

Avaliação da dinâmica da expansão antrópica sobre as áreas naturais do município de Maringá-PR, Brasil

Evaluation of the dynamics of anthropogenic expansion over natural areas in the municipality of Maringá-PR, Brazil

Lavynia Júlia Garcia Andrade

Instituto de Educação de Maringá, Maringá, PR, Brasil

lavyni.julia@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4943-0143>

Milena Machiavelli Capel

Instituto de Educação de Maringá, Maringá, PR, Brasil

milenamachiavelli@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3293-0849>

Marcelo Henrique Schmitz

Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, Brasil

marceloschmitzengpesca@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9734-5184>

RESUMO

A Mata Atlântica é o bioma brasileiro mais fragmentado devido aos impactos antrópicos, principalmente oriundos da expansão urbana e das atividades agrícolas. Assim, objetivou-se avaliar a dinâmica temporal da expansão antrópica no município de Maringá, no estado do Paraná. Buscamos avaliar as alterações gerais da paisagem bem como a dinâmica específica do uso e cobertura da terra na zona ripária dos rios urbanos e periurbanos da municipalidade. Para isso, foram utilizados os dados de uso e cobertura da terra, dos anos 1989, 1999, 2009 e 2019, do projeto MapBiomias, reclassificados em quatro categorias: Natural Florestal, Natural não Florestal, Antrópico Urbano e Antrópico não Urbano. Os principais resultados foram (i) A maior parte do território maringaense, no período analisado, foi composto pela categoria Antrópico não Urbano; (ii) O maior crescimento foi da categoria Antrópico Urbano e o menor da categoria Natural não Florestal; (iii) Nas análises das zonas ripárias, houve alta participação da categoria Antrópico não Urbano, apesar desta decrescer ao longo do tempo. Além disso, a categoria Natural Florestal cresceu em todas as bacias hidrográficas, enquanto a categoria Antrópico Urbano cresceu apenas em algumas. No contexto geral, a dinâmica da expansão antrópica do município de Maringá, no período compreendido entre 1989 e 2019, foi representada em sua maior parte pela substituição de áreas agrícolas por áreas urbanas. Além disso, houve incremento da área florestal na zona ripária dos rios urbanos e periurbanos e um recente surgimento de infraestrutura urbana em algumas bacias hidrográficas, em detrimento de diminuição de área agrícola. Considerando esse último aspecto, esperamos que os resultados deste trabalho possam ser utilizados pelo poder público na identificação das regiões mais vulneráveis à ação antrópica sobre as áreas naturais no município, contribuindo, assim, para a implementação de melhorias no âmbito do planejamento do uso e cobertura da terra de Maringá.

Palavras-chave: Uso da terra, Planejamento urbano, Vegetação ripária, Sustentabilidade, Geoprocessamento.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is the most fragmented Brazilian biome due to human impacts, mainly from urban expansion and agricultural activities. Thus, this study aimed to evaluate the temporal dynamics of human expansion in the municipality of Maringá, in the state of Paraná. We seek to assess the general changes in the landscape as well as the specific dynamics of land use and land cover in the riparian zone of urban and peri-urban rivers in the municipality. For this, land use and land cover data from the years 1989, 1999, 2009 and 2019, from the MapBiomias project were used, reclassified into four categories: Natural Forest, Natural Non-Forest, Urban Anthropic and Non-Urban Anthropic. The main results were (i)

Most of the Maringá territory, in the analyzed period, was composed by the Non-Urban Anthropic category; (ii) The greatest growth was in the Urban Anthropic category and the smallest in the Natural Non-Forest category; (iii) In the analysis of riparian zones, there was a high participation of the Non-Urban Anthropic category, despite this decreasing over time. In addition, the Natural Forest category grew in all hydrographic basins, while the Urban Anthropic category grew in some. In the general context, the dynamics of the anthropic expansion of the municipality of Maringá, in the period between 1989 and 2019, was represented mostly by the replacement of agricultural areas by urban areas. In addition, there was an increase in the forest area in the riparian zone of urban and peri-urban rivers and a recent emergence of urban infrastructure in some hydrographic basins, to the detriment of a reduction in agricultural area. In this last point, we hope that the results of this work can be used by the government in identifying the most vulnerable regions to human actions on natural areas in the municipality, contributing to the implementation of improvements in the planning of land use and cover in Maringá.

Keywords: Land use, Urban planning, Riparian vegetation, Sustainability, Geoprocessing.

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica engloba sete bacias hidrográficas e é um dos maiores biomas brasileiros, abrigando mais de 20.000 espécies de plantas e quase 1.500 espécies de animais (GOERCK, 2002). Esse bioma possui clima quente e úmido e alcança 17 estados brasileiros, prevalecendo em maior abundância na região sul do país (CARTES; YANOSKY, 2003), também se estende por países fronteiriços como Paraguai e Argentina (GIRAUDO, 2003). Por apresentar elevadas taxas de diversidade de espécies e endemismo, é considerada um *hotspot* da biodiversidade, sendo um alvo prioritário para a conservação (RIBEIRO *et al.*, 2009).

Apesar de sua importância ecológica, a Mata Atlântica se encontra em alto nível de fragmentação, principalmente devido aos impactos antrópicos oriundos da expansão de cidades, da agropecuária, e da instalação de barragens em áreas naturais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; REZENDE *et al.*, 2018). A expansão de áreas antrópicas é um processo complexo e dinâmico que envolve diversos fatores em distintas escalas espaciais e temporais (WITH, 2019). Principalmente em cidades, se esse processo ocorrer de maneira insustentável e não planejada, pode representar uma grave ameaça às áreas naturais próximas. Nesse sentido, mundialmente, as mudanças no uso e cobertura da terra causadas pela antropização são os principais catalisadores de impactos ambientais negativos como o desflorestamento, a fragmentação de habitat, o declínio da biodiversidade e as mudanças na estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais (VITOUSEK, 1997; FOLEY, 2005).

