o grau elevado de diversidade de um biótopo não implica automaticamente alta qualidade biótica. Essa descoberta desafia o paradigma comum de escolher exclusivamente a (bio)diversidade como o indicador de valor biótico.

No total, a concepção e os resultados práticos sobre a Floresta Atlântica no sul do Brasil provaram que o modelo é uma ferramenta excelente e fácil de usar para avaliar e valorar a qualidade biótica dos biótopos de uma paisagem. Assim, abre-se a possibilidade da generalização para avaliar e valorar a qualidade biótica das paisagens, que serão objeto de futuras publicações.

REFERÊNCIAS

- ADELMANN, W. M.; OVERBECK, G.; ZELHUBER, A.; MÜLLER, S. C.; FORNECK, E. D.; DROESLER, M.; PFADENHAUER, J. J.; PILLAR, V. P.; PORTO, M. L. Supporting the Ecosystem Approach within urban development planning of Porto Alegre, Brazil. *In*: PAULSCH, A.; PAULSCH, C. (eds.). **Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD): ein Einstieg für Wissenschaftler**. Regensburg: Institut für Biodiversität Netzwerk, 2011, p.113-133.
- BALDISSERA, R.; RODRIGUES, E. N. L.; HARTZ, S. M. Metacomunity composition of Web-Spiders in a fragmented Neotropical Forest: relative importance of environmental and spatial effects. **PloS ONE**, [s.l.], v. 7, n. 10, p. e48099, 2012.
- BARBER, H.S. Traps for cave-inhabiting insects. **J. Elisha Mitchell Sci. Soc.**, [s.l.], v. 46, p. 259-266, 1931.
- BASTIAN, O. Ökologische Raumgliederungen als Grundlage landschaftsbezogener Untersuchungen und Planungen. **Hercynia**, [s.l.], v. 29, p. 101-129, 1994.
- BASTIAN, O.; STEINHARDT, U. (eds.) **Development and Perspectives of Landscape Ecology**. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2010.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde**. Wien: Springer, 1964.
- CURTIS, J. T.; MACINTOSH, R. P. An upland forest continuum in the prairie-forest border region Wisconsin. **Ecology**, [s.l.], v. 32, p. 476-496, 1951.
- COTTAM, G.; CURTIS, J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, [s.l.], v. 37, p. 451-460, 1956.
- FERRARI, C.; PEZZI, G.; DIANI, L.; CORAZZA, M. Evaluation of Landscape Quality with Vegetation Naturalness Maps: An Index and Some Inferences. **Appl. Veg. Sci.**, [s.l.], v. 11, p. 243-250, 2008.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: Wiley and Sons, 1986.

GOTELLI, N. J. **A Primer of Ecology**. 4. ed. Massachusetes: Palgrave Macmillan, Sinauer Associates, 2008.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **The Ecology of Plants**. 2. ed. Massachusetts: Sinauer Associates, 2006.

HAASE, G.; BARSCH, H.; HUBRICH, H.; MANNSELD, K.; SCHMITT, R. **Naturraum erkundung und Landnutzung: geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Raumstrukturen (Beiträge zur Geographie)**. Vol. 34. Berlim: Akademie Verlag, 1991.

HURLBERT, S. H. The non-concept of species diversity. A critique and alternative parameters. **Ecology**, [s.l.], v. 52, p. 577-586, 1971.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, [s.l.], v. 31, p. 9-164, 1979.

KLINK H.-J.; POTSCHIN, M.; TRESS, B.; VOLK, M. G.; STEINHARDT, U. Landscape and landscape ecology. In: BASTIAN, O.; STEINHARDT, U. (Eds.). **Development and Perspectives of Landscape Ecology**. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 1-47, 2010.

KOSTROWICKI, A. S. A system-based approach to research concerning the geographical environment. **Geographia Polonica**, [s.l.], v. 33, p. 27-37, 1976.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ - LUBW. **Arten, Biotope, Landschaft: Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten**. 3. Aufl. Karlsruhe: Grube & Speck, 2001.

