

**PONTÍFICA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, AMBIENTAIS E DE
TECNOLOGIAS.
MESTRADO EM SISTEMAS DE INFRAESTRURA
URBANA**

DESIRÉE BALDIN DAMAME

**VULNERABILIDADE AMBIENTAL E ATRIBUTOS DO
SOLO NAS SUB BACIAS DO RIO DAS PEDRAS E
BAIXO ANHUMAS- CAMPINAS/SP.**

**CAMPINAS
2016**

DESIRÉE BALDIN DAMAME

**VULNERABILIDADE AMBIENTAL E ATRIBUTOS DO
SOLO NAS SUB BACIAS DO RIO DAS PEDRAS E
BAIXO ANHUMAS - CAMPINAS/SP.**

**Trabalho apresentado para obtenção do
título de mestre em Sistemas de
Infraestrutura Urbana da Pontifícia
Universidade Católica de Campinas.**

**Orientador (a): Profa. Dra. Regina Márcia
Longo**

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Sistema de Bibliotecas e
Informação - SBI - PUC-Campinas

t551.48
D154v

Damame, Desirée Baldin.

Vulnerabilidade ambiental e atributos do solo nas sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas – Campinas/SP / Desirée Baldin Damame. - Campinas: PUC-Campinas, 2016.
136p.

Orientadora: Regina Marcia Longo.

Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias, Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana.

Inclui bibliografia.

1. Bacias hidrográficas. 2. Bacias hidrográficas - Campinas (SP). 3. Solos - Qualidade. 4. Impacto ambiental. 5. Política ambiental. 6. Urbanização. I. Longo, Regina Marcia. II. Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias. Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana. III. Título.

22.ed. CDD – t551.48

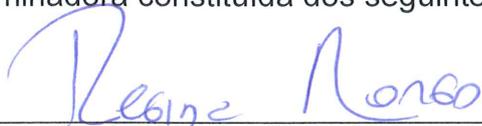
DESIRÉE BALDIN DAMAME

**VULNERABILIDADE AMBIENTAL E ATRIBUTOS DO
SOLO NAS SUB BACIAS DO RIO DAS PEDRAS E
BAIXO ANHUMAS – CAMPINAS/SP**

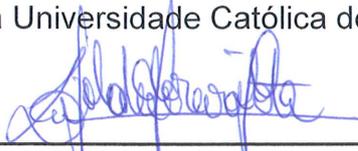
Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana do Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias da Pontifícia Universidade Católica de Campinas como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Sistemas de Infraestrutura Urbana
Área de Concentração: Sistemas de Infraestrutura Urbana.

Orientador (a): Prof. (a). Dr. (a). Regina Márcia Longo.

Dissertação defendida e aprovada em 01 de fevereiro de 2016 pela Comissão Examinadora constituída dos seguintes professores:



Profa. Dra. Regina Márcia Longo
Orientadora da Dissertação e Presidente da Comissão Examinadora
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



Profa. Dra. Lia Toledo Moreira Mota
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



Prof. Dr. Gerson de Araújo Medeiros
Universidade Estadual Paulista” - UNESP

Dedico o presente trabalho à minha querida avó Julia,
que faleceu no decorrer deste trabalho,
não podendo ver a sua conclusão.

Dedico também ao meu pai,
que em glória eterna a recebeu no reino dos Céus.

A força para a conclusão deste trabalho
e a luta para tornar-me uma profissional bem sucedida,
devo a ambos e a minha amada mãe,
presente em todos os momentos da execução deste trabalho.

Agradecimentos

À Prof.^a Dra. Regina Márcia Longo, pela excelente orientação neste trabalho, além da amizade dedicada, acompanhada de amor, carinho e compreensão.

Ao Prof.^o Dr. Gerson de Araujo Medeiros e a Prof.^a Dra. Lia Toledo Moreira Mota pelas contribuições apresentadas para a execução e conclusão desse trabalho.

Ao Prof.^o Dr. Admilson Iro Ribeiro, por toda ajuda prestada e pelas dúvidas esclarecidas durante toda a elaboração deste trabalho

Ao Eng. Ambiental doutorando Felipe Hashimoto Fengler, pela amizade e colaboração na execução desta dissertação, além da pronta ajuda para sanar eventuais dúvidas durante os dois anos trabalhados.

À Pesquisadora Dra. Roberta Pierry Uzzo pela amizade, calma e paciência prestada durante todo o tempo.

Ao Matemático Luiz Alberto Nardi, pela colaboração nas análises estatísticas.

À Sra. Silvia Baldin, minha mãe por toda ajuda de campo prestada, além da imensa calma e paciência destinada para que fosse possível a finalização deste trabalho.

Aos técnicos dos laboratórios de materiais e conforto ambiental, Igor Pereira Citrangulo, Joventino Manoel Gonçalves Filho e Fabiano Gonçalves da Cruz, pela colaboração na análise das amostras de solo, além da paciência e amizade prestadas.

À Faxineira Silvandira Pereira dos Santos, pela amizade e limpeza paciente do laboratório após cada análise de solo.

Ao Prof. Dr. Alexandre de Assis Mota, coordenador do mestrado de Sistemas de Infraestrutura Urbana.

À minha madrinha, Ana Maria Baldin Gabetto, pelas correções ortográficas realizadas.

Ao laboratório de geoestatística da PUC-Campinas, por ceder as cartas utilizadas.

Ao laboratório de Saneamento Ambiental, por ceder os equipamentos para realização de algumas análises de solo.

Aos meus companheiros de curso, principalmente ao Eng. eletricista Everton Dias pela paciência e amizade, durante as aulas e os dias.

À aluna e amiga Deborah Mendes, por todo auxílio prestado nas correções, além da paciência em ouvir desabafos ao longo do curso.

Ao Sc. Victor Augusto Borges Dias de Almeida, pela amizade, companheirismo e apoio prestado na execução do manuscrito.

Aos meus amigos, pela compreensão da minha ausência e pelo apoio prestado, dando incentivo para término deste.

Ao programa de pós-graduação, pela excelência na escolha dos profissionais, os quais ministraram aulas excelentes.

À Secretaria do programa de pós-graduação pela ajuda prestada na finalização dos processos administrativos necessários para a formação, principalmente ao Sr. Kaine, pela excelência de seu trabalho.

À CAPES pelo apoio financeiro, incentivo na pesquisa e credibilidade prestados.

A FAPESP pelo apoio financeiro para as análises de laboratório, e idas à campo.

Aos professores do curso, que auxiliaram em minha formação como mestre em Sistema de Infraestrutura Urbana, que ministraram ao longo dos dois anos magníficas aulas, as quais permitiram uma completa compreensão dos processos e problemáticas vivenciados.

“Somente quando a última árvore for cortada,
O último peixe for pescado e
O último rio secar,
O homem perceberá que dinheiro não se come”.
(Provérbio Indígena)

RESUMO

O município de Campinas/SP inicialmente coberto por florestas, cerrados e campos cerrados teve, ao longo das últimas décadas, sua cobertura vegetal original suprimida e fragmentada, a princípio pela expansão da agricultura, seguida pelo forte desenvolvimento urbano e industrial, o que promoveu profundas alterações no uso e ocupação do solo do município. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo analisar a vulnerabilidade ambiental e as relações entre propriedades físicas e químicas do solo e o uso e ocupação em áreas permeáveis das Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas, permitindo ampliar a discussão sobre os impactos da expansão urbana e a diminuição das áreas vegetadas/permeáveis, sobre a qualidade do solo nos diferentes usos, além de mensurar a vulnerabilidade ambiental das Sub Bacias. A área de estudo localiza-se a noroeste do município de Campinas/SP, tendo como área total 42 km², onde 29 km² pertencem a Sub Bacia do Rio das Pedras e outros 13 km² à Sub Bacia do Baixo Anhumas. Para tanto, foram realizadas amostragens de solo em 37 pontos localizados nas áreas permeáveis das Sub Bacias, sendo posteriormente realizadas 28 diferentes análises físico-químicas do solo, além da análise espacial do uso e ocupação nas Sub Bacias no ano de 2014. Por meio da sobreposição de mapas, e contando com históricos de mapas de tipo de solo, declividade e uso e ocupação nas bacias, pôde-se obter a vulnerabilidade ambiental da área para os anos de 1962, 1972, 2009 e 2014. Com isso, foi possível observar que no período analisado, houve uma queda nas áreas de baixa vulnerabilidade (42%), seguida de um aumento nas classes de vulnerabilidade moderada (34%) e de alta vulnerabilidade (7%) indicando que praticamente metade da área, tornou-se moderada e altamente vulnerável nos últimos 52 anos. Pela análise dos atributos físicos e químicos, foi possível verificar que grande parte destes apontam para uma fragilização dos ecossistemas, estando muitos atributos, como por exemplo, a resistência mecânica a penetração, a porosidade total do solo, a capacidade de torça de cátions (CTC) e o teor de matéria orgânica, abaixo dos índices adequados para o desenvolvimento e estabelecimento das espécies vegetais e também vulneráveis à ação dos processos erosivos. Sendo assim, de modo geral, concluiu-se que o crescimento urbano causou impacto direto na vulnerabilidade ambiental das Bacias hidrográficas estudadas. Assim, pode-se verificar, que ocupação urbana além promover a impermeabilização do solo, afeta diretamente os parâmetros físico-químicos do solo e a possível interação entre os fragmentos florestais. A compactação avaliada pela densidade do solo, porosidade e resistência mecânica à penetração das áreas indicou uma dificuldade para o desenvolvimento radicular potencial, além de, modificar a disponibilidade de água e nutrientes para as plantas. Sendo possível concluir, portanto, que a ocupação urbana impactou as Sub Bacias estudadas em relação aos seus atributos físicos e químicos do solo, ocasionando dificuldade para o estabelecimento das plantas e provável impossibilidade de regeneração natural na área.

Palavras chave: Bacias hidrográficas urbanas, vulnerabilidade ambiental, qualidade do solos, impactos da urbanização.

ABSTRACT

At first, the city of Campinas/SP, originally formed by forests, savanna and savanna fields that have suffered thorough out the last decade a loss of it's original vegetal form essentially due to the agricultural expansion and also followed by its strong urban and industrial development. That has promoted deep changes in the use of the soil and its occupation of the soil. Within this context, this Tesis has the objective of analyzing the ambient vulnerability and the connection among physicochemical properties in the soil, the use and the occupation of permeable sub watersheds of the river "Rio das Pedras" and "Baixo Anhumas", it provides enough arguments related to the urban expansion impacts and the significant reduce of green areas, also about the soil quality in its different usages, and measuring the ambient vulnerability of the watersheds. . The study area is 1km² located northwest of the city of Campinas / SP, with the total area of 42 Km², where 29 square kilometers belong to sub watersheds river Rio das Pedras and other 13Km² the sub watersheds Baixo Anhumas. For both soil samples were taken at 37 points located in permeable areas of sub watersheds, and later performed 28 different physicochemical analysis of the soil, as well as spacial analysis of the use and occupation in the Sub Basin in 2014 where through overlay maps, and relying on historical soil types maps, declivity and use and occupation of the watersheds, it was possible to get the environmental vulnerability of the area for the years 1962, 1972, 2009 and 2014 Thus it was observed that in the period analyzed, there was a significant reduce in the areas of low vulnerability (42%), followed by an increase in moderate vulnerability classes (34%) and high vulnerability (7%) indicating that nearly half of the area It became vulnerable in the last 52 years. The analysis of physical and chemical attributes was verified that most of these point to a weakening of ecosystems, with many attributes, such as mechanical resistance to penetration, total soil porosity, the cation exchange capacity (CTC) and the organic matter content, below the appropriate indices for the development and establishment of plant species and also vulnerable to the action of erosion. Therefore, generally, it has been concluded that the urban growth caused direct impact on environmental vulnerability of the studied watersheds. So it can be very field that urban settlement in addition to soil waterproofing, directly affects the physical and chemical parameters of the soil and the possible interaction between forest fragments. Compression evaluated for bulk density, porosity and mechanical resistance to penetration of the areas indicated a difficulty for proper root development, in addition to modify the availability of water and nutrients for plants. It is possible to conclude, therefore, that urban occupation impacted Sub watersheds studied in relation to their physical and chemical properties of the soil, causing difficulty for the establishment of plants and probable natural regeneration is not possible in the area.

Keywords: Urban watershed , environmental vulnerability , quality of soil , the impacts of urbanization .

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Ponderações para a criação do mapa de vulnerabilidade ambiental	46
Tabela 2- Ponderações das classes para a geração do mapa de vulnerabilidade ambiental.....	47
Tabela 3- Valores de Latitudes e Longitudes para cada ponto coletado.....	49
Tabela 4- Limites de resistência a penetração associado ao grau de limitação ao crescimento das raízes (adaptada de Canarache, 1991).....	51
Tabela 5- Área e porcentagem de área ocupada por cada tipo de solo.....	57
Tabela 6- Porcentagem de área ocupada por classes de vulnerabilidade nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras.	64
Tabela 7- Visualização dos pontos amostrados localizados em área urbana.	67
Tabela 8- Visualização de pontos amostrados localizados em áreas rurais.	69
Tabela 9- Visualização de pontos amostrados localizados em áreas vegetadas.	70
Tabela 10- Estatística descritiva dos atributos físicos e químicos do solo das Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas	71
Tabela 11- Análise do triângulo textural. Classificação dos EUA e da EMBRAPA para os resultados obtidos pela análise nas Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas.	74
Tabela 12- Número e percentual de pontos amostrados pertencentes as classes (CANARACHE, 1991).....	79
Tabela 13- Coeficiente de correlação coeficiente por método de aglomeração	98
Tabela 14- Análise das médias de cada grupo para cada parâmetro analisado.....	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Sub Bacia do Rio das Pedras e Sub Bacia do Baixo Anhumas, localizadas em Campinas-SP.....	43
Figura 2- Distribuição das temperaturas umidade, dias de chuva e precipitação em Campinas-SP Fonte: CEPAGRI, 2014	44
Figura 3- Distribuição espacial dos pontos de amostragem ao longo das Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas.....	48
Figura 4-Variação da posição dos componentes do penetrômetro de impacto na direção do campo gravitacional. Fonte: adaptado de Soil Science Society of America, 2005.....	52
Figura 5- Subdivisão dos solos localizados nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras (adaptado a partir do banco de dados do Instituto Agrônômicos e da PUC-Campinas).....	56
Figura 6-Declividade nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras, (adaptado a partir do banco de dados da PUC-Campinas)	58
Figura 7- Modelo de Elevação nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras (adaptado a partir do banco de dados da PUC-Campinas).	58
Figura 8- Variação do uso e ocupação nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas. (adaptado a partir do banco de dados da PUC-Campinas).....	59
Figura 9- Percentual de cada tipo de uso e ocupação para cada ano estudado.	61
Figura 10- Mapa de Vulnerabilidade Antrópica para o ano de 1962 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras.....	62
Figura 11- Mapa de Vulnerabilidade Antrópica para o ano de 1972 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras.....	62
Figura 12- Mapa de vulnerabilidade antrópica para o ano de 2009 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras no ano de 2009	63
Figura 13- Mapa de vulnerabilidade antrópica para o ano de 2014 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras no ano de 2014.	63
Figura 14-Percentuais de uso do solo para cada ano estudo nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e do Rio das Pedras.	64
Figura 15- Boxplot referente ao teor de argila, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	72
Figura 16- Boxplot referente ao teor de Silte em diferentes tipo de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	73

Figura 17- Boxplot referente ao teor de areia em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	73
Figura 18-Boxplot referente à análise da densidade do solo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	75
Figura 19- Boxplot referente a análise da Porosidade Total, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	76
Figura 20- Boxplot referente a análise da Densidade de partículas, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	77
Figura 21- Boxplot referente à resistência mecânica à Penetração, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	78
Figura 22- Boxplot referente ao teor de umidade, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	80
Figura 23- Boxplot referente ao teor de Potássio, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	81
Figura 24- Boxplot referente ao teor de Fósforo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	82
Figura 25- Boxplot referente ao teor de Cálcio, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	83
Figura 26- Boxplot referente a análise do teor de Magnésio em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	84
Figura 27- Boxplot referente ao teor de Enxofre, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	84
Figura 28-Boxplot referente ao teor de ferro, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	86
Figura 29- Boxplot referente a análise do teor de Cobre, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	86
Figura 30- Boxplot referente ao teor de zinco, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	87
Figura 31- Boxplot referente ao teor de boro, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	88
Figura 32- Boxplot referente ao teor de manganês, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	89
Figura 33- Boxplot referente a análise de Condutividade Elétrica, separado por tipo de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	90

Figura 34- Boxplot referente a análise do pH, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	91
Figura 35- Boxplot referente ao teor de Matéria Orgânica, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	92
Figura 36- Boxplot referente a Capacidade de Troca de cátions (CTC), em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	93
Figura 37- Boxplot referente a análise da Soma de Bases, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	94
Figura 38 Boxplot referente a porcentagem por Saturação de Bases (V%), em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	95
Figura 39- Boxplot referente ao teor de níquel, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	96
Figura 40- Boxplot referente a análise do teor de Cromo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.	97
Figura 41- Boxplot referente ao teor de Chumbo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.....	98
Figura 42- Dendrograma resultante da análise de agrupamento das diferentes áreas, utilizando a distância euclidiana como coeficiente de similaridade e o algoritmo Average (UPGMA) como método de agrupamento quanto aos atributos físico-químicos.....	99
Figura 43- Trecho interno da mata do quilombo, área remanescente na Sub Bacia do Baixo Anhumas.	102
Figura 44- Trecho de borda da mata do quilombo, próximo a estrada e pastagem. Área remanescente na Sub Bacia do Baixo Anhumas.	102
Figura 45- Trecho da mata ciliar do Rio das Pedras. Visualiza-se lixo doméstico nas margens, e resíduos de construção civil no interior do rio.	103
Figura 46 - Trecho de mata ciliar do Rio das Pedras. Nota-se proximidade das residências com a calha do rio e APP.	103
Figura 47- Parque Dom Pedro Shopping e seu entorno cercado por rodovias, avenidas e residências.....	104
Figura 48- Rodovia Dom Pedro. Imagem de JTV on line.....	105
Figura 49- Área de destarte de resíduos de construção civil.....	105
Figura 50- Trecho mais alto da Bacia do Rio das Pedras, ponto inicial, antes da nascente do rio.....	106
Figura 51- Trecho agrícola localizado na área de estudo.	107

Figura 52- Pequena horta de agricultura familiar encontrada na Sub Bacia do Baixo Anhumas.....	108
Figura 53- Extensa área agrícola abandonada na Sub Bacia do Rio das Pedras.....	108
Figura 54- Nascente principal do Rio das Pedras.....	109
Figura 55- Pequeno bosque formado ao redor nas nascente principal do Rio das Pedras.....	110
Figura 56- Pequeno trecho de mata entre os condomínios de alto padrão ao redor do shopping Dom Pedro.	110
Figura 57- Pequena área de mata nativa entre áreas rurais e condomínios na Sub Bacia do Baixo Anhumas.	111

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS	17
3.2. DEGRADAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS URBANAS	20
3.2.1 DEGRADAÇÃO DA VEGETAÇÃO	22
3.2.2. DEGRADAÇÃO DOS SOLOS	23
3.3. INDICADORES DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL	28
3.3.1. INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO	30
3.3.2. VULNERABILIDADES NATURAL E AMBIENTAL	34
3.3.3. FRAGILIDADE AMBIENTAL.....	37
3.4. FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE CAMPINAS/SP	40
4. MATERIAIS E MÉTODOS	43
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	43
4.1.1. CLIMA	44
4.1.2 VEGETAÇÃO	45
4.1.3 RELEVO.....	45
4.1.4 SOLO	45
4.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	45
4.2.1. ELABORAÇÃO DOS MAPAS DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL	45
4.2.2 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS DO SOLO	48
4.3 ANÁLISE DOS RESULTADOS	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1 ANÁLISE DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL	56
5.2 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS DO SOLO	67

6. CONCLUSÃO	113
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	114

1. INTRODUÇÃO

O crescimento urbano e as consequências ambientais a ele associado vem provocando discussões em vários âmbitos da sociedade, principalmente nos últimos anos, sendo os grandes núcleos urbanos os que mais sofrem com esse crescimento. O município de Campinas/SP era originalmente ocupado por uma densa vegetação de campos e florestas. Com a implantação e a ampliação das atividades agrícolas, principalmente café e cana-de-açúcar e, posteriormente, com o crescimento urbano e industrial, esse município teve sua vegetação original alterada, passando a apresentar apenas pequenos fragmentos florestais espalhados por seu território.

Na discussão de questões ambientais, as bacias hidrográficas podem ser entendidas como uma unidade do relevo adequada para o planejamento ambiental sendo definidas como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formadas nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático (BOLLMANN, 2001). As Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas localizam-se em Campinas- SP, sob área de crescente expansão imobiliária, onde grande parte de seu território já está tomado por loteamentos residenciais, ruas e avenidas, grandes estabelecimentos comerciais dentre outros além de áreas reservadas a uma agricultura periurbana que também vem sofrendo pressões decorrentes dessa urbanização.

Como diversas bacias hidrográficas urbanizadas, a vulnerabilidade ambiental nas Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas deve ser discutida, uma vez que a vegetação nativa foi quase em sua totalidade extraída, restando apenas pequenos fragmentos florestais naturais e alguns trechos de mata ciliar revegetada que, de uma forma ou de outra, também sofreram com as pressões antrópicas e apresentam-se bastante degradados. A fragilidade ambiental pode ser determinada por meio da análise ecológica da paisagem e da caracterização do uso e ocupação solo, levando em consideração as interferências antrópicas no sistema. Neste contexto, o solo pode ser considerado um dos recursos mais afetados por interferências antrópicas

(TORRES, 2014). O uso e ocupação das terras possui grande importância no planejamento populacional e na utilização dos recursos naturais. O monitoramento e acompanhamento das ações de uso e ocupação nas bacias urbanas auxiliam na interpretação da sustentabilidade ambiental (FERREIRA e LACERDA, 2009).

Devido à forte ocupação imobiliária, as Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas vêm sofrendo com recorrentes cenários de enchentes, devido, provavelmente, a diminuição na infiltração de água e da elevação no escoamento superficial que aumenta a quantidade de sedimentos que chega ao leito do rio, provocada pela ocupação desordenada de suas áreas permeáveis. Além disso, a ocupação desordenada das áreas de várzeas provoca a destruição total ou parcial da mata ciliar o que compromete toda a função ecológica exercida por esse ecossistema. De um modo geral, as áreas verdes preservadas, principalmente nas margens dos rios, elevam a infiltração de água no solo, pois suas raízes auxiliam na infiltração e, ainda, evitam a erosão e o arraste de sedimentos para a calha do rio.

Nesse contexto, o presente trabalho tem por objetivo avaliar a vulnerabilidade ambiental das Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas em Campinas/SP relacionados a atributos físico-químicos do solo, em áreas com diferentes usos e ocupação antrópicos, justificando-se por sua importância socioambiental, uma vez que o local de estudo está inserido em uma área densamente urbanizada no município de Campinas-SP que vem sofrendo forte pressão imobiliária.

Tem-se como áreas adjacentes grandes rodovias, condomínios, culturas agrícolas, bairros, parques industriais, entre outras. Devido à necessidade de manter áreas florestadas e, conseqüentemente, permeáveis no município, desenvolveu-se este trabalho a fim de mostrar a importância da manutenção de tais locais nas Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas. O trabalho partiu da premissa básica de que o uso e a ocupação em bacias hidrográficas urbanas e periurbanas interfere na manutenção da qualidade do solo estando diretamente relacionado com a vulnerabilidade ambiental.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a vulnerabilidade ambiental nas Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas, localizadas no município de Campinas/SP por meio da análise de atributos físico-químicos dos solos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos do presente trabalho foram:

- Elaborar mapas da vulnerabilidade ambiental nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas para os anos de 1962, 1972, 2009 (conforme dados de uso e ocupação preexistentes no banco de dados da PUC Campinas) e 2014;
- Avaliar a vulnerabilidade ambiental em Sub Bacias hidrográficas urbanas, relacionada ao uso e ocupação, tipo de solo e declividade;
- Quantificar parâmetros físicos-químicos dos solos ao longo de áreas permeáveis das Bacias hidrográficas;
- Discutir as consequências do uso e ocupação do solo sobre os atributos estudados permitindo dessa maneira ampliar a discussão sobre as relações entre a expansão urbana, diminuição das áreas de vegetação e das áreas permeáveis em Bacias hidrográficas urbanas;
- Discutir as possíveis relações entre o uso e ocupação do solo sobre a vulnerabilidade ambiental das áreas estudadas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS

Bacia hidrográfica pode ser definida como uma área de captação natural da água da chuva, que proporciona escoamento para o canal principal e seus tributários. O limite superior de uma bacia é o divisor de águas, e sua delimitação é a confluência. Seu comportamento hidrológico varia em função de suas características como: área, forma, topografia, geologia, solo, e cobertura vegetal (TUCCI, 2002). Segundo Bucchianeri (2004), qualquer ponto da superfície da terra faz parte de uma bacia hidrográfica. A Lei Paulista nº 7663/91, de Recursos Hídricos, define o termo bacia hidrográfica como “unidade físico-territorial de planejamento e gerenciamento” (BRASIL, 1991) e, segundo a Lei Federal nº 9.433/97, a bacia hidrográfica é definida como a “unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos” (BRASIL, 1997).

Do ponto de vista hidrológico, as bacias hidrográficas podem ser classificadas em grandes e pequenas, não por sua área superficial e sim pelos efeitos na geração de deflúvios (LIMA e ZAKIA, 2000). Conceitualmente, a expressão deflúvio refere-se à descarga total de água de uma bacia por um determinado período de tempo, e é influenciado por três grupos de fatores: o clima, a fisiografia e o uso do solo (BUCCHIANERI, 2004). Neste contexto, pode-se definir micro bacia como aquela cuja área é tão pequena que a sensibilidade às chuvas de alta intensidade e as diferenças nos tipos de uso do solo, não são suprimidas pelas características da rede de drenagem (LIMA e ZAKIA, 2000). Sendo assim, as alterações na quantidade e qualidade da água do deflúvio, em função de chuvas intensas e ou em função de mudanças no solo, são detectadas com mais sensibilidade nas micro bacias do que nas bacias de grande porte (BUCCHIANERI, 2004).

As bacias hidrográficas são, comumente, áreas primárias de estudo de planejamento e de gestão ambiental. Segundo premissas estabelecidas na Agenda 21, deve-se reconhecer o potencial natural dessas áreas e tomar ações a fim de aperfeiçoar o uso racional, de forma a tornar o meio mais “sadio”,

podendo, assim, utilizar ações que permitam solucionar os impactos já estabelecidos e melhorar a quantidade e a qualidade da água nestes ambientes (SANTOS e RUTKOWSK, 1998).

É pelo entendimento integrado das questões ambientais de uma bacia hidrográfica, que se consegue inferir sobre a fragilidade e a capacidade de suporte dos sistemas naturais, em relação às diferentes atividades geradas (SANTOS e RUTKOWSKI, 1998). E ainda, para que se possa efetivamente planejar o impacto do desenvolvimento urbano, é necessário, primeiramente, quantificar os pontos de penetrações decorrentes das alterações em uma bacia hidrográfica (TUCCI; 1997).

O aumento da ocupação humana em áreas naturais traz como consequências o aumento das áreas impermeáveis, modificações no sistema de drenagem, o que gera incremento das velocidades de escoamento superficial, reduzindo os tempos de pico de enchentes, amplificando-os, e, reduzindo as vazões de recarga do lençol freático (ANDRADE FILHO, SZELIGA e ENOMOTO, 2000). Tucci (1997) acredita que à medida que uma cidade se urbaniza, em geral, ocorre uma elevação nas vazões máximas, devido área de impermeabilização, aumenta a produção de sedimentos devido a escorregamentos de terra e resíduos sólidos e ainda ocorre à deterioração da qualidade da água, devido ao escoamento superficial nas ruas, transporte de sedimentos e as ligações clandestinas de esgoto. Tais impactos produzem um ambiente degradado, que nas condições atuais da realidade brasileira somente tende a piorar, elevando significativamente a frequência das inundações.

Em bacias rurais, o solo permanece periodicamente exposto, o que eleva ainda mais a produção de sedimentos. Ainda, a camada superficial do solo tem sua estrutura alterada, tornando-se menos resistente à erosão (TUCCI 1997).

O mesmo pode ocorrer em bacias urbanas, que estão em processo de alteração de seu uso e ocupação. Uma vez que loteamentos urbanos são comumente realizados com intensa atividade de retirada da cobertura vegetal, movimentação de volumes de terra e desestruturação da camada superficial de solo. Somente quando a bacia urbana está completamente ocupada e o solo

praticamente permeabilizado, a produção de sedimentos tende a decrescer. (TUCCI e COLLISCHONN, 1998).

As bacias hidrográficas têm sofrido pressões constantes com o crescimento de ocupações indevidas, principalmente de suas planícies, resultando em modificações significativas na cobertura do solo. Uma das respostas a esta interferência é cada vez mais frequente de inundações, devido à alteração da relação chuva x escoamento superficial direto das águas pluviais (MORUZZI, PINTO e GARCIA, 2007). Uma bacia urbana possui superfícies impermeáveis, tais como telhados, ruas e pisos, o que produz aceleração no escoamento superficial, já as bacias rurais possuem maior interceptação vegetal, maiores áreas permeáveis (infiltração do solo), menor escoamento superficial e sua drenagem é mais lenta. (SILVA e BARBOSA 2007).

A urbanização traz como um de seus efeitos as enchentes urbanas, que podem ocorrer de forma lenta ou rápida, mas geralmente vão aumentando no decorrer dos dias. E ainda, estão quase sempre ligadas a prejuízos materiais e a morte. Uma enchente produz uma situação emergencial e altera completamente a estrutura urbana, podendo faltar energia elétrica, água, abastecimento de alimento, etc. (ANDRADE FILHO, SZELIGA e ENOMOTO, 2000).

Segundo previsão de Silva e Barbosa (2007), as áreas atingidas por inundações dependem fortemente da topografia, do uso e ocupação do solo e das mudanças climáticas. Pode-se, através de modelos hidrodinâmicos associados a Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), criar previsões de áreas susceptíveis a inundações. Para Andrade Filho, Szelifa e Enomoto (2004), enchente não é, necessariamente, uma catástrofe, é considerado apenas um fenômeno natural ocorrente nos rios. As inundações passam a ser um problema quando o homem deixa de respeitar o espaço natural dos rios, causando assim, prejuízos a ele próprio.

3.2. DEGRADAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS URBANAS

O conceito de degradação ambiental pode ser adotado quando um ou mais recursos de uma área pioram ou decrescem de nível (STOCKING MURNAGAHAM, 2000, *apud* REIS, 2006). Para a United Nations Food and Agriculture Organisation (FAO) (1993) “*degradação é definida como a perda temporária ou permanente da capacidade produtiva da área*”. Esta ocorre quando a camada fértil de solo é perdida, a fauna e vegetação são retiradas de suas condições naturais, e as condições do sistema hídrico são alteradas (TEIXEIRA e SILVA JR., 1994). Mueller (1997) classifica os problemas ambientais das cidades em dois tipos: a) degradação resultante do grande consumo da população de alta e média renda e, b) problemas relacionados ao padrão de vida da população de baixa renda.

A necessidade de estudos para identificar, quantificar e qualificar os impactos antrópicos é significativa. Pois, assim, será possível verificar os limites aceitáveis de perturbações do homem ao meio ambiente, visando à implantação de políticas de manejo sustentável (FISZON *et al.*, 2003). O crescimento populacional pode não ser o único fator para a degradação ambiental mas, sem dúvidas, está na lista dos principais. Para alimentar uma população cada dia maior, é necessária a ocupação de maiores áreas de cultivo, além dos sistemas de transporte para levar tais alimentos ao local de produção e aos grandes centros consumidores, da multiplicação das fabricas de adubo e pesticidas, e do maquinário agrícola desenvolvido. Quanto maior o aumento populacional, maior necessidade de desenvolvimento tecnológico, sendo assim, tem-se uma maior poluição decorrente destes (NEIMAN, 1989). O efeito dos padrões históricos e a configuração atual da ocupação e de suas características socioeconômicas resultaram em pressões, juntamente com algumas medidas conservacionistas que contribuíram para a configuração atual da paisagem nos municípios (FISZON *et al.*, 2003).

As grandes cidades, conforme se expandem, acabam prejudicando o solo para cultivos rurais, florestas, áreas úmidas e habitats de animais selvagens, o que torna inviável a degradação das demais áreas para fornecimento de alimento, água, energia mineral e etc., pois tais atividades diminuem e destroem a biodiversidade da Terra (MILLER JUNIOR, 2007). Uma

vez que foram devastados os territórios, os países, principalmente os já desenvolvidos, voltaram-se à exploração das riquezas do chamado Terceiro Mundo. A extração em outros países sustenta grande parte das necessidades da população dos países desenvolvidos. Se o ritmo atual for mantido, estaremos em um progresso de extinção comparável aquela de 65 milhões de anos, quando houve o desaparecimento de inúmeras espécies, incluindo os dinossauros (NEIMAN, 1989).

Pode-se dizer que a degradação ambiental se tornou crítica, uma vez que os efeitos desta têm se tornado maior que a recuperação ambiental, principalmente neste último século. Reverter a situação presente hoje não é tarefa fácil, nem será possível em curto prazo e nem com exclusividade do poder local. A chamada “crise urbana” deixa de aparecer, uma vez que seus sintomas se manifestam há alguns séculos, mas é importante salientar, que está, além de riscos, traz também oportunidades, podendo haver grandes mudanças, nos parâmetros de crescimento, e nos processos de produção (PEREIRA, 2001).

Contudo, é perfeitamente possível conciliar desenvolvimento sustentável com preservação ambiental, bastando ter em mente que os recursos naturais não são inesgotáveis. A partir do momento em que o homem conhecer o mecanismo de funcionamento de um ecossistema, este poderia utilizar os recursos até certo limite, que não causaria maiores prejuízos ao ecossistema explorado. É importante mencionar que cada ambiente possui sua própria dinâmica. Devido ao processo evolutivo, alguns, não suportam nenhum tipo de alteração, mas outros permitem a coexistência de atividades antrópicas com equilíbrio ecológico. Sendo assim, os mais sensíveis devem ser totalmente preservados a fim de garantir a sobrevivência do nosso planeta; já os mais resistentes podem ser utilizados conscientemente em benefício do homem. Assim, uma determinada área degradada pode ser recuperada sabendo seus diversos usos possíveis, sendo que o termo recuperação não se aplica a todos os seus usos. Recuperação deverá estar associada à alteração de forma que as condições ambientais se tornem próximas às anteriores à intervenção (NOFFS; GALLI e GONÇALVES, 2000).

3.2.1 DEGRADAÇÃO DA VEGETAÇÃO

A fragmentação de habitats pode ocorrer naturalmente, ou, na maior parte dos casos, por ações antrópicas. Reduzir e isolar uma vegetação natural tem consequências sobre as estruturas e processos da comunidade, além da diminuição da área nativa, das extinções locais de espécies e de alterações na quantidade e composição, podem ocorrer também à perda de processos naturais dentro dessa comunidade. Mesmo sabendo que as implicações da fragmentação, muitos dos efeitos a curto, médio e longo prazo ainda são desconhecidos no âmbito da manutenção da biodiversidade (SCARIOT *et al.*, 2003). Neste contexto, estima-se que a taxa de extinção de espécies seja ao menos cem vezes maior do que era antes da existência do homem, podendo ainda chegar a mil ou 10 mil vezes mais. É possível prever, então, que as ameaças à biodiversidade aumentarão muito nas próximas décadas (MILLER JUNIOR, 2007).

Nas áreas urbanas, a maioria da vegetação em geral, foi ou ainda vem sendo eliminada a fim de aumentar os espaços para edifícios, estradas e estacionamentos. Assim, na sua maioria, as cidades acabam não se beneficiando da vegetação que poderia auxiliar na absorção de poluentes, produzindo oxigênio, resfriando o ar, oferecendo sombra, etc. Processos de construção de reservatórios e canais de água, e ainda, a perfuração de poços para atender à crescente demanda de água de uma cidade, podem privar as áreas selvagens das águas superficiais e, ainda, esgotar águas subterrâneas mais rápido do que são reabastecidas (MILLER JUNIOR, 2007).

Conhecer a vegetação nativa remanescente auxilia na manutenção e aproveitamento da biodiversidade local. Nas áreas urbanas, manter a vegetação nativa é essencial para os ciclos hidrológicos, regular a temperatura e amenizar os efeitos paisagísticos (FERREIRA *et al.*, 2007). Quando os fragmentos florestais são analisados, verifica-se que cada um possui particularidades históricas, diferenciação no estado de conservação e conseqüentemente diferença florística e estrutural, o que torna cada fragmento único, portanto entende-se dos fragmentos a importância de conservação para a manutenção da biodiversidade (SANTOS e KINOSHITA, 2003). Em trabalho realizado na Bacia do Ribeirão das Pedras observou-se que a totalidade dos fragmentos florestais existentes no local possui alto grau de degradação devido as suas

áreas e formatos de seus remanescentes florestais, indicando um alto grau de degradação (ETTO *et al.*, 2013).