Nesse contexto, é de suma importância que o bioma Mata Atlântica seja preservado a fim de garantir a conservação de espécies, o abastecimento de água, a geração de renda para a população, bem como impedir que as mudanças do uso e cobertura da terra levem a vulnerabilidade geológica destas áreas, ou seja, a preservação desse bioma circunda também o bem-estar humano (MALEKMOHAMMADI; JAHANISHAKIB, 2017). Dessa forma, se faz necessária a adoção de ferramentas que auxiliem o planejamento sustentável ao longo do processo de expansão das áreas antrópicas.

Uma abordagem amplamente utilizada é a análise das mudanças do uso e cobertura da terra, por meio de séries temporais de imagens da Terra obtidas por sensoriamento remoto (VAEZA *et al.*, 2010; MALLUPATTU; REDDY, 2013; XIE *et al.*, 2021). Os resultados desse tipo de análise auxiliam na compreensão da dinâmica da expansão antrópica e servem de base durante o processo de planejamento urbano, melhorando as medidas de reabilitação e conservação da biodiversidade e visando o desenvolvimento sustentável (FURBERG; BAN; MÖRTBERG, 2020). Nesse contexto, os Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) têm papel relevante na produção de informações para uma gestão ambiental sustentável, permitindo a elaboração de diagnósticos e prognósticos, subsidiando a tomada de decisões (COUTO *et al.*, 2020). O uso de geotecnologias na produção de informações espaciais permite a preparação de um resultado atualizável e compreensível aos gestores, sendo fundamental como subsídio para a elaboração do zoneamento urbano e para a implementação de um sistema eficiente de gestão ambiental (JACINTHO, 2003; COUTO *et al.*, 2020).

Muitos estudos de uso e cobertura da terra utilizam as bacias hidrográficas como unidades físicas essenciais em suas análises, pois devido ao fato de representarem muito mais uma divisa natural do que uma divisa política, são ideais no estudo das fragilidades e potencialidades da paisagem como um todo (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002). Além disso, visto o potencial inerente às bacias hidrográficas como unidades integradoras nos ecossistemas urbanos (PEIXOTO; SILVEIRA, 2017), a utilização dessas como unidade de estudo permite uma articulação integrada entre a gestão hídrica e a gestão do uso da terra das cidades (CARVALHO, 2020).

Dado o contexto supracitado, o objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica da expansão antrópica do município de Maringá, por meio de técnicas de geoprocessamento e interpretação do uso e cobertura da terra. Além disso, analisamos a participação de cobertura vegetal na faixa ripária dos rios das bacias hidrográficas urbanas e periurbanas de Maringá, a fim de verificar se houve incremento

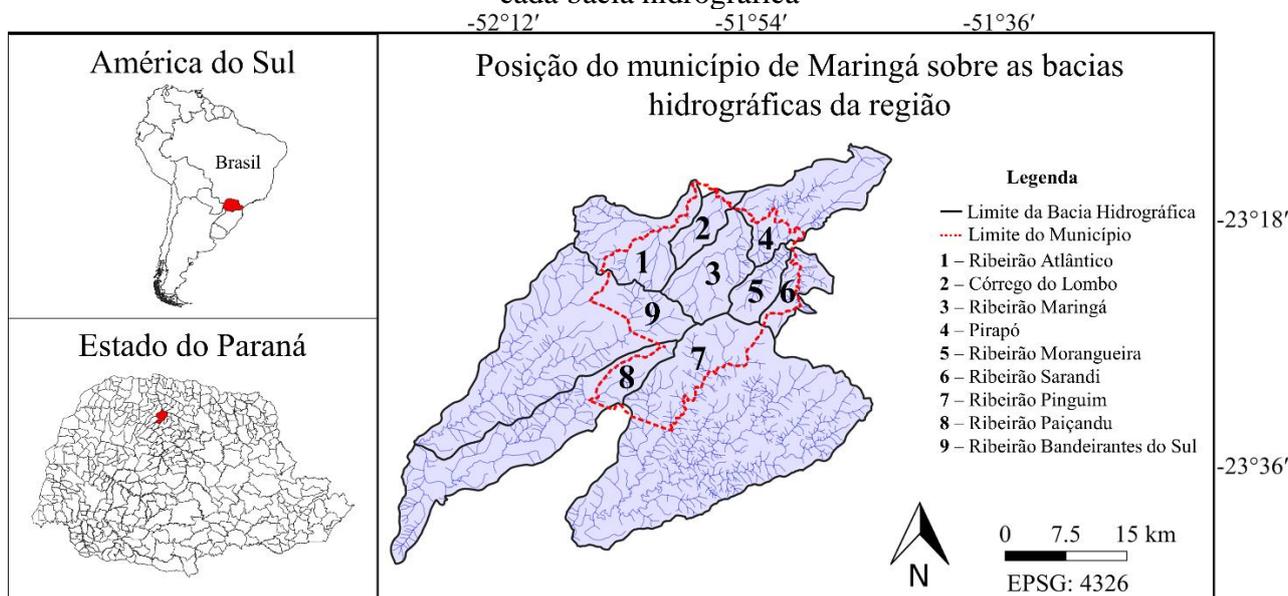
ou redução de vegetação ripária entre 1989 e 2019. Por fim, ponderamos diferentes canais de solução para os problemas encontrados, buscando auxiliar o poder público na realização de melhorias no âmbito do desenvolvimento sustentável no uso e cobertura da terra do município de Maringá.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O município de Maringá (**Figura 1**) está localizado no Noroeste do estado do Paraná, Brasil, foi criado em 10 de maio de 1947 como distrito da cidade de Mandaguari, e elevado a município em 14 de novembro de 1951 (Lei nº 790/1951; PARANA, 1951). A princípio, o plano diretor de Maringá visava desenvolver o município como capital regional, a exemplo de Brasília (ANDRADE; CORDOVIL, 2008). Com objetivo de atrair a preferência no comércio de terras, se propagava a imagem de uma cidade verde, eficiente e com serviços disponíveis (ANDRADE; CORDOVIL, 2008). Com esse intuito, a presença de parques nos planos de Maringá, bem como o desenho das principais avenidas e ruas com calhas amplas e canteiros centrais, as rotatórias-jardins nos principais cruzamentos viários, além de farta arborização em quase toda a cidade, configurava-a como uma autêntica cidade-jardim (ANDRADE; CORDOVIL, 2008). Na década de 1950, Maringá avançou de 40.000 habitantes para 100.000 habitantes e desde então se expandiu tanto verticalmente (incremento de estruturas urbanas como prédios e arranha-céus) quanto horizontalmente (crescimento da cidade através da urbanização de áreas adjacentes) (PREFEITURA DE MARINGÁ, 2020).

