

JOMIL COSTA ABREU SALES

**METODOLOGIA PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE RISCO E
PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DA AVIFAUNA NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO UNA, IBIUNA/SP**

Sorocaba
2015

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

**ciências
ambientais**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

JOMIL COSTA ABREU SALES

**METODOLOGIA PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE RISCO E
PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DA AVIFAUNA NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO UNA, IBIUNA/SP**

Dissertação apresentada como requisito
para a obtenção do título de Mestre em
Ciências Ambientais da Universidade
Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
na Área de Concentração Diagnóstico,
Tratamento e Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Roberto Wagner
Lourenço

Co-Orientador: Prof. Dra. Lígia Ferrari
Torella di Romagnano

Sorocaba

2015

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp
Câmpus Experimental de Sorocaba

Sales, Jomil Costa Abreu.

Metodologia para identificação de áreas de risco e
prioritárias para conservação da avifauna na bacia
hidrográfica do rio Una, Ibiúna/SP / Jomil Costa Abreu
Sales, 2015.

112f. : il.

Orientador: Roberto Wagner Lourenço

Coorientador: Ligia Ferrari Torella di Romagnano



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

UNIDADE DE SOROCABA

UNIDADE DE SOROCABA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: METODOLOGIA PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE RISCO E PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DA AVIFAUNA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UNA-IBIÚNA/SP.

AUTOR: JOMIL COSTA ABREU SALES

ORIENTADOR: Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENÇO

CO-ORIENTADORA: Profa. Dra. LIGIA FERRARI TORELLA DI ROMAGNANO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais ,
Área: DIAGNÓSTICO, TRATAMENTO E RECUPERAÇÃO AMBIENTAL, pela Comissão
Examinadora:


Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENÇO
Coordenação de Curso- Engenharia Ambiental- UNESP/Sorocaba


Profa. Dra. VIVIANE MOSCHINI CARLOS
Coordenação de Curso- Engenharia Ambiental- Sorocaba/UNESP


Profa. Dra. KELLY CRISTINA TONELLO
Departamento de Engenharia Florestal / Universidade Federal de São Carlos

Data da realização: 23 de fevereiro de 2015.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Adjunto Roberto Wagner Lourenço (Orientador)

Universidades Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

Câmpus Experimental de Sorocaba

Prof. Dr. Mercival Roberto Franciscos

Depto. de Ciências Ambientais

Universidade Federal de São Carlos UFSCar -Sorocaba, SP

Profª. Dra. Kelly Cristina Tonello

Depto. de Ciências Ambientais

Universidade Federal de São Carlos UFSCar -Sorocaba, SP

Prof. Dr^a Profª. Drª. Viviane Moschini Carlos

Universidades Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

Câmpus Experimental de Sorocaba

Prof. Dr. Nobel Penteado de Freitas

Núcleo de Estudos Ambientais da UNISO

Universidade de Sorocaba – Sorocaba, SP

Sorocaba, 23 de Janeiro de 2015.

DEDICATÓRIA

**A minha mãe, Maria Cecília, pelo incentivo, dedicação e esforço
para que eu seguisse em frente com meus estudos.**

**Ao meu pai, Fernando, pelo exemplo de serenidade e força para
enfrentar as dificuldades.**

**Ao meu avô Bidi (*in memorium*), ao meu avô Moarcir (*in
memorium*) e a minha avó Julieta (*in memorium*) por sempre
estarem em minhas orações.**

A minha avó, Odete, pelo exemplo de vida.

**A Helena, minha futura esposa, pela ajuda, pelo incentivo e
carinho que me fizeram continuar.**

Ao Billy e a Nina pela amizade incondicional.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por me acalmar e guiar quando me encontrei perdido.

A toda minha família que me apoiou, estando sempre ao meu lado e que é o alicerce para construção do meu futuro.

Ao meu orientador Roberto Wagner Lourenço, pelo conhecimento, dedicação e confiança que me foi dado durante todo momento, agradeço por estar sempre presente nessa caminhada e pelas oportunidades proporcionadas ao meu crescimento profissional e pessoal.

A minha Co-orientadora Ligia Ferrari Torella di Romagnano pela ajuda fundamental e pelo apoio em todos os momentos.

Ao meu grande amigo Darllan Collins da Cunha e Silva por ajudar em muitos momentos a compreender o meu trabalho e focar minhas energias no que era preciso.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela oportunidade de desenvolver meu projeto de mestrado. A Fundação Instituto de Pesquisas Tecnológica - FIPT pelo apoio financeiro desta pesquisa.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho, o meu eterno agradecimento.

*“Os poemas são pássaros que chegam
não se sabe de onde e pousam
no livro que lê.
Quando fechas o livro, eles alçam vôo
como de um alçapão.
Eles não têm pouso
nem porto
alimentam-se um instante em cada par de mãos
e partem.
E olhas, então, essas tuas mãos vazias,
no maravilhoso espanto de saberes
que o alimento deles já estava em ti...”*

(Mário Quintana)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	2
2. REVISÃO BILIOGRÁFICA	5
2.1. MATA ATLÂNTICA	5
2.1.1. FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL	7
2.1.2. <i>Efeito de Borda</i>	8
2.1.3. <i>Estrutura dos habitats e sua diversidade</i>	9
2.2. AVIFAUNA	10
2.3. ECOLOGIA DE PAISAGEM	13
2.4. GEOPROCESSAMENTO	15
3. OBJETIVOS.....	17
3.1. OBJETIVO GERAL	17
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
4. MATERIAIS E MÉTODOS	19
4.1. MATERIAIS	19
4.1.1. ÁREA DE ESTUDO	19
4.2. MÉTODOS	21
4.2.1. <i>Elaboração da base cartográfica digital e organização do banco de dados espacial</i>	21
4.2.2. <i>Compartimentação morfométrica da área de estudo</i>	22
4.2.3. <i>Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal e seleção dos fragmentos florestais</i>	23

4.2.4. Construção do Índice de Circularidade (IC) dos fragmentos amostrais	25
4.2.5. Índice de Efeito de Borda (IEB).....	26
4.2.6. Indicador de Exposição Antrópica (IEA)	28
4.2.7. Cálculo da Densidade de Drenagem (Dd) por unidade amostral....	29
4.2.8. Estudo da diversidade e riqueza das espécies da avifauna	29
4.2.9. Análise da população de Avifauna	31
4.2.10. Identificação do nível de risco e das áreas prioritárias para conservação.....	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1. BASE CARTOGRÁFICA DIGITAL DA ÁREA DE ESTUDO	35
5.2. COMPARTIMENTAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UNA	37
5.3. MAPEAMENTO DO USO DO SOLO E COBERTURA VEGETAL	41
5.3.1. Seleção das unidades amostrais para o levantamento da avifauna.....	47
5.3.2. Elaboração do NDVI	48
5.4. CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE CIRCULARIDADE DOS FRAGMENTOS AMOSTRAIS.....	53
5.5. ÍNDICE DE EFEITO DE BORDA (IEB).....	57
5.6. INDICADOR DE EXPOSIÇÃO ANTRÓPICA (IEA)	62
5.7. DENSIDADE DE DRENAGEM (DD)	67
5.8. LEVANTAMENTO AVIFAUNA	69
5.8.1. Estudo da diversidade e riqueza da avifauna	71
5.8.2. Riqueza e abundância das sub-bacias	81
5.8.3. Análise da tendência populacional	86

5.8.4. <i>Riqueza e abundância de espécies por fragmentos</i>	88
5.8.5. <i>Análise da diversidade de dominância das espécies</i>	92
5.9. IDENTIFICAÇÃO DAS ÁREAS DE RISCO E RANQUEAMENTO DAS ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO	94
6. CONCLUSÕES	98
7. BIBLIOGRAFIA	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Área de estudo	20
Figura 2 – Esquema de formulação de superfície de contato entre os diferentes tipos de uso do solo.	27
Figura 3 - Base de dados digitalizados da Bacia Hidrográfica do Rio Una	36
Figura 4 – Perfil topográfico da Bacia Hidrográfica do Rio Una.....	37
Figura 5 – Base de dados digitalizada do Baixo Rio Una	39
Figura 6 - Base de dados digitalizada do Médio Rio Una	40
Figura 7 - Base de dados digitalizada do Alto Rio Una.....	41
Figura 8 – Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da área de estudos	42
Figura 9 - Mapa do uso do solo e cobertura vegetal do Baixo Una....	44
Figura 10 – Mapa do uso do solo e cobertura vegetal do Médio Una	45
Figura 11 – Mapa do uso do solo e cobertura vegetal do Alto Una ...	46

Figura 12 – Mapa do <i>NDVI</i> de todos os fragmentos florestais da bacia hidrográfica	49
Figura 13 – <i>NDVI</i> do Baixo Una e suas respectivas unidades amostrais	50
Figura 14 – <i>NDVI</i> do Médio Una e suas respectivas unidades amostrais.....	50
Figura 15 – <i>NDVI</i> do Alto Una e suas respectivas unidades amostrais	51
Figura 16 – Distribuição dos fragmentos e seus valores de IEB	61
Figura 17 – Fragmentos do Baixo Una classificados com o Indicador de Exposição Antrópico	64
Figura 18 – Fragmentos do Médio Una classificados com o Indicador de Exposição Antrópico	65
Figura 19 – Fragmentos do Alto Una classificados com o Indicador de Exposição Antrópico	66
Figura 20 – Pontos de coleta localizados nos fragmentos do Baixo Una	69
Figura 21 - Pontos de coleta localizados nos fragmentos do Médio Una	70
Figura 22 - Pontos de coleta localizados nos fragmentos do Alto Una	71

Figura 23 – Gráficos da curva de acúmulo de espécies dos fragmentos do Baixo Una.....	81
Figura 24 – Gráficos da curva de acúmulo de espécies dos fragmentos do Médio Una.....	83
Figura 25 – Gráficos da curva de acúmulo de espécies dos fragmentos do Alto Una	85
Figura 26 – Mapa de risco dos fragmentos florestais	96

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Tabela 1 – Densidade de drenagem em função da variação altimétrica, comprimento e área dos cursos d'água.	38
Tabela 2 - Classes de uso do solo distribuídas ao longo da Bacia do Rio Una.	43
Tabela 3 – Tabela de coordenadas geográficas das e valores de <i>NDVI</i>	52
Tabela 4 – Índice de Circularidade dos fragmentos amostrais.	54
Tabela 5 - Valores atribuídos as classes de uso do solo	59
Tabela 6 – Valores de IEA em função de IC e IEB	63
Tabela 7 – Tabela valores de Densidade de Drenagem das unidades amostrais.....	68
Tabela 8 – Lista de espécies da Avifauna da Bacia Hidrográfica do Rio Una	72
Tabela 9 – Espécies com tendência populacional a diminuir	87

Tabela 10 - Relação de número de riqueza e abundancia de indivíduos observados por fragmento	89
Tabela 11 – Média e Desvio Padrão da diversidade da avifauna nas respectivas subdivisões da bacia hidrográfica.	90
Tabela 12 - Índices de Diversidade e Dominância Populacional	92
Tabela 13 – Ranqueamento das áreas de risco.....	94

SALES, J, C, A. Metodologia para identificação de áreas de risco e prioritárias para conservação da avifauna na bacia hidrográfica do Rio Una, Ibiúna/SP.(tese). Sorocaba (SP), Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UNESP - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”; 2015.

RESUMO

A presente dissertação de mestrado teve como objetivo geral a construção de metodologia para a identificação das áreas de risco e prioritárias para restauração e conservação de remanescentes florestais através do estudo da diversidade de riqueza das espécies da avifauna, utilizando técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto por meio de Sistemas de Informações Geográficas na Bacia Hidrográfica do Rio Una, localizado no município de Ibiúna – São Paulo. Para isso foi realizado estudos do meio físico contemplando o mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal para identificação dos fragmentos florestais a serem utilizados como unidades amostrais, realizada a análise da Densidade de Drenagem e a geração de Índices de Circularidade e Índice de Efeito de Borda para a construção do Indicador de Exposição Antrópica de cada fragmento. Após a obtenção dessas variáveis, foi realizada a análise da riqueza e diversidade das espécies de avifauna e a análise da população através de um levantamento das espécies. Por fim, foi elaborada uma metodologia para identificação de áreas de risco e prioritárias para conservação da avifauna na área de estudo. Os resultados obtidos com o mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal mostraram que o tipo de uso do solo dominante em toda a área de estudo é a classe de Matas com 3.945,0 hectares. No entanto, é possível observar forte presença de áreas de exposição antrópica a montante da área de estudo em direção a sua jusante. Com relação ao Índice de Circularidade das unidades amostrais, não houve nenhum fragmento classificado como forma arredondada, ou seja, com valores superior a 0,8, sendo apenas um fragmento localizado na região central da bacia e um fragmento localizado a montante classificados como alongados, sendo os demais classificados como muito alongados. Com relação ao Índice de Efeito de Borda apenas um fragmento, localizado a jusante e outros dois fragmentos localizados na região central da bacia, foram classificados como sendo de Baixa Pressão Antrópica, os demais foram classificados como de Média Pressão Antrópica. O Indicador de

Exposição Antrópica (IEA) composto pelos índices anteriores, permitiu verificar o grau de pressão exercida pela vizinhança de acordo com seus diferentes usos de solo, mostrando-se bastante evidente, sendo que parte dos fragmentos da região central da bacia apresentaram os maiores valores de IEA. Com relação à Densidade de drenagem (Dd), apenas um fragmento localizado na região central não possui curso d'água. O inventário da avifauna mostrou 147 espécies observadas, com uma abundância de 9.025 indivíduos visualizados. As espécies são representadas por 46 Famílias de 20 Ordens diferentes. Foi identificado um predomínio de aves da Ordem Passeriforme, representando 53,4% das espécies presentes, sendo a Família mais representativa, a dos Tyrannidae, com 23 espécies diferentes. Por fim, da integração das variáveis IC, IEB, IEA, Dd, Diversidade e Abundância da Avifauna e Tendências populacionais, foi elaborado um mapa de risco e fragilidade que permitiu ranquear e identificar fragmentos florestais prioritários para ações de políticas públicas de conservação, preservação e recuperação. Sendo uma das áreas de menor prioridade localizada a jusante e outra a montante, respectivamente, caracterizadas por serem fragmentos de grande perímetro, sendo o da região jusante 7.633,85 metros de comprimento, localizado em áreas próximas a zona rural e o segundo localizado a montante com 4.755,81 metros. As áreas de alto risco são 2 fragmentos localizados próximo a zona urbana do município de Ibiúna, 5 fragmentos sob grande influência da expansão agrícola de longo e curto período e por fim 2 fragmentos, localizados a montante da bacia, sob grande influência de áreas de campos abertos como pastagens e também de agriculturas de longo período. Por fim, este trabalho procurou auxiliar na tomada de decisões e na gestão e planejamento de políticas públicas voltadas para o meio ambiente. Portanto, a elaboração do Indicador de Exposição Antrópico, assim como a identificação das áreas de risco, permitiu classificar a atual situação dos fragmentos florestais, demonstrando ser um instrumento de fácil compreensão e que pode ser replicado para diferentes áreas e fisionomias florestais, a fim de mitigar e grandes impactos ambientais e sua consequente perda da biodiversidade.

Palavras-chave: Mata Atlântica, biodiversidade, Sistemas de Informações Geográficas.

SALES, J, C, A. Hazard area identification methodology for avifauna conservation on Una watershed in Ibiúna/SP (thesis). Sorocaba (SP), Environmental Science postgraduate, UNESP - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”; 2015.

ABSTRACT

The present dissertation aimed to build a methodology for the environmental risk areas identification and priorities for restoration and conservation of forest remnants by studying the richness and the diversity of bird species, using GIS and Remote Sensing techniques through the Geographic Information Systems in the watershed of the Una River, located in the city of Ibiúna, São Paulo/Brazil. Furthermore, was realized studies of the physical environment completing the mapping of land use and vegetation cover for identification of forest fragments to be used as sampling units performing the analysis of the Drainage density (Dd) and the generation of the Roundness Index (IC) and Edge Effect Index (IEB) for the construction of an Anthropic Exposure Indicator (IEA) for each fragment. After obtained these variables, was realized the richness analysis and the species diversity of birds and the population analysis was conducted through a survey of the species. Finally was elaborated a methodology for identification of risk areas and priorities for conservation of birds in the study area. The results obtained with the land uses and vegetation cover map showed that the type of the dominant land use throughout the study area is the class of forests with 3945.0 hectares. However, it is possible to observe strong presence of anthropic exposure areas upstream of the study area toward its downstream. Regarding IC, the sample units weren't classified as rounded shape, i.e. with higher value to 0.8, with only a fragment located in the central part of the watershed and a fragment located upstream classified as elongated, and the others classified as very elongated. Concerning the IEB only a fragment, located downstream and two fragments located in the central part of the watershed, were classified as Low Pressure Anthropic, the others were classified as Medium Pressure Anthropic. The Anthropic Exposure Indicator (IEA) composed of the previous indexes, has shown the degree of pressure exerted by the neighborhood according to their different land use, showed to be very clear, and part of the central basin fragments showed the highest IEA values. Considering Dd, only

a fragment located in the central region has no watercourse. The inventory of birds showed 147 species observed, with an abundance of 9,025 individuals displayed. The species are represented by 46 families from 20 different orders. A predominance of passerine birds Order was identified, representing 53.4% of the species present, the most representative being Family, of the Tyrannidae with 23 different species. Finally, the integration of IC variables, IEB, IEA, Dd, diversity and abundance of birdlife and population trends, we designed a risk map and fragility allowed to rank and identify priority forest fragments for public policy actions of conservation, preservation and recovery. As one of lower priority areas located further downstream and upstream, respectively, are characterized by large perimeter fragments, the upstream region 7633.85 meters long, located in rural areas near the second area and located upstream to 4755.81 meters. High risk areas are 2 fragments located near the urban area of the municipality of Ibiúna, 5 fragment under great influence of agricultural expansion long and short period and finally 2 fragments, located upstream of the basin, under great influence of field areas as well as open grassland long period of agriculture. Finally, this study sought to assist in decision making and in the management and planning of public policies for the environment. Therefore, the preparation of the Anthropic Exposure Indicator, and the identification of risk areas, allowed to classify the current state of forest fragments, proving to be an instrument easy to understand and that can be replicated to different areas and forest fragments in order to mitigate and large environmental impacts and the consequent loss of biodiversity.

Keywords: Atlantic Forest biodiversity, Geographic Information Systems

1. INTRODUÇÃO

A mata atlântica é um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta e figura entre os cinco primeiros biomas dos *hotspots* mundiais, tendo em vista a perda da grande parte da vasta biodiversidade recorrente em todo a sua extensão (LAGOS; MULLER, 2007; CANALE et al., 2012). A inclusão dos biomas entre as áreas ameaçadas depende de uma avaliação entre os níveis excepcionais de endemismo de fauna e flora, das taxas notáveis de destruição de habitats e da alta riqueza biológica (MITTERMEIER et al., 2005).

Comparada a outros biomas a mata atlântica é considerada altamente diversificada, com cerca de 22.300 espécies diferentes entre plantas, mamíferos, aves, peixes, anfíbios e répteis (COSTA et al., 2000). No entanto, atualmente apenas 15% da vegetação original e cerca de 38% de sua fauna e flora são endêmicas (RIBEIRO et al., 2009; SOS MATA ATLÂNTICA, 2013).

No Estado de São Paulo os cerca de 2.670.324 ha de mata atlântica existentes encontram-se sob intensa pressão antrópica e risco iminente de extinção (RIBEIRO, 2011; SOS MATA ATLÂNTICA, 2013). A maior parte da mata permanece em pequenos fragmentos isolados uns dos outros, compostos por florestas secundárias ou em estágio médio de sucessão ecológica, com exceção dos grandes maciços nas regiões serranas, onde o terreno íngreme faz a ocupação

humana particularmente difícil, preservando os escassos fragmentos de áreas maiores das florestas tropicais (METZGER, 2000; SILVA et al., 2007; NALLON, 2008).

A fragmentação de habitats é a ameaça mais séria à diversidade biológica, e é a responsável pela crise de extinção atual uma vez que causa danos irreversíveis, como a diminuição do fluxo gênico, causada pelo impedimento da dispersão de animais, pólen, esporos, sementes e propágulos (BRANDON et al., 2005). A diminuição da diversidade biológica é causada devido ao isolamento de populações e a redução da escala de recursos disponíveis. O aumento e a intensificação do efeito de borda no ecossistema aumentam os riscos da consanguinidade como a redução na taxa de heterozigose e a erosão genética das espécies, que pode afetar a produtividade e a viabilidade dos indivíduos, ou seja, a adaptabilidade genotípica, além de afetar diretamente a fenodinâmica das plantas, causando alterações nos padrões de atividade e intensidade de frutificação na comunidade (NOSS, 1987; TABARELLI et al., 1999; SANTOS, 2003; RAMOS; SANTOS, 2005; CORRÊA et l., 2011).

Por serem dispersoras de grandes sementes, as aves e os mamíferos de grande porte são especialmente vulneráveis à perda de hábitat, o que pode levar ao risco de extinção local (CORLETT; LAFRANKIE, 1998; RESTREPO, et al. 1999; SILVA; TABARELLI, 2000; TABARELLI; PERES, 2002). Essas diversas modificações na composição e dinâmica da flora e da fauna advindas da fragmentação podem influenciar as interações bióticas, afetando funções ecológicas

como predação, parasitismo, herbivoria, polinização e dispersão de sementes (AIZEN; FEINSINGER, 1994; CUNNINGHAM, 2000).

Ainda, o isolamento temporal causado pela falta de sincronia de floração entre indivíduos de uma determinada espécie, em ambientes perturbados, tem sido visto como um fator proeminente para a redução na produção de frutos, o que, consequentemente, poderia gerar efeitos em cascata, afetando as interações com os dispersores e polinizadores (DOLIGEZ; JOLY, 1997; SCHORN, 2003; REZNIK et al., 2012).

Desta forma, o empobrecimento da avifauna criado pelo desmatamento pode acelerar a instabilidade ambiental, ocasionando o desaparecimento de espécies endêmicas, com exigências ecológicas bem definidas, ao mesmo tempo em que permite a entrada no sistema de espécies oportunistas, ecologicamente pouco exigentes (METZGER, 1998; JORDANO, 2006).

Por outro lado, conhecer a resposta temporal de populações e comunidades de aves brasileiras sob as ações da urbanização e aos processos que deterioram os seus habitats, pode fornecer inferências para o entendimento das mudanças associadas ao desenvolvimento urbano em ambientes florestais (WILLIS, 1979; LOVEJOY et al., 1986; BIERREGAARD et al., 1992; KATTAN et al., 1994; STOUFFER, BIERREGAARD, 1995; BURKE, NOL, 1998; MARSDEN et al., 2001; ANTUNES, 2005; ALEIXO, 2007).

Apesar de alguns trabalhos tratarem do assunto no âmbito da Ecologia da Paisagem, poucos estudos têm associado técnicas de geoprocessamento para auxiliar no entendimento dos processos de ocupação antrópica em regiões como a Mata Atlântica e sua

interferência nas populações e comunidades de aves brasileiras (MCGARIGAL; MARKS, 1994; CÂMARA; CLODOVEU, 2001; SEABRA et al., 2009).

As tecnologias de estudos espaciais podem contribuir com a compreensão dos processos e mecanismos da fragmentação florestal em escala regional e possíveis impactos nas populações de aves gerando informações que podem ser usados como instrumento eficiente junto aos órgãos ambientais competentes, formuladores de políticas e tomadores de decisões para o desenvolvimento de metodológicas de preservação ambiental (MITTERMEIER et al., 2005;NUCCI, 2007; DOMINGUES; FRANÇOSO, 2008; LINDENMAYER, 2008, PRAÇA, 2011).

2. REVISÃO BILIOGRÁFICA

2.1. Mata Atlântica

Rankeada como uma das 25 mais importantes áreas para biodiversidade mundial, o domínio de Mata Atlântica é considerado referência em diversidade e endemismo sustentando mais de 20.000 espécies de plantas vasculares, representando 2,7% do total do planeta

(MYERS et al., 2002). A variação na estrutura da comunidade vegetal e composição de espécies refletem sua notável heterogeneidade sobre o ambiente, além de ser uma das florestas tropicais mais ameaçadas do mundo, que ainda assim cobre uma área referente a 14 milhões de hectares (LAURENCE, 2009; ALVES et al., 2010).

Segundo Alcoforado-Filho (2003) este alto grau de endemismo e diversidade dá-se devido às condições físicas da floresta, a sua distribuição em condições climáticas e a variabilidade altimétrica, que favorecem a diversificação de espécies que estão adaptadas às diferentes condições topográficas de solo e umidade, proporcionando a diferenciação da vegetação em dois conjuntos florísticos, assim denominados:

- Floresta Ombrófila, caracterizada por matas densas e mistas, onde não há uma sazonalidade climática marcada, ou seja, a vegetação é pereniforme ou sempre verde. Este conjunto também pode ser conhecido como mata de encosta, composto por vegetação densa, ou mata de araucária de vegetação mista;
-
- Floresta Estacional Semidecidual também conhecida como mata de interior, estende-se ao longo do planalto atlântico e é caracterizada por formações de dupla estacionalidade, ou seja, precisam de verões chuvosos e invernos secos (OLIVEIRA FILHO, 2000; RODAL, 2008).
-

Entretanto a maior parte da floresta encontra-se composta por pequenos fragmentos isolados de florestas secundárias ou em estágio médio de sucessão ecológica em intensa pressão antrópica e risco iminente de extinção (RIBEIRO, 2011).

2.1.1. Fragmentação Florestal

O desmatamento em regiões tropicais representa uma ameaça crítica ao ecossistema. Todo ano, milhões de hectares de floresta nativa são convertidos em outros tipos de uso, como agricultura, pasto e áreas urbanizadas. No Brasil a taxa média de desmatamento durante os anos de 2000 e 2010 foi de 2,6 milhões de hectares por ano, sendo significativa parte desse processo ocorrendo em ecossistemas formados por Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais Deciduais (MORELLATO; HADDAD, 2000; CAMPOE et al., 2014).

A fragmentação florestal decorrente do desmatamento e da pressão antrópica é responsável por muitas das mudanças físicas e biológicas, como o resultado da perda de habitat e da insularização, ou seja, do isolamento dos fragmentos e a consequente perda da biodiversidade (SMITH, 2010).

Além disso, segundo Corrêa (2011) a crescente perda da biodiversidade devido à fragmentação florestal é fortemente relacionada a um fenômeno conhecido como Efeito de Borda.