Sabe-se que sempre houve agressões humanas ao meio ambiente, mas o grau de tal agressão nos últimos 100 anos é alarmante. A aceleração do desenvolvimento industrial é uma das grandes responsáveis pela alta necessidade de exploração de recursos a fim de produzirem-se matérias-primas. Os países já desenvolvidos esgotaram suas fontes enérgicas e minerais, sendo esse o preço que pagaram pelo seu progresso. No passar dos anos, florestas inteiras foram queimadas para servir de energia para abastecer fornos industriais, obtendo como subproduto a poluição ambiental (NEIMAN, 1989).

Para a Organização das Nações Unidas (ONU *apud* NEIMAN, 1989), os Estados Unidos, é responsável sozinho por 20% de toda a poluição do planeta. Identificar quais fatores antrópicos interfere na fragmentação ambiental não é uma simples tarefa (FISZON *et al.*,2003). O monitoramento da biodiversidade deve incluir os principais fatores impactantes da intervenção humana, tornando-se tal identificação uma preocupação evidente (DIAS, 2001 *apud* FISZON *et al.*,2003). Os principais fatores antrópicos são a urbanização, a implantação de transporte, energia e saneamentos, a exploração agropecuária, a extração vegetal, o lazer e a caça. O levantamento desta mostra a existência de diferentes tipos de fragmentações, decorrentes estas dos diversos padrões de desenvolvimento, tendo em vista o local e a classe social (FISZON *et al.*,2003).

3.2.2. DEGRADAÇÃO DOS SOLOS

Os solos são estruturas naturais que se desenvolvem em função do tempo, atividades biológicas, deposição e processos erosivos, levando de centenas a milhares de anos, e fazem parte da pedologia que reveste as áreas emersas da Terra. Tal cobertura consiste em uma camada de material que se localiza entre a atmosfera e a litosfera, e sofre forte influência da biosfera e da hidrosfera. Inúmeras interações de fatores, como clima, organismos, tempo, relevo, remoção, adição, transporte e transformação, sendo essas forças atuantes sobre rochas, depósitos orgânicos e sedimento, dão origem aos diferentes tipos de solos encontrados no mundo (PEDRON *et al.*, 2004).

Os processos de transformação do solo sejam esses químicos, físicos ou biológicos, são de interesse de diversas áreas da ciência, tais como agronomia, biologia, física, engenharia ambiental, geologia e geografia (PEDRON *et al.*, 2004). Atualmente, pode ser considerado um recurso altamente afetado pelo crescimento populacional, isso porque fatores como erosão, compactação, inundações, deslizamentos, entre outras ocorrências, estão intimamente relacionados ao mau uso e ocupação deste recurso. (TORRES, 2014) Segundo Doran e Parkin (1994), qualidade do solo é a capacidade deste funcionar dentro dos limites do ecossistema, a fim de sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde de plantas e animais. Tal abordagem não considera apenas o papel do solo na produção agrícola, mas ainda, sua participação nas específicas funções no ecossistema, as quais estão intimamente ligadas à sustentabilidade futura (D'ANDREA *et al.*, 2002).

O uso e ocupação das terras compõe um importante papel no planejamento para utilização natural dos recursos, contribuindo na geração de informações para melhor avaliar a sustentabilidade ambiental. Monitorar as modificações no uso e ocupação de determinados locais, também deve ser feito, acompanhando avaliações técnicas que auxiliem na interpretação da sustentabilidade ambiental (FERREIRA e LACERDA, 2009). À medida que crescem os problemas relacionados ao mau uso do solo urbano, nascem novas tecnologias e pesquisas.

Para uma correta identificação do tipo e uso urbano dos solos, e de seu comportamento, exige-se a participação de profissionais das mais variadas áreas, tanto na produção quanto no uso das informações (PEDRON *et al.*, 2004). Segundo Manta *et al.*, (2002), o termo “solos urbanos” se refere aos solos localizados em território urbanizado. Para Braga (2001) as atividades que mais geram impactos e poluem o solo nas cidades, tendem a se localizarem próximas a áreas pobres e marginalizadas. Ocupações irregulares em áreas frágeis na questão ambiental trazem inúmeros efeitos em termos de degradação de recursos, sejam esses hídricos, do solo ou de saúde pública o que geram conflitos socioambientais, nos quais de um lado está o interesse coletivo de

recuperação e preservação dessa área, enquanto de outro está o interesse da população ocupante (SILVA NETO *et al.*, 2007).

O termo solos antrópicos difere-se de solos urbanos, isso porque solos antrópicos contemplam aqueles modificados pelo uso intenso e contínuo pelo homem, sendo pela extração vegetal, exploração agrícola, obras civis, descarte de resíduos, entre outros (PEDRON *et al.*, 2004). Para utilizar adequadamente um solo, de modo a não degradá-lo, devem ser aplicadas técnicas de manejo e conservação, levando em consideração os níveis de complexidade de cada um deles (CAMPOS, 2001). Atualmente, mais da metade da população do mundo vive em cidades, o que torna cada dia mais necessário que o solo e seus usos sejam estudados, pois existe grande dificuldade em diferenciar características pedogênicas daquelas resultantes do uso urbano (BLUME, 1989).

Levantamento sobre o uso atual do solo para planejamentos de cidades pode ser adquirido a partir de dados multiespectrais, fornecidos esses por satélites de sensoriamento remoto (PEREIRA *et al.*, 1989). Para Rodrigues (2000), a análise do uso e cobertura do solo, por meio de informações obtidas pelo sensoriamento remoto, é de grande utilidade ao planejamento e administração da ocupação ordenada e racional do meio físico, além de possibilitar avaliar e monitorar a preservação de áreas de vegetação natural. Segundo a autora, o sensoriamento remoto é uma ferramenta de grande valia para auxiliar o homem na caracterização do meio físico, biótico e de áreas submetidas aos processos antrópicos.

O acelerado processo de urbanização e o crescimento desordenado das cidades mudam severamente a paisagem, feições desencadeadas por processos físicos, que implicarão em uma degradação ambiental são cada vez mais notáveis em várias áreas, não só em grandes cidades, mas também nas pequenas, feições erosivas decorrentes da má utilização do solo e falta de planejamento provocam sérios impactos. A região Sul de Minas Gerais apresenta um quadro preocupante, com grandes áreas comprometidas com a degradação do solo pela erosão hídrica do tipo voçoroca (GOMIDE, 2011).

Como um consenso cada vez maior, tem-se que estudos e levantamentos de solos devem abranger as áreas urbanas (D'Costa *et al.*, 2002

apud PEDRON *et al.*, 2004). Quando se planeja uma urbanização devem-se respeitar as limitações e fragilidades potenciais do solo. Conhecer tal componente é item fundamental para a determinação de uma série de condições, tais como situação do lençol freático, crescimento de plantas, etc. (SCHLEUB *et al.*, 1998, *apud* PEDRON, 2004). Sendo assim, levantar dados de solo em áreas urbanas e o seu entorno, antes de tomadas de decisões para obras, sejam esses de expansão ou de recuperação, vem-se tornado uma ferramenta decisiva (KELLER, 1996, *apud* PEDRON 2004).

Pode-se classificar degradação do solo em três categorias, sendo essas físicas, químicas e biológicas. (ALMEIDA *et al.*, 2015). A degradação física ocorre por meio de alterações ligadas a estrutura de partículas no solo. Os principais parâmetros para determiná-la são: permeabilidade, densidade, estrutura, aeração e coesão. Um solo com elevado grau de compactação, baixa aeração, alta fragilidade, alta susceptibilidade à erosão, baixa retenção de água e alteração topográfica do terreno, são exemplos de degradação física do solo (ALMEIDA *et al.*, 2015). A degradação biológica ocorre quando o solo demonstra baixa ou nula atividade da micro, meso e macrofauna e flor, o que é consequência dos níveis de matéria orgânica no solo (ALMEIDA *et al.*, 2015). Conhecendo tal informação, deve-se então, buscar sempre trabalhos que considerem a importância dos processos biológicos que ocorrem no solo, pois esses fornecem subsídio para o planejamento e uso correto da terra (D'ANDREA *et al.*, 2002). A degradação química é o reflexo da presença de elementos químicos indesejáveis no solo, ou então a perda de elementos essenciais para o equilíbrio deste (ALMEIDA *et al.*, 2015).

A urbanização e seus processos pode comprometer o solo, elevando sua compactação, diminuindo sua porosidade e taxa de infiltração de água, aumentando as taxas de escoamento superficial, todos esses fatores elevam o pico de vazão no rio, devido ao rápido escoamento das chuvas até a calha do rio, o que eleva o risco de enchentes e alagamentos (PEDRON, 2004). Compactar um solo significa elevar a compressão de um solo não saturado, aumentando sua densidade e reduzindo seu volume.

A compactação produz ainda efeitos diretos nas propriedades físicas do solo, a resistência mecânica, por exemplo, aumenta substancialmente em

função da compactação, enquanto a porosidade total decresce (DIAS JUNIOR, 2000). Segundo o United States Department of Agriculture (USDA) (2000), a compactação do solo em áreas urbanas ocorre em dois estágios. No primeiro a área total do terreno é compactada a fim de auxiliar no tráfego de máquinas, pavimentação do terreno e pelas condições de construção, Já o segundo ocorre quando a obra já está finalizada, devido ao trânsito de veículos e pedestres nas áreas verdes restantes.

A terminologia erosão refere-se, portanto a um conjunto de processos que ocorrem na superfície da terra, acarretando na remoção das rochas decompostas e materiais minerais. O vento, as chuvas, a movimentação marinha e os processos glaciais são os principais agentes na remoção física e transporte de sedimentos durante a erosão. (SUGUIO, 1998). Por se tratar de um fenômeno que vem preocupando os homens nas décadas, devido principalmente a inutilização de grandes faixas de terra, a erosão despertou o interesse de diversos pesquisadores, principalmente ao que se referem suas causas, origens, evolução e como controlá-la (PEDRO e LORAND, 2004).

Conhecida como uma das principais causas de degradação ambiental, a perda de solo proveniente de processos erosivos afeta até o meio urbano. Devido à ocupação desordenada das cidades, tais processos que já ocorriam naturalmente, vêm sendo intensificados devido principalmente, a episódios de queimadas, retirada da cobertura vegetal, crescimento desordenado das cidades, disposição inadequada de resíduos, entre outros. (BRITO *et. al.*, 2012).

A exploração de terras altera os processos naturais e quebram o equilíbrio ambiental, principalmente no que se refere a má utilização do solo, tal fator pode ocorrer tanto no rural, agrícola ou urbano. Processos erosivos são os responsáveis por alterações no relevo da Terra desde sua origem, através dos ciclos de erosão e deposição sedimentar (BARBOSA, *et. al.*, 2014).

O impacto de uma chuva sobre um solo é capaz de transportá-lo, causar sua compactação, diminuir sua capacidade de infiltração, fazendo com a quantidade de escoamento superficial se eleve. (CARNEIRO *et al.*, 2009). Durante a erosão hídrica se destaca os fatores de degradação laminar do solo,

sulcos e voçorocas, fazendo com que horizontes subsuperficiais se tornem expostos (BARBOSA, *et al.*, 2014).

O controle da erosão em solos urbanos pode ser feito reorganizando os trabalhos para as épocas não chuvosas, ou ainda pela redução do tempo de exposição do solo (início e fim da obra), alteração na cobertura vegetal, controle do fluxo de água, etc. (CRAUL, 1999, *apud* PEDRON *et al.*, 2004). Mesmo sabendo que a erosão de solos ocorre de forma natural, processos de ocupação inadequada do solo vêm prejudicando esse cenário (BERGER, 2001).

Para Robaina *et al.* (2001), a falta de uma legislação apropriada e ações governamentais são responsáveis, em grande parte, pela frequência destes acontecimentos, segundo Girão, *et al.*, (2007), os municípios, através de suas políticas públicas, devem adotar medidas de maneira mais eficiente em preservação e recuperação de áreas degradadas, ou na minimização de danos e riscos para a população.

Pedrosa *et al.*, (2012) observaram que, diferentes metodologias abordam fatores para a determinação de áreas de risco, sejam esses naturais ou antrópicos, onde os principais desses SAP a vegetação, o tipo de solo, a geologia, declividade, uso e ocupação, depósito de lixos, etc. A influência do ser humano na natureza seja essa no meio urbano, rural ou nas práticas de conservação, acarretam em paisagens degradadas e solos vulneráveis a processos erosivos (FUSHIMI, *et al.*, 2014).

3.3. INDICADORES DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL

Sabendo da dificuldade para avaliar os sistemas ambientais como um todo, o monitoramento de uma determinada área é realizado com a utilização de indicadores (REIS, 2006).

Segundo a Agência Europeia de Meio Ambiente (AEMA), indicador é um valor que representa um fenômeno, quantificando a informação mediante a agregação de diferentes dados, formando uma informação resumida. Um indicador, quando bem escolhido, pode descrever fenômenos naturais e permitir estabelecer relações causa-efeito, além da possibilidade de realizar previsões de comportamento a médio e longo prazo quanto à sustentabilidade do ecossistema. Quando os dados são devidamente armazenados, organizados e

analisados, é possível detectar diferentes pontos críticos de funcionamento ecossistêmico, além de estabelecer correlações entre eventos distintos, levantar hipóteses para novos embasamentos científicos com o objetivo principal a de validação de tais indicadores (POGGIANI, STAPE e GOLÇALVES, 1998).

Quando se usa um conjunto de indicadores como ferramenta de planejamento, haverá uma melhor capacidade de aproveitamento de recursos naturais e maior indicação de medidas preventivas de degradação (MATTAR NETO *et al.*, 2008).

Segundo Ott (1978) *apud* Bessa Júnior e Muller (2000), indicadores são um meio encontrado para reduzir uma ampla quantidade de dados à sua forma mais simples, retendo o significado do que está sendo perguntado sobre o dado. Já bioindicadores refere-se aos parâmetros biológicos de comportamento conhecido pela variação de condições externas ou pelo estresse. É capaz de diagnosticar a condição em que se encontra um sistema biológico (ACCACIO *et al.*, 2003). Indicadores biológicos são estudados como presença ou ausência de espécie animal ou vegetal em certo local, associada a certa condição ambiental.

Tal estratégia é muito útil, pois elimina a necessidade de estudo em todos os indivíduos do local (TURCO e BLUME. 1999). A escolha de indicadores deve procurar atender as seguintes expectativas: estoque de recursos naturais, contaminação ou degradação dos recursos naturais, estado de conservação destes riscos ambientais, atividades humanas visando à melhoria ambiental (BESSA JUNIOR e MÜLLER, 2000).

Um dos objetivos de um monitoramento é a visualização da alteração de características indicativas de sustentabilidade ao longo dos levantamentos periódicos em parcelas permanentes (POGGIANI, STAPE e GONÇALVES, 1998). Quando os dados dos monitoramentos periódicos são ordenados e armazenados em bancos de dados, podem ser utilizados na detecção de pontos críticos na área, além de estabelecer correlações e auxiliar na elaboração de modelos a fim de compreender a evolução do ecossistema estudado (ADLARD, 1990 *apud* POGGIANI, STAPE e GONÇALVES, 1998). Para Claude e Pizarro (1996) os critérios para escolherem-se indicadores, deverão considerar os seguintes elementos: realidade ecológica e uso dos recursos naturais, devem ainda basear-se em parâmetros de fácil coleta e recoleta, além de serem

sensíveis às mudanças espaciais e temporais. Os autores ainda estabelecem três funções básicas para um indicador, são elas:

-*Permitir o conhecimento ecológico do local observando a evolução de espaço no tempo;*

- *Comparar e criar padrões e grupos;*

-*Subsidiar tomadas de decisões futuras e elaborações de estratégias.*

Segundo Rodrigues e Gandolfi (2001), *apud* Almeida e Sanchez, (2005) existem inúmeros parâmetros utilizados como indicadores, o grande desafio surge na adaptação e desenvolvimento de critérios válidos a fim de monitorar a funcionalidade da área, além da exatidão das informações, é necessário ainda, buscar indicadores específicos para cada situação, sendo improvável o uso de um indicador universal.

3.3.1. INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

O termo qualidade do solo é comumente utilizado como sinônimo de saúde do solo, (DORAN e PARKIN, 1996) e pode ser avaliado em três diferentes aspectos, sendo esses físicos, químicos e biológicos (VEZZANI E MIELNICZUK, 2009). Em 1999, Steinberger enfatizou que nenhum indicador conseguirá individualmente quantificar ou se quer descrever todos os aspectos de qualidade de um solo, pois se deve sempre buscar relacionar todos os atributos do solo.

Indicadores são utilizados como ferramentas de monitoramento (TÓTOLA e CHAER, 2002) e devem sempre que possível, seguir critérios como envolver os processos físicos, químicos e biológicos, ser acessível e aplicável no campo, ser sensível às variações no clima e no manejo, entre outros (DORAN e PARKIN, 1994)

O estabelecimento de índices de qualidade do solo é útil para avaliar impactos ambientais, principalmente quando biomas estão inseridos em processos produtivos, tornando-se útil para o controle, fiscalização e monitoramento de áreas de proteção ambiental (ARAUJO *et al.*, 2007). Monitorar as propriedades do solo é importante para avaliar a sustentabilidade das práticas agrícolas, além de suprir a ausência de dados, sinalizando um adequado manejo ambiental. (FIALHO *et al.*, 2006)

Existem diversas formas de monitorar os solos urbanos, uma delas é por meio de variáveis químicas, entre as principais estão a condutividade elétrica, o cálcio (Ca), a acidez potencial (H+Al), o Potássio (K), o magnésio (Mg) e o fósforo (P). Tais variáveis são utilizadas para indicar alterações no equilíbrio de água, toxicidade e ciclagem nutricional. (RODRIGUES, 2005)

Gomes e Filizola (2006), classificaram alguns destes indicadores químicos de qualidade do solo, o pH por exemplo, responsável por controlar solubilidade de nutrientes do solo, deve estar na faixa de 6,0 a 6,5, podendo-se tolerar de 5,5 a 6,8. A CTC irá garantir a quantidade total de cátions retidos nas superfícies das argilas ou colóides minerais e orgânicos presentes no solo, enquanto os macro nutrientes favorecem o aumento da produtividade e são representados por P, K, Ca e Mg.

Entre os principais indicadores biológicos, irão se destacar atributos relacionados a matéria orgânica presente no solo, sua dinâmica e a diversidade de organismos encontrados (MERCANTE *et al.*, 2004). Teores de carbono orgânico no solo, que em vegetação natural se encontravam estáveis, apresentam uma acentuada redução quando se realiza o preparo do solo (Moore *et al.*, 2000). A biomassa microbiana tem representado um dos parâmetros mais sensíveis a detecção de mudanças iniciais no conteúdo de matéria orgânica do solo (POWLSON *et al.*, 1987)

Indicadores físicos também são apontados por Rodrigues (2005), como por exemplo, a compactação e a porosidade, enquanto Balbino *et al.*, 2004 aponta ainda a densidade e Imhoff *et al.*, (2000) indicam a resistência a penetração. Tais parâmetros vêm sendo utilizados como indicadores devido a sua relativa facilidade de determinação e pelo baixo custo das medidas.

Em relação à densidade do solo, quando ocorre a degradação de sua estrutura, aumenta-se seu valor imediatamente, reduzindo sua macro porosidade (Alves *et al.*, 2007). Para Kiehl (1979), a densidade do solo irá sempre se permanecer entre 1,1 a 1,6 Mg m⁻³ em solos minerais e assume valores superiores a 1,6 Mg m⁻³ em solos arenosos. Os macros poros são responsáveis pela drenagem de água no solo, reduzir sua quantidade prejudica a transferência de oxigênio para os micro-organismos e raízes. Elevar a

densidade de um solo afeta também à difusão de ar pelo perfil do solo (SEIXAS, 1988).

Similarmente à densidade, a porosidade também sofre alterações decorrentes da degradação de sua estrutura, de modo geral, a degradação desta resulta na compactação, reduzindo o volume de macro poros e alterações na continuidade e na distribuição dos poros (DEXTER, 2004)

A porosidade do solo está fortemente relacionada a processos hidrológicos, como por exemplo, ao escoamento superficial, escoamento subsuperficial, a drenagem, a erosão e o auxílio para o desenvolvimento biológico, tendo importância primordial no contexto de bacia hidrográfica Leonardo (2003). Stone *et al.* (2002) verificaram que ao compactar um solo, além de reduzir sua porosidade, aumenta-se sua resistência à penetração, sendo esta uma variável avaliada utilizando-se um penetrômetro, e expressa Kg/cm.

Um exemplo clássico é que quando se eleva os valores de densidade do solo, se rebaixa os de condutividade hidráulica, e têm-se raízes pouco profundas, tornam-se um indicativo de elevada resistência à penetração no solo, fazendo o solo ficar “pesado” ou adensado. A solução para tal é o manejo adequado, incrementando ainda matéria orgânica no solo além do manejo e conservação das águas (GOMES e FILIZOLA, 2006).

Outro indicativo físico de qualidade do solo é a textura, pois segundo Rodrigues (2005), está pode ser responsável por determinar as características de infiltração e retenção de água no solo. Por exemplo, em solos argilosos a infiltração tende a ser mais lenta que em solos arenosos, os quais possuem ainda baixa taxa de retenção de água. Além disso, segundo o mesmo autor a textura de um solo fornece informações sobre diversas funções do solo e as interações com os elementos ar e água. As partículas em um solo são divididas em: pedregulhos (acima de 2 mm); areia (entre 2 e 0,053 mm); argila (entre 0,053 e 0,002 mm) e silte (abaixo de 0,002 mm) (WILD, 1998).

A cor é outra característica indicadora de qualidade do solo, pois é influenciada pela quantidade de óxidos de ferro, matéria orgânica, umidade, distribuição e tamanho das partículas. É utilizado por diversos sistemas de

classificação dos solos, o que evidencia sua importância (BOTELHO *et al.*, 2006).

A infiltração pode ser definida pela passagem de água da superfície do solo para o seu interior, sendo considerado um dos processos mais importantes do ciclo hidrológico, pois é por meio desse que se disponibiliza água para plantas e se recarregam aquíferos e lençóis subterrâneos (CECÍLIO *et al.*, 2003). A ocorrência de processos hidrológicos como erosão, escoamento superficial e transporte de sedimentos, é controlada pela diferença de infiltração de água no solo, tal diferença se dá pela variabilidade de relevos, alterações espaciais e temporais e ainda por eventos climáticos (BARROS, 2014).

O processo de infiltração da água superficial, que penetra no perfil do solo, é condicionado pela intensidade e tipo de chuva, umidade atual do terreno, declividade do terreno, grau de mobilização do solo, cobertura superficial do solo, crosta e rugosidade superficial do solo, existência de camada compactada próxima ou na superfície do solo, altura da lâmina d'água em contato com o solo e a velocidade de escoamento da água (SEIXAS, 1988). A infiltração é um parâmetro que deve ser monitorado, pois é uma das características que melhor indica uma possível ocorrência de degradação das características físicas naturais do solo. No caso de solos cultivados, uma camada de solo compactada gera a redução de macroporos e o aumento de microporos, ocasionando um maior acúmulo de água. Consequentemente, observa-se a redução de infiltração e do armazenamento de água no solo (SEIXAS, 1988).

Sendo assim, a avaliação das propriedades físicas de um solo se torna uma ferramenta importante para o monitoramento da qualidade ambiental em diferentes ecossistemas (DIAS, 2002)

Realizar a manutenção da qualidade de um solo é primordial para a sustentabilidade (MERCANTE *et al.*, 2004), manejar inadequadamente ou intensivamente um solo pode ocasionar um estado de degradação que irá requerer muito tempo e recursos para que seja possível sua recuperação, fazendo-se necessário o monitoramento das áreas para assegurar sua qualidade. (MENDES, 2002).

3.3.2. VULNERABILIDADES NATURAL E AMBIENTAL

O termo vulnerável deriva do latim *vulnera bilis* que corresponde ao ponto mais fraco ou o mais aberto para ataques (SEGUIER, 1935). O conceito de vulnerabilidade vem sendo amplamente discutido nas últimas décadas, adicionando adjetivos das mais diferentes áreas do conhecimento (ZANELLA, DANTAS e OLIMPIO, 2011).

Para Grigio (2003), vulnerabilidade natural caracteriza-se pela maior ou menor instabilidade ou estabilidade dos elementos bióticos e físicos frente à magnitude de processos naturais em cada unidade eco dinâmica. Mostra ainda, a predisposição de um determinado ambiente frente aos fatores ambientais (GRIGIO, 2008). Já para Kawakubo (2005), o termo refere-se à fragilidade potencial das características físicas ambientais, tais como declividade, tipo do solo e grau de proteção ou alteração que os diferentes tipos de uso do solo e cobertura vegetal desempenham sobre o meio ambiente.

Segundo Santos e Caldeyro (2007), a vulnerabilidade ambiental significa a capacidade de retorno do meio ambiente frente aos efeitos provocados por ações antrópicas, o que vai se modificando frente às características naturais e do homem que afetam diretamente o meio e conseqüentemente suas características ambientais. Determinada como qualquer susceptibilidade do meio ambiente frente a um impacto provocado por uma ação antrópica qualquer (TAGLIANI, 2003). É ainda, um conjunto de fatores, de mesma natureza, que frente a atividades que estão sendo desenvolvidas, ou possam ser, poderão ser afetadas de forma a alterar a estabilidade ambiental local (CASTELLANI, 2004).

A vulnerabilidade ambiental pode ainda, ser definida como a incapacidade do meio em lidar com fatores que causam stress, sejam esses naturais ou não, considerando as forças internas que mantém suas características essenciais, e ainda o potencial de resiliência do mesmo. Portanto, esta pode ser entendida como a condição específica de cada ecossistema ou paisagem analisada, onde, os graus de vulnerabilidade ou estabilidade podem ter alterações em suas condições específicas, variando por fatores naturais ou provocados por alterações antrópicas (CALDERANO FILHO, et al., 2014). A análise da vulnerabilidade ambiental tem como objetivo principal informar os potenciais e limitações do uso e ocupação antrópica em uma determinada área,

sendo a partir dela, que se pode compreender realidade das intervenções humanas (SANTOS *et al.*, 2006). A Carta de Vulnerabilidade Ambiental é uma ferramenta de ampla importância para a compreensão da fragilidade do relevo e do solo, visto a ocupação desordenada do homem e da sociedade sobre os recursos da natureza (MEDEIROS *et al.*, 2014).

Pode-se ainda, classificar como vulnerabilidade toda ação que modifique o estado natural do meio, sendo essa modificação dada por diferentes tipos de uso e ocupação, aliada as características pré-existentes na área gerando prejuízos de intensidades e efeitos variáveis (BRASIL, 2007), podendo ser observada como o risco já existente em um determinado lugar (ALVES, 2006). Para Albuquerque (2000), a interação entre o homem e o meio ambiente, é o principal propiciador de catástrofes, das mais comuns como assoreamento de rios, e devastação de florestas, até as mais graves, como os vazamentos nucleares.

Atividades antrópicas têm gerado elevados índices de degradação ambiental, que incluem a contaminação de solos e aumento de sedimentos nos corpos d'água, devido a isso, é cada vez mais visível a necessidade de estudos sobre determinadas áreas, pois pequenas alterações no uso e ocupação do solo, erosão dos terrenos e diversos pequenos parâmetros correlacionados, acarretaria em alterações em todo o ambiente, o que poderia comprometer os recursos naturais, principalmente quando se desconhece a fragilidade da área (MEDEIROS *et al.*, 2014).

A vulnerabilidade ambiental varia em função dos solos, do clima, tipos de uso, uso de produtos químicos, entre outros, para avaliá-la, deve-se sempre abranger as análises do potencial de riscos (BATJES e BRIDGES, 1997). Parâmetros como a declividade do solo, são de extrema importância para o estudo da vulnerabilidade, pois esse, exerce influência direta sobre a quantidade de perda de solo por erosão, pois, quanto maior seu grau, conseqüentemente a intensidade de escoamento de água é maior e menor o tempo disponível para a infiltração de água no solo (OLIVEIRA *et al.*, 2007). Outro fator que exerce influência direta na vulnerabilidade é o clima, pois controla processos erosivos através da quantidade de chuva, temperatura, e ainda, indiretamente pela vegetação (CREPANI *et al.*, 2001, p.94). Processos

erosivos do solo, vistos através de sua fragilidade, podem ser explicados através das características físicas e químicas do mesmo, sendo possível assim, que alguns tipos de solos degradem mais que outros, mesmos estando exposta a mesma condição ambiental (KAWAKUBO *et al.*, 2005).

Identificar os ambientes naturais e suas fragilidades, sendo esses potenciais ou emergentes, possibilita uma melhor definição das ações a serem implementadas no local, servindo assim como base para o zoneamento ambiental além de fornecer subsídios para uma melhor gestão do território (SPORL e ROSS 2004).

Nas principais conferencias relacionadas ao meio ambiente, nota-se preocupação com a relação homem – natureza, já que o homem é o principal propiciador de agressões ambientais, onde muitas das quais levam os autores a discussões sobre a vulnerabilidade. (MOURA, GRIGIO e DIODATO, 2010)

Segundo Medeiros *et al.* (2014), para buscar ações que auxiliem na preservação ambiental, é de suma importância que seja realizado um planejamento detalhado sobre a área, buscando seus potenciais e fragilidades, e ainda, manter tais informações sempre atualizadas levando em consideração ainda o desenvolvimento das cidades (ISHIKAWA, 2001) a manutenção das informações tornou-se mais acessível por meio das ferramentas de informações geográficas, levando em consideração ainda, que tal instrumento é previsto em políticas públicas relacionadas ao gerenciamento de áreas urbanas (MOURA, 1994). Caso tenha-se como preocupação o desenvolvimento sustentável, estudos relativos à fragilidade são de suma importância para o planejamento ambiental (ROSS, 1994).

Estudar a vulnerabilidade e sua espacialização possibilita identificar áreas que podem apresentar certos impactos ambientais, o que constitui uma ferramenta extremamente importante para o planejamento ambiental e territorial. (ZANELLA, DANTAS e OLIMPIO, 2011). Com os resultados sobre a vulnerabilidade de uma determinada área, pode-se elaborar propostas a fim de obter-se o melhor aproveitamento das potencialidades de cada sistema ambiental (GRIGIO, 2003)

Quando se identifica a necessidade de avaliar e identificar os pontos vulneráveis de uma determinada área, buscam-se soluções técnicas e

instrumentais que reduzem o tempo e o custo para tal (CARRIJO, 2005). Nesse contexto, o sensoriamento remoto aliado aos sistemas de informações geográficas (SIG) tem mostrado importantes ferramentas de monitoramento ambiental, pois permitem analisar a dinâmica do uso e ocupação do solo e associar tais transformações a diversos fatores tais como condições físicas do meio, produção agropecuária, qualidade de vida populacional, etc. (LORENA *et al.*, 2001)

Compreender as vulnerabilidades naturais e ambientais de um determinado local implica em entender a susceptibilidade e/ ou a resistência deste frente às pressões externas, se caracterizando uma base mapa manejo de risco e prevenção a fim de identificar áreas propensas a situações de alta vulnerabilidade. (MOURA, GRIGIO e DIODATO, 2010)

Nas áreas urbanas, manter a vegetação nativa é essencial para os ciclos hidrológicos, regular a temperatura e amenizar os efeitos paisagísticos (FERREIRA *et al.*, 2007). Quando os fragmentos florestais são analisados, verifica-se que cada um possui particularidades históricas, diferenciação no estado de conservação e conseqüentemente diferença florística e estrutural, tal característica torna cada fragmento único, portanto entende-se dos fragmentos a importância de conservação para a manutenção da biodiversidade. (SANTOS e KINOSHITA, 2003). Em trabalho realizado na Bacia do Ribeirão das Pedras observou-se que a totalidade dos fragmentos florestais existentes no local possui alto grau de degradação devido as suas áreas e formatos de seus remanescentes florestais, indicando um alto grau de degradação (ETTO *et al.*, 2013).

3.3.3. FRAGILIDADE AMBIENTAL

Para Tamanini (2008), o conceito de fragilidade ambiental refere-se ao dano sofrido ao meio ambiente frente a fatores de desequilíbrio de ordem natural ou antrópica, sendo a natural por meio de processos erosivos e pela própria dinâmica ambiental, enquanto as antrópicas podem, por exemplo, ser ocasionada pelo mau uso do solo e pelas intervenções nos regimes fluviais.

Fragilidade ambiental pode ainda ser considerada como o grau de suscetibilidade ou dano diante a ocorrência de determinada ação ou dano, ou

ainda, como o inverso da capacidade de absorver certa alteração sem que se prejudique a qualidade do meio (DICCIONARIO De LA NATURALEZA, 1987).

Kawakubo (2005) salienta que fragilidade ambiental considera, além das características físicas do sistema, os graus de proteção que os diferentes tipos de uso e cobertura vegetal exercem sobre o ambiente.

Dentro do conceito fragilidade ambiental, convém ainda destacar dois termos diferentes, fragilidade potencial e emergente (KAWAKUBO *et al.*, 2005). A fragilidade potencial do relevo é dada pela morfologia morfometria, arranjo lito-estrutural, solos, clima e tipo de cobertura vegetal (GUERRA e CUNHA, 2004), enquanto, fragilidade emergente considera além das características físicas, os graus de proteção dos diferentes tipos de uso e cobertura vegetal sob do ambiente (KAWAKUBO *et al.*, 2005).

Estudos sobre fragilidade ambiental são de suma importância para se planejar corretamente ações ambientais de um determinado local. Identificar os ambientes naturais e suas potenciais fragilidades definem de forma mais clara quais ações devem ser tomadas e implementadas na área servindo como base para um correto zoneamento e gestão territorial (SPORL e ROSS, 2004)

Segundo Ross (1994), a fragilidade ambiental pode ser potencializada ou não dependendo de suas características genéticas, e assim, pode-se estabelecer uma relação entre a crescente exploração de recursos naturais, e econômico humano.

A fragilidade de um solo está intimamente correlacionada ao risco de erodibilidade da área (KAWAKUBO *et al.*, 2005). A diferença nos atributos químicos e físicos de um solo, em muitos casos explicam a erodibilidade e a fragilidade de um solo frente a mesma condição climática. Outra interferência no processo erosivo está ligada ao tipo de solo e a cobertura vegetal, pois além de protegerem contra a perda de material, protegem ainda de forma direta ou indireta os efeitos modificadores do relevo. (KAWAKUBO *et al.*, 2005)

Procedimentos para a criação de modelos de fragilidade vão exigir estudos de relevo em termos de declividade, erodibilidade do solo, erosividade em relação a gotas de chuva, ao uso e ocupação da terra e a cobertura vegetal local. Posteriormente, esse grupo de informações é integrado gerando um

produto que irá expressar os diferentes índices de fragilidade que o ambiente possui em função de suas características genéticas (CABRAL, 2011).

Os índices de fragilidade apresentam maior ou menor intensidade variando pelas suas características genéticas, frente às intervenções humanas (VASHCHENKO; FAVARETTO e BIONDI, 2007). Tratar as variáveis naturais como solo, relevo, vegetação, clima e recursos hídricos, possibilita obter um diagnóstico das diferentes hierarquias de fragilidade nos ambientes naturais, onde quaisquer alterações nesses ambientes naturais quebram a dinâmica do sistema ambiental acarretando má funcionalidade do sistema (VASHCHENKO; FAVARETTO e BIONDI, 2007).

Os níveis de declividade seguem estudos já consagrados na área além de conter o uso e a ocupação, associados esses aos valores da geotécnica, irão indicar a intensidade dos processos erosivos e dos riscos associados a escorregamentos, deslizamentos e frequentes inundações (ROSS, 1992).

A ocorrência de impactos em áreas naturais é consequência do uso e ocupação do ambiente, esse uso pode ser acarretado por um evento turístico ou recreativo, por exemplo, como ao uso de trilhas em locais nativos. (BARROS, 2003).

Pela análise do uso e ocupação do solo é possível avaliar o grau de fragilidade para cada área, utilizando imagens de satélite e dados de campo. Unindo todas as temáticas analisadas, geram-se diferentes graus de fragilidade, podendo ser agrupadas como instabilidade potencial e emergente (TROMBETA, 2014). Dentre os métodos de análise existentes, destaca-se o Sistema de avaliação de potencial urbano das Terras (SAPUT), o qual propõe analisar e classificar áreas, que sobrem influencia urbana, quanto a sua capacidade se suportar certas atividades humanas com a mínima degradação das terras (PEDRON *et al.*, 2006).