Figura 1: Posição do município de Maringá sobre as bacias hidrográficas da região. A linha vermelha tracejada indica os limites do município. Os números indicam as porções avaliadas de cada bacia hidrográfica



Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

2.2. Uso e cobertura da terra

Para a análise da dinâmica de uso e cobertura da terra (UCT) foram obtidos os dados de UCT, dos anos de 1989, 1999, 2009 e 2019, do município de Maringá junto ao site do projeto MapBiomias, coleção 5 (MAPBIOMAS, 2021). O projeto MapBiomias é uma iniciativa multi-institucional para gerar mapas de uso e cobertura da terra. Com base em processos de classificação automática aplicados a imagens de satélite, fornece mapas anuais e nacionais de uso e cobertura da

terra para o Brasil. O MapBiomas, coleção 5, possui dados de 1985 a 2019 e classifica 33 categorias de uso da terra, usando um algoritmo de classificação de árvore de decisão empírica baseado em análise de mistura espectral de data única (MAPBIOMAS, 2021). As 33 categorias de UCT do MapBiomas foram reclassificadas em quatro categorias equivalentes, sendo elas: Natural Florestal, Natural não florestal, Antrópico Urbano e Antrópico não Urbano. As categorias pertencentes a cada agrupamento são demonstradas na **Tabela 1**.

Tabela 1: Categorias de uso e cobertura da terra reclassificadas em cada um dos quatro agrupamentos

Agrupamento	Código MapBiomas	Descrição MapBiomas
Natural Florestal	1	Floresta
	2	Floresta Natural
	3	Formação Florestal
	4	Formação Savânica
	5	Mangue
Natural não Florestal	10	Formação Natural não Florestal
	11	Campo Alagado e Área Pantanosa
	12	Formação Campestre
	13	Outras Formações não Florestais
	23	Praia e Duna
	26	Água
	29	Afloramento Rochoso
	32	Apicum
	33	Rio, Lago
	Antrópico não Urbano	9
14		Agropecuária
15		Pastagem
18		Agricultura
19		Lavoura Temporária
20		Cana
21		Mosaico de Agricultura e Pastagem
25		Outras Áreas não Vegetadas
30		Mineração
31		Aquicultura
36		Lavoura Perene
39		Soja
41		Outras Lavouras Temporárias
Antrópico Urbano	24	Infraestrutura Urbana

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Para a análise de UCT foi obtido o arquivo *shapefile* dos limites do município de Maringá, na versão 2017, disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (IBGE, 2021). Também, foi obtido o arquivo *shapefile* das bacias hidrográficas Ottocodificadas, nível 7, da região de Maringá, versão 2017, através do site do Instituto Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA (ANA, 2021). O *shapefile* dos limites de Maringá foi utilizado para recortar as bacias hidrográficas, resultando nas porções maringaenses das bacias hidrográficas da região. Esse recorte, por sua vez, foi utilizado para recortar os mapas de UCT para as análises deste estudo. Como produtos, foram gerados mapas temáticos de UCT para cada ano, além de uma tabela com a área e as mudanças de cada categoria.

2.3. Análise da cobertura vegetal da zona ripária

Primeiramente, foi obtido o arquivo *shapefile* da malha hídrica na Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Paraná, disponibilizada no site da Agência Nacional de Águas e

Saneamento Básico. A malha hídrica foi recortada para os limites da porção maringaense das bacias hidrográficas. Depois, cada bacia hidrográfica teve seus rios destacados e agrupados. Na sequência, foi criado um *buffer* de 30m para o conjunto de rios de cada bacia hidrográfica, sendo esta área de *buffer* utilizada como máscara para recortar os mapas de UCT. Após o recorte, o percentual de cada categoria presente no objeto recortado foi quantificado para cada bacia hidrográfica. O valor de 30m para o *buffer* foi definido a fim de abranger a área de preservação permanente de 30m descrita na legislação brasileira para rios (Lei nº 12651/2012; BRASIL, 2012). Todas as análises geoespaciais foram realizadas no *software* QGIS versão 3.10.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos mapas de UCT do município de Maringá, dispostos na **Figura 2**, podemos observar que o UCT em sua maior parte é categorizado como Antrópico não Urbano, contendo uma mancha da categoria Antrópico Urbano bem evidente. As categorias Natural Florestal e Natural não Florestal aparecem em menores proporções em todos os anos. A mudança mais evidente ao longo do tempo é o aumento em área da categoria Antrópico Urbano, com crescimento de 58,60 km² (157,11%), variando de 37,30 km² em 1989 para 95,90 km² em 2019 (**Tabela 2**). Esse incremento está relacionado ao crescimento horizontal do município de Maringá no período analisado, principalmente sobre áreas agrícolas.

Figura 2: Mapas de uso e cobertura da terra do município de Maringá entre 1989 e 2019

