



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA NO ALTO CURSO DO RIO  
XINGU: BACIA DO RIO DAS PACAS, QUERÊNCIA - MT**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 040**

**MARIA IZABEL DUARTE MARTFELD**

**Brasília - DF**

**2012**



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA NO ALTO CURSO DO RIO  
XINGU: BACIA DO RIO DAS PACAS, QUERÊNCIA - MT

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 040

MARIA IZABEL DUARTE MARTFELD

**Orientador:** Dr. Geraldo Resende Boaventura

**Co-orientador:** Dr. Jeremie Garnier

**Banca Examinadora:**

Dr. Luciano Soares da Cunha: IG/UnB

Dra. Cláudia Valéria de Lima: IESA/UFG



Para as mulheres essenciais na trajetória da minha vida:

A minha Mãe  
Tânia, minha madrinha  
Maria do Carmo, minha Vó  
Mariana, minha irmã

E ao  
Meu filho Felipe que ao sorrir possui a magia de fazer  
esquecer todos os problemas do mundo,

Dedico



### **Agradecimentos**

Agradeço a Deus pela força e superação de todos os obstáculos surgidos na reta final deste trabalho.

A CAPES e ao Instituto de Geociências pelo auxílio financeiro cruciais para execução deste projeto.

Ao meu orientador, Prof. Geraldo Boaventura, por aceitar a idéia deste projeto; pelo crescimento intelectual, senso prático e objetivo, pela franqueza, ensinamentos e conversas “sobre a vida” fundamentais para o aprendizado extra-acadêmico e, principalmente pela compreensão e apoio em dos momentos mais importantes da minha vida.

A equipe do ISA Canarana pelo suporte e infra-estrutura concedida para a realização dos trabalhos de campo. Ao Rodrigo Junqueira e Heber pela concessão de material e troca de informações no decorrer da pesquisa. A Sadi Elsenbach pela recepção, amizade e pela parceria no campo e aventuras e desventuras vividas no rio das Pacas.

A minha mãe, meu exemplo de vida e mulher. Pelo amor, carinho e incentivo a concluir este trabalho e, apesar de estar a mais de 1500 km de distância, se fez presente na conquista dos meus objetivos. Pela irmã linda, doce e amorosa cuja existência desde o ventre nos ensinou que com o amor e fé somos capazes de superar as dificuldades da vida. Por ter ensinado a “voar”.....

A tia Tânia, eterna mãe de coração, incentivadora persistente da minha educação, pelo amor e carinho. Não há palavras que possam expressar meu imenso obrigada.

A minha Vó Maria do Carmo, por ensinar a ter fé, infinitas orações e mesmo com seu pouco estudo e simplicidade mostrou que a sabedoria, às vezes, vale mais do que qualquer conhecimento acadêmico.

Ao meu filho, por ser tão bonzinho e tranqüilo e ter suportado os momentos de estresse.

A Carlos Eduardo, meu companheiro, pelo incentivo, sugestões e revisão do texto e principalmente, por dar o melhor presente da minha vida, nosso filho Felipe.

Aos funcionários do Laboratório de Geoquímica, Myller e Fernando pelos esclarecimentos de dúvidas e ajuda na realização das análises geoquímicas, fundamental na segunda remessa de amostras. Eu e Felipe agradecemos o cuidado!



Ao povo Kîsêdjê da Terra Indígena Wawi pelo abrigo e suporte para coleta das amostras.

Ao Prof. Eloi por ensinar “geologês” despertando o conhecimento a cerca desta ciência, pelo apoio e compreensão.

Ao Prof. Jérémie Garnier pelas contribuições na mineralogia para melhoria deste estudo.

A Prof<sup>a</sup>. Edi Guimarães e estagiários pelo auxílio na análise mineralógica de sedimentos.

Aos amigos do curso: Júlio, Fausto, Hugo e Claudinha; pela amizade e troca de conhecimento, em especial as amigas companheiras de RU, Eluzai, Susy e Elane pelos momentos descontraídos. Lu, obrigada pelo carinho, generosidade, apoio e solicitude; A Su que entre as idas e vindas manauaras sempre deixava saudades da sua alegria. A minha irmã de coração, futura Dr<sup>a</sup>. Elane que apesar da distância acompanhou cada etapa deste trabalho, sempre oferecendo um ombro amigo. Nêga, obrigada pela amizade e mapas! Ah e é lógico, pelos “ouvidos” também....

Aos amigos Tatiana de Carvalho (*in memoriam*) e Cedric pela amizade, carinho, apoio e inúmeros almoços divertidos que tornaram os domingos “candangos” especiais.

Aos familiares e amigos que estiveram ao meu lado dando amor, apoio e carinho, fundamentais nesta reta final.

Muito obrigada a todos!!!



## ÍNDICE

<b>RESUMO</b> .....	12
<b>ABSTRACT</b> .....	13
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2. OBJETIVOS</b>	
2.1 Geral .....	17
2.2 Específicos.....	18
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	
3.1 Comportamento dos elementos químicos.....	18
3.2 Elementos químicos em sistemas aquáticos .....	22
3.3 Geoquímica na Amazônia .....	25
<b>4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b>	
4.1 Localização.....	30
4.2 Clima .....	30
4.3 Geomorfologia.....	32
4.4 Solos .....	36
4.5 Geologia .....	36
4.6 Uso do Solo .....	40
4.7 Vegetação .....	42
4.8 Aspectos Socioeconômicos do município de Querência.....	43
<b>5. MATERIAL E MÉTODO</b>	
5.1 Amostragem .....	45
5.2 Análise de água .....	50
5.2.1 Preparação das amostras e análises .....	50
5.3 Análise de Sedimento.....	52
5.3.1 Preparação das amostras.....	52
5.3.2 Elementos químicos.....	53



5.4 Sólidos Voláteis.....	54
5.5 Controle Analítico dos Dados.....	55
5.6 Análise Mineralógica .....	55
5.7 Tratamento de Dados.....	56
5.7.1 Análise de Componentes Principais .....	56
5.7.2 Correlação.....	57
5.7.3 Índice de Geoacumulação.....	58
<b>6. RESULTADO E DISCUSSÃO</b>	
6.1 Água .....	59
6.2 Sedimento .....	65
6.3 Mineralogia e Sólidos Voláteis.....	71
6.4 Valores de referência .....	75
<b>7. CONCLUSÃO.....</b>	<b>77</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>79</b>
<b>9. ANEXOS .....</b>	<b>90</b>



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01: Diagrama de Eh x pH para o sistema Ca-C-O-H sob a pressão de 1 bar e 25 <sup>0</sup> C nas concentrações: Ca= 10 <sup>-2,5</sup> , S= 10 <sup>-3</sup> e C= 10.....	21
FIGURA 02: Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio das Pacas.....	31
FIGURA 03: Sub-bacias hidrográficas e municípios da bacia do Xingu.....	32
FIGURA 04: Mapa de declividade com características do relevo da bacia do rio das Pacas .....	34
FIGURA 05: Variação altimétrica da área de estudo.....	35
FIGURA 06: Coluna estratigráfica da Bacia dos Parecis.....	38
FIGURA 07: Esboço geológico da bacia em estudo.....	39
FIGURA 08: Mapa de uso e ocupação do solo no ano de 2009 do rio das Pacas.....	41
FIGURA 09: Formações florestais presentes na bacia do rio das Pacas.....	42
FIGURA 10: Área plantada de soja, arroz e milho no período de 2000 a 2010 no município de Querência.....	44
FIGURA 11: Evolução do desmatamento no município de Querência.....	45
FIGURA 12: Distribuição das coletas de amostras de água e sedimento na área de estudo.....	48
FIGURA 13: Diferentes aspectos dos locais de coleta.....	49
FIGURA 14: Equipamentos utilizados em campo .....	50
FIGURA 15: Etapas realizadas para fundir as amostras .....	53
FIGURA16: Procedimento para abertura ácida das amostras de sedimento.....	54
FIGURA 17: Sazonalidade da turbidez na área de estudo .....	62
FIGURA 18: Características da turbidez em áreas com interferência antrópica (A) e na TI Wawi (B).....	62
FIGURA 19: Diagramas de Eh x pH do Al e Mg sob pressão de 1 bar e 25 <sup>0</sup> C nas concentrações de Al= 10 <sup>-4</sup> e 10 <sup>-6</sup> e Mg= 10 <sup>-2</sup> e 10 <sup>-3</sup> .....	64
FIGURA 20: Dispersão dos elementos traço Sr, Cu, Zn e Ba nos pontos de coleta .....	66
FIGURA 21: Dispersão dos elementos traço Zr, V e Cr nos pontos de coleta .....	66



FIGURA 22: Agrupamento dos parâmetros de acordo com os pesos obtidos na ACP..	
.....	68
FIGURA 23: Comparação entre as concentrações de Fe e Al x Si para as 16 amostras coletadas .....	68
FIGURA 24: Comparação entre as concentrações de Cr x V x Al para as 8 amostras coletadas no período chuvoso.....	69
FIGURA 25: Dispersão dos pontos amostrais em função dos escores das componentes principais .....	70
FIGURA 26: Difratoograma dos minerais mais comuns na área de estudo.....	71
FIGURA 27: Diferente aspecto do <i>background</i> dos difratogramas, ambos com a presença da caulinita.....	74



## LISTA DE TABELAS

TABELA 01 – Agroquímicos utilizados na região .....	40
TABELA 02 – Descrição dos pontos de coleta.....	46
TABELA 03 – Parâmetros operacionais do ICP/OES .....	51
TABELA 04 – Limites de quantificação do ICP/OES (mg/L).....	52
TABELA 05 – Classificação do Igeo .....	59
TABELA 06 – Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos da água na estação chuvosa .....	61
TABELA 07 – Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos da água na estação seca.....	61
TABELA 08 – Metais presentes na água no período chuvoso e seco (ppm) .....	63
TABELA 09 – Pesos das 15 variáveis nas 2 principais componentes dos 8 pontos amostrais no período chuvoso .....	67
TABELA 10 – Comparação entre os minerais presentes ente a estação chuvosa e seca .....	73
TABELA 11 – Valores de <i>background</i> estabelecidos em diferentes estudos .....	75
TABELA 12 – Referência geoquímica para as concentrações de sedimentos na bacia do rio das Pacas .....	76
TABELA 13 – Classificação das amostras de acordo com o Igeo para cada elemento no período chuvoso .....	77



## LISTA DE SIGLAS

ACP	Análise de Componentes Principais
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
BHP	Bacia Hidrográfica do rio das Pacas
DRX	Difração de Raios-x
EAA	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Eh	Potencial Redox
ICP-OES	Inductively Coupled Plasma Optic Emission Spectrometry
Igeo	Índice de Geoacumulação
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
NIST	National Institute of Standards Technology
PC	Principal Componente
pH	Potencial hidrogênionico
PIX	Parque Indígena do Xingu
TI	Terra Indígena



## RESUMO

A qualidade da água de uma bacia hidrográfica é resultante das condições naturais e alterações decorrentes do uso e ocupação do solo. Este estudo teve por objetivo avaliar a influência das atividades agropecuárias e desmatamento na bacia hidrográfica do rio das Pacas, região do Alto curso do rio Xingu, através da caracterização geoquímica de água e sedimento, diferenciando os elementos associados à geologia e a ação antrópica. Foram coletadas amostras de água e sedimento em diferentes pontos ao longo da bacia. Para análise das amostras de água, utilizaram-se técnicas de ICP-OES, espectrofotometria UV/Visível, titulação automática e métodos volumétricos. Os sedimentos foram submetidos ao ataque ácido na fração 0,063  $\mu\text{m}$  para determinação dos elementos-traço e fusão de metaborato de lítio para os elementos maiores, utilizando-se técnicas de ICP-OES e EAA. A mineralogia foi determinada através do uso de DRX. Análises de componentes principais, correlação e índice de geoacumulação foram utilizados para a interpretação dos dados. O rio das Pacas possui águas ácidas com baixa condutividade elétrica, turbidez e pouco material em suspensão. Sua qualidade mostrou alterações relacionadas ao grau de preservação de mata ciliar, com maior turbidez em áreas onde houve supressão da vegetação nativa. O silício foi o elemento químico mais abundante em ambos os períodos. Verificou-se que a sazonalidade não interferiu na qualidade. Em geral, a presença de metais nos sedimentos está relacionada às características da Formação Utariti. Porém, a maior presença de óxidos e elementos-traços em áreas adjacentes aos campos agrícolas demonstrou influência da agricultura e manejo do solo como importante transportador de partículas. O bário foi o único elemento químico que apresentou Igeo de classe 1 e 3, e a ocorrência do mineral vermiculita foi observada próximo aos campos agrícolas, sendo potencial indicador do uso e ocupação do solo por atividades agrícolas. Foram estabelecidos valores de referência, com o intuito de acompanhar as transformações ocorridas no interior desta bacia. Apesar de indícios de interferência da agricultura o rio das Pacas ainda apresenta um sistema em equilíbrio.



## ABSTRACT

Water quality of a river basin is a result of natural conditions and disturbances due changes in land use and occupation. The present study had the aim of assess the influence of agriculture activities and deforestation in the hydrological river basin of Pacas river, in the region of Alto rio Xingu, through geochemical characterization of water and sediments, differentiating those elements which are associated with local geology from those affected by anthropogenic activities. Water and sediment samples were collected in different locations along the Pacas river basin. Analysis on water samples were performed using ICP-OES techniques, spectrophotometry UV / Visible, automatic titration and volumetric methods. Sediment samples were submitted to acid attack using 0.063  $\mu\text{m}$  fraction for the assessment of trace elements, and lithium metaborate fusion was used for major elements, through ICP-OES and EEA. Mineralogy was determined through DRX methods. Principal component analysis, correlation analysis and geoaccumulation index were used for the interpretation of the data set. Pacas river water has acid waters with low electric conductivity, turbidity and suspended matter. Analysis indicated alterations in water quality related to the degree of preservation of riparian forests, with high turbidity in areas where riparian forests had been destroyed. Silicon was the most abundant chemical element found in both dry and rainy seasons. Seasonality did not interfere in water quality. In general, metal occurrence in sediments were associated with geological Utiariti formation. However, in general, a higher occurrence of oxides and trace elements in areas nearby agriculture fields indicated the influence of agriculture and associated soil management as important particles transporter. Barium was the only chemical element which presented Igeo of classes 1 and 3. In addition, the occurrence of vermiculate mineral was observed in areas nearby agriculture fields, what could represent them as potential indicators of impacts of soil use and occupation by agriculture. Reference values were established with the aim of enable a monitoring of transformations which occur in the interior of Pacas river basin. Besides evidences of agriculture interference in Pacas river, it still presents a system in equilibrium.



## 1. INTRODUÇÃO

A água é essencial à vida e responsável pelo equilíbrio e bem-estar da biota. Os ecossistemas são moldados de acordo com a sua disponibilidade, principalmente os ambientes aquáticos, que abrigam grande quantidade de espécies animais e vegetais. Quase todas as substâncias podem ser dissolvidas pela água devido ao caráter dipolar das suas moléculas e às características físico-químicas que lhe conferem elevada solubilidade. A sua propriedade de agir como solvente tem enorme importância para os ecossistemas.

A disponibilidade de água refere-se não somente à quantidade adequada, mas também à qualidade satisfatória para suprir as necessidades de um determinado conjunto de seres vivos (BRAGA *et al.*, 2005). Por muito tempo este recurso natural foi considerado como um bem infinito, e a capacidade de autodepuração dos corpos d'água também eram considerados infinitos. Mas a sua rápida degradação, decorrente de atividades antrópicas provocou uma preocupação crescente com a qualidade da água para consumo humano (MARQUES *et al.*, 2007).

A qualidade da água em uma bacia hidrográfica é resultante de fenômenos naturais e pode ser influenciada pela atuação do homem. Em condições naturais, em bacias hidrográficas preservadas, a qualidade das águas sofre interferência do escoamento superficial e da infiltração no solo resultante das chuvas (SPERLING, 2005). Por meio do ciclo hidrológico, a água percorre diferentes ambientes e adquire características que refletem a geologia, o solo e a vegetação. Ao atingir os solos sob a forma de chuva, dissolve muitas substâncias orgânicas e inorgânicas, que, ao serem dissolvidas, formam compostos que darão à água particularidades específicas e a sua assinatura geoquímica (ALVES, 1998). A qualidade da água sofre, portanto, grande influência da cobertura e composição do solo.

A interferência humana sobre a água ocorre pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais, atividades de mineração, alteração de canais de rios, urbanização, desmatamento, pecuária e expansão agrícola (MORAES & JORDÃO 2002; SPERLING, 2005; CPRM 2005; MARQUES *et al.*, 2007), que introduzem compostos na água e comprometem a sua qualidade. Cada uma dessas atividades gera poluentes característicos, que provocam determinados impactos na qualidade do corpo



receptor (PEREIRA, 2004), podendo acarretar em influência nociva sobre o ambiente aquático.

Os esgotos domésticos e industriais contêm grande quantidade de substâncias dissolvidas que, por serem indesejáveis ou até mesmo prejudiciais, são descartadas. Há uma variedade na natureza de tais substâncias. Entre os compostos inorgânicos, predominam os sais dos mais variados metais, alguns tóxicos e outros não; entre as substâncias orgânicas, são encontradas desde as mais complexas, como proteínas, gorduras e hidratos de carbono em geral, até as mais simples, como uréia e outros compostos nitrogenados, presentes principalmente em esgotos domésticos (BRANCO, 1986).

O desmatamento e a urbanização podem modificar o ciclo hidrológico ao diminuir, por exemplo, a evapotranspiração (BRAGA *et al.*, 2005). O desmatamento leva a um aumento da umidade dos solos e conseqüente redução de a sua capacidade de infiltração, aumentando a tendência de escoamento superficial durante as chuvas, o que tende a tornar-se gradativamente mais intenso, pela perda de proteção dos solos contra a erosão e a redução de sua permeabilidade pelo desmatamento (BRAGA *et al.*, 2005).

A pecuária, através do intenso pisoteio animal nas áreas de pastagens, provoca compactação do solo e, portanto, uma redução significativa da infiltração de água (TREIN *et al.*, 1991). A agricultura, principal setor da economia mundial, consome cerca de 70% da água derivada dos rios, lagos e aquíferos subterrâneos (CHRISTOFIDIS, 2003; PAZ *et al.*, 2000; CASTRO, 2003). Esta atividade contribui de forma cada vez mais acentuada para a degradação da qualidade da água, através do lançamento, mesmo que indireto, de poluentes na água, como agrotóxicos, sedimentos, fertilizantes, adubo animal e outras fontes de matéria orgânica e inorgânica, além de diversos metais. Uma vez utilizadas na agricultura, estas substâncias são levadas aos corpos hídricos pelo processo de deflúvio superficial e percolação (MERTEN & MINELLA, 2002; MARQUES *et al.*, 2007). Nos Estados Unidos, por exemplo, admite-se que 50% e 60% da carga poluente que contamina os lagos e rios, respectivamente, são provenientes da agricultura (GBUREK & SHARPLEY, 1997).

A larga utilização de herbicidas, pesticidas e fertilizantes para beneficiar o aumento da produtividade agrícola, tem preocupado as autoridades. Quantidades excessivas de defensivos agrícolas são usadas nas lavouras, levando muitas vezes a



sérios problemas de intoxicações, sobretudo pela ingestão gradual desses produtos que contaminam a água, o solo e os alimentos (CORBI *et al.*, 2006).

No Estado do Mato Grosso, estima-se que 70% do uso consultivo da água é destinado para a produção agropecuária (ALVES *et al.*, 2009) e que as principais cargas poluidoras que atingem as águas superficiais, são de origens difusas, decorrentes de áreas de pastagens, plantios de soja, milho, algodão e cana-de-açúcar. A contribuição de carga de nitrogênio e fósforo da agricultura naquele estado corresponde a 976,59 t/ano e 6.841,24 t/ano, respectivamente (BRASIL, 2008). As amplas áreas de monoculturas intercaladas com a pecuária extensiva colaboram para degradação de bacias e o assoreamento dos rios, tudo isso associado a um ritmo intenso de desmatamento na região de nascentes dos rios.

A bacia hidrográfica do rio Xingu, uma das mais importantes da Amazônia brasileira encontra-se suscetível a este problema. O Xingu possui cerca de 1.600 km de extensão, sendo que mais de um terço de seu curso localiza-se no estado de Mato Grosso. Na parte mato-grossense da bacia, o Parque Indígena do Xingu, com 2,8 milhões de hectares, constitui a área protegida mais extensa situada ao longo da calha do rio Xingu. No entanto, as nascentes e rios formadores do rio Xingu encontram-se no entorno do Parque, fora de seu perímetro, em uma região muito vulnerável devido à forte pressão da expansão das fronteiras agrícola e pecuária, além da formação de assentamentos rurais mal planejados (WEISSHEIMER *et al.*, 2007).

Até a década de 60, a Amazônia mato-grossense era habitada quase que somente por comunidades indígenas e era vista pelo governo e sociedade nacional como um grande “vazio demográfico”. O avanço da sua ocupação ocorreu do Sul para o Norte do estado, com a migração principalmente de gaúchos, paranaenses e, isoladamente, nordestinos. Agricultores do sul do Brasil, incentivados pela SUDAM, migraram para a região a partir da década de 60 para produzir arroz, milho, mandioca e, principalmente, gado (TEXEIRA & SOARES-FILHO, 2009). Identificar o potencial agrícola dessa região foi importante para o crescimento econômico nacional e o desenvolvimento regional. No entanto, mais de 54 mil km<sup>2</sup> de áreas naturais foram desmatados e convertidos para uso agropecuário fora das terras indígenas, e 270.000 hectares de áreas de nascentes foram degradados, sem o manejo adequado dos solos comprometendo, portanto, os recursos naturais (SANCHES & VILLAS-BÔAS, 2008).



A erosão dos solos por falta de proteção da cobertura vegetal, como consequência da exploração agropecuária, pode promover alterações na qualidade das águas. No entanto, embora o desmatamento afete a qualidade das águas, trata-se de uma questão muito mais ampla, que requer ser considerada no âmbito da gestão ambiental, porque interfere seriamente na biodiversidade como um todo (GAMA, 2002).

O rio é um integralizador dos fenômenos ocorrentes nas vertentes de sua bacia (MERTEN & MINELLA, 2002). As águas superficiais e os sedimentos de corrente representam importante meio de conexão entre a geoquímica das rochas e dos solos, substâncias lançadas pelo homem nos ecossistemas terrestres e aquáticos e a saúde humana (CPRM, 2005). Os sedimentos são importantes carreadores de elementos-traço no ciclo hidrológico e sua análise pode contribuir para avaliação da qualidade geral do sistema (GIBBS, 1973). Água e sedimento refletem a contínua e constante interação dos processos de intemperismo e erosão, sendo importantes na avaliação de impactos ambientais (LITCH, 2001).

As áreas do entorno das bacias de importantes rios que deságuam no Xingu apresentam elevadas taxas de desmatamento motivadas por atividades agropecuárias (KUNZ, 2008). Isto tem gerado problemas hidrológicos, como o assoreamento e a redução da vazão dos rios (TRANCOSO, *et al.* 2005). Em decorrência do processo desordenado de ocupação intensa em áreas das nascentes do Xingu, o estudo geoquímico em águas e sedimentos de rios de sua bacia torna-se muito relevante para a compreensão da dinâmica e a avaliação do grau de impactos das atividades agropecuárias.

## **1. OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Este estudo tem por objetivo avaliar a influência das atividades agropecuárias e desmatamento na bacia hidrográfica do rio das Pacas, região do Alto curso do rio Xingu, através de estudo geoquímico sobre a qualidade e composição química de amostras de água e sedimentos.



## **2.2 Específicos:**

- Caracterizar física e quimicamente as águas da bacia do rio das Pacas.
- Avaliar a influência da sazonalidade na qualidade da água.
- Determinar os valores de *background* e de referência de qualidade ambiental para elementos maiores e traço, em escala local.
- Analisar a concentração de metais nos sedimentos para identificação de possíveis fontes de contribuição geogênicas ou antrópicas.
- Verificar se há interferência da ausência ou presença da mata ciliar na qualidade da água e sedimentos.
- Destacar possíveis regiões que apresentam acumulação de metais e/ou potencialidade tóxica ao meio aquático.

## **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 Comportamento dos elementos químicos**

A geoquímica ambiental estuda a química dos sólidos da Terra, seus componentes aquosos e gasosos e as formas de vida, além de gerar conhecimentos acerca dos mecanismos de dispersão dos elementos químicos no meio ambiente (CPRM, 2005). Esta ciência é capaz de avaliar os impactos da contaminação dos ecossistemas por elementos químicos na biota e na saúde humana. A distribuição dos elementos químicos está associada aos processos geológicos, ambientais e pedológicos (SIEGEL, 2002).

Os elementos químicos distribuem-se no ambiente supergênico de maneira não uniforme. Os elementos cujos teores médios nos materiais crustais, excedem 1% são chamados de elementos maiores, como Na, Mg, Al, Si, K, Ca, Ti e Fe, embora alguns



autores os considerem também como elemento-traço (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001). Estes formam rochas, compõem água e são importantes constituintes

do organismo. Elementos-traço são aqueles presentes em baixas concentrações no ambiente, na ordem de 1 parte por milhão (ESTEVES, 1998). A abundância de cada elemento está condicionada à composição mineralógica do litotipo e a disponibilidade no ambiente depende da ação do intemperismo e das características de resistência e do tipo dos minerais constituintes (LICHT, 2001).

O comportamento e mobilidade dos elementos químicos nos diversos compartimentos do ambiente também dependem de sua especiação (SALOMONS *et al.*, 1995). A especiação química de metais no ambiente prevê a biodisponibilidade, toxicidade e distribuição de contaminantes (WILKEN, 1998).

Grassi *et al.* (2006) avaliaram o comportamento do cobre em ambientes aquáticos com diferentes níveis de interferência antrópica e estudaram a influência de fatores geoquímicos em sua especiação. Os resultados mostraram uma forte influência do processo de urbanização sobre a especiação do cobre para todos os rios estudados, além de uma relação entre o grau de impactação e a porcentagem de cobre complexado ao sulfeto. Amostras com elevado teor de substâncias húmicas possuíam menor taxa de cobre instável.