2.1.2. Efeito de Borda

O Efeito de Borda ocorre a partir da interação da margem de dois ecossistemas adjacentes. Esses efeitos são menos pronunciados em grandes fragmentos, devido à sua menor razão entre área e perímetro (HELZER; JELINSKI, 1999). Os grandes remanescentes florestais mantêm a porção mais central do fragmento preservada das mudanças causada pelo Efeito de Borda, enquanto os fragmentos menores sofrem, em determinados casos, quase integralmente as mudanças nas condições bióticas e abióticas (FAHRIG, 2003; BATÁRY et al., 2014).

Pode-se ainda acrescentar que em longo prazo o Efeito de Borda antecipa a extinção local pela fragmentação e isolamento dos remanescentes florestais, afetando as populações locais das espécies da fauna e flora, acarretando em mudanças nos processos ecológicos, como a polinização, predação, comportamento territorial e hábitos alimentares das populações de espécies remanescentes (LIAO, 2013).

Além de alterar as interações ecológicas, o efeito de borda causado pelo isolamento da matriz vegetal também é capaz de afetar o microclima local e as interações abióticas, como mudanças na incidência solar, padrões de umidade e vento nas bordas dos fragmentos. Consequentemente essas mudanças afetam a germinação das sementes e a proliferação de indivíduos intolerantes à sombra, o aumento na incidência de vento na borda dos fragmentos também aumenta o índice de queda de árvores, alterando a estrutura e composição da paisagem, além das mudanças bióticas como as

relações entre presa-predador, relações de mutualismo, comensalismo e parasitismo (BARRERA, 2004; BATÁRY et al., 2014).

As consequências do isolamento de um fragmento dependem basicamente da sua área, perímetro, e da relação perímetro/área consequente da forma do fragmento. Também são fundamentais fatores como a porcentagem de borda que o fragmento possui e o grau de conectividade com outros fragmentos (FORMAN; GODRON, 1992; CHIARELLO, 1999; KIM, 2013). Conforme Marcelino (2007), quanto mais irregular e recortada for a forma do fragmento, espera-se que maior seja o efeito de borda nele presente, demonstrando que quanto menor forem os fragmentos, maiores as consequências deletérias em relação as grandes florestas contínuas.

2.1.3. Estrutura dos habitats e sua diversidade

Segundo os processos bióticos e os estudos da ecologia da paisagem, o processo de fragmentação de habitats provocam alterações rápidas e drásticas na composição e na abundância de espécies arbóreas em florestas tropicais úmidas (LAURANCE et al., 2006). Essas alterações afetam potencialmente a composição e a abundância de espécies da comunidade.

Modificações na estrutura dos ambientes ocorrem em consequência do processo de fragmentação, alterando a dinâmica ecológica dos remanescentes, A matriz circundante aos fragmentos

representa grande importância na manutenção das comunidades do mesmo, sendo um dos principais determinantes da vulnerabilidade de extinção das espécies. Portanto, investigar como as comunidades dos remanescentes florestais se comportam em relação à matriz, considerando-se também as características estruturais do habitat, torna-se importante para uma melhor compreensão das consequências do processo de fragmentação sobre os ambientes florestais (LANGONE, 2007).

Sisk et al. (1997) constataram que fragmentos similares, mas circundados por habitats matriz que diferiam na estrutura da vegetação e composição de espécies, suportaram diferentes comunidades de aves, enquanto que fragmentos circundados por um mesmo tipo de habitat matriz foram compostos por comunidades similares.

Assim, a intensidade das consequências do efeito de borda sobre as aves que vivem em um fragmento florestal depende em parte da composição da fauna que vive no ambiente circundante, ou seja, quanto maior o número de competidores, predadores e parasitas capazes de invadir o fragmento, maior será o prejuízo para as aves florestais (WILCOVE et al., 1990).

2.2. Avifauna

De acordo com Silveira e Uezu (2011) o Estado de São Paulo possui 793 diferentes espécies de aves que são representadas por 25 ordens e 85 famílias, correspondendo a aproximadamente 45% da

avifauna brasileira, que conta com 1.825 espécies. O estabelecimento de uma comunidade de aves está intrinsecamente relacionado com a cobertura vegetal (AMBUEL; TEMPLE, 1983). Nesse sentido, as áreas verdes desempenham um papel importante na manutenção da avifauna em zona urbanas, uma vez que parques e praças podem ser utilizados como refúgios ou “ilhas” para as espécies que, pressionadas pela degradação ambiental das áreas naturais, consigam se ajustar às pressões da urbanização (FRANCHIN, 2009).

2.2.1. Inventário de avifauna

As aves constituem o grupo dos vertebrados mais estudados e conhecidos em razão do hábito predominantemente diurno e do padrão conspicuo de cores. São de extrema importância para no controle biológico, na dispersão de sementes e na verificação das condições ecológicas de um determinado ambiente, atuando como bioindicadores e servindo de base para planos de manejo de áreas de proteção (PENSE; CARVALHO, 2005).

O levantamento de fauna pode ser definido como o emprego simultâneo de diferentes métodos, com o objetivo de se obter uma listagem, a mais completa possível, das espécies que ocorrem em uma determinada área de estudo, informações sobre locais de ocorrência, estimativas de riqueza, diversidade e abundância, de forma a se obter um diagnóstico para as espécies registradas no levantamento

(ZANZINI; GREGORIN, 2008). O conhecimento da dinâmica natural e da estrutura do ecossistema com o auxílio de levantamentos é fundamental no desenvolvimento de modelos de recuperação de áreas impactadas (ALMEIDA, 2000).

2.2.2. Bioindicadores

Segundo Abreu e Zampieron (2009) bioindicadores são organismos ou comunidade de organismos cujas funções vitais são tão estreitamente relacionadas com os fatores abióticos que podem ser utilizados como indicadores das mudanças ambientais.

Como o estabelecimento de uma comunidade de aves está intrinsecamente relacionado com a cobertura vegetal (AMBUEL; TEMPLE, 1983), dentro de um cenário de pressão antrópica e isolamento dos fragmentos florestais de grandes biomas, as aves surgem como importante ferramenta para estudos que objetivam a conservação de ambientes, isto por serem excelentes bioindicadores, estando distribuídas por todos os ecossistemas terrestres e nos mais variados nichos (DÁRIO; ALMEIDA, 2000; DÁRIO et al., 2002).

Indicadores ecológicos têm sido utilizados para detectar mudanças no meio ambiente nos últimos 40 anos, e atualmente são principalmente utilizados para avaliar as condições ambientais e um dos aspectos que vem sendo avaliados por meio desses indicadores é a

fragmentação da paisagem (NIEMI; MCDONALD, 2004; PIRATELLI et al., 2008).

Os organismos possuem diferentes capacidades de resistir a mudanças em seus nichos ecológicos. Esta resistência tem como limites extremos as Zonas de Tolerância Fisiológica (ABREU; ZAMPIERON, 2009). A tolerância de um indivíduo às mudanças mostra seu valor como indicador de uma condição abiótica. Esta indicação, tanto dos fatores abióticos quanto bióticos de um nicho ecológico é conhecida como bioindicação (SILVEIRA NETO et al., 1995).

2.3. Ecologia de Paisagem

De acordo com Forman e Godron (1992), a ciência que estuda a estrutura, a função e as alterações dos ecossistemas é a Ecologia da Paisagem. Trata-se da interação entre os elementos espaciais, isto é, o fluxo de energia, materiais e espécies entre os componentes ecossistêmicos. A alteração se refere à mudança na estrutura e na função do mosaico ecológico, considerando que a dinâmica paisagística depende das relações entre as sociedades e seu ambiente, criando estruturas modificadas no espaço e no tempo, e que essa heterogeneidade controla numerosos movimentos e fluxos de organismos, matéria e energia (BUREL; BAUDRAY, 2002).

Na atualidade, Ecologia da Paisagem é uma perspectiva científica multidisciplinar consolidada, que compreende e ajuda a

resolver alguns dos principais desafios ambientais contemporâneos na conservação da diversidade biológica baseado na hipótese de que as interações entre os componentes bióticos e abióticos são espacialmente mensuráveis (MARENZI; RODERJAN, 2005).

Segundo Watrine Venturieri (2005) as muitas medidas quantitativas de composição da paisagem, conhecidas como métricas ou indicadores de paisagem ganham cada vez mais atenção, na medida em que ajudam a compreender a estrutura complexa da paisagem e a forma como esta influencia determinadas relações ecológicas.

Os métodos quantitativos em ecologia da paisagem são aplicados em três níveis:

- O primeiro nível trata-se do Fragmento, no qual os cálculos quantitativos se aplicam a cada fragmento individual, sendo adequado para determinar qual é o fragmento de maior superfície entre todos os representados em um mosaico de paisagem;
-
- O segundo trata-se da Classe, no qual os cálculos se aplicam a cada conjunto de fragmentos da mesma classe, isto é, aqueles que têm o mesmo valor ou que representam o mesmo tipo de uso do solo, habitat, etc. É apropriado para calcular a superfície que ocupa uma determinada cobertura de solo, ou qual é a extensão média ocupada pelos fragmentos.
-

- O terceiro é a Paisagem, onde os calculos se aplicam ao conjunto de paisagem, isto é, a todos os fragmentos e classes de cada vez. O resultado informa o grau de heterogeneidade ou homogeneidade de toda a área analisada (MCGARIGAL; MARKS, 1995; BOTEQUILHA et al., 2006 *apud* SUBIRÓS, LINDE et al., 2006).

2.4. Geoprocessamento

Várias dessas métricas citadas acima têm sido desenvolvidas para descrever padrões espaciais, a partir de produtos temáticos obtidos através do uso integrado das ferramentas de Geoprocessamento. Tais ferramentas são importantes como subsídio para tomada de decisões no tocante ao ambiente natural e a políticas públicas (WATRIN; VENTURIERI, 2005). As tecnologias de coleta e tratamento de informações espaciais originárias do Sensoriamento Remoto (SR), da Cartografia Analógica e Digital, e coleta de campo, materializadas segundo um conjunto de instrumentos analíticos computacionais são denominados Sistemas de Informações Geográficas (CÂMARA et al., 2003).

O Geoprocessamento é a área do conhecimento que possui a finalidade de tratar as diversas informações geográficas por meio de técnicas matemáticas e computacionais. A distribuição espacial e

estrutural dos ecossistemas, parâmetros bióticos e abióticos podem ser analisados, permitindo uma análise ambiental mais rica, aumentando a compreensão do ambiente e incorporando informações antes não incorporáveis (BURROUGH, 1994; CÂMARA; MEDEIROS, 1998; CÂMARA; CLODOVEU, 2001; CARDOSO; FARIA, 2010; DOS SANTOS; PENA, 2011).

Com o uso de técnicas de SR, um conjunto de informações sobre objetos pode ser analisado sem que haja contato físico entre eles (STEFFEN, 2001). A aquisição das informações se dá por meio da captação e registro da energia refletida ou emitida pela superfície da terra, captada por satélites. A radiação eletromagnética (REM) é a energia utilizada no SR, sendo propagada na forma de ondas eletromagnéticas com a velocidade da luz (NOVO, 1995).

Florenzano (2002) explica que os componentes da superfície terrestre como a vegetação, a água e o solo, refletem, absorvem e transmitem radiação eletromagnética em proporções que variam com o comprimento de onda, assim sensores remotos captam e registram a energia refletida, ou emitida pelos elementos da superfície terrestre diferenciando os elementos da paisagem, possibilitando uma análise detalhada da paisagem.

Desta forma o Geoprocessamento pode oferecer mecanismos para interpretar as feições da superfície da Terra combinando várias informações através de algoritmos de manipulação e análise, bem como de consulta, recuperação, visualização e plotagem dos conteúdos de uma base de dados georreferenciados, permitindo a construção de um Sistema de Informações Geográficas (SIG)

integrando diversas fontes de informações de diferentes bancos de dados espaciais para obtenção de modelos que reflitam a condição ambiental recorrente na superfície terrestre (MOREIRA, 2011).

Sendo assim o Geoprocessamento auxilia no estudo da ecologia de paisagem e modificações no espaço geográfico como no monitoramento da cobertura vegetal e uso do solo, níveis de erosão do solo, fragmentação de áreas florestais, permitindo realizar análises complexas da vegetação e das populações de fauna remanescente (CARDOSO; FARIA, 2010).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é o desenvolvimento de uma metodologia para a identificação de áreas de risco e prioritárias para a conservação e restauração dos habitats e manutenção da paisagem.

3.2. Objetivos Específicos

Para alcançar o objetivo geral são propostas as seguintes etapas de desenvolvimento metodológico:

- Elaboração de uma base cartográfica digital de orientação espacial;
-
- Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal e seleção dos fragmentos florestais;
-
- Levantamento da diversidade e riqueza das espécies da avifauna e análise da correlação das espécies com as relações intraespecíficas com a ocorrência das populações;
-
- E por fim, com base na correlação do nível de exposição antrópica do entorno dos fragmentos florestais pelo estudo da avifauna gerar um mapa identificando as áreas de risco e prioritárias para a conservação e preservação dos habitat e manutenção da paisagem.
-

4. MATERIAIS E MÉTODOS

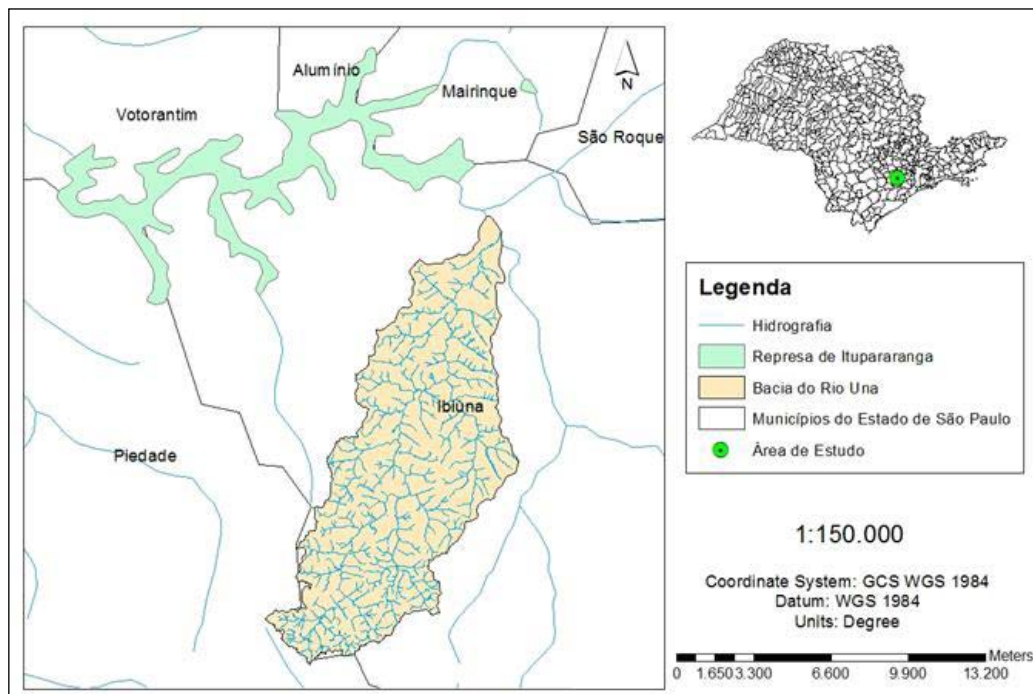
4.1. Materiais

4.1.1. Área de Estudo

A área de estudo, denominada Bacia do Rio Una, faz parte da décima Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGHRI 10), localizada no interior do Estado de São Paulo a aproximadamente 75 km da capital do Estado, entre os Municípios de Ibiúna e Piedade (Figura 1), conforme carta de São Roque SF-23-Y-C-V-2 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 1979).

Com relação à ocupação, a cidade de Ibiúna se destaca como a maior aglomeração populacional do estado de São Paulo, embora não seja a mais urbanizada, devido à sua extensa área. Por tratar-se do tecnopólo mais próximo, a cidade de Sorocaba exerce forte polarização sobre as cidades do entorno. A pluviosidade anual média na bacia é de 1.308,8 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso, com uma precipitação média de 214,9 mm, e agosto, o mês mais seco, com precipitação média de 40,0 mm. Portanto, observa-se uma razão entre o mês mais chuvoso e o mês mais seco igual a 5,4, indicando uma grande amplitude pluviométrica ao longo do ano, corroborando o fato de a bacia estar situada em uma área de clima Cwb, segundo a classificação de Köppen, com verão chuvoso (janeiro) e estiagem de inverno (agosto) (SALLES, 2008).

Figura 1 - Área de estudo



A referida bacia hidrográfica foi selecionada como área de estudo devido a sua importância e contribuição para os municípios da região. O Rio Una juntamente com o Rio Sorocabuçu e o Sorocamirim forma o Rio Sorocaba, um dos principais afluentes da margem esquerda do rio Tietê (CAVANI; ALBUQUERQUE-FILHO, 2008).

Seu percurso é marcado por contribuir com a Represa de Itupararanga. Além de estar inserida em uma Unidade de Conservação (UCs), classificada como Área de Proteção Ambiental de Itupararanga, criada pela Lei Estadual nº 10.100, de 01 de dezembro de 1998 e alterada pela Lei Estadual 11.579 de 02 de dezembro de 2003, a represa possui múltiplos usos, como o abastecimento de água dos municípios de Sorocaba, Ibiúna, Votorantim e São Roque, geração de energia elétrica e lazer. As Áreas de Proteção Ambiental (APA) são

unidades de conservação que têm como objetivo assegurar o bem estar das populações humanas e conservar ou melhorar as condições ecológicas locais, sendo assim, o estudo da bacia hidrográfica do Rio Una um importante contribuinte para a população, diversidade ecológica e para o sistema hídrico do Estado de São Paulo e região (SMA, 2010).

4.2. Métodos

4.2.1. Elaboração da base cartográfica digital e organização do banco de dados espacial

Nesta etapa foi gerado um banco de dados espacial georreferenciado da área de estudo para o reconhecimento e tomada de decisões relacionada às abordagens metodológicas do estudo e definição das unidades amostrais.

A base cartográfica digital de orientação foi construída através da extração das informações relativas à malha hídrica, curvas de nível, estradas, pontos de acesso e pontos específicos relacionados às características físicas do local, como represas, áreas agrícolas, áreas urbanas, digitalizadas sobre as cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC, 1979) em escala 1:10.000 do município de Ibiúna.

A partir das informações dos vetores dos rios, das curvas de nível e das cotas altimétricas foram traçados os limites da bacia hidrográfica do Rio Una, que serviu entre outras coisas como guia para as campanhas de campo e georreferenciamento das imagens de satélite. Foi utilizado o software AutoCad Map 3D para a digitalização e vetorização das cartas topográficas.

4.2.2. Compartimentação morfométrica da área de estudo

Após a etapa anterior, procedeu-se a compartimentação da área de estudo em três unidades estruturais. Para isso foi construído o mapa hipsométrico a partir das curvas de nível e extraído o perfil topográfico (longitudinal) do lineamento referente ao curso de água principal da bacia. Em seguida foi realizado o corte do perfil topográfico em três níveis de declividades utilizando-se como critérios a quantidade média de área dentro do perfil altimétrico definido segundo valores de inclinação do relevo. Esta etapa permitiu segmentar a área em Alto, Médio e Baixo Una. Essa etapa foi realizada com o auxílio do *software* ArcMap 10.0.

4.2.3. Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal e seleção dos fragmentos florestais

Esta etapa foi realizada inicialmente por meio da análise das imagens de satélite multiespectrais ortorretificadas do sensor SPOT 5 (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*) com resolução espacial de 2,5 metros do ano de 2010 em composição cor verdadeira, cedidas pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA) da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA, 2010). Foi utilizado o SIG ArcMap 10.0 (ESRI, 2012) para o tratamento e análise das imagens de satélite.

O mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal foi realizado utilizando-se o método de classificação supervisionada multivariada de Máxima Verossimilhança sobre as imagens de satélite do SPOT 5 em composição RGB, respectivamente nos comprimentos de onda do Infravermelho Próximo, Infravermelho Médio e Vermelho. Essa composição tem a finalidade de destacar a vegetação e corpos hídricos dos demais tipos de usos, em especial das áreas urbanas (FLORENZANO, 2002).

As classes foram divididas em Solo exposto, Pastagem, Matas, Lagos, Edificações Urbanas, Edificações Rurais, Campos Sujos, Agriculturas de longo período e Agricultura de curto período, de acordo com o Sistema Básico de Classificação do Uso da Terra (SCUT), e o Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013). Trabalho de campo foi realizado com vistas à retificação e confirmação de reconhecimento dos usos segundo o método utilizado.

Após a obtenção do mapa de uso do solo e cobertura vegetal foi realizado um procedimento de segmentação visando o isolamento dos fragmentos florestais disponíveis na área de estudo para o levantamento da diversidade e riqueza das espécies da avifauna.

Após a segmentação dos fragmentos florestais de toda a área da bacia hidrográfica, a fim de selecionar as unidades amostrais para o inventário da avifauna, os fragmentos presentes na bacia foram avaliados quanto a sua disposição geográfica, tamanho e composição vegetal, através do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*NDVI*).

Inicialmente foram avaliados os fragmentos com características florestais mais homogêneas entre si utilizando as imagens de satélite para a elaboração do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*NDVI*). O *NDVI* é uma ferramenta que permite o monitoramento da vegetação podendo ser utilizado para detectar variações na fenologia, crescimento, mudanças fisiológicas das folhas e períodos de senescência em escala regional, continental e global (FODDY et. al., 2003; LU et. al., 2005; PONZONI, 2007).

Para gerar o *NDVI* foi aplicada uma álgebra de mapas entre as bandas do satélite do infravermelho próximo e a banda do vermelho no comprimento do visível segundo a equação (1):

$$NDVI = \frac{(NIR - VIS)}{(NIR + VIS)} \quad (1)$$

onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada;

NIR = Banda do infravermelho próximo;

VIS = Banda do vermelho no comprimento do visível.

Portanto, o *NDVI* permitiu identificar os fragmentos florestais mais homogêneos quanto a sua composição florestal, e juntamente ao critério de abrangência foram identificados os fragmentos com área a partir de 10 hectares. Em seguida os fragmentos foram selecionados, atendendo a distribuição dos níveis altimétricos e de declividades, de acordo como o perfil topográfico (longitudinal), o qual resultou nas unidades amostrais para levantamento de avifauna.

4.2.4. Construção do Índice de Circularidade (IC) dos fragmentos amostrais

O Índice de Circularidade (IC) foi realizado sobre os fragmentos florestais identificados no item 4.2.3.

Segundo Viana e Pinheiro (1998) o IC é utilizado para demonstrar o potencial de interferência de seu entorno pela característica da forma circular ou alongada do fragmento. Nesse índice não se considera a importância ecológica do fragmento, apenas classifica-o quanto a sua geometria.

Os valores de IC são calculados em um intervalo entre 0 e 1, sendo que os valores que se aproximam de 1 indicam fragmentos com tendência a uma forma circular, e a medida que este valor torna-se menor, o fragmento apresenta uma forma mais alongada (equação 2):

$$IC = \frac{2 \sqrt{\pi A}}{P} \quad (2)$$

onde:

IC = Índice de Circularidade,

A = Área do fragmento,

P = Perímetro do fragmento.

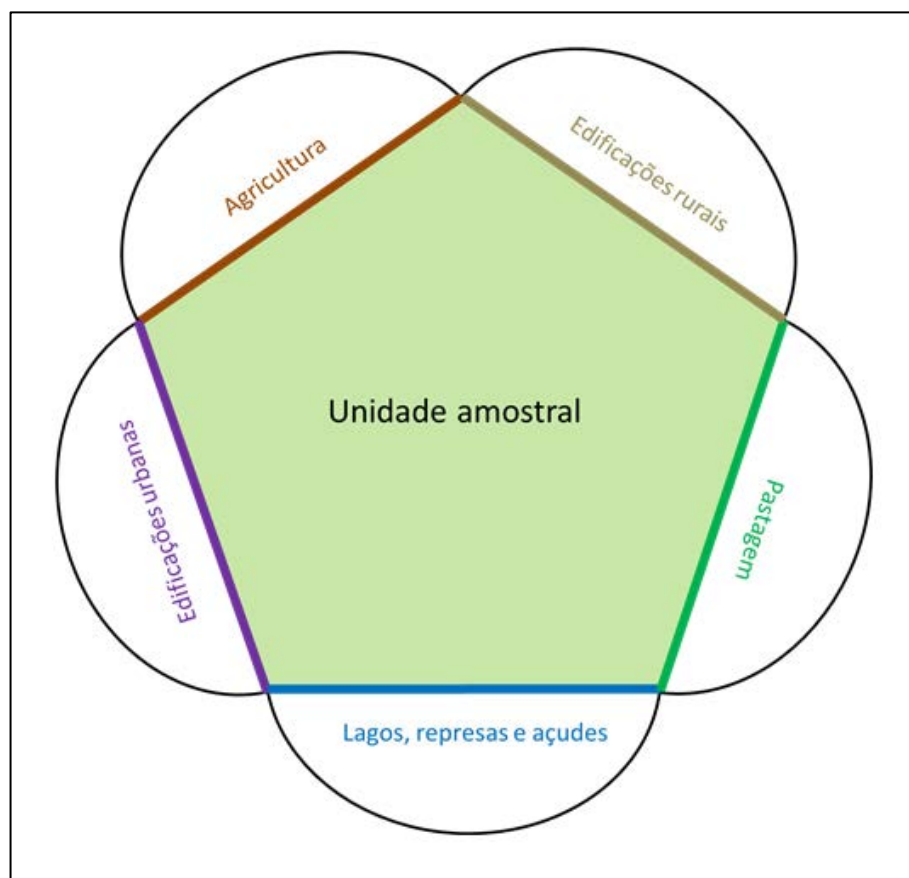
Esta etapa foi realizada com o auxílio do *software* ArcMap 10.0.

4.2.5. Índice de Efeito de Borda (IEB)

Para avaliar o efeito causado pelo tipo de atividade antrópica desenvolvida no entorno dos fragmentos, foi gerado o Índice de Efeito de Borda (IEB).

O seu desenvolvimento foi realizado com base na medida da superfície de contato imediato dos diferentes tipos de uso do solo com o perímetro dos fragmentos, atribuindo-se pesos de acordo com seu grau de importância e de prejuízo, para as 9 classes de uso do solo. A Figura 2, sem representação gráfica de escala, exemplifica o descrito, onde apenas o perímetro que está diretamente em contato com a unidade amostral é considerado.

Figura 2 – Esquema de formulação de superfície de contato entre os diferentes tipos de uso do solo.