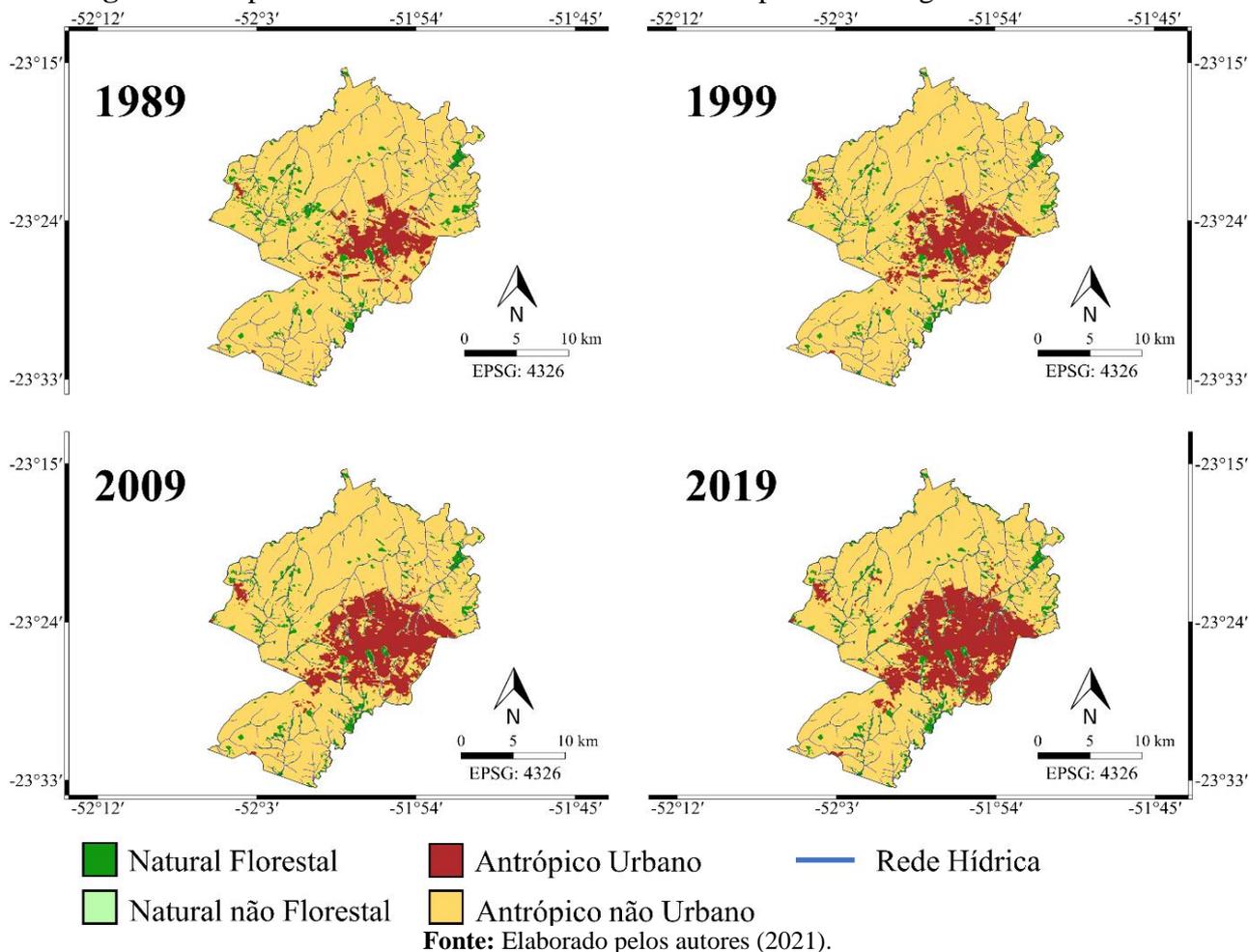


Tabela 2: Dados quantitativos das alterações no uso e cobertura da terra do município de Maringá entre os anos de 1989 e 2019

Informação	Natural Florestal	Natural não Florestal	Antrópico não Urbano	Antrópico Urbano
Área em 1989 (km ²)	29,04	0,37	413,85	37,30
Área em 1999 (km ²)	26,37	0,51	401,27	52,41
Área em 2009 (km ²)	30,07	0,57	373,22	76,72
Área em 2019 (km ²)	34,14	0,55	349,97	95,90
Variação 1989-1999 (km ²)	-2,67	0,14	-12,58	15,11
Variação 1999-2009 (km ²)	3,70	0,06	-28,06	24,30
Variação 2009-2019 (km ²)	4,07	-0,02	-23,24	19,19
Variação 1989-2019 (km ²)	5,10	0,18	-63,88	58,60
Variação 1989-1999 (%)	-9,21	37,36	-3,04	40,51
Variação 1999-2009 (%)	14,01	10,95	-6,99	46,37
Variação 2009-2019 (%)	13,55	-2,84	-6,23	25,01
Variação 1989-2019 (%)	17,54	48,06	-15,44	157,11

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Mudanças no UCT vêm redesenhando paisagens por todo o mundo a taxas nunca vistas antes, afetando o funcionamento dos ecossistemas em múltiplas escalas espaciais e temporais (WITH, 2019). Os impactos oriundos das mudanças de UCT, como o desmatamento e fragmentação de habitat, possuem sua origem na expansão das áreas de infraestrutura urbana e também de áreas agrícolas (REZENDE *et al.*, 2018). Essa introdução de componentes antrópicos nas paisagens naturais, como a demonstrada nos resultados deste estudo, muitas vezes incorre em impactos no fornecimento de serviços ecossistêmicos, como a drenagem e abastecimento de água doce, regulação climática, polinização, provisão de suprimentos, entre outros (CONSTANZA *et al.*, 2014). Dado esse contexto, compreender as mudanças nas paisagens modificadas pelo homem e fornecer aos tomadores de decisão informações confiáveis sobre o estado do meio ambiente frente a expansão urbana é uma questão crucial para a gestão municipal (GRECCHI *et al.*, 2014; COUTO *et al.*, 2020).

A categoria Antrópico não Urbano apresentou decréscimo de área ao longo do tempo, com uma perda líquida de 63,88 km² (-15,44%) entre 1989 e 2019. Recentemente, no Brasil, catalisadores como a modernização da agricultura, subsídios governamentais ao cultivo de soja e de cana de açúcar, e uma economia global favorável ao agronegócio têm feito do Cerrado e da Mata Atlântica as novas fronteiras agrícolas do país (VANWEY *et al.*, 2013; GRECCHI *et al.*, 2014; GOMES *et al.*, 2019). Apesar disso, nossos resultados apontam uma substituição das áreas agrícolas, representadas pela categoria Antrópico não Urbano, por áreas urbanas no município de Maringá. Nesse sentido, a urbanização de áreas antes agrícolas pode ter levado tanto à modernização da agricultura que permitiu maior produção em menor área (GRECCHI *et al.*, 2014), como também ao êxodo rural, resultando na diminuição das áreas cultivadas e conseqüentemente no crescimento da cidade. Esse padrão de expansão horizontal é o mesmo encontrado para outras cidades brasileiras (STANGANINI; LOLLO, 2018; LIMA *et al.*, 2019), onde o aumento da população urbana eleva a demanda por habitação, infraestrutura e acesso ao saneamento e serviços de saúde e educação, além da busca por terras. Nesse ponto, a construção de novos conjuntos habitacionais ou mesmo a regularização de ocupações espontâneas leva a expansão do perímetro urbano, principalmente nas regiões periféricas, onde em geral o valor da terra é menor (LIMA *et al.*, 2019).

