ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe

Indicadores de Naturalidade da Paisagem Aplicados no Monitoramento da Qualidade Ambiental de Mananciais

Giulia Guillen Mazzuco[1], Monica Palloni Gonçalves[2], Barbara Hass Miguel[3], Mariana Farsoni Villa[4], Carlos Wilmer Costa[5], Luiz Eduardo Moschini[6]

[1]Mestranda no Programa de Pós Graduação em Engenharia Urbana-PPGEU- Universidade Federal de São Carlos, (guillen.giulia@gmail.com). [2] Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCAm , Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Ciências Ambientais, (monip.goncalves@gmail.com). [3] Mestranda no Programa de Pós Graduação em Sensoriamento Remoto- INPE (babs.hass@gmail.com). [4] Graduada em bacharelado em Gestão e Análise Ambiental-Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Ciências Ambientais, (fvillamariana@gmail.com). [5] Doutorando do Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais - PPGCAm da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, (carloswilmercosta@gmail.com). [6] Prof. Adjunto do Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. (lemoschini@ufscar.br).

Artigo recebido em 21/03/2017 e aceito em 10/07/2017

R E S U M O

A intensificação das práticas agrícolas e a urbanização, sem o devido planejamento, são as principais formas de degradação dos serviços ecossistêmicos. Desta forma, torna-se fundamental a utilização de indicadores ambientais para acompanhamento da perda de naturalidade da paisagem. O Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos (IQA-HIDRO) e o Índice de Urbanidade (IB) são indicadores espaciais das transformações antropogênicas no ambiente natural, podendo subsidiar decisões no diagnóstico dos impactos ambientais e no planejamento territorial e hídrico de mananciais. O objetivo deste trabalho foi aplicar o IQA-HIDRO e o IB para analisar as pressões provocadas pelo uso e cobertura do solo em relação à capacidade do manancial do Rio Jacaré-Guaçu em fornecer serviços ambientais. Os resultados para o IQA-HIDRO demonstram que 89,30% do manancial apresentou qualidade ambiental baixa ao passo que 0,19% apresentou índice alto. Para o IB, 44,49% do manancial apresentou naturalidade da paisagem baixa e 21,83% alta naturalidade.

Palavras-chaves: Geografia física, Cartografia temática, Geoprocessamento, Recursos hídricos, Uso e cobertura do solo.

Indicators of landscape naturalness applied for monitoring the environmental quality of water sources

A B S T R A C T

The intensification of agricultural practices and urbanization without planning are the main forms of ecosystem services degradation. Because of that it is fundamental to use environmental indicators to monitor the landscape naturalness loss. The Environmental Quality Index of Water Resources (EQIWR) and the Urbanity Index (UI) work as spatial indicators of anthropogenic changes in the natural environment and can support decision makers in the diagnosis of environmental impacts and integrated basin planning. The objective of this study was to apply the EQIWR and the UI to analyze the pressures caused by the use and land cover in relation to the capacity of the Watersheds of Jacaré-Guaçu River to continue providing environmental services. The results obtained for the EQIWR showed that 89,30% of the area presented very low environmental quality while only 0,19% was very high environmental quality. For the IB 44,49% represented low landscape naturalness and 21,83% high naturalness.

Key words: Physical geography, Thematic cartography, GIS, Water resources, Use and land cover.

Introdução

Cada povo herdou espaços territoriais que correspondem a conjuntos paisagísticos de longa e complicada elaboração fisiográfica e ecológica, pelas quais certamente são responsáveis, ou deveriam ser responsáveis (Ab'Sáber, 2003). Bertrand (1968), pensou a paisagem como resultado, sobre uma certa porção do espaço, da combinação dinâmica e, portanto, instável dos elementos físicos, biológicos e antrópicos, que, interagindo dialeticamente uns sobre os outros, fazem da paisagem um conjunto único e indissociável em contínua evolução. Segundo Tabacow e Silva (2011) a paisagem ocupa, cada vez mais, parte importante dos conteúdos de estudos e avaliações de impactos ambientais, planejamento urbano, rural e regional, incluindo iniciativa e propostas de legislação que visam à proteção dos serviços ecossistêmicos.

Por muito tempo, tantos nos países ricos como nos pobres, as prioridades de desenvolvimento têm-se centrado sobre o quanto a humanidade pode extrair dos ecossistemas, e muito pouca atenção tem sido dada ao impacto de tais ações (Ravenga, 2005). Este cenário tem refletido na deteriorização da paisagem e consequente declínio do estado do ecossistema (Vitousek et al., 1997; Rapport e Maffi, 2010); em termos de escassez de água (Schewe et al., 2014); de segurança alimentar (Fereres et al., 2011); perda de espécies e de habitats importantes (Cardinale et al., 2012), como as zonas húmidas (Junk et al., 2012) e florestas. Estas alterações acarretaram mudanças significativas nas condições de saúde e bem-estar das pessoas e na estabilidade do ecossistema do qual depende a sobrevivência humana (Nascimento e Souza, 2010; Rapport e Maffi, 2010).

No Brasil, as atividades agropecuárias, com o objetivo de maximizar a produção para atender tanto o mercado interno como o internacional, apresentam um caráter predatório. Concomitantemente, tal atividade resulta no aumento do processo erosivo do solo, no assoreamento, na diminuição de áreas úmidas, na eutrofização dos corpos hídricos, na utilização de pesticidas e adubos químicos (Tilman et al., 2001; Tundisi et al., 2006; Casali et al., 2008; Junk et al., 2012). Além desses impactos, a poluição difusa (Carpenter et al., 1998) e a pontual (Hascic e Wu, 2006) originárias da agropecuária, contaminam as águas superficiais e as águas subterrâneas (Lerner e Harris, 2009), principalmente em regiões de afloramentos de aquíferos sedimentares, porosos e livres (Zuquette et al., 2006, 2009).

A urbanização é tida como grande modificadora da paisagem em mananciais causando impactos negativos como a fragmentação de habitats, aumento da superfície impermeabilizada (Costa et al., 2012, 2013), poluição difusa e pontual, bem como a contaminação de águas subterrâneas pelo aporte de poluentes como o Nitrato oriundos de vazamentos da rede de esgoto e de fossas sépticas (Wang et al., 2001; Tucci, 2008; Rolnik, 2009; Schueler et al., 2009; Lee e Choe, 2011), além do aumento da demanda por consumo energético e recursos naturais per capita (Henke, 2001).

Diante dos impactos causados pelas atividades humanas sobre o meio ambiente, Ravenga (2005) destaca que o uso de tecnologias como sensoriamento remoto e SIG facilitam o desenvolvimento de indicadores de mudança em um ecossistema, devendo ser utilizados nas tomadas de decisões e no monitoramento a longo prazo. Neste contexto, faz-se necessária a aplicação de um índice que possa ter seu valor incrementado, ou que mude de valor, à medida que a paisagem é alterada.

O Índice de Urbanidade (IB) desenvolvido por O'Neil et al. (1988) atua como um indicador da intensidade das interferências antrópicas (atividades urbanas e agropecuárias) em relação aos biótopos naturais. O Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos (IQA-HIDRO) reflete a suscetibilidade dos corpos hídricos em relação à distância das fontes impactantes associadas ao uso do solo (Moschini, 2005).