(Fonte: Elaborado pelo autor)

Os pesos variam de acordo com o número de classes de uso do solo e cobertura vegetal, ou seja, de 0 a 9, e a definição de importância e prejuízo foi dada segundo (LOURENÇO et. al., 2014). Esta etapa foi realizada com o auxílio do *software* ArcMap 10.0

4.2.6. Indicador de Exposição Antrópica (IEA)

O Indicador de Exposição Antrópica (IEA) foi criado a partir do Índice de Circularidade (IC) e do Índice de Efeito de Borda (IEB). A esses índices, foram estipulados pesos referentes à importância de cada um no fator de sustentabilidade dos fragmentos frente à exposição às atividades antrópicas desenvolvidas no seu entorno. O IC recebeu peso 1, enquanto que o IEB recebeu peso 2. Como o valor de IC varia de 0 a 1 sendo 1 a condição de maior proteção, será subtraído 1 do valor do IC, assim o IEA terá variação de 0 a 1, sendo que 1 representa o cenário de maior exposição aos efeitos das atividades antrópicas sobre o fragmento e 0 o cenário de menor pressão das atividades antrópicas (LOURENÇO et al., 2014). Portanto, o IEA é a média ponderada dos valores do IC e IEB como mostrado a seguir (Equação 3):

$$IEA = \frac{1-IC + 2IEB}{3} \quad (3)$$

Onde,

IC = Índice de Circularidade

IEB = Índice de Efeito de Borda

IEA = Indicador de Exposição Antrópica

Esta etapa foi realizada com o auxílio do *software* ArcMap

10.0.

4.2.7. Cálculo da Densidade de Drenagem (Dd) por unidade amostral

Foi realizada nos fragmentos para identificar a presença ou ausência de cursos d'água o cálculo da densidade de drenagem (Dd). Segundo Cardoso (2006), a Dd reflete a influência das características topográficas, litológicas, pedológicas e da cobertura vegetal e incorpora a influência antrópica dos fragmentos. É calculada pela divisão do Comprimento total de todos os segmentos (L) pela área dos fragmentos em quilômetros (A), conforme equação (4).

$$Dd = \frac{L}{A} \quad (4)$$

Onde:

Dd = Densidade de drenagem;

L= Comprimento total dos canais;

A = Área da bacia.

Esta etapa foi realizada com o auxílio do *software* ArcMap 10.0.

4.2.8. Estudo da diversidade e riqueza das espécies da avifauna

O levantamento da avifauna foi realizado pelo método clássico de observação direta nos fragmentos florestais identificados no item 4.2.3. As observações foram realizadas por meio de caminhadas pelas

trilhas já existentes nos fragmentos florestais e em pontos estratégicos de observação. As campanhas foram realizadas com auxílio de dois binóculos, um modelo Grand Prix 50 mm com aumento de 4x e o UpClose G2 50 mm com aumento de 10x e zoom ótico de 30x, um iPod conectado a um alto-falante X-mini II Capsule Speaker com saída de áudio de 2,5 W de potência e uma prancheta de anotações para as informações relevantes na identificação das espécies (POZZA e PIRES, 2003). Para a identificação das espécies foram utilizados os Guias de Campo Avis Brasilis: Avifauna Brasileira (SIGRIST, 2013) e Aves da Grande São Paulo- Guia de Campo (DEVELEY, 2004).

Foram realizadas quatro repetições amostrais em cada uma das unidades amostrais realizadas em duas diferentes estações do ano, exclusivamente entre os meses de primavera e verão (DEVELEY; MARTENSEN, 2005) sendo realizadas nos meses de Dezembro de 2013, Fevereiro, Setembro e Novembro de 2014.

As campanhas foram compostas por 8 horas de esforço amostral, divididas em observação matutina e vespertina. As amostragens foram realizadas sempre nas quatro primeiras horas do dia e quatro horas no período da tarde encerrando sempre com o pôr-do-sol.

No período vespertino foram realizadas observações em transectos das trilhas já existentes nos fragmentos, percorridos com velocidade média de 2,7 km/h das 14:00 horas às 16:00 horas. A partir das 16:00 horas até o pôr do sol foram retomadas as posições de observação estática. Quando avistada, era realizado o registro da ave e

quando possível fotografadas (BECKER; DALPONTE, 1991; CARVALHO-JÚNIOR; LUZ, 2008).

4.2.9. Análise da população de Avifauna

Para estimar a biodiversidade de uma comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies em função do número total de indivíduos existentes em cada amostra, foram utilizadas medidas baseadas na riqueza de espécies, como o cálculo da densidade da população de avifauna, permitindo comparar a densidade entre os fragmentos, conforme a equação 5:

$$D = \frac{S_{frag}}{\Delta_{frag}} \quad (5)$$

onde:

D= Densidade populacional;

S_{frag}= Número total de indivíduos por fragmento;

Δ_{frag}= Área do fragmento.

Outras medidas de riqueza de espécies, que permitem comparar dados obtidos com métodos e esforço de coleta diferente, são as estimativas de riqueza. Tais medidas possibilitam estimar o número total de espécies numa determinada comunidade a partir dos dados amostrais. Desta forma foi aplicado o Índice de Riqueza de

Menhinick (D_{Mn}), que é a medida utilizada em ecologia para estimar a biodiversidade de uma comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos. Trata-se de um índice que leva em conta o número de espécies(s) e a raiz quadrada do número total de indivíduos (BARROS, 2007).

Estes índices combinam o número de espécies registrado (S) com o número total de indivíduos (N) e foi calculado pela equação 6:

$$D_{Mn} = S / \sqrt{N} \quad (6)$$

onde:

D_{Mn} = Índice de Riqueza de Menhinick;

S = Número de espécies amostradas;

N = é o número total de indivíduos em todas as espécies.

Outra análise realizada foi a de riqueza e equabilidade ou Índice de de Shannon e de Simpson, respectivamente.

Também chamado de Índice de Diversidade de Shanon-Wiener (H') é uma análise apropriada para amostras aleatórias de espécies de uma comunidade, e foi estimado através da equação 7:

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (7)$$

onde:

H' = Índice de Diversidade;

S = Número de espécies amostradas;

Pi= Proporção da espécie em relação ao número total de espécies amostradas.

O Índice de Diversidade e Dominância de Simpson (D) reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie. O valor estimado de D varia de 0 (zero) a 1 (um), sendo que valores próximos de 1 (um) representam uma maior diversidade.

A diversidade de Simpson não somente considera o número de espécies (S) e o total de números de indivíduos (N), mas também a proporção de ocorrência de cada espécie. A Diversidade de Simpson foi estimada por meio da equação 8:

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2} \quad (8)$$

onde:

D= Índice de Simpson,

S= Número de espécies,

Pi= Proporção da espécie i na comunidade.

4.2.10. Identificação do nível de risco e das áreas prioritárias para conservação

Para a identificação das áreas de risco e prioritárias para a conservação e preservação foram utilizados os princípios da metodologia de tomada de decisões de Gravidade, Tendência e Urgência. Para tanto, os valores do Indicador de Exposição Antrópica

(IEA) foram multiplicados pelo Índice de Efeito de Borda (IEB), pela média dos valores de *NDVI* e pelos índices de diversidade de Menhinick e Shannon- Wiener.

Os valores foram classificados de 0 a 3, sendo os fragmentos com valores mais próximos de 0 as áreas identificadas como os fragmentos mais frágeis, ou seja, de maior risco ambiental, consequentemente prioritárias para ações de conservação..

Para melhorar a interpretação dos resultados, os fragmentos foram divididos entre áreas de Risco Muito Alto, representadas pelos valores maiores que 0 e menores que 1, áreas de Risco Alto representada por valores maiores que 1 e menores que 2 e por áreas de Baixo Risco representadas por áreas com valores maiores que 2. Após a identificação das áreas de risco, foi gerado um mapa, indicando as áreas prioritárias para a proteção e conservação e até mesmo recuperação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

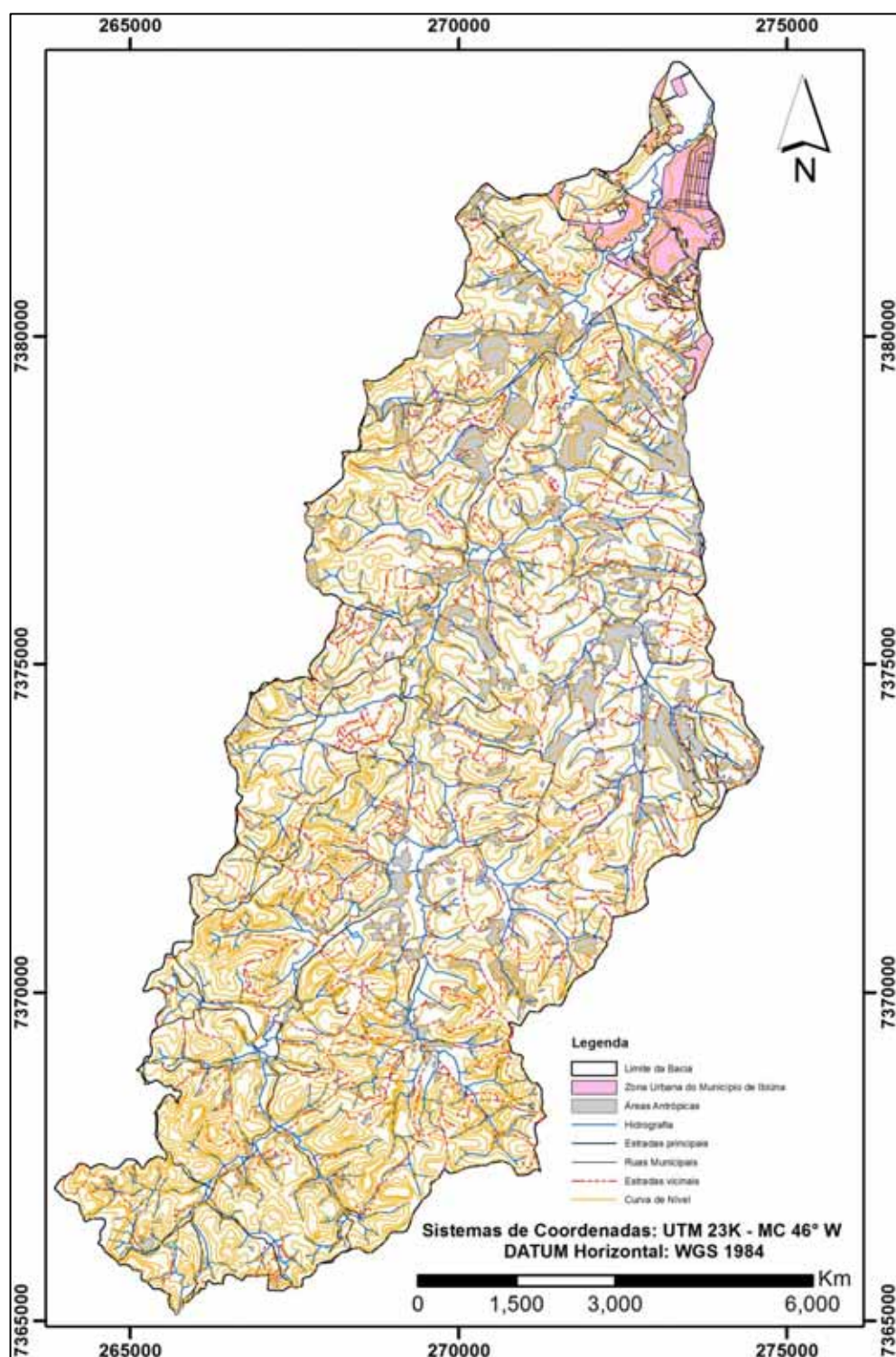
5.1. Base cartográfica digital da área de estudo

Como resultado da análise espacial das imagens de satélite, foi possível realizar um mapa da bacia hidrográfica do Rio Una utilizando uma composição RGB cor verdadeira, respectivamente nas bandas do Infra Vermelho Próximo, Vermelho e Verde.

A imagem de satélite, juntamente com a base de dados digitalizada, forneceram subsídios para o reconhecimento inicial *in loco* da área de estudo.

A Figura 3 apresenta a base cartográfica digitalizada da Bacia Hidrográfica do Rio Una, a qual possui uma área total de 96,42 km². É possível observar, de acordo com as curvas de nível, as elevações do terreno; também foi possível identificar a malha viária, que possui 130,91 km, percorrendo toda a extensão da bacia. As áreas de intervenções antrópicas ocupam 10,46 km², sendo equivalente a 10,8% da área total e a zona urbana do município de Ibiúna ocupa 2,65 km², 2,7% da bacia.

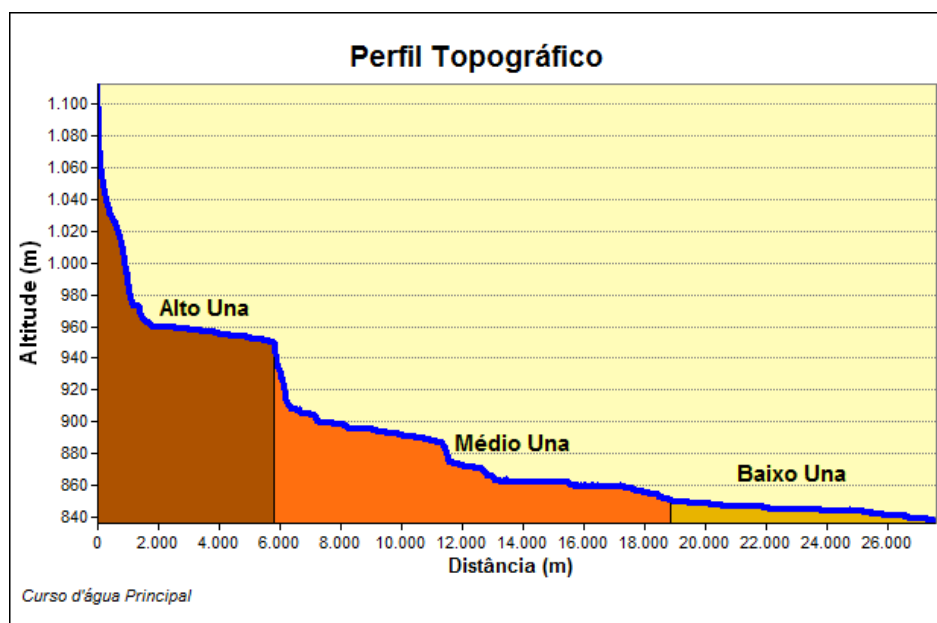
Figura 3 - Base de dados digitalizados da Bacia Hidrográfica do Rio Una



5.2. Compartimentação morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Una

A partir da base de dados digitalizada, foi possível realizar a análise morfométrica da bacia hidrográfica. Sendo assim, o curso de água principal (L) da bacia hidrográfica do rio Una tem uma extensão de 27.616 metros. Através do perfil topográfico (longitudinal) do curso de água principal da bacia (Figura4) e do padrão hipsométrico de drenagem (Tabela 2) e devido as suas variações, foi possível segmentar a bacia em três partes, Baixo, Médio e Alto Una. A segmentação teve o objetivo de avaliar a interação das variáveis, como diversidade da avifauna, uso do solo e qualidade dos fragmentos florestais, em função da altitude.

Figura 4 –Perfil topográfico da Bacia Hidrográfica do Rio Una.



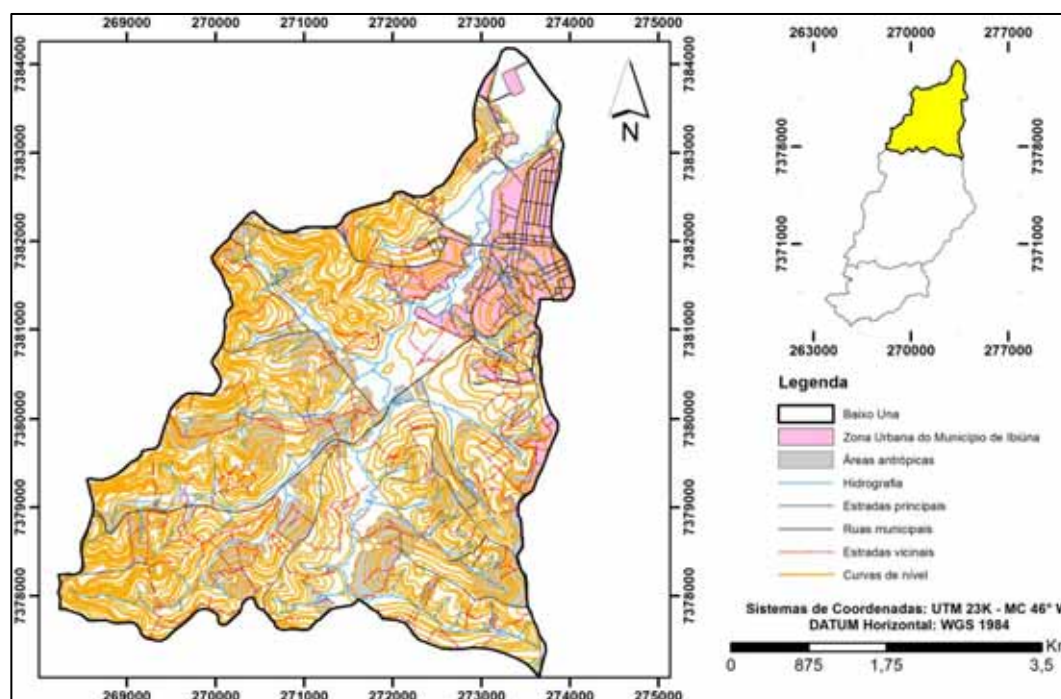
De acordo com os dados obtidos, é possível avaliar a variação de 339 metros de altitude entre a nascente a foz. Apresentando boa densidade de drenagem nas porções Baixa, Média e Alta da bacia, entretanto com uma melhor drenagem na região de maiores altitudes. A Tabela 1 mostra a variação altimétrica dos setores juntamente com comprimento, área e densidade de drenagem.

Tabela 1 – Densidade de drenagem em função da variação altimétrica, comprimento e área dos cursos d'água.

Divisão da Bacia hidrográfica do Una	Variação altimétrica (h) em metros	Comprimento total dos cursos de água (Lt) em km	Área total (A) em km²	Densidade de Drenagem (Dd)
Baixo Una	836 - 850	54,38	22,07	2,5
Médio Una	850 - 940	150,17	53,84	2,8
Alto Una	940 - 1175	72,79	20,51	3,5

Após a subdivisão da bacia hidrográfica, foi possível realizar os mapas das bases de dados e avaliar as subdivisões de forma independente. A figura 5 mostra a base de dados do Baixo Rio Una,

Figura 5 – Base de dados digitalizada do Baixo Rio Una

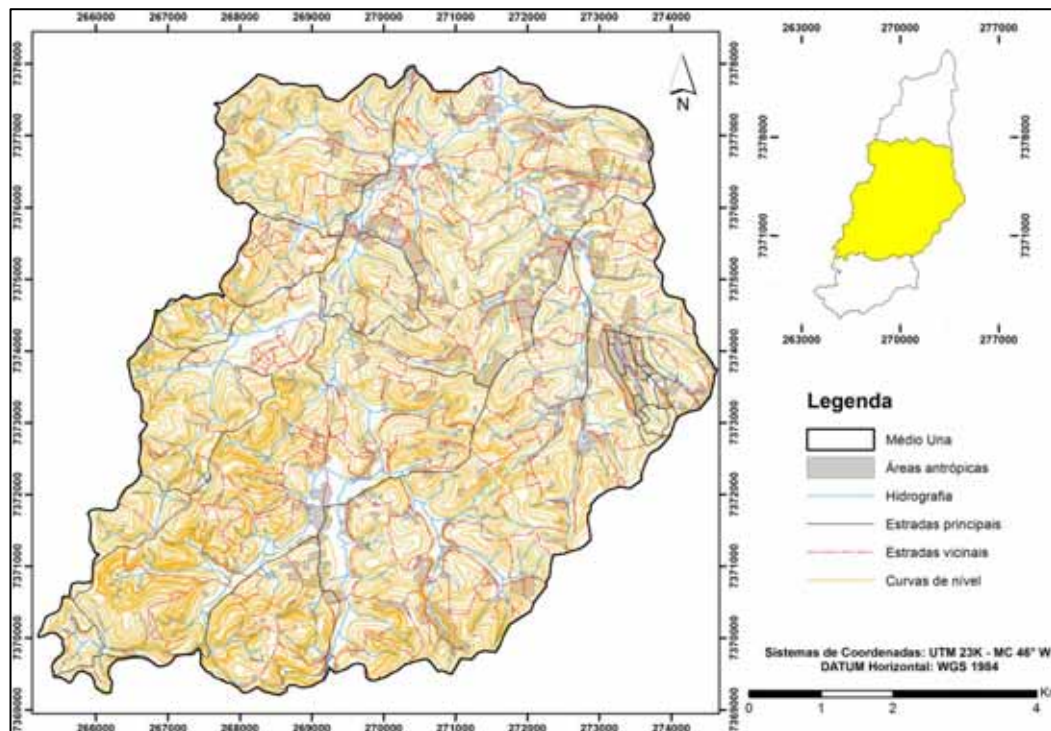


De acordo com a avaliação da base de dados, o Baixo Una possui área total de 22,7 km² de área total e sofre grande interferência antrópica relacionada a zona urbana do município de Ibiúna e das áreas de edificações rurais no seu entorno, somando 23,8% de áreas de interferência antrópica. Possui uma grande malha viária, somando entre estradas principais e ruas municipais, 55,7 km de extensão, sendo equivalente a 42,6% da malha viária da bacia hidrográfica do Rio Una presente no Baixo Una.

A Figura 6 mostra a subdivisão do Médio Una, que possui 53,84 km² de extensão e devido a sua distância do centro urbano sofre menor interferência antrópica, apresentando 8,6% de sua área, coberta por edificações rurais. Por estar inserida em zona rural, possui uma diminuição na extensão das estradas pavimentadas, com 52,7 km de

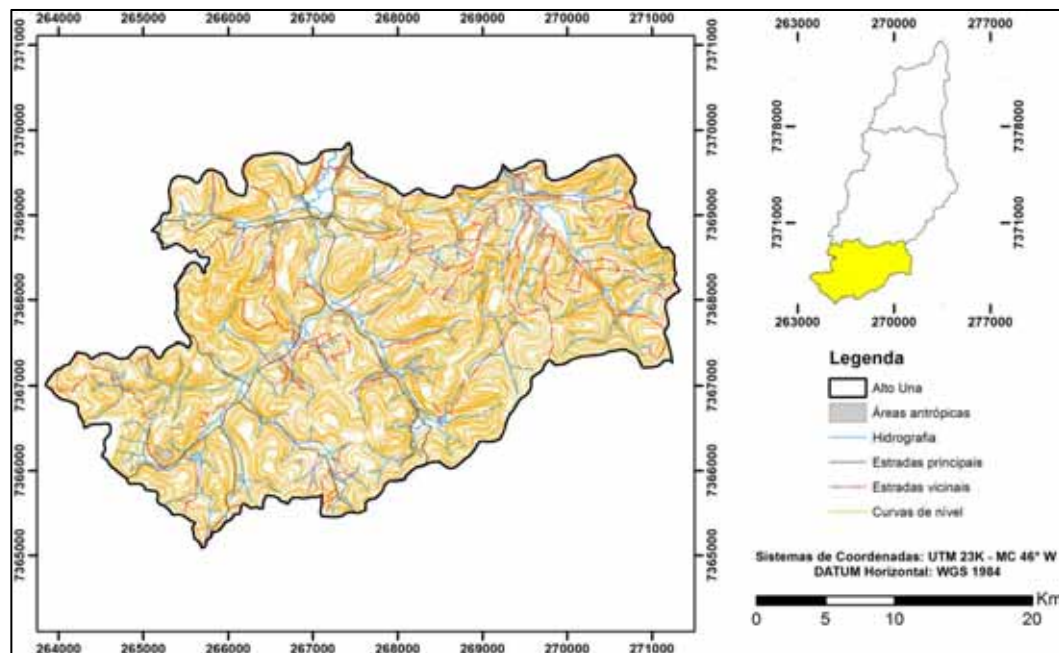
extensão e um grande aumento das estradas de terra, com 170,4 km de extensão.

Figura 6 - Base de dados digitalizada do Médio Rio Una



O Alto Una, Figura 7, fica localizado na porção Sul da Bacia Hidrográfica do Rio Una. É composto por terrenos de maior elevação, possui 21 km² de extensão e poucas áreas de interferência antrópica, apenas 2,5% é coberta por áreas de interferência antrópica. Por estar localizada em zona rural há o predomínio de estradas vicinais (45,5km) conectadas por algumas poucas estradas principais (19,8 km) que conectam a zona rural à zona urbana.