Em relação as categorias naturais de UCT, a categoria Natural Florestal expandiu 5,10 km² (17,54%) nos trinta anos analisados. A categoria Natural não Florestal, por sua vez, esteve presente em pequenas áreas, obtendo um crescimento de 0,18 km² (48,06%) entre 1989 e 2019. O incremento da cobertura vegetal ao longo do tempo, demonstrado neste estudo, condiz com resultados encontrados em outras porções do bioma Mata Atlântica, onde maiores taxas de desflorestamento

ocorreram entre as décadas de 1960 e 1980, e menores taxas, aliadas a indícios de regeneração florestal, ocorreram a partir de então (BAPTISTA; RUDEL, 2006; LIRA *et al.*, 2012).

Apesar disso, o simples incremento da cobertura florestal não é indício de conservação ambiental. Sabe-se que o grau de isolamento e a conectividade dos fragmentos florestais exerce um papel fundamental sobre a biodiversidade em paisagens fragmentadas (METZGER *et al.*, 2009; LIRA *et al.*, 2012). Mesmo que um pequeno fragmento florestal possa abrigar grande biodiversidade e representar um importante ponto na conectividade de habitat (RIBEIRO *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2018), muitas espécies precisam de fragmentos maiores e mais prístinos para sobreviver (RIBEIRO *et al.*, 2009). Dessa forma, é importante que sejam realizados estudos mais específicos, levando em conta a área, o formato e a disposição espacial dos fragmentos florestais a fim de avaliar mais a fundo o nível de conservação, principalmente quando consideramos que atualmente resta apenas 16% da floresta original do bioma Mata Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2009).

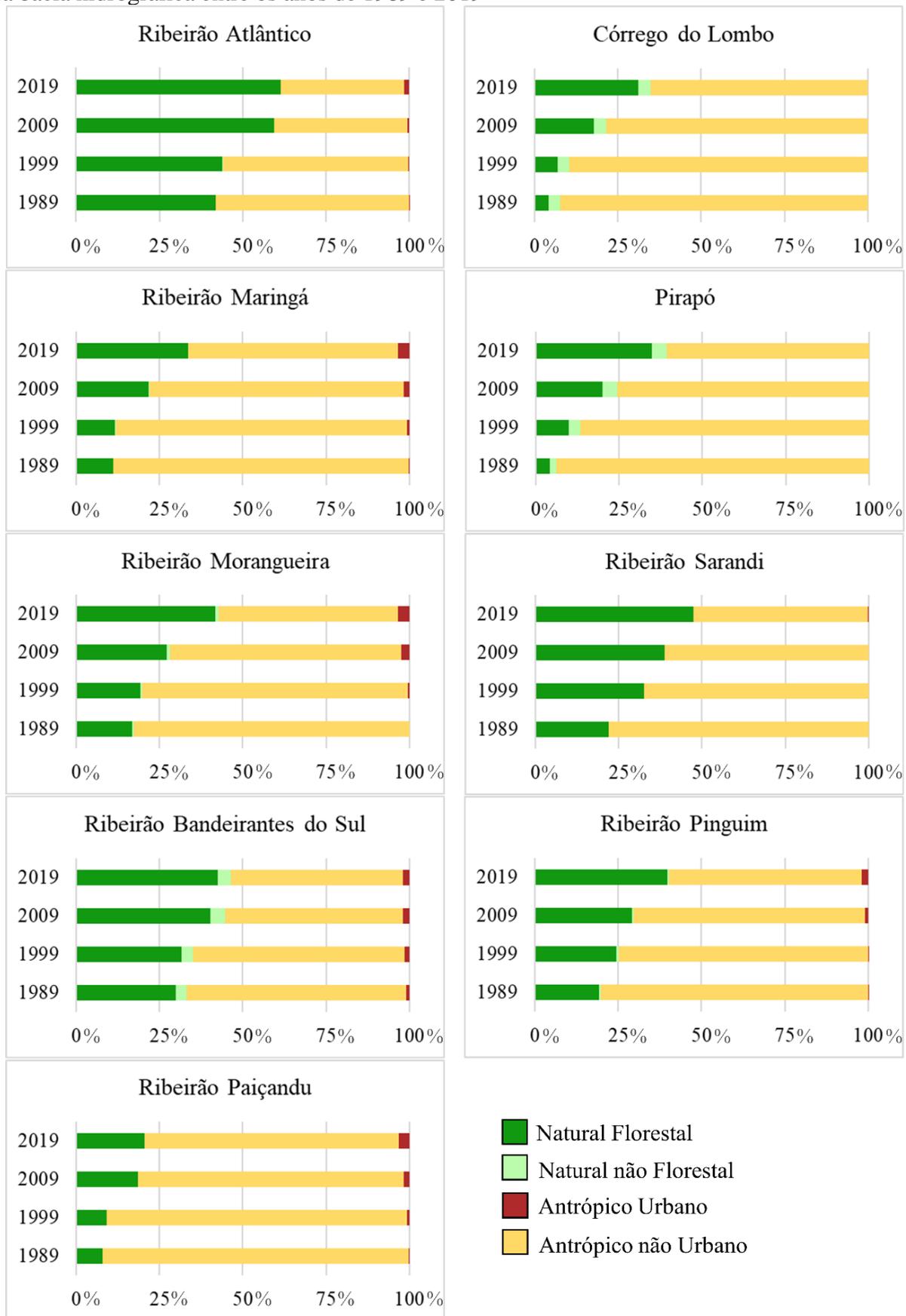
Os dados das mudanças ocorridas entre 1989 e 2019 no UCT da zona ripária dos rios de Maringá estão demonstrados na **Figura 3**. Todos os rios possuem alta participação da categoria Antrópico não Urbano, apesar de essa apresentar declínio em todas as bacias hidrográficas ao longo do tempo. Outro ponto importante é a ocorrência da categoria Antrópico Urbano na zona ripária dos rios de diversas bacias hidrográficas, principalmente nas bacias hidrográficas do Ribeirão Morangueira, com incremento de 3,5% (0,08 km²) da categoria Antrópico Urbano, em relação a área total do *buffer*, entre 1989 e 2019 (**Tabela 3**), Ribeirão Maringá, com aumento de 3,35% (0,13 km²), Ribeirão Paiçandu, com 3,12% (0,06 km²), Ribeirão Pinguim, com 1,97% (0,14 km²) e Ribeirão Bandeirantes do Sul, com aumento de 1,2% (0,04 km²).