Para o planejamento ambiental levar em considerações parâmetros de fragilidade ambiental, é necessário que seus elementos sejam estudados integralmente, identificando áreas que requerem maior proteção ambiental ou que apresentam restrições, e principalmente, as áreas que necessitam de ações de proteção por parte do poder público (TROMBETA, 2014). A fragilidade

ambiental pode ainda ser avaliada de acordo com sua vulnerabilidade a erosão (CREPANI *et al.*, 1996). Para ROSS (1994), os estudos pedológicos de avaliação devem levar em consideração características de textura, estrutura, plasticidade, grau de coesão entre as partículas, profundidade/espessura dos horizontes e o escoamento superficial difuso e concentrado das águas da chuva, além do clima e quantidade de chuvas.

3.4. FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE CAMPINAS/SP

A cobertura florestada original brasileira totalizava uma área total de 86% do País, no estado de São Paulo em 1911 era de 64,7%. Em 1970 no Brasil já restavam somente 53% (VARGAS e VEADO, 1976) e no estado de São Paulo no inventário em 1993 estimava-se apenas 13,4% desta cobertura original (KRONKA *et al.*, 1993). Como ocorrido em todo o País, o município de Campinas/SP não deixou de ter grande parte de sua vegetação nativa fragmentada ou suprimida sendo que em 1948 já se ressaltava a falta de vegetação nativa (SANTIN, 1999).

Para a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1996) a vegetação remanescente atual seria de 4,11% de matas e 0,08% de cerrados. A vegetação nativa de Campinas/SP é constituída por matas, pequenos trechos de vegetação ripícola e cerrado (SANTIN, 1999). Os fragmentos florestais recobrem cerca de 2,6% do município distribuída em 351 fragmentos, onde, a maior parte (84,4%) possui área inferior a 10 ha (KRONKA *et al.*, 2005). Isso demonstra que as áreas verdes além de fragmentadas possuem sua área reduzida, fazendo com que Campinas viva uma crise ambiental severa (VILELA FILHO, 2006).

O conhecimento da vegetação nativa remanescente auxilia na manutenção e aproveitamento da biodiversidade local, nas áreas urbanas, manter a vegetação nativa é essencial para os ciclos hidrológicos, regular a temperatura e amenizar os efeitos paisagísticos (FERREIRA *et al.*, 2007). As causas da drástica redução original vegetativa em Campinas deram-se pela ocupação agrícola (SANTOS, 2002), com gigantescas áreas agrícolas da cana-

de-açúcar (SANTIN, 1999), e das matas restantes, extraíram-se as madeiras para construção de móveis ou para lenha (PUPO, 1983).

Hoje, a redução vegetativa tem continuidade devido a este crescimento acelerado e desordenado na cidade (SANTOS, 2002). Tal processo foi ainda mais acelerado pelo Plano de Melhoramentos Urbanos de Campinas, momento qual, definitivamente, as várzeas do município passaram a ser incorporada à parte urbana da cidade, mais uma vez, a malha vegetativa riparia foi destruída e substituída por exóticas a fim de atender o embelezamento da cidade, pouco se importando com a ecologia urbana (VITTE; CISOTTO e VILELA FILHO, 2010).

Em determinados locais do município, que continham solos hidro mórficos e lençol freático alto, era visível a condição permanente de encharcamento do solo e, eram nessas áreas que ocorriam as matas de brejo do município (SANTIN, 1999). Segundo Brito (1966) parte das áreas de brejo do município podem ter sido retiradas por acreditar-se que estas eram focos de insetos transmissores de patógenos. A vegetação chamada de mata ciliar foi praticamente em sua totalidade eliminada, e hoje é representada por raros fragmentos que ocorrem de forma pontual ao longo do curso d'água (SANTIN, 1999).

Segundo a FAO o termo "floresta" denomina uma vegetação que contenha predominância de indivíduos lenhosos, onde as suas copas se tocam formando um dossel. Nos últimos anos, as florestas vêm sofrendo fortes impactos decorrentes da forma do uso e ocupação do solo, principalmente em áreas densamente povoadas (LOURENÇO, SILVA e SALES 2014). A fragmentação dos remanescentes florestais faz com que surjam alguns problemas, tais como, o efeito de borda, que causa perda de espécies e invasão de espécies exóticas, ainda, erosão do solo, perda da qualidade de recursos hídricos, alteração na distribuição das espécies, dificuldades de manterem populações e até a extinção de algumas espécies. (OLIVEIRA, 1979).

Durante os últimos séculos, com o elevado crescimento populacional, aliado a expansão urbana e agrícola, remanescentes naturais foram reduzidos a pequenos fragmentos isolados em meio a atividades antrópicas, intensificando a ameaça sob a biodiversidade. (TAMBOSI, 2014). Com isso, as cidades vêm

deixando de assegurar uma boa qualidade de vida, uma vez que o território urbano é um espaço social moldado por seus habitantes, e esse vem se tornando um ambiente marcado por conflitos por uso e ocupação, aliado a degradação ambiental e supressão da vegetação natural (LOURENÇO, SILVA e SALES, 2014). Em 1998, Viana e Pinheiro já citavam que a maior parte dos remanescentes de florestas, encontrava-se em forma de fragmentos florestais.

Tal fragmentação foi estudada por uma série de pesquisadores, e publicada pelo MMA (BRASIL, 2003). O estudo indicou que a fragmentação de habitats é, possivelmente, a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente. Inúmeros habitats naturais que eram, em sua maioria, contínuos tiveram sua paisagem transformada em um mosaico, ou seja, manchas de vegetação natural, especializadas de forma isoladas (OLIVEIRA e MATOS, 2014). Para evitar a perda de espécies em florestas fragmentadas, utiliza-se práticas de restauração ecológica visando o aumento da quantidade e a melhoria da qualidade de habitat remanescente (TABARELLI e GASCON, 2005).

No entanto, tal restauração compreende uma série de ações de manejo de extrema complexidade e elevado custo e ainda, o sucesso dessas ações dependerá de uma série de fatores socioeconômicos e ambientais (CLEWEL e ARONSON, 2013 apud TAMBOSI, 2014). O meio ambiente e os ecossistemas prestam inúmeros serviços a sociedade, tais como a produção de água, altera-los leva a perda de tais serviços, com graves consequências de longo e médio prazo. (OLIVEIRA e MATOS, 2014).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende as Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas, abrangendo uma área de 29 Km² e 13Km², respectivamente. As Sub Bacias são pertencentes a Bacia do Ribeirão Anhumas e se localizam à noroeste do município de Campinas- SP (Figura 1). A área total da unidade de estudo é equivalente a 42 Km², compreendida no quadrante das coordenadas 22°47'10" e 22°52'20" S, e 47° 07'15" e 46° 02' 15" O.

A Bacia hidrográfica Rio das Pedras apresenta maior grau de urbanização com elevada densidade demográfica e um shopping de grande porte, ainda, tendo a presença de um fragmento florestal de maior dimensão, Mata Santa Genebra. A Sub Bacia do Baixo Anhumas, situa-se em região de menor elevação e recebe as águas do Ribeirão das Pedras, com ocupação caracterizada por loteamentos, áreas agrícolas e um remanescente florestal (Mata do Quilombo).

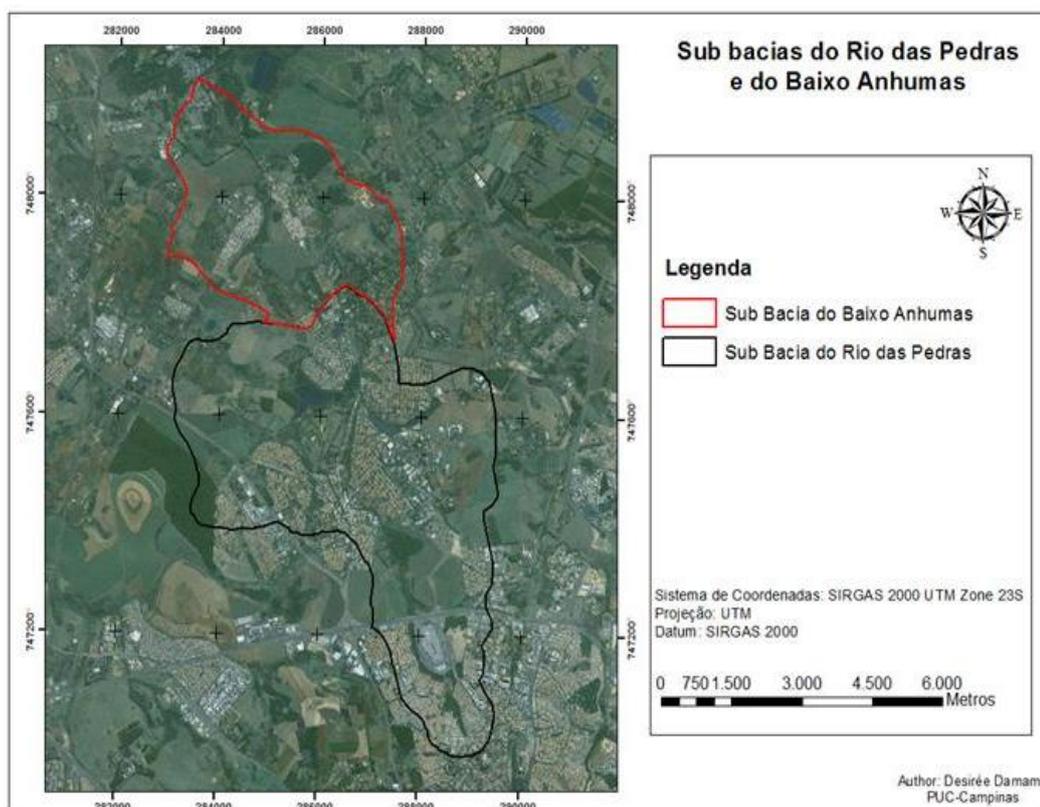


Figura 1- Sub Bacia do Rio das Pedras e Sub Bacia do Baixo Anhumas, localizadas em Campinas-SP.

4.1.1. CLIMA

O município de Campinas/SP possui clima tipicamente subtropical, dada sua proximidade com o Trópico de Capricórnio e sua altitude, que se encontra entre 500 e 1.100 m. Segundo classificação de Koppen, o clima local é tido como mesotérmico com verões quentes e invernos secos (Cwa). É ainda, fortemente influenciado pela massa Equatorial Continental (Ec), Tropical Atlântica e Polar Atlântica (Pa) (EMBRAPA, 2009). A pluviometria média varia de 35,4 mm em junho a 180,3 mm em janeiro, somando anualmente uma média de 1424,5 mm.

Possui temperaturas médias máximas acima de 30°C nos meses de fevereiro, março e dezembro e inferiores mínimas a 13°C nos meses de junho e julho. Possuindo como característica pluviométrica seis meses de períodos secos, onde a precipitação fica em torno de 50 mm/mês (abril a setembro) e seis meses de período chuvoso, onde a precipitação mensal chega a 304 mm/mês (outubro a março). A Figura 2 apresenta as médias mensais para os últimos 12 anos (FEAGRI/INMET, 2015).

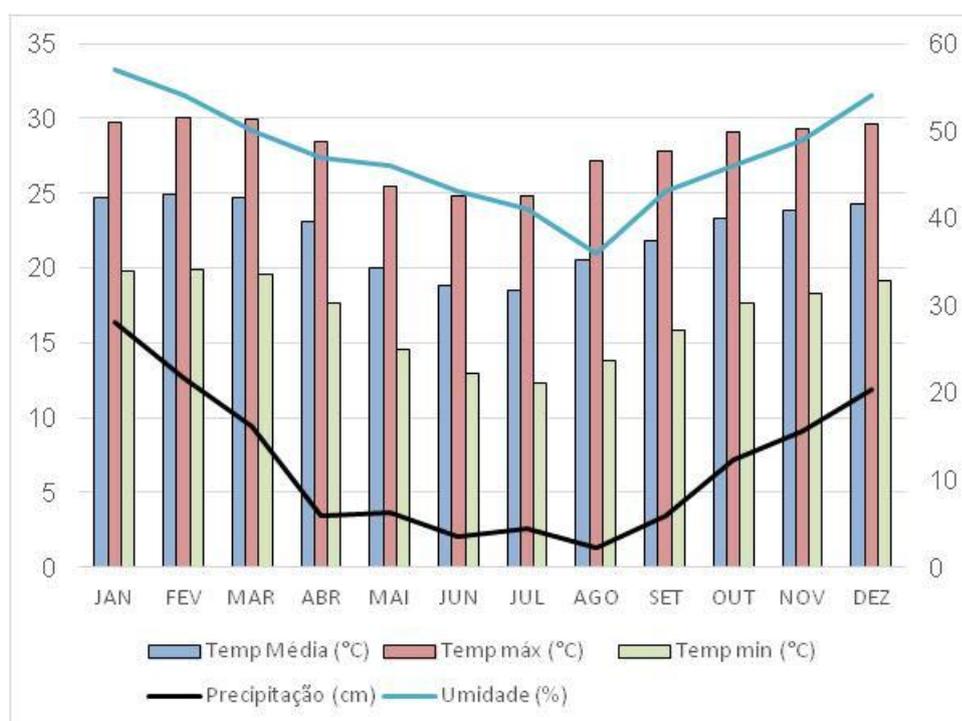


Figura 2- Distribuição das temperaturas umidade e precipitação em Campinas-SP Fonte: CEPAGRI, 2014

4.1.2 VEGETAÇÃO

Inicialmente, o município era coberto por florestas, cerrados e campos cerrados (PUPO, 1983). Com a expansão da agricultura, principalmente café e cana-de-açúcar, e pela forte urbanização, sua vegetação sofreu profundas alterações florestais (SANTIN, 1999). Nas Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas, é possível identificar que a forte urbanização fragmentou a vegetação primária, tais fragmentos são classificados como remanescentes.

4.1.3 RELEVO

O município está localizado entre o Planalto Cristalino Atlântico e a Depressão Periférica, do Estado de São Paulo. O relevo nas Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas é, em sua maior parte, suave ondulado e algumas áreas plano. Tal relevo é resultante de moderados processos erosivos, tendo como característica um escoamento superficial lento ou médio, o que acaba favorecendo o uso e ocupação. (YOSHINAGA *et al.*, 1995).

4.1.4 SOLO

O solo as área de estudo se divide em 80% constituído por Latossolo Vermelho Escuro álico textura argilosa, e os outros 20% é Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico textura médio-argilosa com inserções de solos hidromórficos (Glei). (AGUIAR, 1995). Em 2007, Dagnino classificou a bacia como sendo ocupada por 52,6% de construções, 33,7% para fins agrícolas e 12,2% com áreas vegetadas.

4.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.2.1. ELABORAÇÃO DOS MAPAS DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL

4.2.1.1 Obtenção dos Dados

Para aquisição das informações necessárias para à execução desse trabalho utilizou-se o banco de dados do laboratório de Geoprocessamento da PUC Campinas que possuía os seguintes mapas: de delimitação da área de estudo por meio dos divisores de água; de solos contendo as 16 classes encontradas na área; da delimitação hidrográfica da bacia, contendo os rios

principais e secundários; da malha viária para o ano de 2014; do uso e ocupação dos anos de 1962, 1972 e 2009 e das curvas de nível.

Para gerar os mapas de vulnerabilidade, preparou-se o ambiente no software SIG/ARCGIS 10.1 e inseriu-se os mapas obtidos no banco de dados. Geraram-se, então, mapas temáticos, que serviriam como base para o mapa de vulnerabilidade nos quatro anos estudados (1962, 1972, 2009 e 2014). O primeiro mapa temático gerado foi o Modelo Digital de Elevação (MDE) utilizando a ferramenta *topo to raster*. Com a mesma finalidade, gerou-se o mapa de uso e ocupação de 2014, o qual foi criado utilizando como fundo a imagem de satélite do BING MAPS presente no próprio programa, por meio de análise visual e com o auxílio do *mouse*, delimitou-se os polígonos presentes a 3 diferentes classes de uso e ocupação, sendo elas, área urbana, rural e vegetada, além de identificar as parcelas de água.

4.2.1.2. Confeção dos Mapas

Para confecção do mapa de vulnerabilidade ambiental aplicou-se a análise multicritério, por meio da ferramenta Overlay no software ARCGS 10.1, no qual aplicou-se uma sobreposição ponderada dos mapas, utilizando como variáveis os mapas de uso e ocupação, tipo de solo e o Modelo de elevação digital (MDE) Os mapas foram ponderados de forma que o uso e ocupação possuísse maior peso, 40%, devido a sua importância no cálculo de vulnerabilidade e ainda, pela sua variação ao longo do tempo. Os demais mapas, (tipo de solo e MDE) com peso de 30% (Tabela 1). Ponderaram-se também as variáveis de cada um dos mapas, como foi possível visualizar na tabela 3, classificando-se a vulnerabilidade gerada de 1 a 5, onde 1 foi considerada muito baixa e 5 muito alta (Tabela 2).

Tabela 1- Ponderações para a criação do mapa de vulnerabilidade ambiental

	<i>Uso e ocupação</i>	<i>Tipo de Solo</i>	<i>Declividade</i>
Peso	40%	30%	30%

Tabela 2- Ponderações das classes para a geração do mapa de vulnerabilidade ambiental.

Classe	Tipo de solo	Uso e ocupação	Declividade
1	Argissolos	Vegetação	0-3
2	Latossolos		3-6
3	Cambissolos	Rural	6-12
4	Gleissolos		12-18
5	Nitossolos	Urbana	18-45/ 45-100

No caso do uso e ocupação, levou-se em consideração a densidade da cobertura do solo, sabendo que a cobertura vegetal minimiza os impactos gerados pela gota de chuva e o consequente processo erosivo. Em compensação, o uso urbano intensifica problemas de compactação e perda do solo, além de torna-lo mais instável e propicio a deslizamentos ou desmoronamentos (PEDRON *et al.*, 2004).

Já para a declividade quanto maior o grau de inclinação do terreno, maior a dificuldade para infiltração de água, maior probabilidade de arraste de materiais, além de maior risco de deslizamentos (ASINELLI, 2010).

Para os solos o os valores de vulnerabilidade foram estabelecidos considerando o grau de maturidade. Para os solos mais desenvolvidos, atribuiu-se os menores valores, enquanto os menos evoluídos constituídos por sedimentos inconsolidados adotou-se os maiores valores 4 e 5 (NASCIMENTO e DOMINGUE, 2009).

Os valores de vulnerabilidade ambiental obtidos para 1962, 1972, 2009 e 2014 foram normalizados com adoção do mesmo método utilizado nos indicadores e estratificado em cinco classes de qualidade ambiental: muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta. Os resultados foram avaliados por meio da análise dos mapas das transições entre as classes.

4.2.2 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS DO SOLO

4.2.2.1. Descrição dos pontos e procedimentos de amostragem

A amostragem de solo nas áreas permeáveis da bacia foi realizada no mês de novembro de 2014. Os pontos de amostragem foram definidos levando em consideração o distanciamento espacial entre os pontos, o tipo de solo e o tipo de cobertura vegetal. A distribuição espacial dos pontos pode ser observada na Figura 3 e na Tabela 3.

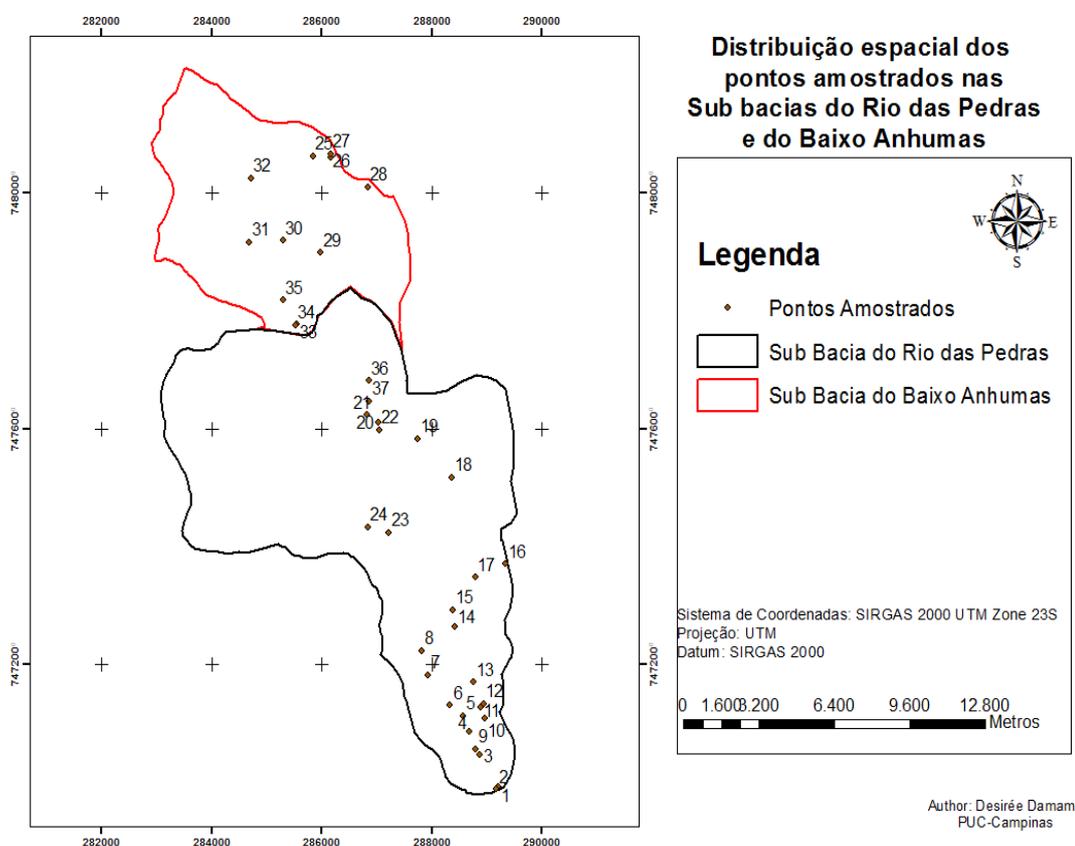


Figura 3- Distribuição espacial dos pontos de amostragem ao longo das Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas.

Tabela 3- Valores de Latitudes e Longitudes para cada ponto coletado

Pontos	X Longitudes	Y Latitudes	Tipo de uso e ocupação
1	289199	7469919	Urbano
2	289161	7469877	Urbano
3	288878	7470455	Vegetado
4	288685	7470855	Vegetado
5	288562	7471128	Vegetado
6	288334	7471302	Vegetado
7	287926	7471821	Vegetado
8	287819	7472226	Vegetado
9	288794	7470556	Urbano
10	288973	7471091	Urbano
11	288896	7471271	Urbano
12	288936	7471328	Vegetado
13	288765	7471698	Urbano
14	288421	7472634	Agrícola
15	288383	7472927	Agrícola
16	289339	7473703	Agrícola
17	288787	7473478	Agrícola
18	288371	7475182	Urbano
19	287753	7475836	Vegetado
20	287025	7476113	Vegetado
21	286828	7476236	Vegetado
22	287042	7475982	Vegetado
23	287225	7474240	Vegetado
24	286838	7474335	Vegetado
25	285845	7480640	Urbano
26	286162	7480611	Agrícola
27	286162	7480673	Urbano
28	286834	7480117	Urbano
29	285980	7478996	Urbano
30	285302	7479203	Agrícola
31	284691	7479171	Vegetado
32	284720	7480264	Agrícola
33	285548	7477788	Agrícola
34	285520	7477769	Agrícola
35	285301	7478189	Vegetado
36	286855	7476822	Vegetado
37	286867	7476467	Vegetado

Durante a amostragem, respeitaram-se áreas particulares ao longo das bacias hidrográficas sendo retiradas amostras deformadas e indeformadas em 37 pontos, sendo 9 localizados em áreas agrícolas, 11 em áreas urbanas, e

17 em áreas vegetadas, as amostras foram retiradas na profundidade de 0-0,20 m, seguindo o procedimento descrito em (LEMOS e SANTOS, 1996). Foram coletados dois diferentes tipos de amostras:

- a) Amostras indeformadas com volume conhecido – coletadas com anel volumétrico foram tomadas com a finalidade de determinar a densidade do solo, densidade de partículas e a porosidade total. Para isso utilizam-se cilindros metálicos de volumes conhecidos, aproximadamente 50 cm³. Em cada ponto cravou-se um anel diferente, com batidas firmes, para haver um mínimo de compressão lateral nas suas paredes internas. Retirou-se o anel com o solo por intermédio de uma faca, obtendo-se assim uma prova estrutural do solo, que será conduzida ao laboratório hermeticamente fechada. (LEMOS E SANTOS, 1996)
- b) Amostras deformadas –sendo coletadas com o auxílio de um trado e uma pá na profundidade de 0-20 m, tendo sempre o cuidado de retirar toda a camada de serrapilheira ou cobertura vegetal, a fim de remover folhas e outros detritos. Após as coletas, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos comportando aproximadamente 2 kg de terra e enviadas ao laboratório para análises de granulometria, fertilidade, condutividade elétrica, pH, umidade, cor, textura, metais pesados, matéria orgânica, densidade do solo e de partículas, porosidade total e índice de vermelho (LEMOS E SANTOS, 1996).

Em todos os pontos amostrados foram realizados o ensaio de resistência à penetração.

4.2.2.2. Procedimentos Metodológicos

A seguir foram descritos os procedimentos metodológicos resumidos utilizados para as análises realizadas.

A) Análise Granulométrica

Para análise granulométrica utilizou-se o método da pipeta, descrito em KIEHL (1979).

B) Densidade do Solo

A densidade do solo foi obtida pelo método anel volumétrico (50 cm³ de volume) conforme descrito em (KIEHL, 1979).

C) Porosidade Total Calculada

A partir dos dados obtidos com a densidade do solo e a densidade de partículas, determinou-se a porosidade total das amostras (P%), utilizando a EQUAÇÃO (1) segundo metodologia do manual de solos da EMBRAPA (1997):

$$P\% = \frac{Dp - Ds}{Dp} \times 100 \quad (1)$$

Onde,

Dp = densidade de partículas (mg/m³)

Ds = densidade do solo (mg/m³)

D) Resistência mecânica à penetração do solo- RMP

Para a determinação da resistência mecânica a penetração do solo, foram realizados ensaios utilizando-se um penetrômetro tipo Stiboka produzido pela Sondaterra com penetração máxima de 0,6 m com o cone padrão. Em cada ponto de amostragem foram tomados os valores nas profundidades de 0-0,40 m. Na Tabela 4 podem-se observar os limites de resistência à penetração associado ao grau de limitação ao crescimento das raízes.

Tabela 4- Limites de resistência à penetração associados ao grau de limitação ao crescimento das raízes (adaptada de Canarache, 1991).

Classes	Limites (Kgf.cm⁻³)	Limitação ao crescimento das raízes
Muito baixa	< 11	Sem limitação
Baixa	11-25	Pouca limitação
Média	26-50	Algumas limitações
Alta	51-100	Sérias limitações
Muito alta	101-150	Raízes praticamente não crescem
Extremamente alta	>150	Raízes não crescem

O ensaio de compactação do solo foi realizado *in situ* com a utilização de um penetrômetro de impacto adaptado de Stolf (1984), seu funcionamento está representado na Figura 4.

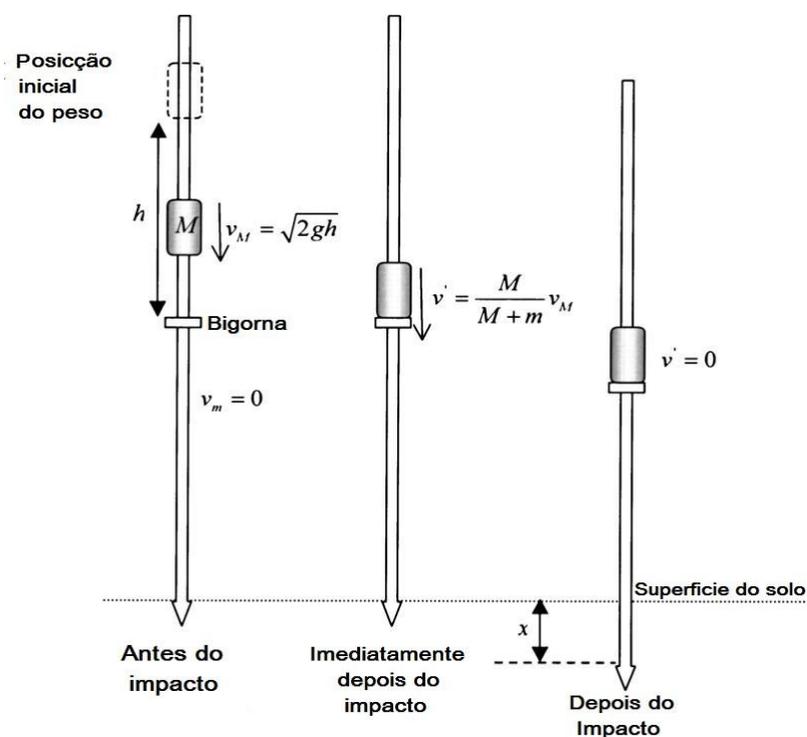


Figura 4-Variação da posição dos componentes do penetrômetro de impacto na direção do campo gravitacional. Fonte: adaptado de Soil Science Society of America, 2005.

A transformação do resultado da penetração da haste no solo (cm/impacto) em resistência à penetração foi realizada de acordo com as indicações de Stolf (1984). A fórmula utilizada é mostrada na equação 2:

$$F = (M + m) \times g + \left(\frac{M}{M + m} \right) \times \left(\frac{M \times g \times h}{x} \right) \quad (2)$$

Onde:

M - massa do êmbolo (kg).

m - massa do aparelho sem êmbolo.

h - altura de queda do êmbolo.

x - penetração da haste do aparelho.

g - aceleração da gravidade.

E) Análise de fertilidade

A partir das amostras coletadas de solo foram analisados parâmetros químicos, tais como, pH (CaCl_2), teor de matéria orgânica por oxidação pelo H_2SO_4 e por quantificação colorimétrica. Também, foi determinada, a quantidade de fósforo disponível (P), os teores de potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), estes extraídos pela resina de troca iônica, onde o P quantificado por calorimetria e o K, Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica. Já o teor de alumínio (Al), será extraído pelo KCl 1N e determinado por titulação ácido-base. Os valores de SB= Soma de bases, CTC = capacidade de troca de cátions e V% = saturação por bases, foram obtidos por cálculos. Toda a metodologia foi baseada em Raji *et al.*, (1987).

Para análise dos micronutrientes Zn, Cu, Fe e Mn utilizou-se como extrator, o DTPA-TEA, seguindo metodologia do IAC (2009). Para a análise do enxofre, utilizou-se metodologia da ASSOCIATION OF OFFICIAL AGRICULTURAL CHEMISTS, de 1970.

F) Condutividade Elétrica

Utilizou-se o extrato de saturação obtido e um condutivímetro da marca DIGIMED modelo DM-32 de leitura direta. Mediu-se a temperatura do extrato e ajustando o aparelho para tal. Aferindo-se a leitura com solução de KCl 0,01 N (condutividade de 1,4 mS/cm). Lavando-se a célula de condutividade com água 2 a 3 vezes e encher a mesma com o extrato de saturação. Fazendo-se a leitura direta de mS/cm.

G) Densidade de Partículas

Para a determinação da Densidade de partículas, utilizou-se metodologia descrita pela EMBRAPA, (1979) utilizando como fórmula de cálculo:

$$\text{Densidade de partículas (g/cm}^3\text{)} = a / 50 - b$$

onde a = peso da amostra seca (g) à 105°C; e b = volume de álcool gasto (cm^3) (EMBRAPA, 1979).

H) Umidade

Colocou-se a amostra, com ou sem estrutura deformada, em lata de alumínio numerada e de massa conhecida, pesar as amostras e colocar na estufa a 105 – 110°C, deixando nesta condição durante 24 horas. Após este período deixou-se esfriar e pesou-se novamente utilizou-se para calculo a formula:

$$\text{Umidade} = h = 100 ((P-P_s)/P_s)$$

onde, P= massa da amostra natural (g) e P_s = massa da amostra seca (g).

I) Metais Pesados

Para a determinação da concentração de metais pesados no solo utilizou-se duas etapas, a primeira, seguindo metodologia EPA 3050B, utilizada para a digestão das amostras, e a segunda seguindo metodologia EPA 7000B para a análise dos metais. As análises foram realizadas no laboratório de química da PUC Campinas.

4.3 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Primeiramente, foi realizada uma estatística descritiva dos dados obtidos pelas análises do solo, e a partir desta gerou-se gráficos *boxplot* para cada uma das análises realizadas. Tais gráficos foram obtidos considerando-se os quartis e as medianas das distribuições, para cada uma das variáveis.

Utilizou-se o software R x64 bits na versão 3.2.1, sendo que inicialmente padronizou-se os dados quantitativos pela equação 3:

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - \mu_j}{\sigma_j} \quad (3)$$

em que X_{ij} é o i-ésimo elemento da j-ésima variável, μ_j é a média da j-ésima variável e σ_j é o desvio-padrão da j-ésima variável, em que $0 \leq i \leq 37$ e $0 \leq j \leq 28$ para este trabalho.

Posteriormente, foi realizada uma análise de agrupamentos ou análise de clusters desenvolvida por SNEATH e SOKAL (1973), para a separação de grupos com características similares em relação ao uso e ocupação das áreas.

Essa análise objetivou dividir os atributos analisados em diferentes grupos, de forma que elementos pertencentes a um mesmo grupo fossem mais parecidos em suas características, do que elementos de outros grupos (MINGOTTI, 2005).

Escolheu-se como coeficiente de dessimilaridade a distância euclidiana, que calcula a distância entre dois pontos: $P_i = (x_{i1}, \dots, x_{in})$ e $P_j = (y_{j1}, \dots, y_{jn})$ por meio da equação 4:

$$d(P_1, P_2) = \sqrt{(y_1 - x_1)^2 + \dots + (y_n - x_n)^2} \quad (4)$$

Em que P_i e P_j são, neste estudo, duas localizações, i e j em que amostras do solo foram retiradas e x_{i1}, \dots, x_{in} são os valores das variáveis analisadas na localidade i e y, \dots, y_{jn} são os valores das variáveis analisadas na localidade j .

Para seleção do método de aglomeração, realizou-se o estudo do coeficiente de correlação cofenética para avaliação da consistência no padrão de agrupamento. Quanto mais este coeficiente é próximo de um, maior é a consistência do padrão de agrupamento (MINGOTTI, 2005).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL

Os solos nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e do Rio das Pedras encontraram-se divididos em 16 classes (segundo dados do Instituto Agrônomo, adaptados no banco de dados do Laboratório de Geoprocessamentos da PUC-Campinas- Figura 5) sendo que no presente estudo foram trabalhados em cinco grandes classes principais: Latossolos, Argissolos, Cambissolos, Nitossolos e Gleissolos, sendo assim distribuídos: 81,2% de Latossolos, 8,3% de Argissolos, 6,2% de Gleissolos e 0,7% de Cambissolos e 3,6% de Nitossolos (Tabela 5)

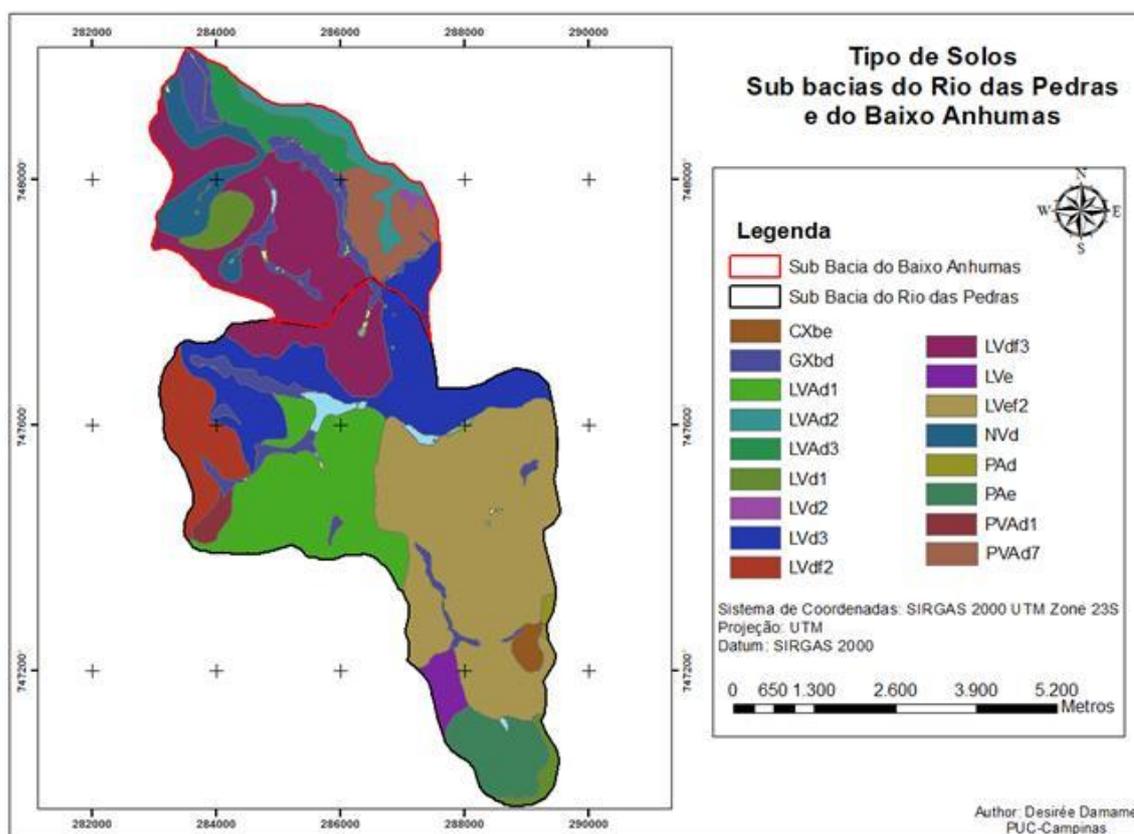


Figura 5- Subdivisão dos solos localizados nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras (adaptado a partir do banco de dados do Instituto Agrônomicos e da PUC-Campinas).