Figura 7 -Base de dados digitalizada do Alto Rio Una

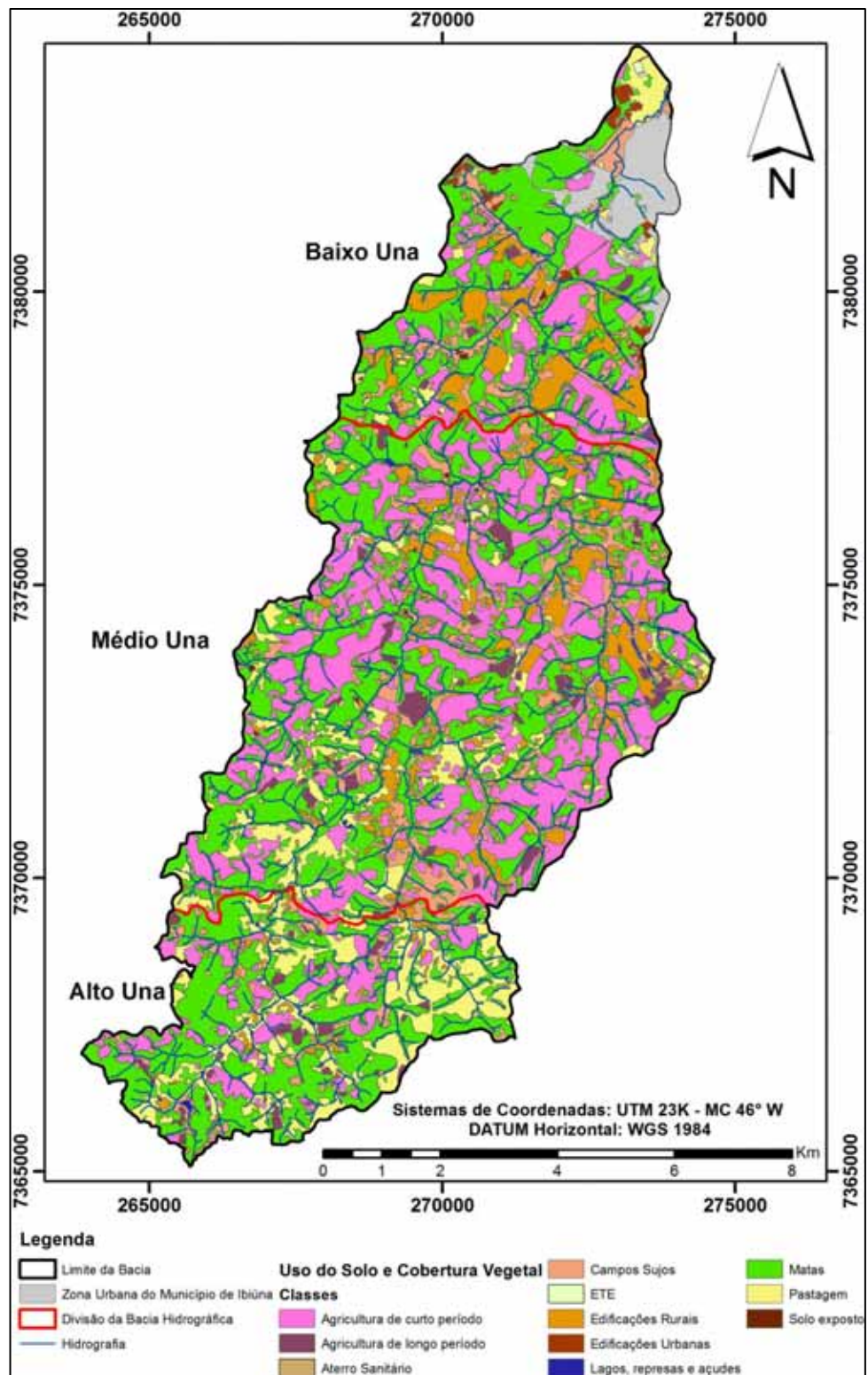


5.3. Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal

Para o mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal, foram utilizadas imagens de satélite do SPOT 5 em composição RGB nos comprimentos de onda do Infravermelho Próximo, Infravermelho Médio e Vermelho. A composição tem a finalidade de destacar a vegetação das áreas urbanas e corpos hídricos, e é utilizada no processo de classificação supervisionada do uso do solo e cobertura vegetal.

É possível observar na Figura 8 que além do perfil topográfico, existe também uma relação entre os diferentes usos do solo presentes em cada segmento da bacia.

Figura 8 –Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da área de estudos



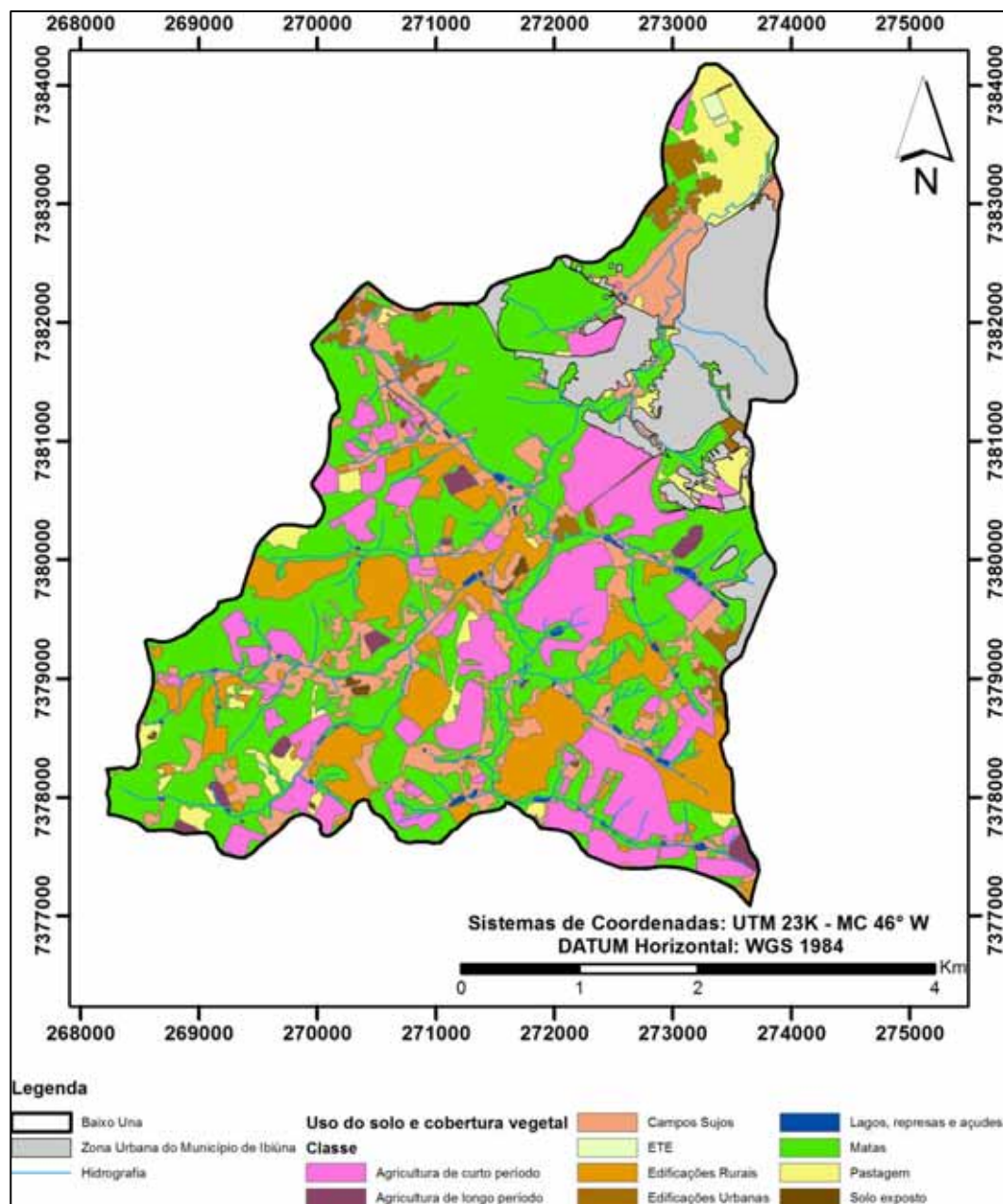
O uso do solo predominante nas três subdivisões é a Classe Matas, da mesma forma que é possível observar um gradiente da diminuição das áreas de exposição antrópicas (Edificações Rurais e Urbanas) do Baixo Una em direção ao Alto Una.

Tabela 2 - Classes de uso do solo distribuídas ao longo da Bacia do Rio Una.

Classes de uso do solo	Área por classes (ha)	Baixo		Médio		Alto	
		Área (ha)	% Total	Área (ha)	% Total	Área (ha)	% Total
Agricultura de curto período	2204.0	338.4	15.4%	1605.7	72.8%	260.0	11.8%
Agricultura de longo período	229.3	21.4	9.3%	144.9	63.2%	62.9	27.5%
Aterro Sanitário	4.9	0.001	0.2%	4.9	99.8%	-	-
Campos Sujos	1009.6	289.0	28.6%	594.5	58.9%	126.2	12.5%
Edificações Rurais	773.9	253.8	32.8%	466.4	60.3%	53.7	6.9%
Edificações Urbanas	272.6	272.6	100.0%	-	-	-	-
ETE	3.3	3.3	100.0%	-	-	-	-
Ecosistemas aquáticos	63.0	14.0	22.3%	35.2	55.9%	13.9	21.8%
Matas	3945.0	877.8	22.2%	2084.7	52.8%	982.6	24.9%
Pastagem	1136.4	136.7	12.0%	448.5	39.5%	551.2	48.5%
Área Total (ha)	9642.1	2207.0		5384.6		2050.4	

Desta forma, com o auxílio da segmentação da bacia as Figuras 9, 10 e 11 mostram os diferentes tipos de uso do solo do Baixo Una, a fim de realizar um comparativo entre os diferentes usos do solo

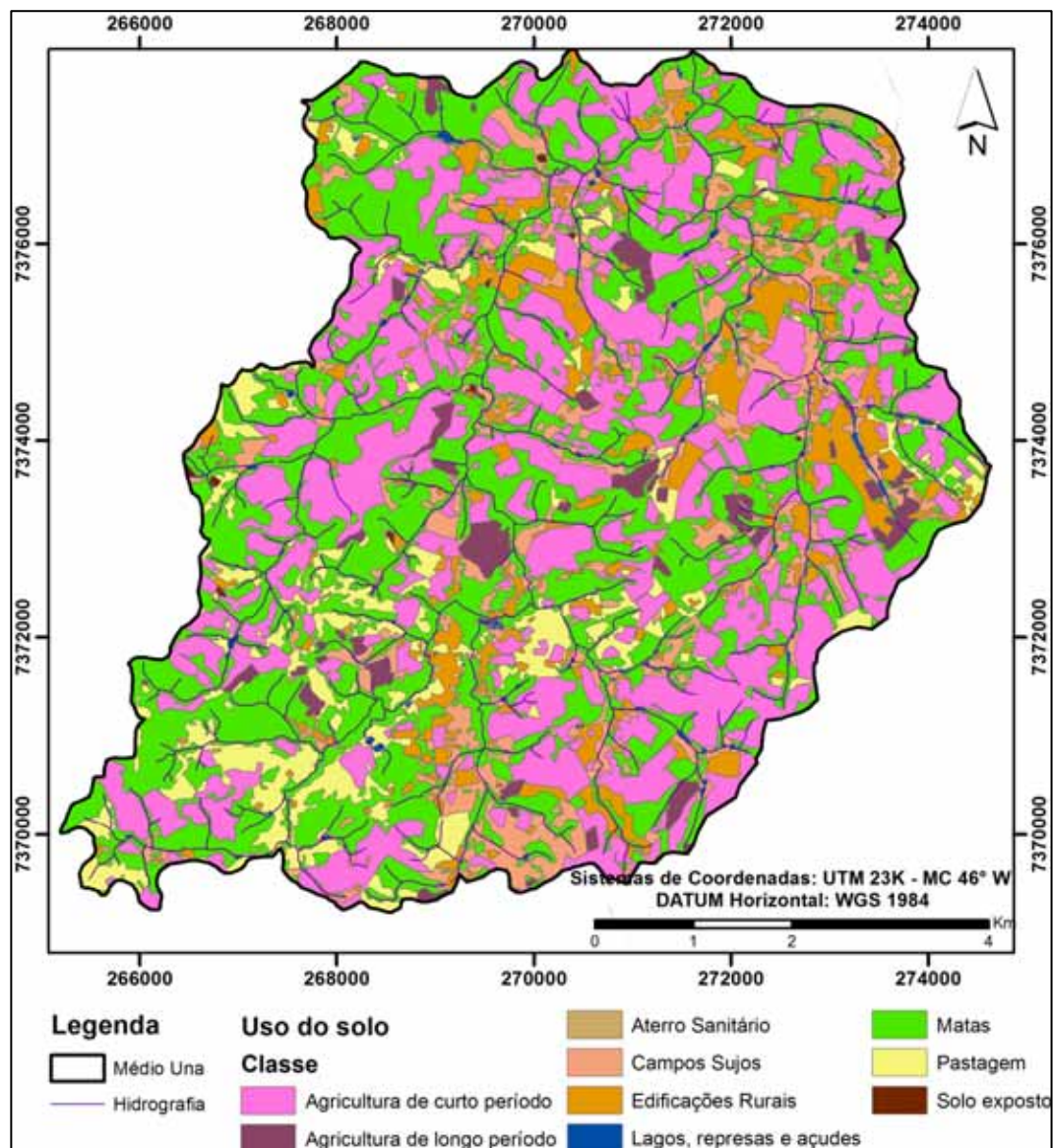
Figura 9 - Mapa do uso do solo e cobertura vegetal do Baixo Una



Levando em consideração a área total da subdivisão do Baixo Una, a Classe Matas possui 39,77% de sua área. Devido à presença da zona urbana há presença de duas classes que ocorrem somente no Baixo Una, são as classes Edificações Urbanas e ETE (Estação de

Tratamento de Efluente), sendo assim, as áreas de interferência antrópica dessa região somam 23,8% (Figura 9 e Tabela 2).

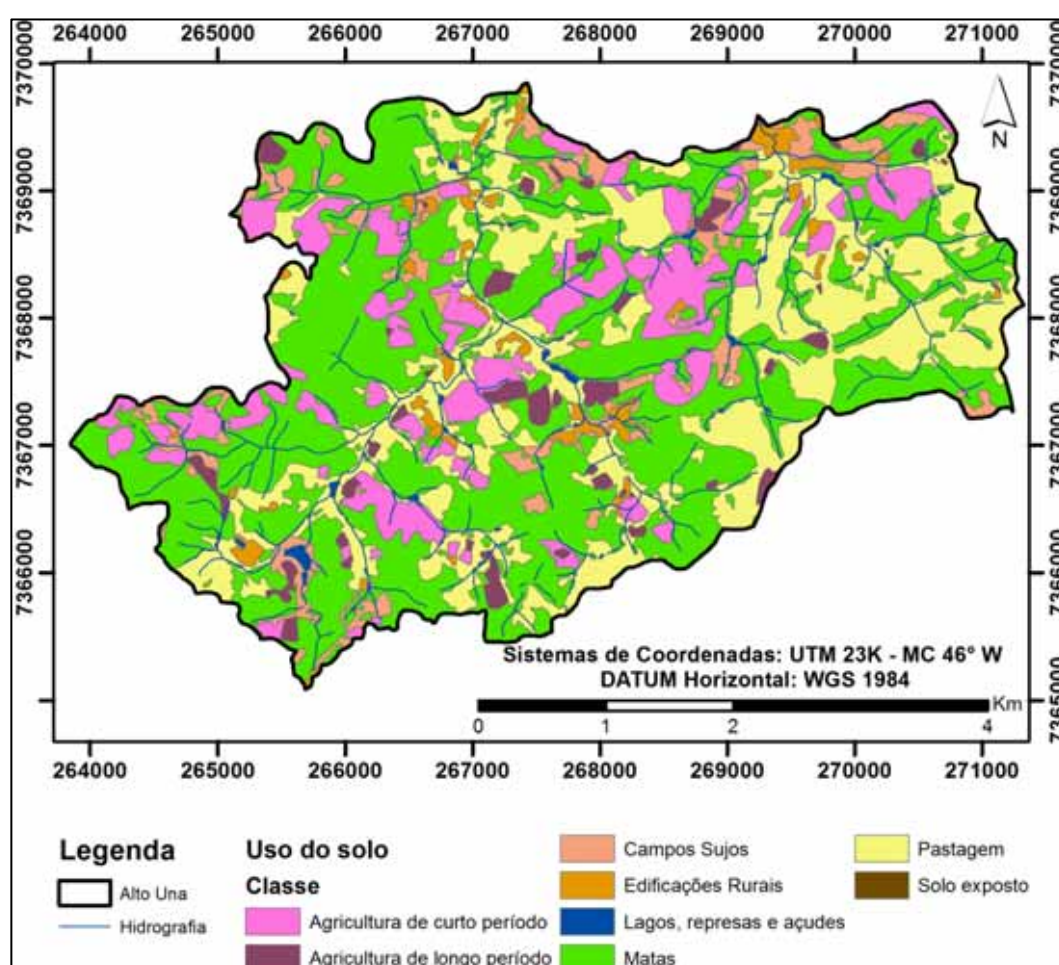
Figura 10 – Mapa do uso do solo e cobertura vegetal do Médio Una



De acordo com a Figura 10, pode-se observar um aumento na utilização do solo com atividades agrícolas, apresentando 29,82% de áreas de agricultura de curto período, as quais são definidas como

áreas de plantio de hortaliças e leguminosas e 2,69% de longo período, sendo definidos como pomares, áreas de silvicultura, como eucalipto e pinus. Localizado na porção noroeste da sub-bacia existe a presença de um aterro sanitário. O aterro municipal ocupa uma área de 4,9 hectares, representando 0,09% da área do Médio Una.

Figura 11 – Mapa do uso do solo e cobertura vegetal do Alto Una



O Alto Una apresenta 47,92% da sua área coberta por Matas e é a sub-bacia com menor área de interferência antrópica, ocupando 2,62% da sua área e 15,75% de sua área ocupada por agriculturas de

curto e longo período, havendo o predomínio de agriculturas de curto período, com plantio predominante de hortaliças, verduras e tubérculos.

Desta forma, a Tabela 2 mostra os valores representados nos mapas das Figuras 11, 12 e 13 considerando a área de cada subdivisão da bacia.

Assim, de acordo com Zanella (2011) a ocupação desordenada da paisagem evidencia características físicas desfavoráveis, resultante das alterações antrópicas que interferem nas características ambientais e dos ecossistemas locais.

O predomínio da agricultura por exemplo, indica forte interferência nos habitats devido ao uso intensivo e indiscriminado de agrotóxicos, além dos desmatamentos e uso intensivo e prolongado de monoculturas (DEUS; BAKONYI, 2012). Portanto, tratam-se de áreas sob grande pressão.

5.3.1. Seleção das unidades amostrais para o levantamento da avifauna

Para a seleção das unidades amostrais, além das informações do uso do solo e cobertura vegetal, foram utilizados como critério os valores médios de *NDVI* das áreas com cobertura vegetal e a distribuição das unidades nas sub-bacias, de forma a amostrar a bacia hidrográfica integralmente.

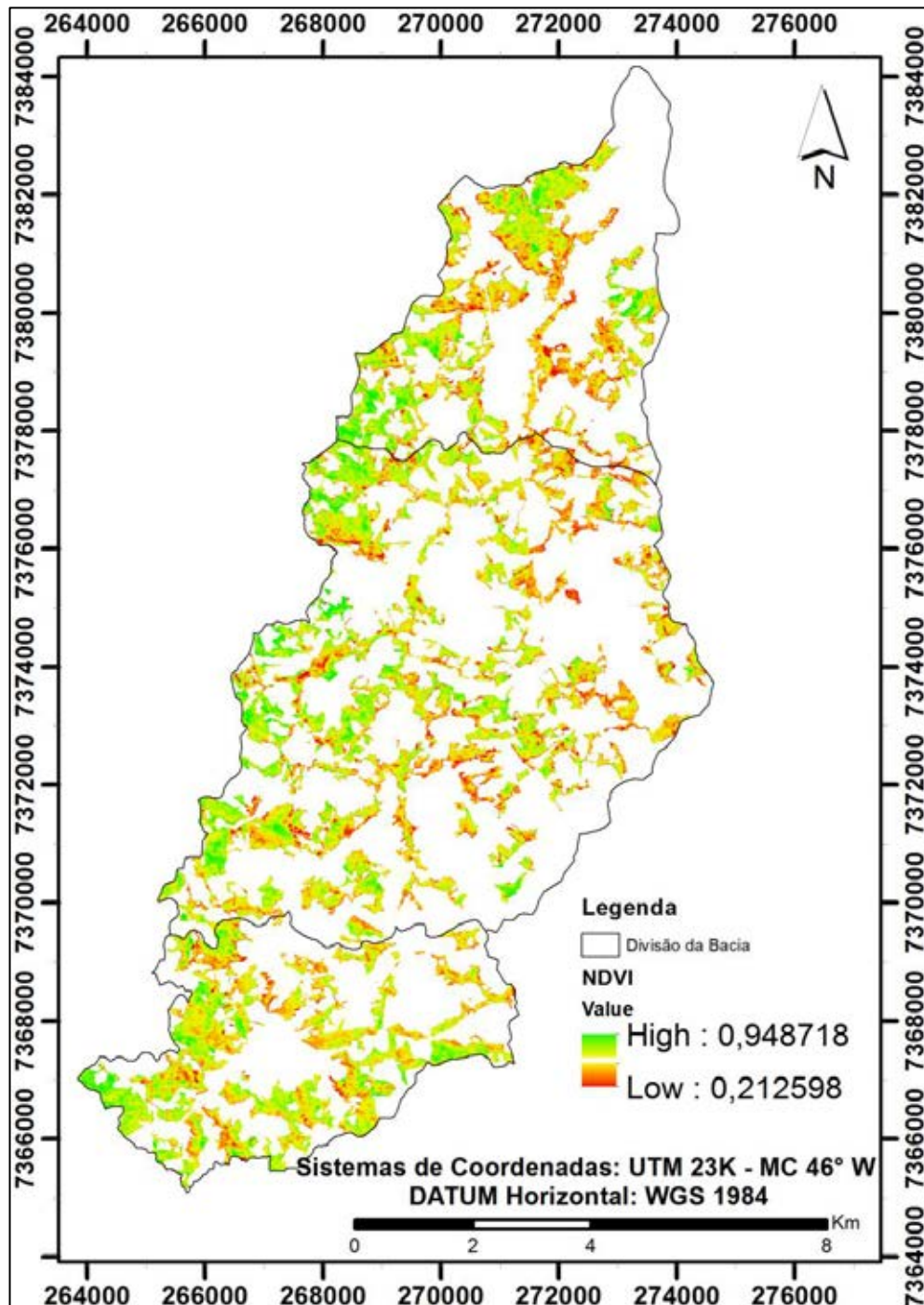
5.3.2. *Elaboração do NDVI*

Para determinar a densidade de vegetação nos fragmentos florestais foi utilizado o comprimento de onda do vermelho visível e infravermelho próximo refletido pelas plantas. Quando a luz atinge os objetos, certos comprimentos de onda do espectro do visível são absorvidos e outros comprimentos de onda são refletidos. O pigmento verde presente nos cloroplastos das plantas absorve grande parte do comprimento de onda do visível (0,4 a 0,7 μ m) para realizar a fotossíntese. Por sua vez, as células da estrutura das folhas das plantas refletem grande parte do comprimento de onda do infravermelho próximo (0,7 μ m a 1.1 μ m) (WEIER; HERRING, 2000).

Portanto, o *NDVI* permitiu quantificar as áreas com presença de vegetação saudável e avaliar as áreas maiores que 10 hectares, de acordo com as suas semelhanças e sua disposição geográfica, de forma a amostrar fragmentos ao longo de toda a bacia, possibilitando selecionar os fragmentos com as mesmas características florestais e mesmos valores médios de *NDVI*.

A Figura 12 mostra o *NDVI* de todos os fragmentos florestais, com área superior a 10 hectares na bacia hidrográfica do Rio Una.

Figura 12 – Mapa do *NDVI* de todos os fragmentos florestais da bacia hidrográfica



Desta forma, de acordo com os critérios adotados, as Figuras 13, 14 e 15 mostram respectivamente os índices de vegetação da sub-bacia do Baixo, Médio e Alto Una e seus respectivos fragmentos selecionados como unidade amostral para o levantamento da avifauna.

Figura 13 – *NDVI* do Baixo Una e suas respectivas unidades amostrais

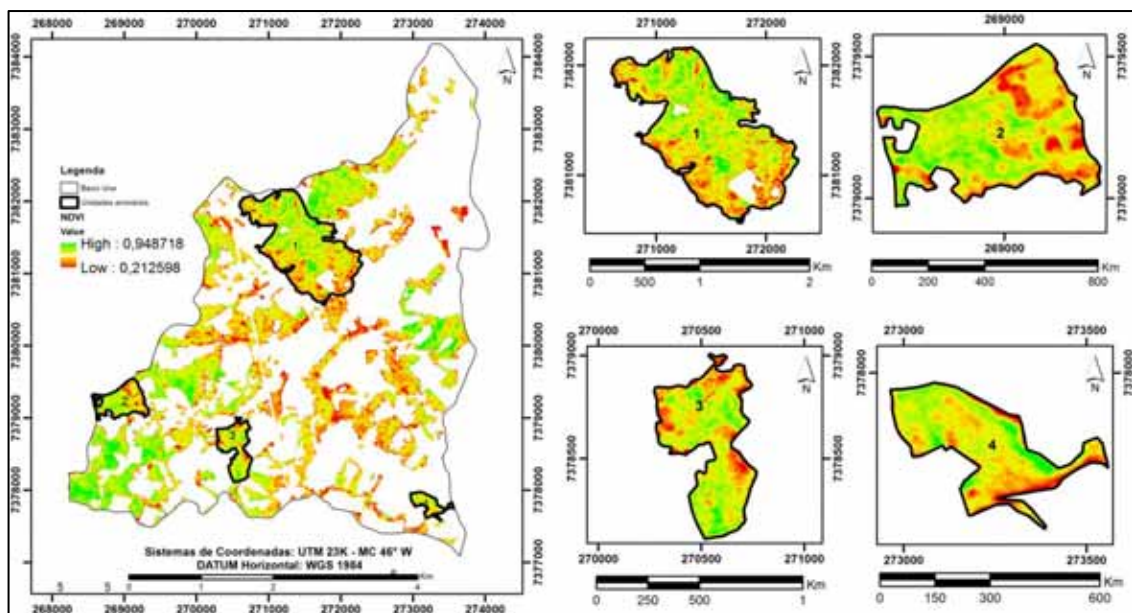


Figura 14 – *NDVI* do Médio Una e suas respectivas unidades amostrais

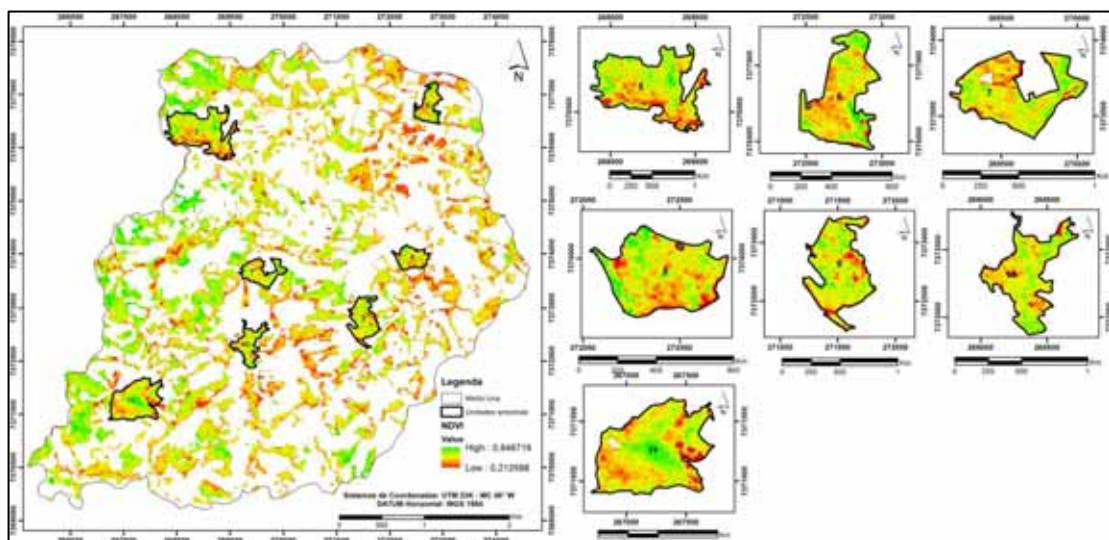
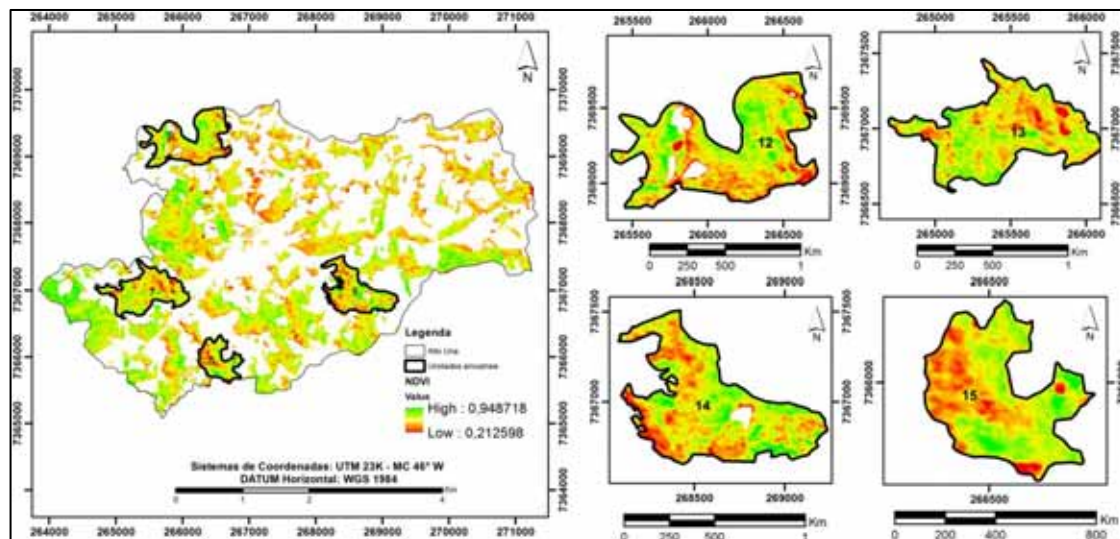


Figura 15 – *NDVI* do Alto Una e suas respectivas unidades amostrais



De acordo com a Weier e Herring (2000) os valores de *NDVI* variam de -1 a +1, entretanto para utilizar os valores de *NDVI* em correlações estatísticas, os resultados de *NDVI* foram normalizados, variando entre 0 e 1, sendo zero a ausência total de vegetação e 1 vegetação em estágio avançado de regeneração ou climácicas.