O manancial do Rio Jacaré-Guaçu, ora estudado, presta importantes serviços ecossistêmicos, entre eles, a manutenção da quantidade e qualidade da água destinada a geração de energia, abastecimento e irrigação, bem como é uma importante área de recarga do Sistema Aquífero Guarani (SAG), que constitui a unidade hidrológica mais importante da América do Sul.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo verificar o peso das ações humanas em relação à naturalidade da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu (BHRJG) por meio da aplicação do IB e do IQA-HIDRO descritos anteriormente.

Materiais e Métodos

A BHRJG abrange parte dos municípios de São Carlos (221.950 habitantes, IDHM 0,805), Brotas (23.192 habitantes, IDHM 0,740), Itirapina (16.938 habitantes, IDHM 0,762) e Ribeirão Bonito (12.831 habitantes, IDHM 0,712) (IBGE, 2010) totalizando uma área de 553,83km². São Carlos é o município mais importante que compõe a área de estudo, possui uma área de 1.137,3km² e

está localizado no centro do estado de São Paulo, entre as coordenadas 48°5’27,6”W; 21°35’50,7S e 47°43’8,4”W; 22°9’39,7”S (Figura 1).

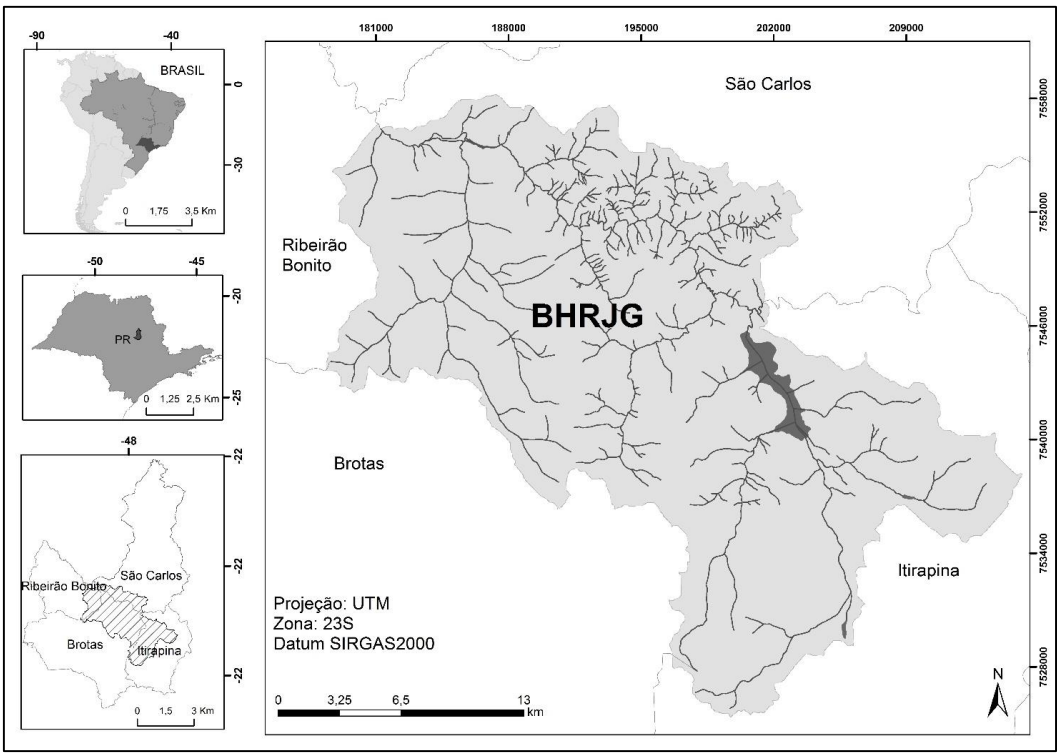

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo e representação da rede hidrográfica da bacia do Jacaré-Guaçu.

A BHRJG pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê Jacaré (UGRHI-TJ). O Sistema Hidrográfico do Tietê/Jacaré engloba três principais rios, o Tietê, o Jacaré-Guaçu e o Jacaré Pepira, abrangendo uma área de drenagem de 11.749km². O Rio Jacaré-Guaçu possui 155km de extensão (31,4km inseridos na área de estudo), iniciando o seu curso na junção dos Ribeirões do Lobo e do Feijão, localizados nos planaltos de Campo Alegre e Itirapina, a aproximadamente 700m de altitude, a jusante da barragem da Usina Carlos Botelho (2,21 MW), também conhecida como Lobo ou Broa (Rabelo, 2004). A represa da Broa além de ser utilizada para geração de energia elétrica, constitui-se como um dos atrativos da região ligada ao lazer e à recreação.

Usando a classificação de Köpen, o clima da região de São Carlos pode ser classificado como clima tropical de altitude (Cwa), com verão úmido e inverno seco. A precipitação média anual é de 1400mm (CEPAGRI, 2016).

Com relação a geologia, os arenitos eólicos da Formação Botucatu afloram em áreas expressivas na bacia e constituem-se nos melhores reservatórios de águas subterrâneas, sendo uma importante área de recarga do SAG, abrangendo a região de Itirapina, a leste, até as proximidades da Barragem de Ibitinga, a oeste, onde o Rio Jacaré-Guaçu deságua no Rio Tietê (reservatório de Ibitinga), enquanto os arenitos de origem flúvio-lacustre/eólico da Formação Pirambóia ocupam menor área e possuem maior quantidade de argila, diminuindo sua eficiência hidráulica (CPRM, 2008).

A Classe hipsométrica predominante é 680-760m, totalizando aproximadamente 50% do total da bacia, seguida pelo intervalo 760 - 840 (29,72%). A altitude mais baixa (0,78% do total) está localizada na região norte da bacia, o que corresponde a um intervalo de 520 - 600 metros. A porção mais elevada da bacia (920 - 1000) está localizada no extremo sul representando 0,31% da área.

Apesar da bacia estar inserida em um domínio fitogeográfico de Cerrado, restam poucos remanescentes dessa vegetação, isso demonstra que a bacia está localizada em uma matriz agrícola (Souza,1996).

A BHRJG apresenta uma economia bastante diversificada, com destaque para o setor sucroalcooleiro. Outros setores que se destacam são tecidos e metalúrgico, em São Carlos, e bordados em Ibitinga (CBH-TJ, 2009).

Procedimentos-

A composição do banco de dados foi realizada mediante a utilização das Folhas Topográficas de São Carlos (23-Y-A-I-1), Ribeirão Bonito (22-Z-B-III-2), Itirapina (23-M-I-3) e Brotas (22-Z-B-III-4) (IBGE, 1971). O mapa de Pedologia foi elaborado com base nas cartas pedológicas da quadrícula de São Carlos (SF-23-Y-A-I) e Brotas (SF-22-Z-B-III-4), a partir do Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo, realizado pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC, 1981).

Tais planos de informação, na escala 1:50.000, foram georreferenciados no sistema geodésico de referência SIRGAS2000 (IBGE, 2005), projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), na Zona 23S.

Para o tratamento espacial dos dados foi utilizado o software ArcGIS® 10.2 (ESRI, 2013). A metodologia utilizada segue a estrutura apresentada na Figura 2.