Quináia *et al.* (2009) verificaram como o Cr, Cu e Pb estavam ligados geoquimicamente aos sedimentos. As amostras foram coletadas às margens de um córrego próximo a um curtume localizado na Cidade de Guarapuava (PR). Os autores também estimaram o grau de contaminação dos sedimentos através da distribuição dos elementos na fração trocável, ligada a carbonatos, fração reduzível e fração oxidável, utilizando-se o método de extração *Tessier*. A determinação de cada fração oferece informações sobre a mobilidade e biodisponibilidade dos metais. Para verificar o perfil e a distribuição dos metais em cada fase de extração nos pontos de coleta, realizaram análise de componentes principais. Os resultados da ACP e extrações mostraram que o Pb foi encontrado preferencialmente nas fases onde o metal apresenta maior labilidade e também encontra-se ligado a carbonatos, sendo metal mais facilmente extraído; o Cr e Cu estavam preferencialmente ligados aos óxidos de Fe/Mn e à matéria orgânica. Os autores concluíram que apesar de Cu e Cr apresentarem teores moderados a altos,



indicando a poluição neste córrego, os mesmos estavam distribuídos nas frações menos disponíveis.

A mobilidade de um elemento químico é influenciada por características físico-químicas das soluções e das especiações iônicas. Podem mover-se na forma de íons livres ou íons complexos em solução, adsorvidos, co-precipitados em sólidos finos (óxidos hidratados, argilominerais, matéria orgânica) ou em colóides. Em ambientes naturais, os elementos-traço estão principalmente ligados aos silicatos e aos minerais primários, com baixo grau de mobilidade. Em áreas de interferência antrópica os elementos-traço apresentam maior mobilidade e estão ligados ao sedimento, na forma de carbonatos, óxidos, hidróxidos e sulfetos (PEREIRA, 2007). Quando associados à matéria orgânica dissolvida, há aumento de mobilidade dos elementos, mas quando são adsorvidos ou formam compostos orgânicos, resultam em imobilização e redução a estados de valência mais baixa (LICHT, 2001). A matéria orgânica é, portanto, importante no transporte dos elementos-traço.

Fatores como potencial iônico (razão carga e raios iônicos), granulometria, dissolução dos minerais, pH e Eh interferem na mobilidade dos elementos no ambiente (GROOT *et al.* 1982; VAN DER WEIJDEN & VAN DER WEIJDEN, 1995).

Elementos com potenciais iônicos muito elevados unem-se ao oxigênio e formam oxi-ânions solúveis ( $\text{PO}_4^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{MoO}_4^{2-}$ ). Elementos com potencial iônico intermediário, como Ti e Sn, são imóveis em função da sua baixa solubilidade e forte tendência à adsorção em superfícies. Aqueles que possuem baixo potencial iônico, como o Cu, Pb, Zn, Cd e Ag, são solúveis simples como cátions (LICHT, 2001).

A granulometria influencia na sorção e retenção de elementos químicos na superfície das partículas. Observa-se que quanto menor o grão, maior será a concentração de metais nos sedimentos. Esta tendência é devida ao fato das pequenas partículas terem grandes áreas de superfície para a sorção por metais, favorecendo, portanto, a maior mobilidade nas partículas de granulometria mais fina. Em relação à dissolução dos minerais, aquele que apresenta alta resistência ao intemperismo, tenderá a ter menor mobilidade (HOLANDA & BUENO, 2010).

O pH e Eh são importantes aspectos que controlam a mobilidade dos elementos químicos. Os diagramas de Eh x pH representam a química de muitos elementos no ambiente superficial em condições especiais de temperatura e pressão (25°C e 1 atm).



A especiação do cálcio, por exemplo depende apenas do pH. As espécies de cálcio importantes em fase aquosa são a calcita, gipsita e sulfato de cálcio ( $\text{CaSO}_4$ ). Em ambiente oxidante e pH abaixo de 4, está sob a forma do íon  $\text{Ca}^{2+}$ , sendo esta a única forma aquosa importante do cálcio. Na faixa de pH 4 a 6,5, a gipsita é estável, embora sob algumas condições de superfície o sulfato de cálcio seja estável em relação à gipsita. Acima de pH 6,5, a calcita é a espécie química que prevalece (Figura 1) (BROOKINS, 1988).

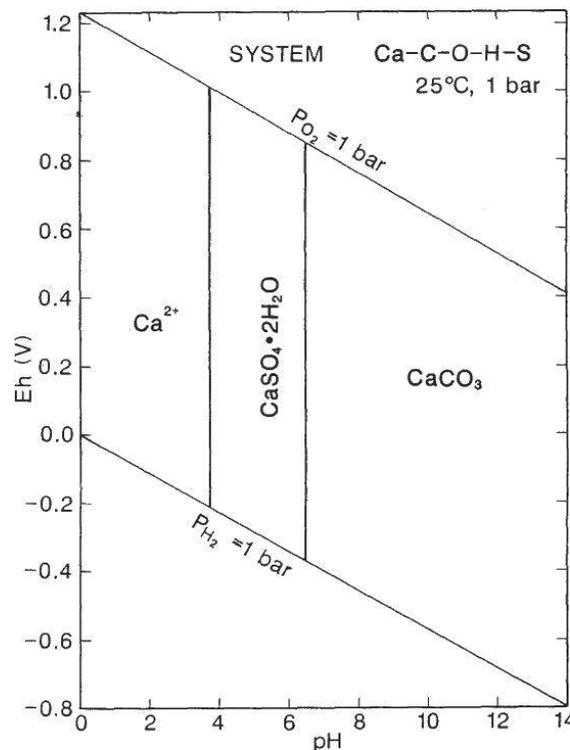


Fig. 1: Diagrama de Eh x pH para o sistema Ca-C-O-H sob a pressão de 1 bar e  $25^\circ\text{C}$  nas concentrações:  $\text{Ca} = 10^{-2,5}$ ,  $\text{S} = 10^{-3}$  e  $\text{C} = 10^{-3}$

Análises desses fatores podem fornecer informações sobre o comportamento dos elementos químicos, se estarão solubilizados em águas ou precipitados em sedimentos, sendo, portanto, muito útil para estudos ambientais.



### **3.2 Elementos químicos em sistemas aquáticos.**

Em sistemas aquáticos, os elementos-traço são originados de fontes naturais por meio de processos geoquímicos, intemperismo de rochas e a lixiviação de elementos no perfil do solo, sendo importante na composição físico-química dos rios (MORTATTI & PROBST, 1998).

O sedimento é o compartimento mais significativo na concentração de elementos-traço (ATXMANN & LUOMA, 1991) e resultam da integração de todos os processos que ocorrem em uma bacia de drenagem. Eles desempenham importante papel no transporte e acumulação, além de subsidiar a identificação das fontes e formas de dispersão dos elementos na coluna d'água (SIQUEIRA *et al.*, 2006; PEREIRA *et al.*, 2007).

O aumento da concentração de elementos-traço em sistemas aquáticos pode resultar de processos naturais e de atividades humanas (GUILHERME *et al.*, 2005). Vários estudos têm sido realizados a fim de entender os ambientes hidroquímicos e como as atividades humanas exercem influência sobre eles.

Neves *et al.* (2008) avaliaram a qualidade química ambiental da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras (MG) em áreas sob influência de atividades de garimpo, zona urbana, áreas agropastoris e balneários. As análises físico-químicas de solos, sedimentos de corrente e água foram realizadas em períodos sazonais distintos. Os resultados foram comparados com valores padrões definidos pela legislação ambiental. As análises de águas superficiais e sedimentos de corrente detectaram contaminações pontuais de cádmio, chumbo e mercúrio, que podem estar associadas à atividade garimpeira ou à expansão urbana. O Fe e o Al apresentam um padrão natural elevado. Nos solos, detectou-se concentrações naturais de As, Zn, Cu e Ba relacionados a processos pedogenéticos da região. Os autores concluíram que o clima atua na disponibilidade dos elementos, o substrato geológico serve como fonte de elementos químicos primários para o sistema e que a atividade humana em margens de rios e em regiões de cabeceiras interferiu na distribuição e concentração de alguns elementos químicos no solo e na água.

Moura *et al.* (2010) estudaram como a influência do uso e ocupação do solo na bacia do Gama- DF altera a qualidade de água através de análise de 24 parâmetros em um período de dois anos. Os dados obtidos foram analisados sob aspecto descritivo e



aplicação de estatística multivariada de Análise de Componentes Principais (ACP), Análise de Agrupamento (CA) e Análise Discriminante (DA), sendo que esta última permitiu gerar um modelo para água impactada/não-impactada. A origem dos materiais transportados pelas drenagens associados à construção civil, aos minerais presentes no solo e aos fertilizantes foi detectada pela ACP, enquanto que CA verificou a similaridade das variáveis em três grupos: indicadores geoquímicos de rochas e solos, de qualidade de água e um misto de ambos. Os resultados mostraram influência das construções civis e das atividades agrícolas, e que nitrato, amônia, sólidos em suspensão e alumínio seriam os melhores parâmetros estatísticos para uma avaliação rápida na bacia. Além disso, concluiu-se que o uso de métodos estatísticos não bastam para avaliação da qualidade da água, também é necessário o conhecimento da geologia local e uso e ocupação do solo.

A agricultura constitui um das principais fontes não pontuais de poluição por metais, encontrados nas impurezas contidas em fertilizantes (Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn) e pesticidas (Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn) (ALLOWAY & AYRES, 1997).

A pulverização de produtos químicos em regiões de produção de frutas, por exemplo, pode adicionar 1-2 kg ha/ano de Cu e As, assim como 5-9 kg ha/ano de Zn e Pb ao solo. A maior parte dos produtos químicos contendo metal são usados para curar ou prevenir doenças da maçã, uva, cereja, pêssego (FREEDMAN & HUTCHINSON, 1981). Nos EUA, os elementos Cu, Zn, B, Fe e Mn foram propositalmente adicionados à mistura normal de fertilizantes para atender a demanda de crescimento da planta. Fungicidas com altas concentrações de Cu ainda são usados para prevenir e controlar doenças de frutas cítricas (TIMMER *et al.*, 2004). Contudo, McBride (2004) verificou que os materiais orgânicos, como esterco ou lodo de esgoto, podem contribuir de forma mais significativa com elementos-traço no solo se comparados à aplicação de fertilizantes. O uso de lodo de esgoto tem sido relacionado com o aumento das quantidades totais de Cu, Zn, Pb, Cd, Fe e Mn nos solos.

Em Minas Gerais, o rio Formoso (MG) foi objeto de estudo para avaliar a concentração total e distribuição dos elementos Cu, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn nos sedimento de corrente e de fundo em rios adjacentes a áreas de agropecuária. Os dados de sedimento foram comparados com os índices estabelecidos pela Resolução 344 de 2004 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), que estabelece diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas



jurisdicionais brasileiras. Os resultados mostraram que a presença de Cd e Cr nos sedimentos é resultante dos resíduos dos agroquímicos usados pela agricultura comercial (BAGGIO & HORN, 2010).

Em São Paulo, Corbi *et al.* (2006) estudaram as consequências ambientais do cultivo da cana-de-açúcar nos córregos adjacentes às áreas de cultivo desse vegetal sob diferentes usos da terra: I - córregos com mata ciliar preservada; II - córregos com pastagem e sem mata ciliar; III - córregos com cana-de-açúcar e sem mata ciliar. Foram analisados 16 organoclorados e 7 metais (Cu, Fe, Cd, Zn, Mn, Cr e Ni) nos sedimentos de 11 córregos. O Cu e Zn apresentaram valores mais elevados em áreas com plantio da cana-de-açúcar. Nos córregos com a presença de mata ciliar, ambos os metais foram encontrados em menores concentrações. Em áreas de pastagem, apresentaram valores intermediários. Os organoclorados apresentaram níveis de concentração maiores em áreas adjacentes à atividade canavieira. Os autores concluíram que a retirada da mata ciliar influencia na concentração dos elementos químicos e organoclorados, com diferenças de acordo com o uso da terra nas áreas adjacentes (cana, mata ou pasto), gerando diferentes tipos de impactos nos recursos hídricos.

Minella *et al.* (2007) buscaram identificar a contribuição das principais fontes de sedimentos em duas pequenas bacias hidrográficas rurais no sul do Brasil, cujo cultivo predominante é o de fumo. Foram coletadas 48 amostras de solos e sedimentos em suspensão em diferentes áreas de lavouras, pastagens, florestas, rede fluvial e estradas. Foram determinados os teores totais de P, K, Ca, Na, Mg, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Ni, Fe, Mn e Al. Os dados foram tratados estatisticamente utilizando função discriminante e teste não-paramétrico Kruskal-Wallis. Os resultados mostraram que as variáveis Pb, Cr, Cu e Ni não mostraram capacidade discriminante entre as fontes. Em áreas de lavoura houve maior concentração de Ca e Na, e de P e K devido à aplicação de fertilizantes químicos e orgânicos. As estradas apresentam quantidade baixa de nutrientes como Ca, Mg, K e P, enquanto na rede fluvial foram encontrados valores intermediários em relação às lavouras e estradas. Os autores notaram que em ambas as bacias as lavouras foram as principais fontes de contribuição de sedimentos, e concluíram que as erosões nas estradas e na rede fluvial também contribuem significativamente para produção total de sedimentos nas bacias.

Mulholland *et al.* (2012) realizaram estudo geoquímico em sedimentos da bacia do rio Paracatu em Minas Gerais, cujo objetivo foi definir as influências de depósitos



minerais de Au, Zn e Pb, e atividades de mineração, identificando as fontes de metais, a distribuição e acumulação. Foi calculado o índice de geoacumulação e aplicada ACP para avaliar as relações entre as concentrações dos metais. Os dados obtidos pela ACP foram resumidos em três componentes principais que representavam 78.6% da variância total dos dados. Os resultados foram interpretados juntamente com a mineralogia, possibilitando diferenciar as distintas influências dos depósitos minerais na acumulação de metais nos sedimentos das bacias. Os resultados mostraram que os principais processos geoquímicos que controlam a composição dos sedimentos são a oxidação da pirita, muscovita, intemperismo, dissolução de carbonato, e a erosão de latossolos enriquecido com Zn e Pb, cuja origem é geológica, exceto Hg e Al, que também são oriundos de atividade de mineração. Os autores concluíram que no curso principal do rio Paracatu não há enriquecimento de metal, apenas nos afluentes menores, com a presença de depósitos minerais e atividades de mineração.

### **3.3 Geoquímica na Amazônia**

As bacias hidrográficas brasileiras apresentam grande diversidade de ambientes litológicos, em função da grande extensão territorial do país. Os rios da bacia Amazônica, por exemplo, apresentam diferentes composições químicas em suas águas e contextos geológicos no qual estão inseridos.

Sioli (1983) considera que as propriedades físicas e químicas das águas são reflexo da composição geológica, climática e da cobertura vegetal da bacia de drenagem. O autor caracterizou os rios amazônicos em três tipos: rios de água preta, de água clara e água branca.

As águas pretas, como as do rio Negro, recebem esse nome devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos, resultantes da decomposição da matéria orgânica, que contribuem para baixos valores de pH das suas águas. As principais fontes de águas pretas são os solos arenosos, chamados Espodossolos (podzol), e as áreas pantanosas onde ocorre o acúmulo do material orgânico das florestas inundadas (SALATI, 1983).



Estes rios também devem a sua transparência à pobreza de partículas suspensas e relevo pouco movimentado na região das suas nascentes (SIOLI, 1983).

As águas brancas, também conhecidas como águas barrentas, têm valores mais elevados de pH, entre de 6,2 e 7,2 apresenta elevada quantidade de eletrólitos, material em suspensão e sais dissolvidos. São rios procedentes de zonas com intensa erosão, como a região dos Andes, como é o caso do rio Solimões.

As nascentes de rios de águas claras estão situadas em antigos maciços das Guianas e Brasil Central, apresentando relevo mais regular e uma menor taxa de erosão. São rios de águas transparentes e esverdeadas, como Xingu e Tapajós, cujo pH varia entre 4,5 a 7 em função do substrato geológico, e pouca quantidade de material em suspensão.

A diferença química nas análises de água dá indicações preliminares acerca de dos solos locais, bem como na capacidade catiônica da fração argilosa do material em suspensão dos rios. Esta por sua vez depende dos diferentes minerais de argila provenientes das distintas secções da Amazônia e chegam aos rios sob forma de material inorgânico. Nos solos de países andinos, os minerais de argila ilita e monte morilonita perfazem uma grande fração do solo. Estes minerais possuem alta capacidade de absorção, enquanto que nos solos dos escudos guianense e do Brasil Central, aflora a porção de quartzo fino, cujo mineral de argila predominante é a caulinita (os solos caulínicos são responsáveis por fixar, em suas partículas de argila, substâncias húmicas), que apresenta baixíssima capacidade de absorção. Essas circunstâncias demonstram a acentuada heterogeneidade geoquímicas existentes no interior da bacia (SIOLI, 1983).

Fittkau (1975) *apud* Sioli (1983) dividiu a bacia amazônica em três regiões geoquimicamente distintas: 1) zona pré-andina, constituída de produtos recentes das cordilheiras dos Andes, representando o trecho geoquímico mais rico de toda a bacia; 2) os antigos escudos das Guianas e do Brasil Central, pobres do ponto de vista geoquímico, cujos solos já se originaram de um material constituído principalmente de granito e gnaisses, ou mesmo de arenitos, já em si geoquimicamente carentes; 3) a Amazônia Central, de extrema pobreza geoquímica, cujas camadas de depósitos de águas terciários, da formação Barreiras, derivam de um material já pobre em sua origem



nos escudos, o qual se tornou ainda mais empobrecido pela lixiviação causada pelo clima.

Para Stallard & Edmond (1983), o substrato litológico e o regime de erosão exercem influência importante sobre a composição química das águas superficiais em uma bacia hidrográfica. Para tanto, classificaram as águas da bacia amazônica em quatro grupos a partir da relação entre a carga total de cátions e a geologia: rios que drenam terrenos mais intensamente intemperizados e exibem índices de cátions semelhantes às de rochas de substrato; rios que drenam terrenos silicáticos, ricos em sílica; rios de regiões sedimentares, cujos níveis de Ca, Mg são relativamente altos; e rios que drenam regiões com presença significativa de evaporitos, cuja carga fluvial é rica em Na e Cl. Estes dois últimos são controlados geologicamente pela intemperização de carbonatos e evaporitos.

A partir do pressuposto que a geologia exerce o maior controle sobre a composição química das águas superficiais, conforme estabelecem Sioli (1983) e Stallard & Edmond (1983), permitiu-se um primeiro entendimento das condições geoquímicas e propriedades dos rios da Amazônia. Contudo, em função da complexidade da região, associada à variedade de ambientes amazônicos (igapó, várzeas, terra firme, lagos etc.) e substrato rochoso, sabe-se que a interação destes na composição química dos rios necessita ser melhor compreendida (QUEIROZ *et al.*, 2009). Diversos estudos buscam aprimorar os conhecimentos a cerca da hidrologia da Amazônia.

Martinelli *et al.* (1989) quantificaram o transporte total de material dissolvido lançado no oceano pelo rio Amazonas em  $2,7 \times 10^8$  t/ano, resultado que colocou este rio como maior transportador de material dissolvido de todo o mundo. Os autores constataram que o transporte de cálcio e sílica está relacionado à dissolução dos silicatos das áreas de drenagem da bacia amazônica. Rios com taxas de exportação de alcalinidade mais elevada têm contribuição de formações carbonáticas dos elementos  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . As taxas de exportação de Cl são significativas nas bacias que apresentaram evaporitos em sua composição geológica. O rio Madeira é o tributário que contribui com maior fluxo de material dissolvido atribuído às suas cabeceiras, localizadas nos Andes. Os autores sugerem que a taxa de exportação é controlada pelo



relevo (regime de erosão) e porção de terras baixas contida na bacia de captação de cada tributário.

Seyler e Boaventura (2003) buscaram caracterizar quimicamente as interações entre águas brancas e pretas e os processos de intemperismo e transporte no fluxo de elementos-traço. Os autores verificaram que no rio Solimões os elementos-traço são transportados preferencialmente pela matéria particulada, ao contrário do rio Negro, onde predomina o transporte pela fase dissolvida, e atestaram que as variações das fontes litológicas influenciam as variações químicas dos rios.

Santana & Barroncas (2007) avaliaram as consequências do despejo do chorume produzido pelo aterro sanitário da cidade de Manaus em nascentes e contribuintes da bacia do Tarumã-Açu, através da presença de elementos-traço. Os autores observaram elevados teores de metais dissolvidos na água e adsorvidos ao sedimento de fundo, quando comparados ao estabelecido pelo Conama (Res. 344/2004) e agências internacionais de proteção ambiental. A análise estatística permitiu afirmar que o chorume é dissolvido por todo corpo hídrico, mas que o ecossistema aquático ainda é capaz de reduzir o impacto causado pelo aterro.

No rio Xingu, Kawamoto & Pereira (2008) estudaram os metais pesados (Fe, Mn, Zn e Cu) presentes em sedimentos de margem na região da Volta Grande no Xingu – PA, para verificar se havia um processo de geoacumulação de metais na região. Os resultados foram comparados à média mundial de folhelhos e com padrões de qualidade de sedimentos estabelecidos pelos órgãos de proteção ambiental dos Estados Unidos (US-EPA) e do Canadá, e permitiram concluir que a elevada associação entre Fe e Mn está associada à litologia da região.

Gomes *et al.* (2009) avaliaram a influência de processos naturais e antrópicos no alto rio Madeira, relacionando sólidos em suspensão e concentrações de elementos-traço (Cd, Cr, Cu, Zn, Pb, Fe, Co, Mn e Hg) em períodos sazonais distintos, utilizando a ACP. Os metais Fe e Mn apresentaram maiores concentrações devido aos latossolos presentes na bacia de drenagem, e os elementos Cd, Cr, e Pb tiveram baixas concentrações, por não existir na bacia atividades industriais. O aumento das concentrações de Hg está associado às atividades de garimpo. A ACP das variáveis geoquímicas mostrou que atividades agrícolas, extensão das áreas alagadas e os



tributários exercem influência no fluxo de elementos-traço adsorvidos aos sólidos em suspensão no alto rio Madeira.

Castilhos *et al.* (2010) caracterizaram as águas superficiais e avaliaram os teores de mercúrio em sedimentos e em peixes na ecorregião aquática Xingu-Tapajós, comparando-os aos parâmetros das Resoluções 357 (que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes) e 344 do Conama. Foram coletadas 77 amostras de águas para quantificação de mercúrio total e análise dos teores de metais (Al, As, Ba, Be, Cd, Ca, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mg, Mn, Ni, V, Zn e U). Os teores de elementos-traço nas amostras estavam em conformidade com a legislação, com exceção ao Zn, encontrado em teores acima do estabelecido pelas Resoluções em 25% das amostras. Uma amostra da bacia do rio Xingu estava acima do limite proposto. Os autores associaram esta ocorrência às atividades agrícolas e a contribuições da litogeoquímica regional. Também foram avaliadas 55 amostras de sedimentos fluviais para determinação de mercúrio total e calculado o Igeo. Apenas 7% das amostras estavam com limite de Hg acima do preconizado pelo Conama. Das 30 amostras coletadas na bacia do Xingu, uma foi classificada na categoria *moderado a fortemente poluído*, 3 como *moderadamente poluído*, e as demais *praticamente não poluído*. Os autores concluíram que a bacia do Tapajós apresentou dados mais críticos de metais-traço em comparação com a bacia do Xingu.

Novas pesquisas apontam que pequenos tributários dos grandes rios da Amazônia favorecem uma melhor análise sobre a influência do ambiente na composição das águas. Estudos de Queiroz *et al.* (2009) e Horbe *et al.* (2005) observaram a existência de uma relação direta entre ambos. Neste contexto, o estudo geoquímico é importante para compreender as interferências naturais e das transformações no uso e ocupação do solo em rios da bacia do rio Xingu.



## **4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

### **4.1 Localização**

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio das Pacas, na bacia do rio Xingu, fazendo parte da grande Bacia Amazônica. A bacia do rio das Pacas localiza-se entre os paralelos  $11^{\circ}36'05''\text{S}$  e  $12^{\circ}30'12''\text{S}$  e os meridianos  $52^{\circ}36'49''\text{W}$  e  $53^{\circ}02'21''\text{W}$ . Está situada no Estado do Mato Grosso, no município de Querência, pertencente à mesoregião Nordeste Matogrossense e microrregião de Canarana, abrangendo a porção norte deste município (Figura 2). Dista aproximadamente 912 km de Cuiabá e seu principal acesso se dá pela rodovia MT-110.

Possui uma área de 248.438 hectares, dos quais 58 mil hectares estão dentro do Parque Indígena do Xingu e Terra Indígena (TI) Wawi. Este rio deságua no rio Suiá-Miçu um dos principais afluentes da margem direita do Xingu, na região das cabeceiras formadoras do rio Xingu (Figura 3).

### **4.2 Clima**

O município de Querência apresenta diferentes aspectos climáticos em seu território, associados à zona de transição entre os biomas Floresta Amazônica e Cerrado. Na porção norte, onde localiza-se a bacia do Pacas, o clima é equatorial continental, com temperaturas médias anuais entre  $24,3$  a  $26,8^{\circ}\text{C}$ . A precipitação está em torno de 1800 a 2200 mm/ano, com chuvas entre outubro a março e o período seco de abril a setembro. Ao sul, o clima é classificado como tropical continental, com distribuição sazonal nas precipitações com média de 1300 a 1600 mm/ano, sendo de novembro a abril o período chuvoso e maio a outubro o período seco. As temperaturas anuais em média são de  $23,2$  a  $25,4^{\circ}\text{C}$  (MATO GROSSO 1997).