Tabela 5- Área e porcentagem de área ocupada por cada tipo de solo.

<i>Tipo de solo</i>	<i>Área Ocupada (Km²)</i>	<i>Área ocupada (%)</i>
Cambissolos	0,3	0,7
Gleissolos	2,6	6,2
Latossolos	34,1	81,2
Nitossolos	1,5	3,6
Argissolos	3,5	8,3

Com o auxílio do mapa de declividade do terreno, Figura 6, obtido a partir das curvas de nível, fornecidas pelo banco de dados do Laboratório de Geoprocessamento da PUC-Campinas, observa-se que as áreas com maior declividade encontram-se principalmente no início da sub bacia do Rio das Pedras, onde encontra-se também uma grande mancha de Nitossolo, ainda, observa-se um terreno acidentado a nordeste da sub bacia do baixo anhumas, local onde atualmente, observa-se uma parcela de mata e pastagens, onde começa a se iniciar os processos de urbanização.

As áreas de menor declividade na estão localizadas no centro da sub bacia do Rio das Pedras, e no final da sub bacia do Baixo Anhumas. É possível observar também que trechos de baixa declividade circundam todo o leito do rio, o que favorece a ocupação urbana nas margens desse.

Para uma maior observação do relevo e identificação das áreas de risco nas sub bacias, gerou-se o mapa de elevação digital (MED) conforme apresentado na Figura 7, tendo nas áreas mais próximas ao leito do rio cotas altimétricas menores, variando de 550 a 585 metros, contrapondo a isso, tem-se as áreas de elevada cota altimétrica, caracterizadas pelos divisores de água, chegando a 705 metros.

De forma geral, é possível observar que a bacia contém muitas áreas planas, o que favorece o desenvolvimento urbano e rural no local.

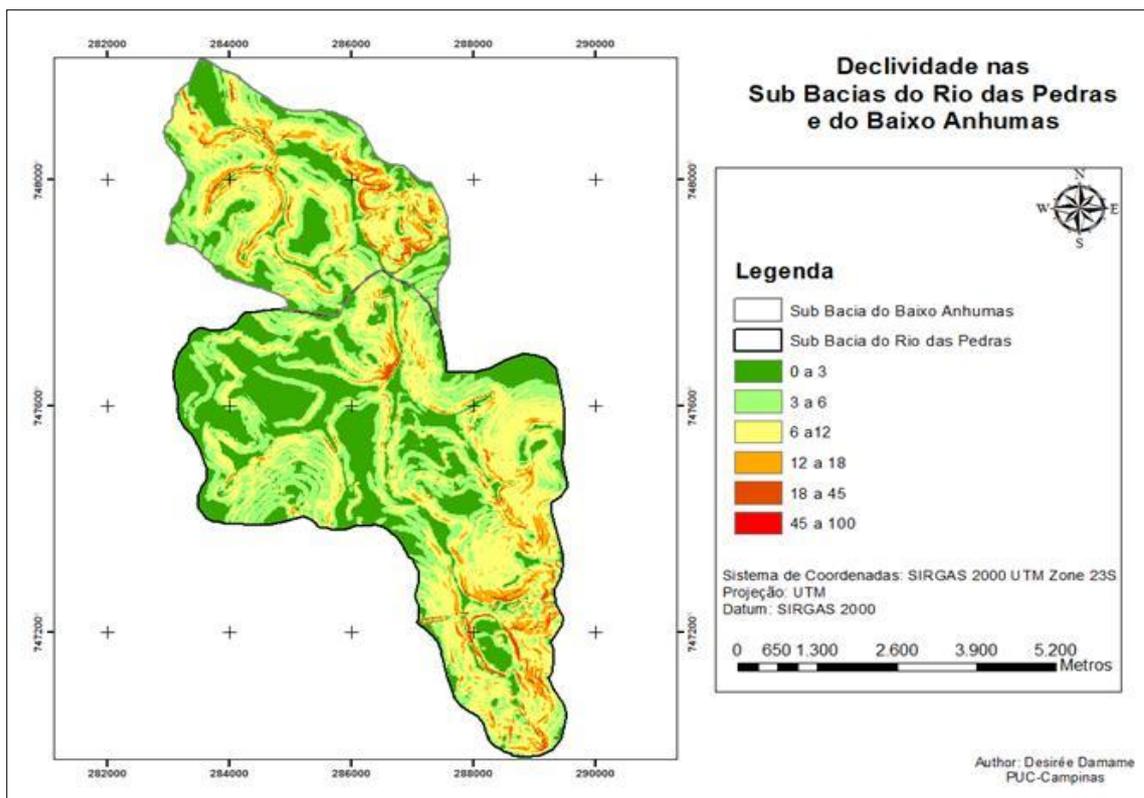


Figura 6- Declividade nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras, (adaptado a partir do banco de dados da PUC-Campinas).

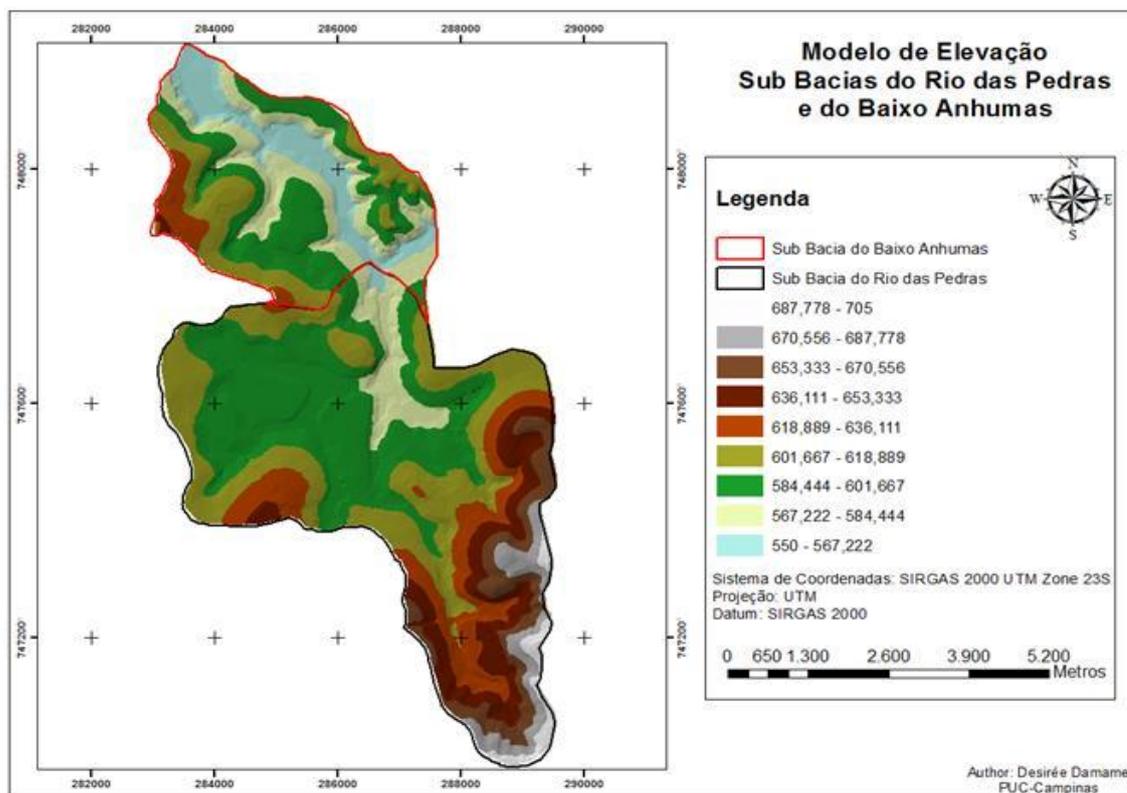


Figura 7- Modelo de Elevação nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras (adaptado a partir do banco de dados da PUC-Campinas)

Na Figura 8, apresentou-se os mapas de uso e ocupação para os diferentes anos estudados, 1962, 1972, 2009 e 2014. Com isso, pode-se notar a variação no uso e ocupação das duas sub bacias ao longo do período estudado. Pode-se observar o elevado crescimento urbano (em cinza), aliado à diminuição das áreas agrícolas (em amarelo) ao longo dos anos. Notou-se, ainda, que o início da ocupação imobiliária ocorreu no centro da Bacia do Rio das Pedras, espalhando-se para as áreas periféricas. Pela análise do mapa de declividade (Figura 4), foi possível visualizar que grande parte das bacias se encontra em um relevo pouco acidentado, o que certamente influenciou a ocupação acelerada da área.

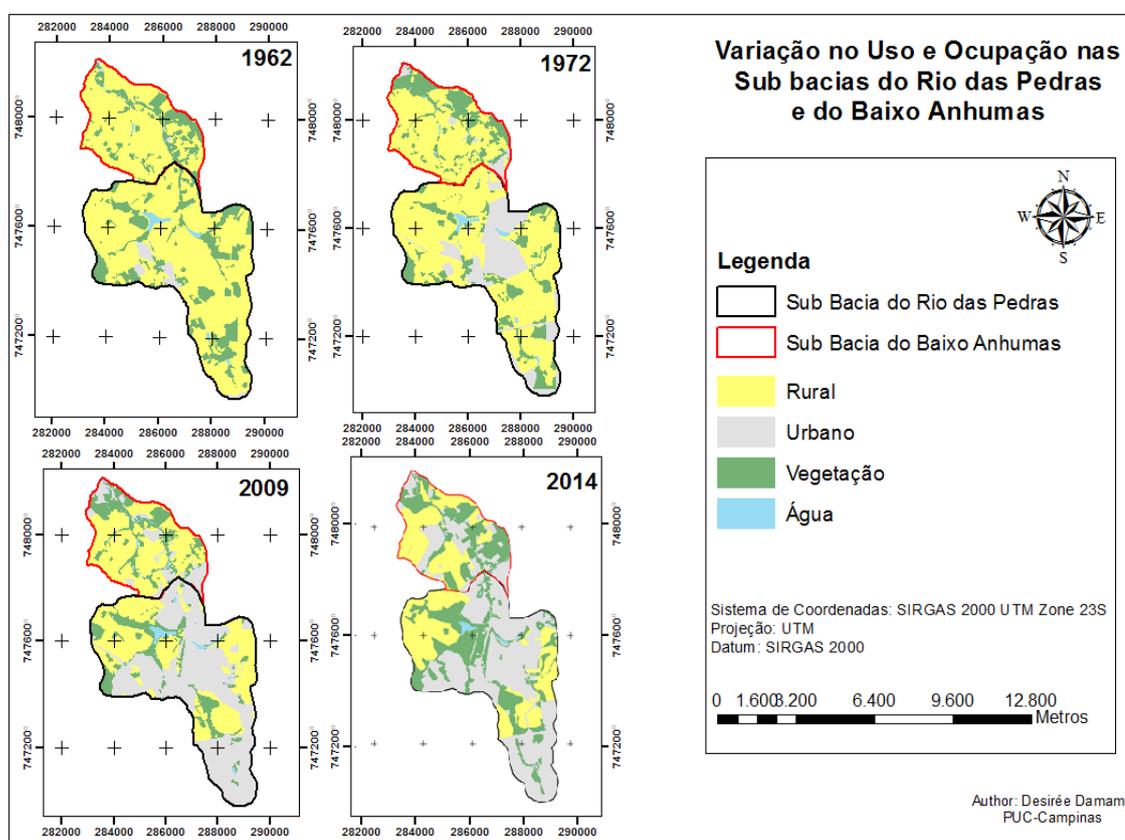


Figura 6- Variação do uso e ocupação nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas. (adaptado a partir do banco de dados da PUC-Campinas).

No mapa referente ao ano de 1962, pode-se observar que a grande maioria da área era ocupada com uso agrícola, cerca de 77%, e que sua vegetação já se encontrava fragmentada, e que a população urbana ocupava apenas uma pequena parcela da área. No ano de 1972, pode-se visualizar o aumento da ocupação urbana e o crescimento das parcelas verdes,

principalmente na Bacia do Baixo Anhumas, possivelmente pela regeneração natural. Em contrapartida, pode-se observar uma redução na continuidade de um trecho de mata na Bacia do Rio das Pedras, trecho que compunha a mata ciliar, resultado similar foi observado em Etto *et al.* (2015). Observou-se, ainda, que a ocupação se iniciou na parte média/alta da Bacia do Rio das Pedras, a qual possui a menor declividade.

Entre os anos de 2009 e 2014 pode-se observar que as áreas urbanas passaram a ocupar uma maior porção nas áreas em estudo, havendo uma diminuição nas áreas rurais, pode-se observar que em apenas 5 anos, a malha urbana teve um crescimento de 3 %, cerca de 1,26 Km² na área de estudo, principalmente na área equivalente a Sub Bacia do Baixo Anhumas e na parte média/ alta da Bacia do Rio das Pedras, expandiu-se o número de novos loteamentos residenciais nesses locais.

Ainda, se comparar-se o mapa de solos, Figura 5, com os mapas de uso e ocupação, é possível observar que o crescimento da malha urbana se dá sobre os principais tipos de solo da bacia (Argissolos e Latossolos), solos esses ricos em nutrientes, o que é essencial para o bom estabelecimento da vegetação nativa, além de ter elevada importância agrícola, principalmente na produção de alimentos.

A Figura 9 apresentou a distribuição percentual dos usos e ocupações para os anos estudados. Podendo-se notar que o uso rural decaiu de forma acentuada, de 77% em 1962, para 65% em 1972, chegando a 42% em 2009, e em 2014, caracterizava-se em apenas 29% da área, ou seja, uma perda de 20,16 Km² de área agrícola durante os 52 anos de pesquisa, e somente durante os anos de 2009 e 2014, essa perda chegou a 5,5 km², revelando uma substituição das áreas rurais por urbanas. Pode-se observar ainda, que a proporção de área vegetada subiu entre os anos de 2009 e 2014, isso porque para o estudo atual considerou-se as áreas de mata ciliar da bacia, a qual foi restaurada por alguns planos de ação da prefeitura de Campinas, realizados desde 2009. Também se considerou como áreas vegetadas pastos sujos, localizados no interior das áreas de pecuária, devido a sua cobertura e importância na infiltração de água no solo e recarga de aquíferos e as áreas que foram abandonadas do ponto de vista agrícola.

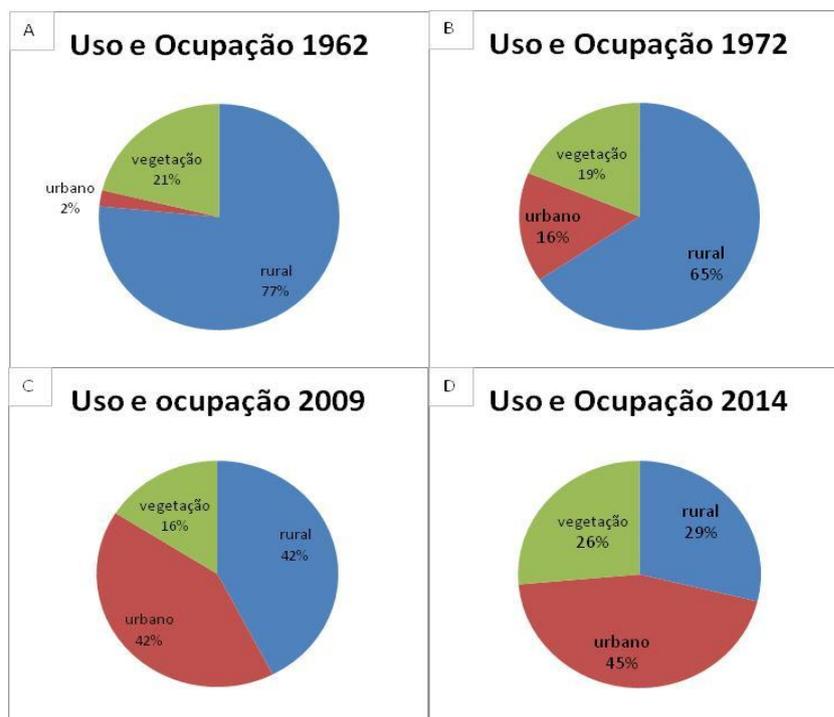


Figura 7- Percentual de cada tipo de uso e ocupação para cada ano estudado.

Foi possível verificar que entre os anos de 2009 e 2014 a malha urbana aumentou cerca de 1,3 Km², em média 0,26 Km²/ano. Levando em consideração o tamanho total das duas bacias hidrográficas, que é cerca de 42 Km², esse aumento significou uma ocupação de cerca de 3,1% da área de estudo, sendo bastante significativo analisando-se do ponto de vista de impermeabilização do solo, e conseqüente vulnerabilidade ambiental.

A perda da área rural nas bacias ao longo dos anos vem causando inúmeros prejuízos, visto que estas possuem importante papel na infiltração de água no solo, recarga do lençol freático, além de produzir alimentos para a área de estudo e adjacentes. Tal perda soma-se 48% no total estudado, cerca de 20 km² em 52 anos, e ainda, nos últimos 5 anos, de 2009 a 2014, essa perda foi de 5,5 Km².

A partir dos 3 mapas apresentados (tipo de solos, declividade e uso e ocupação) gerou-se o mapa de vulnerabilidade ambiental para cada um dos anos estudados, 1962 (Figura 10), 1972 (Figura 11), 2009 (Figura 12) e 2014 (Figura 13).

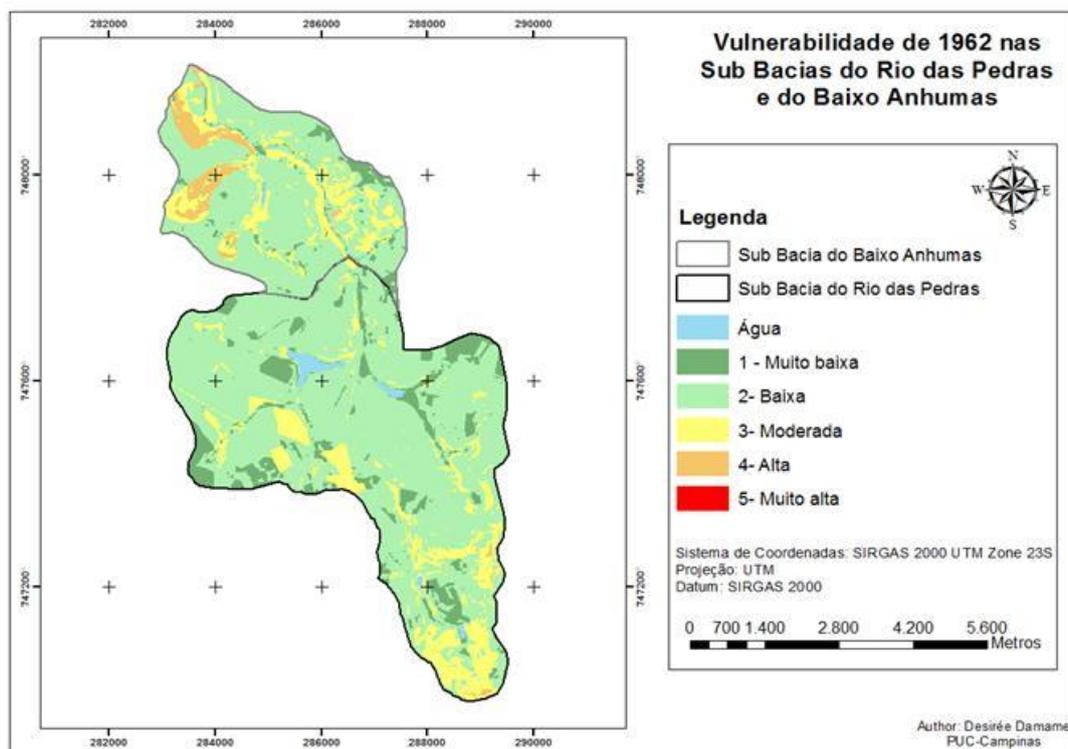


Figura 8- Mapa de Vulnerabilidade Antrópica para o ano de 1962 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras.

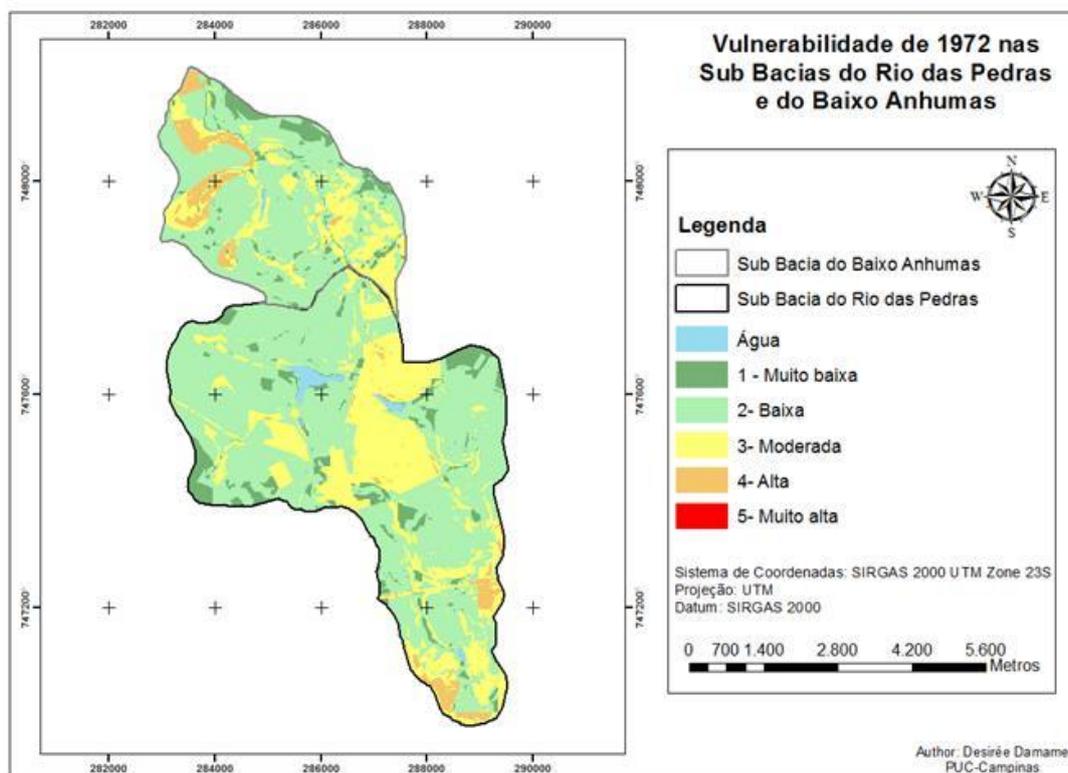


Figura 9- Mapa de Vulnerabilidade Antrópica para o ano de 1972 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras.

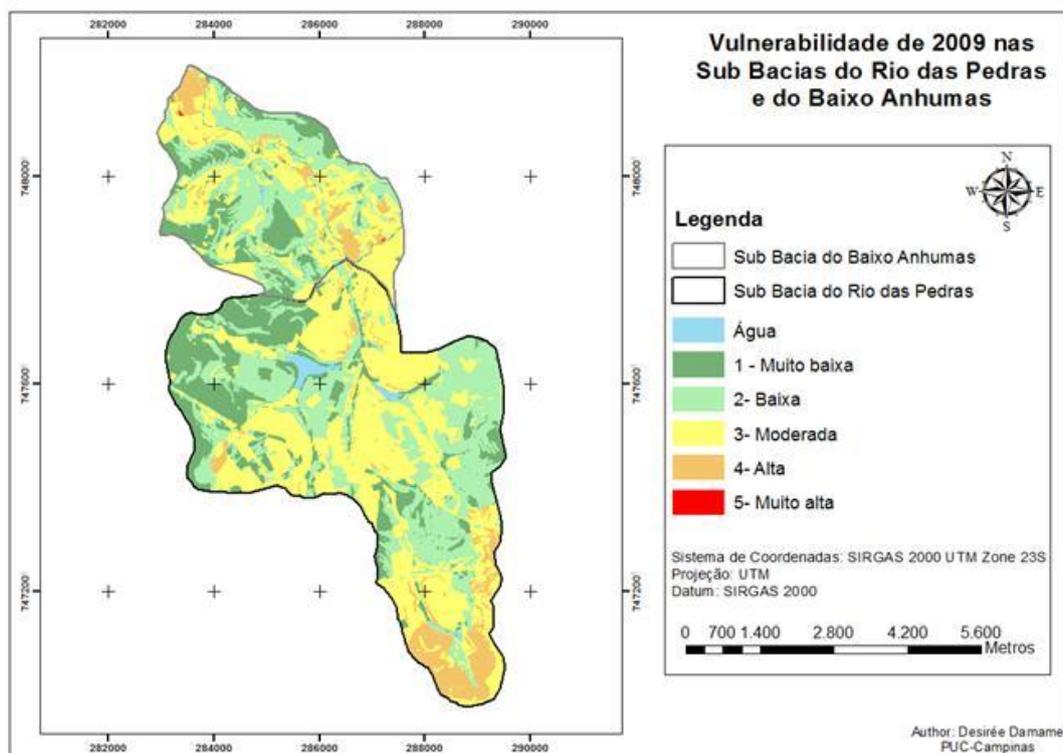


Figura 10- Mapa de vulnerabilidade antrópica para o ano de 2009 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras no ano de 2009

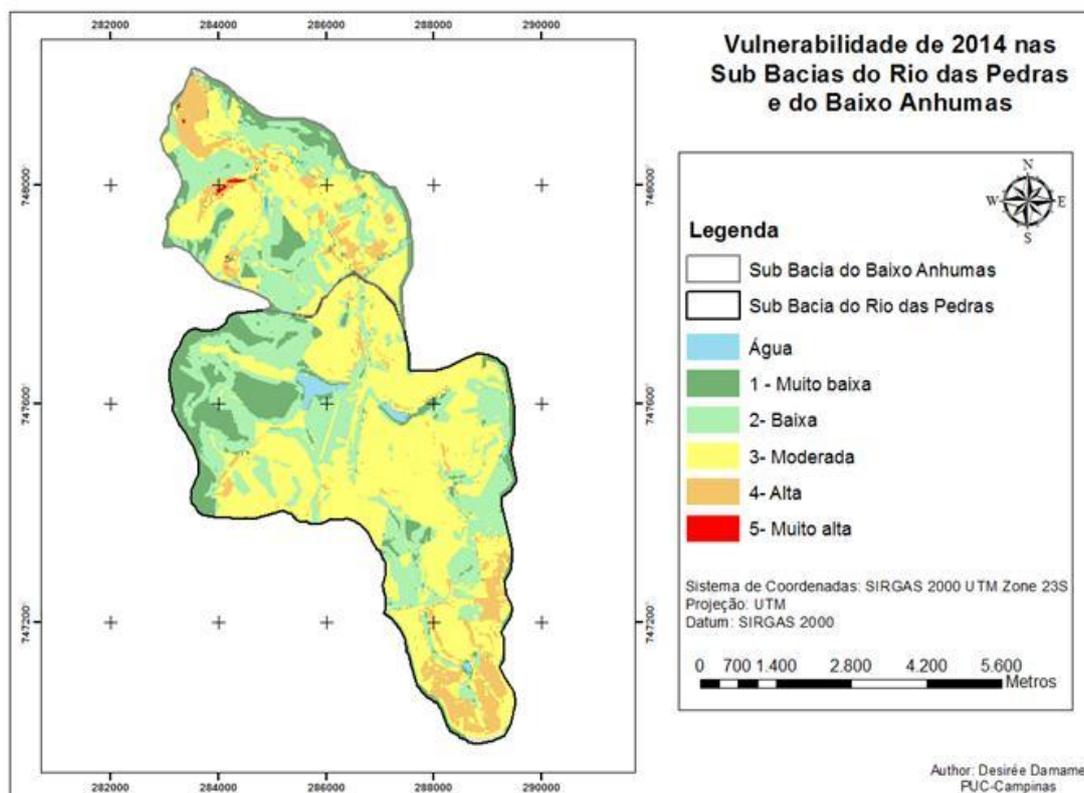


Figura 11- Mapa de vulnerabilidade antrópica para o ano de 2014 nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras no ano de 2014.

Para melhor visualização dos resultados de vulnerabilidade, pode-se observar a Tabela 6 que apresentou a porcentagem de área ocupada por cada uma das 5 classes de vulnerabilidade. Pode-se ainda realizar um comparativo entre o crescimento/ decréscimo de cada uma das classes para os diferentes anos.

Tabela 6- Porcentagem de área ocupada por classes de vulnerabilidade nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras.

Classe	Vulnerabilidade	1962	1972	2009	2014	Variação	Variação
						entre 1962 e 2014	entre 2009 e 2014
1	Muito baixa	9%	7%	19%	10%	1%	-9%
2	Baixa	73%	63%	33%	31%	-42%	-2%
3	Moderada	16%	26%	40%	50%	34%	10%
4	Alta	2%	4%	8%	9%	7%	1%
5	Muito alta	0%	0%	0%	0%	0%	0%

A Figura 14 apresenta a evolução das classes de vulnerabilidades ao longo do tempo na área estudada.

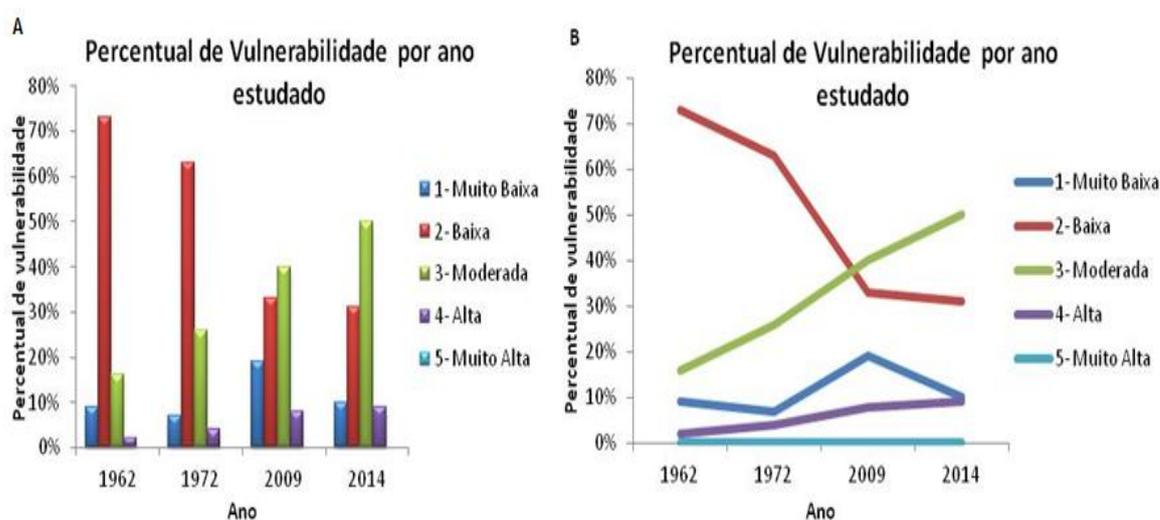


Figura 12-Percentuais de uso do solo para cada ano estudo nas Sub Bacias do Baixo Anhumas e do Rio das Pedras.

O maior problema observado foi relacionado a uma queda significativa nas áreas de baixa vulnerabilidade ao longo dos anos (Figuras 14 a e b),

enquanto as classes de vulnerabilidade alta e moderada vieram aumentando. Isso abre uma importante discussão mostrando que se nenhuma ação imediata for tomada a área como um todo poderá estar em risco nos próximos anos.

Para o ano de 1962 observou-se, de modo geral, que em grande parte da área a vulnerabilidade apresentou-se baixa com a maior parte das Bacias ocupadas por atividades agrícolas, porém já apresentava uma fragmentação das áreas verdes. Já em 1972, com o início da ocupação imobiliária mais intensiva, observou-se que a vulnerabilidade baixa sofreu uma queda de 10% em 5 anos (ou 2%/ano), enquanto que as áreas de vulnerabilidade moderada aumentaram 10%, além de diminuir as muito pouco vulneráveis e elevar as de alta vulnerabilidade.

De maneira geral, pode-se observar que as alterações no uso e ocupação das áreas ao longo dos outros 52 anos promoveram uma modificação substancial na paisagem da bacia. Entre os anos de 1972 e 2009, observou-se uma melhora nos índices de vulnerabilidade muito baixa, podendo estar este relacionado com as leis ambientais para uso e ocupação, estabelecidas no município, como por exemplo, a lei nº 6.741, de novembro/1991, a qual dispõe sobre plantio de árvores em margens de córregos, o decreto nº 11.172, maio/1993 que diz respeito a criação de Áreas de Proteção Ambiental (APA), e a lei nº 11.132, de janeiro/2002 a qual dispõe sobre a criação do programa Patrimônio Verde em Campinas, entre diversas outras, as quais preveem áreas de infiltração de água no solo, manutenção da mata ciliar, plantio de pequenos bosques, arborização de praças, preservação das áreas de mata (Santa Genebra e do Quilombo) e plantio de árvores nas pastagens, ou ainda estar relacionada a alguns projetos de recuperação implantados nas áreas de preservação permanente durante este período.

Observou-se que a vulnerabilidade das áreas em estudo no ano de 2009 ficou entre 19 % muito baixa, 33 % baixa, 40 % moderada, 8 % alta e 0 % muito alta. Para 2014, cenário atual, observou-se a seguinte distribuição: 10 % muito baixa, 31 % baixa, 50 % moderada, 9 % alta e 0 % muito alta, o que significa que houve um crescimento de 10% na vulnerabilidade moderada e de 1% na alta, e ainda, um decréscimo para vulnerabilidade baixa, cerca de 2% e 9% muito baixa, revelando o forte impacto ambiental que a área vem sofrendo.

É importante salientar ainda, que mesmo a vulnerabilidade muito alta para o ano de 2014 sendo de 0%, este valor não é absoluto, pois já observa-se uma pequena mancha vermelha no mapa de vulnerabilidade para 2014 (Figura 13), onde indica um início, ainda pequeno, não somando nem 1% da área, mas já se torna significativo visto o aumento ascendente das classes de moderada e alta vulnerabilidade.

De maneira geral, no caso da área estudada, o crescimento urbano causou impacto direto na vulnerabilidade ambiental, isso porque a impermeabilização do solo eleva os índices de vulnerabilidade alta, pois impede a infiltração e percolação de água no terreno, fazendo com que a água escoe com mais velocidade e intensidade até o leito do rio, causando assoreamento decorrente de processos erosivos, o que fica ainda mais prejudicial quando aliado a um tipo de solo frágil ou compactado, e ainda a uma elevada declividade do terreno. (CARNEIRO *et al.*, 2009, PEDRON, 2004)

A ocupação urbana além de impermeabilizar o solo, afeta diretamente a interação entre os fragmentos florestais, além de suprimir as áreas de mata/vegetação nativa (TAMBOSI, 2014). A compactação impede o correto desenvolvimento radicular, além modificar a disponibilidade de água e nutrientes para as plantas (CANARACHE, 1991)

Nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas, verificou-se forte crescimento populacional desde os anos de 1962, até 2014, principalmente entre os anos de 2009 e 2014, com isso, no comparativo entre a vulnerabilidade de 2009 e 2014, tem-se que as áreas de alta vulnerabilidade aumentaram 1,0% enquanto as de muito baixa vulnerabilidade diminuíram 2%, aquelas de moderada aumentaram 10%, enquanto as de baixíssima vulnerabilidade diminuíram 9% e a de vulnerabilidade muito alta, se manteve nula. Sendo assim, pode-se dizer que a expansão imobiliária avançando para as áreas agrícolas nas bacias promoveu um impacto na vulnerabilidade, o que certamente afetou as áreas de fragmentos nativos e a qualidade, e conseqüentemente a qualidade de vida da população de entorno. No caso específico da Sub Bacia do Rio das Pedras, conhecendo a forte ocupação agrícola da área, sabe-se que o aumento da fragilidade implicará ainda em grandes perdas para a produção de alimento na região.