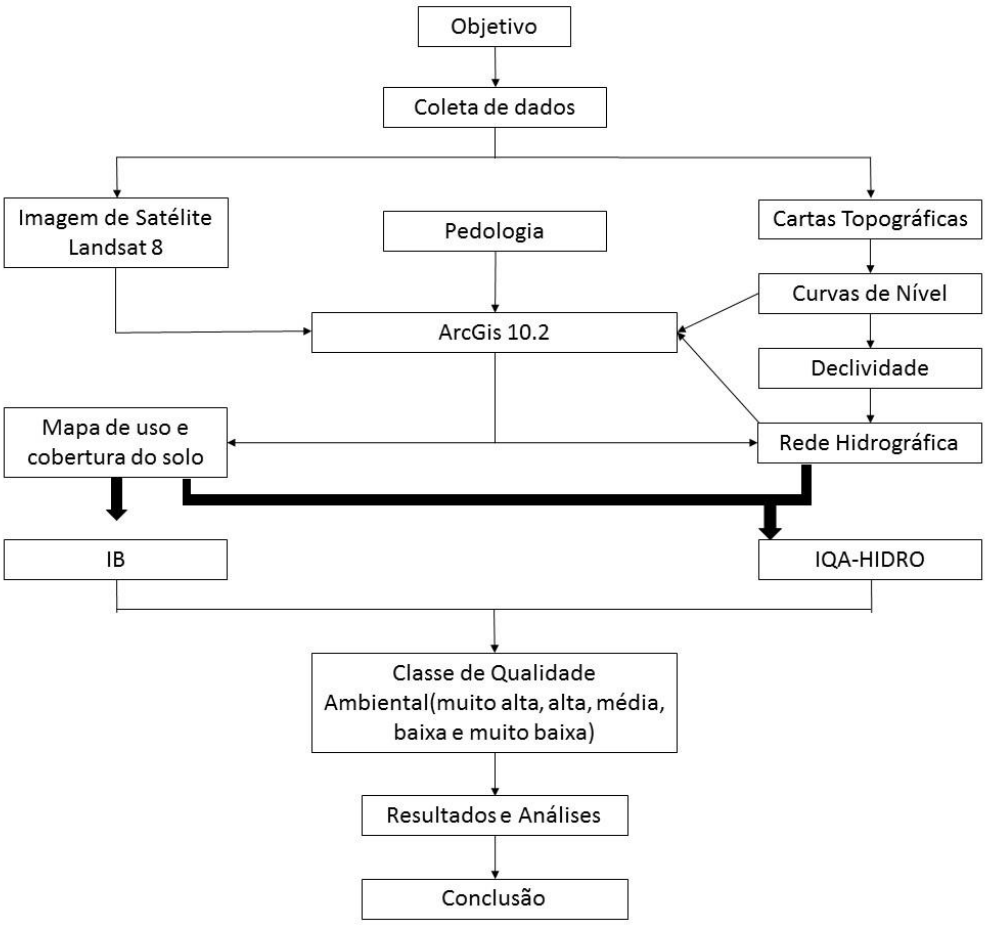

Figura 2. Fluxograma da metodologia utilizada

A carta temática de declividade foi elaborada a partir das curvas de nível obtidas das cartas topográficas. Para se estabelecer os intervalos das classes de declividade foram utilizados os intervalos já consagrados nos estudos de capacidade de uso/ aptidão agrícola, desta forma estes foram hierarquizados em 5 categorias nas seguintes classes: 0 - 6%; 6% - 12%; 12% - 20%; 20% - 30%; e maior que 30%.

Segundo Magalhães Junior (2010), para indicadores relacionados a impactos dos usos do solo nas águas é importante a diferenciação dos tipos de usos do solo. Neste caso, o mapa temático de uso e cobertura do solo foi elaborado por meio de classificação e digitalização manual em tela no *software* ArcGis®, conforme descrito em Jensen (2009). Para a elaboração foram utilizadas imagens do satélite Landsat 8 de 13/10/2014, composição colorida RGB das bandas 7, 6 e 4, com fusão da banda pancromática 8, de 15 metros.

Para o cálculo do Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos (IQA-HIDRO) obteve-se a distância euclidiana das fontes impactantes em relação aos recursos hídricos. As distâncias foram calculadas com uso do operador de distância do SIG a partir da combinação do

mapa de uso e cobertura do solo e do mapa da rede de drenagem. Foram consideradas com grau mínimo de qualidade (IQA-Hidro = 0) as áreas cuja distância em relação às atividades antrópicas aproximou-se de zero; enquanto que o grau máximo de qualidade (IQA-Hidro = 1) correspondeu aos rios cuja distância em relação às áreas impactadas é superior a 1.000 metros.

É importante ressaltar que este índice não mede a qualidade da água, mas sim avalia a condição do ambiente considerando que as ações antrópicas próximas reduzem a qualidade dos recursos hídricos.

O índice de urbanidade (IB) é um gradiente que mensura a extensão pela qual a área de estudo é alterada por sistemas antrópicos, sendo um indicador de presença de naturalidade na bacia. O IB foi calculado no software ArcGIS®, por meio da ferramenta Map Algebra por meio da equação 1:

(Equação 1)

$$IB = \log_{10} \frac{(U + A)}{(F + W)}$$

U : corresponde a extensão da área urbana,
A : corresponde a extensão da área agrícola,
F : corresponde a extensão de área de vegetação nativa, e
W : corresponde à extensão dos corpos d´água e áreas alagáveis

Consideramos como grau máximo de urbanidade (IB= 0,8 - 1,0), correspondente a áreas com predomínio das ações antrópicas (ecossistemas antropogênicos) e com grau mínimo de urbanidade (IB= 0,0 - 0,2), correspondente à predominância de áreas naturais.

Buscando a complementariedade dos métodos explicitados, foi realizada uma análise integrada na qual foram sobrepostas, aos mapas de IQA-HIDRO e IB, as cartas temáticas de hidrografia, declividade, pedologia, uso e cobertura do solo, classes hipsométricas e densidade populacional, para verificação de possíveis correlações espaciais.

Resultados e Discussões

O comprimento total dos cursos d'água é de 455.85km, distribuídos por 346 canais, dos quais, segundo a classificação de Strahler (1952), 266 são de primeira ordem, representando 76,87% dos canais da bacia. Os canais de segunda ordem representam 18% dos canais existentes, 12 canais são considerados de terceira ordem (3,46%). Apenas 3 canais são de 4ª ordem (0,86%). O canal principal (5ª ordem) apresenta uma extensão de 30,82km, o que representa 11,87% do total da extensão dos canais (Figura 3).

A declividade dominante é de 0 a 6%, o que representa 73,97% da área de estudo, seguida das declividades entre 6 e 12% (18,32%). Localmente, tais classes de declividade apresentam relevo plano, composto por colinas suavemente onduladas, oriundas do inteperismo químico e físico das formações geológicas existentes, neste caso, predominantemente, os arenitos das Formações Botucatu e Pirambóia, as quais compõem o Sistema Aquífero Guarani (SAG).

Tabela 1: Classes de declividades

Declividade (%)	Área (km²)	Área (%)
0 a 6	409,57	73,97
6 a 12	101,47	18,32
12 a 20	30,6	5,52
20 a 30	11,7	2,11
>30	0,49	0,08

Cabe ressaltar que tal característica morfológica possibilita a utilização de máquinas agrícolas em larga escala as quais compactam os solos (Severiano et al., 2010), favorecendo assim, o desenvolvimento de atividades que dominam a paisagem da bacia, como a cana-de-açúcar e citricultura.

A pedologia do local é caracterizada na Tabela 2.