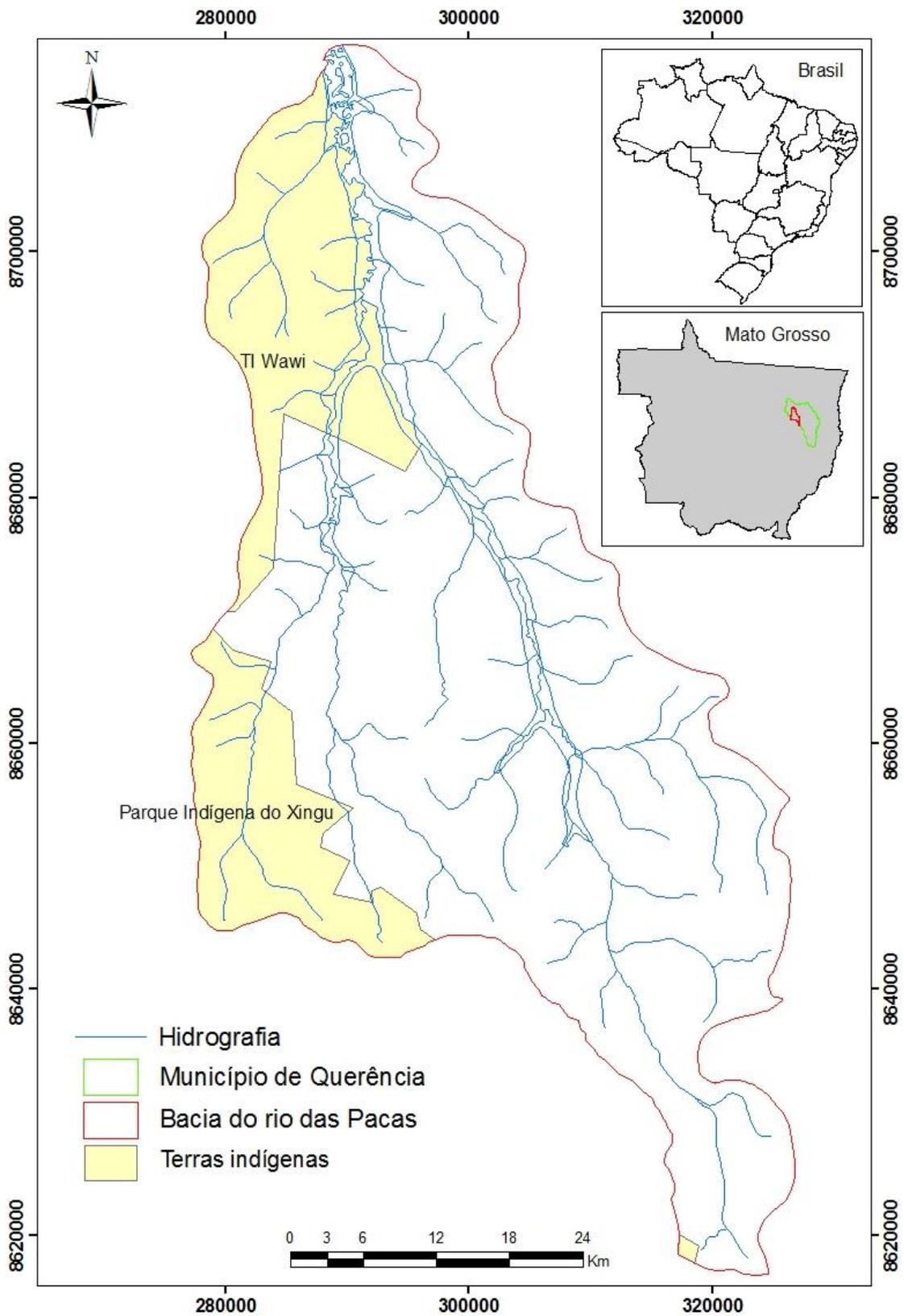


Fig. 2: Mapa de localização da BHP (Fonte: CPRM, 2004; ISA/UNEMAT, 2007).

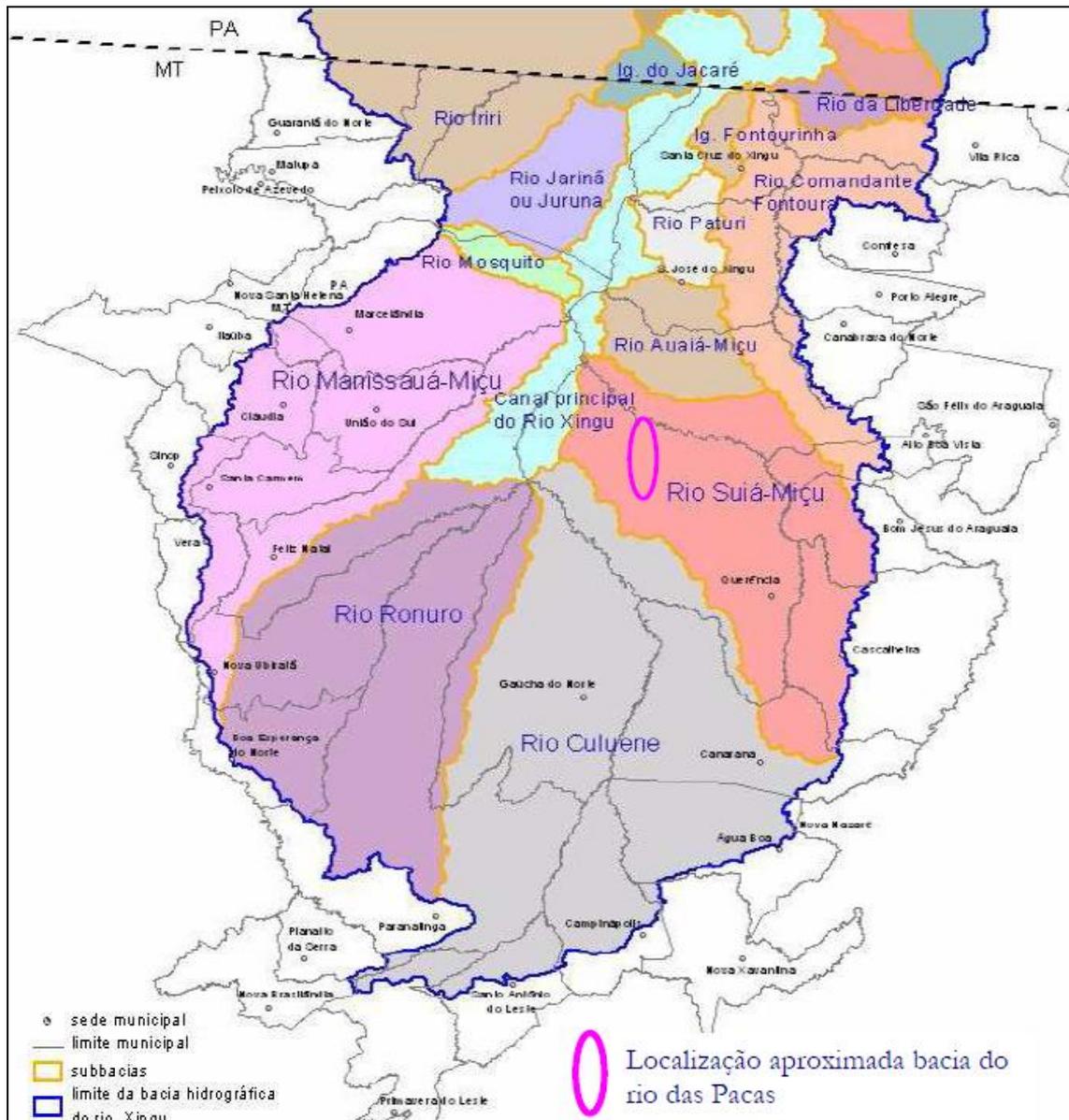


Fig. 3: Sub-bacias hidrográficas e municípios da bacia do Xingu (Fonte: Extraído de SANCHES & REZENDE, 2006).

### 4.3 Geomorfologia

A área de estudo insere-se na unidade morfoescultural Chapada e Planalto dos Parecis, cujas altitudes que variam de 300 a 800 m. Em função da diversidade litológica e altimétrica, foi subdividida em duas unidades geomorfológicas: a Chapada dos Parecis e o Planalto Dissecado dos Parecis (BRASIL, 1981, 1981a).



O Planalto Dissecado dos Parecis representa o relevo local, abrangendo uma extensa área de planaltos, sendo um divisor de águas das Bacias Platina e Amazônica. É delimitado por escarpas e ressaltos topográficos ou em coalescência com outras unidades de relevo, apresentando formas tabulares de grande amplitude (WERLE & ALVES da SILVA, 1996), constituindo uma das unidades geomorfológicas de grande expressão na parte centro norte do Estado do Mato Grosso. O Planalto foi subdividido em três seções, por possuir variação na litologia e extensão, são elas: Serra do Roncador-Rio Teles Pires, Rio Teles Pires-Aripuanã e Planalto de Tapirapuã (MATO GROSSO, 2001a).

A seção Serra do Roncador-Rio Teles Pires apresenta formas tabulares com espaçamento interfluvial muito amplo e drenagem com aprofundamento mediano, caracterizando uma linha divisora de água pouco definida, fazendo com que a drenagem siga várias direções e deságue nos principais coletores, a leste no rio Xingu, a norte no rio Peixoto de Azevedo e a noroeste no rio Teles Pires. O padrão geral de drenagem é subdentrítico (MATO GROSSO, 2001a).

Os afluentes do alto curso do rio Xingu caracterizam-se por serem encaixados em leitos instalados em vales de fundo plano, com canal retelinizado ou formando ângulos bruscos. Em suas margens é observado uma grande presença de lagos e lagoas, formando ambiente fluvio-lacustre (MATO GROSSO, 2001a).

A bacia do rio das Pacas possui baixa declividade, variando de 0 a 3% na maior parte da bacia, o que favorece a agricultura mecanizada (Figura 4). A altimetria varia de 258 a 349 m, apresentando uma pequena variação nos leitos dos rios de 285 a 300 m (Figura 5) (INPE, 2011). Em função dos baixos valores de desnível no sentido da nascente para foz, os rios apresentam baixa energia de transporte de sedimento, contribuindo para a formação de sistemas aluvionares com meandros e lagoas marginais. No curso mediano do rio das Pacas, ocorre um alargamento na calha, podendo chegar 3 km de largura. O padrão de drenagem é típico de substratos sedimentares e possui uma direção preferencial de escoamento SE-NW (ROSSETE 2008).

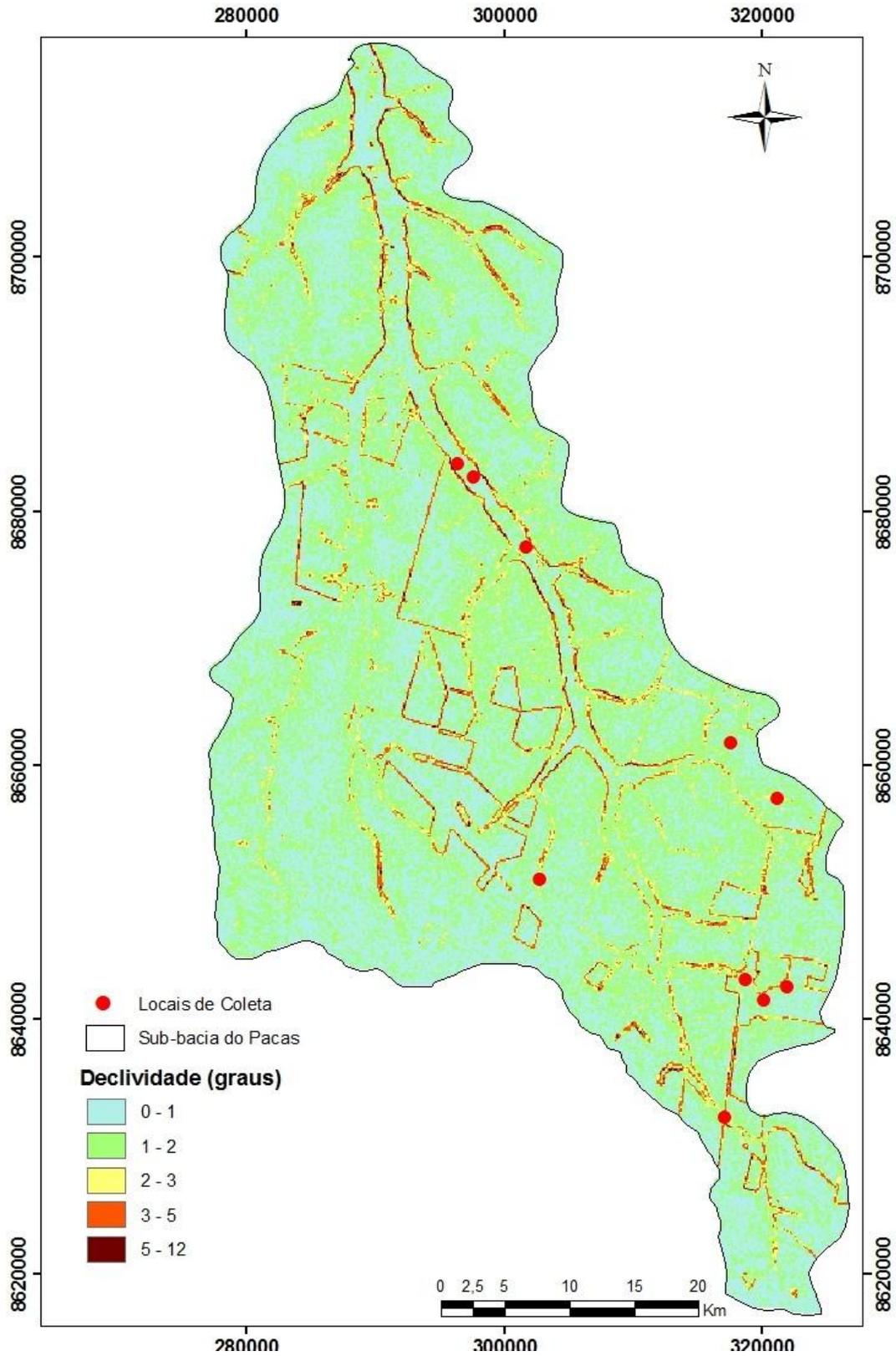


Fig.4: Mapa de declividade com características do relevo da BHP (Fonte: ISA/UNEMAT, 2007; INPE, 2011).

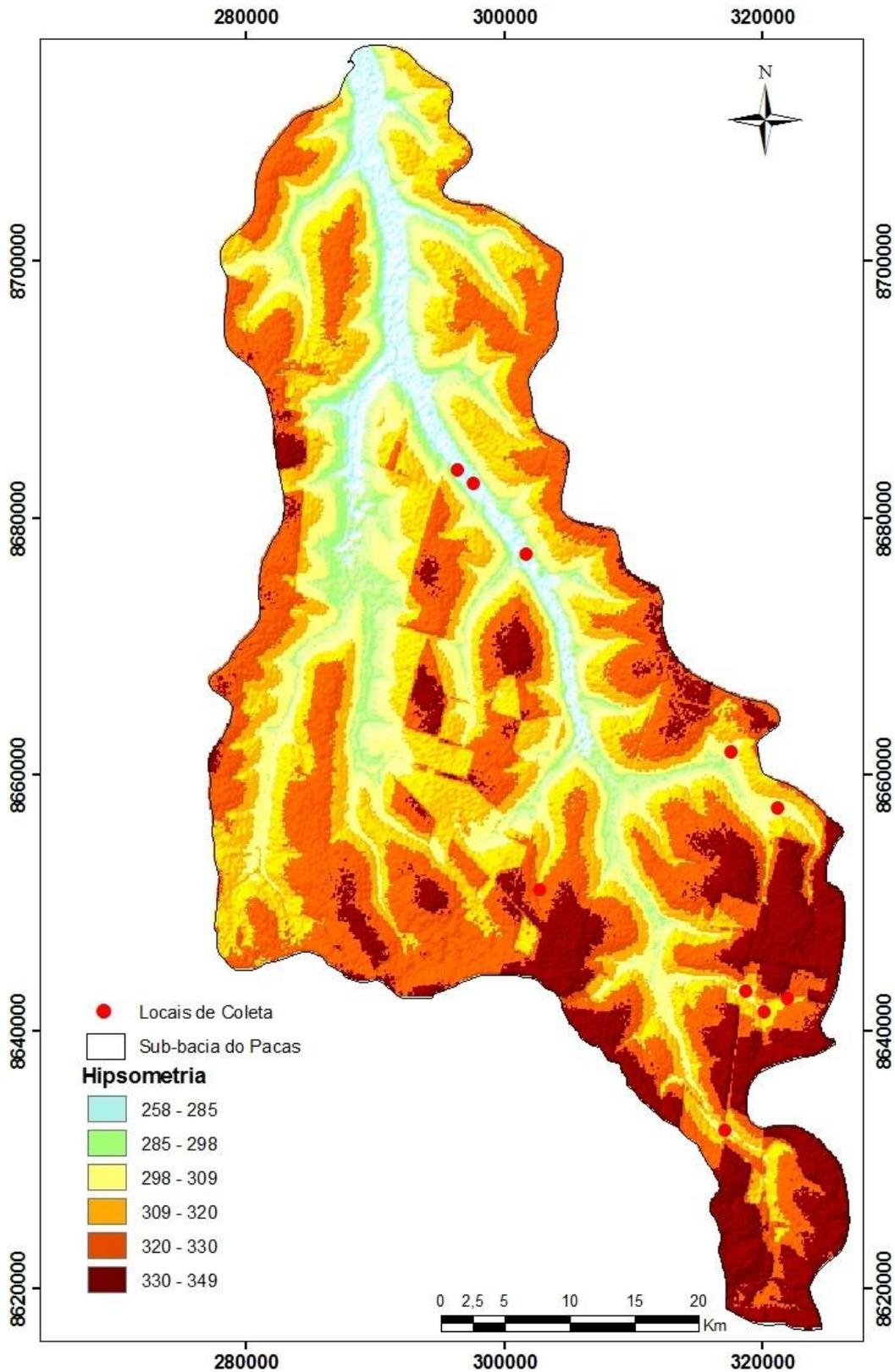


Fig. 5: Variação altimétrica da área de estudo (Fonte: ISA/UNEMAT, 2007; INPE, 2011)



#### 4.4 Solos

O solo predominante no município é o Latossolo Vermelho-Amarelo de textura média a argilosa, distrófico, álico (BRASIL, 1981; IBGE, 2001). Trata-se de um solo profundo com baixa fertilidade natural, aliada à alta saturação de alumínio e acidez. Na bacia das Pacas estão presentes Latossolo Vermelho, Vermelho-Amarelo e Amarelo, sendo este último o mais predominante (ROSSETE & IVANUSKAS, 2006). Os Gleissolos, presentes no leito do rio, apresentam cores acinzentadas, podendo ser de alta ou baixa fertilidade natural, e são associados ao afloramento do lençol freático (IBGE, 2007).

#### 4.5 Geologia

A área de estudo está inserida na unidade da Bacia Sedimentar do Parecis, localizada na região Amazônica, no Centro-Oeste do Brasil, entre as bacias do Solimões, Alto Tapajós e Paraná. Abrange uma área de 500.000 km<sup>2</sup> nos estados de Rondônia e Mato Grosso, acumulando mais de 6.000 m de sedimentos paleozóicos, mesozóicos e cenozóicos, essencialmente siliciclásticos (BAHIA *et al.* 2007). O embasamento da Bacia dos Parecis é o Cráton Amazônico, e ocupa tectonicamente o setor sudoeste, entre os cinturões de cisalhamento Rondônia e Guaporé (SIQUEIRA, 1993), e limita-se a sudeste com arcos do rio Xingu e à nordeste com o rio Guaporé (ALMEIDA, 1983).

Siqueira (1989) dividiu a Bacia do Parecis, de oeste para leste, em três domínios tectono-sedimentares: a Fossa Tectônica de Rondônia (Sub-bacia de Rondônia); o Baixo Gravimétrico dos Parecis (Sub-bacia do Juruena), a sudoeste da bacia; e a Depressão do Alto Xingu (Sub-bacia do Alto Xingu).

A porção de topo da Bacia do Parecis é formada pelo Grupo Parecis, uma sequência sedimentar de idade Cretácea, a qual foi subdividida nas seguintes unidades litoestratigráficas: Formação Salto das Nuvens (base) e Formação Utiariti (topo) (BARROS *et al.*, 1982) (Figura 6).



Note-se que de acordo com a revisão da litoestratigrafia do Grupo Bauru, em comparação com o Grupo Parecis, Weska (2006) apresentou uma nova coluna estratigráfica, com a presença somente do Grupo Parecis no estado. Este autor considerou que os dois conjuntos apresentam características litológicas e cronoestratigráficas similares, e que o Grupo Parecis é a unidade mais antiga na escala geológica do Estado do Mato Grosso. Entretanto, esta proposta é controversa, uma vez que há diferenças significativas entre os tipos litológicos destes dois grupos, principalmente com relação à presença de unidades argilosas em porções do topo do Grupo Parecis, o que não é observado no Grupo Bauru no estado de Mato Grosso.

Com relação ao presente estudo, as unidades geológicas mais importantes são representadas pela Formação Utiariti, os aluviões quaternários e os sedimentos colúvio-eluvionares (Figura 7).

A Formação Utiariti é composta por sedimentos arenosos de cores variadas nos matizes de branco, amarelo, roxo e avermelhado, depositados em bancos maciços e espessos e, localmente, com estratificações cruzadas de pequeno porte. Sua composição é essencialmente quartzosa e as percentagens feldspáticas são variáveis em direção ao topo, podendo desaparecer. Apenas localmente são observados arenitos impuros e grauvacas quartzosas. Em relação aos grãos de quartzo, possui frações grossa, média e fina, sendo as últimas predominantes. São observados, nas porções mais basais, seixos de quartzo com distribuição esparsa (BARROS *et al.*, 1982).

Na área estudada, a Formação Utiariti não é exposta em grandes extensões, sendo apenas observada na forma de bancos de arenitos não litificados, maciços ou exibindo raras estratificações cruzadas. Os arenitos de granulometria fina, com grãos pouco angulosos a subarredondados, são os mais comumente observados.

Outra unidade litológica presente na região são os Aluviões atuais do período Quaternário que ocorrem associados às drenagens dos rios e são compostas por areias, siltes, argilas e cascalhos (MATO GROSSO, 2001a). O material arenoso fino com ou sem matriz argilosa é o tipo mais comumente observados nos esparsos barrancos e taludes naturais da rede de drenagem atual.

Além dos sedimentos não litificados relacionados ao transporte e deposição pelos rios, na área em estudo os materiais representados pelo intemperismo *in situ* dos sedimentos terrígenos cretáceos apresentam especial importância. Tratam-se de perfis profundos de material sem estrutura sedimentar composto essencialmente de grãos de



quartzo, gibbsita, caulinita e óxidos-hidróxidos de ferro e alumínio. Tais depósitos eluvionares são as principais fontes potenciais de alumínio, ferro e sílica para as águas naturais da região, tanto as superficiais, como as subterrâneas.

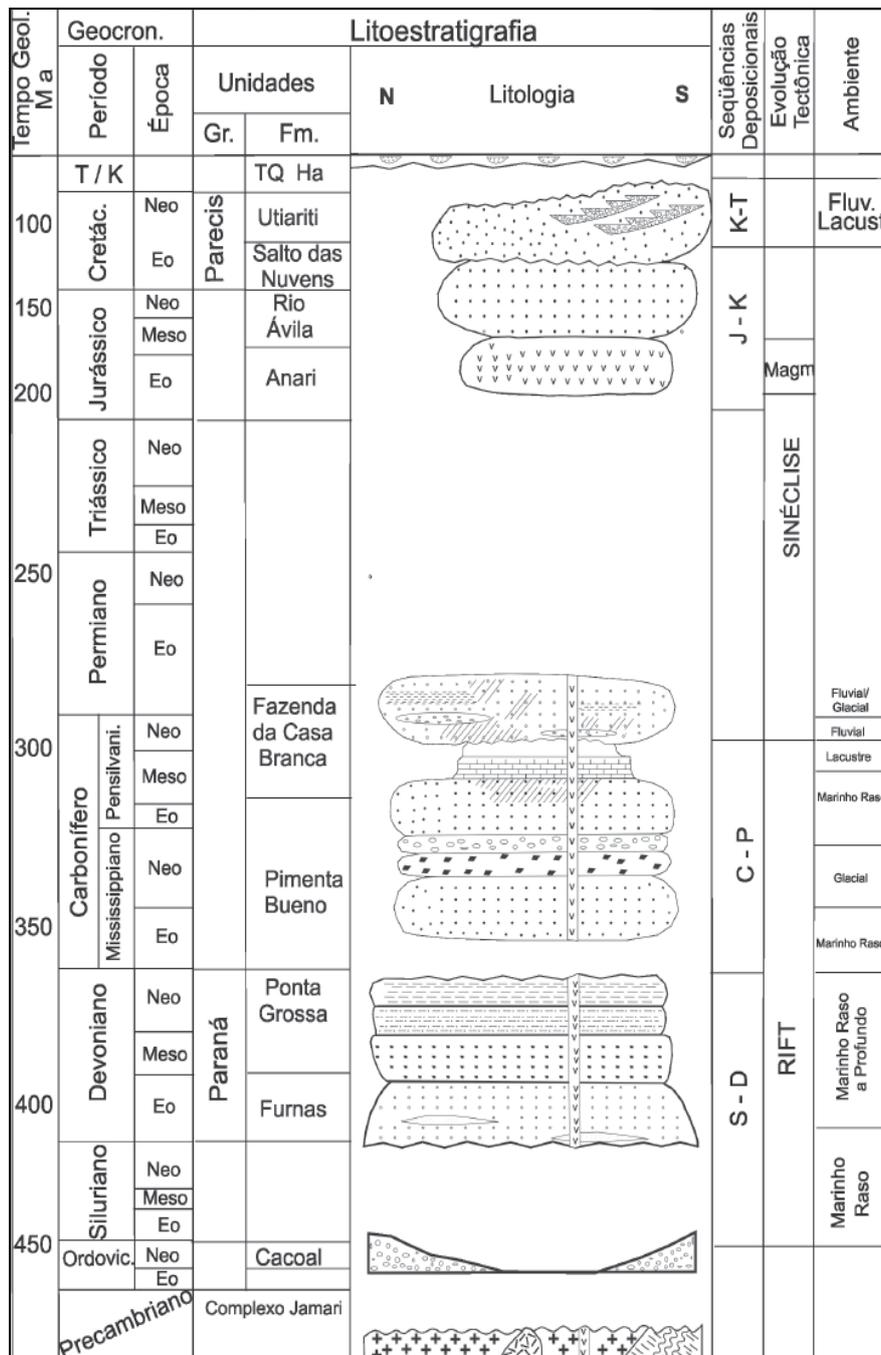


Fig. 6: Coluna estratigráfica da Bacia dos Parecis (Fonte: BAHIA *et al.*, 2006)

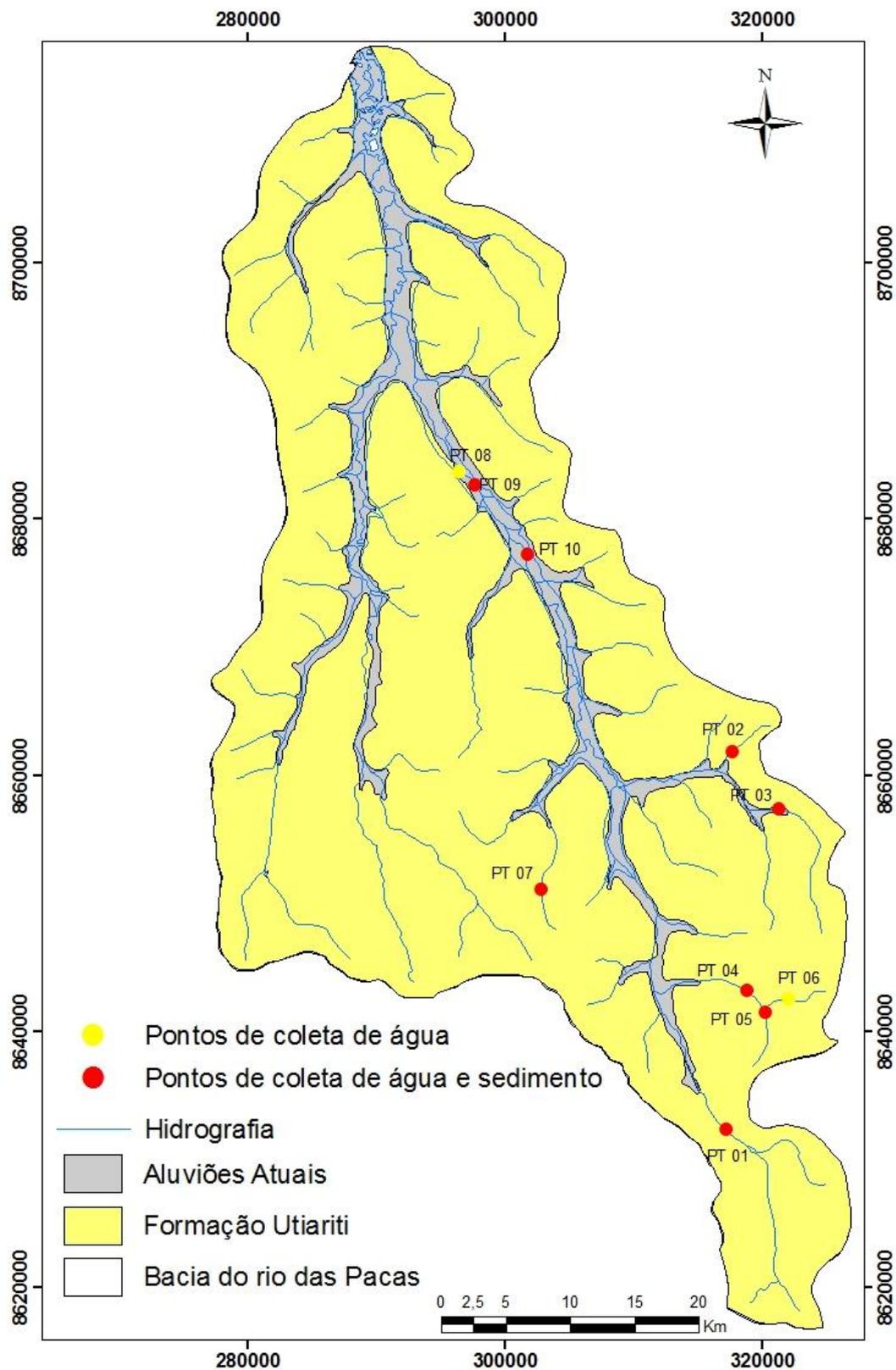


Fig. 7: Esboço geológico da bacia em estudo (Fonte: CPRM, 2004; MATO GROSSO, 2001a; ISA/UNEMAT, 2007).