5.2 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS DO SOLO

Para melhor discussão dos resultados, apresenta-se uma descrição sumária das principais características encontradas nos pontos de coleta referentes ao uso e ocupação tomando-se a estratificação descrita a seguir.

Área urbana: composta por terrenos baldios, pequenas praças, jardins e campos de futebol de várzea. Como é característico em áreas urbanas, foram encontrados nos terrenos baldios diversos resíduos de construção civil, o que, para Pedron *et al.* (2004), é um dos fatores que dificultam a definição de critérios para a classificação de solos urbanos. Nas bacias foram amostrados 11 pontos em áreas urbanas, os quais podem ser visualizados na Tabela 7.

Tabela 7- Visualização dos pontos amostrados localizados em área urbana.

Foto da área e coordenadas	Descrição do local
 <p data-bbox="268 1395 738 1429">Latitude 7471091 Longitude 288973</p>	<p data-bbox="847 1043 1428 1211">Terreno abandonado em área densamente urbanizada, presença de espécies nativas e muitas invasoras, solo sem cobertura vegetal, presença de lixo domiciliar e resíduos de construção civil.</p>
 <p data-bbox="268 1854 746 1888">Latitude 7469919 Longitude 289199</p>	<p data-bbox="847 1491 1428 1659">Praça/balão entre avenidas, área densamente urbanizada, presença de vegetação não nativa e grama. Solo extremamente compactado e com baixo teor de umidade.</p>

	<p>Canteiro central entre avenidas de grande porte, ligando o bairro a rodovia Dom Pedro, local bem próximo ao Shopping Parque Dom Pedro, entre condomínios de alto padrão.</p> <p>Local sem presença de árvores (nativas ou não) e com cobertura vegetal apenas em grama.</p>
<p>Latitude 7471091 Longitude 288973</p>	
	<p>Canteiro central dentro de uma Universidade. Solo sem cobertura vegetal, próxima a ruas, interligando prédios administrativos e salas de aula. De ambos os lados do canteiro, com alta proximidade, pode ser possível visulaizados prédios, pontos de ônibus, salas de aula e elevada circulação de pedestres.</p>
<p>Latitude 7475182 Longitude 288371</p>	

Área rural: predomínio de áreas com culturas agrícolas como cana-de-açúcar, soja, hortaliças, espécies frutíferas, etc, além das áreas de pastagem. No decorrer das Sub Bacias do estudadas foram amostrados 9 pontos em áreas rurais (Tabela 8) onde a maioria referentes a pequenas propriedades localizadas bem próximas as áreas urbanas, sendo denominadas de agricultura urbana ou periurbana e que desempenham importante papel nas relações de permeabilidade e infiltração de água no solo em bacias com alto grau de impermeabilização.

Tabela 8- Visualização de pontos amostrados localizados em áreas rurais.

Foto da área e Coordenadas	Descrição do Local
 <p data-bbox="268 703 738 730">Latitude 7477788 Longitude 285548</p>	<p data-bbox="863 322 1428 618">Área de pastagem, sem presença de animais no momento da coleta. Local com ausência de espécies arbóreas. Pertencente a uma pequena propriedade rural próxima a condomínios de alto padrão. Solo coberto por vegetação rasteira, apenas gramíneas, observada ainda, a presença de lixo as margens da área.</p>
 <p data-bbox="268 1151 738 1176">Latitude 7473703 Longitude 289339</p>	<p data-bbox="863 763 1428 931">Área de plantação e cultivo de cana-de-açúcar, ao lado universidade de uma universidade. Área densamente urbanizada, com residências familiares e estudantis.</p>
 <p data-bbox="268 1574 738 1597">Latitude 7472927 Longitude 288383</p>	<p data-bbox="863 1182 1428 1312">Antiga área de plantação, hoje terreno abandonado, presença de brachiaria e pequenos arbustos, solo exposto em muitas áreas.</p>

Áreas Vegetadas: englobam os fragmentos florestais e as matas ciliares das Sub Bacias do Baixo Anhumas e Rio das Pedras. É importante salientar que a pressão antrópica estava presente em todos os pontos de coleta. As áreas de pastagem que foram abandonadas e que se encontram com algum processo de regeneração natural também entraram nessa classificação, ou ainda pastos sujos, ou seja, com plantio de espécies arbóreas. Na bacia foram amostrados 17 pontos nessa condição, conforme observado na Tabela 9

Tabela 9- Visualização de pontos amostrados localizados em áreas vegetadas.

Foto da área e Coordenadas	Descrição do Local
 <p data-bbox="268 701 738 725">Latitude 7476236 Longitude 286828</p>	<p data-bbox="874 353 1428 555">Parque linear, próximo ao Rio das Pedras, cobertura do solo com serapilheira, presença de um horizonte O e presença de árvores nativa. Do outro lado da foto, rua pouco movimentada e residências de médio porte.</p>
 <p data-bbox="268 1111 730 1135">Latitude 7474335 Longitude 286838</p>	<p data-bbox="874 763 1428 898">Parque linear, com presença espécies arbóreas nativas e não nativas. Próximo a residências e grandes avenidas. Ruas do entorno bastante movimentadas.</p>
 <p data-bbox="268 1520 738 1545">Latitude 7476467 Longitude 286867</p>	<p data-bbox="874 1173 1428 1397">Área próxima a estrada da Rhodia, importante via de deslocamento entre a rodovia Dom Pedro e os bairros do distrito de Barão Geraldo. Local com presença de arvores nativas, solo coberto por folhas e raízes, próxima à margem do rio.</p>
 <p data-bbox="268 1917 738 1942">Latitude 7479171 Longitude 284691</p>	<p data-bbox="874 1583 1428 1785">Área de mata em meio a grandes condomínios residenciais, com presença de arvores nativas e boa cobertura de solo. Neste local foi possível observar elevada umidade no solo comparada ao restante das áreas.</p>

Na Tabela 10 apresenta-se a estatística descrita (média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação e variância) para cada um dos parâmetros do solo analisados sendo assim possível verificar que houve uma variação nos dados, evidenciado pelos elevados desvios padrão observados (acima de 30% do valor da análise), destacando-se: a condutividade elétrica, a matéria orgânica, os dados granulométricos (areia, silte e argila), o fósforo, o cálcio, o ferro, o manganês, o zinco, a soma de bases e a porcentagem de saturação por base (V%). Tal variação pode ser explicada pelas diferenças observadas no uso e ocupação dos solos na área, e ainda por características intrínsecas de cada tipo de solo, como por exemplo, a variação na classe textural.

Tabela 10- Estatística descritiva dos atributos físicos e químicos do solo das Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas

<i>Atributo do solo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Desvio Padrão</i>	<i>Coeficiente de variação (%)</i>	<i>Variância</i>
pH	6,64	6,65	0,61	9,18	0,37
Condutividade elétrica (us/cm)	142,63	109,50	96,73	67,82	9355,95
Umidade (%)	23,79	24,50	5,07	21,31	25,70
Resistência Mecânica a Penetração (MPa)	3,78	3,45	1,75	46,40	3,08
Matéria orgânica (g/dm³)	27,86	26,00	10,11	36,30	102,29
Densidade do solo (Mg/m³)	1,49	1,49	0,22	14,65	0,05
Densidade de partícula (Mg/m³)	2,88	2,88	0,28	9,84	0,08
Porosidade total (%)	0,48	0,48	0,09	18,27	0,01
Areia (g/Kg)	441,22	410,00	141,09	31,98	19907,34
Silte (g/Kg)	130,30	116,00	67,22	51,59	4517,99
Argila (g/Kg)	428,49	419,00	126,61	29,55	16029,98
S (Mg/L)	9,03	9,00	2,07	22,98	4,30
P (Mg/L)	41,84	33,00	46,82	111,90	2191,70
K (Mg/L)	4,29	3,70	2,27	52,84	5,15
B (Mmol/dm³)	0,16	0,16	0,04	24,77	0,00
Mg (Mmol/dm³)	15,03	16,00	5,97	39,76	35,69
Ca (Mmol/dm³)	62,95	57,00	36,20	57,51	1310,55
Cu (Mg/dm³)	4,32	2,80	3,62	83,68	13,09
Fe (Mg/dm³)	11,89	8,00	12,23	102,83	149,54
Mn (Mg/dm³)	20,76	10,80	25,96	125,05	674,08
Zn (Mg/dm³)	3,15	2,80	2,10	66,64	4,39
SB (Mol(c)/dm³)	83,70	85,00	42,86	51,21	1837,33
CTC (Mmol/Kg)	108,89	112,00	37,69	34,61	1420,21
V% (%)	71,62	79,00	20,58	28,73	423,35
Níquel (mg/Kg)	0,36	0,37	0,06	16,01	0,00
Cromo (mg/Kg)	0,16	0,15	0,11	68,45	0,01
Chumbo (mg/Kg)	0,35	0,36	0,11	30,87	0,01

A partir das análises estatísticas gerou-se gráficos boxplots conforme apresentados nas Figuras 15 a 41. Pela análise dos dados obtidos pela análise granulométrica foi possível observar que houve uma maior quantidade de argila (Figura 15) nas áreas de uso rural (média de 550 g/ Kg), enquanto para o uso urbano a média foi de 450g/kg e o uso vegetado teve média de 370 g/Kg. Os maiores teores de silte (Figura 16) foram encontrados no grupo urbano (150 g/Kg), para o uso rural notou-se que a média foi de 125g/Kg e o vegetado teve média de 100 g/Kg. Já para os teores de areia, a maior média (Figura 17) foi do uso vegetado (500g/kg), o uso urbano teve média de 400 g/Kg, enquanto o uso rural, teve a menor média, 300 g/kg.

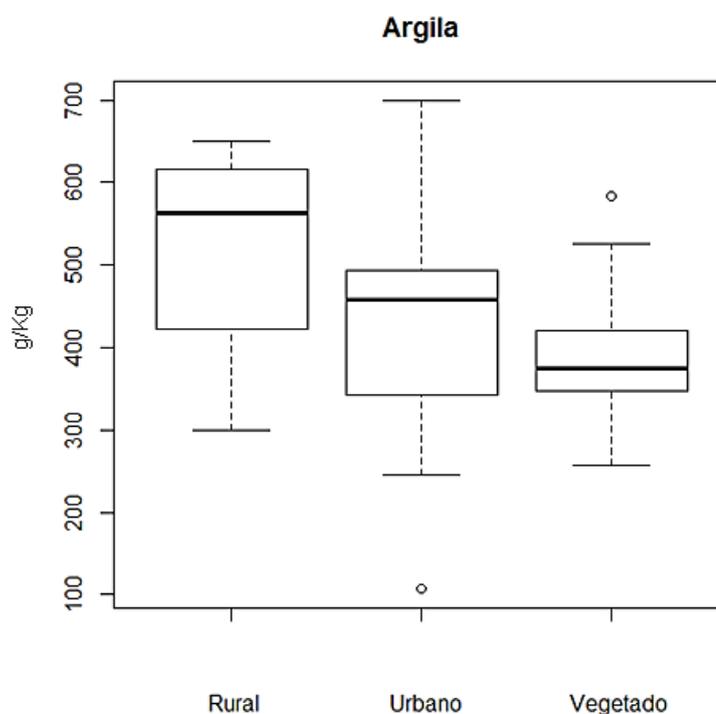


Figura 13- Boxplot referente ao teor de argila, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

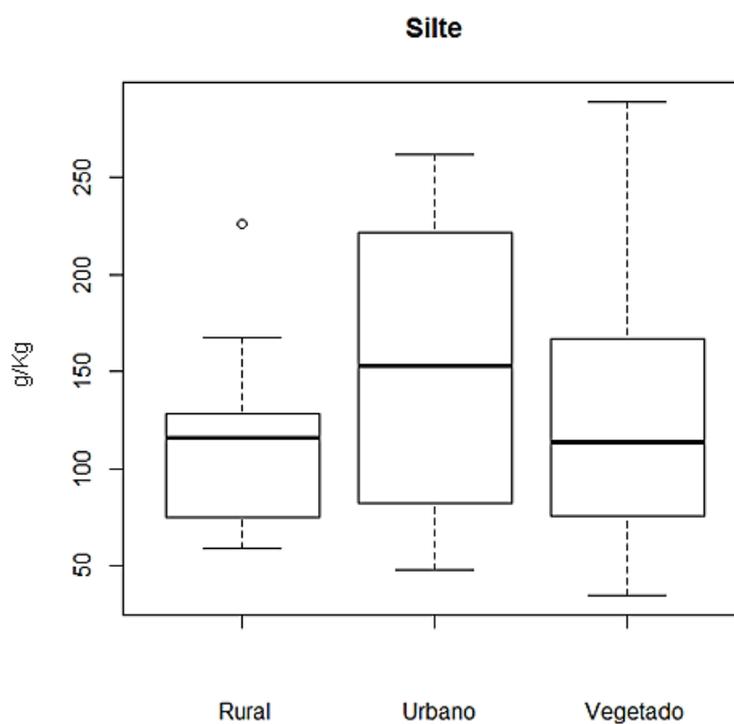


Figura 14- Boxplot referente ao teor de Silte em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

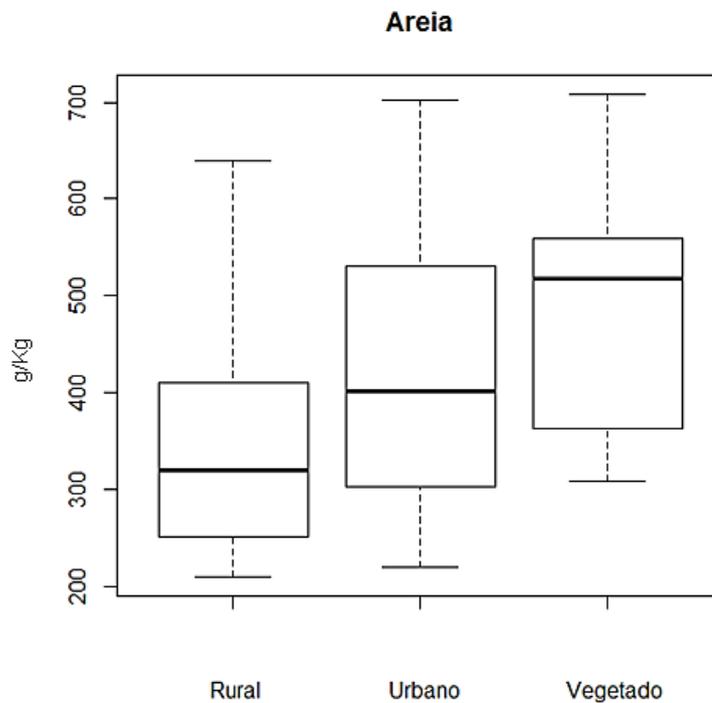


Figura 15- Boxplot referente ao teor de areia em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Na Tabela 11 observam-se as classes texturais nos pontos amostrados, obtidos segundo as classificações Americana e Brasileira. De maneira geral, segundo a classificação americana a maioria dos pontos rurais possui solos mais argilosos, assim como os urbanos, enquanto os vegetados ficam em sua maior parte com solos argilo-arenoso, demonstrando que solos vegetados na bacia possuem um teor de areia superior aos outros usos. Já pela classificação brasileira, destacam-se os solos franco-argilosos, cujo foi predominante para os 3 usos. Tal análise textural indica que a área possui uma lenta infiltração de água no solo e conseqüentemente uma retenção de água em seus poros (RODRIGUES, 2005), principalmente nas áreas rurais e urbanas, devido a elevada quantidade de argila.

Em estudos realizados para o Projeto Anhumas, Torres (2006) identificou padrões texturais semelhantes aos encontrados no presente trabalho, ficando entre padrões de textura argilosos e argilo-arenosos, identificando uma padronização dos solos da região noroeste do município de Campinas-SP.

Tabela 11- Análise do triângulo textural. Classificação dos EUA e da EMBRAPA para os resultados obtidos pela análise nas Sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas.

USO	Classificação textural EUA				Classificação textural Embrapa		
	Argila	Argilo-Arenoso	Franco-Argilo-Arenoso	Franco-Argiloso	Franco-Argiloso	Argila	Franco
Rural	7	1	1	0	5	3	1
Vegetado	3	7	5	2	13	0	4
Urbano	6	3	1	1	8	1	2

Em relação a densidade do solo (Figura 18) observou-se que os três tipos de usos e ocupação selecionados (rural, urbano e vegetado) apresentaram elevada variabilidade estando, em geral entre 1,24 a 1,93 Mg.m⁻³. Para o uso urbano, esta ficou em torno de 1,25 a 1,93 Mg.m⁻³, no uso vegetado entre 1,24 a 1,86 Mg.m⁻³ e no rural entre 1,08 e 1,76 Mg.M⁻³. Segundo Kiehl, (1979) a densidade do solo deve variar entre 1,1 e 1,6 Mg.m⁻³, para os solos minerais naturais, sendo que valores superiores a 1,9 g/cm³, podem causar danos diretos ao sistema radicular e ao estabelecimento das plantas. Oliveira *et al.*, (2015) estudando diferentes sistemas de manejo agrícola observaram que todos

promoveram alterações na densidade do solo, fato este corroborado pela comparação das médias dos sistemas de manejo em relação ao solo sob floresta nativa tomado como referência. Resultado semelhante foi observado por Spera *et al.*, (2009), quando analisaram atributos físicos do solo em diferentes sistemas de manejo. Esses autores verificaram diferenças entre 0,88 e 1,30 Mg m⁻³. De maneira geral, pode-se observar que os altos valores de densidade do solo observados podem comprometer a qualidade e a recuperação dos solos encontrados nas bacias estudadas.

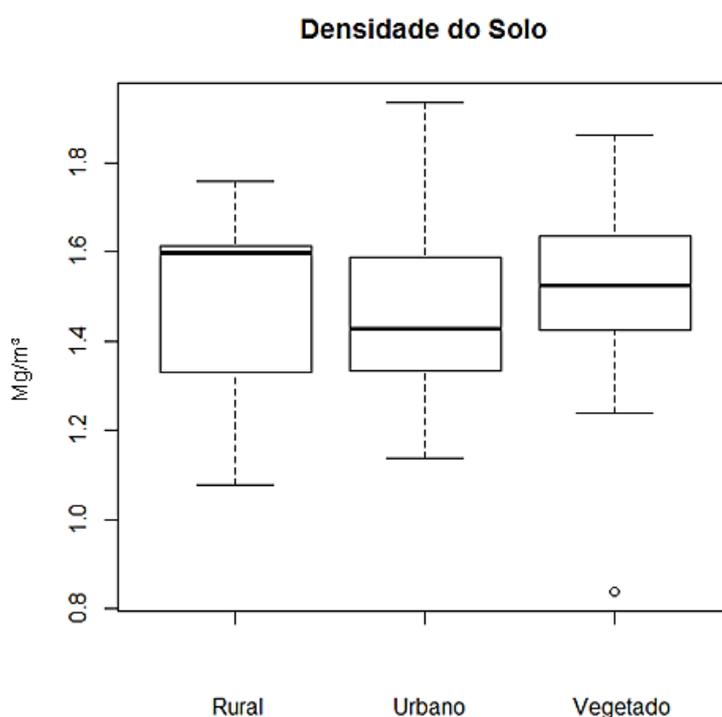


Figura 16-Boxplot referente à análise da densidade do solo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

A porosidade total seguiu a mesma tendência da densidade do solo e sofreu alterações significativas em todas as situações estudadas. Esses resultados demonstram que o volume total de poros foi alterado pelas ações antrópicas (Figura 19), sendo que os valores observados ficaram entre 31 a 50% no uso vegetado, de 40 a 60% no uso rural e de 34 a 55% no uso urbano. A porosidade total, de uma forma geral, indica a quantidade de espaços vazios encontrados no interior de um solo, quanto mais espaços vazios, melhor para o desenvolvimento das raízes das plantas inseridas no sistema, pois esse irá interferir nos processos de aeração, condução e retenção de água e resistência

à penetração, gerando um aproveitamento dos nutrientes e aumentando a umidade disponível (TOGNON, 1991; RIBEIRO et al., 2006).

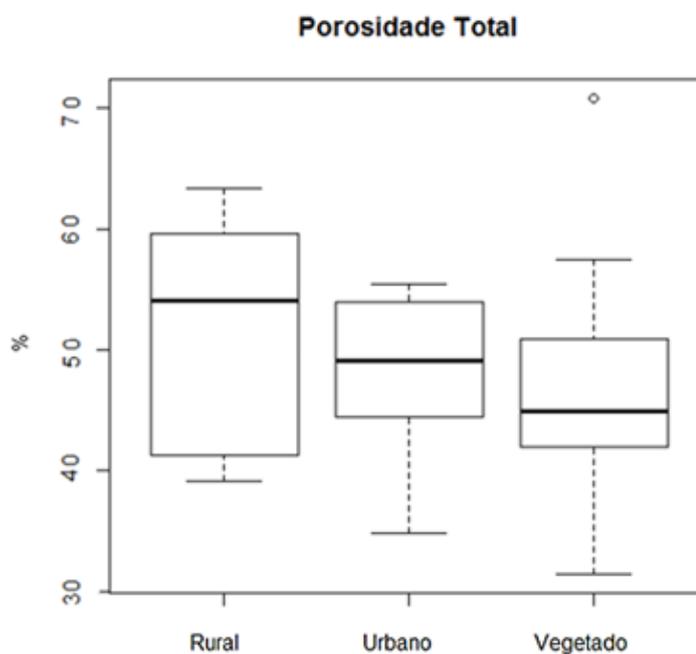


Figura 17- Boxplot referente a análise da Porosidade Total, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Pode-se notar, que para esse estudo, as áreas com usos predominantemente rurais apresentaram uma maior porosidade que as demais, ainda, nota-se que mesmo a média da vegetada sendo inferior a urbana, sua amplitude é maior, identificando que existem pontos de maior e menor perturbação antrópica nos sistemas florestais da bacia, pois o maior volume de poros reflete condições em que o solo sofreu pouca ou nenhuma alteração devido à pressão antrópica. Segundo Oliveira et al. (2015) os sistemas de manejo reduziram a porosidade, evidenciando a perda de qualidade física do solo nas áreas cultivadas, semelhante ao observado por Rossetti e Centurion (2013). Para Oliveira et al. (2015) a porosidade total torna-se então um importante indicador da qualidade física do solo. A deformação de um solo terá relação direta com sua porosidade, mostrando que quanto maior for a deformação, maior a redução da porosidade, indicando prejuízos para as plantas e para o meio ambiente, tal como a redução da infiltração de água no solo (Silva et al., 2000).

Em relação a densidade de partícula Kiehl (1979) apresentou que em solos naturais, a mesma varia entre 2,3 e 2,9 Mg.m^{-3} , no caso das amostras analisadas, na área vegetada, entre 2,3 a 3,3 Mg.m^{-3} , enquanto na área urbana entre 2,53 a 3,22 Mg.m^{-3} , e na área rural observaram-se as maiores amplitudes com valores entre 2,2 a 3,54 Mg.m^{-3} (Figura 20). A alta densidade de partículas, segundo Kihel (1979) pode ser explicada pela elevada concentração de ferro ou outros metais pesados no solo. Identificou-se um nivelamento nos valores de médias e medianas para a análise de densidade de partículas, entretanto, pode-se observar pelo boxplot que existe uma elevada amplitude nos valores do uso rural. Tal amplitude pode ser explicada pela forma do uso da terra nesses locais, uma vez que existe diferença na trabalhabilidade dessas áreas, visando sempre a melhor forma de manejo para o cultivo a ser inserido no local, podendo dever-se também ao tipo de solo e ao material de origem na formação deste.

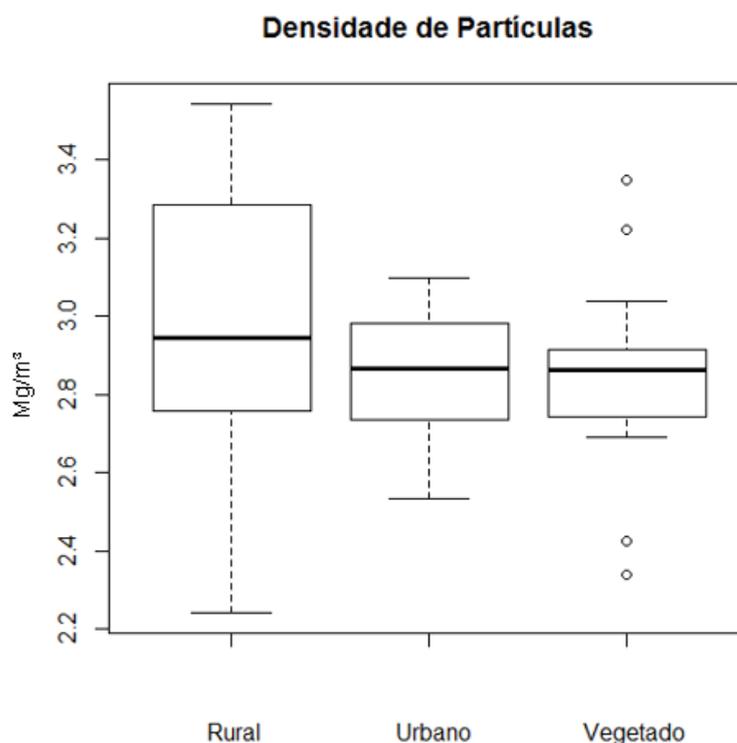


Figura 18- Boxplot referente a análise da Densidade de partículas, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Na análise da resistência mecânica a penetração (Figura 21) foi possível observar uma variação conforme o uso e ocupação da área em estudo, onde tanto a área urbana quanto a vegetada apresentaram alto desvio padrão,

com valor médio de 3 MPa, o que segundo Canarache (1991), indica uma média resistência mecânica a penetração, o que pode promover limitações para o crescimento das raízes. Embora não haja um consenso sobre os valores de RP limitantes ao desenvolvimento das plantas, normalmente se adotam de 2,0 a 2,5 MPa (BETIOLI JÚNIOR *et al.*, 2012) como sendo valores que podem causar impedimento ao desenvolvimento radicular. Neste trabalho observou-se para a área urbana valores entre 2,2 a 4,2 Mpa enquanto a área vegetada apresenta variação mais ampla entre 3,2 e 5,8 Mpa com valor médio de 3,8 Mpa. Na área rural os valores observados foram de 2,8 a 3,6 Mpa.

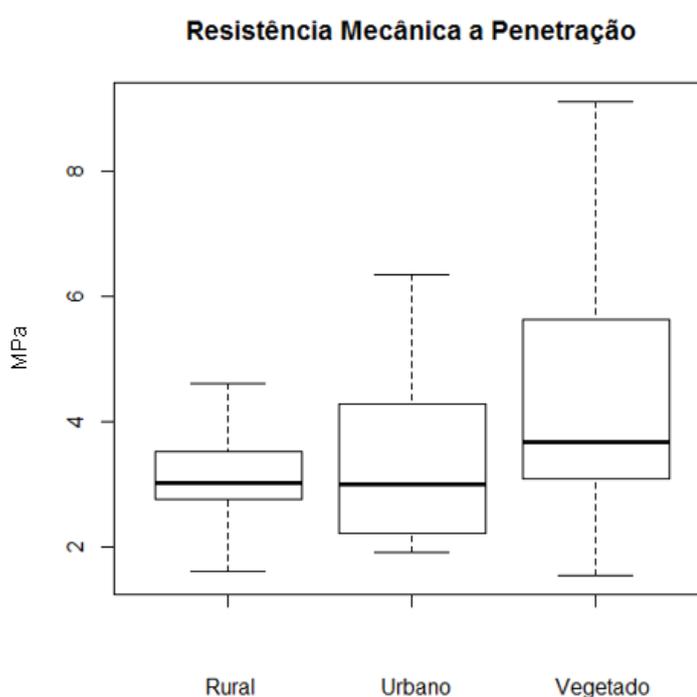


Figura 19- Boxplot referente à resistência mecânica à Penetração, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Comparando os gráficos de densidade de partículas e resistência mecânica a penetração, notou-se um padrão de inversão dos mapas, no primeiro, observou-se elevada amplitude de valores para o uso rural e baixa amplitude para o uso vegetado, enquanto no segundo gráfico esse padrão se inverte, tornando-se mais amplo para o uso vegetado, e menos para o uso rural. Os valores médios também se invertem da mesma forma, estando superiores em resistência a penetração para o uso vegetado, e comparado aos demais, e estando mais elevado para o uso rural na análise de densidade de partícula. Tal fenômeno pode estar diretamente relacionado com a forma como se trabalha o

solo, em áreas rurais tem-se maior revolvimento do solo e de forma sistemática, seguindo os ciclos de plantio de cada cultura, enquanto nas áreas vegetadas todos os fatores adversos influenciam nas análises. No caso da resistência mecânica a penetração do solo, essa pode variar por inúmeros fatores incluindo a umidade, a quantidade de matéria orgânica e até mesmo a própria compactação das raízes.

Na Tabela 12 observou-se a distribuição percentual e do número de pontos amostrados em classes com os limites de resistência a penetração do solo relacionadas a limitação ao crescimento das raízes (CANARACHE, 1991), o que indica que a grande parte da bacia do Rio das Pedras encontra-se na classe de média compactação, o que implica em limitações para o crescimento e desenvolvimento das raízes e conseqüente infiltração da água no solo.

Tabela 12- Número e percentual de pontos amostrados pertencentes as classes (CANARACHE, 1991).

<i>Classe</i>	<i>Número de pontos</i>	<i>Percentual de pontos (%)</i>
Baixa	9	23,7
Média	21	55,3
Alta	8	21

De maneira geral, o valor médio observado nas bacias foi de 3,8 MPa que se encontra na classe média de resistência segundo Canarache (1991). Observou-se ainda que 55,3% da área da bacia apresentou resistência a penetração média, o que significa que não existem áreas sem limitações ao crescimento das raízes, isso porque, nenhum dos pontos amostrados teve resistência mecânica a penetração inferior a 1 MPa.

Na análise de umidade (Figura 22) observou-se comportamentos distintos em cada uso do solo e com valores pouco concentrados. A área vegetada apresentou valor médio de 23% e variação de 18% e 26%, a área rural e urbana apresentaram valores médios de 26% e 24% respectivamente, com faixas de variação, 24% e 30% para a área rural e 22% e 27% para a área urbana. Cabe destacar os desvios padrões altos, superior e inferior para a área urbana cujo valor encontrado é superior a 32% e inferior a 15%. A água no solo torna-se extremamente importante para o crescimento e manejo vegetal, pois é decisiva para o desenvolvimento das plantas, sendo assim, o conhecimento

sobre a distribuição da umidade no solo torna-se cada vez mais necessário (SOUZA & MATSURA, 2002). Eavis em 1972 já destacava que a condição de umidade no momento da compactação tem grande influência na redução e redistribuição dos poros, sabendo disso, ao analisarmos os gráficos de umidade e porosidade total, nota-se similaridade entre as 2 análises, uma vez que o uso rural se encontra bem elevado dos demais, e as médias urbanas e vegetadas estão bem próximas, indicando grandes perturbações antrópicas nas áreas vegetadas.

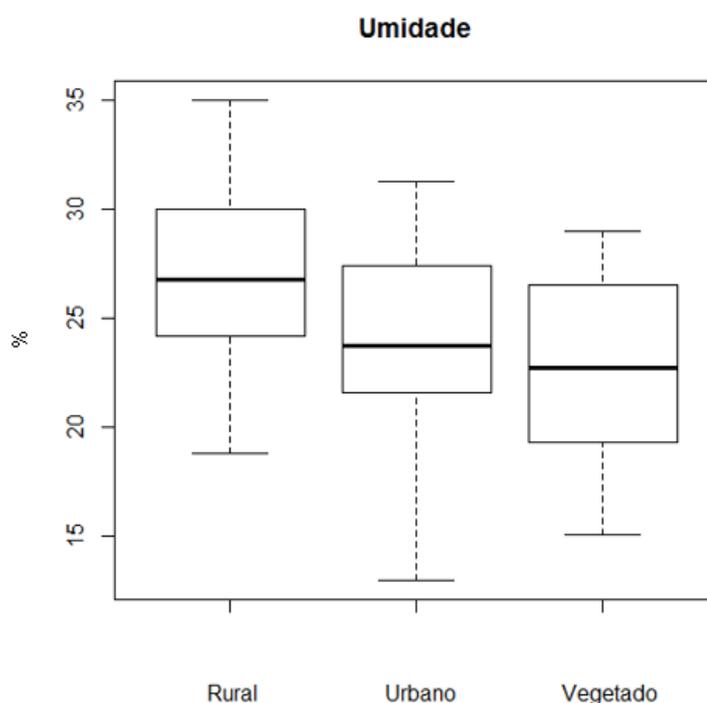


Figura 20- Boxplot referente ao teor de umidade, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Em relação aos atributos químicos do solo os resultados foram comparados com Ribeiro *et al.*, (1999) e Raji *et al.* (1997). O conhecimento da variação nos valores dos atributos químicos do solo é de suma importância para seu correto manejo. Com exceção do pH, os atributos químicos chegam a apresentar maior variação que as propriedades físicas do solo, pois após sofrerem processos erosivos essas irão se comportar de forma diferenciada conforme a alteração do uso e ocupação (Souza *et al.*, 2004).

Os macro nutrientes como, o potássio, o cálcio, o fósforo e o magnésio, foram encontrados naturalmente em pequenas concentrações nos solos brasileiros, no entanto, essa concentração vem subindo ao longo dos

anos, devido ao seu uso para o controle do pH e/ou para adubação de solos de baixa fertilidade (ROQUIM, 2010). As concentrações de potássio (Figura 23) apresentaram variação conforme o uso e ocupação da área, onde tanto a área urbana quanto a vegetada apresentaram altos desvio padrão, chegando a 3 mg/L. Notou-se uma discrepância de valores, onde para o uso vegetado, a concentração máxima deste nutriente foi maior que nos demais usos, contudo, sua média foi extremamente parecida com a do uso rural, tornando-se até mais baixa (4,2 mg/L no uso rural e 4,0 mg/L no uso vegetado). Já para o uso urbano, além da média mais baixa (3,7 mg/L), notou-se ainda que está nesse uso os menores índices analisados nas sub bacias.

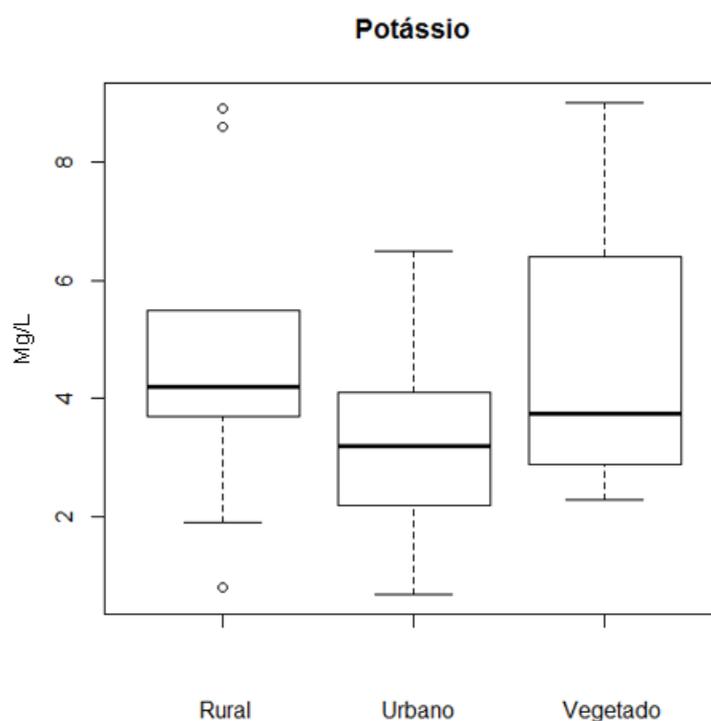


Figura 21- Boxplot referente ao teor de Potássio, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Para o fósforo (Figura 24) observou-se uma alta variabilidade dos resultados obtidos tanto na área rural, como na urbana e na vegetada, com médias de 40, 10 e 45 mg/L respectivamente. Destacou-se nessa análise que os teores de fósforo na área urbana concentraram-se na faixa de 8 e 20 mg/L, na área rural entre 18 e 48 mg/L e na área vegetada entre 20 a 70 mg/L. Apresentando dessa forma teores baixos para a área urbana, médios e altos para a área rural e vegetada, provavelmente em função da cobertura vegetal existentes Ribeiro *et al.* (1999) e também aos diferentes tipos de solos

associados. Segundo Santos *et al.* (2008) a dinâmica do fósforo no solo está associada a fatores ambientais que controlam a atividade dos microrganismos, os quais imobilizam ou liberam os íons ortofosfato e às propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo. Pelo fósforo ser um nutriente pouco móvel no solo, essa diminuição no teor do fósforo nas zonas urbanas, pode estar diretamente ligada a processos erosivos, que permitiu que este nutriente fosse arrastado juntamente com a chuva e partículas de solo, chegando as zonas ripárias aluvionares (MORI, 2009), justamente onde localizam-se as áreas preservadas na bacia, elevando o teor de fósforo no meio vegetado. Quanto aos valores mais elevados nas áreas rurais, provavelmente pode estar associado a processos de adubação, onde se insere esse nutriente diretamente no solo.