Tabela 2: Classes pedológicas

Tipo de Solo	Área (km²)	Área (%)
Área Urbana	0,91	0,16
ARGISSOLO	51,11	9,21
GLEISSOLOS	30,64	5,52
LATOSSOLO	71,67	12,9
LATOSSOLO	214,83	38,91
NEOSSOLOS LITÓLICO	24,47	4,41
NEOSSOLOS	153,05	27,60
NITOSSOLOS	0,89	0,16
Represa	6,26	1,13

De acordo com EMBRAPA (2006) os LATOSSOLOS são solos bastante intemperizados. Normalmente são profundos, com pouca diferenciação de subhorizontes. São solos ácidos, com baixa saturação por bases, distróficos ou alumínicos, o que contribui para a baixa fertilidade. Porém podem ser corrigidos quimicamente

aumentando o potencial de produtividade agrícola.

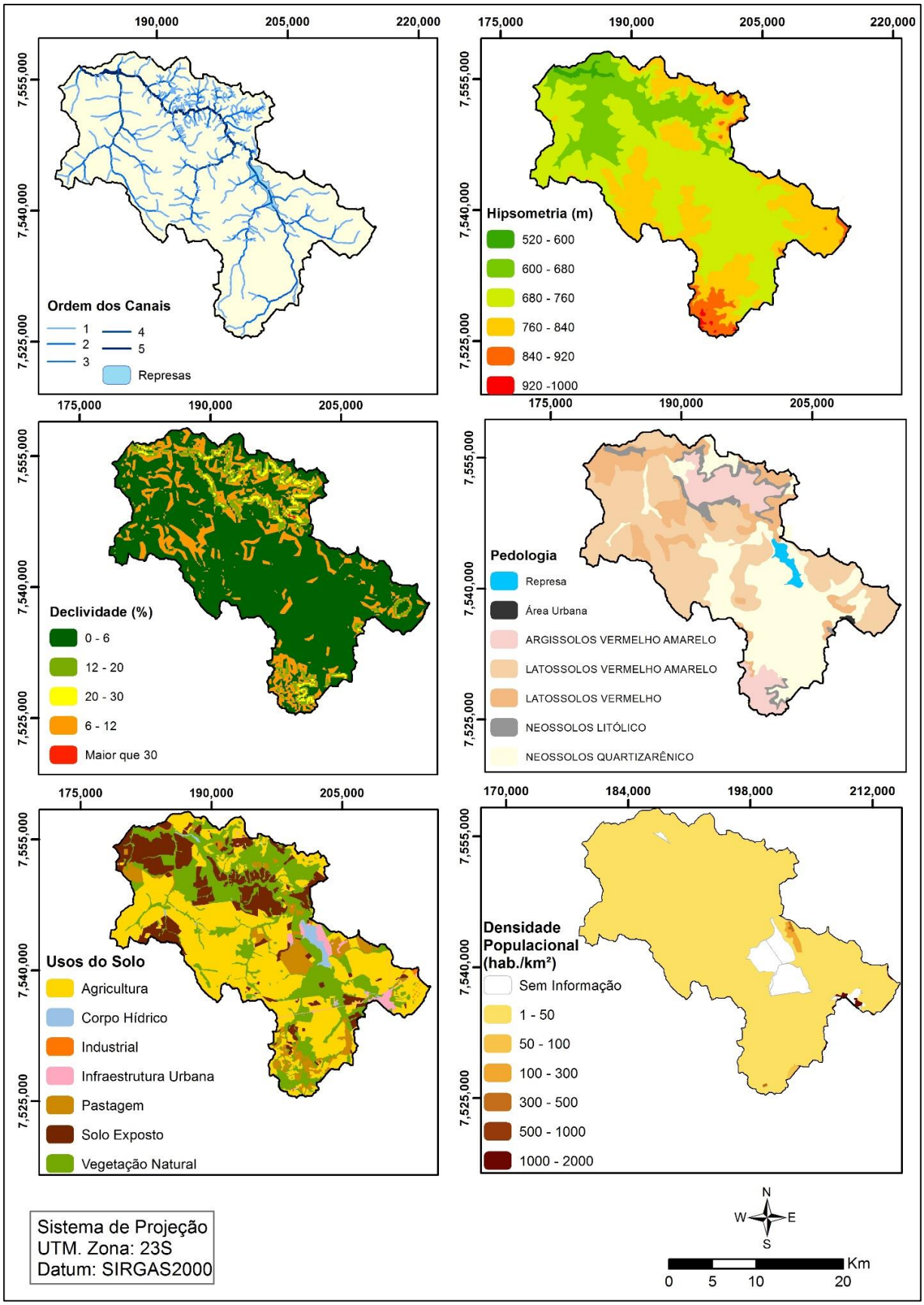

Figura 3: Atributos ambientais utilizados nas análises.

Em geral, os NESOSSOLOS QUARTZARÊNICO são originados de depósitos arenosos relacionados à rocha parental. Neste caso, predominam no manancial as formações geológicas Botucatu e Pirambóia, as quais possuem matriz granulométrica essencialmente quartzosa. Tal tipo de solo é bem drenado, pois apresenta textura arenosa ao longo de pelo menos 2m de profundidade, sendo considerado de baixa aptidão agrícola (EMBRAPA, 2006).

Pela convergência de atributos geoambientais como formações geológicas com textura arenosa, espacialmente subjacente a solos arenosos bem drenados em regiões com baixas declividades, verifica-se que a bacia comporta-se como uma área de recarga direta o SAG o qual comporta como um aquífero poroso.

Com relação às atividades antrópicas, verificou-se predominantemente a presença da agropecuária, dividida em áreas agrícolas, pastagem e solo exposto (dominantemente em fase de preparo para o cultivo da cana-de-açúcar), somando 68,75% da área do manancial (Figura 3 e Tabela 3).

Tabela 3: Classes de uso e cobertura do Solo

Classes	Tipo	Área	Área
Água	Corpo Hídrico	7,02	1,26
Urbano	Área urbanizada	11,4	2,06
Vegetação	Vegetação Nativa	154,68	27,93
Agricultura	Áreas agrícolas	253,07	45,70
	Solo exposto	87,6	15,82
	Pastagem	40,06	7,23

Verificou-se que a porcentagem de vegetação nativa existente (27,93%) é significativamente inferior à porcentagem composta pelas atividades agropecuárias (68,75%). Cabe ressaltar que este cenário se deu, principalmente, ao desmatamento para expansão dessas áreas agrícolas destinadas à cultura canavieira.

Além do desmatamento, entre os inúmeros impactos negativos provocados pelas atividades agropecuárias, destaca-se as queimadas em pastagens e florestas, poluição pontual e difusa e, consequente contaminação das águas superficiais e subterrâneas, erosão e degradação de solos.

Como evidenciado na Figura 3, aproximadamente 93% do manancial do Rio Jacaré-Guaçu apresenta baixa densidade populacional (de 1 a 50 habitantes por quilômetro quadrado).

Diante deste cenário, verificou-se preliminarmente que as atividades agropecuárias, refletidas no uso e cobertura do solo respondem pelo alto grau de antropização do manancial, ou seja, a atividade impactante significativa não corresponde à ocupação urbana, mas sim à atividade agropecuária.

Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos - IQA-HIDRO -

A questão da água e do seu uso, em prol da sociedade, vem se firmando ao longo das últimas décadas como uma necessidade em termos de preservação dos serviços ambientais. Tal afirmação tem alcançado cada vez mais destaque, à medida que os atuais mananciais provedores de água para o consumo urbano estão atingindo seus limites máximos de fornecimento (Barreto, 2015).