A Tabela 4 mostra os valores médios do *NDVI* de todas as suas unidades amostrais e suas coordenadas geográficas em UTM (*Universal Transverse Mercator*) WGS 84 - 23S.

Tabela 3 – Tabela de coordenadas geográficas das e valores de *NDVI*

Rio Una	Fragmentos	Latitude	Longitude	Média	Desvio Padrão
Baixo	1	270545	7378573	0,67	0,0354
	2	268476	7376302	0,68	0,0366
	3	267229	7371254	0,68	0,0372
	4	269590	7373655	0,65	0,0388
Médio	5	271509	7372774	0,70	0,0368
	6	272412	7373922	0,63	0,0300
	7	272740	7376798	0,68	0,0365
	8	271483	7381377	0,63	0,0251
	9	273213	7377803	0,68	0,0398
	10	265452	7366975	0,64	0,0346
	11	268601	7366977	0,68	0,0431
Alto	12	266540	7365948	0,67	0,0327
	13	266115	7369248	0,68	0,0306
	14	269357	7372312	0,66	0,0266
	15	268975	7379229	0,68	0,0393

É possível observar que todas as médias tem valores semelhantes, assim como um desvio padrão baixo, demonstrando a homogeneidade das amostras.

5.4. Construção do Índice de Circularidade dos fragmentos amostrais

O índice de Circularidade (IC) é utilizado para demonstrar a característica da forma, circular ou alongada, de um fragmento de vegetação (VIANA; PINHEIRO, 1998). Nesse índice não se considera a importância ecológica do fragmento, apenas classifica-o quanto a sua forma, indicando o grau de fragilidade e suscetibilidade a pressões antrópicas sob o fragmento.

Foram selecionados 15 fragmentos de remanescentes florestais, dos quais 4 estão localizados no Baixo Una, 7 no Médio Una e 4 no Alto Una. Essa divisão amostral foi adotada devido ao tamanho das áreas das sub-bacias de forma a amostrar de maneira representativa as características de cada subdivisão da bacia. Foram levantadas as medidas do perímetro e área, e realizado o cálculo do Índice de Circularidade (IC) de cada unidade amostral.

A Tabela 5 mostra o índice de circularidade das unidades amostrais da bacia hidrográfica separados entre Baixo, Médio e Alto Una.

Tabela 4 – Índice de Circularidade dos fragmentos amostrais.

Rio	Fragmentos	IC
Una		
Baixo	1	0,54
	2	0,56
	3	0,57
	4	0,49
Médio	5	0,45
	6	0,54
	7	0,53
	8	0,72
	9	0,52
	10	0,44
	11	0,65
Alto	12	0,50
	13	0,54
	14	0,50
	15	0,60

De acordo com Viana e Pinheiro (1998), quando o índice é menor que 0,6 os fragmentos são considerados “muito alongados”; entre 0,6 e 0,8 “alongados”; e maiores que 0,8 “arredondados”. Consequentemente, fragmentos muito alongados são mais sujeitos aos efeitos de borda prejudiciais à conservação ambiental do fragmento. O índice de circularidade ou da relação borda/interior foi determinado para propor a tendência em relação à forma de um fragmento. A importância dessa análise para os estudos de dinâmica e estruturas de fragmentos florestais evidencia-se na possibilidade de indicar o nível de proteção de seu interior em relação ao efeito de borda.

Como pode ser visto na Tabela 6, apenas os fragmentos 8, 11 e 15, possuem forma classificada como alongada sendo os fragmentos 8 e 11 pertencentes ao Médio Una e o fragmento 15 ao Alto Una. Os demais fragmentos apresentam Índice de Circularidade menor que 0,6, sendo classificados como muito alongados, demonstrando a fragilidade dos fragmentos florestais.

Segundo Laurence *et al* (1998), a dinâmica das florestas indica que quanto mais arredondado o fragmento menor será a sua razão borda/interior. Ou seja, menor será a sua superfície de contato com outros tipos de uso no entorno do fragmento. Porém o IC não considera a importância ecológica do fragmento, apenas classifica-o quanto a sua forma.

Segundo Murcia (1995), em alguns casos as bordas podem alterar dramaticamente as características do habitat, portanto a fragmentação florestal reduz a área total coberta por floresta, o que pode resultar na extinção de algumas espécies, além disso, a fragmentação florestal expõe os organismos que permanecem no fragmento às condições de um ecossistema circundante, o que é denominado “efeito de borda”.

Lourenço et al. (2014) em um estudo semelhante avaliaram o IC de 670 fragmentos florestais em estágio médio e 56 fragmentos em estágio avançado de regeneração. O resultado obtido foi que 63,22% dos fragmentos em estágio avançado e 62,89% dos fragmentos em estágio médio foram classificados como Muito Alongados, 20,08% e 20,97% dos fragmentos respectivamente nos estágio avançado e médio foram classificados como Alongados. Por fim, 15,7% dos

fragmentos em estágio avançado e 16,14% em estágio médio, poderiam ser classificados como Arredondados.

Entretanto, o IC não é um índice ecológico, ele apenas fornece informações da suscetibilidade de uma área sofrer fragmentação, devido à pressão antrópica. Desta forma, o IC foi importante para, juntamente como o Índice de Efeito de Borda, compor o Indicador de Exposição Antrópica, que por sua vez, trata a fragilidade dos fragmentos com relação a sua vizinhança limítrofe.

Desta forma, os resultados obtidos no estudo do município de Sorocaba, assim como Andrade et al. (2012) em uma avaliação de fragmentos florestais no quadrilátero ferrífero, nos municípios de Mariana e Ouro Preto, também mostram que regularmente, em regiões próximas a centros urbanos, a porcentagem de fragmentos alongados e muito alongados é maior devido a pressão antrópica.

No entanto, de qualquer forma é extremamente importante analisar o entorno dos fragmentos, pois o que determinará a fragilidade de um fragmento não é somente a sua característica geométrica, mas também as atividades desenvolvidas no seu entorno, sendo mais importantes para determinar a fragilidade do fragmento do que sua forma geométrica (LOURENÇO et. al. 2014).

5.5. Índice de Efeito de Borda (IEB)

O Efeito de Borda intensifica a fragmentação e causa redução de habitats e perda de espécies locais em função do aumento do isolamento dos remanescentes florestais (SAUNDERS et al., 1991; LAURENCE; YENSEM, 1991; ALVES JUNIRO, 2007). O efeito de borda causado pelo isolamento também é capaz de afetar o microclima local e as interações abióticas, como mudanças na incidência solar, padrões de umidade e vento nas bordas dos fragmentos (BARRERA, 2004).

Com relação ao IEB, cada fragmento estudado foi analisado quanto ao efeito causado pela sua vizinhança limítrofe, estabelecida em 9 grupos de usos do solo: Solo exposto; Pastagem; Matas; Ecossistemas Aquáticos; Edificações Urbanas; Edificações Rurais; Campos Sujos; Agricultura de Longo Período e Agricultura de Curto Período.

O aspecto da presença das classes Matas e Ecossistemas Aquáticos, foram interpretados como sendo benéficos para a conectividade e preservação das unidades amostrais. A classe Campos Sujos foi classificada como a de menor restrição, quanto a barreiras físicas impostas pelo meio externo, pois permite que o fragmento se expanda, a partir do momento em que o processo de sucessão ecológica avança.

Quanto aos aspectos da Agricultura de Longo Período (incluindo silvicultura), Agricultura de Curto Período e Pastagem, elas

apresentam um grau de interferência antrópica moderado, apesar da iminente perda da biodiversidade, devido à homogeneidade das áreas de plantio. Segundo Millan et al (2015) esses tipos de uso do solo também promovem a permeabilidade e ocorrência de algumas espécies da fauna silvestre, minimizando o impacto causado entre a biodiversidade próxima a fragmentos de florestas nativas.

As áreas de Solo Exposto, Edificações urbanas e Edificações rurais são as classes com maior grau de interferência antrópica, pois além de impor barreiras físicas, elas podem prejudicar os fragmentos adjacentes através da poluição que emitem e com relação ao Solo Exposto devido ao seu potencial de lixiviação, erosão, assoreamento dos rios, impactando as áreas de floresta.

Baseado em pesquisa bibliográfica e de acordo com Lourenço, et al (2014) foram atribuídos os pesos para os respectivos usos do solo de acordo com o grau de importância e prejuízo para os fragmentos em questão.

Desta forma, a Tabela 6 apresenta os pesos atribuídos a cada tipo de classe de uso do solo.

Tabela 5 - Valores atribuídos as classes de uso do solo

Uso do Solo	Valores
Matas	0
Ecossistemas Aquáticos	0
Campos Sujos	0,15
Agricultura de longo período	0,35
Pastagem	0,45
Agricultura de curto período	0,60
Solo exposto	0,75
Edificações Rurais	0,75
Edificações Urbanas	1

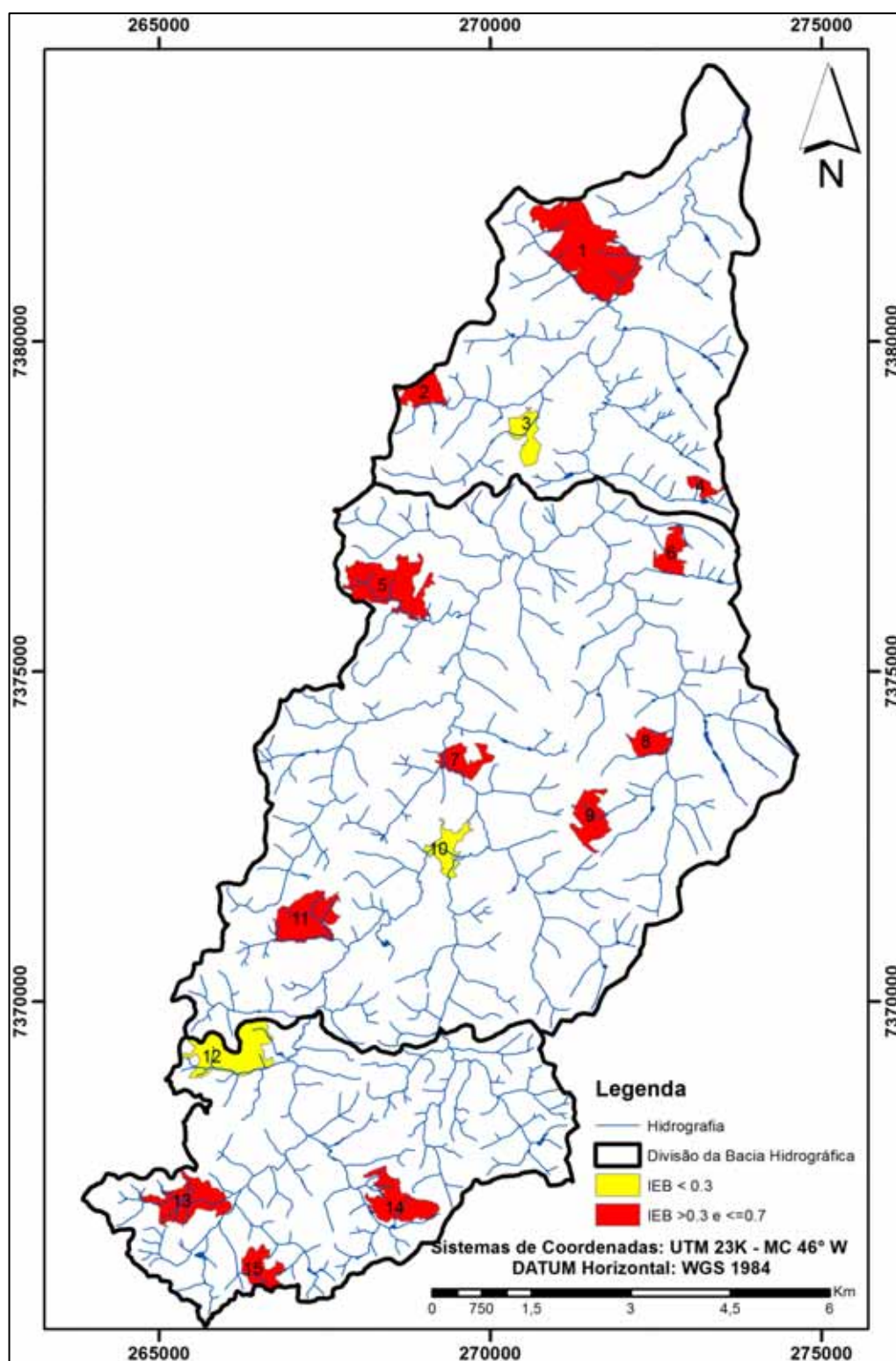
A partir desses pesos foi construído o Índice de Efeito de Borda (IEB), o qual é resultado da soma dos respectivos pesos de cada classe, sendo que a soma total do valor desses aspectos tem um valor máximo igual a 1, que oferece maior restrição a manutenção e conservação do fragmento de vegetação e 0 para as categorias de menor impacto. Portanto, os valores menores que 0,3 foram classificados como fragmentos de Baixa Pressão Antrópica, os valores maiores que 0,3 e menor ou igual a 0,7, foram considerados de Média Pressão Antrópica.

De acordo com a Figura 16 apenas os fragmentos 3, 10 e 12 são classificados como sendo de Baixa Pressão Antrópica, os demais

fragmentos são classificados como de Média Pressão Antrópica, não havendo nenhum fragmento sob alta pressão antrópica.

O IEB é resultante da fragmentação e causa a redução de habitats e perda de espécies locais em função do aumento do isolamento dos remanescentes florestais (LAURENCE e YENSEM, 1991). O efeito de borda causado pelo isolamento também é capaz de afetar o microclima local e as interações abióticas, como mudanças na incidência solar, padrões de umidade e vento nas bordas dos fragmentos (BARRERA, 2004).

Figura 16 – Distribuição dos fragmentos e seus valores de IEB



5.6. Indicador de Exposição Antrópica (IEA)

O Indicador de Exposição Antrópica (IEA) foi gerado a partir dos Índices de Circularidade e de Efeito de Borda. O IC recebeu peso 1, enquanto que, o Efeito de Borda recebeu peso 2. Como o valor de IC varia de 0 a 1 sendo 1 a condição de maior proteção, será subtraído 1 do valor do IC, assim o IEA variará de 0 a 1, sendo que 1 representa o pior cenário de exposição aos efeitos das atividades antrópicas sobre o fragmento e 0 o cenário de menor pressão das atividades antrópicas (LOURENÇO et al., 2014). A Tabela 7 mostra os valores de IEA em função dos valores de IC e de IEB.

Tabela 6 – Valores de IEA em função de IC e IEB

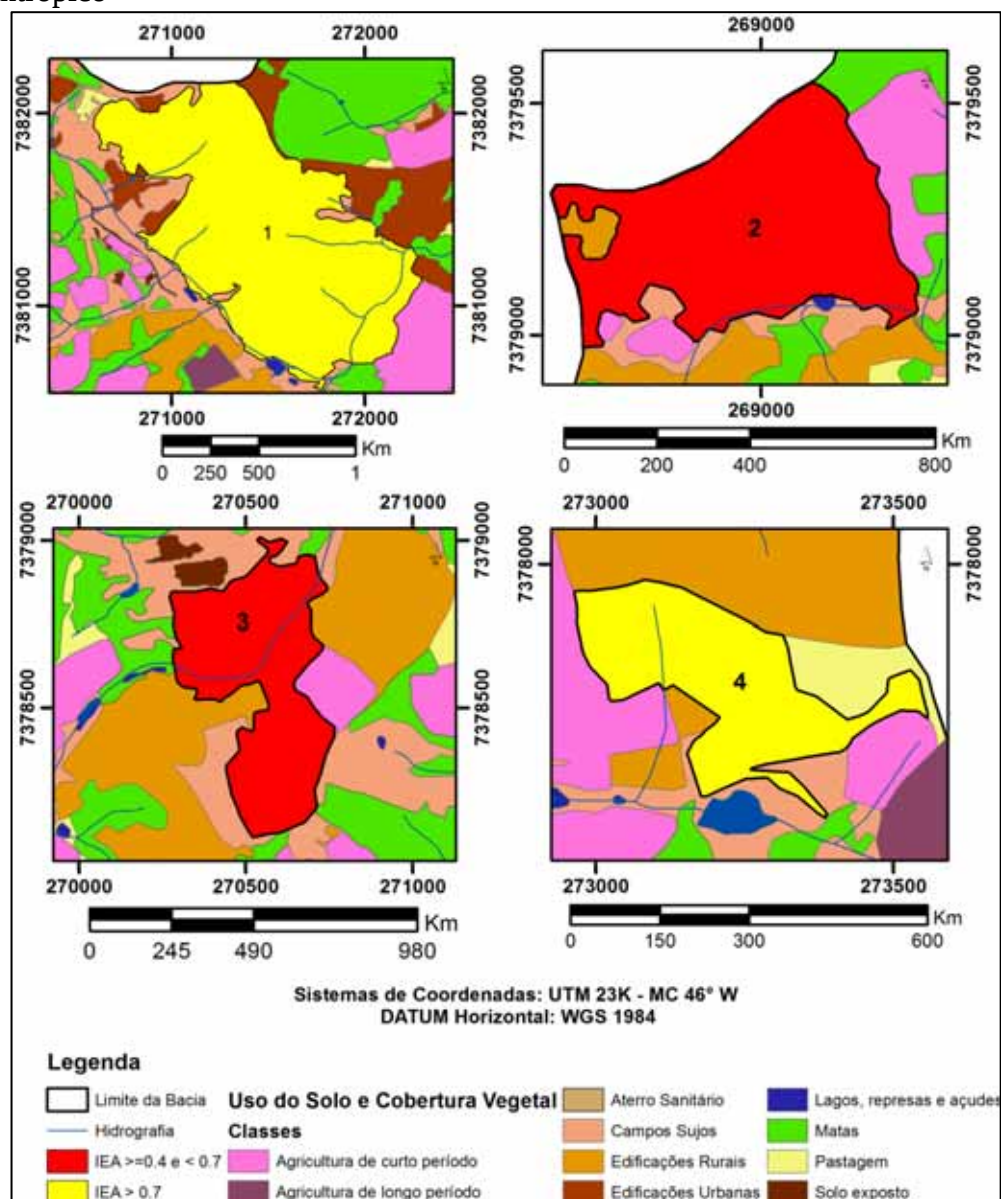
Rio	Fragmentos	IC	IEB	IEA
Una				
Baixo	1	0,54	0,4	0,74
	2	0,56	0,4	0,69
	3	0,57	0,3	0,62
	4	0,49	0,4	0,80
Médio	5	0,45	0,5	0,90
	6	0,54	0,4	0,70
	7	0,53	0,6	0,86
	8	0,72	0,3	0,49
	9	0,52	0,5	0,78
	10	0,44	0,2	0,73
	11	0,65	0,4	0,64
Alto	12	0,50	0,2	0,66
	13	0,54	0,5	0,77
	14	0,50	0,3	0,73
	15	0,60	0,4	0,65

De acordo com os resultados de IEA foi possível classificar os fragmentos com valores entre 0 e 0,4 como fragmentos de baixa exposição antrópica, valores de 0,4 a 0,7 sendo de média exposição antrópica e valores acima de 0,7 alta exposição.

Entretanto não houve presença de fragmentos com baixa exposição, sendo 40% dos fragmentos classificados como Média Exposição e 60% de Alta Exposição Antrópica.

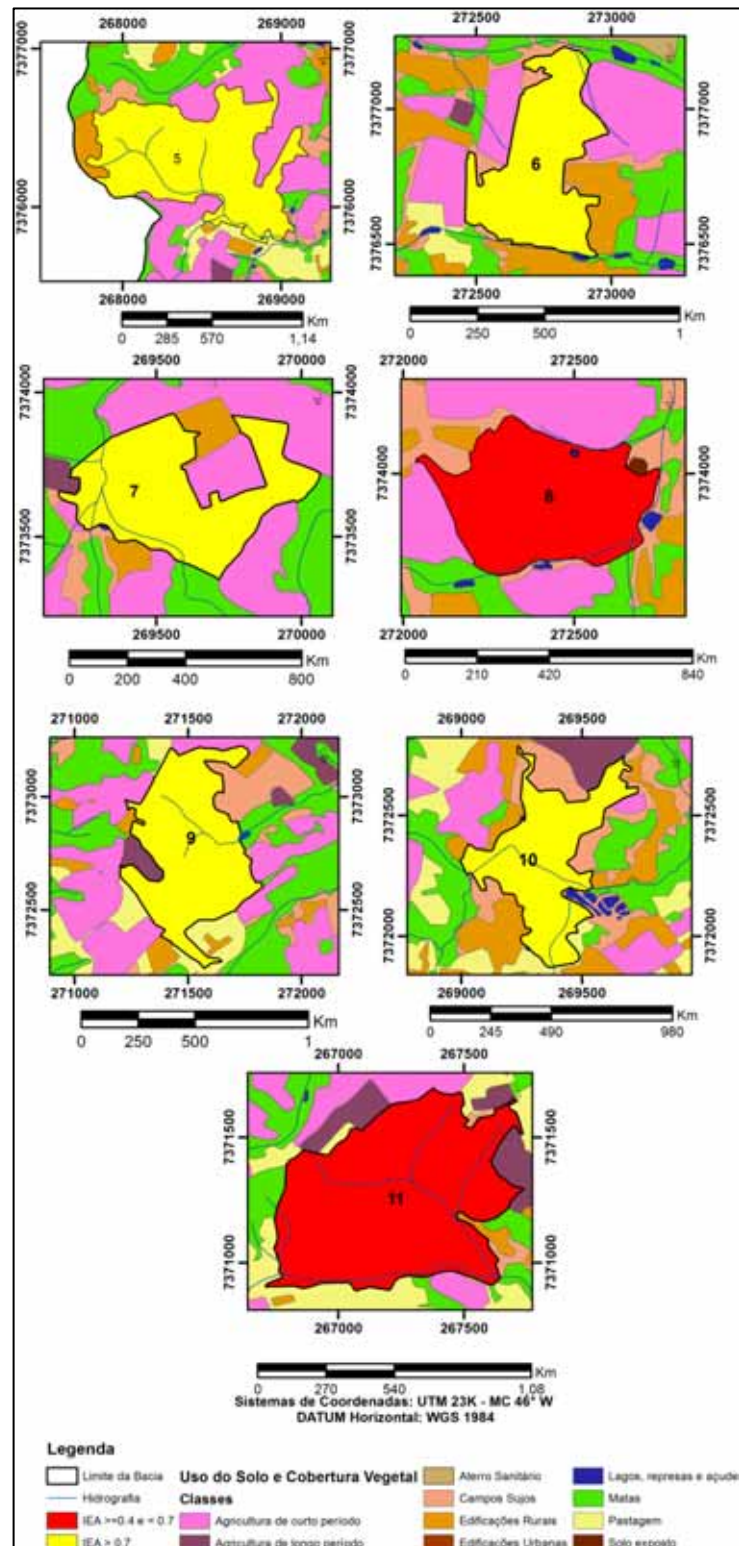
As Figuras 17, 18 e 19 mostram os mapas do Indicador de Exposição Antrópica e seus respectivos usos do solo no entorno limítrofe dos fragmentos de vegetação analisados.