#### 4.6 Uso do Solo

Na bacia do rio das Pacas o uso do solo está direcionado principalmente às atividades agrícolas para produção de arroz, soja e milho (Figura 8). A alta acidez encontrada nos solos é corrigida com aplicação de calcário na camada superficial. Embora tenham baixa fertilidade, estes solos apresentam boas características físicas, sem impedimentos ao desenvolvimento radicular das plantas, pois estão em relevo plano de suaves ondulações, passível ao uso de qualquer implemento agrícola. Alguns dos insumos agrícolas utilizados na região são expressos na Tabela 01. Outra atividade desenvolvida é a pecuária extensiva, menos expressiva, que ocupa a porção mais oeste da bacia.

A retirada da cobertura vegetal para dar lugar a tais atividades compromete a conectividade funcional dos ecossistemas locais e expõe as nascentes do rio das Pacas ao processo de degradação.

Tabela 01 – Agroquímicos utilizados na região

<b>Marca comercial</b>	<b>Ingrediente ativo</b>
Aminol 806	2,4-D
Agral	etilenoxi
Assist	óleo mineral
Banir	bentazona
Classic	clorimurom-etílico
Curacron 500	profenofós
Dimilin	diflubenzurom
Fastac 100 SC	alfacipermetrina
Folicur 200 CE	tebuconazol
Furazin	carbofurano
Karate Zeon	lambda-cialotrina
Maxim XL	metalaxil-M, Fludioxoni
Methomex 215 LS	metomil
Nomolt 150	teflubenzurom
Opus	epoxiconazol
Orthene 750 BR	acefato
Priori	azoxistrobina
Thiodan	endosulfam
Triade	tebuconazol
Trop	glifosato
Vitavax	carboxina

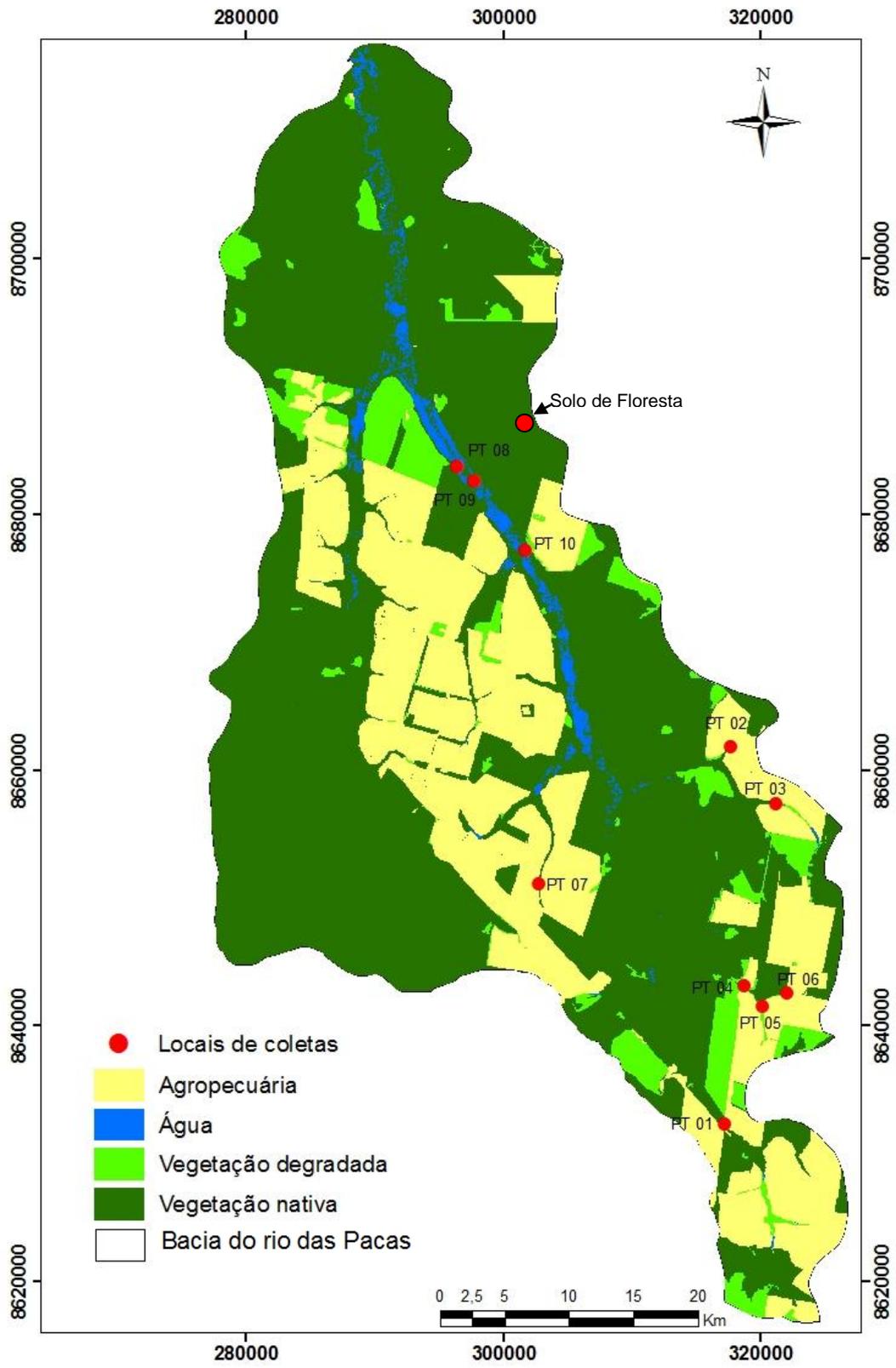


Fig. 8: Mapa de uso e ocupação do solo no ano de 2009 do rio das Pacas (Fonte: ISA/UNEMAT 2007; ISA/UNEMAT 2010)



#### 4.7 Vegetação

A formação vegetal na área de estudo está inserida em uma zona de transição entre o cerrado e floresta, existindo dificuldade para entender as denominações sugeridas para tal área. Para o IBGE (1993), a área que abrange a bacia do rio Xingu foi classificada como área de tensão ecológica entre a Floresta Ombrófila Aberta e Savana. A mesma vegetação foi denominada de “Floresta Associada ao Planalto dos Parecis” com característica de vegetação ecótona, cujas espécies ombrófilas e estacionais se distribuem aleatoriamente sem se associar a um determinado tipo de clima, solo e/ou relevo (MATO GROSSO, 2001), e também foi já designada “ecorregião das florestas secas do Mato Grosso” (FERREIRA *et al.*, 1999).

Estudo recente sugere para esse tipo de vegetação, localizada na região do Alto rio Xingu, a denominação de Floresta Estacional Perenifólia (IVANAUSKAS *et al.*, 2008), presente também sobre as áreas de latossolos da bacia do Pacas. A Floresta Estacional Perenifólia Aluvial ocorre sobre gleissolos, e está situada às margens de cursos d’água, sujeita à inundação temporária, popularmente conhecida como floresta ribeirinha. Em áreas sujeitas a inundação permanente, encontram-se Florestas Paludosas (IVANAUSKAS *et al.*, 1997), conhecidas como “Matas de Brejo”, e também extensos campos úmidos com palmeiras (Figura 9).

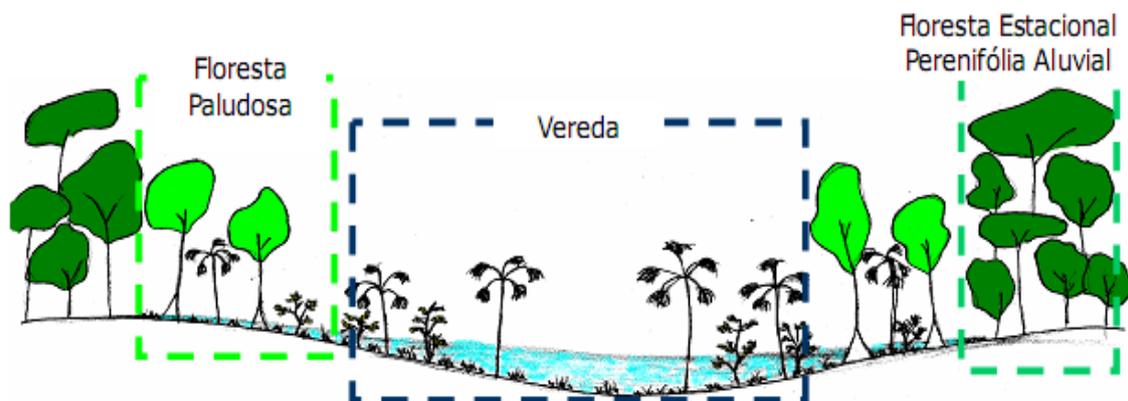


Fig. 9: Formações florestais presentes na BHP (Fonte: IVANAUSKAS *et al.*, 2006).



#### **4.8 Aspectos Socioeconômicos do município de Querência**

O município de Querência possui um área de 17,850 km<sup>2</sup>, dos quais 6% são destinados aos assentamentos rurais e cerca de 40% estão sob domínio da união representado pelo Parque Indígena do Xingu e TI Wawi, situadas a oeste do município (ROSSETE, 2008). Querência obteve sua emancipação política em 1991 e surgiu a partir do desmembramento de outros municípios, como Canarana e São Félix do Araguaia. Atualmente a sua população é de 13.021 habitantes (IBGE, 2010) e foi marcada pela forte influência da migração de produtores rurais vindos sul, atraídos pelos incentivos fiscais do governo para implementação de projetos agropecuários entre as décadas de 70 e 80.

A economia baseia-se principalmente em atividades agropecuárias, como a pecuária extensiva bovina e plantio de culturas temporárias, com destaque para cultura do arroz, soja e milho. Na pecuária, o rebanho bovino é o 52º maior entre os 141 municípios do Estado do Mato Grosso. Na agricultura, a soja lidera a produção, acima do milho e do arroz (IBGE, 2011) (Figura 10). Em 2006, este município esteve entre os 20 maiores produtores de soja do país, produzindo 461.100 toneladas, e foi um dos principais produtores de cereais, leguminosas e oleaginosas do Brasil, desempenhando, portanto, um papel importante na economia do estado e do país. As boas características físicas do solo e as baixas declividades que associadas ao uso de fertilizantes e demais insumos agrícolas garantem a boa aptidão agrícola para região.

No entanto, é importante destacar que o desenvolvimento do município ocorreu em detrimento da supressão da vegetação nativa que foi substituída para dar lugar à agricultura e pecuária, o que gerou elevadas taxas de desmatamento. A contínua expansão de áreas desmatadas incluiu o município de 2007 a 2010 na “Lista de municípios prioritários para ações de prevenção e controle dos desmatamentos na Amazônia”, popularmente conhecida como “Lista Vermelha dos Municípios que mais desmataram a Amazônia”, criada pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2007, 2007a, 2010). Parte do município de Querência está dentro dos limites da Amazônia Legal, onde as propriedades rurais devem possuir 80% da área como reserva legal de acordo com o Código Florestal em vigor. Porém, antes da regulamentação do Código Florestal as propriedades rurais em áreas de Floresta Amazônica deveriam manter



apenas 50% de sua área como reserva legal. Como muitos proprietários adquiriram as terras antes da mudança da lei, estes pleiteiam o direito de ao desmate de 50% de sua propriedade (ROSSETE, 2008). Além disso, por alguns anos a vegetação foi classificada como fitofisionomia de Cerrado - ao invés de área tensão ecológica (BRASIL, 1981) – pelo órgão estadual que emitia laudos técnicos, garantindo perante a lei que os proprietários desmatassem até 65% de sua área total. A consequência disso é que grande parte das propriedades rurais atualmente não apresentam 80% de área destinada à reserva legal, ocasionando conflitos entre governo e fazendeiros (ROSSETE, 2008).

Entretanto, através da ação conjunta de diferentes setores da sociedade, em 2011 o município saiu da lista vermelha (BRASIL, 2011) uma vez que conseguiu reduzir significativamente o nível de desmatamento nos últimos dez anos, registrando uma queda de 477,1 km<sup>2</sup> de área desmatada em 2000 para 21 km<sup>2</sup> em 2010 (Figura 11). Em contrapartida, a área plantada de soja passou de 144 km<sup>2</sup> em 2000 para 2150 km<sup>2</sup> em 2010 (IBGE, 2011), o que demonstra que o aumento de produção pode não estar exercendo pressão em áreas de florestas nativas, já que as taxas de desmatamento caíram no decorrer dos anos.

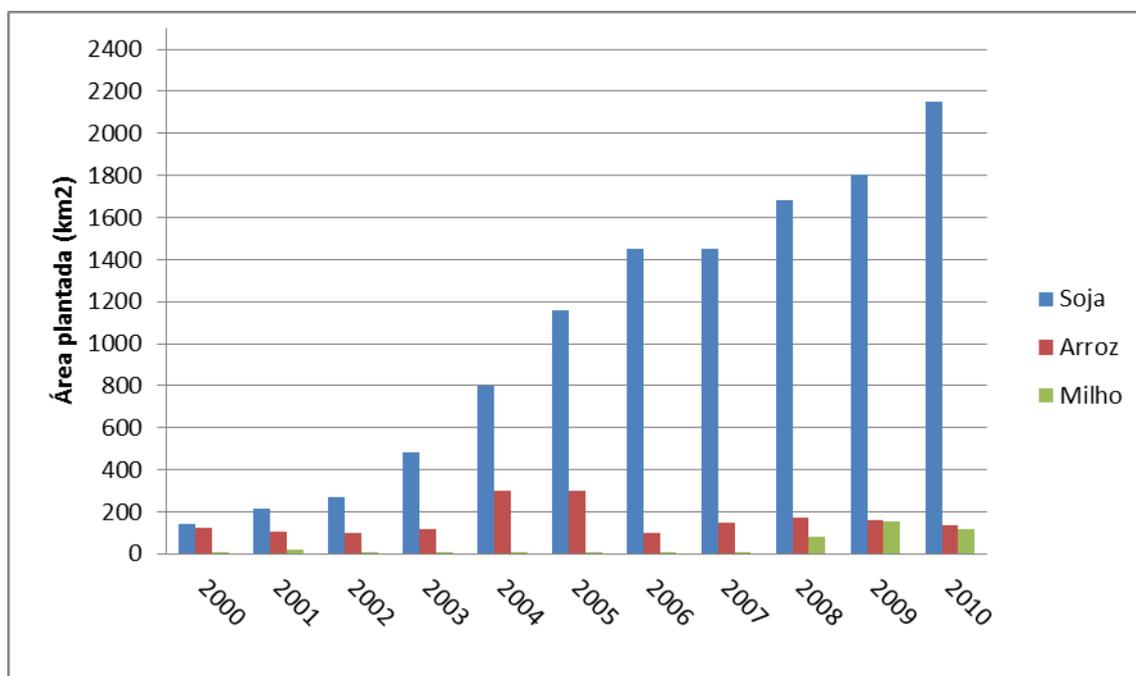


Fig. 10: Área plantada de soja, arroz e milho no período de 2000 a 2010 no município de Querência.

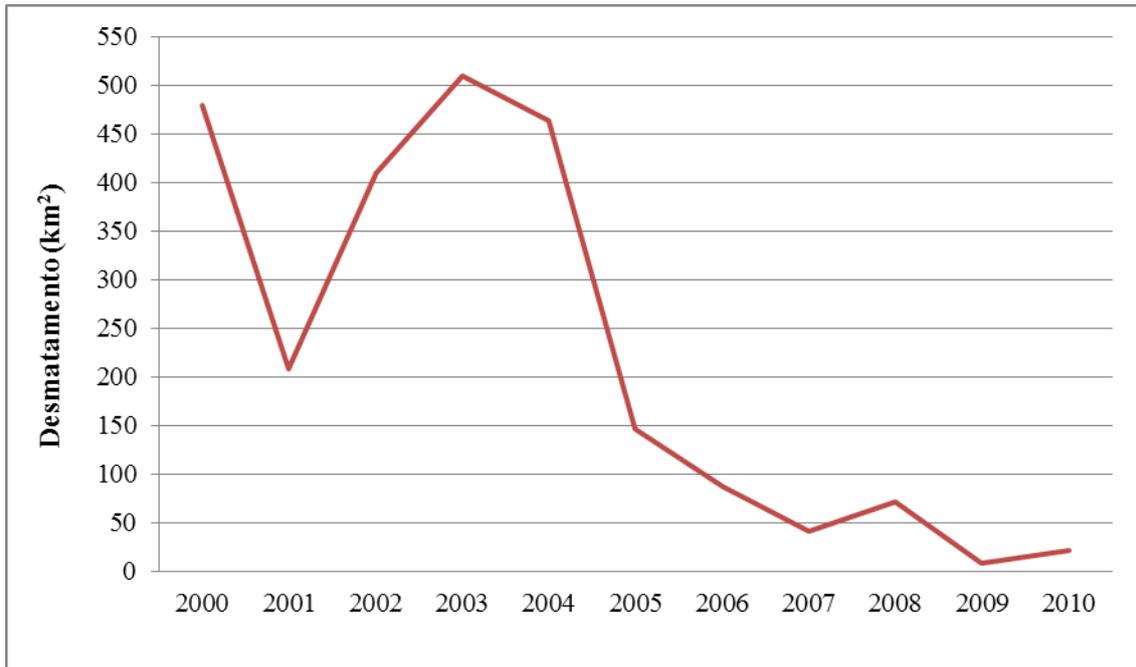


Fig. 11: Evolução do desmatamento no município de Querência (Fonte:INPE, 2011a).

Na área de estudo, o contexto não foi diferente. Inicialmente as áreas foram abertas para o pasto e a partir de 2003 a atividade econômica concentrou-se na produção agrícola. Até 2006 grande maioria das fazendas tinha menos de 80% de cobertura vegetal e muitas possuíam menos do que 50% (ISA, 2006). No entanto, alguns proprietários com áreas superiores a 5 mil hectares recentemente iniciaram processo de restauração das áreas de preservação permanente.

## 5. MATERIAL E MÉTODO

### 5.1 Amostragem

Ao longo da bacia do rio das Pacas, foram coletadas dez amostras de água e oito de sedimento nas estações seca e chuvosa (Figura 12). Nos pontos 06 e 09 não foi possível coletar sedimento devido à presença de vegetação submersa o que dificultou a amostragem. Uma breve descrição dos pontos de coleta está apresentada na Tabela 02.



Tabela 02 – Descrição dos pontos de coleta

PT 01	Situado fora da área de agricultura. Havia muita vegetação ao redor, com a presença de folhas e galhos na água, além de troncos caídos na margem do rio.
PT 02	Área de intensa atividade agrícola, com plantação estendendo-se até a margem do rio, e ausência de mata ciliar. O canal do rio foi alterado para a construção de açude.
PT 03	Localizado em área agrícola, com uma faixa estreita de vegetação nas margens. Intenso tráfego de caminhão na estação seca. Próximo a casas e a galpão de armazenamento da fazenda. Coleta realizada em uma faixa estreita do rio sob uma ponte feita de troncos de árvores.
PT 04	Próximo a áreas de agricultura. Faixa estreita de mata ciliar nas margens. Presença de vegetação submersa, característica dos rios da região. Elevada taxa de vazão (fluxo) das águas do rio.
PT 05	Área com vereda e presença de buritizal. Plantações bem próximas ao leito do rio e ausência de mata ciliar. Coleta realizada em ponto do rio com água corrente.
PT 06	Ausência de mata ciliar. Em uma margem havia plantação e na outra uma casa. Presença garrafas PET e sacos plásticos na margem. Não foi possível coletar amostra de sedimento.
PT 07	Extensa área de agricultura. Faixa estreita de mata ciliar. Presença de vegetação submersa. Água do rio estava branca na estação chuvosa. O rio é utilizado por funcionários da fazenda para atividades domésticas, como lavar pratos e tomar banho.
PT 08	Ponto situado mais a jusante do rio. Limite com TI Wawi. Neste ponto há um alargamento do leito do rio, com a presença de floresta inundada. Local de amostragem com características naturais bem preservadas. Área de difícil acesso, amostra coletada com auxílio de barco e draga.
PT 09	Alargamento do leito do rio, com a presença de floresta inundada, com densa vegetação submersa. Local de amostragem com características naturais bem preservadas. Não foi possível coletar amostra de sedimento. Área de difícil acesso, amostra coletada com auxílio de barco.
PT 10	Próximo a campos de agricultura. Ausência de mata ciliar. Local onde o rio apresentou leito bem definido, com volume de água superior aos pontos 01, 02, 03, 04, 05, 06 e 07.

É importante salientar que os pontos 02, 03, 04, 05, 06, 07 e 10 estão em áreas que apresentam áreas de preservação permanente (APP) degradadas e necessitam ser restauradas (MATO GROSSO, 2011).

A primeira coleta foi realizada na estação chuvosa (fevereiro de 2011) e a segunda na estação seca (agosto de 2011). Os locais de amostragem foram escolhidos através da análise da imagem *LandsatTM5* baseando-se na hidrografia, cobertura vegetal, no uso e ocupação do solo e viabilidade de acesso (Figura 13).

As amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno de 1l, previamente lavadas no laboratório com solução ácida ( $\text{HNO}_3$  10%) e água destilada, e ambientadas no campo cinco vezes com a água do ponto de coleta antes de obter a amostra final, no fluxo contrário à correnteza do rio a fim de evitar contaminação. As



garrafas eram colocadas em uma profundidade de 50 cm, abertas para enchimento e fechadas na mesma profundidade. Nos pontos localizados mais à jusante do rio e de difícil acesso, as amostras foram coletadas com apoio de um barco, sempre à proa (montante), para impedir interferências do motor. As amostras eram identificadas e acondicionadas em caixas de isopor com gelo, abrigadas da luz e mantidas sob refrigeração até análises laboratoriais, realizadas em um período de 48 horas.

Para o sedimento ativo, foi utilizada uma pá de PVC, recolhendo-se pelo menos 400g de amostras. Em determinado trecho do rio, a coleta só foi possível com uma draga de Eckman e auxílio de um barco (Figura 14) em razão da profundidade e presença de vegetação na margem que impedia o acesso.

Após as coletas, as amostras foram armazenadas em sacos de polietileno, lacrados e identificados. Ao chegar ao laboratório, o material foi colocado para secar à temperatura ambiente em bandejas forradas com sacos de polipropileno, para serem preparadas e analisadas posteriormente.