Quando avaliada a relação entre o uso e cobertura do solo e o IQA-HIDRO, verificou-se a ocorrência fontes impactantes, como agricultura, pastagem e solo exposto, localizadas próximas à rede de drenagem, o que contribui para a diminuição da qualidade dos mesmos. Foi constatado que apenas 0,19% da área do manancial do Rio Jacaré-Guaçu BHRJG apresentou IQA-HIDRO alto, ao passo que 89,30% da área apresentou IQA-HIDRO baixo (Figura 4).

As maiores distâncias observadas dos recursos hídricos em relação às atividades antrópicas (IQA-HIDRO = 1) estão localizadas na região centro-leste, norte e noroeste do manancial, abrangendo a Estação Ecológica e Experimental de Itirapina (56,12km²), que tem como bioma o Cerrado e a Estação Ecológica de São Carlos (0,75km²), que compreende um fragmento de floresta estacional semidecidual. Os menores valores encontram-se distribuídos por toda bacia em função da fragmentação de *habitat*.

Os impactos oriundos das atividades humanas alteram as propriedades de solos, rochas, das águas superficiais e subterrâneas, principalmente em decorrência da introdução de produtos químicos, desmonte do relevo e compactação do solo.

A degradação química dos *hábitats* tem muitas causas. Depois de aplicados em áreas agrícolas, os processos de escoamento superficial e de lixiviação são responsáveis pelo transporte dos agroquímicos entre compartimentos ambientais.

Para Spadotto et al. (2004) o escoamento superficial propicia a contaminação de rios e lagos por meio dos agrotóxicos adsorvidos às partículas do solo erodido ou dissolvidos na água carreada. Já a lixiviação, resulta na percolação vertical da água

e de possíveis contaminantes das águas subterrâneas.

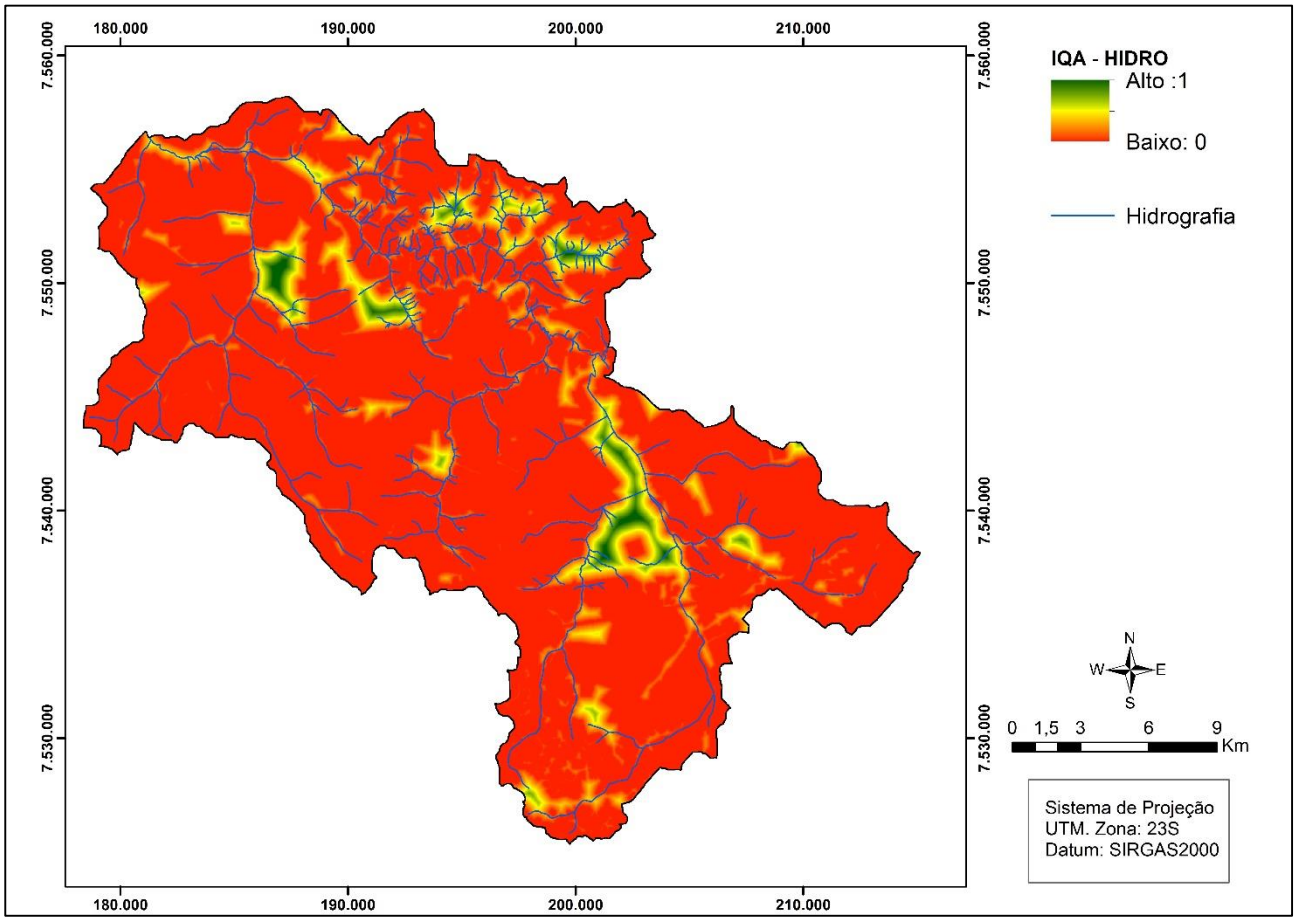

Figura 4: Espacialização do IQA-HIDRO no manancial

Concomitantemente, a introdução de agrotóxicos no ambiente pode exercer uma pressão de seleção nos organismos e alterar a dinâmica bioquímica natural, tendo como conseqüência, mudanças na função do ecossistema.

Segundo Spadotto et al. (2004), dentre as atividades agrícolas, a cana-de-açúcar e a ctricultura, presentes na área de estudo, são as que fazem o uso frequente, e muitas vezes incorreto, de agroquímicos e são fontes potenciais de contaminação dos solos agrícolas, das águas superficiais e subterrâneas.

Cabe ressaltar que grande parte das áreas de solos expostos está em pousio ou em preparação para o cultivo da próxima safra de cana-de-açúcar. De acordo com Costa et al. (2015), essa prática associada a solos arenosos (NEOSSOLOS QUARTZARÊNICO e LATOSSOLO VERMELHO AMARELO – Unidade Coqueiro), e, principalmente em períodos chuvosos, favorece os processos erosivos e o carreamento de sedimentos e insumos agrícolas para os corpos hídricos, ocasionando inclusive a eutrofização.

Apesar da existência de alguns fragmentos de vegetação nativa, representados por Áreas de Preservação Permanente (APPs), a proteção dos recursos hídricos frente a atividades humanas não é efetiva, devido à descontinuidade desses fragmentos. Para Ricklefs (2012), a fragmentação de *habitat* causa uma redução na riqueza de espécies. No caso em estudo, as espécies que ao longo das bordas dos fragmentos florestais podem ser negativamente afetadas pelas interações antagonistas com outras espécies que vivem na matriz agropecuária.

Considerando que o manancial em estudo comporta-se como área de recarga do Sistema Aquífero Guarani (SAG) e que as águas subterrâneas estão intimamente ligadas às águas superficiais, a convergência de: aquíferos porosos, livres e freáticos espacialmente subjacentes a solos com matriz arenosa (NEOSSOLOS QUARTZARÊNICO e LATOSSOLO VERMELHO AMARELO - Unidade Coqueiro) bem drenados em regiões com baixas declividades e atividades humanas potencialmente poluidoras;

representa um grau máximo de vulnerabilidade dos recursos hídricos na bacia.