Figura 17 –Fragmentos do Baixo Una classificados com o Indicador de Exposição Antrópico



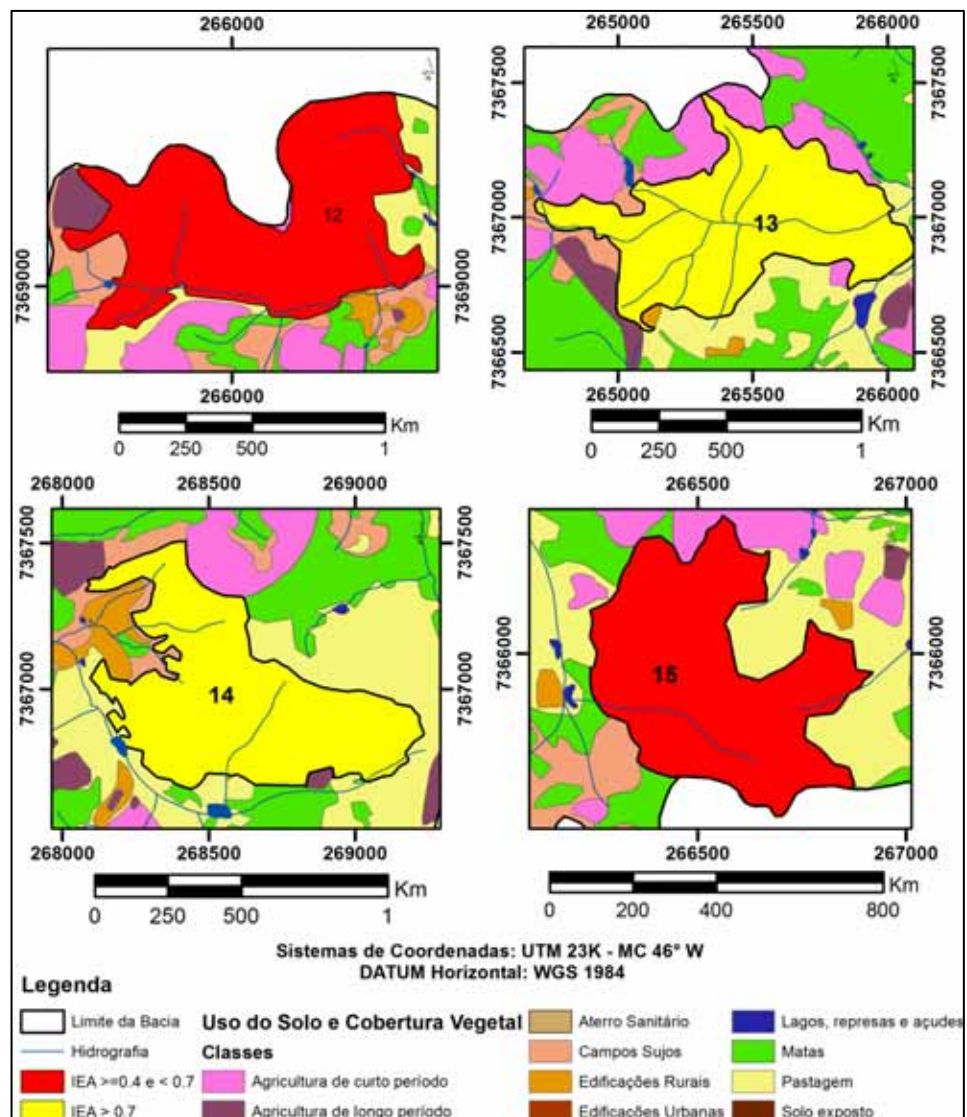
A Figura 17 mostra os fragmentos do Baixo Una, sendo os fragmentos 2 e 3 de Média Exposição e os fragmentos 1 e 4 de Alta exposição.

Figura 18 – Fragmentos do Médio Una classificados com o Indicador de Exposição Antrópica



A Figura 18 mostra o predomínio de fragmentos com alta pressão antrópica devido a grande porcentagem de uso agrícola da na região do Médio Una, apresentando os fragmentos 8 e 11 como fragmentos de Média Exposição antrópica e os fragmentos 5, 6, 7, 9 e 10 como sendo fragmentos de Alta Exposição.

Figura 19 – Fragmentos do Alto Una classificados com o Indicador de Exposição Antrópico



A Figura 19 mostra os fragmentos do Alto Una, sendo as unidades 12 e 15 classificadas como Média Exposição e os fragmentos 13 e 14 como de Alta Exposição antrópica.

5.7. Densidade de Drenagem (Dd)

É definido como o quociente do comprimento total dos canais e das áreas de drenagem dentro das unidades amostrais. Quanto maior o índice menor é a capacidade de infiltrar água. Desta forma a Tabela 8 mostra os valores de Dd referentes a cada unidade amostral.

Tabela 7 – Tabela valores de Densidade de Drenagem das unidades amostrais

Rio Una	Fragmentos	Densidade de Drenagem
Baixo	1	3,51
	2	2,52
	3	3,76
	4	1,05
Médio	5	2,41
	6	0,00
	7	4,53
	8	4,64
	9	2,65
	10	6,90
	11	5,08
	12	4,30
Alto	13	2,93
	14	3,79
	15	2,51

Este índice é indicativo da presença ou ausência de curso d'água nos fragmentos amostrados. Desta forma, é possível observar que apenas o fragmento 6 não é cortado por cursos hídricos, sendo os fragmentos 7, 8, 10 e 11, todos localizados no Médio Una os que apresentam maiores valores e consequentemente maior disponibilidade de recursos hídricos para a fauna presente.

5.8. Levantamento Avifauna

Para o levantamento da avifauna, primeiramente foram selecionados os pontos de observação. As Figuras 20, 21 e 22 mostram os pontos de coleta nas unidades amostrais respectivamente no Baixo, Médio e Alto Una.

Figura 20 – Pontos de coleta localizados nos fragmentos do Baixo Una

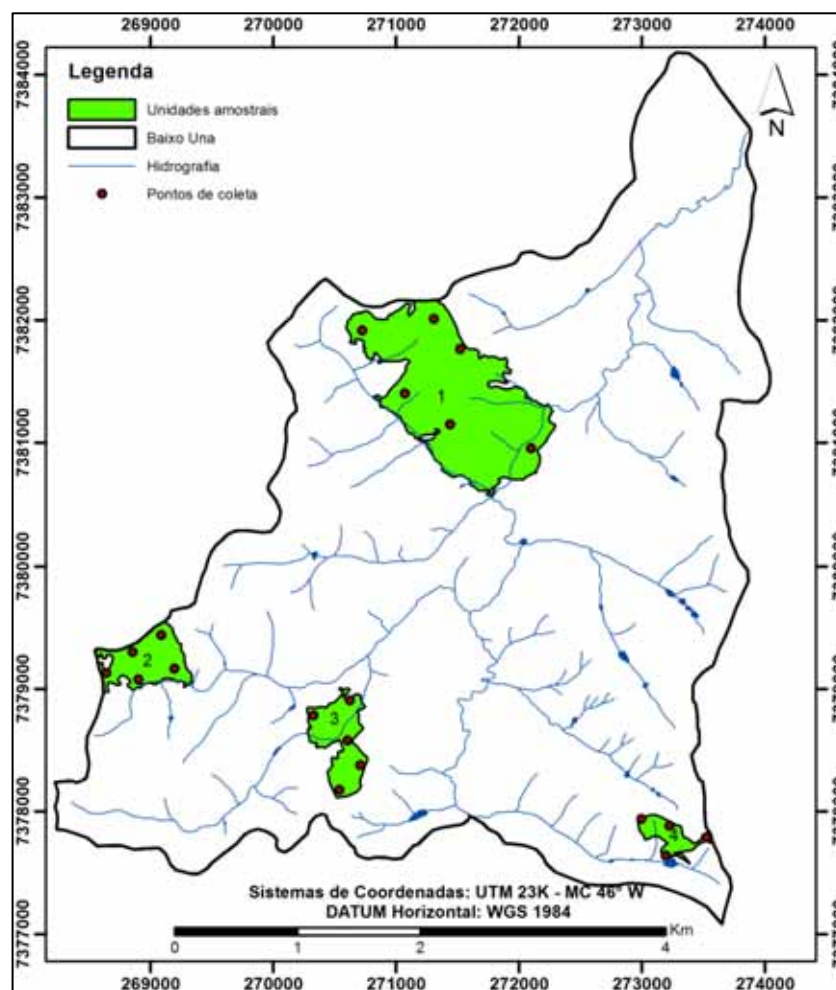


Figura 21 - Pontos de coleta localizados nos fragmentos do Médio Una

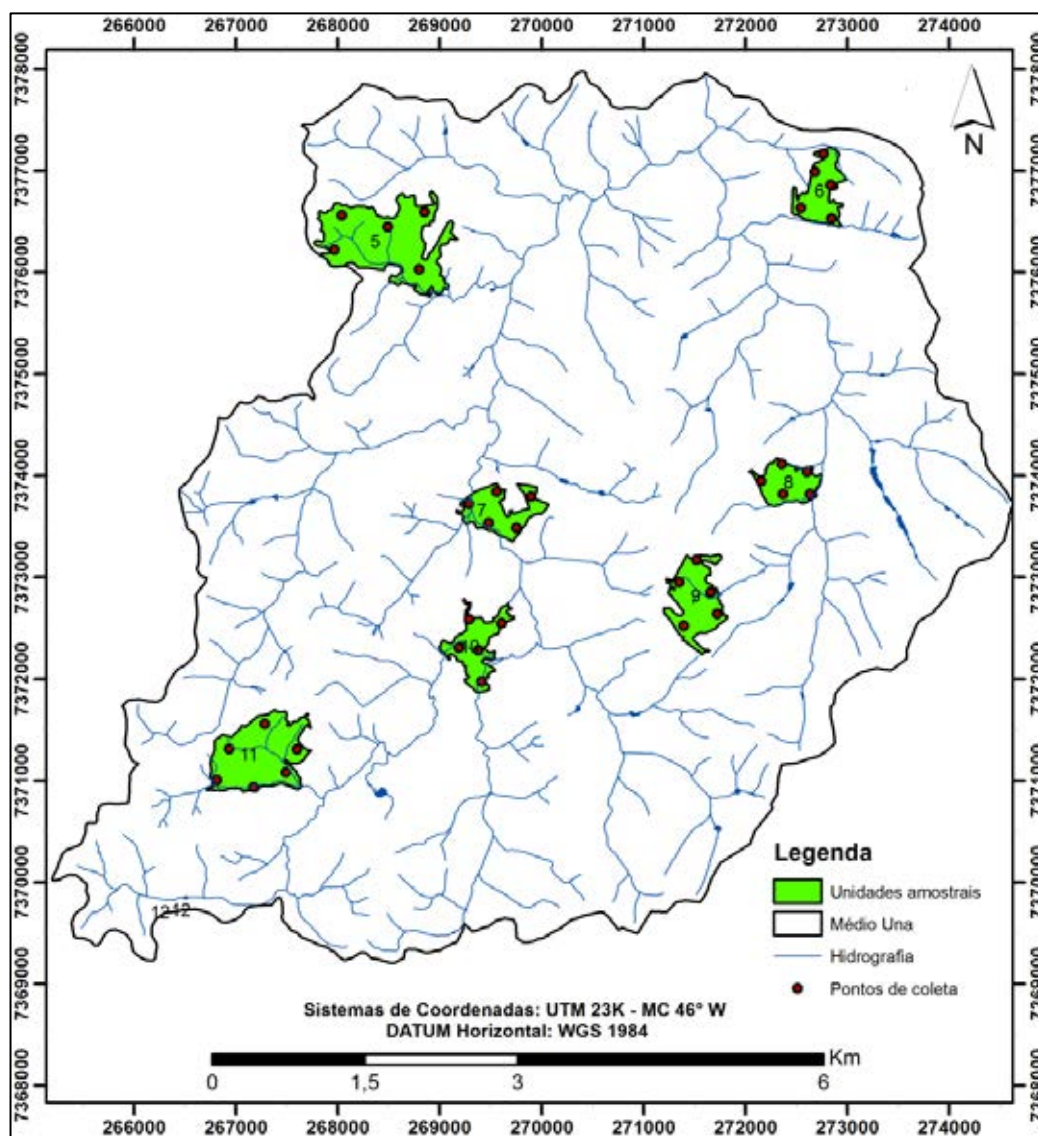
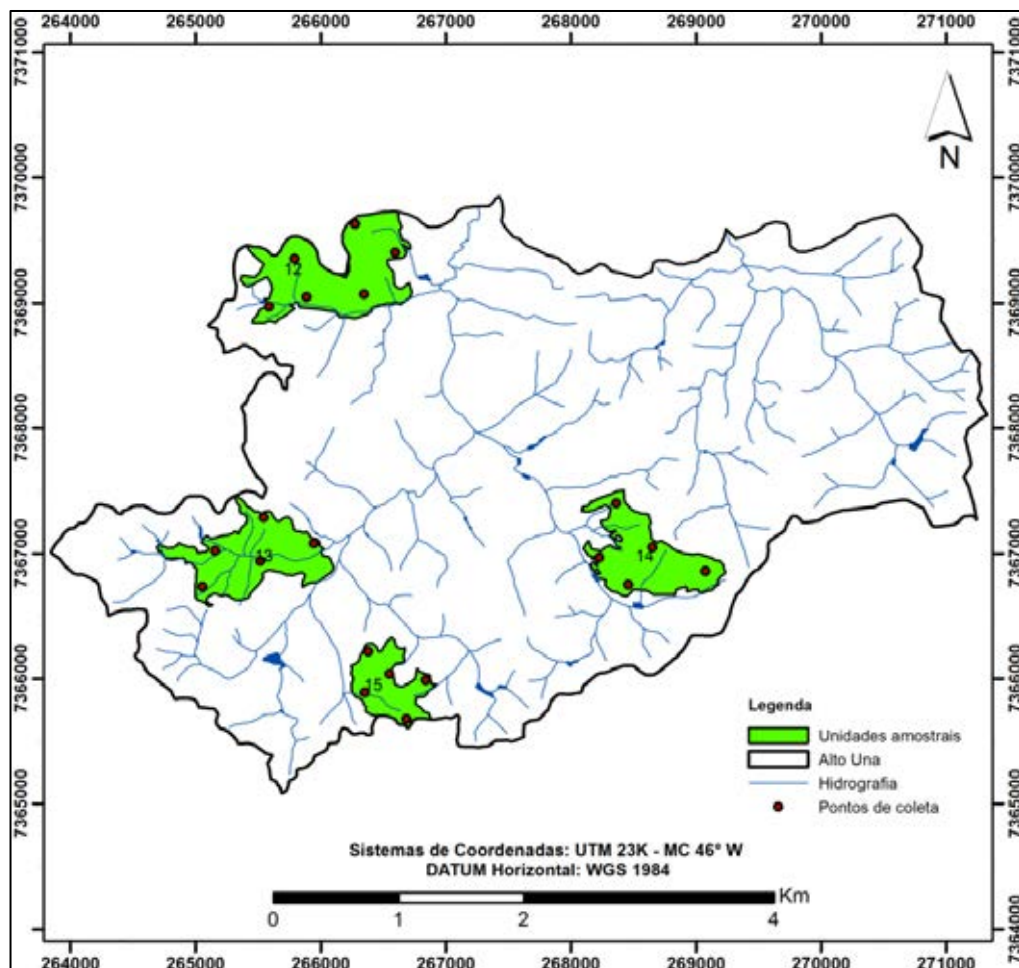


Figura 22 - Pontos de coleta localizados nos fragmentos do Alto Una



5.8.1. Estudo da diversidade e riqueza da avifauna

Quanto ao inventário da avifauna, são apresentadas as observações de 147 espécies, com uma abundância de 9.025 indivíduos visualizados. As espécies são representadas por 46 Famílias de 20 Ordens diferentes, com um esforço amostral de 480 horas. A Tabela 9 mostra a relação das espécies encontradas.

Tabela 8 – Lista de espécies da Avifauna da Bacia Hidrográfica do
Rio Una

FAMÍLIA	Nome Popular	Nome Científico
ACCIPITRIDAE	Gavião-carijó	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)
	Gavião-pegas-macaco	<i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820)
	Gavião-pombo-grande	<i>Pseudastur polionotus</i> (Kaup, 1847)
	Gavião-bombachinha	<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823)
	Gavião-miúdo	<i>Accipiter striatus</i> (Vieillot, 1808)
	Gavião-peneira	<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)
ALCEDINIDAE	Martim-pescador-verde	<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)
ANATIDAE	Marrecão	<i>Netta peposaca</i> (Vieillot, 1816)
ARDEIDAE	Garça-branca-grande	<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)
	Garça-branca-pequena	<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)
	Garça-moura	<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)
	Garça-vaqueira	<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)
	Socozinho	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)
BUCCONIDAE	Barbudo-rajado	<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)
CAPRIMULGIDAE	Bacurau	<i>Hydropsalis albicollis</i> (Gmelin, 1789)
CARDINALIDAE		<i>Saltator similis</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)
CATHARTIDAE	Urubu-de-cabeça-preta	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)
	Urubu-de-cabeça-vermelha	<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)
CHARADRIIDAE	Quero-quero	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)
COEREVIDAE	Cambacica	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)
COLUMBIDAE		<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)
	Juriti-gemedeira	
	Pomba-amargosa	<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)
	Pomba-de-bando	<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)
	Pomba-galega	<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)

FAMÍLIA	Nome Popular	Nome Científico
	Pombão	<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)
	Pombo doméstico	<i>Columba livia</i> (Gmelin, 1789)
	Rolinha-roxa	<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)
CONOPOPHAGIDAE	Chupa-dente-marrom	<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)
COTINGIDAE	Araponga	<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)
	Caneleiro	<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)
COTINGIDAE	Pavó	<i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792)
CRACIDAE	Jacuaçu	<i>Penelope obscura</i> (Temminck, 1815)
CUCULIDAE	Alma-de-gato	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)
	Anu-branco	<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)
	Anu-preto	<i>Crotophaga ani</i> (Linnaeus, 1758)
	Peixe-frito-pavonino	<i>Dromococcyx pavoninus</i> (Pelzeln, 1870)
	Saci	<i>Tapera naevia</i> (Verheyen, 1956)
DENDROCOLAPTIDAE	Arapaçu-grande	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> (Spix, 1825)
EMBERIZIDAE	Bigodinho	<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)
	Canário-da-terra-verdadeiro	<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)
	Cigarra-bambu	<i>Haplospiza unicolor</i> (Cabanis, 1851)
	Coleirinho	<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)
	Tico-tico	<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)
	Tico-tico-do-campo	<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)
	Tziu	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)
ESTRILDIDAE	Bico-de-lacre	<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)
FALCONIDAE	Acauã	<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)
	Caracará	<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)

FAMÍLIA	Nome Popular	Nome Científico
	Carrapateiro	<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)
FRINGILLIDAE	Pintassilgo	<i>Sporagra megellanica</i> (Vieillot, 1805)
FURNARIIDAE	João-de-barro	<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)
	Limpa-folha-de-testa-baia	<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)
	Limpa-folha-miudo	<i>Anabacerthia amaurotis</i> (Temminck, 1823)
	Pichororé	<i>Synallaxis ruficapilla</i> (Vieillot, 1819)
HIRUNDINIDAE	Andorinha-do-campo	<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)
	Andorinha-doméstica-grande	<i>Progne Chalybea</i> (Gmelin, 1789)
	Andorinha-pequena-de-casa	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)
	Andorinha-serradora	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)
ICTERIDAE	Encontro	<i>Icterus Cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)
	Guaxe	<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)
	Pássaro-preto/graúna	<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)
	Polícia-inglesa-do-sul	<i>Sturnella supercilialis</i> (Bonaparte, 1850)
	Vira-bosta	<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)
JACANIDAE	Jaçanã	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)
MIMIDAE	Sabiá-do-campo	<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)
PARULIDAE	Mariquita	<i>Setophaga pitaiyumi</i> (Vieillot, 1817)
	Pia-cobra	<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)
	Pula-pula	<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)
	Pula-pula-assobiador	<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)
PASSERIDAE	Pardal	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)
PHALACROCORACIDAE	Biguá	<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)
PICIDAE	Pica-pau-anão-barrado	<i>Picumnus cirratus</i> (Temminck, 1825)
	Pica-pau-anão-de-coleira	<i>Picumnus temminckii</i> (Lafresnaye,

FAMÍLIA	Nome Popular	Nome Científico
		1845)
	Pica-pau-branco	<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)
	Pica-pau-de-banda-branca	<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)
	Pica-pau-de-cabeça-amarela	<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)
	Pica-pau-do-campo	<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)
		<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)
	Pica-pau-verde-barrado	
PIPRIDAE	Picapauzinho-verde-carijó	<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)
		<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)
	Tangará	
PSITTACIDAE		<i>Ilicura militaris</i> (Shaw & Nodder, 1809)
	Tangarazinho	
	Maitaca-verde	<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)
	Papagaio-verdadeiro	<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Aratinga leucophthalma</i> (Statius Muller, 1776)
RALLIDAE	Perequiteiro-maracanã	
	Tuim	<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)
		<i>Gallinula chloropus</i> (Lichtenstei, 1818)
	Frango-d'água-comum	
	Saracura-do-brejo/Saracura-do-mato	<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)
	Saracura-sanã	<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)
		<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)
RAMPHASTIDAE		<i>Ramphastos dicolorus</i> (Linnaeus, 1766)
STRIGIDAE	Tucano-do-bico-verde	
THAMNOPHILIDAE	Coruja-buraqueira	<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)
		<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816
	Choca-da-mata	
THRAUPIDAE	Chocão-carijó	<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)
	Ferro-velho	<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)
	Figurinha-do-rabo-castanho	<i>Conirostrum bicolor</i> (Vieillot, 1809)

FAMÍLIA	Nome Popular	Nome Científico
	Fim-fim	<i>Euphonia chlorotica</i> (Euphonia chlorotica)
	Saí-andorinha	<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)
	Saí-azul	<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)
	Saíra-amarela	<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)
	Sanhaçu-cinzentos	<i>Tangarasayaca</i> (Linnaeus, 1766)
	Sanhaçu-de-encontro-azul	<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)
	Sanhaçu-do-coqueiro	<i>Tangarapalmarum</i> (Wied, 1823)
	Tiê-preto	<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)
THRESKIORNITHIDAE	Curicaca	<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)
TINAMIDAE		<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)
	Inhambu-chintã	<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)
	Inhambuguaçu	<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)
	Macuco	<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)
TROCHILIDAE	Beija-flor-de-banda-branca	<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)
	Beija-flor-de-fronte-violeta	<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)
	Beija-flor-de-orelha-violeta	<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)
	Beija-flor-de-papo-branco	<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)
	Beija-flor-preto	<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)
	Beija-flor-tesoura	<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)
		<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)
	Bem-te-vi-rajado	<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)
	Besourinho-de-bico-vermelho	<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)
	Rabo-branco-de-garganta-rajada	<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)
TROGLODYTIDAE	Corruíra-de-casa	<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)
TROGONIDAE	Saracuí-variado	<i>Trogon surrucura</i> (Vieillot, 1817)
TURDIDAE	Sabia-barranco	<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)
	Sabiá-coleira	<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)

FAMÍLIA	Nome Popular	Nome Científico
	Sabiá-laranjeira	<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)
	Sabiá-poca	<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)
TYRANNIDAE	Alegrinho	<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)
	Bem-te-vi	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)
	Bico-chato-de-orelha-preta	<i>Tolmomyias sulphurens</i> (Spix, 1825)
	Borboletinha-do-mato	<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)
	Cabeçudo	<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (Tschudi, 1846)
	Capitão-castanho	<i>Attila phoenicurus</i> (Pelzeln, 1868)
	Capitão-de-saíra	<i>Attila rufus</i> (Pelzeln, 1868)
	Ferreirinho-relógio	<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)
	Gibão-de-couro	<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)
	Irré	<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859)
	Lavadeira-de-cara-branca	<i>Fluvicola albiventer</i> (Spix, 1825)
	Lavadeira-mascarada	<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)
	Maria-cavaleira	<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)
	Neinei	<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)
	Papa-moscas-cinzento	<i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825)
	Peitica	<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)
	Piolhinho	<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)
	Príncipe/Verão	<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)
	Risadinha	<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)

FAMÍLIA	Nome Popular	Nome Científico
	Suiriri	<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)
	Suiriri-pequeno	<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)
	Teque-teque	<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)
	Tesoura	<i>Tyrannus savana</i> (Vieillot, 1808)
	Juruviara	<i>Vireo olivaceus</i> (Vieillot, 1817)
VIREONIDAE	Verdinho-coroado	<i>Hylophilus poicilotis</i> (Temminck, 1822)

De acordo com as espécies levantadas, foi possível identificar um predomínio de aves da Ordem Passeriforme, representando 53,4% das espécies presentes, sendo a Família mais representativa, a dos Tyrannidae, com 23 espécies diferentes.

Os Tyrannidae ou tiranídeos são a maior família de pássaros suboscines das Américas e do Brasil, são os mais representativos dentro da categoria de migrantes intracontinentais, representando 33,5% das aves que realizam este tipo de deslocamento. Durante o inverno se deslocam para o norte atravessando o Amazonas, invernando na Colômbia, Venezuela e Guianas (RIDGELY; TUDOR, 1994).

Segundo Sigrist (2013) ocupam todo tipo de ambiente, desde florestas e cerrados até ambientes abertos, lacustres e montanhosos. Porém uma grande quantidade dessas espécies vive na borda de mata, caracterizam-se pela grande capacidade de voo entre diferentes matas ou ainda migram grandes distâncias. São exemplos de animais observados em campo representantes dessa Família o Bem-te-vi

(*Pitangus sulphuratus*), Tesoura (*Tyrannus savana*), Capitão-castanho (*Attila phoenicurus*) e o Ferreirinho-relógio (*Todirostrum cinereum*) dentre outros.

A presença de algumas espécies também é extremamente importante como bioindicadoras da qualidade dos fragmentos ambientais, como por exemplo, a presença da Curicaca (*Theristicus caudatus*) que é uma ave campestre, ausente em regiões densamente florestadas e é comum em áreas semi-abertas. Sua população se expande em função do desmatamento e com avanço da monocultura, portanto, a presença dessa espécie indica uma expansão da agricultura de longo período. Esta ave foi avistada no fragmento 14, localizado no Alto Una, que possui área de 62,9 hectares de área de agricultura de longo período.

Outro indicador é o Ferro-velho (*Euphonia pectoralis*). É comum em florestas úmidas, frequenta sub-bosque escuro e subcopas repletas de epífitas. Vive em matas secundárias, plantações e beiras de matas no estrato médio, no entanto desaparece com desmatamento. Esta espécie foi avistada no fragmento 7, com o segundo menor índice de exposição antrópica encontrado na bacia, indicando uma área preservada.

O Macuco (*Tinamus solitarius*) presente nos fragmentos 6, 13, 14 e 15, assim como a *Euphonia pectoralis*, são presentes apenas em áreas preservadas pois desaparecem rapidamente em matas pequenas e isoladas, estando em conformidade com os valores encontrados para o IC, sendo estes fragmentos com valores maior que 0,5, indicando

fragmentos alongados, porém com baixa pressão antrópica de acordo com o IEA.