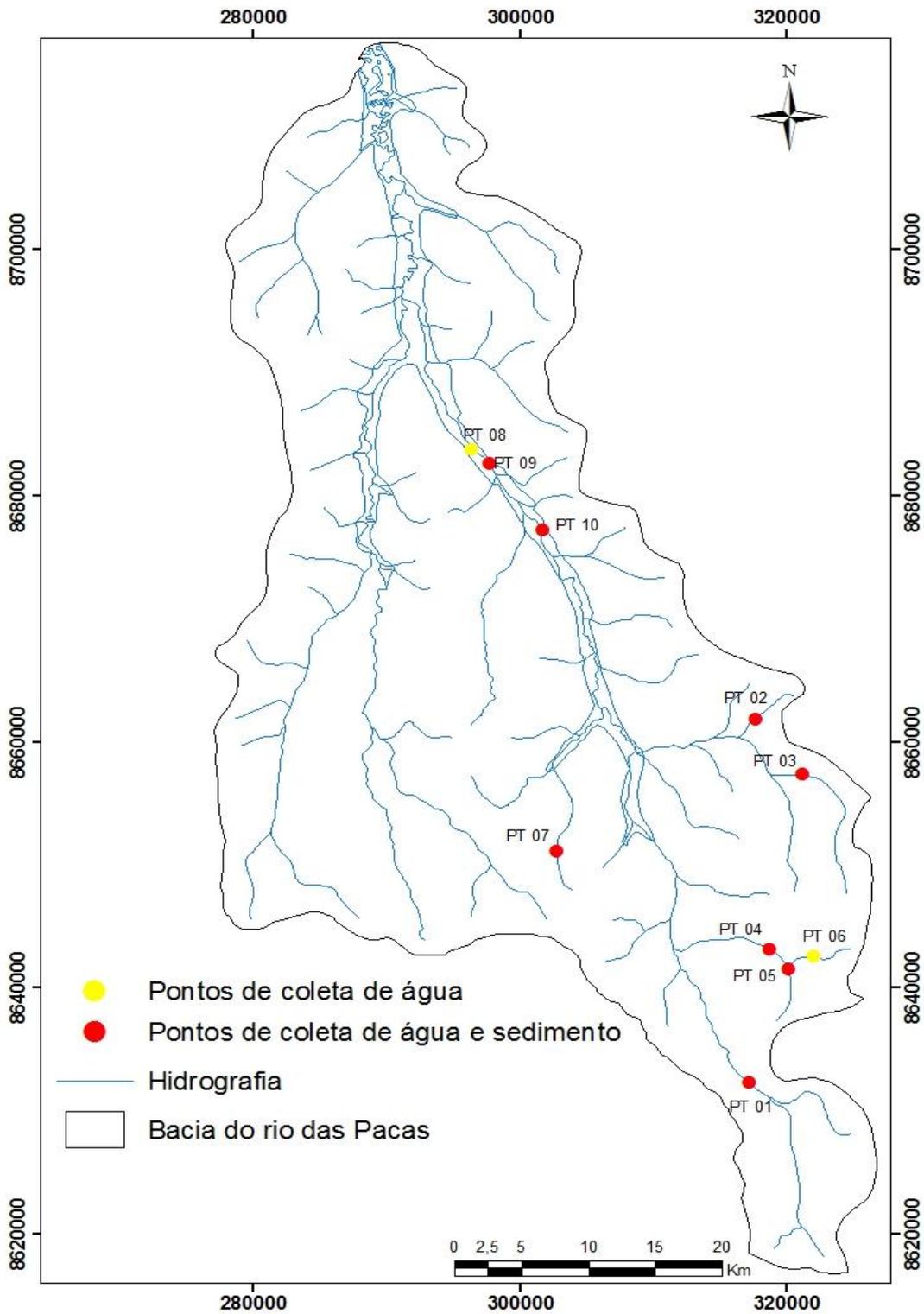


Fig. 12: Distribuição das coletas de amostras de água e sedimento na área de estudo

(Fonte: CPRM, 2004; ISA/UNEMAT, 2007)

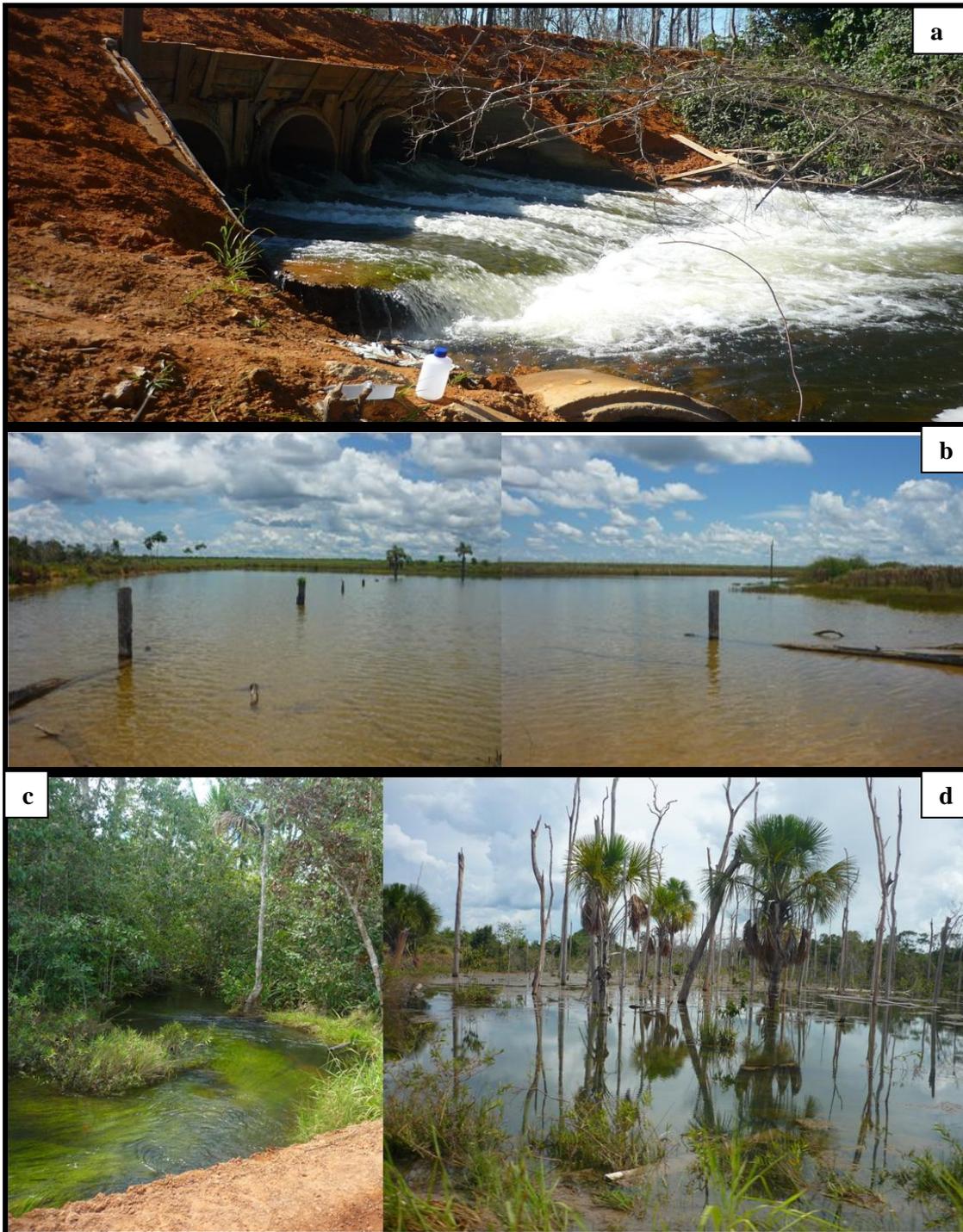


Fig. 13: Diferentes aspectos dos locais de coleta. a) estrada improvisada sobre o igarapé para passagem de veículos (PT01); b) seção do rio represado, com extensas áreas agrícolas no entorno (PT02); c) vegetação submersa em trecho do rio (PT04); d) área sujeita a inundação permanente, chamada como “Mata de brejo” (PT05).



Fig. 14: Equipamentos utilizados em campo. a) draga de Eckman b) barco utilizado para coleta em trechos da bacia do rio das Pacas sem acesso adequado por estrada.

## 5.2 Análise de água

### 5.2.1 Preparação das amostras e análises

Os parâmetros foram analisados usando amostras brutas, exceto para cor real. Para a determinação de elementos químicos, as amostras foram filtradas a vácuo utilizando-se membranas HA em ésteres de celulose, *Milipore* de 0,45  $\mu\text{m}$ , estéril.

Para determinação da cor real e turbidez, utilizou-se técnicas de espectrofotometria UV/Visível com equipamento Hach modelo DR 2000. A temperatura, condutividade, sólido totais dissolvidos e pH foram determinados em campo, usando-se o multiparâmetro (Hach – Sension156).

Os ânions ( $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) foram determinados por cromatógrafo iônico (IC) com condutividade suprimida (marca *Dionex*, modelo *Ion Chromatography System ICS-90*). A análise de íon  $\text{CO}_2$  livre foi realizada utilizando-se o método titulométrico (APHA, 1998) usando  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (0,04 N) e indicador fenolftaleína, enquanto que a alcalinidade foi determinada através do titulador automático (*Schott* modelo *Trito Line Easy*), utilizando-se  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (0,02 N) padronizado com  $\text{NaOH}$  (0,05 N). Todas as análises químicas seguiram o protocolo estabelecido no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).



Após a filtração, os elementos químicos Ca, Mg, Fe, Si, Al, Sr, La, Cd, Ti, V, Ni, Zr, Cu, Cr, Mn, Ba, Co, Zn, Be e Mo foram determinados com o uso de Espectrômetro de Emissão Atômica com Plasma indutivamente acoplado (ICP/OES), modelo *Spectroflame FVM03* da marca *Spectro Analytical Instruments*, equipado com policromador de vácuo e no ar, monocromador com rede holográfica de 2400 estrias/mm, utilizando-se nebulizador Meinhard. Este equipamento permite a análise simultânea ou sequencial de misturas aquosas de íons metálicos, com baixos limites de detecção, oferecendo vantagens, com poucos efeitos de interferência da matriz, e dados precisos (<1%) (BEVERIDGE *et al.*, 1997).

Os parâmetros operacionais e os limites de quantificação (LQ) são apresentados nas Tabelas 03 e 04. Como medida de controle dos dados, o limite de quantificação (LQ) foi considerado com 10 vezes o limite de detecção (LD) calculado pelo aparelho.

A Espectrofotometria de Absorção Atômica (EAA) tem como princípio básico a geração de átomos livres (estado gasoso) em um atomizador capaz de absorver a radiação de frequência específica que é emitida por uma fonte espectral (BORGES *et al.*, 2005). A capacidade da absorção de radiação é diretamente proporcional ao número de átomos, ou concentração, do elemento presente na amostra. Através desta técnica e usando o equipamento da marca Perkin Elmer, modelo Analyst 200, determinou-se Na (589,00 nm) e K (766,49 nm), utilizando-se como fonte de excitação chama de ar-acetileno.

Tabela 03 – Parâmetros operacionais do ICP/OES

Nebulizador	meinhard
Pressão	38 psi
Fluxo de argônio	1L/min
Potência	1,1kW
Fluxo de gás argônio para resfriamento	13L/min
Fluxo de gás auxiliar	0,6L/min



Tabela 04 – Limites de quantificação do ICP/OES (mg/L)

Ca	0,1
Mg	0,1
Fe	0,1
Al	0,3
Cu	0,8
Cr	0,1
Mn	0,1
Co	0,1
Zn	0,1
Ba	0,1

### **5.3 Análise de Sedimento**

#### **5.3.1 Preparação das amostras**

As amostras de sedimentos, depois de secas, foram desagregadas e peneiradas na fração de 1,75 mm para retirada de folhas e pedregulhos. Em seguida, foram passadas em peneiras de nylon para obter-se fração menor que 0,063mm (silte/argila). Esta fração é indicada para determinação de metais, uma vez que estes encontram-se associados às frações mais finas, devido à adsorção de íons metálicos pelos minerais de argila (BAGGIO & HORN, 2010), o que os torna bons indicadores de retenção de metais nos sedimentos (BRAGA, 2005). Posteriormente, as amostras foram pulverizadas em gral e pistilo de ágata para obter-se uma melhor homogeneização e em seguida foram separadas para determinação dos elementos químicos, sólidos voláteis e análise mineralógica.



### 5.3.2 Elementos químicos

Para determinar os elementos químicos, é necessário que os mesmos estejam disponibilizados em solução e para tanto as amostras foram decompostas. Para os elementos maiores (Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti), foi utilizada a fusão com metaborato de lítio cuja etapas estão descritas abaixo (Figura 15). Para os elementos-traço (Sr, Cu, Zn, Zr, Be, Co, Ba, Mn, V, Ni, Cr), as amostras foram submetidas a uma digestão ácida que permite a liberação de átomos da matéria orgânica presente na amostra. Esta consiste em uma "abertura" com HF/HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub>/HCl, usando-se um fator de diluição de 50x, proposta por Boaventura (1991), conforme Figura 16.

Após a preparação, as amostras foram submetidas ao ICP/OES para determinação dos elementos-traço e elementos maiores cujos parâmetros operacionais já foram descritos na tabela 03 e 04. As análises de Na e K foram realizadas no EAA. Trata-se dos mesmos equipamentos utilizados na análise de água.

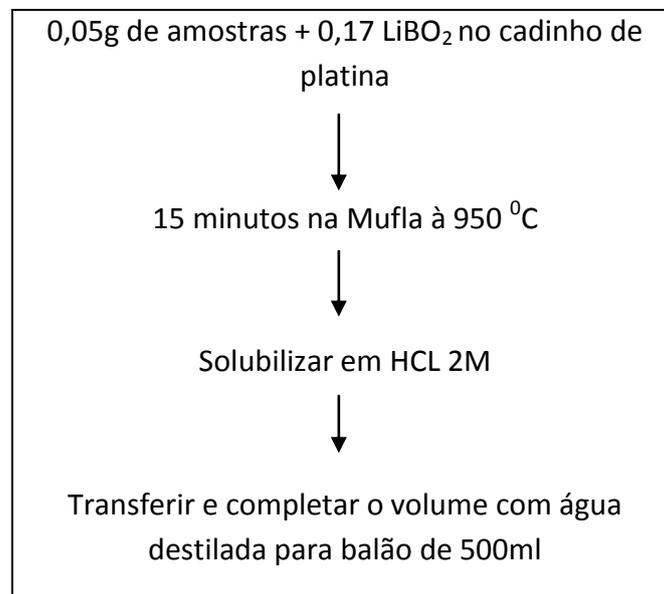


Fig.15: Etapas realizadas para fundir as amostras

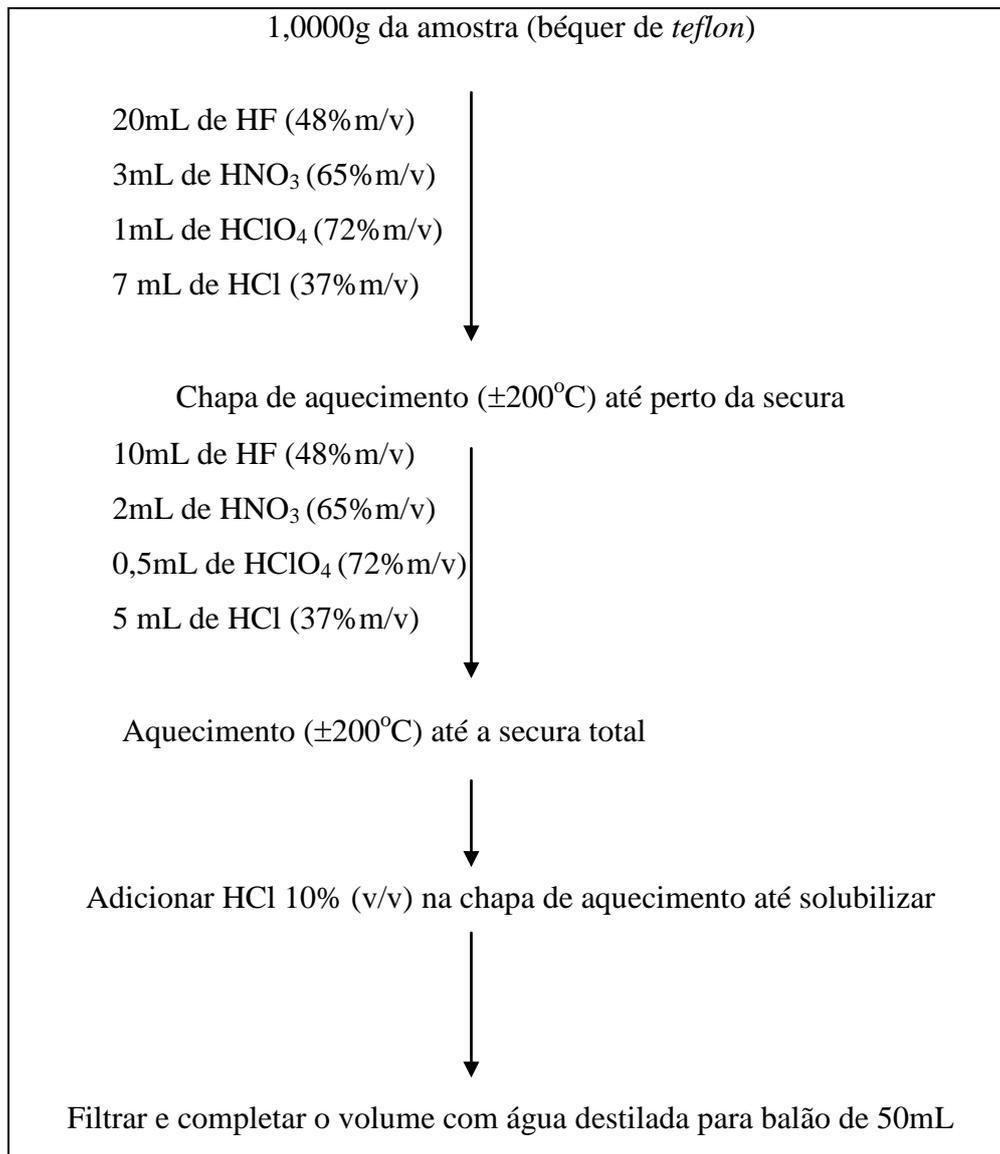


Fig.16: Procedimento para abertura ácida das amostras de sedimento

#### 5.4 Sólidos Voláteis

Os sólidos voláteis foram determinados por gravimetria. Alíquotas de 1g das amostras foram pesadas na balança Metler modelo AE 163 variando com um erro de 0,0001g. Após a pesagem, as amostras foram levadas ao forno mufla, inicialmente a



temperatura de 500 °C e depois elevada para 1000 °C e, ao atingir-se esta temperatura, foram aquecidas por 1 hora. Posteriormente foram retiradas e colocadas no dessecador para fazer a pesagem de perda, repetindo o processo até que a diferença dos dois últimos pesos fosse menor que 0,001g (APHA, 1998).

### **5.5 Controle Analítico dos Dados**

O controle analítico dos resultados foi validado por amostras com quantificação reconhecida. Para água, utilizou-se o padrão internacional ION-95 e MIRAMICHI-02 certificadas por 'NWRI' – National Water Research Institute (Canadá), com margem de erro de 6% dos elementos. Também foi usada como parâmetro a água destilada e os dados obtidos da água da torneira, cujo acompanhamento é feito pelo Laboratório de Geoquímica da Universidade de Brasília desde 2008.

Para análise de sedimentos, foi usado o padrão estabelecido por 'NIST'2706 – National Institute for Standards and Technology (EUA)- *San Joaquin Soil*. Os resultados obtidos para os elementos maiores foram considerados com erro de 5%, baseando-se nas amostras de referência.

### **5.6 Análise Mineralógica**

A análise mineralógica foi determinada pela técnica de difração de raios-X. A difração de raios-X é descrita pela lei de Bragg, que estabelece uma relação entre o ângulo de difração e a distância entre os picos característicos para cada fase cristalina (SUGUIO, 1980). A distância interplanar característica para cada grupo mineral é representada através de diagrama, o difratograma, que apresenta duas escalas: a escala horizontal (ângulo de difração) de um padrão de difração de raios X típico, que fornece o espaçamento do arranjo cristalino, e a escala vertical (altura do pico), que fornece a intensidade do raio difratado (SUGUIO, 1980; PESSOA *et al.*, 2010).



Quando um mineral cristalino é exposto a raios X de um comprimento de onda específico, as camadas de átomos difratam os raios e produzem um padrão de picos que é característico do mineral. Se as amostras contiverem mais do que um mineral, a intensidade de picos características dos minerais individuais é proporcional às suas quantidades (MEHTA & MONTEIRO, 1994 *apud* PESSOA *et al.*, 2010).

As amostras foram pulverizadas na fração 0,063mm, a mesma utilizada para os metais, e enviadas ao Laboratório de Raios-X da UnB para identificação da mineralogia. As análises foram realizadas em difratômetro RIGAKU- D/MAX – 2/C, operando com tubo de cobre com 35 kV e 15mA, com velocidade de varredura 2°/minuto, intervalo de medida de 0.05 ° e intervalo de varredura de 2 a 35 °. A interpretação dos difratogramas e identificação dos minerais foi realizada com auxílio do software JADE 3.0, da *Materials Datas, Inc. - MDI* com pesquisa de possíveis minerais no banco de dados mineralógicos do ‘*Internacional Centre for Diffraction Data*’ (ICCD).

## **5.7 Tratamento de Dados**

### **5.7.1 Análise de componentes principais**

A análise fatorial interpreta a estrutura de um conjunto de dados multivariados, expressa a partir da respectiva matriz de variâncias-covariâncias ou de correlações, com a obtenção de autovalores e autovetores (LANDIM, 2000; DAVIS, 2002).

Análise de Componentes Principais é o mais antigo método de ordenação, o mais conhecido e com mais exemplos de aplicação em Geologia. É uma técnica da estatística multivariada que consiste em transformar um conjunto de variáveis originais através das combinações lineares, em outro conjunto de variáveis de mesma dimensão, as componentes principais (LANDIM, 2000; FERNANDES *et al.*, 2006). Tem por finalidade básica a redução de dados multivariados com o propósito de reter, o máximo de informação, possibilitando classificar os pontos e ou de detectar relações entre eles.



Os autovetores correspondem às componentes principais e é resultado do carregamento das variáveis originais em cada um deles. A contribuição de cada variável do conjunto de dados para a definição de cada componente principal é chamada de peso e os respectivos sinais (positivos ou negativos) indicam relações diretamente ou inversamente proporcionais (LANDIM, 2000).

A importância de um componente principal é avaliada por meio de sua contribuição, isto é, pela proporção de variância total explicada pelo componente. Assim, a variância associada a primeira componente será maior que aquela associada à segunda, e assim progressivamente. Geralmente, a primeira componente é mais importante do que os demais. O valor das componentes principais é expresso pelos escores, que demonstram a influência da componente sobre a amostra de cada ponto (VARELLA, 2008). Valores positivos indicam áreas intensamente influenciadas pela componente, enquanto que valores negativos demonstram contribuição negativa, pontos que não são afetados pela componente em questão (JAYAKUMAR & SIRAZ, 1997)

Neste estudo, a ACP foi usada com objetivos reduzir a extensão do conjunto dos dados geoquímicos e identificar os parâmetros mais significativos (variáveis com características semelhantes, o peso associado a cada uma delas) sem que as informações relevantes dos dados originais fossem perdidas. Foi utilizada a rotação varimax para calcular os coeficientes de correlação que resulta na maximização da variância dos pesos (KAISER, 1958), e adotadas as componentes que apresentaram os autovalores (*eigenvalues*) maiores que 1 por serem mais significativas (CHEN *et al.*, 2007; FERNANDES *et al.*, 2006).

### **5.7.2 Correlação**

O grau de relacionamento entre duas variáveis é chamado de coeficiente de correlação. A correlação mensura a direção e o grau da relação linear entre duas variáveis quantitativas (MOORE, 2007). Também é conhecida como medida de interdependência, de intercorrelação ou de relação entre as variáveis.

Variáveis positivamente correlacionadas apresentam o coeficiente de correlação igual a 1. Quando as variáveis estão negativamente correlacionadas, o coeficiente de correlação igual a -1. Em ambos os casos a correlação é considerada como “perfeita”.



Se as variáveis não estão correlacionadas, isto é, em caso de "absoluta independência" o coeficiente de correlação será igual a 0.

O coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) é uma medida de associação linear entre variáveis. Sua fórmula é a seguinte:

$$R_{jk} = \text{COV}_{jk} / (S_j \times S_k)$$

na qual  $\text{COV}_{jk}$  = é a covariância amostral entre as variáveis  $j$  e  $k$ , e  $S$  é desvio padrão das variáveis  $j$  e  $k$ .

### 5.7.3 Índice de Geoacumulação

O índice de geoacumulação ( $I_{geo}$ ) possibilita determinar os níveis de poluição nos sedimentos, utilizando-se valores de *background* e um valor referencial equivalente à media mundial para metais associados a argilas (MALM, 1986), além de classificar os níveis de enriquecimento dos metais em sete classes distintas, que variam de 0 a 6 (Tabela 05). As classes estão relacionadas com o grau de contaminação. O  $I_{geo}$  é calculado utilizando-se a fórmula (Muller, 1979 *apud* NTEKIN *et al.*, 1993):

$$I_{geo} = \log_2 (C_N / 1,5C_B)$$

na qual:

$C_N$  = concentração do elemento a ser classificado;

$C_B$  = concentração média de "*background*" (folhelho médio padrão);

1,5 = fator de correção para possíveis variações do "*background*" causadas por diferenças litológicas.



Tabela 05 – Classificação do Igeo

<b>Classificação</b>	<b>Acumulação no sedimento</b>	<b>Classe do Igeo</b>
Extremamente poluído	>5	6
Fortemente poluído a muito fortemente poluído	>4-5	5
Fortemente poluído	>3-4	4
Moderadamente poluído a fortemente poluído	>2-3	3
Moderadamente poluído	>1-2	2
Não poluído a moderadamente poluído	>0-1	1
Praticamente não poluído	<0	0

Fonte: Müller (1979 *apud* NTEKIN *et al.*, 1993)

Os valores de background para o cálculo do Igeo foram estabelecidos a partir da média somados 2 vezes desvio padrão ( $X + 2\delta$ ) de três amostras de solos em área de floresta preservada (Figura 8) (Anexo 01), dado que as amostras de sedimento foram coletadas em áreas sob influência antrópica, dificultando o estabelecimento de uma área controle.

## **6. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **6.1 Água**

Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos da água para o período chuvoso e seco estão descritos nas Tabelas 06 e 07, respectivamente.

O pH da água do rio das Pacas variou de 5,6 a 5,0 entre os dois períodos analisados. Em geral, são águas ácidas, o que pode ser explicado pela elevada precipitação pluviométrica que, ao atingir o solo, leva por meio da drenagem os ácidos húmicos e fúlvicos gerados a partir decomposição de vegetais. Esses ácidos influenciam na coloração e possuem em sua estrutura molecular os grupos carboxílicos (-COOH) e



hidroxílicos (-OH) que, ao se dissociarem, liberam na água os íons  $H^+$ , havendo uma redução do pH (STARLLARD & EDMOND, 1983; SIOLI, 1983; BAIRD, 2002; NEVES *et al.*, 2008; QUEIROZ *et al.*, 2009). Esta coloração diferenciada é notada no rio das Pacas, apresentando águas pretas em alguns pontos, principalmente após este drenar extensa área de floresta. De um modo geral, a coloração das águas é clara e reflete as características do substrato rochoso, cujos solos ácidos altamente intemperizados e com baixos valores de CTC, contribuem para as águas ácidas. A fixação de substâncias húmicas por minerais de argila, como a caulinita, abundante na região, também influem no pH.