Índice de Urbanidade – IB-

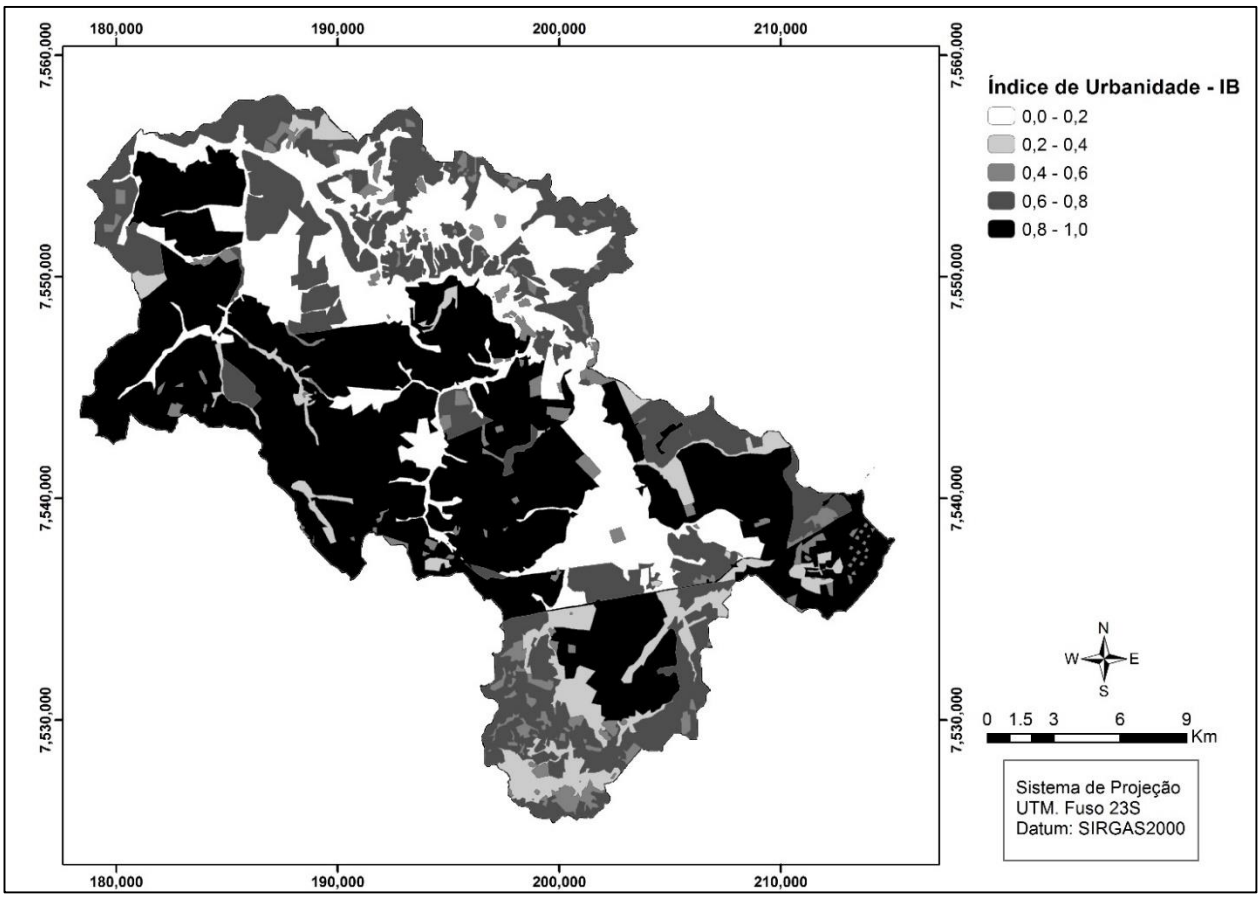

Figura 5: Distribuição espacial do IB no manancial do Rio Jacaré-Guaçu

Analisando os resultados que caracterizam o IB, constatou-se que o manancial do Rio Jacaré-Guaçu possui sua maior área 246,42km² (44,49%) localizada no intervalo de 0,8 -1,0, ou seja, com baixo grau de naturalidade da paisagem (Figura 5).

As regiões mais alteradas por atividades antrópicas (IB = de 0,8 - 1,0) estão distribuídas num eixo sudeste-noroeste do manancial, ocupando dominantemente áreas compostas por solos arenosos (NESOSSOLOS QUARTZARÊNICO), friáveis, pobres em nutrientes e que demandam técnicas de correções, e de textura média (LATOSSOLO VERMELHO AMARELO - Unidade Coqueiro). Concomitantemente, tais tipos de solo estão sobrejacentes a um modelado dissecado e com baixas declividades (0 a 6%).

Nas áreas de solo arenoso, com pouca capacidade de armazenamento de água, como é o caso dos NESOSSOLOS QUARTZARÊNICO e de solos com textura média como o LATOSSOLO VERMELHO AMARELO, a infiltração da água é favorecida, e, consequentemente de possíveis contaminantes, que estão associados às praticas agrícolas que fazem uso indiscriminado de agroquímicos, entre elas a cultura canavieira e citricultura (Spadotto et al., 2004).

O intervalo 0,0 - 0,2 representa áreas com alto grau de naturalidade da paisagem, ocorrendo em 120,87km² o que representa 21,83% da área do manancial. Estas áreas estão espacializadas notadamente ao longo dos cursos d'água e em regiões de fundo de vale com ocorrência de GLEISSOLOS (hidromórficos com textura indiscriminada), que por força da lei devem ser protegidos por APPs. Nas regiões de maiores declividades (>12%), tal classe de IB está intimamente relacionada com áreas de fragmentos de vegetação nativa. Com relação aos tipos de solos, compreendem solos com textura arenosa/média, predominantemente o ARGISSOLO VERMELHO AMARELO (Unidade Serrinha), e solos de textura argilosa, como o LATOSSOLO VERMELHO (Unidade Limeira) e NEOSSOLOS LITÓLICO (substrato de basalto ou diabásio).

Segundo Antunes (2005) e Costa et al. (2015), os solos, provido de vegetação nativa, tem

um papel importante no controle do escoamento superficial e da infiltração da água no solo, e refreiam a percolação de poluentes possíveis de atingirem as águas subterrâneas. A falta de vegetação nativa reduz o intervalo de tempo entre a queda da chuva e os efeitos nos cursos d'água, diminuindo a capacidade de retenção de água nos mananciais e aumentando o pico das cheias. Além disso, a vegetação nativa minimiza a possibilidade de erosão do solo e os problemas com a poluição dos cursos d'água por sedimentos.

Este cenário ressalta os resultados obtidos na classificação do uso e cobertura do solo no qual foi demonstrado que a bacia é predominantemente agrícola. Por meio da integração dos resultados foi verificado que as áreas mais alteradas são compostas por agricultura, solo exposto e pastagem, sendo que esses usos demandam grande quantidade de água, aumentando a fragilidade natural. Segundo Paz et al. (2000), a expansão da agricultura irrigada é uma questão preocupante, devido ao elevado consumo e às restrições de disponibilidade de água. São utilizados milhões de litros para produzir uma tonelada de grão e muitas vezes os métodos e sistemas de irrigação são ineficientes e o manejo é inadequado.