Esses resultados são alarmantes, pois segundo o código florestal brasileiro (Lei nº 12.651/2012; BRASIL, 2012), toda a vegetação natural, presente ao longo das margens dos rios, e ao redor de nascentes e de reservatórios, deve ser preservada, por ser considerada uma Área de Preservação Permanente (APP), enquanto a largura da faixa de proteção é diretamente proporcional à largura do corpo hídrico adjacente (DORTZBACH *et al.*, 2021). É necessário que haja extrema atenção a esse fato, pois tanto o exercício da agropecuária quanto a ocorrência de estrutura urbana de forma desordenada e ilegal nas APPs acarretam em diversas consequências nocivas ao meio ambiente, com destaque para o assoreamento dos leitos dos cursos de água, a deposição direta de esgoto, pesticidas e lixo domésticos, e a eliminação total ou parcial da fauna aquática e terrestre existente no local (COUCEIRO *et al.*, 2006; SARMAH; DAS, 2018; CRISIGIOVANNI *et al.*, 2020; PIMENTEL *et al.*, 2021).

Quanto às categorias naturais, todas as bacias hidrográficas apresentaram incremento de área da categoria Natural Florestal na zona do *buffer* entre 1989 e 2019, sendo os mais proeminentes nas bacias hidrográficas Pirapó, com 30,49% (0,75 km²) de crescimento, Córrego do Lombo com 26,79% (0,39 km²) e Ribeirão Sarandi com 25,33% (0,40 km²). O menor crescimento ocorreu na bacia hidrográfica do Ribeirão Paiçandu, com 12,41% (0,24 km²). As áreas de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres, conhecidas como zonas ripárias, são caracterizadas por apresentar regimes sazonais de inundação, grande heterogeneidade de habitat e processos ecológicos que suportam e promovem uma grande biodiversidade (ROOD, 2006; PIMENTEL *et al.*, 2021). A presença de vegetação em zonas ripárias desempenha papel crucial na salvaguarda dos ecossistemas aquáticos, pois promove a manutenção da qualidade da água dos rios e a prevenção da erosão do solo, reduzindo significativamente a poluição dos cursos d'água por contaminantes oriundos do escoamento superficial (PIMENTEL *et al.*, 2021).

Dessa forma, os resultados indicando o aumento da cobertura vegetal na zona ripária dos rios de Maringá são positivos e podem estar relacionado a um efeito de amortecimento decorrente da presença das APPs, que leva a um maior monitoramento ambiental na região, resultando em um menor desmatamento (BRUNER, 2001; CARRANZA *et al.*, 2013). Nesse sentido, é coerente pensar que a presença de legislação específica sobre a zona ripária favoreceu a proteção desses ecossistemas, permitindo a regeneração florestal ao longo dos 30 anos analisados.

Figura 3: Porcentagem das classes de uso e cobertura da terra dentro do *buffer* (30m) dos rios de cada bacia hidrográfica entre os anos de 1989 e 2019



Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Tabela 3: Percentual das classes de uso e cobertura da terra na região do *buffer* (30m) dos rios de cada bacia hidrográfica entre os anos de 1989 e 2019

Bacia Hidrográfica	Natural Florestal				Natural não Florestal				Antrópico não Urbano				Antrópico Urbano			
	1989	1999	2009	2019	1989	1999	2009	2019	1989	1999	2009	2019	1989	1999	2009	2019
Ribeirão Atlântico	41,82	43,98	59,37	61,31	0,15	0,15	0,15	0,00	57,89	55,49	39,97	37,17	0,13	0,37	0,51	1,52
Córrego do Lombo	4,28	6,92	17,88	31,07	3,34	3,52	3,52	3,69	92,38	89,57	78,60	65,24	0,00	0,00	0,00	0,00
Ribeirão Maringá	11,02	11,62	21,75	33,55	0,13	0,13	0,13	0,13	88,66	87,54	76,50	62,78	0,19	0,71	1,62	3,54
Pirapó	4,27	9,78	20,12	34,76	1,86	3,65	4,24	4,44	93,87	86,57	75,65	60,80	0,00	0,00	0,00	0,00
Ribeirão Morangueira	16,90	19,20	27,18	41,82	0,36	0,58	0,87	0,87	82,73	79,82	69,44	53,81	0,00	0,40	2,51	3,50
Ribeirão Sarandi	22,01	32,62	38,83	47,35	0,00	0,00	0,00	0,00	77,99	67,38	61,17	52,49	0,00	0,00	0,00	0,16
Ribeirão Bandeirantes do Sul	29,87	31,61	40,31	42,51	3,17	3,48	4,28	4,02	66,08	63,48	53,47	51,38	0,88	1,43	1,94	2,08
Ribeirão Pinguim	19,17	24,38	29,15	39,77	0,58	0,82	0,56	0,59	80,22	74,73	69,27	57,64	0,02	0,07	1,02	2,00
Ribeirão Paçandu	7,98	9,11	18,61	20,39	0,00	0,00	0,00	0,00	91,84	90,20	79,61	76,31	0,17	0,69	1,78	3,30

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Visando evitar que a biodiversidade e a população sofram com as consequências decorrentes da perda dos ecossistemas naturais, é premente que haja informação e planejamento sobre as diversas ações antrópicas em diferentes tipos de UCT, visando a criação e a administração eficiente de uma bacia hidrográfica sustentável (COUTO *et al.*, 2020). Além disso, é importante que o poder público busque medidas de conscientizar a população sobre a crise ambiental, de forma específica e direta, para que seja desenvolvido um senso crítico acerca de um problema que nos afeta no presente, e que poderá afetar gerações futuras (BAI; IMURA, 2001; COUTO *et al.*, 2020).