A Araponga (*Procnias nudicollis*) foi a única espécie classificada como Vulneráveis a extinção (VU) encontrada, sendo observada nos fragmentos 12, 13 e 15. Trata-se de uma ave que vive apenas em áreas de mata atlântica preservada. Portanto, além dos bioindicadores, as demais espécies encontram-se em conformidade com as variáveis observadas referentes à presença ou ausência de cursos d'água, forma, tipos de uso do solo e homogeneidade na composição vegetal dos fragmentos.

Desta forma, a Bacia Hidrográfica do Rio Una apresenta um elevado número de espécies de aves (147), no entanto, esse valor é inferior ao registrado em outras áreas de Mata Atlântica.

Em um estudo de aves realizado na Estação Ecológica Juréia-Itatins, foram identificadas 194 espécies. Nas encostas da Serra do Mar, no município de Ubatuba, 158 espécies exclusivas de mata (Goerck, 1999), enquanto que em Salesópolis o número de espécies florestais foi de 188 (HÖFLING; LENCIONE 1992).

No entanto, a Bacia do Rio Una, além de possuir área inferior a dos trabalhos supracitados, a maior parte de sua região vegetal sofreu intenso processo de perturbação, o que certamente levou a uma perda considerável da diversidade de espécies.

Valle (2006) em um estudo da estrutura da comunidade de aves em áreas de cerrado no estado de Goiás, semelhante ao presente trabalho da Bacia do Rio Una, também constatou um gradiente de perda de riqueza e abundância da avifauna local correlacionado a um

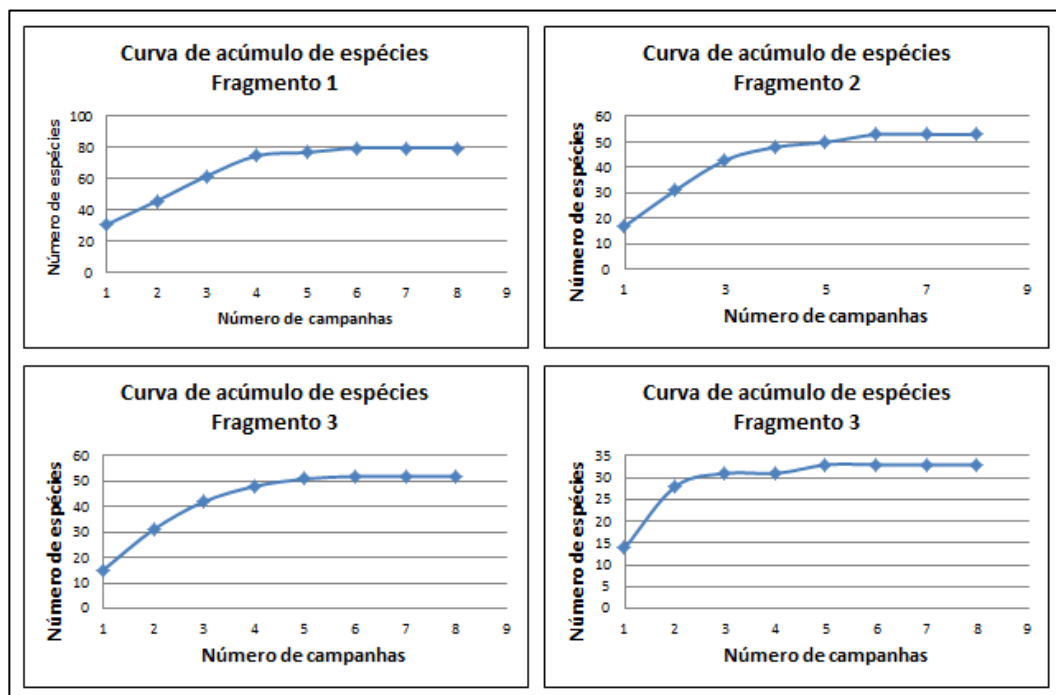
índice de interferência humana. O que corrobora para os resultados encontrados nos fragmentos do Baixo, Médio e Alto Una.

5.8.2. Riqueza e abundância das sub-bacias

A Figura 23 mostra a Curva de Acúmulo de Espécies para os fragmentos do Baixo Una, representada por 8 campanhas de amostragem, divididas em períodos matutinos e vespertinos. Segundo Colwell (1994) a Curva de Acúmulo de Espécies ou Curva do Coletor representa a riqueza total de um local.

Portanto, o fragmento que se destaca pela alta diversidade e abundância é fragmento 1 com riqueza de 76 espécies e 809 indivíduos observados. Os fragmentos 2 e 3 apresentam respectivamente riqueza de 53 e 54 espécies e o fragmento 4 é o de menor diversidade, apesar da abundância ser equivalente a dos fragmentos 2 e 3 com 482 indivíduos observados. Pode-se observar em todos os fragmentos do Baixo Una a estabilização do número de espécies encontradas a partir da sexta campanha.

Figura 23 – Gráficos da curva de acúmulo de espécies dos fragmentos do Baixo Una

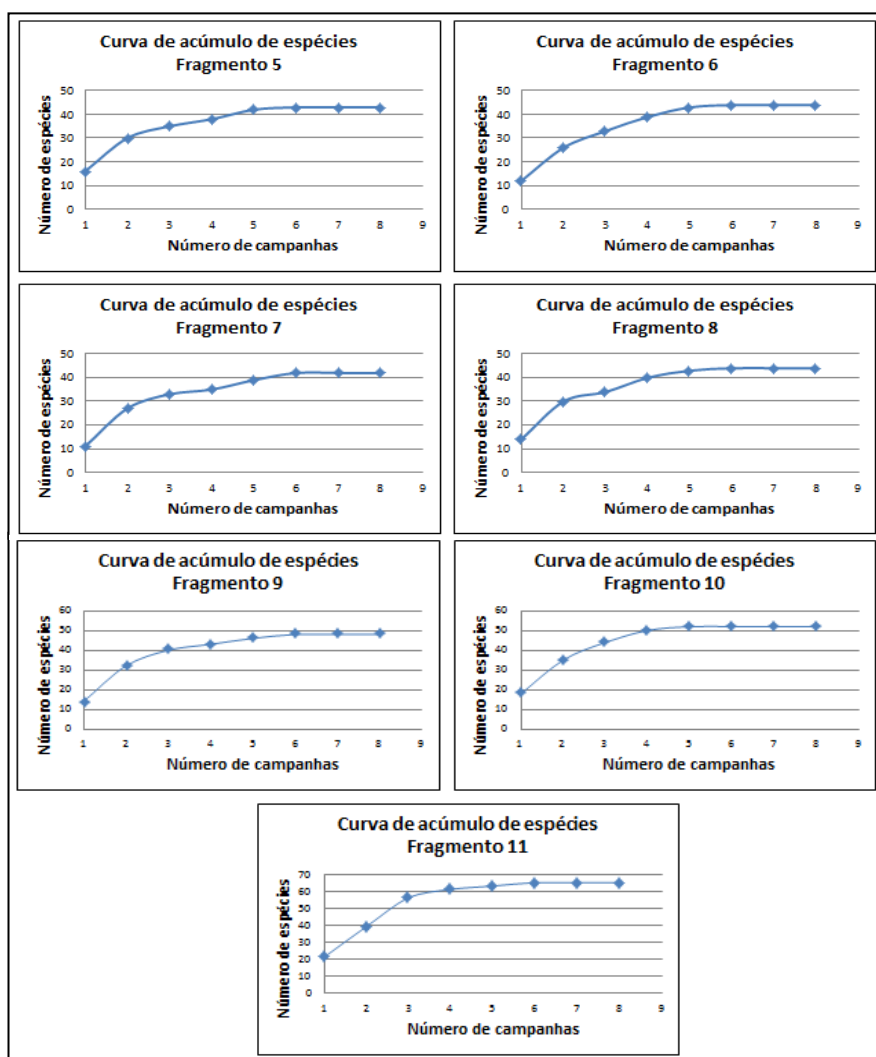


Com relação às espécies encontradas no Baixo Una, pode-se destacar algumas espécies bioindicadoras, como por exemplo, a presença do Pássaro-preto/Graúna (*Gnorimopsar chopipresente*) nos fragmentos 1, 2 e 3, trata-se de uma espécie que habita áreas semiabertas e áreas antrópicas.

Foi identificada também a presença do Pombão (*Patagioenas picazuro*) no fragmento 1. A espécie expande sua ocorrência em função do aumento na expansão da fronteira agrícolas, além do Suiriri (*Tyrannus melancholicus*) em todos os fragmentos do Baixo Una, que é uma ave típica de áreas abertas antropizadas. Tais espécies confirmam a classificação realizada pelo Indicador de Exposição Antrópica (IEA) demonstrando o elevado grau de pressão antrópica destes fragmentos.

Com relação às espécies dos fragmentos do Médio Una, a Figura 24 mostra os gráficos do acúmulo de espécies.

Figura 24 – Gráficos da curva de acúmulo de espécies dos fragmentos do Médio Una



O fragmento com maior número de espécies observadas foram os fragmentos 9 e 10, com 52 espécies acumuladas, com abundância de 634 indivíduos, e 65 espécies com 788 indivíduos observados, respectivamente. Os demais fragmentos apresentam uma média de 43 espécies observadas, porém com elevada abundância.

Com relação à análise das espécies, cerca de 54% das espécies encontradas na sub-bacia pertencem a Ordem Passeriformes, sendo as Famílias mais abundantes Tyrannidae, Emberizidae e Hirundinidae.

Assim como os fragmentos do Baixo Una, também foram observadas espécies indicadoras de intervenção antrópica no Médio Una, como por exemplo, a presença de duas espécies indicadoras de áreas antropizadas o Pássaro-preto/Graúna (*Gnorimopsar chopipresente*) e o Suiriri (*Tyrannus melancholicus*). Essas aves são típicas de áreas abertas e antrópicas, demonstrando a pressão antrópica exercido pela vizinhança dos fragmentos florestais.

A presença da espécie Ferro-velho (*Euphonia pectoralis*) no fragmento 7 demonstra a condição ecológica do fragmento. Apesar da forte pressão antrópica, essa espécie é comum em florestas úmidas, frequente sub-bosque escuro e o sub dossel de árvores repletas de epífitas, vive em matas secundarias, plantações e beiras de matas no estrato médio e desaparece com desmatamento, sendo, portanto a sua presença indicadora de conservação deste fragmento.

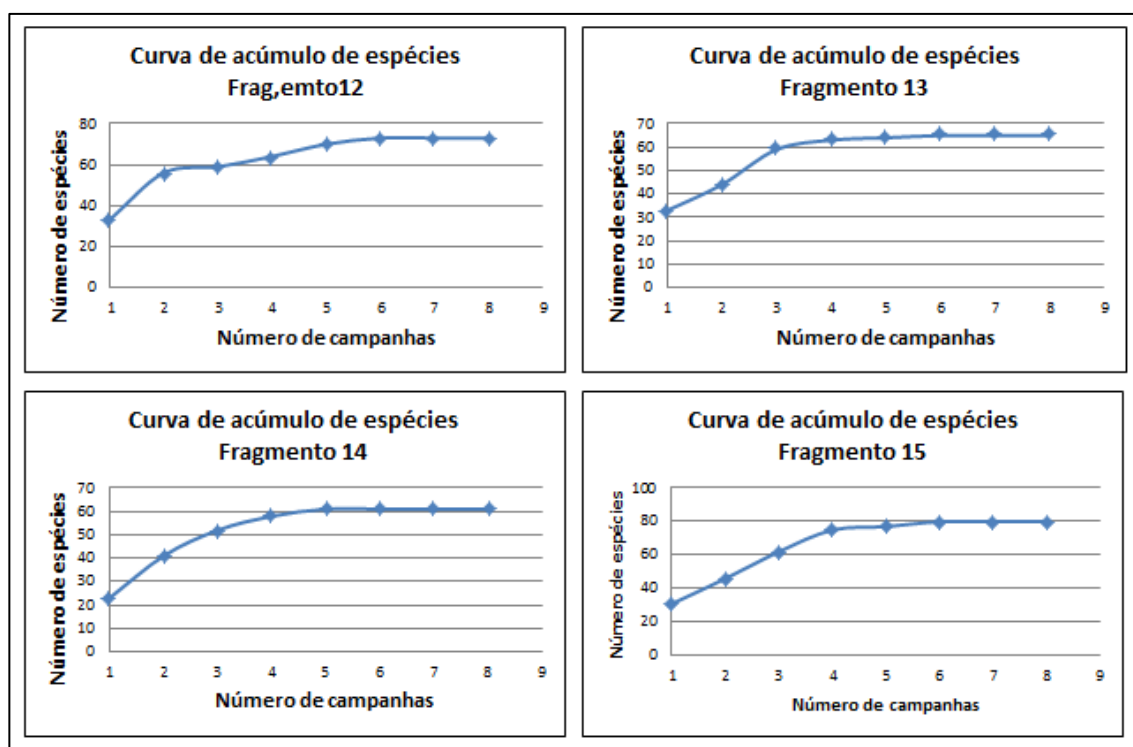
No fragmento 6 foi observado o Macuco (*Tinamus solitarius*), ave que vive em sub-bosque aberto ou grotões escuros. É um importante indicador de conservação pois desaparece rapidamente em matas pequenas e isoladas.

A Figura 25, por sua vez, mostra os gráficos da curva de acúmulo de espécie do Alto Una.

Os fragmentos localizados na sub-bacia do Alto Una, foram os fragmentos com maiores índices de riqueza encontrados em toda a bacia hidrográfica, sendo a maior diversidade encontrada no

fragmento 15, com 80 espécies encontradas e abundância de 625 indivíduos visualizados. Em segundo o fragmento 12 apresenta riqueza de 73 espécies e abundância de 780 indivíduos. Os fragmentos 13 e 14 apresentam respectivamente riqueza de 65 e 61 espécies e abundância de 656 e 563 indivíduos.

Figura 25 – Gráficos da curva de acúmulo de espécies dos fragmentos do Alto Una



Do total de espécies observadas no Alto Una, 48% pertencem a Ordem Passeriformes, composta em sua maioria pela Família Tyrannidae, Emberizidae, Furnariidae e Hirundinidae.

Com relação à análise das espécies indicadoras encontradas, foi avistado nos fragmentos 13, 14 e 15 a ave Macuco (*Tinamus*

solitarius) importante indicadora de áreas fragmentadas, pois desaparece rapidamente em matas pequenas e isoladas.

No fragmento 12 foi avistado uma grande ave de rapina, conhecida popularmente como Gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*). É uma ave de florestas úmidas, importante indicadora de qualidade dos fragmentos, pois tolera muito pouco as perturbações antrópicas.

5.8.3. Análise da tendência populacional

De acordo com a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção da IUCN (International Union for Conservation of Nature) as espécies são categorizadas em diferentes estágios de ameaça, sendo eles LC (Menos preocupante), NT (Quase ameaçada), VU (Vulnerável), EN (Em perigo), CR (Criticamente em perigo), RE (Regionalmente Extintas), EW (Extinto na natureza) e EX (Extinta). Além da classificação de ameaça de extinção, as espécies são classificadas quanto a tendência global de a população diminuir, aumentar ou se ela está estável (IUCN, 2014).

Portanto, utilizando as classificações da IUCN foram identificadas 36 espécies com a tendência populacional a diminuir (Tabela 10).

Tabela 9 – Espécies com tendência populacional a diminuir

Espécies	Nome Científico	Categoria IUCN
Acauã	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	LC
Andorinha-doméstica-grande	<i>Progne Chalybea</i>	LC
Anu-preto	<i>Crotophaga ani</i>	LC
Araponga	<i>Procnias nudicollis</i>	VU
Bacurau	<i>Hydropsalis albicollis</i>	LC
Capitão-castanho	<i>Attila phoenicurus</i>	LC
Chocão-carijó	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	LC
Cigarra-bambu	<i>Haplospiza unicolor</i>	LC
Coruja-buraqueira	<i>Athene cunicularia</i>	LC
Ferro-velho	<i>Euphonia pectoralis</i>	LC
Figurinha-do-rabo-castanho	<i>Conirostrum bicolor</i>	NT
Gavião-bombachinha	<i>Harpagus diodon</i>	LC
Gavião-pega-macaco	<i>Spizaetus tyrannus</i>	LC
Gavião-pombo-grande	<i>Pseudastur polionotus</i>	NT
Guaxe	<i>Cacicus haemorrhous</i>	LC
Jacuaçu	<i>Penelope obscura</i>	LC
Limpa-folha-miudo	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	NT
Macuco	<i>Tinamus solitarius</i>	NT
Maitaca-verde	<i>Pionus maximiliani</i>	LC
Maria-cavaleira	<i>Myiarchus ferox</i>	LC
Papagaio-verdadeiro	<i>Amazona aestiva</i>	LC
Pardal	<i>Passer domesticus</i>	LC
Pavó	<i>Pyroderus scutatus</i>	LC
Perequiteiro-maracanã	<i>Aratinga leucophthalma</i>	LC
Pica-pau-anão-barrado	<i>Picumnus cirratus</i>	LC
Pombo doméstico	<i>Columba livia</i>	LC

Espécies	Nome Científico	Categoria IUCN
Príncipe/Verão	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	LC
Pula-pula	<i>Basileuterus culicivorus</i>	LC
Pula-pula-assobiador	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	LC
Sanhaçu-de-encontro-azul	<i>Tangara cyanoptera</i>	LC
Saracuaá-variado	<i>Trogon surrucura</i>	LC
Saracura-do-brejo/Saracura-do-mato	<i>Aramides saracura</i>	LC
Socozinho	<i>Butorides striata</i>	LC
Tangarazinho	<i>Ilicura militaris</i>	LC
Trinca-ferro-verdadeiro	<i>Saltator similis</i>	LC
Tucano-do-bico-verde	<i>Ramphastos dicolorus</i>	LC

Das 36 espécies citadas, 4 são classificadas como Quase ameaçadas (NT) sendo elas, Figurinha-do-rabo-castanho (*Conirostrum bicolor*), Limpa-folha-miudo (*Anabacerthia amaurotis*), Macuco (*Tinamus solitarius*) e Gavião-pombo-grande (*Pseudastur polionotus*) e uma Vulnerável a extinção (VU), Araponga (*Procnias nudicollis*).

De acordo com a classificação realizada pelo Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MACHADO, 2008), a única espécie classificada como ameaçada é o Gavião-pombo-pequeno.

5.8.4. Riqueza e abundância de espécies por fragmentos

Devido a sua utilidade em biologia da conservação e avaliação ambiental as medidas de diversidade de espécies são geralmente úteis para comparar padrões em diferentes locais, gradientes, ou, ainda, numa mesma área ao longo do tempo, como, por exemplo, ao longo de uma sucessão, ou após um distúrbio. Além disso, a avaliação de espécies é útil para direcionar esforços de conservação (BARROS, 2007).

De acordo com as campanhas de campo, a Tabela 11 mostra a relação de riqueza/diversidade (Nº de espécies) e a abundância (Nº de indivíduos observados) com a área de cada unidade amostral.

Tabela 10 - Relação de número de riqueza e abundancia de indivíduos observados por fragmento

Rio Una		Fragmentos	Área (ha)	N. de espécies	Abundância	N. de esp./Δ	N. de indiv. Obs/Δ
Ba	ixo	1	133,56	76	809	0,57	6,06

Médio	2	24,25	53	487	2,19	20,08
	3	24,28	52	449	2,14	18,49
	4	11,02	33	482	2,99	43,74
	5	75,23	43	538	0,57	7,15
	6	22,48	44	430	1,96	19,13
	7	24,81	42	508	1,69	20,48
	8	19,95	44	776	2,21	38,90
	9	32,53	48	487	1,48	14,97
	10	24,22	52	634	2,15	26,18
	11	53,83	65	788	1,21	14,64
	12	66,40	73	780	1,10	11,75
Alto	13	52,06	65	656	1,25	12,60
	14	46,19	61	563	1,32	12,19
	15	26,08	80	625	3,07	23,96

Assim, foi possível calcular a diversidade média encontrada nas sub-divisões da bacia. Sendo a média de espécies encontradas no Baixo Una de 53 espécies, quanto ao Médio Una foi observado 49 espécies e para o Alto Una foi observado 70 espécies, conforme a Tabela 12 .

Tabela 11 – Média e Desvio Padrão da diversidade da avifauna nas respectivas subdivisões da bacia hidrográfica.

Rio Una	Média	Desvio Padrão
Baixo Una	53	17,60
Médio Una	48	8,14
Alto Una	70	8,46

Desta forma, analisando os dados de forma individual, os fragmentos com maior diversidade são os fragmento 12, 13, 1 e 15, respectivamente, em ordem crescente, sendo apenas o fragmento 1 pertencente a região do Baixo Una, sendo os demais fragmentos pertencentes ao Alto Una. Com relação a abundância os fragmentos 1 e 11 apresentaram os maiores valores, com 809 e 788 indivíduos observados, respectivamente.

De acordo com Scheiner (2000), quanto mais indivíduo, maior a probabilidade de se encontrar mais espécies.

Com relação à abundância, foi realizado o cálculo da diversidade populacional pela área de cada fragmento, assim foi possível observar que o fragmento com maior número espécies por hectare foi o fragmento 15 e o fragmento com maior número de indivíduos por área foi o fragmento 4, com aproximadamente 44 indivíduos por hectare.

Referente à diversidade média comparada entre o Baixo, Médio e Alto Una o resultado é uma média de 53 espécies para o Baixo Una, 48 para o Médio e 70 espécies no Alto Una. Pode-se atribuir o valor médio do Baixo Una maior que o Médio Una, devido a presença do fragmento 1 no Baixo Una, trata-se de um fragmento contínuo, de 133,56 hectares e com conectividade com um maciço florestal fora da área da bacia hidrográfica. Este fragmento, apesar de estar localizado em uma sub-bacia com predomínio de área urbana, está localizado a cerca de 3,5 km de distância da área urbana do município de Ibiúna. Além desses fatores, é o segundo fragmento com maior diversidade e

o fragmento com maior abundância. Portanto, atribui-se a esses fatores a média elevada de espécies encontrada no Baixo Una.

Fator importante para promover a conectividade entre outros fragmentos vizinhos e manter a conservação da diversidade da avifauna.

5.8.5. Análise da diversidade de dominância das espécies

Para a análise dos dados da população de aves levantada, foi utilizado os Índices de Riqueza de Menhinick e os Índices de Diversidade e Dominância de Shanon-Wiener, que levam em consideração as proporções de ocorrência de cada espécie, atribuindo maior valor de biodiversidade as espécies mais raras.

A Tabela 13 mostra que o fragmento com maior riqueza de espécies de acordo com os Índices de Riqueza de Menhinick (D_{Mn}) e Shannon- Wiener (H') é o fragmento 15, pois apresenta um D_{Mn} de 3,20, e H' de 3,81 os maiores entre as unidades amostrais.

Tabela 12 - Índices de Diversidade e Dominância Populacional

Rio Una	Fragmentos	Índice de Menhinick	Shannon-Wiener	Simpson
Baixo	1	2,67	3,71	0,97
	2	2,40	3,41	0,96
	3	2,45	3,44	0,96
	4	1,50	2,85	0,92

Médio	5	1,85	3,21	0,95
	6	2,12	3,19	0,94
	7	1,86	3,12	0,94
	8	1,58	3,14	0,94
	9	2,18	3,33	0,95
	10	2,07	3,51	0,96
	11	2,32	3,59	0,96
Alto	12	2,61	3,75	0,97
	13	2,54	3,68	0,96
	14	2,57	3,63	0,97
	15	3,20	3,81	0,97

O D_{Mn} tem como objetivo estimar o número de espécies e o número de indivíduos de uma comunidade. Quanto ao H' é considerado o índice de diversidade mais completo, pois além de considerar o número de espécies, considera a proporção de cada espécie em relação ao todo. Normalizando os dados e diminuindo a probabilidade de erro dos cálculos.

Quando o índice de diversidade diminui, indica que há competição interespecífica e que o local é menos diversificado, tendendo a dominância de uma determinada espécie, porém quando há um aumento deste índice, há um indicativo de que o local é bastante diversificado, mesmo que o número de indivíduos seja reduzido (RODRIGUES, 2010).

De acordo com o índice de dominância de Simpson, todos os fragmentos possuem uma alta diversidade, devido seus valores estarem próximos de 1, porém os fragmentos com maior dominância de diversidade são os fragmentos 1, 14, 15, 12,

5.9. Identificação das áreas de risco e ranqueamento das áreas prioritárias para conservação

Por fim, após a avaliação das diversas variáveis citadas, como IC, IEB, IEA, Dd, Diversidade e Abundância da Avifauna e Tendências populacionais, foi possível realizar um mapa de risco e fragilidade que atribuiu valores a todas as variáveis e possibilitou criar um ranqueamento dos fragmentos prioritários para ações de políticas públicas de conservação, preservação e recuperação.

Desta forma, os fragmentos foram ranqueados de acordo com os níveis de perturbação e fragilidade com relação à pressão causada pelos diferentes tipos de uso do solo em seu entorno.