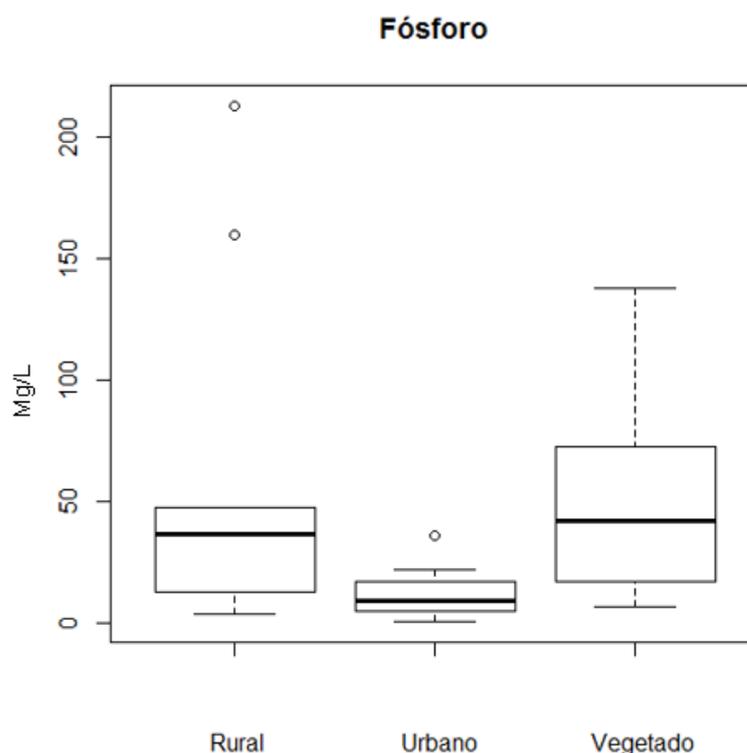


Figura 22- Boxplot referente ao teor de Fósforo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Os teores de cálcio e magnésio (Figura 25 e 26, respectivamente) apresentaram comportamentos distintos em cada uso do solo, com valores bastante dispersos e altos desvio padrão, indicado uma grande variabilidade dos dados em toda área de estudo. Os teores mais elevados de cálcio foram

encontrados na área vegetada, cujo valor médio foi de 88 mmol/dm³ com variação entre 58 e 112 mmol/dm³. Já os teores de magnésio apresentaram similaridade entre as áreas rurais e vegetadas, sendo que as áreas urbanas apresentaram os menores teores. Os teores de enxofre (Figura 27) apresentaram distribuição relativamente homogênea nas situações estudadas na bacia.

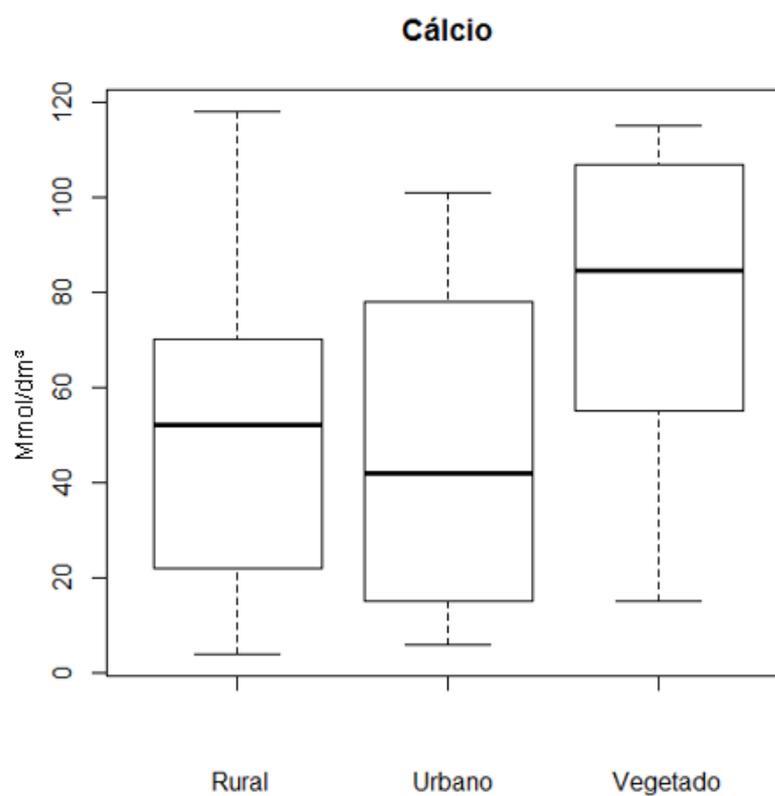


Figura 23- Boxplot referente ao teor de Cálcio, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

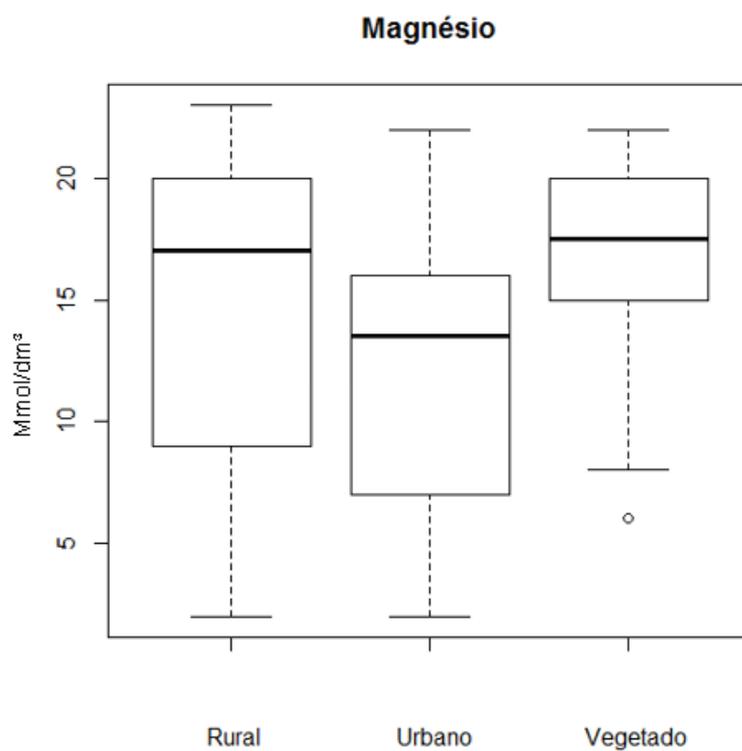


Figura 24- Boxplot referente a análise do teor de Magnésio em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

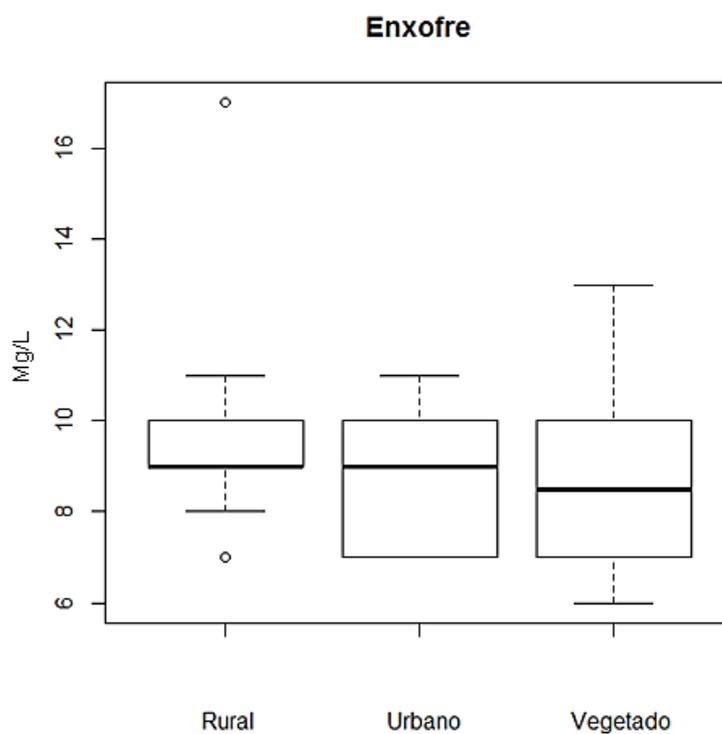


Figura 25- Boxplot referente ao teor de Enxofre, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Em relação aos micronutrientes, sabe-se que esses são elementos essenciais e indispensáveis para plantas e espécies arbóreas no seu ciclo vegetativo, mesmo sendo exigido em baixas quantidades (GIRACCA, 2012), notou-se então, que os teores de ferro apresentaram uma variação entre 5 e 15 mg/dm³ (Figura 28) sendo classificados muito baixos ou baixos Ribeiro et (1999). A concentração de ferro só irá aumentar no meio ambiente pela ação dos processos de intemperismo, contudo, a deficiência ainda pode ocorrer já que apenas uma pequena proporção permanece solúvel e pode ser absorvida pelas plantas, sendo assim, o ferro irá atuar diretamente no seu metabolismo energético, auxiliando na fixação do nitrogênio e desenvolvimento do tronco e raízes (GIRACCA, 2012).

O cobre apresenta-se na natureza associado ao enxofre na forma de sulfetos, quando absorvido pelas plantas, torna-se importante no papel da fotossíntese, respiração, redução e fixação de nitrogênio. Sua ausência pode ser percebida nas folhas mais novas da planta, que irão se tornar alongadas, deformadas e com margens cloróticas voltadas para baixo (RODRIGUES, 2012). Os teores de cobre (Figura 29) localizados nas sub bacias, apresentaram valor médio de 2,2, 7,0 e 1,0 mg/dm³ para a área vegetada, rural e urbana, respectivamente. As áreas rurais e urbanas apresentaram elevados desvios padrões onde se destacaram valores inferiores a 1 mg/dm³ para a área rural e o superior na área urbana (12 mg/dm³). Pode-se observar ainda, que o valor médio de cobre nas áreas rurais foi superior as demais áreas, chegando a 700%, se comparado ao meio urbano, isso certamente ocorreu em função da aplicação de agrotóxicos como os fungicidas e adubos, para Martins (2005) essas são as maiores fontes de inserção de cobre no solo.

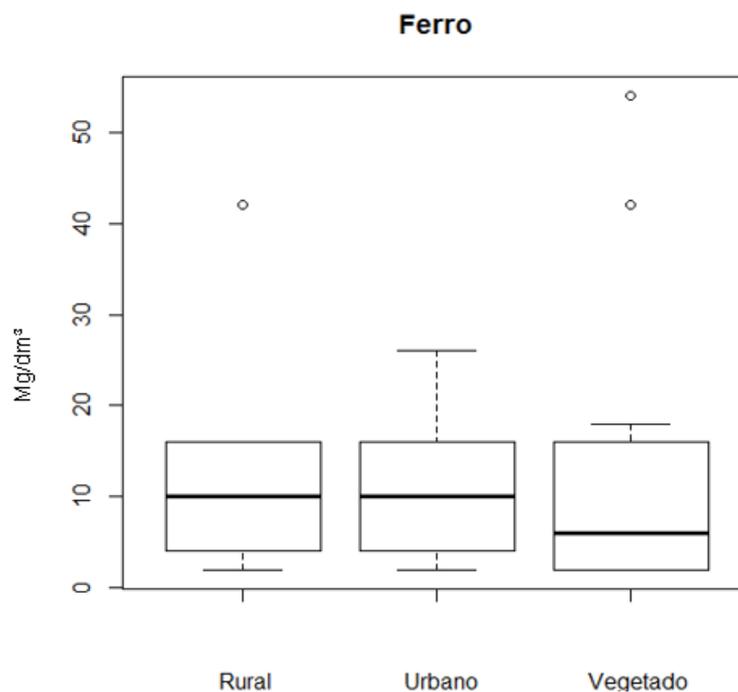


Figura 26- Boxplot referente ao teor de ferro, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

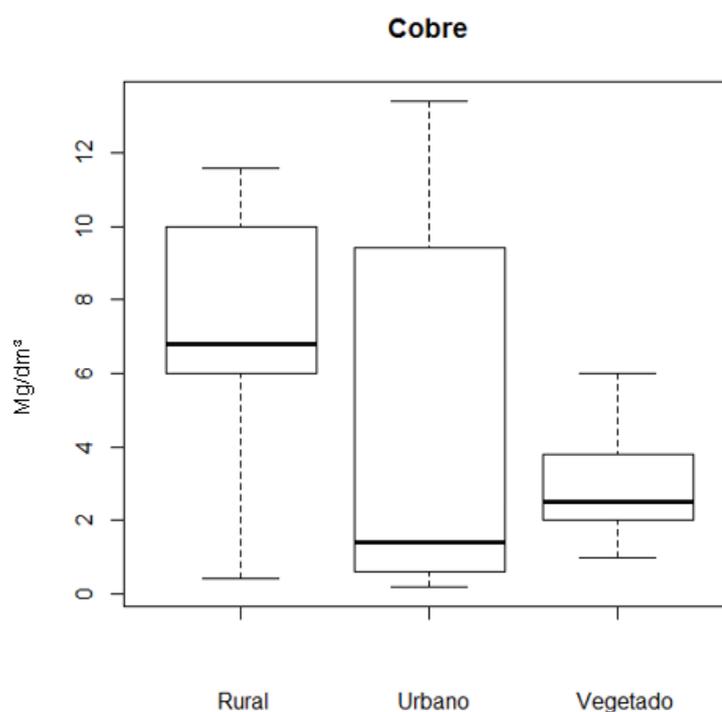


Figura 27- Boxplot referente a análise do teor de Cobre, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Já o zinco é um elemento fundamental na síntese das proteínas, além de auxiliar no desenvolvimento das partes florais, produção de sementes, maturação precoce das plantas e síntese do aminoácido triptofano, o qual é um

componente hormonal para o crescimento sendo assim, plantas que apresentam deficientes em zinco são menores, raquíticas e com internódios curtos (MEDEIROS, 2012). Pela análise dos gráficos, observou-se similaridade na concentração de zinco (Figura 30) entre as áreas rurais e urbanas (variação entre 1 e 3,2 mg/dm³ e 0,9 e 2,9 mg/dm³ respectivamente), destoando do encontrado para a área vegetada que apresenta valor médio igual a 4,5 mg/dm³, cabendo também destacar os elevados desvios padrão encontrados.

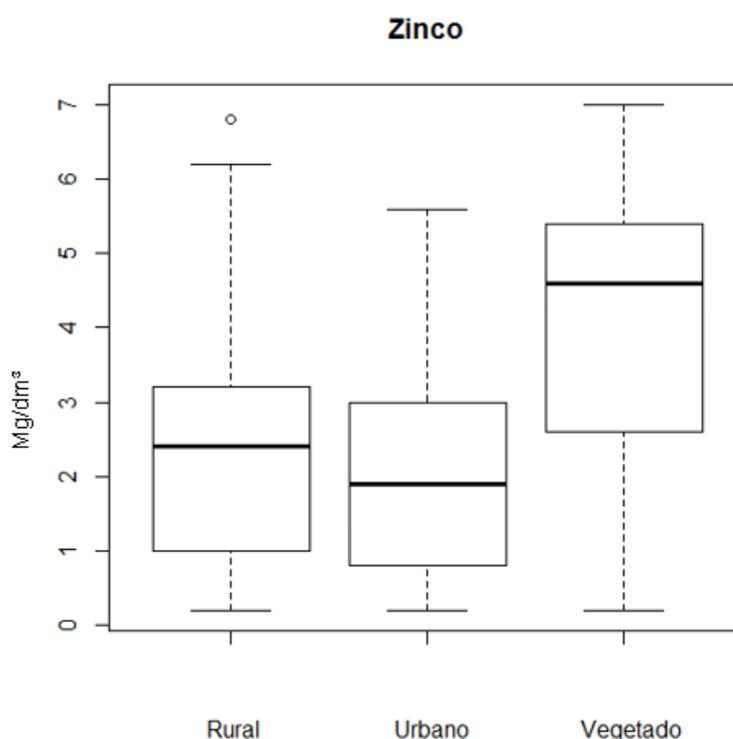


Figura 28- Boxplot referente ao teor de zinco, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Em relação ao teor de boro (Figura 31), nutriente responsável pelo desenvolvimento de raízes, transporte de açúcares, metabolismo de carboidratos e cálcio, síntese de ácidos nucleicos e de fitohormônios, e formação da parede celular (CRISOSTOMO, 2003), observou-se similaridade entre as amostras coletadas nas três situações estudadas. Contudo, notou-se que o uso urbano apresentou os menores valores, tal deficiência poderá promover dificuldades na formação das sementes, maior queda da florada, seca dos ponteiros, atrofia e posterior necrose das pontas, excesso de brotações laterais, formando manchas necróticas internervais e nas bordas das folha (CRISOSTOMO, 2003).

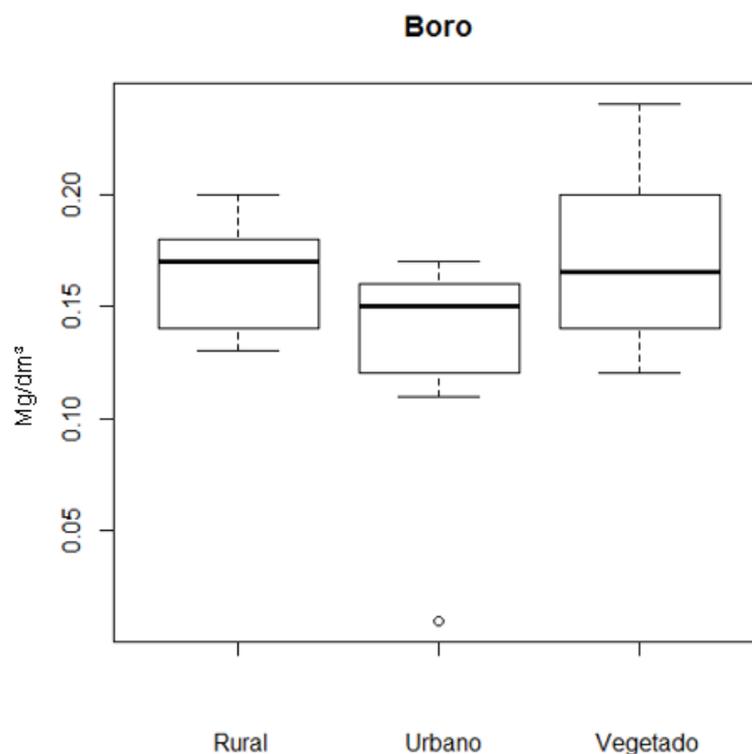


Figura 29- Boxplot referente ao teor de boro, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Na análise da concentração de manganês (Figura 32) observou-se que os maiores valores se concentraram na nas áreas rurais com valor médio de 30, cabendo destacar o desvio padrão elevado com limite superior igual a 100 mg/dm^3 e inferior igual a 0 mg/dm^3 . O manganês é absorvido pelas plantas a fim de atuar na síntese da clorofila, fotossíntese, conversão do nitrogênio e metabolismo energético, sendo que sua ausência causará amarelamento das folhas ou clorose (TAIZ e ZIEGER, 2004). Observa-se nos usos urbano e vegetado índices muito baixo desse micronutriente, indicando dificuldade metabólica nas plantas, e possível dificuldade no estabelecimento de novos indivíduos. Encontrou-se teores de manganês próximos ou igual a zero em todos os usos estudados, o que demonstra que a área como um todo vem sofrendo interferências.

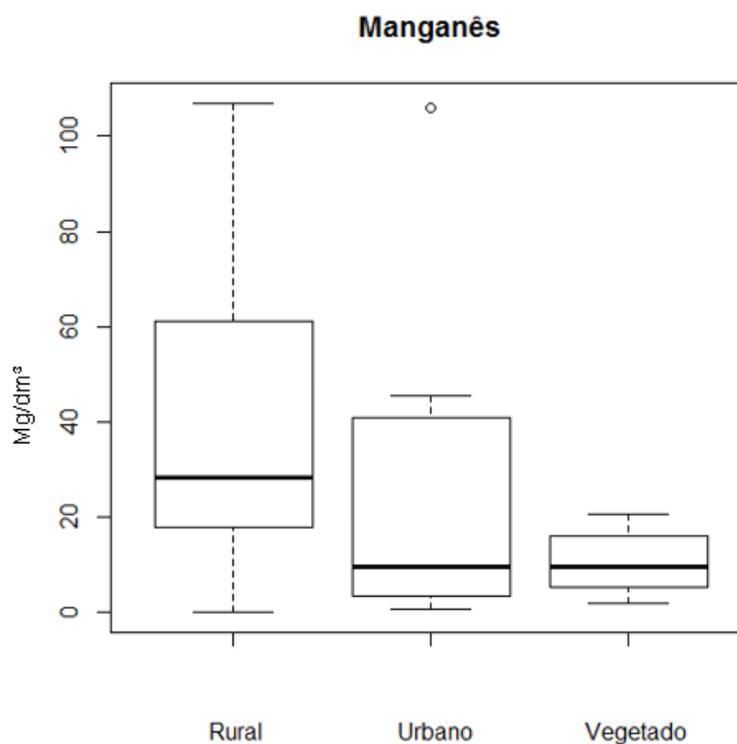


Figura 30- Boxplot referente ao teor de manganês, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

A condutividade elétrica (Figura 33) é responsável por medir a quantidade de sais solúveis presentes no solo que podem prejudicar o desenvolvimento das raízes, como discutido por Tomé Jr. (1997). Pela análise dos dados observou-se que a área rural e urbana apresentam variação principal entre 80 a 180 $\mu\text{S}/\text{m}$ e 50 a 130 $\mu\text{S}/\text{m}$ respectivamente, já na área vegetada essa variação ficou bastante semelhante aos demais, contudo sua amplitude total variou de forma mais considerável, chegando de 70 a 280 $\mu\text{S}/\text{m}$. Quanto aos valores médios, tem-se que o uso rural e vegetado possuíram valores praticamente idênticos, onde área vegetada que apresenta valor médio igual a 120 $\mu\text{S}/\text{m}$ e a rural igual a 115 $\mu\text{S}/\text{m}$, enquanto as áreas com uso urbano obtiveram a menor média, com valor de 80 $\mu\text{S}/\text{m}$.

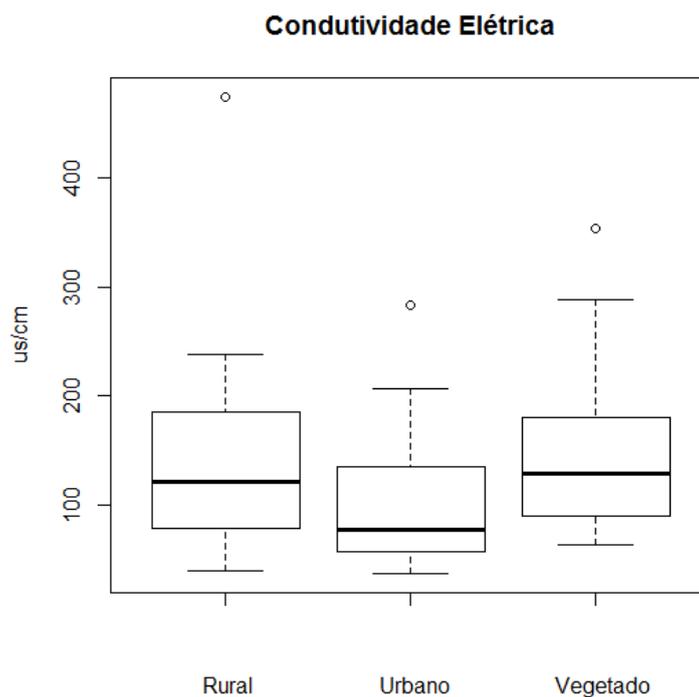


Figura 31- Boxplot referente a análise de Condutividade Elétrica, separado por tipo de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Em solos caracterizados salinos, com valores de condutividade elétrica, maiores que $2.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ ou $200 \mu\text{S}/\text{m}$, o crescimento e desenvolvimento das plantas é prejudicado pela ocorrência de toxidez de alguns íons, além de um desequilíbrio nutricional seguido pela dificuldade na absorção de água e nutrientes decorrentes do aumento da pressão osmótica da solução do solo (MARSCHNER, 1995). Na área de estudo encontrou-se valores extremos superiores aos $200 \mu\text{S}/\text{m}$, para todos os tipos de uso e ocupação, o que caracteriza uma dificuldade no crescimento vegetal em toda a área de estudo. Sendo possível verificar que para o uso vegetado encontrou-se a maior amplitude de valores, chegando a serem observados valores próximos a $300 \mu\text{S}/\text{m}$ de condutividade elétrica, o que poderá impedir a troca de nutrientes e água pelo processo osmótico nas raízes. O conhecimento condutividade elétrica de um solo é importante para verificar a disponibilidade de nutrientes, determinar o potencial osmótico e até a presença de íons tóxicos (DUARTE, 2000).

Pela análise do pH (Figura 34) foi possível verificar que as áreas rurais apresentaram um valor médio de 6,3 (com variação de 5,9 a 6,7). Nas áreas urbanas apresentaram médio de pH 6,4 (5,5 a 7,3). Já no uso vegetado os

valores variaram de 5,8 a 7,8 com média em 7,0 o que indica com pH elevado, podendo estar relacionado a distribuição de matéria orgânica nas áreas amostradas e mesmo práticas de manejo adotadas principalmente nas áreas agrícolas, sendo que, de modo geral, os valores encontrados para pH apresentaram-se entre bom e alto (RIBEIRO *et al.*, 1999).

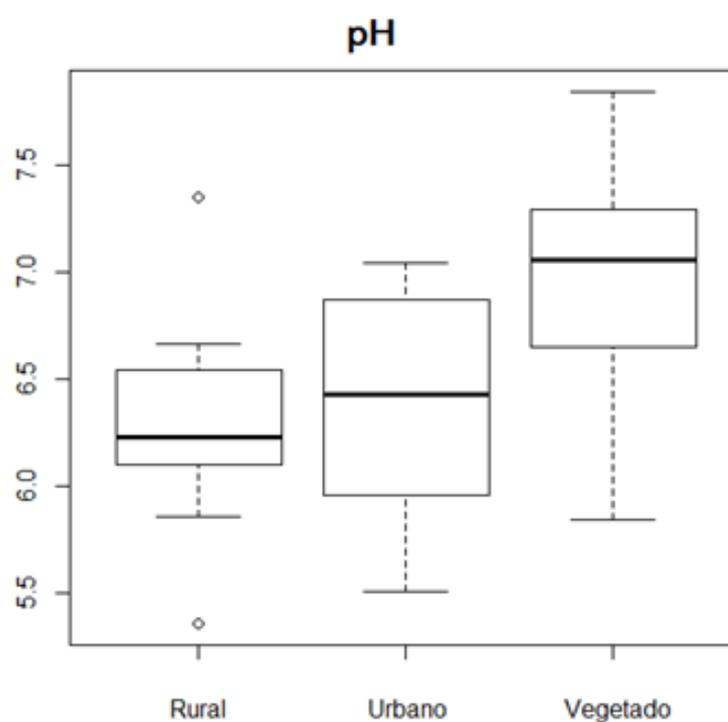


Figura 32- Boxplot referente a análise do pH, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Em estudo desenvolvido por de Moura *et al.*, (2006) com solos urbanos em Teresina- Piauí, foi possível observar uma similaridade entre os valores de pH encontrados por eles e os encontrados nesse trabalho. Em Teresina, os valores variaram entre 4,36 e 7,79, com média de 6,35. Observou-se que os valores máximos e médios apresentaram-se próximos aos encontrados na área (máximo de 7,8 no uso vegetado, e média de 6,4 no uso urbano), a maior variabilidade entre os dois trabalhos encontra-se no valor mínimo, pois o menor valor localizado neste estudo foi de 5.5, no uso urbano, 1,1 acima do valor mínimo em Teresina, isso pode estar associado ao tipo de solo onde foi amostrado, ou então ser apenas um ponto único de maior contaminação, o qual não foi evidenciado pelos autores. O conhecimento dos valores de pH do solo irá fornecer indícios das condições químicas gerais deste. Solos com elevada acidez geralmente apresentam pobreza de nutrientes como o cálcio e o

magnésio, excesso de manganês, elevada fixação de fósforo e deficiência de alguns micronutrientes (RONQUIM, 2010).

A matéria orgânica é um fator chave para o crescimento e desenvolvimento das plantas, por interferir na estrutura do solo e na sua compactação além de auxiliar na retenção de água (BUDZIAK, MAIA e MANGRICH, 2003). Pela análise dos teores de matéria orgânica (Figura 35) pode-se observar que os três tipos de uso e ocupação predominantes nas bacias obtiveram suas médias próximas: 27 g/dm³ no uso urbano, 28 g/dm³ no uso rural e 29 g/dm³ no uso vegetado.

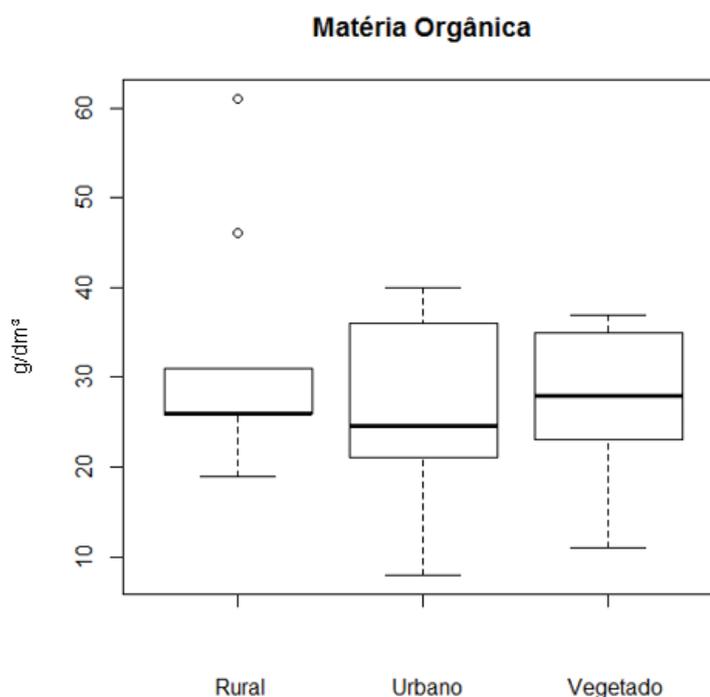


Figura 33- Boxplot referente ao teor de Matéria Orgânica, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Entretanto, os valores extremos encontrados nos usos urbano (de 8 a 40 g/dm³) e vegetado (de 11 a 37 g/dm³) foram superiores aos valores encontrados no uso rural (19 a 31 g/dm³) cabendo destacar que valores altos nos usos vegetados e urbanos foram observados a áreas isoladas, destacando-se que segundo Ribeiro *et al.*, (1999), os valores analisados encontram-se na faixa de baixa e média concentração, indicando que a cobertura vegetal e a incorporação de matéria orgânica no solo foram afetadas de forma direta pelas ações antrópicas nas áreas das bacias em seus diferentes usos e ocupações. A

manutenção do C orgânico no solo é fundamental para sua estabilidade estrutural, atividade microbiana e capacidade de troca catiônica (CARNEIRO *et al.*, 2008).

A capacidade de troca catiônica (CTC) apresentou variação conforme o uso da área em estudo (Figura 36), onde tanto a área rural quanto a urbana apresentaram altos valores de desvio padrão com variação superior a 50 mmol/Kg, com valor médio de 110 mmol/Kg e intervalo de 70 a 120 mmol/Kg para a área rural, enquanto a área urbana apresenta variação mais contraída entre 72 e 116 mmol/Kg com valor médio de 90 mmol/Kg. Na área vegetada a média encontrada foi de 130 mmol/Kg com mínimo de 90 mmol/Kg e máxima de 140 mmol/Kg. Destaca-se que um valor baixo de CTC indica que o solo tem pequena capacidade para reter cátions em forma trocável (BORTOLUZZI, *et al.*, 2009).

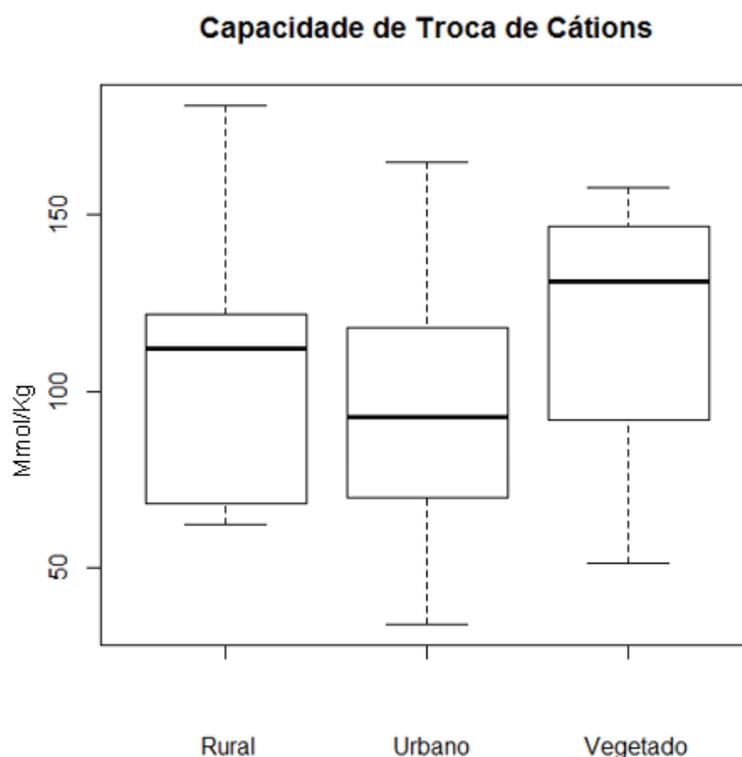


Figura 34- Boxplot referente a Capacidade de Troca de cátions (CTC), em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Em relação a soma de bases (Figura 37) observou-se média de valores para as áreas rurais, urbanas e vegetadas de 78, 58 e 110 mol(c)/dm³ respectivamente, Destaca-se que os valores observados na área vegetada estarem concentrados na faixa entre 78 e 130 mol(c)/dm³, enquanto na área rural

varia entre 36 e 92 mol(c)/dm³ na área urbana variando de 24 a 100 mol(c)/dm³. A porcentagem de saturação por base (Figura 38) apresentou na área vegetada valor médio de 90% (muito bom segundo Ribeiro *et al.*, 1999). Enquanto a área rural e urbana varia dentro da classificação média, cuja concentração média é de 70 e 65% respectivamente, com faixas significativas de variação, 50 e 78% para a área rural e 40 e 78% para a área urbana, ambas apresentando desvios padrões elevados.