Um grande incentivo a preservação de áreas verdes pode ser encontrado no recebimento de recursos do ICMS Ecológico. Esse é um instrumento público utilizado para transferir recursos financeiros do estado para os municípios que contenham áreas de preservação (Lei nº 59/1991; PARANÁ, 1991). O plano ICMS Ecológico, que iniciou em 1991 no estado do Paraná, hoje está presente em 17 estados brasileiros e em pelo menos um terço de todas as cidades do país (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Essa iniciativa, antes vista como uma medida compensatória, hoje assume um papel de encorajar a conservação da biodiversidade (LOUREIRO, 2002). No estado do Paraná, o número de parques municipais triplicou nos primeiros 10 anos do plano, ao passo que a área protegida dentro de parques municipais cresceu em 1500% (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Nesse sentido, em muitos municípios, proteger uma área e receber recursos do ICMS Ecológico pode vir a ser mais vantajoso que dedicá-la à outras atividades, como a produção agrícola ou a implantação de infraestrutura urbana (LOUREIRO, 2002). Assim, um planejamento urbano que pense em áreas verdes protegidas, além de estar em consonância com a conservação da biodiversidade, pode gerar receita para o município.

6. CONCLUSÃO

Nossos resultados demonstraram que: (i) A maior parte do território do município de Maringá, em todo o período analisado, foi composto pela categoria Antrópico não Urbano, apesar desta apresentar decréscimo de área ao longo do tempo; (ii) Houve um grande crescimento da área urbana, representada pela expansão da categoria Antrópico Urbano, enquanto a categoria Natural Florestal, por sua vez, aumentou em 17,54% nos 30 anos avaliados; (iii) Nas análises específicas da zona ripária dos rios, houve grande participação da categoria Antrópico não Urbano e incremento da categoria Antrópico Urbano em algumas bacias hidrográficas, por outro lado, a categoria Natural Florestal apresentou crescimento em todas as bacias hidrográficas.

Em um contexto geral, os resultados apontaram que a dinâmica da expansão antrópica no município de Maringá, no período compreendido entre 1989 e 2019, foi representada em sua maior parte pela substituição de áreas agrícolas por áreas urbanas. Além disso, houve um incremento da área florestal na zona ripária dos rios urbanos e periurbanos e um recente surgimento de infraestrutura urbana em algumas bacias hidrográficas, em detrimento de diminuição de área agrícola. Tendo em

vista esse último aspecto, esperamos que os resultados deste trabalho possam ser utilizados pelo poder público a fim de contribuir para a implementação de melhorias no âmbito do uso e cobertura da terra do município de Maringá, indicando as regiões mais vulneráveis à ação antrópica sobre as áreas naturais, visando a coexistência de uma cidade sustentável com uma biodiversidade preservada.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de registrar um agradecimento especial à equipe coordenadora do projeto Ciência na Escola da Universidade Estadual de Maringá, que não mediu esforços para que este trabalho pudesse ser realizado. Ainda, agradecemos o Programa Ciência na Escola (PCE), o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), o Núcleo Regional de Educação de Maringá (NRE), à Secretaria de Estado da Educação do Paraná (SEED), o Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA), à Universidade Estadual de Maringá (UEM), à Associação de Pós-Graduandos da UEM (APG-UEM), à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e o Instituto BiodiverCidade (IB).

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Catálogo de Metadados da ANA**. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/home>. Acesso em: 28 set. 2021.

ANDRADE, C.; CORDOVIL, F. A cidade de Maringá, PR. O plano inicial e as “requalificações urbanas”. In: *Coloquio Internacional de Geocrítica*, 10, 2008, Barcelona. **Anais [...]**. Barcelona: Universidad de Barcelona, 2008.

BAI, X.; IMURA, H. Towards sustainable urban water resource management: a case study in Tianjin, China. **Sustainable Development**, v. 9, n. 1, p. 24-35, jan. 2001.

BAPTISTA, S.; RUDEL, T. A re-emerging Atlantic Forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. **Environmental Conservation**, v. 33, n. 3, p. 195-202, jul. 2006.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**. Brasília, DF.

BRUNER, A. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. **Science**, v. 291, n. 5501, p. 125-128, jan. 2001.

CARRANZA, T.; BALMFORD, A.; KAPOS, V.; MANICA, A. Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: the Brazilian Cerrado. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 216-223, jul. 2013.

CARTES, J.; YANOSKY, A. Dynamics of biodiversity loss in the Paraguayan Atlantic Forest: an introduction. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. (ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 267-268.

CARVALHO, A. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 1, n. 42, p. 140-161, jan. 2020.

COSTANZA, R.; GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S.; ANDERSON, S; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, mai. 2014.

COUCEIRO, S.; HAMADA, N.; LUZ, S.; FORSBERG, B.; PIMENTEL, T. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 271-284, out. 2006.

COUTO, E.; OLIVEIRA, P.; VIEIRA, L.; SCHMITZ, M.; FERREIRA, J. Integrating Environmental, Geographical and Social Data to Assess Sustainability in Hydrographic Basins: the ESI approach. **Sustainability**, v. 12, n. 7, p. 3057, abr. 2020.

CRISIGIOVANNI, E.; NASCIMENTO, E.; GODOY, R.; OLIVEIRA-FILHO, P.; VIDAL, C.; MARTINS, K. Inadequate riparian zone use directly decreases water quality of a low-order urban stream in southern Brazil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 15, n. 2, e2451, mar. 2020.

DORTZBACH, D.; VIEIRA, V.; TRABAQUINI, K.; VIEIRA, E.; ZAMBONIM, F.; LOSS, A.; BERNETT, D.; SANTOS, E. Impacto do código florestal e da lei da Mata Atlântica em áreas de mata ciliar de propriedades rurais do Estado de Santa Catarina. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 2, e10910212251, fev. 2021.

FOLEY, J. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, jul. 2005.