Estudo realizado em diferentes locais do rio Xingu mostram pH com média em torno de 6, sendo que os valores abaixo da média são oriundos de trechos dos pequenos rios, os igarapés, que são ambientes de baixa energia (CASTILHO *et al.*, 2010). Enquanto os grandes rios são integradores das condições de suas enormes bacias, os igarapés experimentam as condições regionais e locais de suas nascentes, pequenas, restritas e possivelmente homogêneas (SIOLI, 1983; HORBE *et al.*, 2005; QUEIROZ *et al.*, 2009 ).

No período chuvoso, foram observadas concentrações baixas para o cloreto e em dois pontos de coleta (09 e 10) estas não foram detectadas. Esta estação apresentou as maiores temperaturas, principalmente nos pontos de coleta que possuíam faixa estreita ou ausência de mata ciliar.



Tabela 06 – Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos da água na estação chuvosa

Amostra	Cl <sup>-</sup>	Cor	Turb.	CO <sub>2</sub>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	C.E.	TDS	pH	°C
PT 01	0,2	17	6	6,3	2,4	3,3	1,0	5,4	27,3
PT 02	0,1	4	5	6,3	2,2	3,1	1,0	5,6	34,3
PT 03	0,2	19	5	10,6	2,7	3,7	1,2	5,2	29,8
PT 04	0,1	19	7	8,1	3,3	3,0	0,9	5,3	28,8
PT 05	0,1	13	6	10,2	1,8	3,1	1,0	5,1	30,3
PT 06	0,2	4	4	8,1	2,0	2,6	0,7	5,2	30,3
PT 07	0,2	31	11	9,0	1,1	4,2	1,5	5,0	25,3
PT 08	0,2	14	6	9,2	0,8	4,0	1,4	5,1	28,8
PT 09	-	16	5	10,4	1,1	4,0	1,4	5,1	29,8
PT 10	-	17	7	10,2	1,3	4,4	1,6	5,2	36,2
Média	0,2	16,5	6,0	9,1	1,9	3,5	1,1	5,2	29,8
Des. Padrão	0,0	7,8	1,9	1,6	0,8	0,6	0,3	0,2	3,2
Máximo	0,2	31,0	11,0	10,6	3,3	4,4	1,6	5,6	36,2
Mínimo	0,1	4,0	4,0	6,3	0,8	2,6	0,7	5,0	25,3

Unidades: Cor real (mg/L PtCo), turbidez (FTU), condutividade elétrica- C.E. (µS/cm), temperatura (°C); os demais parâmetros estão em mg/L.

Tabela 07 – Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos da água na estação seca

Amostra	Cl <sup>-</sup>	Cor	Turb.	CO <sub>2</sub>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	C.E.	TDS	pH	T <sup>0</sup> C
PT 01	-	10	6	6,2	3,9	3,6	1,2	5,5	24,8
PT 02	-	8	9	6,0	3,9	6,5	2,7	5,6	29,3
PT 03	-	6	2	12,0	3,5	4,4	1,6	5,5	27,7
PT 04	0,1	8	3	7,6	4,4	4	1,4	5,5	24,8
PT 05	-	8	2	9,5	4,4	4,6	1,7	5,3	25,5
PT 06	-	1	1	9,9	3,7	3,4	1,1	5,1	26,7
PT 07	0,2	17	5	11,6	3,1	4,4	1,6	5,0	24,2
PT 08	-	5	2	9,5	4,3	4	1,4	5,4	25,1
PT 09	-	5	2	8,8	4,5	3,9	1,4	5,3	24,8
PT 10	-	6	2	10,4	0,3	3,3	1,1	5,4	26,6
Média	0,2	7,0	2,0	9,5	3,9	4,0	1,4	5,4	25,3
Des. Padrão	0,1	4,2	2,5	2,1	1,3	0,9	0,5	0,2	1,6
Máximo	0,2	17,0	9,0	12,0	4,5	6,5	2,7	5,6	29,3
Mínimo	0,1	1,0	1,0	6,0	0,3	3,3	1,1	5,0	24,2

Unidades: Cor real (mg/L PtCo), turbidez (FTU), condutividade elétrica-C.E. (µS/cm), temperatura (°C); os demais parâmetros estão em mg/L.



A turbidez mostrou pouca variação para os dois períodos analisados. Apenas em um dos pontos de coleta (07) observou-se um valor maior em relação aos demais, possivelmente devido ao uso do rio para algumas atividades domésticas por funcionários da fazenda local (Figura 17). Estudo anterior no rio das Pacas mostra que a turbidez em áreas protegidas (TI Wawi) é menor quando comparadas as áreas sob ação antrópica (Figura 18).

Em ambos os períodos não foi detectada a presença de  $\text{PO}_4^{-2}$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  e  $\text{NO}_3^-$ , exceto para o ponto 03, que apresentou uma pequena concentração de 0,12mg/L de  $\text{SO}_4^{-2}$  na estação chuvosa e 0,11mg/L de  $\text{NO}_3^-$  na estação seca.

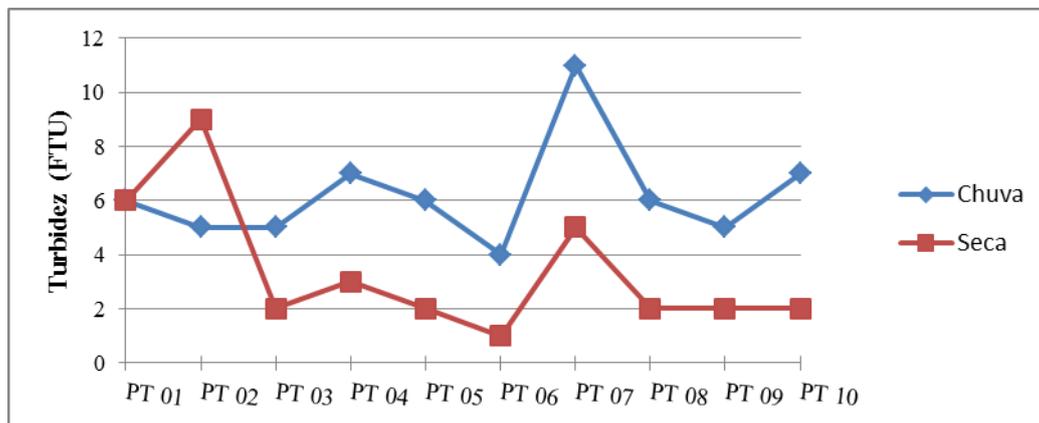


Fig. 17: Sazonalidade da turbidez na área de estudo

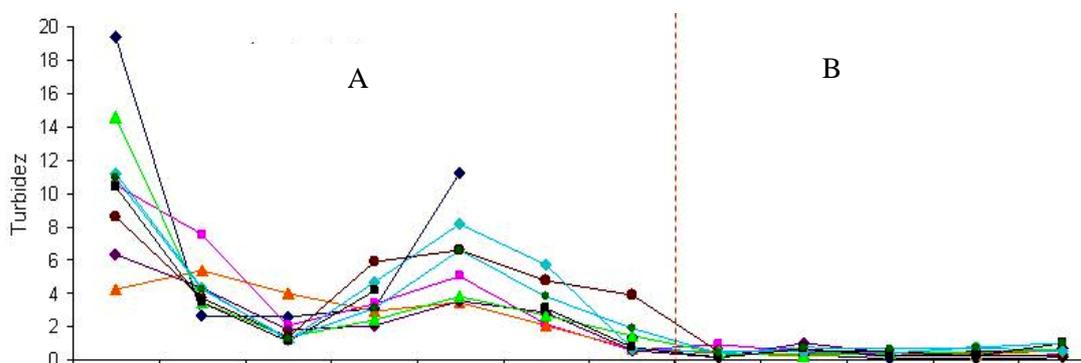


Fig. 18: Características da turbidez em áreas com interferência antrópica (A) e na TI Wawi (B). (Fonte: Adaptado de NEU, 2006).



De um modo geral, as características físico-químicas da água mostram baixa turbidez, condutividade elétrica, alcalinidade e pouco material em suspensão para ambas as estações, não havendo uma variação significativa dos parâmetros para períodos sazonais distintos. Os resultados referentes aos metais estão apresentados na Tabela 08. Os elementos químicos Fe, Sr, La, Cd, Ti, V, Zr, Cu, Cr, Mn, Ba, Co, Be e Mo estavam abaixo do limite de quantificação. Teores de zinco e níquel foram encontrados apenas na estação seca e o Si apresentou a maior concentração para o período das duas amostragens.

O Al apresentou maior teor no período seco (1,84 ppm), e foi um pouco superior aos valores encontrados no rio Xingu (1,7 ppm) por Castilhos *et al.* (2010), enquanto que as concentrações de Ca e Mg neste estudo apresentaram teores mais baixos. Para ambos os estudos, os elementos Co, Ni, Ba e Mn, em algumas amostras, não foram detectados ou então apresentaram baixas concentrações (Anexo 02).

Tabela 08 – Metais presentes na água no período chuvoso e seco (ppm)

	Ca	Mg	Si	Al	Na	K	Ni	Zn
<b>Chuva</b>								
PT01	<LQ	<LQ	2,18	<LQ	0,24	<LQ	<LQ	<LQ
PT02	<LQ	<LQ	2,50	<LQ	0,23	<LQ	<LQ	<LQ
PT03	0,2	<LQ	3,10	<LQ	0,23	<LQ	<LQ	<LQ
PT04	<LQ	<LQ	3,35	0,27	0,24	<LQ	<LQ	<LQ
PT05	<LQ	<LQ	3,00	0,32	0,41	0,3	<LQ	<LQ
PT06	<LQ	<LQ	3,26	0,26	0,29	<LQ	<LQ	<LQ
PT07	<LQ	<LQ	3,61	0,63	0,25	<LQ	<LQ	<LQ
PT08	<LQ	<LQ	3,75	<LQ	0,20	<LQ	<LQ	<LQ
PT09	<LQ	<LQ	3,37	0,33	0,21	0,2	<LQ	<LQ
PT10	0,2	0,2	2,95	0,32	0,20	<LQ	<LQ	<LQ
<b>Seca</b>								
PT01	0,3	0,2	4,1	0,43	0,20	0,2	<LQ	<LQ
PT02	<LQ	0,2	4,0	0,74	0,24	<LQ	<LQ	<LQ
PT03	0,4	0,5	5,6	1,10	0,25	<LQ	<LQ	<LQ
PT04	0,5	0,5	5,9	1,21	0,18	<LQ	<LQ	<LQ
PT05	0,4	0,6	5,2	1,29	0,18	<LQ	<LQ	<LQ
PT06	0,3	0,4	5,9	1,23	0,15	<LQ	<LQ	<LQ
PT07	0,3	0,6	7,0	1,84	<LQ	<LQ	0,3	0,2
PT08	0,4	0,6	7,1	1,50	0,26	<LQ	0,4	0,2
PT09	0,4	0,6	6,8	1,47	0,27	<LQ	<LQ	0,2
PT10	0,5	0,8	8,0	1,84	0,26	<LQ	<LQ	0,3



Os metais em águas com pH ácido prevalecem sob a forma iônica (BROOKINS, 1988). O Mg, por exemplo, em determinadas condições de pressão e temperatura, é um metal que encontra-se sob a forma iônica até o pH 8,5. Acima desse valor, une-se à hidroxila formando  $Mg(OH)_2$ . A sua especiação química independe do ambiente oxidante ou redutor. Comportamento semelhante é do Al, embora as faixas de pH sejam diferentes. Em ambiente ácido, o Al é solúvel como  $Al^{3+}$ . Entre o pH 4 e 11,5 o Al está ligado a hidroxila  $Al(OH)_3$ , formando um mineral estável, a gibbsita (Figura 19).

A especiação dos metais é importante para compreender o seu comportamento e mobilidade nos diferentes compartimentos do ambiente, sendo fatores determinantes sobre a sua biodisponibilidade e toxicidade. Compostos de metal sólido têm menor mobilidade se comparados aos compostos coloidais ou solúveis (SALOMONS, *et al.*, 1995).

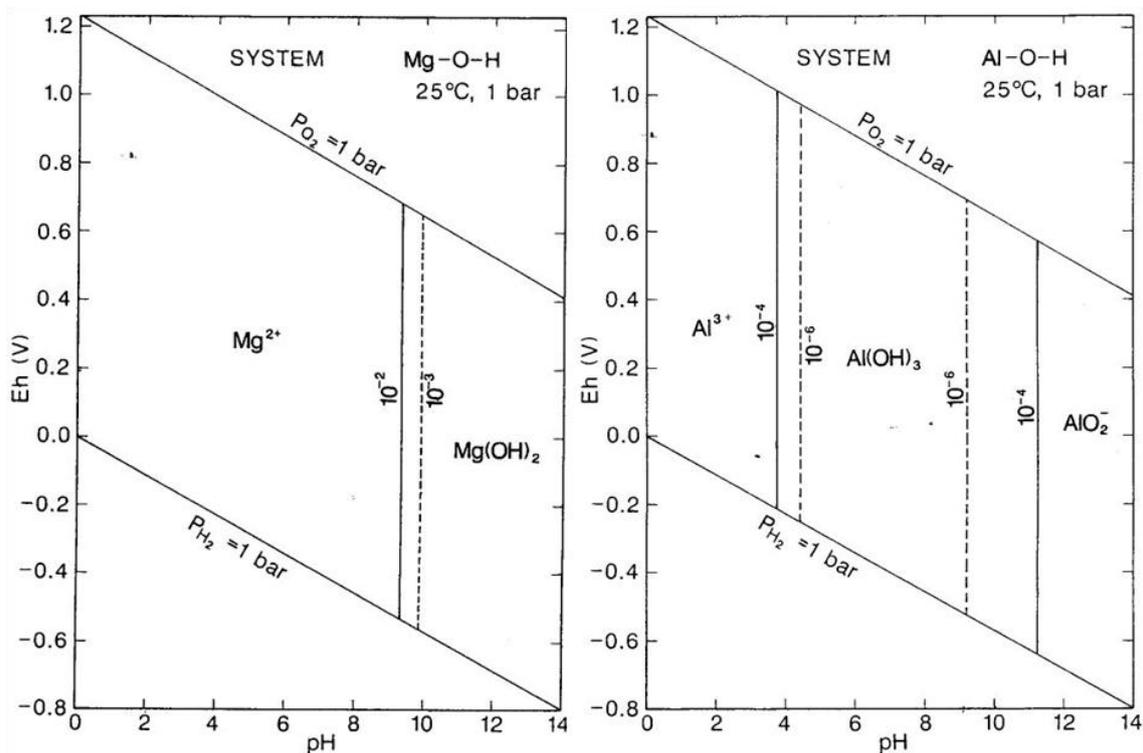


Fig. 19: Diagramas de Eh x pH do Al e Mg sob pressão de 1 bar e 25<sup>0</sup> C nas concentrações de Al= 10<sup>-4</sup> e 10<sup>-6</sup> e Mg= 10<sup>-2</sup> e 10<sup>-3</sup>, respectivamente.



O Ca e Mg apresentaram concentrações baixas e relativamente constantes se comparadas aos demais elementos maiores. Esses elementos são disponibilizados no meio pelo intemperismo de alguns minerais primários, como, por exemplo, feldspatos. No entanto, no período seco, os teores possam ser atribuídos à calagem, procedimento agrícola que usa o calcário branco e calcário vermelho para reduzir a alta saturação do alumínio e corrigir o solo da região, utilizado principalmente durante a estação seca (CORRÊA, 2000). Nesta estação, o revolvimento do solo favorece ao transporte de material particulado até o rio.

A geologia da região apresenta perfis de material sem estrutura sedimentar, composta basicamente de quartzo, caulinita, gibbsita, óxidos-hidróxidos de ferro e alumínio. Esta geologia é típica de rios que drenam terrenos mais intensamente intemperizados com pouca diversidade mineral (SIOLI, 1983; ALVES, 1998), o que ajuda a explicar também a ausência de outros metais na água, contribuindo para uma assinatura geoquímica pobre. Tais aspectos, associados ao relevo regular, também influem nos parâmetros físico-químicos da água, resultando em águas cristalinas.

## **6.2 Sedimento**

Os resultados das análises de sedimentos estão apresentados no Anexo 03 e 04. A Figura 20 e 21 apresenta a concentração dos elementos traço em cada ponto de coleta. Os dados geoquímicos foram submetidos à ACP para avaliar a correlação conjunta das variáveis, a fim de organizar os dados e facilitar a identificação das origens e distribuição dos metais. Os resultados obtidos foram analisados e comparados com a mineralogia, buscando entender-se a dinâmica dos minerais na interface solo-água-sedimento, bem com a sua influência sobre a composição dos sedimentos.

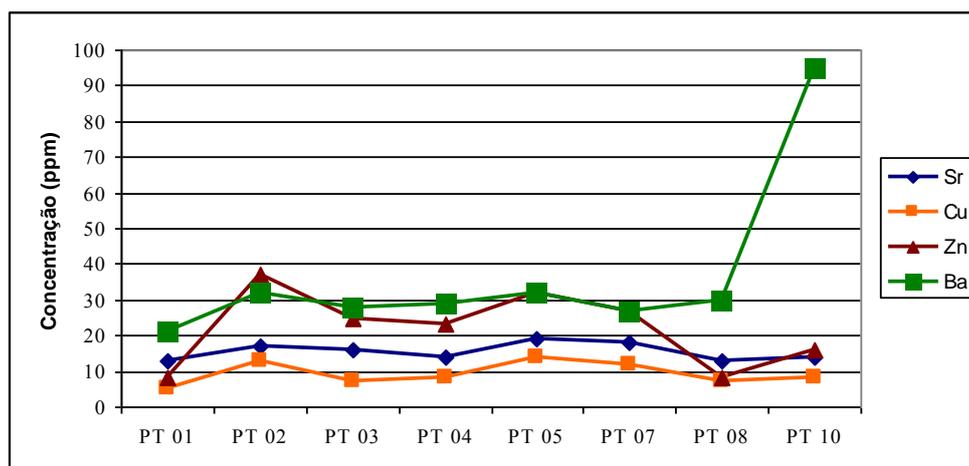


Fig. 20: Dispersão dos elementos traço Sr, Cu, Zn e Ba nos pontos de coleta.

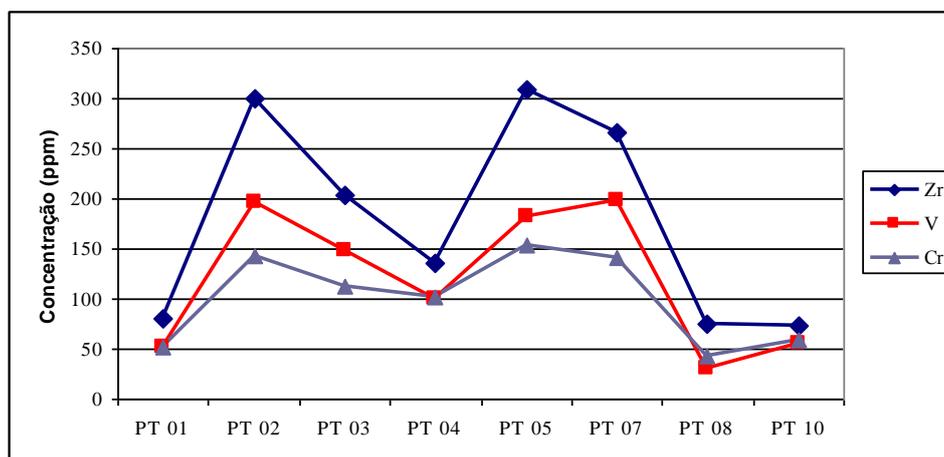


Fig. 21: Dispersão dos elementos traço Zr, V e Cr nos pontos de coleta

Os parâmetros analisados, de acordo com o critério maior que 1 (um), foram resumidos em duas componentes principais, que explicam 85,1% da variância total dos dados. As variáveis que contribuem significativamente para a variação dos dados são aquelas que possuem pesos altos ( $> \pm 0,7$ ) (Tabela 09) (HAIR, 1998).

Para o tratamento da ACP, foram utilizados os dados geoquímicos do período chuvoso por apresentarem as maiores concentrações. Os elementos Mg e K apresentaram valores abaixo do LQ, e, para evitar a interpretação errônea dos dados, foram retirados da análise estatística.



Tabela 09 – Pesos das 15 variáveis nas 2 principais componentes dos 8 pontos amostrais no período chuvoso

	<b>PC1</b>	<b>PC2</b>
<b>Si</b>	<b>-0,93</b>	-0,25
<b>Al</b>	<b>0,98</b>	0,09
<b>Fe</b>	<b>0,79</b>	-0,14
<b>Ca</b>	<b>-0,72</b>	0,10
<b>Ti</b>	<b>0,84</b>	-0,09
<b>Na</b>	0,29	<b>0,83</b>
<b>Sr</b>	<b>0,96</b>	0,14
<b>Cu</b>	<b>0,91</b>	0,25
<b>Zn</b>	<b>0,95</b>	0,07
<b>Zr</b>	<b>0,99</b>	-0,05
<b>Co</b>	<b>0,90</b>	0,08
<b>Ba</b>	-0,28	<b>0,85</b>
<b>V</b>	<b>0,98</b>	-0,09
<b>Ni</b>	<b>0,95</b>	-0,04
<b>Cr</b>	<b>0,99</b>	-0,02
<b>Autovalores</b>	11,15	1,61
<b>Variância %</b>	74,4	10,7

A primeira componente principal (PC1) explicou 74,4% da variância, representada por Si, Al, Fe, Ca, Ti, Sr, Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni e Cr. Já a segunda componente principal (PC2), que explica 10,7% da variância, foi influenciada apenas por Na e Ba (Figura 22).

Na PC1, nota-se uma associação dos elementos maiores com elementos-traço. Entre os elementos maiores, verifica-se que nos pontos onde há maior concentração do Si são menores os teores de Al, Fe, Ti e dos elementos-traço Cu, Zn, Co, V e Cr (PT 01, 08, 10) para ambas as estações coletadas (Figura 23). Essa tendência também é percebida ao se analisar os difratogramas, dado que o quartzo é menos abundante ou ausente na presença dos minerais de Al, Fe e Ti, mais suscetíveis ao intemperismo como caulinita, goethita e anatásio.

A relação inversa entre as concentrações de Si e os elementos Al, Fe, Ti, Cu, Zn, Co, Cu, V e Cr é atribuída à natureza química dos minerais. O quartzo possui menor retenção nos sítios de troca dos colóides, enquanto que os óxidos de Fe e Al,



geralmente, têm superfície específica alta, capaz de adsorver ânions e cátions, variando em função do pH. Devido a essas propriedades, os óxidos podem conter estruturalmente elementos com Cu, Zn, V, Cr, Co, Ni, explicando porque estes elementos também têm altas concentrações na presença de óxidos de Fe e Al (MUGGLER *et al.*, 2005) (Figura 24), cuja origem está relacionada à geologia. Além disso, a ligação dos elementos-traço com óxidos e hidróxidos nos sedimentos é indicador de áreas com interferência antrópica, dado que em ambientes naturais estes elementos estão ligados principalmente aos silicatos e aos minerais primários, resultando em um baixo grau de mobilidade (PEREIRA, 2007).

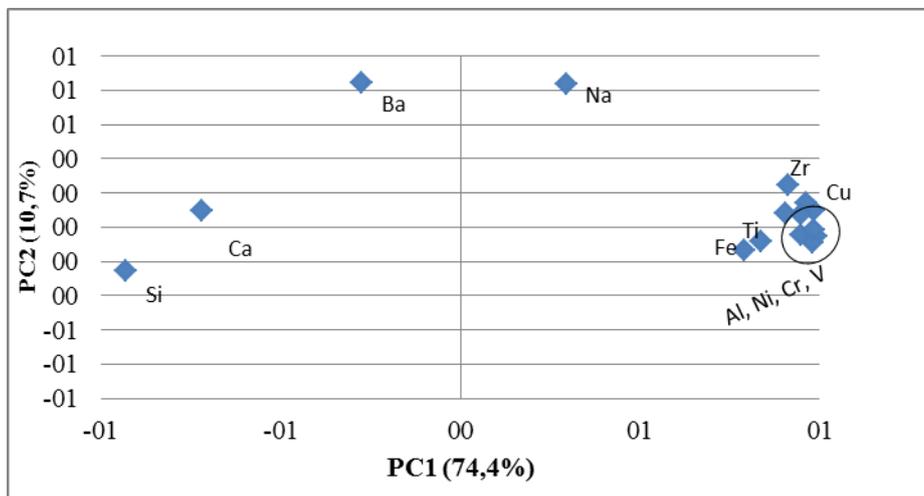


Fig.22: Agrupamento dos parâmetros de acordo com os pesos obtidos na ACP

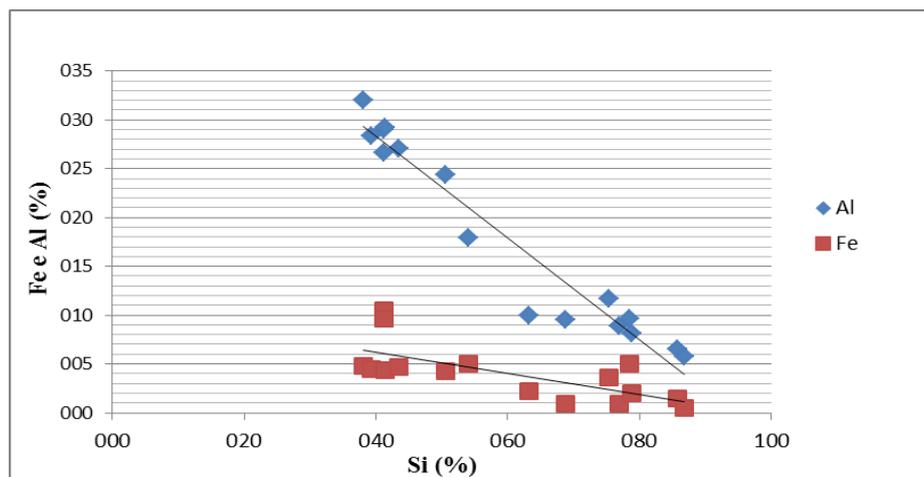


Fig. 23: Comparação entre as concentrações de Fe e Al x Si para as 16 amostras coletadas

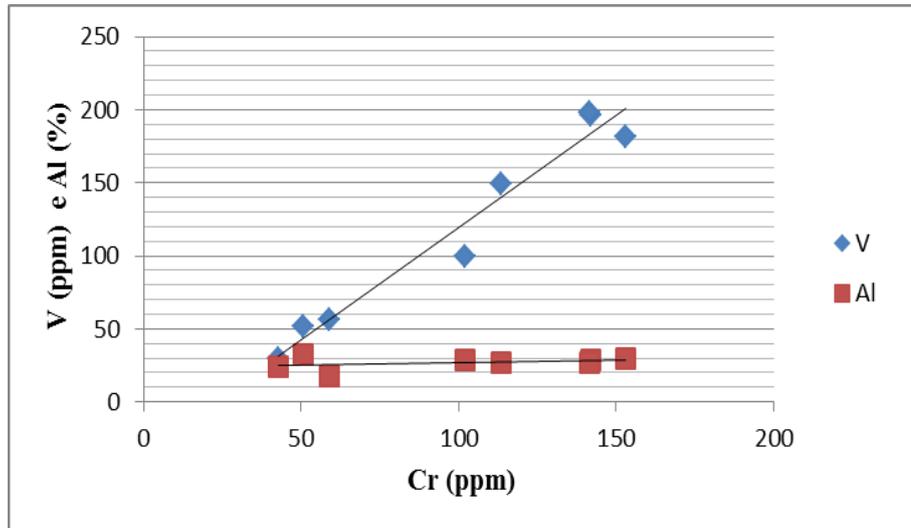


Fig. 24: Comparação entre as concentrações de Cr x V x Al para as 8 amostras coletadas no período chuvoso.