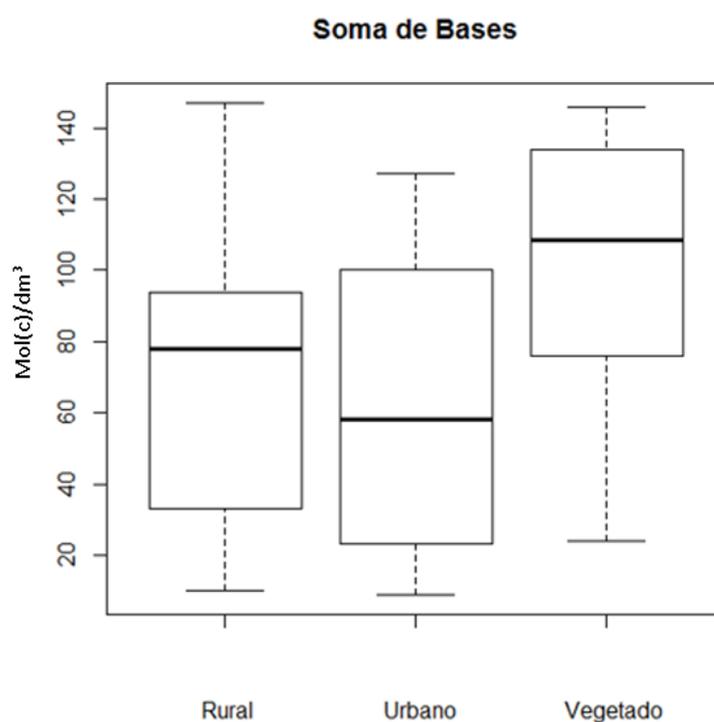


Figura 35- Boxplot referente a análise da Soma de Bases, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

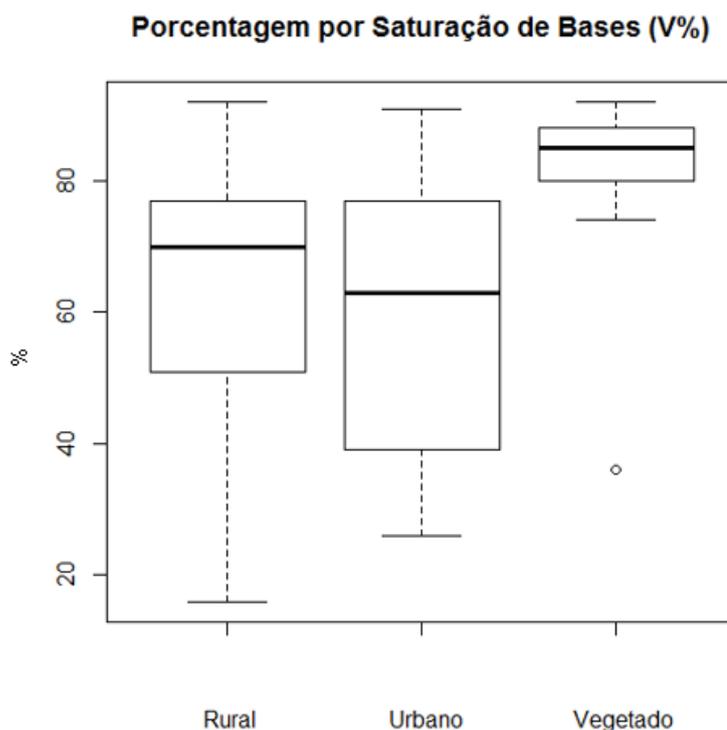


Figura 36 Boxplot referente a porcentagem por Saturação de Bases (V%), em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Na análise dos teores de níquel (Figura 39) foi possível observar que houve variação conforme o uso da área onde a urbana apresentou alto desvio padrão, com valor médio de 0,35 mg/Kg e intervalo de 0,32 a 0,44 mg/Kg. Enquanto a área rural apresentou variação entre 0,37 e 0,43 mg/Kg com valor médio de 0,38 mg/Kg. A área vegetada apresentou valor médio de 0,35 mg/Kg variando de 0,33 a 0,38 mg/Kg, onde segundo a legislação específica (CETESB, 2014) foi classificada dentro dos valores de referência de qualidade, que pode chegar a 13 mg/Kg. A concentração de Níquel em solos pode variar dependendo da geologia local e das atividades antropogênicas, sendo que as principais fontes deste poluente são as cinzas de carvão, resíduos da fabricação de metais, deposição atmosférica, lixo urbano e lodo de esgoto (SARKAR, 2002).

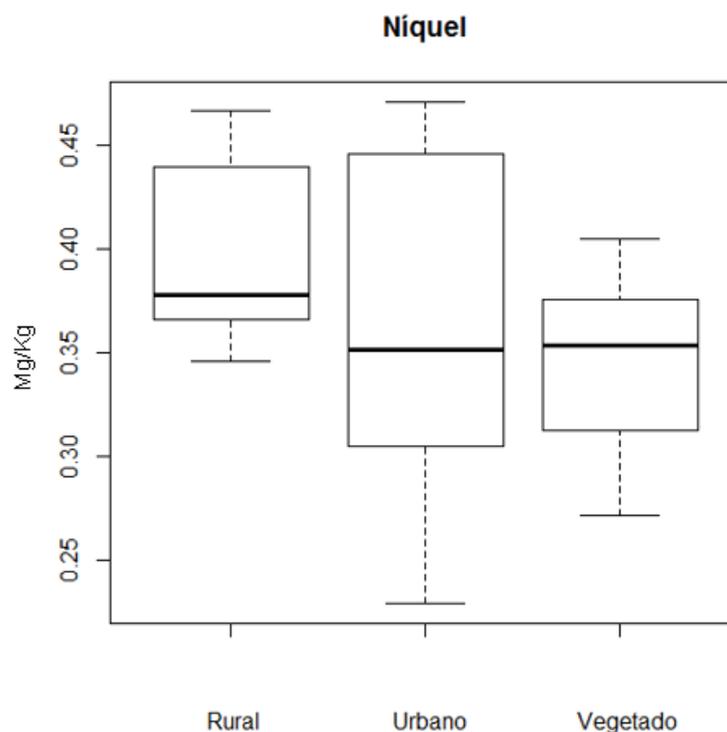


Figura 37- Boxplot referente ao teor de níquel, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Para os valores de cromo (Figura 40) observou-se maiores concentrações e variações nas áreas de uso rural com média de 0,22 mg/kg, enquanto a urbana e vegetada apresentam respectivamente 0,16 e 0,14 mg/kg. No entanto, segundo a legislação brasileira (CETESB, 2014) os valores encontrados, mesmo com variação entre, 0,05 a 0,25 mg/Kg na área rural, 0,08 a 0,23 mg/Kg para a área urbana e 0,07 a 0,2 mg/Kg para a área vegetada, foram enquadrados como valor de referência para a qualidade do solo, caracterizando que os índices dentro dos limites esperados para áreas não contaminadas. As principais fontes deste poluente no meio urbano são, a indústria química, a fundição do aço, a combustão de gás natural e petróleo, a incineração de resíduos e a aplicação de fertilizantes (DOMINGUES, 2009). Geralmente é adsorvido pelo solo e apenas uma pequena fração se dissolve em água ficando passível de ser levado para camadas mais profundas do solo, podendo eventualmente alcançar as águas subterrâneas (LICCO, 2008). Nota-se que a maior concentração encontrada na bacia está nas áreas rurais, sendo esses portando provenientes da aplicação e uso de fertilizantes, ainda, observa-se maior concentração no uso urbano se comparado ao vegetado, neste, a fonte

mais provável provem da queima dos derivados do petróleo, em especial da gasolina e diesel utilizados nos motores veiculares.

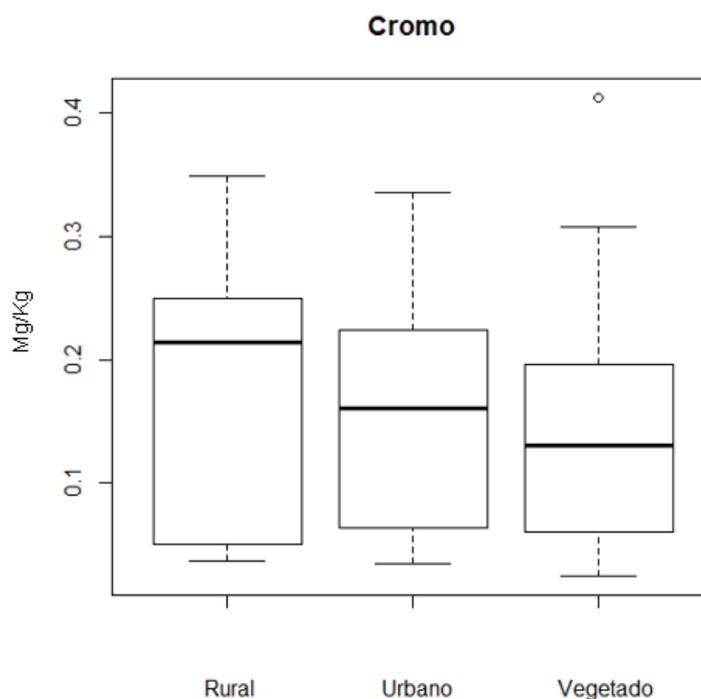


Figura 38- Boxplot referente a análise do teor de Cromo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Da mesma forma para o chumbo (Figura 41) os valores encontrados apresentaram-se dentro dos limites estabelecidos pela CETESB, 2014, com média de 0,38 mg/Kg para o rural, 0,32 mg/Kg para área urbana e 0,38 mg/Kg para a vegetada, identificado um desvio padrão de 0,15 a 0,5 mg/Kg na área rural, 0,1 a 0,43 mg/Kg na área urbana e o maior deles, localizado na área vegetada, onde variou de 0,1 a 0.6 mg/Kg. No meio antrópico a principal fonte de emissão de chumbo são os motores dos veículos movidos a com combustível a base de chumbo, além dessa tem-se ainda o chumbo proveniente do lodo de tratamento de efluentes, da combustão do carvão, a da incineração dos resíduos (BIONDI, 2010).

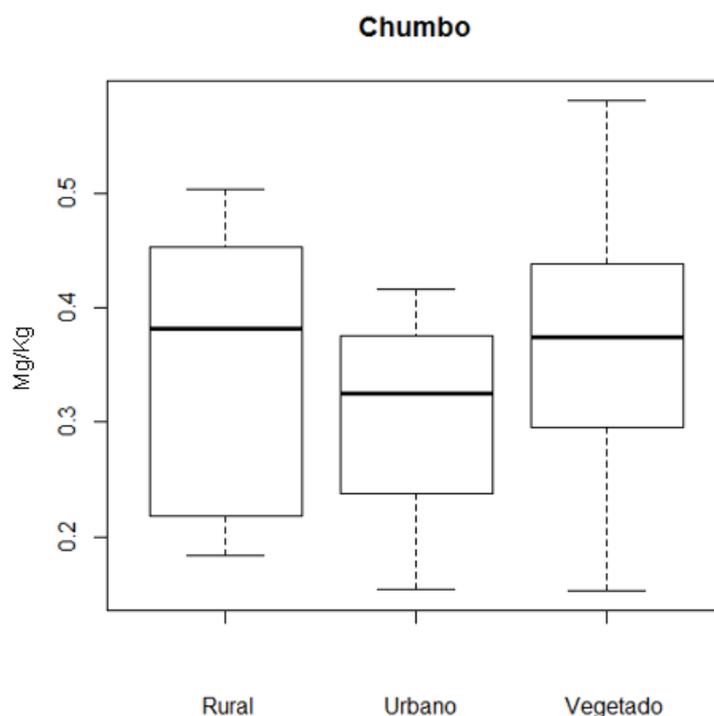


Figura 39- Boxplot referente ao teor de Chumbo, em diferentes tipos de uso e ocupação, nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas.

Para classificação dos dados em grupos com características semelhantes realizou-se uma análise de agrupamento, que permitiu agrupar pontos semelhantes em relação aos atributos químico e físico dos solos nas áreas estudadas. Obteve-se que as amostras se aglomeraram em três grupos distintos. Os valores de coeficiente de correlação cofenético (C) para os diferentes métodos foram apresentados na Tabela 13.

Tabela 13-Coeficiente de correlação cofenético por método de aglomeração

Método de Aglomeração	Coeficiente de Correlação Cofenético (C)
Ward	0.524
Ward.D2	0.572
Single	0.633
Complete	0.544
Average (UPGMA)	0.750
McQuitty (WPGMA)	0.691
Median (WPGMC)	0.498
Centroid	0.553

A Figura 42 apresentou a divisão dos três grupos de pontos dentro das Sub Bacias. O primeiro grupo (G1) apresentou 83% de seus pontos de coleta pertencentes ao uso vegetado, 11% urbano e 6% rural, sendo então caracterizado com predominância vegetada. No grupo 2 (G2) 55% dos pontos pertenciam a área urbana, 36% rural e 9% vegetado, sendo então caracterizado com predominância urbana. Já o grupo 3 (G3) se agrupou de modo que 51% pertence a área rural, 37% a urbana, e 12% ao vegetado, sendo então caracterizado como rural. Sendo assim pode-se analisar que o método de aglomeração Average (UPGMA) foi eficiente e ainda que as características analisadas apresentaram similares em cada um dos 3 tipos de usos e ocupação.

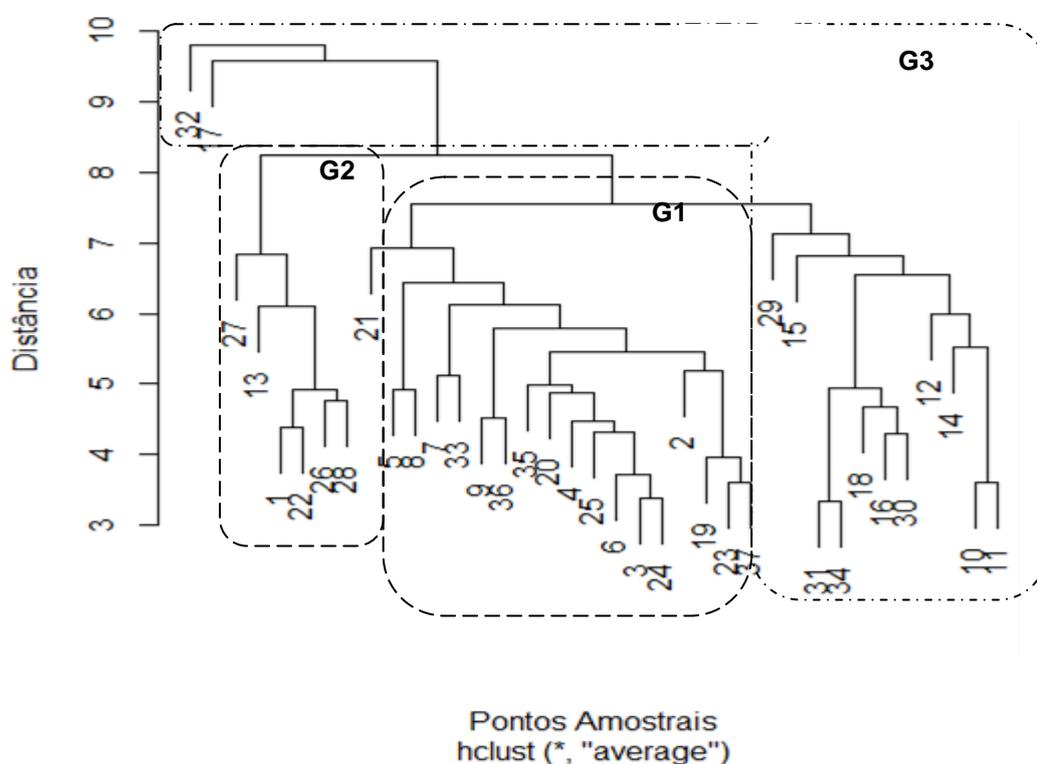


Figura 40- Dendrograma resultante da análise de agrupamento das diferentes áreas, utilizando a distância euclidiana como coeficiente de similaridade e o algoritmo Average (UPGMA) como método de agrupamento quanto aos atributos físico-químicos.

Na Tabela 14 pode-se observar as médias em cada grupo para cada um dos parâmetros analisados

Tabela 14- Análise das médias de cada grupo para cada parâmetro analisado.

Parâmetro	Mais alto	Média de:	Mais baixo	Média de:
pH	G1	7	G2	6
Cond. Elétrica (us/cm)	G3	165,6	G2	103,61
Umidade (%)	G3	27,4	G1	22,1
Res. Mec. Penetração (MPa)	G1	4,37	G3	3,1
Matéria Orgânica (g/dm ³)	G3	34,37	G2	19,9
Densidade do Solo (Mg/m ³)	G2	157	G3	1,31
Densidade de Partículas (Mg/m ³)	G2	2,9	G3	2,8
Porosidade Total (%)	G3	0,53	G1	0,462
Areia (g/Kg)	G1	526	G3	309
Silte (g/Kg)	G3	181	G2	101
Argila (g/Kg)	G3	510	G1	348
S (Mg/L)	G2	9,73	G1	8,39
P (Mg/L)	G1	59	G2	11
K (Mg/L)	G3	5,9	G2	2,5
Ca (Mmol/dm ³)	G1	84,6	G2	20
Mg (Mmol/dm ³)	G3	18,6	G2	7,3
B (Mmol/dm ³)	G1	0,17	G2	0,13
Cu (Mg/dm ³)	G3	9,72	G2	2,7
Fe (Mg/dm ³)	G2	13,6	G1	10,11
Mn (Mg/dm ³)	G3	55	G1	10,38
Zn (Mg/dm ³)	G1	4,39	G2	1,18
SB (Mol(c)/dm ³)	G1	110	G2	30,27
CTC (Mmol/Kg)	G3	128	G2	64
V% (%)	G1	85	G2	45
Níquel (mg/Kg)	G3	0,43	G1	0,34
Cromo (mg/Kg)	G3	0,23	G1	0,13
Chumbo (mg/Kg)	G3	2,07	G2	0,29

Analisando o comportamento dos atributos do solo nos grupos estabelecidos pode-se observar que para o pH os grupos G1 e G3 apresentaram os valores mais elevados com uma variação entre 6,1 e 7, provavelmente em função da cobertura vegetal existente nessas duas situações e das práticas de adubação adotadas nas áreas agrícolas. Os menores valores de resistência à penetração foram encontrados no grupo G3 podendo estar associado a elevada umidade da área e também pelo manejo adotado nos solos agrícolas, demonstrando que a própria cobertura vegetal, ou a proximidade com cursos d'água pode estar associada a esta característica, ou ainda, processos de irrigação das culturas.

Foi possível verificar que G1 (predominantemente vegetado) apresentou os melhores índices de alguns nutrientes tais como o P, Ca, B, Zn. Apresentou maior V%, cerca de 85%, e também soma de bases. A CTC também pode ser considerada como boa (Ribeiro et al, 1999). Em contrapartida, apresentou o menor teor de umidade, juntamente com a maior resistência a penetração, em torno de 4,36 MPa o que caracteriza uma classe média de resistência, segundo Canarache (1991), implicando em algumas limitações para o crescimento das plantas, o que pode estar associada a retiradas da total cobertura vegetal na área, devido a degradação por ações, ou ainda, ao uso das áreas para descarte de lixo, material de construção civil, ou até ao próprio tráfego de pessoas na região, compactar um solo significa elevar a compressão de um solo não saturado, aumentando sua densidade e reduzindo seu volume. (DIAS JUNIOR, 2000) O grupo ainda apresentou em média os menores teores de ferro, enxofre e manganês. Neste contexto pode-se dizer que as áreas com cobertura vegetal existentes nas bacias estudadas, apresentaram de forma geral, uma qualidade ambiental de solos prejudicada pela antrópica do entorno principalmente pelo crescente pressão imobiliária ocorrida nos anos mais recentes, conforme observado por ETTO *et al.*, (2014) porém nessas bacias urbanas quando as pressões antrópicas são minimizadas as áreas possuem condições mínimas necessárias para o restabelecimento da cobertura vegetal (RIBEIRO *et al.*, 2012; FENGLER *et al.*, 2015).

Na Sub Bacia do Baixo Anhumas observou-se como o principal remanescente florestal a Mata do Quilombo (Figura 43), a qual mesmo sendo preservada por lei, tombada em 08 de agosto de 2002 pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Cultural de Campinas (CONDEPACC), vem sofrendo diversas pressões antrópicas (LONGO et al., 2012). Na figura 44, pode-se observar um trecho da mata, próximo à estrada que liga ao bairro e a área de pastagem, árvores queimadas, indicando incêndio naquela área. Pela disponibilidade da matéria orgânica do solo e por relatos de moradores do entorno, foi possível visualizar que o local sofre por frequentes episódios de queimadas. Ainda, em todo trecho de mata ciliar do rio (Figura 45) foi possível identificar descarte de resíduos da construção civil, lixo doméstico, plantas invasoras, cultos religiosos e tráfego de pessoas, o que pode promover uma compactação e contaminação

do solo e da água. Na figura 46 foi possível observar a proximidade das residências com as margens do rio das Pedras, o que poderá influenciar na compactação e na infiltração e percolação de água no solo.



Figura 41- Trecho interno da mata do quilombo, área remanescente na Sub Bacia do Baixo Anhumas.



Figura 42- Trecho de borda da mata do quilombo, próximo a estrada e pastagem. Área remanescente na Sub Bacia do Baixo Anhumas.



Figura 43- Trecho da mata ciliar do Rio das Pedras. Visualiza-se lixo doméstico nas margens, e resíduos de construção civil no interior do rio.



Figura 44 - Trecho de mata ciliar do Rio das Pedras. Nota-se proximidade das residências com a calha do rio e APP.

No grupo G2, predominantemente urbano, observou-se os piores índices de macro e micronutrientes, além de um valor de saturação por bases

(V%) abaixo de 50%, o que poderá dificultar o estabelecimento da cobertura vegetal segundo Canarache, 1991. A resistência mecânica a penetração média foi de 3,31 Mpa também se encontrando-se na classe média segundo mesma autora. Segundo Dias Junior (2000) a compactação de um solo pode produzir efeitos diretos nas propriedades físicas do solo, a resistência mecânica, por exemplo, aumenta em função da compactação, enquanto a porosidade total decresce, o que pode ser observado na área estudada. Ainda se observou teores de Fe e S apresentaram-se acima dos demais grupos.

No local onde observou-se a presença de um grande shopping Center (Figura 47) e o seu entorno, cercado por rodovias, estradas, avenidas e grandes empreendimentos comerciais e residenciais apresentando características deficientes em termos químicos, e elevados padrões físicos, o que certamente poderá conduzir a uma deficiência nutricional, além de promover a compactação deste solo. A principal rodovia que cerca o shopping, segundo a rota das Bandeiras (2015), empresa que administra a concessão sobre a mesma, uma das principais rodovias do estado de São Paulo, a Rodovia Dom Pedro (Figura 48) possui 145,5 Km de extensão e interligando diversas cidades do interior paulista, tendo um fluxo extremamente intenso de veículos.



Figura 45- Parque Dom Pedro Shopping e seu entorno cercado por rodovias, avenidas e residências.



Figura 46- Rodovia Dom Pedro. Imagem de JTV on line.

Nas observações de campo, pode-se ainda, verificar que a nordeste da Sub Bacia do Baixo Anhumas, encontrou-se uma área de descarte de resíduo de construção civil,(Figura 49). Estes resíduos foram utilizados para terraplanagem de diversas áreas, além disso, a região caracterizou-se por um solo com alto teor de areia. Neste local, existe um déficit nos valores dos atributos analisados, principalmente nos relacionados a fertilidade, e ainda, o pH apresentou os menores valores encontrados na área de estudo. Os atributos físicos também sofreram impactos relacionados a compactação, atribuindo esse fator ao transito de veículos pesados e ao decapeamento sofrido na área.



Figura 47- Área de descarte de resíduos de construção civil

Ainda, no início da Sub Bacia do Rio das Pedras, na parte mais alta da área de estudo, observou-se um pequeno trecho urbano com alto déficit nutricional, tal ponto caracteriza-se em uma área de Nitossolo, altamente urbanizada, em meio a postos de gasolina, grandes avenidas e loteamentos residenciais (Figura 50). A falta de nutrientes no solo pode estar associada ao tipo de solo, a declividade e ainda a processos de urbanização.



Figura 48- Trecho mais alto da Bacia do Rio das Pedras, ponto inicial, antes da nascente do rio.

O grupo (G3), predominantemente rural, apresentou os melhores valores de atributos do solo como: matéria orgânica, umidade, condutividade elétrica, pH, K, Mg, Cu, Mn, e CTC, por ser uma área com predominância agrícola, tais índices podem ser explicados pela adubação química e controle nutricional da área. As áreas agrícolas também obtiveram melhores valores de atributos físicos como menor densidade do solo, maior porosidade e menor resistência a penetração do solo, cerca de 3 Mpa, o que devem estar associadas ao manejo adequado do local, indicando o grupo como sendo os principais pontos de recarga de lençol freático e infiltração de água. Porém em relação aos metais pesados, apresentou os maiores índices médios analisados, o que pode estar associado ao manejo adotado. Segundo Vasconcelos *et al.*, (2014) estudando diferentes sistemas de manejo na cana-de-açúcar observou que os

sistemas de manejo do solo provocaram alterações nos atributos físicos do solo aumentando a densidade e o grau de compactação e reduzindo a condutividade hidráulica saturada quando comparados com a mata nativa.

Na área estudada localiza-se três tipos de cenários rurais, o primeiro constituído de pastagens e áreas agrícolas medianas (Figura 51), os quais apresentaram-se cercados por condomínios, residências e estradas, e vem sofrendo constantemente pressão imobiliária. Outro cenário comum na bacia foram as áreas de chácaras para produção de hortaliças, normalmente agricultura familiar, com poucas pessoas trabalhando e sem grandes máquinas, o cultivo principal nessas áreas são as frutas e hortaliças (FIGURA 52). O terceiro cenário são as áreas agrícolas abandonadas (Figura 53) que já estão perdendo espaço para a urbanização, onde em um futuro breve será utilizado para construção de loteamentos.



Figura 49- Trecho agrícola localizado na área de estudo.



Figura 50- Pequena horta de agricultura familiar encontrada na Sub Bacia do Baixo Anhumas.



Figura 51- Extensa área agrícola abandonada na Sub Bacia do Rio das Pedras.

Na parte média das Sub Bacias foi o local onde observou o surgimento de novos loteamentos, sendo caracterizada como a área de maior tendência a expansão imobiliária, sendo este o local que atualmente é ocupado pela maior parte da parcela agrícola, a qual poderá ser substituída por condomínios. Em relação aos atributos dos solos analisados foi possível verificar nessa região a deficiências nos teores de fósforo, cálcio, zinco, matéria orgânica, CTC, soma de bases e magnésio e valores medianos apenas para a V% e o pH.

Existem ainda, trechos urbanos e rurais preservados no decorrer da Bacia, o primeiro localiza-se na nascente principal do rio das Pedras, sendo possível identificar uma área de mata, que acompanha o rio por cerca de 50 metros, formando um pequeno bosque (Figuras 54 e 55). Seu entorno é cercado por ruas e casas, mas ainda sim constitui um importante trecho de mata preservada na bacia. Neste trecho observou-se os maiores valores de fertilidade do solo e pH, podendo os resultados estar relacionado ao acúmulo de matéria orgânica na área, uma vez que a nascente mesmo degradada, conta com a proteção do pequeno bosque.



Figura 52- Nascente principal do Rio das Pedras

Outro trecho a ser observado foi um pequeno remanescente próximo ao shopping Dom Pedro (Figura 55) localizado atualmente no interior de um condomínio de alto padrão. O mesmo foi cercado totalmente com tela, e portões,

sua entrada restrita, sendo liberada para as análises deste trabalho apenas com autorização previa dos condôminos. Neste local, pode-se observar um elevado teor de matéria orgânica, além de alta CTC, soma de bases e V%, indicando uma boa fertilidade, podendo ser atribuída a conservação do horizonte O.



Figura 53- Pequeno bosque formado ao redor da nascente principal do Rio das Pedras.



Figura 54- Pequeno trecho de mata entre os condomínios de alto padrão ao redor do shopping Dom Pedro.

Em uma parcela de área rural e condomínios residenciais, na Sub Bacia do Baixo Anhumas, pode-se observar a existência de uma pequena área de mata nativa e um pequeno curso d'água (Figura 57), sendo este o ponto que se apresentou com valores mais elevados de fertilidade e de pH entre 6,5 a 7,0, apresentando-se adequado para o cultivo. A análise de uma situação como essa corrobora para a discussão sobre a importância da manutenção das áreas nativas para manutenção da qualidade dos solos, onde, realizar esta manutenção torna-se primordial para a sustentabilidade das áreas (MERCANTE *et al.*, 2004). Manter a vegetação nativa é essencial para a ciclagem de água e de matéria, além de regular a temperatura e prover maior aproveitamento da biodiversidade local (FERREIRA *et al.*, 2007). Quando se maneja inadequadamente ou intensivamente um solo, ocasiona-se um estado de degradação que irá requerer tempo e recursos para que seja possível sua recuperação, fazendo-se necessário o monitoramento das áreas por um longo período afim de assegurar sua qualidade (MENDES, 2002).

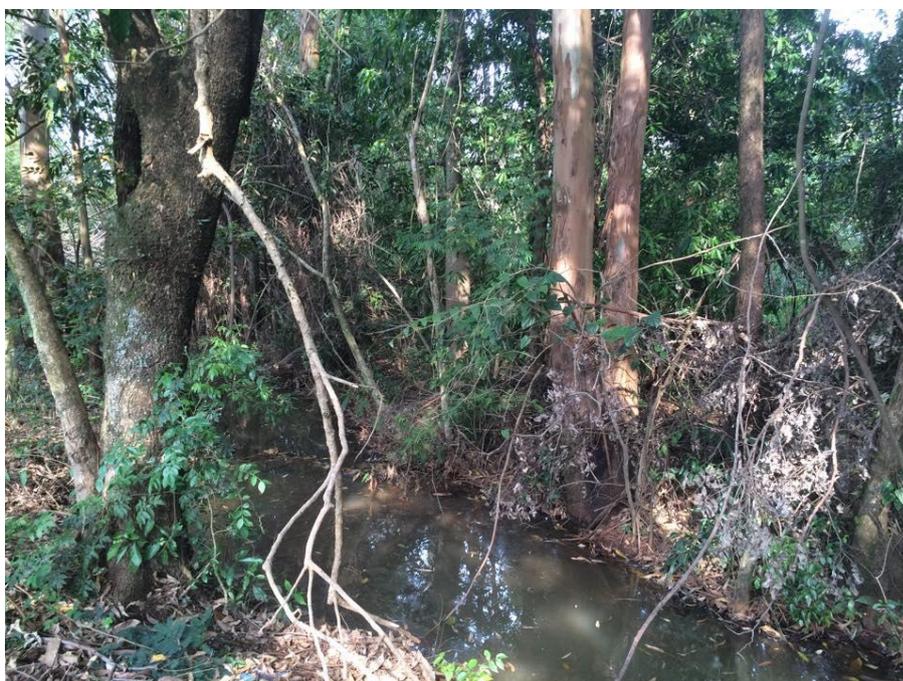


Figura 55- Pequena área de mata nativa entre áreas rurais e condomínios na Sub Bacia do Baixo Anhumas.

De modo geral, as Sub Bacias analisadas nesse estudo vem sofrendo ao longo dos anos processos de fragilização de seus ecossistemas, como pôde ser constatado por meio dos resultados das análises de solo, em um

comparativo com as principais áreas vulneráveis na bacia. A ocupação urbana foi responsável direta pelas alterações sofridas na área, principalmente ao longo do período estudado, podendo ser constatado pela observação do aumento dos níveis de vulnerabilidade justamente nas áreas onde ocorreu o maior desenvolvimento da mancha urbana. Aliado a isso, a constante perda de área agrícola, também trás prejuízos ambientais, uma vez que como pode ser visualizado por esse e outros estudos, que áreas agrícolas auxiliam nos processos ambientais, como qualidade do solo, infiltração de água, aeração, ocupação de organismos vivos e etc, enquanto a área urbana, aliado a impermeabilização do solo, impede que quaisquer dos citados acima ocorram.

6. CONCLUSÃO

Pela análise dos resultados de acordo com a metodologia aplicada, pode-se concluir que:

- A vulnerabilidade ambiental nas Sub Bacias do Rio das Pedras e do Baixo Anhumas aumentou no período de 1962 a 2014. Durante o período analisado houve uma queda de 42% das áreas de baixa vulnerabilidade seguida de um aumento de 34 % nas classes de vulnerabilidade moderada e de 7% na classe de alta vulnerabilidade, o que indica que praticamente metade da área tornou-se vulnerável nos últimos 52 anos

- Pela análise dos atributos físicos e químicos do solo foi possível verificar que grande parte destes demonstraram a fragilização do ecossistema, estando abaixo dos índices consideráveis adequados para o desenvolvimento e estabelecimento das culturas, sejam essas agrícolas (cana-de-açúcar, soja, hortaliças, etc.) ou para o estabelecimento de espécies arbóreas nativas ou não.

- A ocupação urbana foi diretamente responsável pelas alterações sofridas na área ao longo do período estudado, podendo ser constatado pela observação do aumento dos níveis de vulnerabilidade em áreas onde ocorreu o crescimento da malha urbana. A ocupação urbana além de impermeabilizar o solo, afetou diretamente a interação entre os fragmentos florestais. A compactação das áreas pode impedir o desenvolvimento radicular, além de modificar a disponibilidade de água e nutrientes para as plantas.

- As áreas agrícolas foram as que ao longo dos últimos anos, mais diminuíram dentro das bacias estudadas o que pode ter afetado de forma direta a qualidade dos solos, principalmente em relação a densidade do solo, porosidade total e matéria orgânica e, indiretamente, a infiltração da água no solo.

- A metodologia empregada possibilitou analisar de forma coerente os dados obtidos, podendo ser aplicada, após adaptações em outras bacias hidrográficas em áreas urbanas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCACIO, G. M. *et al.* Ferramentas biológicas para avaliação e monitoramento de habitats naturais fragmentados. In: RAMBALDI, Denise Marçal; OLIVEIRA, Daniela América Suárez de (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. (Biodiversidade, 6). Cap. 15, p.368 – 389.

AGÊNCIA EUROPEIA DO MEIO AMBIENTE (AEMA). (2004): Impactos del cambio Climático en Europa: una evaluación basada en indicadores http://reports.eea.europa.eu/climate_report_2_2004/en. 2004

ALBUQUERQUE, Francisco José Batista de. **A psicologia Social dos desastres**. Existe um lugar para ela no Brasil?, 2000. Disponível em: <<http://www.cchla.ufpb.br>>. Acesso em: 09 abr. 2015.

ALMEIDA, R. O. P.; SÂNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 1, p 47-54, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v29n1/24234.pdf>>. Acesso em: out. 2014.

ALMEIDA, R. R., CHAVES, A. D., CRISPIM, D. L., TRIGUEIRO, J. M., Maracaja, P. B., ALMEIDA, I. P., et al. (2015). Proposta de recuperação de uma área de empréstimo degradada pela atividade de olaria no município de Pombal-PB. **INTESA** , 9 (1), 35-38.

ALVES, Estevão Giacomini. **Estimação da umidade do solo usando fotografias digitais e redes neurais artificiais**. 2012.

ALVES, H. P. F.; TORRES, H. G. Vulnerabilidade Socioambiental na Cidade de São Paulo: uma análise de famílias e domicílios em situação de pobreza e risco ambiental. **Revista São Paulo em Perspectiva**, São Paulo, volume 20, número 1 – jan./mar. 2006.

ALVES, M. C., SUZUKI, L. G. A. S., e SUZUKI, L. E. A. S. (2007). Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, 31(4), 617-625.

ANDRADE FILHO, A. G. D., SZÉLIGA, M. R., & ENOMOTO, C. F. Estudo de medidas não-estruturais para controle de inundações urbanas, 2000.

ANDRADE FILHO, Alceu Gomes de; SZÉLIGA, Marcos Rogério; ENOMOTO, Carolina Ferreira. **Estudo de medidas não-estruturais para controle de inundações urbanas**. 2000.

Araújo, R., Goedert, W. J.,; Lacerda, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31(5), 1099-1108.2007

ASSOCIATION OF OFFICIAL AGRICULTURAL CHEMISTS (Washington, D.C.). Official methods of the Association of Agricultural Chemists. 11. ed. Washington, 1970. 1.015 p. BOWER, C. A.; WILCOX, L.V. Soluble salts. In: BLACK, C.A. (Ed.). Methods of soil analysis. Madison: **American Society of Agronomy**, 1965. v. 2, p. 933-951. (Agronomy, 9)

BALBINO, L.C.; BRUAND, A.; COUSIN, I.; BROSSARD, M.; QUÉTIN, P.; GRIMALDI, M. Change in the hydraulic properties of a Brazilian clay Ferralsol on clearing for pasture. **Geoderma**, v.120, p.297-307, 2004.

BARBOSA, A. R., ANDRADE, R. B., Malaguth, L., NEGREIROS, A. B., & PEREIRA, G. (2014). EVOLUÇÃO DE UM VOÇOROCAMENTO EM ÁREA URBANA NO MUNICÍPIO DE CRUZILIA, MG. **Revista Territorium Terram** , 2 (4), 125-142.

BARROS, C. A. P.; MINELLA, J. P. G.; TASSI, R.; DALBIANCO, L. & OTTONELLI, A. S.; Estimativa de infiltração de água no solo na escala de bacia hidrográfica, **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 2014.

BARROS, M. I. A. **Caracterização da visitação, dos visitantes e avaliação dos impactos ecológicos e recreativos do planalto do parque nacional do Itatiaia**. 121 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003

BATJES, N.H. & E.M. BRIDGES. Implementation of a Soil Degradation and Vulnerability Database for Central and Eastern Europe. In: **Proceedings of an international workshop** (Wageningen, 1-3 October 1997), ISRIC, Wageningen, 1997.

BERGER, M.G. **Uso do sensoriamento remoto na hierarquização das áreas de risco ambiental na subbacia hidrográfica do Arroio Cadena, Município de Santa Maria – RS**. Santa Maria, 2001. 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Santa Maria.