LESER, H.; KLINK, H. J. **Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000 (KA GÖK 25)**. Band 228. [S.l.]: Zentralausschuss für Deutsche Landeskunde, 1988.

LEVY, E. B.; MADDEN, E. A. The point method of pasture analysis. **New Zealand Journal of Agriculture**, [s.l.], v. 46, p. 267-269, 1933.

MACHADO, A. An index of naturalness. **J. Nat. Conserv.**, [s.l.], v. 12, p. 95-110, 2004.

MARTIN, D. Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae) I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. **Arachnol. Mitt.**, [s.l.], v. 1, p. 5-26, 1991.

MENEGAT, R.; PORTO, M. L.; CARRARO, C. C.; FERNANDES, L. D. **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1998.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORREIA, E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **R. Bras. Ci. Solo.**, [s.l.], v. 29, p. 555-564, 2005.

MOSIMANN, T. **Ökotope als elementare Prozesseinheiten der Landschaft**. Konzept zur prozessorientierten Klassifikation von Geosystemen. Geosynthesis. Band 1. Hanover: Geographisches Institut der Universität Hanover, 1990.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NEEF, E.; SCHMIDT, G.; LAUCKNER, M. **Landschaftsökologische Untersuchungen an verschiedenen Physiotopen in Nordwestsachsen**. Berlin: Akademie-Verlag, 1961.

PEARCE, J. L.; VERNIER, L. A. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management. A review. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 6, n. 4, p. 780-793, 2006.

PORTO, M. L.; ASSUNÇÃO, A. F.; GIRARDI-DEIRO, A. M.; BORTOLOTTI, J. S.; FORNECK, E. D.; FRIZZO, T. C. E.; OLIVEIRA, M. L. A.; PFADENHAUER, J. J.; WILDI, O.; TERMIGNONI, R. R., ZOCCH, J. J. **Comunidades Vegetais e Fitossociologia: Fundamentos para Avaliação e Manejo de Ecossistemas**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008.

SCHINDLER, S.; POIRAZIDIS, K.; WRBKA, T. Towards a Core Set of Landscape Metrics for Biodiversity Assessments: A Case Study from Dadia National Park, Greece. **Ecol. Indic.**, [s.l.], v. 8, p. 502- 514, 2009.

SCOTT, A. G.; GEOFF, S.; SELDEN, P. A. Epigeic Spiders as Ecological Indicators of Conservation Value for Peat Bogs. **Biol. Conserv.**, [s.l.], v. 127, p. 420-428, 2006.

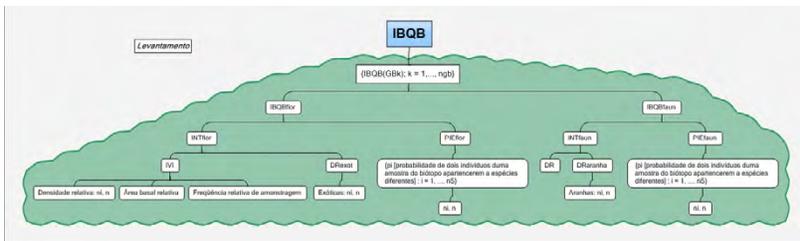
STEINHARDT, U.; BLUMENSTEIN, O.; BARSCH, H. **Lehrbuch der Landschaftsökologie**. 2. Aufl. Heidelberg: Akademischer Verlag. 2012.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice**. New York: Springer-Verlag, 2001.

WRBKA, T.; SCHINDLER, S.; POLLHEIMER, M.; SCHMITZBERGER, I.; PETERSEIL, J. Impact of the Austrian Agrienvironmental Scheme on Diversity of Landscapes, Plants and Birds. **Community Ecol.**, [s.l.], v. 9, p. 217-227, 2008.

Anexo 1

Anexo 1 - Relações dos indicadores bióticos utilizados na elaboração do modelo matemático



Fonte: Elaborado pela autora (2019).