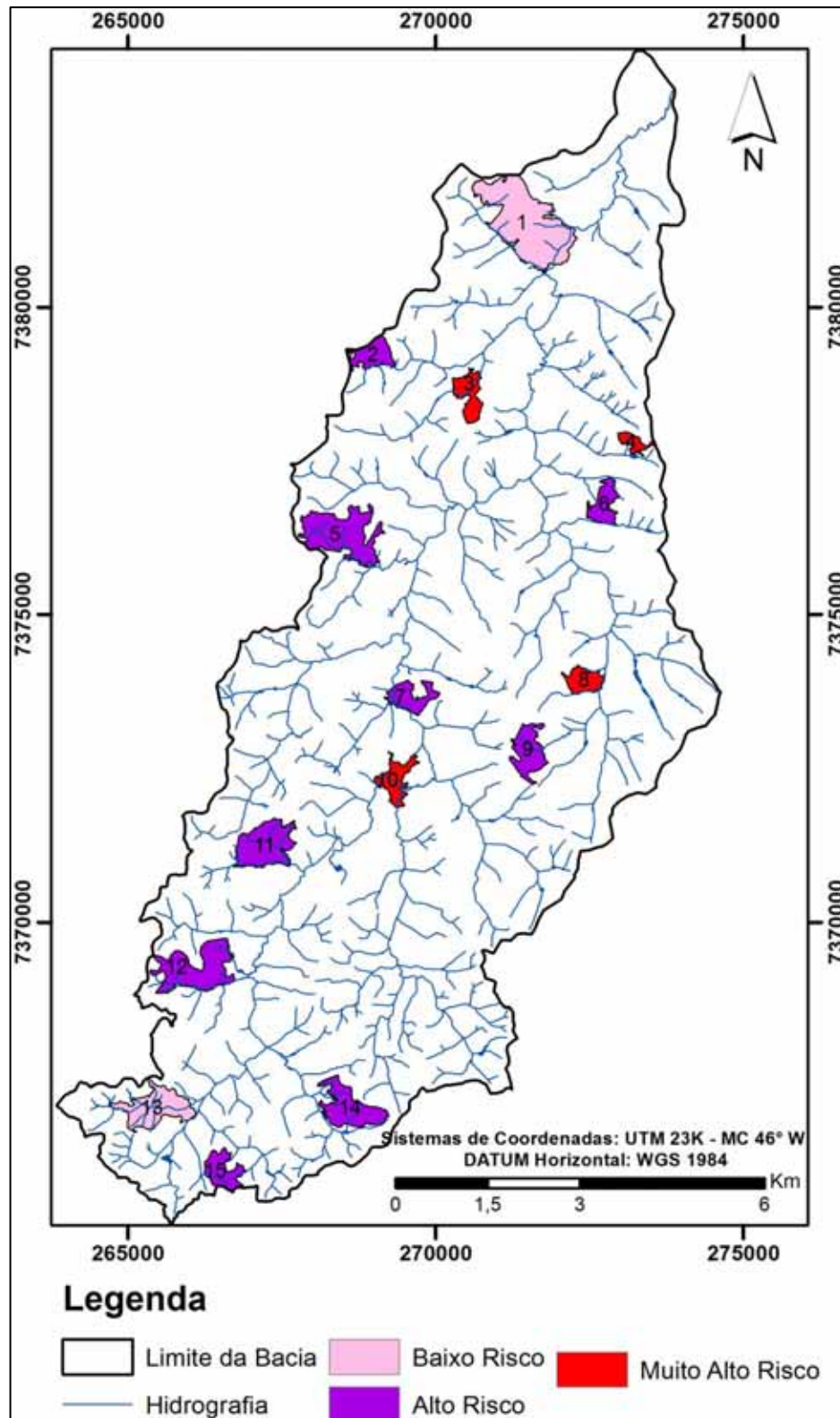
A Tabela 13 mostra o ranqueamento dos fragmentos florestais que foram classificados de acordo com a multiplicação dos valores de IEB, IEA, *NDVI* além dos índices de Diversidade de Menhinick e de Shannon- Wiener.

Tabela 13 – Ranqueamento das áreas de risco

		FRAG	IEA	IEB	NDVI	Índice de Menhinick	Shannon-Wiener	RISCO
Baixo Risco		13	0,77	0,46	0,6785	2,54	3,68	2,24
		1	0,74	0,42	0,6722	2,67	3,71	2,07
Risco Alto		5	0,90	0,53	0,7004	1,85	3,21	1,99
		15	0,65	0,37	0,6777	3,2	3,81	1,98

Risco Muito Alto	7	0,86	0,58	0,6801	1,86	3,12	1,96
	9	0,79	0,46	0,6802	2,18	3,33	1,79
	11	0,64	0,43	0,6808	2,32	3,59	1,55
	2	0,69	0,38	0,6771	2,4	3,41	1,46
	14	0,72	0,33	0,657	2,57	3,63	1,46
	6	0,71	0,37	0,6285	2,12	3,19	1,11
	12	0,66	0,24	0,6705	2,61	3,75	1,04
	3	0,62	0,28	0,6779	2,45	3,44	0,99
	4	0,80	0,44	0,6499	1,5	2,85	0,98
	10	0,73	0,25	0,6398	2,07	3,51	0,84
	8	0,49	0,32	0,6346	1,58	3,14	0,50

Figura 26 – Mapa de risco dos fragmentos florestais



Desta forma, é possível observar que as áreas de menor risco são os fragmentos 1 e 13. Tratam-se de fragmentos de grande perímetro, sendo o primeiro localizado no Baixo Una com 7.633,85 metros de comprimento, localizado em uma área próxima a zona rural do município e o segundo está localizado no Alto Una com 4.755,81 metros.

As áreas de alto risco são os fragmentos 2, 5, 6, 7, 9, 11, 12, 14 e 15, sendo apenas o fragmento 2 localizado no Baixo Una, próximo a zona urbana do município de Ibiúna, os fragmentos 5, 6, 7, 9 e 11 estão localizados no Médio Una, sob grande influência da expansão agrícola de longo e curto período e os demais fragmentos, 12, 14 e 15 estão localizados no Alto Una, sob grande influência de áreas de campos abertos como pastagens e também de agriculturas de longo período.

Com relação às áreas de Risco Muito Alto ou de maior fragilidade com relação aos efeitos antrópicos em seu entorno, foram identificados os fragmentos 3, 4, 8 e 10, sendo apenas o fragmento 3 localizado no Baixo Una, os demais estão localizados no Médio Una, porém todos tem em comum as mesmas características, possuem perímetro pequenos e IC classificados como muito alongados, com exceção do fragmento 8 que é classificado como alongado.

Além disso, estão em uma área de grande pressão, sofrendo influências de agricultura de curto período, pastagem e edificações rurais, além do fragmento 4 estar localizado próximo a um aterro sanitário.

Vale ressaltar que ambos os fragmentos 4 e 6 estão localizados a menos de 500 metros do aterro sanitário municipal, e um está classificado como área de Alto Risco (fragmento 6) e o outro como área de Risco Muito Alto (fragmento 4), isso se deve a sua classificação quanto ao IEA, devido aos valores atribuídos a forma e aos diferentes tipos de uso do solo da vizinhança ou seja, na variação dos valores de IC e IEB.

6. CONCLUSÕES

Espera-se que este trabalho possa contribuir efetivamente junto a setores de gestão e planejamento no âmbito municipal e regional na discussão de políticas públicas para a importância da manutenção e recuperação de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do Rio Una, uma vez que foi diagnosticada uma forte relação entre a diversidade da população de avifauna e os níveis de pressão antrópica nas áreas florestais. Visto que a medida que os fragmentos florestais se distanciam da zona urbana e das áreas de agricultura há o aumento da diversidade de espécies.

Portanto, a elaboração do Indicador de Exposição Antrópico, assim como a identificação das áreas de risco e prioritárias para conservação, permitiu classificar a atual situação dos fragmentos florestais, demonstrando ser um instrumento de fácil compreensão e

que pode ser replicado para diferentes áreas e fisionomias florestais, a fim de mitigar e grandes impactos ambientais e sua consequente perda da biodiversidade.

Sendo assim, os resultados obtidos apontam para a importância de elaboração de novas políticas públicas para a preservação dos ambientes florestais da cidade, assim como a definição de novas áreas específicas de conservação da vegetação e restauração de áreas degradadas, aproveitando a presença constante dos rios nas áreas dos fragmentos e assim ampliar as áreas de mata ciliar, consequentemente ampliando a conectividade entre os fragmentos e implantando práticas de restauração e recuperação das Áreas de Preservação Permanente não só dos rios, como dos lagos e represas e outras áreas com maior fragilidade, com o objetivo de promover a conectividade entre fragmentos para assegurar a diversidade biológica tanto da fauna quanto da flora.

Por fim, este trabalho procurou demonstrar entre outras as possibilidades de aplicação das técnicas de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento em estudos focados no auxílio da gestão e planejamento de políticas públicas voltadas para o meio ambiente.

7. BIBLIOGRAFIA

ABREU, C. I. V.; ZAMPIERON, S. L. M. Perfil da Fauna de Hymenoptera Parasítica em um Fragmento de Cerrado pertencente ao Parque Nacional da Serra da Canastra (MG), a partir de duas Armadilhas de Captura. **Ciência et Praxis**. v.2, n.3, p:61-68, 2009.

AIZEN, M.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in Chaco dry forest, Argentina. **Ecology**. v.75, p.330- 351. 1994.

ALCOFORADO-FILHO, F. G.; SAMPAIO, E.V.S.B. & RODAL, M.J.N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica** 17: 287-303. 2003.

ALEIXO, A.; POLETTTO, F. Birds of an open vegetation enclave in southern Brazilian Amazonia. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 119, n. 4, 610-630, 2007

ALMEIDA, D. S. **Recuperação Ambiental da Mata Atlântica**. Ilhéus: Editus, 2000. 130 p.

ALVES JUNIOR, F. T., et al. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v.1, n.1. p.49-56. 2007.

ALVES, L. F.; et al. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**. v. 260, n,5 p.679-691, 2010.

AMBUEL, B.; TEMPLE S. A. Area-Dependent Changes in the Bird Communities and Vegetation of Southern Wisconsin Forests. **Ecology**. v. 64, n.5, p.1057-1068. 1983.

ANDRADE, L. S. et al. Avaliação de Fragmentos Florestais em uma Região do Quadrilátero Ferrífero: Municípios de Mariana e Ouro Preto. **Enciclopédia Biosfera**. Goiânia, v.8, N.14; p.1051-1061. 2012

ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 13, n. 1, 2005.

BARRERA, L. F. Estructura y Función en Bordes de Bosques. **Ecossistemas**, v. 12, n. 1, p. 67-77, Enero 2004.

BARROS, R. S. M. **MEDIDAS DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA**. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, p. 13. 2007.

BATÁRY, P. et al. How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? **Forest Ecology and Management**. v. 319, n.1, p.44-50. 2014.

BECKER, M.; DALPONTE, J. C. **Rastros de Mamíferos Silvestres Brasileiros: Um guia de Campo**. 2. ed. Brasília: Universidade de Brasília, 1991. 180 p.

BIERREGAARD, R. O. et al The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience**, v. 42, 859-866, 1992.

BRANDON, K, et al. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade** v.1, n.1, .p.7-13. 2005.

BUREL, F.; BAUDRAY, J. **Ecologia del Paisaje:Conceptos, Métodos y aplicaciones**. Madrid: Mundi-Prensa, 2002. 353 p.

BURKE, D. M.; NOL, E. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. **Auk**, v. 115, 96-104, 1998.

BURROUGH, P. A. **Principles of Geographical Information System for Land Resources Assessment**. Clarendon Press, Oxford. 1994. Pp. 27-34.

CÂMARA, G.; CLODOVEU D. Introdução ao geoprocessamento. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPECIAIS– INPE. Fundamentos de Geoprocessamento. São José dos Campos: v.1, n.1, p.1-5. 2001.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios Básicos em Geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistema de Informações Geográficas, Aplicações na Agricultura**. 2. ed. [S.l.]: Brasília SPI, 1998. Cap. 1, p. 3-11.

CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V.; MEDEIROS J. S. Representações computacionais do espaço: fundamentos epistemológicos da ciência da geoinformação. *Revista Geografia (UNESP)* v.28.n.1, p. 83-96. 2003.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**. v. 313, n. 1, p233–242. 2014.

CANALE, C. A. et al. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS ONE*, 7 (8), 2012.

CARDOSO, C. A. L.; FARIA, F. S. R. O Uso do Geoprocessamento na Análise Ambiental como Subsídio para a Indicação de Áreas Favoráveis a Criação de Unidades de Conservação para o Uso Sustentável do Minhocucu *Rhinodrilus alatus*. **E-Scientia**, v. 3, n. 1, 2010.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. *Revista Árvore*, 30(2), 241-248. 2006.

CARVALHO JÚNIOR, O.; LUZ, N. C. **Pegadas: Série Boas Práticas**. [S.l.]: Universitária UFPA, v. 3, 2008. 64 p.

CAVANI, A. C. M.; ALBUQUERQUE-FILHO, J. L. **Plano de Bacias, Mapa Diagnóstico**. Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio Sorocaba e Médio Tiete - CBH-SMT e Instituto de Pesquisas Tecnológicas da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2008.

CHIARELLO, A. G. Effects of Fragmentation of the Atlantic Forest on Mammal Communities in South-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71-82, July 1999.

COLWELL, R. L.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**. London, v. B345, p. 101-118.1994.

CORLETT, R.T.; LAFRANKIE, J.V. Potential impacts of climate change on tropical Asian forest through an influence on phenology. **Climatic Change**. 39, p.439-453. 1998.

CORRÊA, B. S.; PASSAMANI, M.; MOURA, A. S. Avaliação do efeito borda na distribuição da avifauna em fragmentos florestais de Cerrado. **Revista Agroambiental**. v.4, n.1. 2011.

COSTA, L. P. et al. Biogeography of South American Forest Mammals: Endemism and Diversity in the Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 872-881, 2000.

CUNNINGHAM, S.A. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in Mallee woodland. **Conservation Biology**. v.14: 758-768. 2000.

DÁRIO, F. R. et al. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Cienc. Rural**. v. 32, n.6, p.989-996. 2002

DÁRIO, F.R.; ALMEIDA, A.F. Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. **Scientia Florestalis**, v. 58, p. 99-109, 2000.

DE DEUS, R. M.; BAKONYI, S. M. C. O Impacto da Agricultura sobre o Meio Ambiente. Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. v(7), nº 7, p. 1306-1315, 2012.

DEVELEY, P. F.; ENDRIGO, E. Aves da Grande São Paulo - Guia de Campo. Editora Aves e Fotos. 295p. 2004.

DEVELEY, P. F.; MARTENSEN, A. C. As aves da Reserva Florestal do Morro Grande (Cotia – SP). **Biota Neotropica**, v6 (n2). 2005.

DOLIGEZ, A.; JOLY, H. I. Genetic diversity and spatial structure within a natural stand of a tropical forest tree species, *Carapa procera* (Meliaceae), in French Guiana. **Heredity**. v.79, p.72-82. 1997.

DOMINGUES, C. V.; FRANÇOSO, M. T.. Aplicação de Geoprocessamento no Processo de Modernização da Gestão Municipal. **Revista Brasileira de Cartografia**, Campinas, v. 1, n. 60, p.71-78. 2008.

DOS SANTOS, J. T. S.; PENA, H. W. A. Geoprocessamento Aplicado a Ecologia de Paisagem: Uma Análise da Dinâmica da Ilha do Papagaio - PA, Amazonia-Brasil. **Revista OIDLES**, v. 5, n. 11, 2011. Disponível em: <<http://www.eumed.net/rev/oidles/11/ssap.html>>. Acesso em: 19 Abril 2013.

ESTADO DE SÃO PAULO – Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Lei n.º. 11.579, de 02 de Dezembro de 2003.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v.34, n.1, pp. 487–515, 2003.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de Satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

FODDY, G. M.; BOYD, D. S.; CLUTER, M. E. J. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. **Remote Sensing of Environment**. v. 85, p. 463-474, 2003.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology Literature Review**. Silva Ecosystem Consultants Ltd. [S.l.], p. 21. 1992.

FRANCHIN, A. G. Avifauna em áreas urbanas brasileiras, com ênfase em cidades do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba. 2009. 147 f. Diss. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais)-Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE) 2013. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período de 2011 - 2012**. Ministério da Ciência e Tecnologia. São Paulo, p. 122. 2011.

GOERCK, J. M. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of

endemic and endangered species. **Bird Cons. Inter.** v. 9. p. 235-253. 1999.

HELZER, C. J.; JELINSKI D.E. The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. **Ecol. Appl.**, v.9, n.1, pp. 1448–1458. 1999.

HÖFLING, E.; LENCIONI, F. Avifauna da floresta Atlântica, região de Salesópolis, Estado de São Paulo. **Rev. Bras. Biol.** 52: 361-378. 1992.

IBGE - Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)**, 1979. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 Abril 2013.

IBGE - Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)**: Manual Técnico de Uso da Terra. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/usodaterra/manual_usodaterra.shtm>. Acesso em: 11 dez. 2014.

IUCN 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Acessada em 13 de Julho de 2014.

JORDANO, P.M.; GALETTI, M; PIZO, M.A. & SILVA, W.R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. Pp. 411-436. In: Duarte, C.F.; Bergallo, H.G.; Alves, M.A.S. & Van Sluys, M. (Eds.). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo, Editorial Rima. 2006.

KATTAN, G.H.; ALVAREZ-LOPEZ, H.; GIRALDO, M. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, 138-146, 1994.

KIM, E.; SONG, W.; LEE, D. A multi-scale metrics approach to forest fragmentation for Strategic Environmental Impact Assessment. **Environmental Impact Assessment Review**. v.42, p.31–38. 2013.

LAGOS, A. R.; MULLER, B. L. A. Hotspot Brasileiro: Mata Atlântica. **Saúde & Ambiente em Revista**, Duque de Caxias, v. 2, n. 2, p. p.35 - 45, jul-dez 2007.

LANGONE, P. Q. Importância da Matriz e das Característica do Hábitat sobre a Assembléia de Pequenos Mamíferos em Fragmentos de Mata de Restinga no Sul do Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2007.

LAURANCE, W. F.; et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**. v.87, p.469-482. 2006.

LAURENCE, W. F.; YENSEM, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v. 55, p. 77-92, 1991.

LAURENCE, W.F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biol. Conserv.**,v. 142,, p. 1137, 2009.

LIAO, J. et al. Modelling plant population size and extinction thresholds from habitat loss and habitat fragmentation: Effects of neighbouring competition and dispersal strategy. **Ecological Modelling**. v.268, p.9–17. 2013.

LINDENMAYER, D. A Checklist for Ecological Management of Landscapes for Conservation. **Ecology Letter**, v. 11, p. 78-91, 2008.

LOURENÇO, R. W.; SILVA, D. C. C.; SALES, J. C. A. et al. Geoprocessamento como ferramenta de gestão e planejamento ambiental: O caso da cobertura vegetal em áreas urbanas. In: SMITH, W. S.; MOTA JÚNIOR, V.; LIMA, J. C. **Biodiversidade do Município de Sorocaba**. 1. ed. Secretaria Municipal do Meio Ambiente: Sorocaba. Cap. 4, p.65-78. 2014.

LOVEJOY, T. E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOUL, M. E (Orgs.), **Conservation Biology**. Sunderland: Sinauer Associates Publishers, p. 257-285.1986.

LU, D.; BATISTELLA, M. e MORAN, E. Satellite estimation of aboveground biomass and impacts of forest stand structure.

Photogrammetric Engineering e Remote Sensing. v. 71, n. 8: p.967-974, 2005

MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Ministério do Meio Ambiente - MMA.369- 666p. 2008.

MARCELINO, V. R. **Influência da Fragmentação Florestal e da Estrutura da Vegetação na Comunidade de Aves da Fazenda Figueira, Londrina - PR.** Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba/SP. 2007.

MARENZI, R. C.; RODERJAN, C. V. Estrutura Espacial da Paisagem da Morraria da Praia Vermelha (SC): Subsídio à Ecologia da Paisagem. **FLORESTA**, Curitiba/PR, v. 35, n. 2, 2005.

MARSDEN, S. J., WHIFFIN, M., GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, 737-751, 2001.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.** Oregon State University. Corvallis, p. 67. 1994.

METZGER, J. P. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in S.E. Brazil. In: CHAVÉZ, Salinas; MIDDLETON, John (Orgs.). Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America. Logan: International Association for Landscape Ecology, 1998.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and Landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v.10,. 1147-1161. 2000.

MILLAN, C. H. Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and Management.** v. 336, n.1, p.174–182. 2015.doi:10.1016/j.foreco.2014.10.005

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington: Conservation International, 2005. 392 p.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 4. ed. Viçosa: UFV, 2011. 422 p.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.32 pp. 786–792, 2000.

MURCIA, C. Edge effect in fragmented forest: implication for conservation. *Tree* 10(2): 58 – 62. 1995.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v,403 n.1, pp. 853–858. 2002.

NALLON, M. A.; MATTOS, I. F. A.; FRANCO, A. D. C. **Meio Físico e Aspectos da Fragmentação da Vegetação**. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto de Botânica, FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo e Programa biota/fapesp. São Paulo, p. 16-79. 2008.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v.35, n.1, p.89-111. 2004.

NOSS, R. F. Corridors in Real Landscape: A Reply to Simberloff and Cox. **Conservation Biology**, v. 1, n. 2, p. 159-164, Aug 1987.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto. Princípios e Aplicações**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1995.

NUCCI, J. C. Origem e Desenvolvimento da Ecologia e da Ecologia da Paisagem. **Revista Eletrônica Geografar**, Curitiba, v. 2, n. 1, p.77-99, 2007.

OLIVEIRA FILHO,. A. T.; FONTES, M. A. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of Climate. **Biotropica**, v.32,. 793-810. 2000.

PENSE, M. R.; CARVALHO, A. P. C. Biodiversidade de aves do Parque Estadual do Jaraguá (SP). **ConScientiae Saúde**, São Paulo, v. 4, p. 55-62 , 2005.

PIRATELLI, A. et al. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.** v.68, n.2, pp. 259-268. 2008.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos, SP, Editora Parentese, 2007. 126p.

POZZA, F. R.; PIRES, J. S. P. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in Rural São Paulo State. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 2, p. 307-319, 2003.

PRAÇA, L. **O Geoprocessamento Utilizado como Instrumento de Sistematização das Informações do Trabalho Técnico Social do Programa Vila Viva**. Instituto de Geociências, Departamento de Cartografia, UFMG. [S.l.]. 2011.

RAMOS, F. N.; SANTOS, F. M. Phenology of *Psychotria tenuinervis* (Rubiaceae) in Atlantic Forest fragment. **Canadian Journal of Botany**. v.83, p.1305-1316. 2005.

RESTREPO, C.; GOMEZ, N.; HEREDI, S. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. **Ecology**. v.80, p.668-685. 1999.

REZNIK, G.; PIRES, J. P.A.; FREITAS, L. Efeito de bordas lineares na fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em um remanescente de Mata Atlântica. **Acta Bot. Bras.**, Feira de Santana, v. 26, n. 1, 2012.

RIBEIRO, E. F.; et al. Efeito de Atividades Antrópicas Sobre a Mata do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Minas Gerais – campus São João Evangelista (IFMG-SJE). **Revista Agroambiental**. v.3, n.2. 2011.

RIBEIRO, M. C. et al. Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for Conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RIDGELY, R. S.; TUDOR, G. **The birds of South America: the Oscines Passerines**. Austin: University of Texas Press, 1994. 516p.

RODAL, M. J. N. et al. Do the seasonal forests in Northeastern Brazil represent a single floristic unit? **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.68, n.3, p.467-475, jul./set. 2008.

RODRIGUES, W. C. Estatística Aplicada. Creative Commons Licence. Rio de Janeiro, 8ª Edição. 48 – 57p. 2010.

SALLES, M. H. D. et al. Avaliação Simplificada de Impactos Ambientais na Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista de estudos ambientais**. v.10, n. 1, p. 6-20. 2008.

SANTOS, J. S. A. M.; Análise da Paisagem de um Corredor Ecológico na Serra da Mantiqueira. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE. São José dos Campos. 2003.

SAUNDERS, D. A. et al. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SCHEINER, S. M., COX, S. B., WILLIG, M., MITTELBACH, G. G., OSENBURG, C., KASPARI, M. Species richness, species–area curves and Simpson’s paradox. **Evolutionary Ecology Research**, Vol. 2: 791–802, 2000.

SCHORN, L. A. Aspectos Ecológicos da Produção de Sementes. Universidade Regional de Blumenau. Departamento de Engenharia Florestal. SILVICULTURA I. Blumenau. 2003.

SEABRA, V. S.; SILVA JUNIOR, G. C.; CRUZ, C. B. M. The use of geoprocessing to assess vulnerability on the east coast aquifers of Rio de Janeiro State, Brazil. **Environ Geol**, v. 1, n. 57, p.665-674, 6, 2009.

SIGRIST, T. **Guia de Campo Avis Brasilis: Avifauna Brasileira**. 3. ed. São Paulo: Avisbrasilis, 2013.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**. v.404, p.72-73. 2000.

SILVA, W. G. S. et al. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, n. 67, p. 403-411, 2007.

SILVEIRA NETO, S. et al. Uso da análise faunística de insetos na avaliação do impacto ambiental. **Sci .Agri.**, v.52, n.1, p.9-15, 1995.

SILVEIRA, L. F.; UEZU, A.. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 11, n. 1, p.1-28, nov. 2011.

SISK, T.D. et al. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. **Ecol. Appl.**, Washington, D.C., v. 7, n. 4, p. 1170-1180, 1997.

SMITH, M. A “Insularização” dos Continentes e a Perda de Biodiversidade. **Sustentabilidade em Debate**. v.1.n1, p.117-122. 2010.

STEFFEN, C. A. Introdução ao Sensoriamento Remoto. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, 2001. Disponível em : <<http://www.inpe.br/unidades/cep/atividadescepe/educasere/apostila.html>>. Acesso em: 19 Abril 2013.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, v. 76, 2429-2445, 1995.

SUBIRÓS, J. V. et al. Conceptos y Métodos Fundamentales en Ecología del Paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la Geografía. **Documentos de Análise Geográfica**, v. 48, 2006.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; Peres, C. A. Effects on habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, n. 2-3, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**. v.106, p.165-176. 2002.

VALLE, N. C. Estrutura da Comunidade de aves em áreas de Cerrado na sub-bacia do Ribeirão João Leite, Goiás, Brasil. Dissertação (Mestre em Ecologia e Produção Sustentável). Universidade Católica de Goiás. Goiânia. p. 37. 2006.

VIANA V. M.; PINHEIRO L. A. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da Universidade de São Paulo. Piracicaba. 1998.

WATRIN, O. S.; VENTURIERI, A. I. **Métricas de paisagem na avaliação da dinâmica do uso da terra em projetos de assentamentos no Sudeste Paraense.** Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiania: INPE. 2005. p. 4333-3440.

WEIER, J.; HERRING, D. Measuring Vegetation (NDVI and EVI): Earth Observatory. 2000. **NASA.** Disponível em: <<http://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation>>. Acesso em: 12 de Jan. 2015.

WILCOVE, D. S.; ROBINSON, S. K. The impact of forest fragmentation on bird communities in Eastern North America. In: KEAST, A. Biogeography and ecology of forest bird communities. (Ed.) The Hague: SPB Academic Publishing, cap. 21, p. 319-331. 1990.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, 1-25, 1979.

ZANELLA, L. Análise da interferência Antrópica na Fragmentação da Mata Atlântica e Modelos de Simulação de Paisagem na Microrregião da Serra da Mantiqueira do Estado de Minas Gerais. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade Federal de Lavras – UFLA. Lavras, Minas Gerais. p. 71 -90. 2011.

ZANZINI, A. C. S.; GREGORIN, R. Levantamento, análise e diagnóstico da fauna de pequenos, médios e grandes mamíferos em estudos ambientais. Lavras: UFLA/FAEPE, 175p. 2008.