BESSA JUNIOR, O.; MULLER, A. C. P. Indicadores ambientais georreferenciados para a área de proteção ambiental de Guaraqueçaba. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, Curitiba, n. 99, 2000. Disponível em: <<http://www.ipardes.pr.gov.br/ojs/index.php/revistaparanaense/article/view/239>>. Acesso em: out. 2014.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco.** 2010 Disponível em: http://200.17.137.108/tde_arquivos/4/TDE-2002-01-17T011808Z-883/Publico/Caroline%20Miranda%20Biondi.pdf Acesso em: 21/10/2015

BLUME, H.P. Classification of soils in urban agglomerations. **Catena**, v.16, n.3, p.269-275, 1989.

BOLLMANN, H. A. Metodologia para avaliação ambiental integrada. In: MAIA, N.B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (org.), **Indicadores Ambientais: conceitos e aplicações.** São Paulo: EDUC/COMPED/INEP, 2001.

BORTOLUZZI, E. C., RHEINHEIMER, D. D. S., Petry, C., & Kaminski, J. (2009). Contribuição de constituintes de solo à capacidade de troca de cátions obtida por diferentes métodos de extração. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(3), 507-515.

BOTELHO, M.R.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.A.; AZEVEDO, A.C.; RODRIGUES, R.B.; MIGUEL, P. Medida da cor em solos do Rio Grande do sul com a carta de Munsell e por colorimetria. **Ciência Rural**, v. 36, n. p. 1179-1185, 2006.

BRAGA, Tânia. **Principais limitações à internalização da dimensão ambiental nas práticas urbanas.**

BRASIL, E. QUASE MERCADO NO. "POLÍTICAS DE AVALIAÇÃO DA EDUCAÇÃO." (2003).

Brasil, L. N. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art, 21.

BRASIL. Decreto n. 6.091, de 24 de abril de 2007. Divulga os parâmetros de operacionalização do FUNDEB para o ano de 2007. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 24 abr. 2007

BRASIL. IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina, SP/RJ. Unicamp: Campinas, 2001.

BRASIL. Lei nº. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 28 maio 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>

BRASIL. Presidência da República. Comissão Internacional para preparação da conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Brasília, CIMA, 1991.

BRITO A. O.; MARTINS I. S. & AICHA N. N. Estudo da erosão urbana no Distrito Federal. **Revista Científica Eletrônica do Distrito Federal**, v. 20, n. 1, p. 85-92, jul. 2012. Disponível em: <<http://www.revista.inf.br/florestal20/pages/artigos/art08.pdf>>. Acesso em: 10 maio .2015.

BRITO, J. **História da cidade de Campinas**. São Paulo: Saraiva, 1966. v. 21, p.44.

BUCHIANERI, V. C.; **Geração da série histórica de vazão por meio do modelo SMAP: subsídio para o plano de manejo da bacia do rio grande de Ubatuba**. 2004

BUDZIAK, C. R., MAIA, C. M. B. F., & MANGRICH, A. S. (2004). Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, 27(3), 399-403.

CABRAL, J. B. P., Da ROCHA, I. R., MARTINS, A. P., Da ASSUNÇÃO, H. F., & BECEGATO, V. A. (2011). Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Doce (GO), utilizando técnicas de geoprocessamento. **Geofocus**, 1(11), 51-69.

CALDERANO FILHO, B. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental das terras da microbacia do córrego Fonseca, região Serrana do estado do Rio de Janeiro. In: Embrapa Solos-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: **SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO**, 7., 2014, Aracaju. Geotecnologias: inovações e desenvolvimento: anais. Aracaju: UFS, 2014., 2014.

CAMPOS, J. C.; LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, 2001. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/cienciaflorestal/article/view/1662>>. Acesso em: fev. 2015.

CANARACHE A Factors and indices regarding excessive compactness of Agricultural soil. **Soil Tillage Res.**,19:145-165 1991.

CARNEIRO, M.A.C.; ASSIS, P.C.R.; MELO, L.B.C.; PEREIRA, H.S.; PAULINO, H.B. & SILVEIRA NETO, A.N. Atributos bioquímicos em dois solos de Cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesq. Agropec. Trop.**, 38:276- 283, 2008.

CARNEIRO, M.; SOUZA, E; et.al. **Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo**. R. Bras. Ci. Solo, 33:147- 157, 2009.

CARRIJO, M. G. G. **Vulnerabilidade ambiental: o caso do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari**. 2005. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2005.

CATELLANI, Rodrigo. **Utilização de Técnicas em Sistemas de Informações Geográficas para a determinação da Vulnerabilidade Natural e Ambiental da região do Campo Petrolífero do Canto do Amaro na Bacia Potiguar/RN**. 2004. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geociências, UFRN, Natal, 2004.

CECÍLIO, R. A.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. & MARTINEZ, M. A., Modelagem da infiltração de água no solo sob condições de estratificação utilizando-se a equação de Green-Ampt. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 3, p. 415- 422, 2003.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Decisão de diretoria nº 045/2014 para valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo, CETESB, 2014..

CLAUDE, M.; PIZARRO, R. Indicadores de sustentabilidad y contabilidad ambiental para el caso chileno. In: SUNKEL, Osvaldo (Ed.). **Sustentabilidad ambiental del crecimiento econômico chileno**. Santiago: Universidade do Chile, 1996.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J.S. de; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T.G.; DUARTE, V.; BARBOSA C.C.F. - **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados ao Zoneamento Ecológico Econômico e ao Ordenamento Territorial**. São José dos Campos, Junho de 2001 (INPE 8454-RPQ/722).

CREPANI, Edison; MEDEIROS, José Simeão de; AZEVEDO, Luiz Guimarães; HERNANDEZ FILHO, Pedro; FLORENZANO, Tereza Gallotti; DUARTE, Valdete. Curso de sensoriamento remoto aplicado ao zoneamento ecológico-econômico. São José dos Campos: **INPE**, 1996.

CRISÓSTOMO, L. A. et al. Adubação, irrigação, híbridos e práticas culturais para o meloeiro no Nordeste. **Embrapa Agroindústria Tropical. Circular Técnica**, 2003.

DAGNINO, R. S. **Riscos Ambientais na bacia do Ribeirão das Pedras, Campinas – São Paulo**. 2007. 126f. Dissertação (Mestrado em Geografia) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007

DAGNINO, R.; BRIGUENTI, E. **Estimativa de habitantes da Bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras e do Distrito de Barão Geraldo, Campinas/São Paulo.** (no prelo) Campinas, 2007. 15p. .

D'ANDRÉA, A. F., Silva, M. L., CURI, N., SIQUEIRA, J. O., & CARNEIRO, M. A. (2012). ATRIBUTOS BIOLÓGICOS INDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS DE MANEJO NA REGIÃO DO CERRADO NO SUL DO ESTADO DE GOIÁS. **R. Bras. Ci. Solo** , 913-923.

DE MOURA, Márcio Cleto Soares et al. Estudo multivariado de solos urbanos da cidade de Teresina. **Quim. Nova**, v. 29, n. 3, p. 429-435, 2006.

Dexter, A. R. Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v.120, p.201-214, 2004a.

DIAS JUNIOR, M. S. Compactação do solo. In: Tópicos em ciência do solo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.1, p.55-94, 2000.

DIAS, L. E. Uso de indicadores de qualidade de solo no monitoramento de processos de recuperação de áreas degradadas. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.2, p.6-8, 2002. Boletim Informativo.

DICCIONARIO, DE LA NATURALEZA. "**HOMBRE, ECOLOGIA, PAISAJE.**" (1987).

DOMINGUES, T. C. G.; **Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação.** 2009. Tese de Doutorado. INSTITUTO AGRONÔMICO.

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. **Defining and assessing soil quality.**In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A., eds. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.3-21. (SSSA Special Publication, 35)

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J.W & JONES, A.J., eds. Methods for assessing soil quality. Madison, **Soil Science Society of America**, 1996. p.25-37. (SSSA Special Publication, 49)

DUARTE, Sérgio Nascimento. Extratores de cápsulas porosas para o monitoramento da condutividade elétrica e do teor de potássio na solução de um solo. **Scientia Agrícola**, v. 57, n. 4, p. 785-789, 2000.

EAVIS, B. W. Soil physical conditions affecting seedling root growth: 1-mechanical impedance, aeration, and moisture availability as influenced by **bulk**

density and moisture levels in a sandy loam soil. *Plant and Soil*, v.36, p.613-622, 1972.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro,RJ: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1997

EMBRAPA, Nucleo de Monitoramento Ambiental e de Recursos Naturais por Satelite. Campinas. Mapa do uso das Terras: município de Campinas. Campinas. 1996.

EMBRAPA. Centro nacional de pesquisa de solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa Produção de Informação, Rio de Janeiro: Embrapa: Solos 2006. 306p.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. **ArcGis 10.1** ESRI Inc, 2014.

ETTO, T. L. *et al-* Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão Das Pedras - Campinas-Sp. **Revista Árvores**, Viçosa, MG, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v37n6/08.pdf>>. Acesso em: maio/2015.

FENGLER F. H., et al.; Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2013 **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, UAEEA/UFCEG – <http://www.agriambi.com.br> ISSN 1807-1929 v.19, n.4, p.402–408, 2015

FERREIRA, C. S.; LACERDA, M. P. C.; NORTE, Campus Universitário Darcy Ribeiro Asa. Adequação agrícola do uso e ocupação das terras na Bacia do Rio São Bartolomeu, Distrito Federal.**Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 14, p. 183-189, 2009.

FERREIRA, I. C. M. et al. Solos e vegetação nativa remanescente no Município de Campinas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 9, p. 1319-1327, set. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2007000900014&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: out. 2015.

FERREIRA. Voçorocas no município de Nazareno, MG: Origem, uso da terra e atributos do solo. Pós-Graduação, **Universidade Federal de Lavras**, 2006.

FIALHO, J. S., Gomes, V. F. F., de Oliveira, T. S., & da Silva Júnior, J. M. T. (2008). Indicadores da qualidade do solo em áreas sob vegetação natural e cultivo de bananeiras na Chapada do Apodi-CE. *Revista Ciência Agronômica*,37(3), 250-257.

FISZON, J. T. et al. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, Denise Marçal; OLIVEIRA, Daniela América Suárez de (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: **Ministério do Meio Ambiente**, 2003. (Biodiversidade, 6). Cap. 3, p.66 – 99.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) **Forest Resources Assessment 1990:Global Synthesis**. FAO Forestry, Paper 124. ROME: FAO, 1995

FUSHIMI, M. et al. Vulnerabilidade Ambiental E Aplicação De Técnicas De Contenção Aos Processos Erosivos Lineares Em Áreas Rurais Do Município De Presidente Prudente-SP. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 4, 2014.

GIRACCA, E. M. N. **Micronutrientes Agrolink**. Disponível em: http://www.agrolink.com.br/fertilizantes/nutrientes_micronutrientes.aspx Acesso em: 05/12/2014

GIRÃO, O.; CORRÊA A. C. B.; GUERRA A. J. T. Encostas urbanas como unidades de gestão e planejamento, a partir do estudo de áreas a sudoeste da cidade do Recife – UFPE-DCG/NAPA. **Revista de Geografia**, v. 24, n. 3 p. 242-267, set-dez 2007. Disponível em: <<http://www.revista.ufpe.br/revistageografia/index.php/revista/article/viewFile/165/100>> Acesso em: maio.2015.

GOMES, M.A, F.; Filizola H.F.; "Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola." **Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente** (2006).

GOMIDE, P. Atributos Físicos, Químicos e Biológicos do Solo em Ambientes de Voçorocas no Município de Lavras – MG. Universidade Federal de Lavras. R. Bras. **Ci. Solo**, 35:567-577, 2011.

GOOGLE. Google Earth. Google, 2015.

GRIGIO, Alfredo Marcelo. "Aplicação de sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica na determinação da vulnerabilidade natural e ambiental do Município de Guamaré (RN): simulação de risco às atividades da indústria petrolífera." (2003).

GRIGIO, A. M.; **Evolução da Paisagem do Baixo Curso do rio Piranhas-Assu (1988-2004)**: Uso de Autômatos Celulares em Modelos Dinâmico Espacial para Simulação e Cenários futuros. 2008. 205 f. Tese (Doutorado) - Ufrn, Natal, 2008.

GUERRA, A. J. T. CUNHA, S.B.; **Geomorfologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 5.Ed., 394 p. 2004,

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas populacionais para os municípios brasileiros em 01.07.2012. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2012/>> Acesso em 08 de abril de 2013.

IMHOFF, S.; SILVA, A.P.; TORMENA, C.A. Applications of the resistance curve in the control of the physical quality of soils under grass. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p.1493-1500, 2000.

ISHIKAWA, M. I. 2001. **Potencialidades de uso das imagens IKONOS/GEO para aplicações em áreas urbanas**. Presidente Prudente. 2001 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas), Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

KAWAKUBO, F. S.; et al. "Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento." **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil (2005)**: 16-21.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia**: relações solo-planta. São Paulo, SP:

Ceres, p. 263, 1979.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, Imprensa Oficial, 2005.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1993.

LEMOS, R. C de. e SANTOS, R. D dos. **Manual de Descrição de Coleta de Solo no Campo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 3a ed, 1996.

LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo Cue, região oeste do Estado do Paraná**. Piracicaba, 2003. 131 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Esalq/USP, 2003.

LICCO, E. A. Avaliação de risco como ferramenta complementar ao licenciamento de fontes de poluição envolvendo poluentes tóxicos do ar. **Rev. de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente [online]**. 2008, vol. 3, n. 1. Disponível em: <<http://www.revistas.sp.senac.br/index.php/ITF/article/view/90>>. Acesso em 22/10/2015.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares, In: RODRIGUES, Jr.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 33-44.

LONGO, R. M, REIS, M. S, Yamaguchi CS, Demamboro AC, Bettine SC, Ribeiro AI, Medeiros G. A. de. Indicators of soil degradation in urban forests: physical and chemical parameters. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, V. 162, p. 497-503, 2012

LORENA, R. B.; SANTOS, J. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; SANT'ANNA, H. M.; SANT'ANNA, H. S. S.; MENEZES, R. S. Dados multitemporais de sensoriamento remoto para análise da dinâmica do solo e da cobertura da terra na região do Peixoto (AC). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, FOZ DO IGUAÇU. **Proceedings...** São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1653-1656.

LOURENÇO, R. W., SILVA, D. C., & SALES, J. C. A. (2014). Elaboração de uma metodologia de avaliação de fragmentos de remanescentes florestais como ferramenta de gestão e planejamento ambiental. **AMBIÊNCIA**, 10(3), 685-698.

MANTA, D.S. et al. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. **The Science of the Total Environment**, v.300, p.229-243, 2002.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. London, Academic Press, 1995. 889p

MARTINS, Susian Christian. **Adsorção e dessorção de cobre em solos sob aplicação de lodo de esgoto e calda bordalesa**. 2005. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

MATTAR NETO, J. et al. Análise de indicadores ambientais no reservatório do Passaúna. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14 n. 2, p. 205-214, abr./jun. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522009000200008&script=sci_arttext>. Acesso em: nov. 2014.

MEDEIROS, M. A. Zinco, elemento químico. **Rev Química nova na escola**. Vol. 34, N° 3, p.159-160, AGOSTO 2012. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc34_3/09-EQ-18-11.pdf Acesso em: 13/11/2015

MEDEIROS, R. B. et al. Avaliação Da Vulnerabilidade Ambiental Na Área Do Assentamento São Joaquim, Selvíria/Ms. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 49, 2014.

MELO, L. C. de et al. Análise da fragilidade ambiental potencial dos solos do paraná. **RDG Revista do Departamento de Geografia-USP**, v. 28, p. 101-111, 2015.

MENDES, I. C.; REIS JÚNIOR, F. B. dos.; PEREIRA NETO, J. V. Uso de indicadores biológicos e bioquímicos para avaliar a qualidade de solos de cerrado sob plantio direto e convencional. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRI O DE PLANTAS, 26.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 9.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 7.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 4.; 2002. Rio de Janeiro. **FERTBIO2002**: Agricultura: bases ecológicas para o desenvolvimento social e econ mico sustentado. Rio de Janeiro: [s.n.], 2002. Não paginado.

MERCANTE, F.M. et al. Parâmetros microbiológicos como indicadores da qualidade do solo sob sistemas integrados de produ o agropecuária. Dourados: **Embrapa Agropecuária Oeste**, 2004. (Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 20).

MILLER JUNIOR, G. T. **Ciência ambiental**. São Paulo: Thomson Learning, 2007

MINGOTI, Sueli Aparecida. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Editora UFMG, 2005.

MISONO, T. A. **Estudo da contamina o por metais pesados em solos de remanescentes florestais urbanos**. 2012. 67f. Trabalho de Conclusão do curso (Gradua o de Engenharia Ambiental e Sanitária) Pontifícia Universidade católica de Campinas, Campina, 2012.

MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, JMAS. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. 2009. (IAC, 2009)

MOORE, J. M.; Klose, S.; TABATABAI, M. A. ; Soil microbial biomass carbon na nitrogen as affected by cropping systems. **Biology and Fertility Soil**, v21 n 3-4 p. 200-210, 2000.

MORI, H. F.; Favaretto, N.; Pauletti, V.; Dieckow, J.; Santos, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplica o de dejetos líquidos bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.189- 198, 2009.

MORUZZI, R. B., PINTO, S. D. A. F., & GARCIA, L. A. F. (2007). **Contribui o metodológica para a caracteriza o de áreas potenciais de inunda o em uma bacia hidrográfica urbanizada, com o suporte de**

técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento: apresentação de dois cenários em um módulo piloto. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais... São Paulo.

MOURA, A.C.M. 1994. O papel da Cartografia nas análises urbanas: tendências no Urbanismo Pós-Moderno. Cadernos de Arquitetura e Urbanismo, Belo Horizonte, n. 2, p. 41-73.

MOURA, S. R. F.; GRIGIO, A. M.; DIODATO, M.A.; MAPEAMENTO E ANÁLISE DA VULNERABILIDADE NATURAL E AMBIENTAL DO MUNICÍPIO DE MOSSORÓ, **Seminário Nacional de Governança Urbana e Desenvolvimento Metropolitano**, Natal-RN, Setembro/2010

MUELLER, C. C. Problemas ambientais de um estilo de desenvolvimento: a degradação da pobreza no Brasil. **Revista Ambiente e Sociedade**, Campinas, ano 1, n. 1, p. 82, 1997.

NASCIMENTO, D. M. C.; DOMINGUEZ J. L. M.. "Avaliação da vulnerabilidade ambiental como instrumento de gestão costeira nos municípios de Belmonte e Canavieiras, Bahia." *Brazilian Journal of Geology* 39.3 (2009): 395-408.

NEIMAN, Z. **Era Verde?** Ecossistemas brasileiros ameaçados. 19. ed. São Paulo:Atual, 1989.

NOFFS, P. DA S.; GALLI, LF; GONÇALVES, JC" Recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica". 2000.

NOFFS, P. SILVA; GALLI, L. F.; GONÇALVES. **Recuperação de Áreas Degradadas da Mata Atlântica: uma experiência da CESP companhia energética de São Paulo**. Série Cadernos da Reserva da Biosfera, nº3, 2º ed. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlantica, 1996

OLIVEIRA, A.M.M.; PINTO, S.A.F.; LOMBARDI NETO, F. Caracterização de indicadores da erosão do solo em bacias hidrográficas com o suporte de geotecnologias e modelo predictivo. **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v.5, p.63-86, 2007.

OLIVEIRA, F. F. G.; MATTOS, J. T. Análise ambiental de remanescentes do bioma Mata Atlântica no litoral sul do Rio Grande do Norte – NE do Brasil. **GEOUSP – Espaço e Tempo (Online)**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 165-183, 2014.

OLIVEIRA, J. B. de; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B.; **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Legenda Expandida**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999. 64 p.

OLIVEIRA, J. B.; MENK, J. R.; ROTTA, C. L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**: quadrícula de Campinas. Rio de Janeiro: IBGE, 1979.

PEDRO, F.; LORAND, R. **Potencial Natural de Erosão na Área Periurbana de São Carlos-SP**. Universidade Federal De São Carlos – Departamento De Engenharia Civil. Revista Brasileira De Cartografia N0 56/01, 2004.

PEDRON, F. A. et al.. Solos urbanos. **Ciência Rural**, v. 34, n. 5, p.1647-1653, out. 2004. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782004000500053. Acesso em: maio 2015.

PEDRON, F. A.; DALMOLIN, R. S. D.; AZEVEDO, A. C.; POELKING, E. L.; MIGUEL, P. 2006. Utilização do sistema de avaliação do potencial de uso urbano das terras no diagnóstico ambiental do município de Santa Maria – RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.2, p.468-477

PEDROSA, A. S.; ROCHA, E. A. V., RODRIGUES, S. C. Proposta de modelagem da susceptibilidade à erosão laminar. Um estudo de caso na bacia do Ribeirão Vai – Vem (GO). Brasil. **Revista Geonorte**, Manaus, v. 2, n. 4, p. 1707-1720, Edição Especial 2012. Disponível em: <[http://www.revistageonorte.ufam.edu.br/attachments/009_\(PROPOSTA%20DE%20MODELAGEM%20DA%20SUSCEPTIBILIDADE%20A%20EROS%C3%83O%20LAMINAR.%20UM%20ESTUDO%20DE%20CASO%20NA%20BACIA%20DO%20RIBEIR%C3%83O%20VAI%20%E2%80%93%20VEM%20_\(G\).pdf](http://www.revistageonorte.ufam.edu.br/attachments/009_(PROPOSTA%20DE%20MODELAGEM%20DA%20SUSCEPTIBILIDADE%20A%20EROS%C3%83O%20LAMINAR.%20UM%20ESTUDO%20DE%20CASO%20NA%20BACIA%20DO%20RIBEIR%C3%83O%20VAI%20%E2%80%93%20VEM%20_(G).pdf)>. Acesso em: maio.2015.

PEREIRA, G. A natureza (dos) nos fatos urbanos: Produção do espaço e Degradação Ambiental. **Desenvolvimento e meio Ambiente**, n. 3, p. 33-51, jan./jun. 2001. Disponível em: <<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:8dDxqX2RZ3cJ:www.doaj.org/doaj%3Ffunc%3Dfulltext%26ald%3D813205+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>>. Acesso em: out. 2014.

POGGIANI, F.; STAPE, J. L.; GONÇALVES, J. L. M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 31, p. 33-44, abr. 1998. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr31/cap3.pdf> >. Acesso em: out. 2014.

POWLSON, D.S. et al. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw decomposition. **Soil Biol. Biochem.**, Oxford, v. 19, n. 2, p. 159-164, 1987.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINAS, 2013. Informações Turísticas. Disponível em: <<http://www.campinas.sp.gov.br/sobre-campinas/informacoes-turisticas.php>> Acesso em: 08 de abril de 2013.

PUPO, M. C. M. **Campinas, município no Império: fundação e constituição, usos familiares, a morada, sesmarias, engenhos e fazendas.** São Paulo: Imprensa Oficial do Estado, 1983. 231p.

RAIJ, B. VAN; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo.** 2. ed. rev. **Campinas, Instituto Agrônomo e FUNDAG**, 1997. 285p. (BOLETIM TÉCNICO N.º 100) Interpretação de resultados de análise de solo p. 8 a 13.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S. & BATAGLIA, O.C. **Análise química de solo para fins de fertilidade.** Campinas, Fundação Cargill, 1987. 170p.

REIS, L. L. **Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na floresta nacional de Sacará-Taquera, Porto Trombetas (PA):** instituto de Agronomia, pós graduação em agronomia e ciências dos solos, UFRRJ, Rio de Janeiro, 2006.

RIBEIRO, A. Í. ; LONGO, R. M.; TEIXEIRA FILHO, A MELO, W.J.. Diagnóstico de uma área compactada por atividade minerária, na floresta amazônica, empregando métodos geoestatísticos à variável resistência mecânica à penetração do solo. **Acta Amaz. . 2006, vol.36, n.1, pp. 83-89.**

RIBEIRO A. I, A PECHE FILHO, G. A MEDEIROS, R. M LONGO, M STORINO, F. H FENGLER, EML KELLER, J. Z RAPP, E. P FREITAS Environmental diagnosis in areas with different use and occupation using the perception of diverse biological activity **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 162, p. 129-136, 2012

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ V., V.H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5a aproximação.** Viçosa, MG: **Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais**, 1999. 359p

ROBAINA, L. E. et al. Análise dos ambientes urbanos de risco do município de Santa Maria – RS. **Ciência & Natura**, v.23, p.139-152, 2001.

RODRIGUES, A. C. M. **Mapeamento Multitemporal do uso e cobertura do solo do município de São Sebastião-SP, utilizando técnicas de segmentação e classificação de imagens TM-Landsat e HRV-SPOT.**São José dos Campos: INPE, 2000, 94p.

RODRIGUES, M. A. Cobre, elemento químico **Rev. Química nova na escola** Vol. 34, N° 3, p.161-162, AGOSTO 2012. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc34_3/10-EQ-37-10.pdf Acesso em: 13/11/2015

RODRIGUES, S. A. M. Urban soil quality assessment using a GIS-based approach. **Dissertação de Mestrado**, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, Aveiro – Portugal, 225p., 2005.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. EMBRAPA: Campinas, 2010.

ROSOLEM, C. A., *et al.* "Crescimento radicular de plântulas de milho afetado pela resistência do solo à penetração." **Pesquisa agropecuária brasileira** 34.5 (1999): 821-828

ROSS, J. L. S O registro cartográfico dos fatos geomórficos e a questão da taxonomia do relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 6, 1992

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 8, FFLCH-USP, São Paulo, 1994.

ROSSETTI, K. V.; Centurion, J. F. Sistemas de manejo e atributos físico-hídricos de um Latossolo Vermelho cultivado com milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, p.472-479, 2013. Disponível em : <<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000500002>> Acesso em novembro/2015.

SANTANA, D.P.; BAHIA FILHO, A.F.C. Soil quality and agricultural sustainability in the Brazilian Cerrado. In: **WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE**, 16. 1998, Montpellier. Montpellier: ISSS, 1998.

SANTIN, D. A. **A vegetação remanescente do município de Campinas(SP)**: mapeamento, caracterização fisionômica e visando a conservação. 1999. 502f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000188661&fd=y>>. Acesso em: out. 2014.

SANTOS D. R.; Gatiboni L.C.; Kaminski J.; Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Cienc. Rural** vol.38 no.2 Santa Maria Mar./Apr. 2008

SANTOS, A. C.. **Campinas, das origens ao futuro. Compra e venda de terra e água e um tombamento na primeira sesmaria da Freguesia de Nossa Senhora da Conceição das Campinas do Mato Grosso de Jundiá**. Campinas: Unicamp, 2002.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas,

SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 3, p. 325-341, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v17n3/17702.pdf>>. Acesso em: out. 2014.

SANTOS, P. A. F.; CANALI, N. E.; OKA FIORI, C. **Fragilidade Ambiental da bacia do Rio Ipiranga – PR**. VI Simpósio Nacional de Geomorfologia/Regional Conference on Geomorphology. Goiânia, 2006.

SANTOS, R. F. dos; CALDEYRO, V. S. *Vulnerabilidade Ambiental: desastres ambientais ou fenômenos induzidos?* In: SANTOS, R. F. dos. (Org.). Brasília: MMA, 2007. Disponível em: <www.inpe.br/crs/geodesastres/bibliografias/Vulnerabilidade_ambiental_desastres_naturais_ou_fenomenos_induzidos_MMA_2007.pdf> Acesso em: 25 de julho 2015

SANTOS, R. F., & RUTKOWSKI, E. Planejamento Ambiental Como Estratégia Para Reabilitação De Águas Urbanas: Um Estudo De Caso (Rio Cotia, São Paulo, Brasil) 1998

SARKAR, B. **Heavy metals in the environment**. New York: Marcel Dekker, 2002. XVI, 725 p.

SCARIOT, A. et al. Vegetação e flora. In: RAMBALDI, Denise Marçal; OLIVEIRA, Daniela América Suárez de (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. (Biodiversidade, 6). Cap. 4, p.104 – 123.

SÉGUIER J.de. 1935. *Diccionario práctico ilustrado*. Porto, Chardron, 1779 p.

SEIXAS, F. Compactação do solo devido a mecanização florestal: causa, efeito e controle. **Circular Técnica IPEF**, n 163, p1-10, 1988.

SILVA Neto, R. , Dias, R. S., Barral Neto, J., & Rangel, L. C. Desafios para o desenvolvimento sustentável no Município de Macaé-RJ. **PERSPECTIVAS ONLINE**, 3 (1), 60-73. 2007

SILVA, Ana Paula Moni; BARBOSA, Alexandre Augusto. **Validação da função mancha de inundação do SPRING**. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, v. 13, p. 5499-5505, 2007.

SILVA, V.R.; REINER T, D.J. & REICHERT, J.M . Suscetibilidade à compactação de um Latossolo Vermelho-Escuro e de um Podzólico Vermelho-Amarelo. R. Bras.Ci. Solo, 24:239-249, 2000.

SNEATH, P.H.A.; SOKAL, R.R. "Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification." San Francisco: **W.H. Freeman and Company**, 1973. 573p.

SOUZA, C. M. P.; SILVA, K. F. M. C.; MOREAU, A. M. S. S.. Avaliação do Potencial de Uso Urbano da Cidade de Ilhéus–BA (Evaluation of the Potential of Urban Use of the City Ilhéus-BA). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 1, p. 165-179, 2014.

SOUZA, C.F.; MATSURA, E.E. Avaliação de sondas de TDR multi-haste segmentadas para estimativa da umidade do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.1, p.63-68, 2002.

SOUZA, Z. M. et al. Variabilidade espacial do pH, Ca, Mg e V% do solo em diferentes formas do relevo sob cultivo de cana-de-açúcar. **Ciência Rural**, v. 34, n. 6, p. 1763, 2004.

SPERA, S. T.; Santos, H. P.; Fontaneli, R. S.; Tomm, G. O. Integração lavoura e pecuária e os atributos físicos de solo manejado sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.129-136, 2009.

SPÖRL, C.; Ross, J. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. *GEOUSP-Espaço e Tempo*, 15, 39-49.2004

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: Microbiological indicators. **Soil Plant Sci.**, 49:1-24, 1999.

STOLF, R. **Operação do penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar-Stolf**. Piracicaba: IAA/PLANALSUCAR., 1984. 8p. (Série Penetrômetro de Impacto. Boletim n.2)

STONE, L. F.; Guimarães, C. M.; Moreira, J. A. A. Compactação do solo na cultura do feijoeiro. I: Efeitos as propriedades físico- hídricas do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.6, p.207-212, 2002.

SUGUIO, K. **Dicionário de geologia sedimentar e áreas afi ns**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998. 1.222

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. Patch structure within Brazilian Atlantic Forest fragments and implications for conservation. **Biotropica** v. 32, n. 4, p.925-933, 2000. Available from: <[http://www.bioone.org/doi/abs/10.1646/0006-3606\(2000\)032%5B0925%3APSWBAF%5D2.0.CO%3B2](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1646/0006-3606(2000)032%5B0925%3APSWBAF%5D2.0.CO%3B2)>. Cited: Oct. 2014.

TABARELLI, M., & C. GASCON. 2005. **Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation**. *Conservation Biology* **19**:734-739.

TAGLIANI, C.R. **Técnica para avaliação da vulnerabilidade ambiental de ambientes costeiros utilizando um sistema geográfico de informações.** In: XI SBRS, Belo Horizonte, MG, **Anais.** p. 1657-1664, 2003

TAÍZ, L.; ZIEGER, E. **Fisiologia vegetal.** Trad. SANTARÉM, E.R. et al., 3º ed., Porto Alegre: Artemed, 2004, p.719.

TAMANINI, M. S. A.; **Diagnóstico Físico-Ambiental para determinação da fragilidade potencial e emergente da Bacia do Baixo Curso do Rio Passaúna em Araucária – PR.** 105 p. *Dissertação* (Mestrado em Geografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2008.

TAMBOSI, L. R.; **Estratégias espaciais baseadas em ecologia de paisagens para a otimização dos esforços de restauração.** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

TEIXEIRA, W. G.; SILVA Jr., J. P. S. Recuperação de áreas urbanas degradadas. In: Congresso Brasileiro de Arborização Urbana, 2.1994, São Luiz. **Anais...** p.155-162. 1994

TOGNON, A. A. Propriedades físico-hídricas do Latossolo Roxo da região de Guairá-SP sob diferentes sistemas de cultivo. 1991. 85 f. *Dissertação* (Mestrado) Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1991.

TOMÉ Jr., J. B. Manual para Interpretação de Análise de Solo. Editora Guaíba: Agropecuária, 1997.

TORRES, F. T., PIRES, L. V., ALVERELI JUNIOR, S., OLIVEIRA, N. A., BARROS, K. O., Portugal, C. R., et al. (2014). A susceptibilidade à erosão como subsídio ao planejamento urbano: estudo de caso do município de Ubá - MG. **Revista Agrogeoambiental** , 6 (1), 87 a 99..

TORRES, R. B. et al. A vegetação nativa remanescente na bacia do ribeirão das Anhumas. In: TORRES, R. B. et al. (Coord.). **Recuperação ambiental, participação e poder público:** uma experiência em Campinas. Relatório de pesquisa. (Processo FAPESP nº. 01/02952-1), 2006.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Tópicos em ciência do solo**, v.2, 2002. p.195-276.

TROMBETA, L. R., Garcia, R. M., Nunes, R. S., Gouveia, I. C. M. C., Leal, A. C., & Gouveia, J. M. C. ANÁLISE DA FRAGILIDADE POTENCIAL E EMERGENTE DO RELEVO DA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE

RECURSOS HÍDRICOS PONTAL DO PARANAPANEMA, SÃO PAULO, BRASIL. **Caderno Prudentino de Geografia**, (36), 159-173.v2014

TUCCI C.E.M., Hidrologia ciência e aplicação, 3°. ed., ABRH-Edusp, Porto Alegre, 2002, 943 p.

TUCCI, C. E.; COLLISCHONN, W. **Drenagem urbana e controle de erosão**. Porto Alegre: EdUFRGS, 1, 119-127. 1998

TUCCI, C. E. M. "**Plano diretor de drenagem urbana: princípios e concepção**." **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** 2.2 (1997): 5-12.

TURCO, R. F.; BLUME, E. Indicators of soil quality. In: SIQUEIRA, J. O. et al. (Org.). **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa: SBCS, 1999. p. 529-549.

USDA-NRCS. Urban soil compaction. Urban Technical Note Nº 2, march, 2000a. Capturado em 15 de maio de 2002. Online. Disponível na Internet <<http://www.statlab.iastate.edu/survey/SQI/pdf/u01d.pdf>>. Acesso em: abril.2014.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Microwave Assisted Acid digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils – Method 3050 – SW – 846, 1994a. Disponível em: URL <http://www.epa.gov/epaosver/hazwaste/test/3050.pdf>> Acesso em 14/09/2015

VARGAS, J. I.; VEADO, J. T. Perspectivas de uma economia de florestas em regiões tropicais. In: **SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE BIOCONVERSÃO DE ENERGIA**, 1976. 20p.

VASCONCELOS R.F.B. *et al.*; Qualidade física de Latossolo Amarelo de tabuleiros costeiros em diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.** vol.18 no.4 Campina Grande Apr. 2014

VASHCHENKO, Y., Favaretto, N., & Biondi, D. (2007). Fragilidade ambiental nos picos Camacuã, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul, **PR.Floresta**, 37(2).

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. – **Uma visão sobre a qualidade do solo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 33, núm. 4, 2009, pp. 743-755. Viçosa, Brasil.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p. 25-42, 1998.

VILELA FILHO, L. R. **Urbanização e Fragilidade Ambiental na Bacia do Córrego Proença, Município de Campinas (SP)**. 2006. 205f. Dissertação

(Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000393247>>. Acesso em: out. 2014.

VITTE, Antonio Carlos; CISOTTO, Mariana Ferreira; VILELA FILHO, Luiz Ribeiro. A urbanização e a incorporação das várzeas ao espaço urbano de Campinas (sp), Brasil. **Geografar: revista do programa de pós-graduação em Geografia – UFPR**, Curitiba, v.5, n. 1, p.105-132, jan./jun. 2010. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/geografar/article/view/17784>>. Acesso em: out. 2014.

WILD, A. **Soils and the Environment: An introduction**. Cambridge: Cambridge University Press, 1998.

YOSHINAGA, S. et al. "Subsídios ao planejamento territorial de Campinas: a aplicação da abordagem de tipos de terreno." **Revista do Instituto Geológico** 16.ESP (1995): 71-75.

ZANELLA, M. E., Dantas, E. W. C., & Olímpico, J. L. S. (2011). A Vulnerabilidade natural e ambiental do Município de Fortaleza/CE. **Boletim Goiano de Geografia**, 31(2), 13-27.