Desta forma, o crescente consumo dos recursos naturais e consequente degradação da capacidade dos ecossistemas proporcionarem serviços ambientais, tais como abastecimento, regulação e de suporte, afeta o bem-estar humano e de outras espécies (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Conclusão

89,30% da área do manancial do Rio Jacaré-Guaçu apresentou IQA-HIDRO baixo e apenas 0,19% alto. Com relação ao IB, 246,42km² (44,49%) da área demonstraram maior perda de naturalidade da paisagem.

Os índices utilizados mostraram-se importantes para o diagnóstico da perda de áreas naturais e consequente comprometimento e degradação dos bens e serviços ambientais prestados pelo manancial.

As atividades agropecuárias se mostram importantes na função de suporte econômico regional. Entretanto, nenhuma outra atividade antrópica compromete tão drasticamente as funções ecossistêmicas de um manancial quanto o uso da área para a agropecuária. Essas atividades demandam um uso intensivo dos recursos solo e da água, sendo a principal responsável pela degradação dos mesmos, além disso, é provedora de outros impactos negativos, tais como a fragmentação e/ou extinção dos *habitat* natural, e perda da biodiversidade.

Visando prevenir um possível colapso no ecossistema e harmonização das relações entre ser humano e natureza, faz-se necessário a aplicação de manejos agrícolas adequados que diminuam os impactos negativos sobre os recursos solo e água. Neste caso, é preciso que as áreas abrangidas por NEOSSOLOS QUARTZARÊNICO, que ocorrem junto a classes de declividades da ordem de 0 a 6%, sejam protegidas de práticas agrícolas que não favorecem a infiltração da água no solo e recarga direta do Sistema Aquífero Guarani. Tais áreas devem ser destinadas à preservação dos recursos hídricos superficiais e consequentemente os subterrâneos, já que estão intrinsecamente relacionados.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e aos Programas de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos (PPGCAm-UFSCar e PPGEU- UFSCar) pelo apoio ao desenvolvimento dessa pesquisa.

Referências

Ab'sáber, A. N., 2003. Os domínios de natureza do Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo, 2°ed. Ateliê Editorial, 153 p.

Antunes, P.B., 2005. Direito ambiental. 7.ed. Lúmen Júris, Rio de Janeiro

Barreto, D., 2015. Água de abastecimento urbano: por que economizar?. Revista AEASC. n.14, ano VI.

BERTRAND, G., 1968. Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. In: Toulouse: Revue géographique des Pyrénnées et du SO, 39, (2), 249-72. Disponível: http://www.persee.fr/doc/rgpso_0035-3221_1968_num_39_3_4553 . Acesso: 21 de março de 2017.

Cardinale, B.J.; Duffy, J. E.; Gonzalez, A.; Hooper, D. U.; Perrings, C.; Venail, P.; Narwani, A.; Mace, G.M.; Tilman, D.; Wardle, D.A.; Kinzig, A.P.; Daily, G.C.; Loreau, M.; Grace, J.B.; Larigauderie, A.; Srivastava, D.S.; Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature, 486, 59–67. Disponível: http://www.nature.com/nature/journal/v486/n7

401/pdf/nature11148.pdf . Acesso: 21 de março de 2017.

Carpenter, S.R.; Caraco, N.F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Shapley, A.N.; Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications, 8, (3), 559-568. Disponível: http://www.wvuforestry.com/tPetty/Limnology_Carpenter1998.pdf . Acesso: 21 de março de 2017.

Casali, J.; Gastesi, R.; Lvarez-Mozos, J.A.; De Santisteban, L.M.; Lersundi, J.V.; Gimenez, R.; Larranaga, A.; Goni, M.; Agirre, U.; Campo, M.A.; Lopez, J.J.; Donezar, M., 2008. Runoff, Erosion, and water quality of agricultural watersheds in central Navarre (Spain). Agricultural Water Management, 95, 1111–1128. Disponível: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377408001534 . Acesso: 21 de março de 2017

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorologicas e Climaticas Aplicadas a Agricultura. 2016. Disponível : http://www.cepagri.unicamp.br/ . Acesso 21 de março de 2017.

Comite de Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré. 2009 Fundamentos para cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia do Tietê - Jacaré. Araraquara. Disponível :http://sigrh.sp.gov.br/sigrh/cobranca/pdf/fundamentacao_cobranca_07.pdf . Acesso 21 de março de 2017.

Costa, C. W.; Dupas, F. A.; Pons, N. A. D., 2012. Regulamentos de uso do solo e impactos ambientais: avaliação crítica do plano diretor participativo do município de São Carlos, SP. Geociências, 31, 143-157. Disponível: http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7249/6693 . Acesso 21 de março de 2017.

Costa, C. W.; Dupas, F. A.; Cespedes, J. G.; Silva, L. F., 2013. Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos. Geociências, 32, (1), 63-80. Disponível: http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7265/6709 . Acesso 21 de março de 2017.

Costa, C. W.; Piga, F. G.; Moraes, M. C. P.; Dorici, M.; Sanguinetto, E. C.; Lollo, J. A., 2015. Fragilidade ambiental e escassez hídrica em bacias hidrográficas: Manancial do Rio das Araras, Araras, SP. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 20, 946-958. Disponível: https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=156&SUMARIO=5120 . Acesso 21 de março de 2017.

CPRM, Serviço Geológico do Brasil. Companhia de Pesquisas em Recursos Minerais, 2008. Mapa geológico, Folha São Carlos do Pinhal (SF-23-Y-A-I). Escala 1:100.000. São Paulo.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2006. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília. Disponível: http://www.agrolink.com.br/downloads/sistema-brasileiro-de-classificacao-dos-solos2006.pdf. . Acesso 21 de março de 2017.

ESRI. Environmental Systems Research Institute, 2013. ArcGIS for the desktop 10.2.

Fereres, E.; Orgaz, F.; Gonzalez-Dugo, V., 2011. Reflections on food security under water scarcity. Journal of Experimental Botany, 62, (12), 4079–4086. Disponível: https://academic.oup.com/jxb/article/62/12/4079/488161/Reflections-on-food-security-under-water-scarcity . Acesso 21 de março de 2017.

Hascic, I.; Wu, J., 2006. Land use and watershed health in the United States. Land Economics, 82, (2), 214-239. Disponível: https://www.jstor.org/stable/27647705?seq=1#page_scan_tab_contents . Acesso 21 de março de 2017.

Henke, O.C., 2001. Análise de padrões e processos no uso do solo, vegetação, crescimento e adensamento urbano - estudo de caso: município de Luiz Antônio (SP). Tese (Doutorado). São Carlos, UFSCar. Disponível: https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/1716/TeseCHO.pdf?sequence=1 . Acesso: 21 de março de 2017

IAC. Instituto Agronômico de Campinas, 1982 Folha pedológica da quadricula de São Carlos SF-23-Y-A-I) e Brotas (SF-22-Z-B-III-4) - escala 1:100.000. Campinas.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1971 Cartas topográficas de São Carlos (23-Y-A-I-1), Ribeirão Bonito (22-Z-B-III-2), Itirapina (23-M-I-3) e Brotas (22-Z-B-III-4). São Paulo.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2007. Manual técnico de pedologia. 2.ed. São Paulo

Diretoria de Geociências; Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2007. Manuais Técnicos em Geociências.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Censo 2010. Brasília.

Disponível: http://censo2010.ibge.gov.br/ . Acesso 21 de março de 2017

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2005. Resolução Nº 1/2005. Estabelece o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS) Resolution No. 1/2005. Brasília.

Jensen, J.R., 2009. Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres. Parentese, São José dos Campos.