FURBERG, D.; BAN, Y.; MÖRTBERG, U. Monitoring Urban Green Infrastructure Changes and Impact on Habitat Connectivity Using High-Resolution Satellite Data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 18, 3072, set. 2020.

GIRAUDO, A. Dynamics of biodiversity loss in the Argentinean Atlantic Forest: an introduction. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. (ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 139-140.

GOERCK, J. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, n. 1, p. 112-118, fev. 2002.

GOMES, L.; SIMÕES, S.; NORA, E.; SOUSA-NETO, E.; FORTI, M.; OMETTO, J. Agricultural Expansion in the Brazilian Cerrado: increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. **Land**, v. 8, n. 1, 12, jan. 2019.

GRECCHI, R.; GWYN, Q.; BÉNIÉ, G.; FORMAGGIO, A.; FAHL, F. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: a multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, v. 55, p. 300-312, dez. 2014.

IBGE. **Instituto Nacional de Geografia e Estatística**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 28 set. 2021.

JACINTHO, L. **Geoprocessamento e sensoriamento remoto como ferramentas na gestão ambiental de unidades de conservação: o caso da área de proteção ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo-SP**. 2003. 110 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

JOLY, C.; METZGER, J.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, set. 2014.

LIMA, S.; LOPES, W.; FAÇANHA, A. Desafios do planejamento urbano na expansão das cidades: entre planos e realidade. **Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 11, e20190037, jan. 2019.

LIRA, P.; TAMBOSI, L.; EWERS, R.; METZGER, J. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80-89, ago. 2012.

LOUREIRO, W. **Contribuição do ICMS ecológico à conservação da biodiversidade no estado do Paraná**. 2002. 189 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

MALEKMOHAMMADI, B.; JAHANISHAKIB, F. Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 293-303, nov. 2017.

MALLUPATTU, P.; REDDY, J. Analysis of Land Use/Land Cover Changes Using Remote Sensing Data and GIS at an Urban Area, Tirupati, India. **The Scientific World Journal**, v. 2013, p. 1-6, 2013.

MAPBIOMAS. **Mapeamento anual do uso e cobertura da terra no Brasil**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 28 set. 2021.

METZGER, J.; MARTENSEN, A.; DIXO, M.; BERNACCI, L.; RIBEIRO, M.; TEIXEIRA, A.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, jun. 2009.

MORE. **Mecanismo online para referências, versão 2.0**. Florianópolis: UFSC: Rexlab, 2013. Disponível em: <http://www.more.ufsc.br/>. Acesso em: 28 set. 2021.

PARANÁ. **Lei nº 790 de 14 de novembro de 1951. Dispõe sobre a Divisão Administrativa do Estado no quinquênio de 1952 a 1956**. Curitiba, PR.

PARANÁ. **Lei complementar nº 59 de 01 de outubro de 1991. Dispõe sobre a repartição de 5% do ICMS, a que alude o art. 2º da lei nº 9.491/90**, aos municípios com mananciais de abastecimento e unidades de conservação ambiental, assim como adota outras providências. Curitiba, PR.

PEIXOTO, F.; SILVEIRA, R. Bacia Hidrográfica: tendências e perspectivas da aplicabilidade no meio urbano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 840-853, 2017.

PIMENTEL, D.; SUEMITSU, C.; MOTA, E.; ALVES, R.; RAMOS, P.; JESUS, A.; SILVA, I.; SOARES, A. Diagnóstico da vegetação ripária e da microbacia de um riacho urbano amazônico. **Revista Saúde e Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 166-180, jan. 2021.

PREFEITURA DE MARINGÁ. **História do Município de Maringá**. 2020. Disponível em: <http://www2.maringa.pr.gov.br/turismo/?cod=nossa-cidade/2>. Acesso em: 28 set. 2021.

REZENDE, C.; SCARANO, F.; ASSAD, E.; JOLY, C.; METZGER, J.; STRASSBURG, B.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.; MITTERMEIER, R. From hotspot to hopespot: an opportunity

for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, out. 2018.

RIBEIRO, M.; METZGER, J.; MARTENSEN, A.; PONZONI, F.; HIROTA, M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009.

ROOD, S. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. **Bioscience**, v. 56, n. 4, 353, abr. 2006.

SARMAH, T.; DAS, S. Urban flood mitigation planning for Guwahati: a case of Bharalu basin. **Journal Of Environmental Management**, v. 206, p. 1155-1165, jan. 2018.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. (ed.). **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus: Editus, 2002. 293 p.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório ICMS Ecológico e as Unidades de Conservação Municipais da Mata Atlântica** - junho de 2019. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/10/Ucs-municipaisdigital.pdf>. Acesso em: 28 set. 2021.

STANGANINI, F.; LOLLO, J. O crescimento da área urbana da cidade de São Carlos/SP entre os anos de 2010 e 2015: o avanço da degradação ambiental. **Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 10, p. 118-128, nov. 2018.

VAEZA, R.; OLIVEIRA, P.; MAIA, A.; DISPERATI, A. Uso e ocupação do solo em bacia hidrográfica urbana a partir de imagens orbitais de alta resolução. **Floresta e Ambiente**, v. 17, n. 1, p. 23-29, 2010.

VANWEY, L.; SPERA, S.; SA, R.; MAHR, D.; MUSTARD, J. Socioeconomic development and agricultural intensification in Mato Grosso. **Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 20120168, jun. 2013.

VITOUSEK, P. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, jul. 1997.

WITH, K. **Essentials of Landscape Ecology**. Oxford: Oxford University Press, 2019. 656 p.

XIE, F.; WU, X.; LIU, L.; ZHANG, Y.; PAUDEL, B. Land use and land cover change within the Koshi River Basin of the central Himalayas since 1990. **Journal Of Mountain Science**, v. 18, n. 1, p. 159-177, jan. 2021.



Informações sobre a Licença

Este é um artigo de acesso aberto distribuído nos termos da Licença de Atribuição Creative Commons, que permite o uso irrestrito, distribuição e reprodução em qualquer meio, desde que o trabalho original seja devidamente citado.

License Information

This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which allows for unrestricted use, distribution and reproduction in any medium, as long as the original work is properly cited.