Junk, W.J.; An, S.; Finlayson, C.M.; Gopal, B.; Kvet, J.; Mitchell, S.A.; Mitsch, W.J.; Robarts, R.D., 2012 Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. Aquatic Sciences,75, 151-167. Disponível: https://link.springer.com/article/10.1007/s00027-012-0278-z . Acesso: 21 de março de 2017.

Lee, D.; Choe, H., 2011. Estimating the impacts of urban expansion on landscape ecology: forestland perspective in the greater seoul metropolitan area. Journal of Urban Planning and Development,137, 425-437. Disponível: http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000090 . Acesso: 21 de março de 2017.

Lerner, D.N.; Harris, B., 2009. The Relationship between land use and groundwater resources and quality. Land Use Policy, 26, (1), 265–273. Disponível: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837709001306 . Acesso: 21 de março de 2017.

Magalhães Junior, A., P., 2010. Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa. 2ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.

Millennium Ecosystem Assessment., 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington.

Moschini, L.E., 2008. Zoneamento ambiental da bacia hidrográfica do médio Mogi-Guaçu superior. Tese (Doutorado). São Carlos, UFSCar. Disponível: https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1618 . Acesso: 21 de março de 2017.

Nascimento, M.D.; Souza, B.S.P., 2010. Fragilidade ambiental e expansão urbana da região administrativa nordeste da sede do município de Santa Maria, RS. Ciência e Natura, 32, (2), 163-181. Disponível: https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/viewFile/9491/5640 . Acesso: 21 de março de 2017.

O'neill, R.V., Krummel,J.R, Gardner, R.H., Sugihara,G., Jackson, B., Deangelis, D.L., Milne, B.T., Turner,M.G., Zygmunt, B., Christensen,S.W., Dale, V.H., Graham,R.L., 1988. Indices of Landcaspe pettern. Landscape Ecology, 1, (3), 153-162. Disponível: http://deepeco.ucsd.edu/~george/Publications/88_indices_of_landscape_pattern.pdf . Acesso: 21 de março de 2017.

Paz, V.P.S.; Teodoro, R.E.F.; Mendonça, F.C., 2000. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 4, (3), 465-473. Disponível: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662000000300025 . Acesso: 21 de março de 2017.

Rabelo, J.; Quaresma, E.; Wendland, E. 2004 Modelo conceitual de área de afloramento do Aquífero Guarani na região central do estado de São Paulo. In: Anais do XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Cuiabá.

Rapport, D.J.; Maffi, L., 2010. Eco-cultural health, global health, and sustainability. Ecological Research,26, (6), 1039-1049. Disponível: https://link.springer.com/article/10.1007/s11284-010-0703-5. Acesso 21 de março de 2017.

Ravenga, C., 2005. Developing indicators of ecosystem condition using geographic information systems and remote sensing. Regional Environmental Change, 5, (4), 205-214. Disponível: https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-004-0085-8 . Acesso: 21 de março de 2017.

Ricklefs, R. E., 2011. A economia da natureza. 6. ed. Guanabara, Rio de Janeiro.

Rolnik, R., 2009. La democracia em el filo de la navaja: limites y posibilidades para la implementación de uma agenda de reforma urbana em Brasil. Eure, 25, 5-27. Disponível: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-71612009000100001. Acesso: 21 de março de 2017.

Schewe, J.; Heinke, J.; Gerten, D.; Haddeland, I.; Arnell, N.W.; Clark, D.B.; Dankers, R.; Eisner, S.; Fekete, B.M.; Colón-González, F.J.; Gosling, S.N.; Kim, H.; Liu, X.; Masaki, Y.; Portmann, F.T.; Satoh, Y.; Stacke, T.; Tang, Q.; Wada, Y.; Wisser, D.; Albrecht, T.; Frieler, K.; Piontek, F.; Warszawski, L.; Schueler, T.; Fraley-Mcneal, L.; Cappiella, K., 2009. Is Impervious cover still important? Review of recent research. Journal of

Hydrologic Engineering,14, (4), 309-315. Disponível: http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)1084-0699(2009)14%3A4(309). Acesso: 21 de março de 2017.

Severiano, E. C.; Oliveira, G. C.; Dias Júnior, M. S.; Castro, M. B.; Oliveira, L. F. C.; Costa, K. A. P., 2010. Compactação de solos cultivados com cana-de-açúcar: I - modelagem e quantificação da compactação adicional após as operações de colheita. Engenharia Agrícola, 30, (3), 404-413. Disponível: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162010000300005. Acesso: 21 de março de 2017.

Souza, A.D.G., 1996. Subsídios ao planejamento e operacionalidade de sistemas de monitoramento da qualidade de água. Estudo de caso: bacias do Rio Jaú e Jacaré-Guaçu (SP). Tese (Mestrado) São Carlos, EESC/USP.

Spadotto, C. A., Gomes, M.A.F.; Luchini, L. C.; Andrea, M. M., 2004. Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Jaquariúna, SP. Disponível: http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_42.pdf. Acesso: 21 de março de 2017.

Strahler, A. N., 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. Geological Society of America Bulletin, 63, (11), 1117-1142. Disponível: http://gsabulletin.gsapubs.org/content/63/11/1117.abstract. Acesso: 21 de março de 2017.

Tabacow, J. W.; Silva, J. X., 2011. Geoprocessamento aplicado à análise da fragmentação da paisagem na ilha de Santa Catarina (SC). In: SILVA, J. X. e ZAIDAN, R. T. Geoprocessamento & Meio Ambiente (org). Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.

Tilman, D.; Fargione, J.; Wolff, B.; D'antonio, C.; Dobson, A.; Howarth, R.; Schindler, D.; Schlesinger, W.H.; Simberloff, D.; Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science, 292 (5515),281-284. Disponível: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11303102. Acesso: 21 de março de 2017

Tucci, C.E.M., 2008. Gestão integrada das águas urbanas. Revista de Gestão de Águas da América Latina, 5, (2), 71–81. Disponível: https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=2&ID=72&SUMARIO=863. Acesso: 21 de março de 2017

Tundisi, J.G.; Tundisi, T.M.; Galli, C.S., 2006. Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle. Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental , São Carlos.

United States Geological Survey., 2014. LANDSAT_8 - cenas: LC82200762014286LGN00 e LC82210752014277LGN00 de 13/10/ 2014. Disponível em: http://earthexplorer.usgs.gov

Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco. J.; Melillo, J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. Science, 277, .494-499. Disponível: http://science.sciencemag.org/content/277/5325/494. Acesso: 21 de março de 2017.

Wang, L.; Lyons, J.; Kanehl, P., 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. Environmental Management,28, (2), 255–266. Disponível: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11443388. Acesso: 21 de março de 2017

Zuquette, L.V.; Palma, J.B.; Pejon, O.J., 2006. Initial assessment of the infiltration and overland flow for different rainfall events in land constituted of sandstones of the Botucatu Formation (Guarani Aquifer), State of São Paulo, Brazil. Environmental Geology, 50, (3), 371-387. Disponível: https://link.springer.com/article/10.1007/s00254-006-0216-2. Acesso: 21 de março de 2017.

Zuquette, L.V.; Palma, J.B.; Pejon, O.J., 2009. Methodology to assess groundwater pollution conditions (current and pre-disposition) in the São Carlos and Ribeirão Preto regions, Brazil. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 68, (1), 117-136. Disponível: https://link.springer.com/article/10.1007/s10064-008-0173-y. Acesso: 21 de março de 2017.