As características da PC1 são representadas pelos pontos amostrais 02, 05 e 07 (Figura 25). São locais onde há áreas agrícolas contínuas, sem a presença de mata ciliar, e, segundo informações obtidas em campo, onde ocorre a aplicação de agroquímicos por via aérea. Os extensos campos agrícolas deixam os solos mais suscetíveis a uma maior ação das chuvas, que provocam a desagregação do mesmo e facilitam a ação dos processos erosivos e intemperismo. Como consequência, há maior taxa de escoamento e a redução da infiltração devido à obstrução de poros da superfície do solo, facilitando o transporte de metais para os sedimentos. Estes pontos coincidem com aqueles de maiores teores de Cu, Zn, V e Cr que, embora estejam associados, à fonte geológica, também mostram indícios de uma possível influência das atividades agrícolas, uma vez que estes elementos já foram relacionados com a agricultura em outros estudos (ALLOWAY & AYRES, 1997; BAGGIO & HORN, 2010; CORBI *et al.*, 2006).

A PC2 é explicada pela relação de Na e Ba (Figura 22). A presença de Ba está associado a impurezas dos insumos agrícolas. Os fertilizantes fosfatados são fontes de Ba contribuindo em média com 200 mg/kg. O calcário aplicado para correção da acidez do solo também contém Ba, cuja concentração é de 120-250 mg/kg (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001). Informações obtidas em campo indicam que são aplicadas em média de 4 a 5 toneladas de calcário para cada hectare. Nos solos, o Ba é



um cátion com baixa solubilidade como sulfato ou carbonato e pode ser fixado por sítios de argila, apresentando pouca mobilidade (HAYES & TRAINA, 1998).

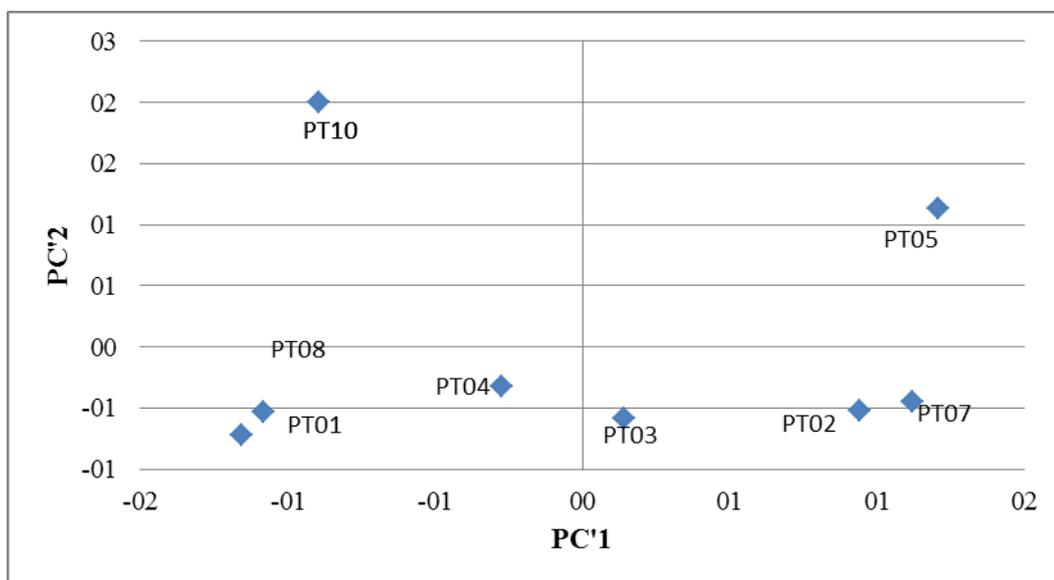


Fig. 25: Dispersão dos pontos amostrais em função dos escores das componentes principais.

O Ba não apresenta correlação com outros elementos associados à agricultura (Cu, Zn, Cr e V), reforçando a origem antrópica deste elemento e a presença dos metais relacionada à litogeoquímica.

O Na apresentou baixas concentrações, bastante inferiores se comparadas à média mundial (3% - WEDEPOHL, 1995). É resultado da liberação dos minerais primários a partir do intemperismo químico, dado que a sua presença nos sedimentos está bem correlacionada com elementos de origem geológica, como Sr ( $r = 0,71$ ) e Zr ( $r = 0,73$ ). Os baixos teores não refletem o impacto potencial desse elemento, entretanto, a possível explicação para associação com o bário pode estar relacionada aos sais que são usados em agroquímicos.



### 6.3 Mineralogia e Sólidos Voláteis

A mineralogia evidenciou a presença de quartzo, caulinita, gibbsita, goethita, e anatásio. Um difratograma característico da área em estudo está representado na Figura 26.

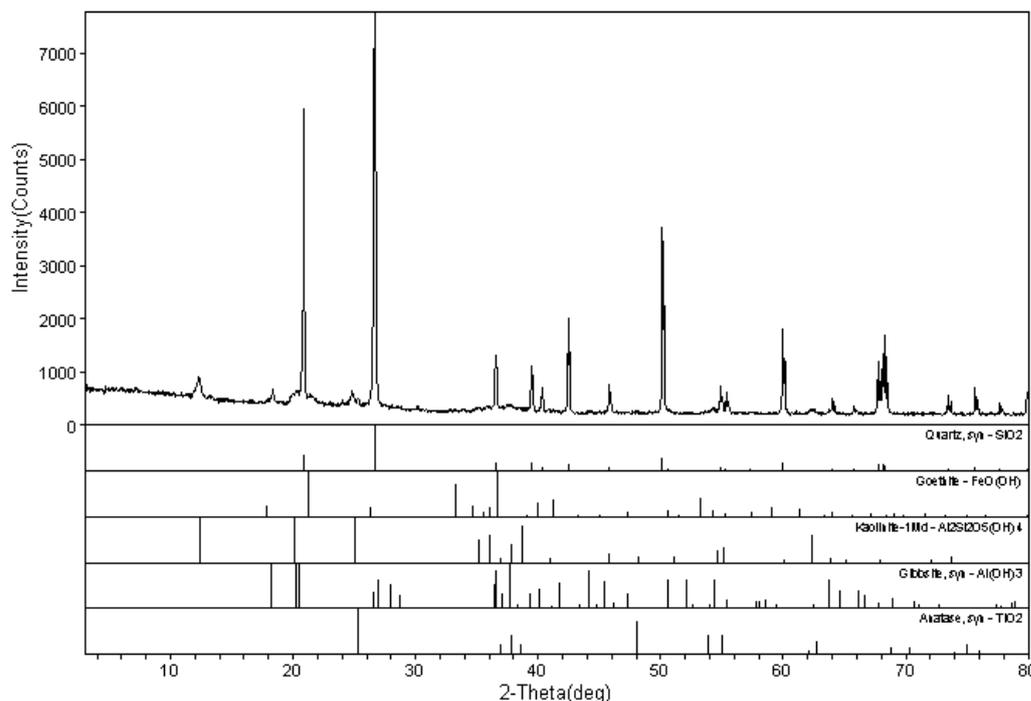


Fig. 26: Difratograma dos minerais mais comuns na área de estudo (PT 04)

Em geral, as amostras apresentaram uma mineralogia simples típica de ambientes de elevado intemperismo. O quartzo é um mineral residual muito resistente ao intemperismo e apresenta os maiores picos nos difratogramas. A caulinita é uma argilomineral simples, resultante de minerais primários como feldspatos que também representa estágio avançado do intemperismo, com baixo teor de elementos maiores e traço. Possui baixa capacidade de troca catiônica e o enriquecimento dos solos e sedimentos limita-se por elementos incorporados aos minerais refratários como anatásio e zircão (SIOLI, 1983; KONHAUSER *et al.*, 1994). A caulinita é o principal contribuinte de Al para os sedimentos (LIMA, 2003) e também é responsável por fixar em suas partículas de argilas substâncias húmicas (SIOLI, 1983) que favorecem a um solo coeso, mais estruturado e estável. Os óxidos de alumínio, como a gibbsita, estão



entre os últimos minerais na escala do intemperismo e ocorrem em solos muito antigos, que já perderam quase todos os seus constituintes por lixiviação (MUGGLER *et al.*, 2005).

Os argilominerais, óxidos de Fe e a matéria orgânica são ótimos complexadores de metais. No caso dos argilominerais, o mecanismo regulador dessa troca de cátions é baseado nas propriedades de sorção dessas partículas, que estão ligadas a cargas negativas representadas por SiOH e AlOH, que capturam cargas positivas para encontrarem o equilíbrio, aprisionando ou liberando metais no ambiente (FÖRSTNER & WITTMANN, 1983), cuja troca catiônica vai aumentar ou diminuir a depender do pH. A presença de mata ciliar, fonte de matéria orgânica, nos pontos amostrais 01 e 08, pode contribuir para a complexação de alguns metais, explicando os menores teores de metais neste local.

Na estação chuvosa, há uma predominância do quartzo, goethita e caulinita em cinco pontos amostrais (PT 02, 03, 04, 05 e 07), que corresponde às maiores concentrações de Al, Fe e Ti no sedimento. Embora o quartzo esteja presente nestas amostras, há maior abundância de Si onde Fe e Al são menores como ocorre nos pontos 01 e 08.

No período seco, a mineralogia não se altera muito, havendo a presença o quartzo, caulinita, porém há maior predominância da gibbsita do que a goethita (Tabela 10). As concentrações de Fe, Al e Si foram semelhantes ao período chuvoso.

Para as amostras coletadas no período seco, verificou-se a presença de vermiculita em apenas 2 pontos amostrais (PT 02 e 10). Este mineral,  $(\text{Mg}, \text{Fe})_3 [(\text{Si}, \text{Al})_4 \text{O}_{10}] [\text{OH}]_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , é um silicato hidratado de magnésio, alumínio e ferro com uma estrutura micáceo-lamelar. É um ótimo condicionador de solos ácidos, pois ajuda na correção do pH, tornando-os mais soltos, porosos e arejados, de forma a proporcionar um melhor desenvolvimento nas raízes das plantas, além da sua capacidade de trocas catiônicas disponibilizar amônia, potássio, cálcio para as plantas, sendo aplicados principalmente no período de estiagem. Também é utilizada para absorção de óleos, pesticidas e metais. (UGARTE *et al.*, 2005).

A vermiculita, quando possui origem geológica, provém da biotita, flogopita, diopsídio, hornblenda e serpentina. Entretanto, a presença deste mineral ocorre em áreas adjacentes a atividades agrícolas e a sua transferência para os sedimentos atribuí-se ao transporte de partículas do solo, desnudos no período seco.



Tabela 10 - Comparação entre os minerais presentes ente a estação chuvosa e seca.

	Quartzo		Caulinita		Gibbsita		Goethita		Anatásio		Vermiculita	
	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca
PT01	+++	+++	++	++	+	-	-	-	-	-	-	-
PT02	++	++	+++	+++	+	+	+	-	+	+	-	+
PT03	++	++	+++	++	+	+	++	+	+	-	-	-
PT04	++	+++	+++	++	+	++	++	-	+	+	-	-
PT05	++	-	+++	+++	+	++	+	+	+	+	-	-
PT07	++	-	+++	+++	+	++	+	+	+	-	-	-
PT08	+++	+++	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-
PT10	++	++	+++	++	+	-	-	-	+	+	-	+

(+++) Muito abundante (++) Abundante (+) Pouco abundante (-) Ausente

Em relação aos sólidos voláteis, as amostras que apresentaram os maiores teores foram coletadas nos pontos 02, 03, 05, 07 e 10 para ambos os períodos analisados. Nos difratogramas é comum detectar-se a presença da caulinita, mineral hidratado, o que justificaria os altos teores, uma vez que são águas ácidas (pH 5), ou seja, livre de carbonatos e não há outra fonte de minério hidratado. Entretanto, o *background* dos difratogramas com caulinita para cada ponto é diferente, alguns deles mostram uma linha de *background* mais irregular sugerindo a presença de material amorfo, tal como a matéria orgânica (Figura 27). Considerando que determinar a matéria orgânica não foi objeto desse estudo, trata-se apenas de uma hipótese.

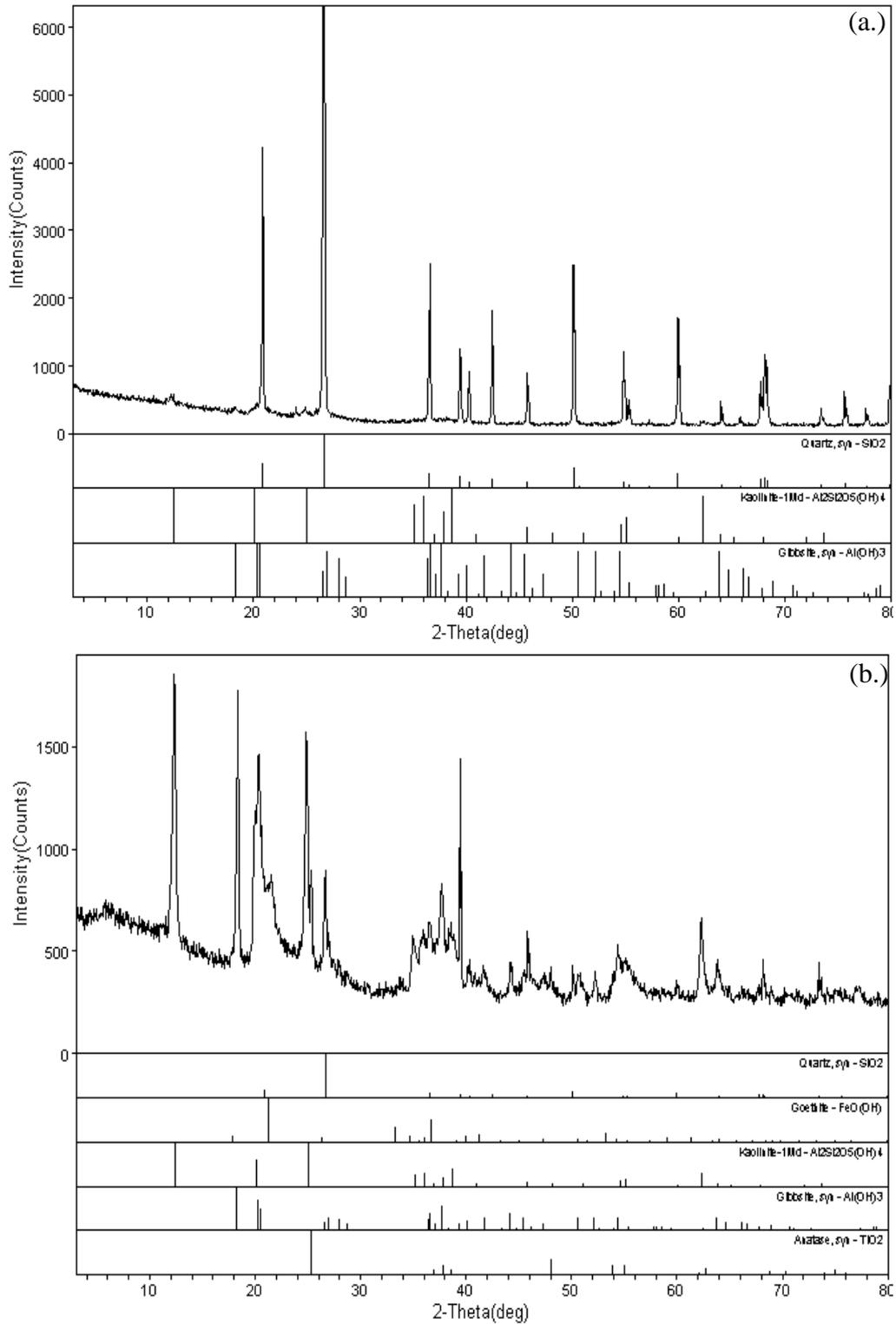


Fig. 27: Diferentes aspectos do *background* dos difratogramas, ambos com a presença da caulinita (a.) *background* com linha regular (b.) *background* mais irregular sugerindo a presença de material amorfo, tal como matéria orgânica.



#### 6.4 Valores de referência

Neste estudo, os valores de *background* foram comparados com valores determinados para a bacia do Lago Paranoá (DF) e com a média de mundial de folhelhos (rocha argilosa), conforme Tabela 11. Nota-se que as faixas de concentrações dos elementos Al, Fe, Ti e V foram maiores na área de estudo enquanto que Cu, Zn, Ba e Ni estão abaixo da média mundial e do Lago Paranoá.

Tabela 11 – Valores de *background* estabelecidos em diferentes estudos

	Média Mundial <sup>(1)</sup>	Lago Paranoá <sup>(2)</sup>	BG -BHP
<b>SiO<sub>2</sub>(%)</b>	69,1	-	66,63
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	13,5	-	55,85
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	5,9	-	7,86
<b>CaO</b>	2,6	0,2	1,07
<b>MgO</b>	2,3	-	0,44
<b>TiO<sub>2</sub></b>	0,72	1,2	2,73
<b>Na<sub>2</sub>O</b>	3	0,09	0,42
<b>Sr (ppm)</b>	201	19	57
<b>Cu</b>	24	40	18
<b>Zn</b>	76	49	25
<b>Zr</b>	306	-	286
<b>Co</b>	15	-	18
<b>Ba</b>	426	227	11
<b>V</b>	98	113	210
<b>Ni</b>	24	17	5
<b>Cr</b>	88	81	131

(1) WEDEPOHL (1995); (2) MOREIRA & BOAVENTURA (2003)  
BG BHP - valores de *background* para a bacia hidrográfica do rio das Pacas

Foram determinados valores de referência geoquímica para amostras de sedimento procedente da bacia do rio das Pacas (Tabela 12) a partir da formulação dos índices de geoacumulação e dos valores de *background* estabelecidos neste estudo. Considerando-se que parte desta bacia ainda está bem preservada, devido principalmente à existência das TI, os valores de referência definidos poderão ser aplicados para outros rios situados na região do Alto curso do rio Xingu, uma vez que estão inseridos no mesmo contexto geológico do rio das Pacas, a Formação Utiariti.



Tabela 12 – Referência geoquímica para as concentrações de sedimentos na BHP

		Classe Igeo							
		Média de background	0	1	2	3	4	5	6
ppm	Cr	131	<277	278-554	555-1108	1109-2216	2217-4432	4433-8865	8866-17730
	Ni	5	<10	11-21	22-43	44-87	88-174	175-348	349-697
	V	210	<444	445-889	890-1779	1780-3559	3560-7118	7119-14236	14237-28473
	Ba	11	<23	24-47	48-94	95-189	190-378	379-757	758-1515
	Co	18	<38	39-76	77-152	153-305	306-610	611-1221	1222-2443
	Zn	25	<53	54-106	107-213	214-426	427-852	853-1704	1705-3409
	Cu	18	<36	37-72	73-154	155-289	290-578	579-1157	1158-2314
	Sr	57	<120	121-241	242-482	483-965	966-1930	1931-3861	3862-7723
	Na <sub>2</sub> O	0,42	<0,8	0,9-1,7	1,8-3,5	3,6-7,1	7,2-14,2	14,3-28,5	28,6-57
	K <sub>2</sub> O	0,07	<0,14	0,15-0,29	0,30-0,59	0,60-1,1	1,2-2,3	2,4-4,7	4,8-9,5
(%)	MgO	0,44	<0,9	1-1,8	1,9-3,7	3,8-7,4	7,5-14,9	15-29,8	29,9-59,7
	CaO	1,07	<2,2	2,3-4,5	4,6-9	9,1-18,1	18,2-36,3	36,4-72,6	72,7-145,2
	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	55,85	<118	119-236	237-473	474-947	948-1895	1896-3791	3792-7582
	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	7,86	<16,6	16,7-33,3	33,4-66,6	66,7-133,3	133,4-266	267-533	534-1067
	TiO <sub>2</sub>	2,73	<5	6-11	6-23	24-46	47-92	93-185	186-370

Através dos valores de *background* estabelecidos (Tabela 11), foi calculado o Igeo para cada ponto amostral. O Igeo calculado a partir da média mundial apresentou classe 1 e 2 apenas para o elemento TiO<sub>2</sub>, entretanto, as concentrações de TiO<sub>2</sub> na área controle é superior devido à contribuição geológica do anatásio, conforme observado nos difratogramas (Anexo 05 e 06), não sendo portanto, proveniente de poluição. O Igeo do TiO<sub>2</sub> obtido com o *background* da amostra controle foi classificado como “praticamente não poluído”, evidenciando a fonte geológica.

Em relação ao valor de referência definido para este estudo, o Ba foi o único elemento que obteve Igeo com classificação indicando algum tipo de poluição para ambos os períodos sazonais. A maior classe *moderadamente a fortemente poluído* foi encontrada no ponto 10 na estação chuvosa. Os outros pontos estão na classe 1, exceto ponto 01 que não mostrou indícios de poluição. No período seco, os únicos pontos que não apresentaram poluição foram os pontos 01 e 02. Os demais enquadraram-se na classe 1. Os elementos químicos Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, Na, Sr, Cu, Zn, Zr, V, Cr foram classificados como não poluído, classe 0 (Tabela 13).



Tabela 13- Classificação das amostras de acordo com o Igeo para cada elemento no período chuvoso

Amostra	Índice de Geoacumulação						
	0	1	2	3	4	5	6
PT01	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, Na, Ba, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	-	-	-	-	-	-
PT02	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, , Na, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	Ba	-	-	-	-	-
PT03	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, , Na, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	Ba	-	-	-	-	-
PT04	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, , Na, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	Ba	-	-	-	-	-
PT05	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, , Na, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	Ba	-	-	-	-	-
PT07	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, , Na, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	Ba	-	-	-	-	-
PT08	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, , Na, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	Ba	-	-	-	-	-
PT10	Si, Al, Fe, Ca, Mg, Ti, , Na, Sr,Cu, Zn, Zr, Co, V, Ni, Cr	-	-	Ba	-	-	-

Os resultados obtidos com o Igeo complementaram aqueles indicados pela ACP, cujo ponto 10, mais influenciado pela PC2 (Figura 25), é onde o Ba apresenta Igeo classe 3. Além disso, ao comparar-se com dados da mineralogia, percebe-se também que neste ponto é encontrado a vermiculita mineral usado na agricultura.

## 7. CONCLUSÃO

A BHP possui águas ácidas com baixa condutividade elétrica, turbidez e pouco material em suspensão. As águas com maior turbidez foram encontradas nos pontos sem mata ciliar e próximos a áreas de intensa agricultura. O elemento químico mais abundante nas águas foi o silício, cuja presença está relacionada à geologia da região. A sazonalidade não influenciou na qualidade da água, havendo pouca variação entre os parâmetros analisados.

A Análise de Componentes Principais e a mineralogia permitiram identificar e diferenciar as fontes dos elementos químicos. A ACP mostrou que os elementos



químicos Si, Al, Fe, Ti, Sr, Cu, Zn, Co, Zr, V e Cr são associados à geologia e o Ba à interferência antrópica. O Ba foi o único elemento relacionado como contribuição da agricultura, cuja fonte são os fertilizantes fosfatados e calcário, apresentando Igeo com classe 1 nos pontos 02, 03, 04, 05, 07, 08 e classe 3 no ponto 10.

A mineralogia evidenciou que o quartzo, gibbsita, caulinita e goethita são as fontes de Si, Al, Fe e Ti para os sedimentos. Os óxidos e os elementos-traço são mais abundantes em áreas de maior uso e ocupação do solo. Isto demonstra que a mobilidade dos metais está associada ao transporte de partículas e lixiviação, sendo resultante do manejo solo em áreas com atividade agrícola e influenciando, portanto, na composição dos sedimentos e mineralogia. A presença da vermiculita nos sedimentos também é decorrente do manejo do solo e é um indicador da atividade agrícola na bacia.

Parte do território da bacia do rio das Pacas está preservada sob a forma de terras indígenas, a TI Wawi e Parque Indígena do Xingu, garantindo uma extensa área de remanescente florestal no entorno. No entanto, as nascentes deste rio estão expostas a intensa atividade agrícola. Embora os sedimentos apresentem indícios de influência da agricultura, de um modo geral as águas desta bacia refletem um sistema ainda em equilíbrio, pois não há alterações significativas que comprometam a qualidade da água. Contudo, fatores como desmatamento, a retirada de mata ciliar e o uso exacerbado de agroquímicos podem romper este equilíbrio, tornando as nascentes deste rio ainda mais suscetíveis a alterações ambientais.

É importante a manutenção das áreas de preservação permanente das fazendas. Os pontos amostrais com ausência de mata ciliar apresentaram as maiores concentrações de metais e águas com maior turbidez, evidenciando a efeito do escoamento e redução da infiltração na superfície do solo.

Para este estudo, foram determinados os valores de referência para a bacia hidrológica do rio das Pacas, encontrados na Tabela 12, o que será útil para permitir o acompanhamento das transformações ocorridas no interior desta bacia e demais tributários do Alto curso do rio Xingu, tornando-se um importante indicador de qualidade ambiental para região.



## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLOWAY, B. J., & AYRES, D.C. 1997. Chemical Principles of Environmental Pollution, 2 ed. Ed. Chapman & Hall; New York.
- ALMEIDA F.F.M.1983. Relações tectônicas das rochas alcalinas mesozóicas da região meridional da Plataforma Sul- Americana. *Rev. Bras. de Geociências*, 13:139-158p.
- ALVES, E.C.R.F.; SILVINO A. N.O de.; ANDRADE, N. L. R de; SILVEIRA, A. 2009. Gestão dos Recursos Hídricos no Estado de Mato Grosso. Ver. Brasileira de Recursos Hídricos. v.14 n.3 jul/set, 69-80p.
- ALVES, V. P. 1998. Caracterização geoquímica de águas e sedimento da Bacia Amazônica na região entre Santarém e Manaus. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. 64p.
- APHA American Public Health Association, AWWA - American Water Works Association, WPCF-Water Pollution Control Federation. 2005. Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E. e Franson, M. A. H. (eds.). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21th edition; USA.
- ATXMANN E. V. & LUOMA S. N. 1991 Large-scale distribution of metal contamination in the fine- grained sediments of the Clark Fork River. Montana. *Appl. Geochem.* 6 (1): 75-88p.
- BAGGIO H. & HORN A. H. 2010. Teores totais e distribuição dos metais pesados Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, nos sedimentos de corrente e fundo do rio do Formoso- MG. *Revista Geografias.* Belo Horizonte 06 (1) 106-117, Jan/Jun.
- BAHIA R. B.C.; MARTINS-NETO M. A.; BARBOSA, M. S. C.; PEDREIRA, A. J. 2006. Revisão estratigráfica da Bacia dos Parecis – Amazônia. Ver. Bras. De Geociências.36 (4): 692-703p.
- BAHIA R. B.C.; MARTINS-NETO M. A.; BARBOSA, M. S. C.; PEDREIRA, A. J. 2007. Análise da evolução tectonossedimentar da Bacia dos Parecis através de métodos potenciais. *Rev. Bras. de Geociências*,37(4): 639-649p.
- BAIRD, C.. Química ambiental. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BARROS, A. M. et al. 1982. Geologia Folha SD 21. Cuiabá. Brasil. Ministério das Minas e Energia - MME. Secretaria Geral, Projeto *RADAMBRASIL* (Levantamento de Recursos Naturais, 26) Rio de Janeiro, 25 – 192p.



- BEVERIDGE TJ, HUGHES MN, LEE H, LEUNG KT, POOLE RK, SAVVAIDIS I, SILVER S, TREVORS JT. 1997. Metal-microbe interactions: contemporary approaches. In: RK Poole (ed.), *Advances in Microbial Physiology*, Academic Press, 38:178-243p.
- BOAVENTURA, G. R. 1991. Performance do Espectrômetro de Emissão Com Plasma(Icp) Spectroflame Fvm03, para Determinação de 20 Elementos Químicos nas Amostras de Referência Geoquímica DNC-1, W-2, UNB-B1 e UNB-G1. In: III Anais Congr. Bras. Geoq. 3 ed, São Paulo: SBGq. 423-426p.
- BORGES, D.L.G.; CURTIUS A.J.; WELZ, B.; HEITMANN, U. 2005. Fundamentos da Espectrometria de Absorção atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua. *Revista Analytical*. v. 18, 58-67p.
- BRAGA et al. 2005. *Introdução a Engenharia Ambiental*. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2ed. 318p.
- BRANCO, S. M. 1986. *Hidrobiologia Aplicada a Engenharia Sanitária*. 3ed. São Paulo: CESTESB 640p.
- BRASIL. 1981. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral Projeto RADAMBRASIL. Folha SC 22 Tocantis: Geologia Geomorfologia, Pedologia, Vegetação, Uso Potencial da Terra. Levantamento de Recursos Naturais, V.22. Rio de Janeiro, 524p.
- \_\_\_\_\_. 1981a. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral Projeto RADAMBRASIL. Folha SD 22 Goiás: Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação, Uso Potencial da Terra. Levantamento de Recursos Naturais, V.25. Rio de Janeiro, 640p.
- \_\_\_\_\_. 2007. Decreto nº 6.321, de 21 de dezembro de 2007. Dispõe sobre ações relativas à prevenção, monitoramento e controle de desmatamento no Bioma Amazônia, bem como altera e acresce dispositivos ao Decreto nº 3.179, de 21 de setembro de 1999, que dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. *Diário Oficial* dia 21 de dezembro – Edição extra. *Legislação Federal*
- \_\_\_\_\_. 2007a. Ministério de Meio Ambiente. Portaria nº 28 de 24 de janeiro de 2007. Dispõe sobre os Municípios situados no Bioma Amazônia onde incidirão ações prioritárias de prevenção, monitoramento e controle o desmatamento ilegal. Publicada no *Diário Oficial* dia 25 de janeiro de 2007. Seção 1, página 70. *Legislação Federal*
- \_\_\_\_\_. 2008. Ministério do Meio Ambiente. *Diagnóstico da qualidade dos recursos hídricos do Estado do Mato Grosso*. 106p.



- \_\_\_\_\_. 2010. Ministério de Meio Ambiente. Portaria nº 66 de 24 de março de 2010. Dispõe sobre a lista de municípios situados no Bioma Amazônia onde incidem ações prioritárias de prevenção, monitoramento e controle do desmatamento ilegal. Publicada no Diário Oficial dia 25 de março de 2010. Seção 1, página 170. Legislação Federal
- \_\_\_\_\_. 2011. Ministério de Meio Ambiente. Portaria nº 139 de 20 de abril de 2011. Publicada no Diário Oficial dia 25 de abril. Seção 1, página 99. Legislação Federal.
- BROOKINS, D.G. 1988. Eh-pH Diagrams for Geochemistry. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. New York, 176p.
- CASTILHOS, Z.; CESAR R.; COLONESE, J.; EGLER S.; ARAÚJO P.; FELZMANN W.; MERTEN G.; ROCHA B.; TOUCHE, S. 2010. Caracterização das águas superficiais e teores de mercúrio em sedimentos e em peixes. In: Aquários – Delineamento da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. Relatório Técnico. Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, 268p.
- CASTRO, N. 2003. Apostila de Irrigação. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 56p.
- CHEN, K.; JIAO, J.J.; HUANG J.; HUANG, R. 2007. Multivariate statistical evaluation of trace elements in groundwater in coastal area in Shenzhen, China. Environmental Pollution, v.147,3: 771-780p.
- CHRISTOFIDIS, D. 2003. A água e a crise alimentar. Disponível em: [www.ica.org.br/Aguatrab/Demetrios%20Christofidis/P2TB01.htm](http://www.ica.org.br/Aguatrab/Demetrios%20Christofidis/P2TB01.htm). 1997. 14p. Acesso em: janeiro 2012.
- CORBI J.J.; STRIXINO S.T.; SANTOS A. dos; GRANDE M.D., 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). Revista Química Nova vol.29 no.1 São Paulo Jan./Feb. 61-65p.
- CORRÊA, J. C. 2000 Manejo do uso do solo no município de Querência, MT. Embrapa Cerrados n.26, 40p.
- CPRM. 2004. Serviço Geológico do Brasil. Dados cartográficos. Hidrografia do Estado do Mato Grosso. Arquivo shapefile. Disponível em: <http://geobank.sa.cprm.gov.br/> Acesso: setembro 2010.
- CPRM. 2005. Serviço Geológico do Brasil. Projeto APA Sul RMBH - Estudo do Meio Físico. Geoquímica Ambiental. Belo Horizonte, vol.7. 69p.
- DAVIS, J. C. 2002. Statistics and data analysis in geology. 3 ed. New York: J Wiley, 638p.



- ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. 548p.
- FERNANDES, P. G.; CARREIRA, P. ; DA SILVA, M. O. 2006. Identification of anthropogenic features through application of Principal Component Analysis to hydrochemical data from the sines coastal aquifer, SW Portugal. *Mathematical Geology*, vol. 38, 6:765-780p.
- FERREIRA, L.V., SÁ, R.L., BUSCHBACHER, R., BATMANIAN, G., SILVA, J.M.C., ARRUDA, M.B., MORETTI, E., SÁ, L.F.S.N., FALCOMER, J. & BAMPI, M.L. 1999. Identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade através da representatividade das unidades de conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da Amazônia Brasileira. In: Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia brasileira: Programa Nacional da Diversidade Biológica. Seminário de Consulta, Macapá. Disponível em: <http://www.isa.org.br>. Acesso em dezembro de 2010.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin, Springer-Verlag, 486pp.
- FREEDMAN B., HUTCHINSON, T.C. 1981. Sources of metal and elemental contaminants of terrestrial environments. In: Lepp NW, editor. *Effect of heavy metal pollution on plants: Metals in the environment*, vol. II. London and New Jersey: Applied Sci Publ.; p. 35–94.
- GAMA, I. 2002. Perfil Ambiental dos Recursos Hídricos no Centro-Oeste Expandido. In: XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais. Minas Gerais, Brasil. Nov.
- GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. 1997. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal Environmental Quality*, n. 27, 267-277p.
- GIBBS, R.J. 1973. Mechanisms of Trace Metal Transport in River. *Science*, 180:71-73p.
- GOMES J.P.O.; NASCIMENTO E. L.; BASTOS W. R.; BERNARDI J. V. E.; LACERDA L.D. 2009. Geoquímica Ambiental da Bacia do Rio Madeira, RO. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1): 001-158.
- GRASSI, M.T., WEINHARDT, E., SCHEFFER O., SODRÉ, F.F. 2006. Avaliação das alterações espaciais na especiação geoquímica do cobre em corpos aquáticos superficiais da Bacia do Alto Iguaçu – PR. 29<sup>a</sup> Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. Águas de Lindóia – SP.



- GROOT, A. J.; ZSCHUPPE, K.H. , SALOMONS W. 1982. Standardization of methods of analysis for heavy metal in sediments. *Hydrobiologia*. 92: 689-695.
- GUILHERME, L. R. G., MARQUES J. J., PIERANGELI M. A.P., ZULIANI D. Q., CAMPOS, M.L. MARCHI G. 2005. Elementos-traço em solos e sistema aquático. *Tópicos em ciências do solo*, v. 4, 345-390p.
- HAIR, J. F. 1998. *Multivariate data analysis*. 5 ed. New Jersey, Prentice Hall, 730p.
- HAYES, K.F. & TRAINA, S.J.1998. Metal speciation and its significance in ecosystem health. In: HUANG, P.M., ed. *Soil chemistry and ecosystem health*. Madison, Soil Science Society of America, 1998. p.45-84. (SSSA Special Publication, 52)
- HOLANDA, C. E. F.; BUENO, G.T. 2010. Comportamento de elementos químicos em ambiente supergênico e pedogênese – Parque Municipal das Mangabeiras, Quadrilátero Ferrífero (MG). *Rev. de Geografia*. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. especial VIII SINAGEO, n. 3, Set.
- HORBE, A.M.C.; GOMES, I.L.F.; MIRANDA, S.A.F.; SILVA, M.S.R. 2005. Contribuição à hidroquímica de drenagens no Município de Manaus – Amazonas. *Acta Amazônica*, 35:119-124.
- IBGE. 1993 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de vegetação do Brasil. Brasília. Escala 1:5.000.000. Projeção Polifônica.
- \_\_\_\_\_. 2001. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa Interativo de Solos. Disponível em <http://mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm>. Acesso em dezembro de 2011
- \_\_\_\_\_. 2007. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico de Pedologia (Manuais Técnicos em Geociências) 2ed. Rio de Janeiro: IBGE, 316p.
- \_\_\_\_\_.2010 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/>Acesso: dezembro de 2011
- \_\_\_\_\_. 2011. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Dados municipais. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=1612&i=P&nome&qt&notarodape=o>. Acesso em maio de 2011.
- INPE. Instituto de Pesquisas Espaciais. 2011. Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php> . Acesso em: Abril de 2011.
- \_\_\_\_\_.Instituto de Pesquisas Espaciais. 2011a. PRODES. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php> . Acesso em Janeiro de 2011



- ISA. 2006. Instituto Socioambiental. Situação dos desmatamentos, ativos e passivos de floresta em propriedades privadas. Relatório. 45p.
- ISA & UNEMAT 2007. Instituto Socioambiental. Dados Cartográficos. Limite da bacia hidrográfica do rio das Pacas. Arquivo shapefile.
- ISA & UNEMAT. 2010. Instituto Socioambiental. Dados Cartográficos. Uso e ocupação do solo do ano de 2009 da bacia hidrográfica do rio das Pacas. Arquivo shapefile.
- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazônica* 38:387-402p.
- IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. 1997. Aspectos ecológicos de uma mata de brejo em Itatinga-SP: Florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica* 20(2):139-153p.
- IVANUASKAS N. M.: KUNZ S. H.; STEFANELLO D.; LIMA, H.de S. 2006. Análise da estrutura da paisagem na bacia hidrográfica do rio das Pacas (BHRP), Querência-MT. Relatório. Instituto Socioambiental-ISA, São Paulo, 47p.
- JAYAKUMAR, R. & SIRAZ, T. 1997. Factor Analysis hydrogeochemistry of coastal aquifers- A preliminary study. *Environmental Geology*, vol. 31, 3:174-177p.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. 2001. Trace elements in soils and plants. 3.ed. Boca Raton, CRC Press, 413p.
- KAISER, H. F. 1958. The Varimax criteria for analytical rotation in factor analysis. *Psychometrika*, v.23, 187-200p.
- KAWAMOTO, M. S. & PEREIRA S. F. P. 2008. Estudo químico da concentração de Fe, Mn, Zn e Cu presente em sedimentos de margem da região da Volta Grande do Xingu – PA. *Revista Científica da Universidade Federal do Pará*.
- KONHAUSER, K.O; FYFE, W.S.; KRONBERG, B.I. 1994. Multi-element chemistry of Amazonian Waters and soils. *Chemi.Geol.* 111:155-175p.
- KUNZ, S.H.; IVANAUSKAS, N.M.; MARTINS, S.V.; SILVA, E.; STEFANELLO, D. 2008. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão Bacia do rio das Pacas, Querência – MT. *Acta Amazônica*, 38: 245-254.
- LANDIM, P.M.B. 2000. Análise estatística de dados geológicos multivariados. Lab. Geomatemática, DGA-UNESP/Rio Claro, Texto Didático 03. 128p. Disponível em: [www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html](http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html). Acesso: julho de 2012.
- LICHT, O. A. B. 2001. A geoquímica multielementar na gestão ambiental - Identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações



antrópicas da paisagem, áreas favoráveis a prospecção mineral e regiões de risco para saúde no estado do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 209p.

LIMA, E. A. R. 2003. Avaliação geoquímica da ocorrência de metais pesados selecionados em sedimentos pelíticos da Plataforma Continental do Amazonas no trecho compreendido entre a foz do rio Pará e o cabo Orange. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém. 112 p.

MALM, O. Estudo da poluição ambiental por metais pesados no sistema rio Paraíba do Sul - rio Guandu ( RPS-RG ) através da metodologia de abordagem pelos parâmetros críticos. Rio de Janeiro, 1986. Dissertação de Mestrado - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1986.

MARQUES, M.N.; COTRIM M. B.; PIRES, M.A.F.; FILHO, O. B. 2007. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de Proteção Ambiental pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. Química Nova, vol. 30, No. 5, 1171-1178p.

MARTINELLI, L.A. DEVOL, A. H.; FORSBERG, B.R.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. 1989. Descarga de sólidos dissolvidos totais do rio Amazonas e seus principais tributários. Geochimica Brasiliensis, Rio de Janeiro, v.3, p. 141-148.

MATO GROSSO. 1997. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Mapa Climatológico do Estado do Mato Grosso, Cuiabá. Escala 1:1.500.000.

\_\_\_\_\_. 2001. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado do Mato Grosso, Cuiabá. Disponível em: <http://www.seplan.mt.gov.br> Acesso em 19 de dezembro de 2011

\_\_\_\_\_. 2001a. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Mapa Geológico do Estado do Mato Grosso. Cuiabá. Disponível em: <http://www.zsee.seplan.mt.gov.br/mapaspdf/A001%20%20Mapa%20Geol%C3%B3gico%20do%20Estado%20de%20Mato%20Grosso.pdf>

\_\_\_\_\_. 2011. Conselho Municipal de Meio Ambiente. Dossiê Socioambiental de Querência-MT. 45p.

McBRIDE MB. 2004, Molybdenum, sulfur, and other trace elements in farm soils and forages after sewage sludge application. Commun Soil Sci Plant Anal - 35:517–35.



- MERTEN, G.H. & MINELLA, J.P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*. Porto Alegre, v.3, n.4, out/dez.
- MINELLA J. P. G., MERTEN, G.H, REICHERT J.M., SANTOS D. R.dos. 2007. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 31:1637-1646.
- MOORE, David S. (2007), *The Basic Practice of Statistics*. New York, Freeman.120p.
- MORAES, D. S. L. & JORDÃO B. Q. 2002. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Revista Saúde Pública*. 36(3):370-4.
- MOREIRA, R. C. A. & BOAVENTURA G. R. 2003. Referência geoquímica regional para interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da bacia do Lago Paranoá-DF. *Quim. Nova*, Vol. 26, No. 6, 812-820p.
- MORTATTI, J.; PROBST, J. L. 1998. *Hidrogeoquímica de bacias de drenagem*. São Paulo: CPG/CENA - Universidade de São Paulo. 235p.
- MOURA, L.H.A.; BOAVENTURA G. B.; PINELLI M. P. 2010 A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama – DF. *Quim. Nova*, 33 (1) 97-103p.
- MUGGLER et al, 2005. *Conteúdos Básicos de Geologia e Pedologia*. Departamento de Solos, Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal de Viçosa –UFV. 95pg.
- MULHOLLAND, D. S.; BOAVENTURA, G. R.; ARAÚJO D. F. 2012. Geological and anthropogenic influences on sediment metal composition in the upper Paracatu River Basin, Brazil. *Environmental Earth Sciences*. vol. 54 , 10p.
- NEU, V. 2006. Impactos antrópicos nas cabeceiras do Rio Xingu. Disponível em: <[http://www.yikatuxingu.org.br/arquivos/projetos/35/Estudoporcentagem20Vania\\_porcentagem20Neu\\_CENA/USP.doc](http://www.yikatuxingu.org.br/arquivos/projetos/35/Estudoporcentagem20Vania_porcentagem20Neu_CENA/USP.doc)>. Acesso em: outubro de 2011
- NEVES S. C., HORN, A. H., FRAGA, L. M., 2008 Geoquímica ambiental da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras, Diamantina, MG. *Revista Geonomos* 16(2): 63 – 68p.
- NTEKIM, E.E.V; EKERE, S. J. : UKPONG E. E., 1993. Heavy metals distribution in sediments from Calabar River, Southeastern Nigeria. *Environmental Geology*, 21:237-241
- PAZ, V.P. da S.; TEODORO, R.E.F.; MENDONÇA, F. C. 2000. Recursos Hídricos, agricultura Irrigada e Meio Ambiente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB. v.4, n.3, 465-473p.



- PEREIRA, R.S. 2004. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. Revista Eletrônica de Recursos Hídricos. IPH-UFRGS. v.1, n.1, 20-36p.
- PEREIRA, J. C. et al. 2007 Distribuição, fracionamento e mobilidade de elementos-traço em sedimentos superficiais. Química Nova, v. 30, 1249-1255p.
- PESSOA F. H. C.; GUIMARÃES E. M.; CAMPOS, I.C. de O; CARVALHO, J. C. 2010. Análise de dois solos finos do Distrito Federal para utilização em estrutura de rodovias. In: XV Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica- COBRAMSEG, Gramado, RS. Anais XV COBRAMSEG: Gramado:ABMS.
- QUEIROZ M. M. A.; HORBE A. M. C.; SEYLER P.; MOURA C. A. V. 2009. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães – Amazonas – Brasil. Acta Amazônica. vol. 39(4): 943 – 952.
- QUINÁIA, S. P, CAVAGNOLI, A. R., MARTINS, V. J., 2009. Avaliação da Distribuição de Cr, Pb e Cu em Sedimentos Superficiais. Revista Ciências Exatas e Naturais, vol.11 nº 1, Jan/Jun.
- ROSSETE, A. N. 2008. Zoneamento Ambiental do Município de Querência – MT. Tese de Doutorado. UFSCar, São Carlos. 108 pp.
- ROSSETE, A. N.; IVANAUKAS, N. M..2006 Análise da estrutura da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio das Pacas. Relatório final. UNEMAT/FAPEMAT. Nova Xavantina.
- SALATI, E; JUNK, W. J; SCHUBART, H. O; OLIVEIRA, A. E.. Amazônia: Desenvolvimento, Integração e Ecologia. São Paulo: Brasiliense, CNPq. 328 p, 1983.
- SALOMONS W, FORSTNER U, MADER P. 1995. Heavy metals: problems and solutions. Springer-Verlag, 412 pp.
- SANCHES, R. A. & REZENDE A. C. 2006. Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio das Pacas e levantamento fundiário. Coord: André Villas-Bôas. Instituto Socioambiental. Relatório Técnico, São Paulo. 35p.
- SANCHES, R.A; VILLAS-BÔAS, A. 2008. Os formadores do Rio Xingu: desafios para a preservação e gestão ambiental. In: Seria melhor mandar ladrilhar?: Biodiversidade – como para que e por quê. IEB. Org.: Nurit Bensusan. 2 ed. São Paulo. 303-316 p.
- SANTANA, G. P. & BARRONCAS, P. S. R.. 2007. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). Acta Amazônica, v. 37, p. 111 – 118.



- SEYLER, P. T.; BOAVENTURA, G. R. 2003. Distribution and partition of trace metals in the Amazon basin. *Hydrological Processes* 17: 1345–1361p.
- SIEGEL, F. R. 2002. Environmental geochemistry of potentially toxic metals. Springer, Verlag, Berlin, Germany. 218p.
- SIOLI H. 1983. Amazônia. Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Editora Vozes: Petrópolis- RJ. Tradução de Johann Becker. 3ed.
- SIQUEIRA L.P. & TEIXEIRA L.B. 1993. Bacia dos Parecis: nova fronteira exploratória da Petrobrás. *In: SBGeof., Congr. Intern. Soc. Brás. Geof., 3, Resumos Expandidos*, 168-170p.
- SIQUEIRA L. P. 1989. Bacia dos Parecis. *Boletim de Geociências da Petrobrás*, 3:3-16p.
- SIQUEIRA, G. W.; PEREIRA, S. F. P.; APRILE, F. M. 2006. Determinação dos elementos-traço (Zn, Co e Ni) em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica sob influência da descarga do rio Amazonas. *Acta Amazônica*, v. 36, 321 – 326p.
- SPERLING, M. V. 2005. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. 3 ed.
- STALLARD, R. F & EDMOND, J.M. 1983. Geochemistry of the Amazon 2: The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. *Journal of Geophysical Research*, v. 88, n. 14, 9671 – 9688p.
- SUGUIO, K. 1980. Rochas Sedimentares: Propriedades, Gênese, Importância Econômica: São Paulo; Edgar Blucher: USP ed.
- TEXEIRA, G. L.; SOARES-FILHO, B. S. 2009. Simulação da tendência do desmatamento nas Cabeceiras do Rio Xingu, Mato Grosso –Brasil. *In: Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Brasil, INPE, 5483-5490p.
- TIMMER L.W., CHILDERS C.C., NIGG H.N., 2004. Pesticides registered for use on Florida citrus. Gainesville, FL: 2004 Florida Citrus Pest Management Guide, SP-43, University of Florida..
- TRANCOSO, R.; FILHO, A. C.; FERREIRA, D. A. C; NOGUERA, S. P. 2005. Sistemas de Informação Geográfica como ferramenta para o diagnóstico e gestão de macrobacias no arco do desmatamento na Amazônia. *In: Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, abr. INPE, 2405-2412 p.



- TREIN, C.R. et al. 1991. Métodos de preparo do solo na cultura do milho e ressemeadura do trevo na rotação aveia+trevo/milho, após pastejo intensivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.15, 105-111p.
- UGARTE J.F.O.; SAMPAIO, J.A.; FRANÇA S.C.A. 2005. Vermeculita - Comunicação Técnica. Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro. 24p.
- VAN DER WEIJDEN C.H. & VAN DER WEIJDEN R. 1995. Mobility of major, minor and some redox-sensitive trace elements and rare-earth elements during weathering of four granitoids in central Portugal. *Chemical Geology* 125, 149-167p.
- VARELLA, C. A. A. 2008 *Análise de Componentes Principais. Análise Multivariada Aplicada as Ciências Agrárias. Texto Didático.* UFRRJ. Rio de Janeiro, 12p.
- WEDEPOHL, K. H. 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 59(7):1217-1232.
- WEISSHEIMER, C.; LIZARAZU, W.; RAMOS, M. E. P. L.; ASSIS, R. L. de.; CAMPOLIN, A. I.; FEIDEN, A. 2007. Caracterização preliminar das atividades da agricultura familiar em Assentamento de Reforma Agrária situado em domínio de Floresta na Bacia do Alto Xingu. *Revista Brasileira de Agroecologia*. Out.2(2)\_p.
- WERLE, H. J. S. & ALVES da SILVA, M. 1996. Unidades do Relevo de Mato Grosso: Uma Proposta de Classificação. *Revista Sociedade & Natureza*, Departamento de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Ano 3, n. 15, p. 409 – 415, Uberlândia, MG.
- WESKA, R. K. 2006. Uma Síntese do Cretáceo Superior Mato-Grossense. In: SIMPÓSIO DO CRETÁCEO DO BRASIL, 7º e SIMPÓSIO DO TERCIÁRIO DO BRASIL, 1º, Serra Negra, SP, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, *Boletins dos.*, p. 133, Serra Negra, SP.
- WILKEN, R.D. 1998. Speciation of chemical elements in the environment. In: Schüürmann G, Markert B. *Ecotoxicology*. Wiley. New York. 223-235p.



## **9. ANEXOS**



**ANEXO 01:** Tabela – Concentração dos elementos químicos em amostras de solo de floresta utilizado para estabelecer os valores de *background*

	(%)								ppm									
	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	TiO <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	Sr	Cu	Zn	Zr	Be	Co	Ba	V	Ni	Cr
Solo Floresta 1	38,22	15,60	4,79	0,63	0,26	1,58	0,28	0,03	28,28	8,50	11,61	159,19	0,25	8,57	6,56	113,41	1,89	72,52
Solo Floresta 2	36,20	28,58	4,97	0,29	0,14	1,71	0,28	0,04	35,67	10,62	15,67	167,59	0,26	11,10	5,79	128,41	2,72	81,91
Solo Floresta 3	42,66	29,48	5,13	0,34	0,21	1,74	0,27	0,03	31,71	7,03	12,23	183,90	0,77	10,10	4,28	131,05	2,95	81,16

**ANEXO 02:** Tabela- Comparação dos teores totais de elementos-traço (mg/L) em água fluviiais na bacia do rio Xingu (Castilhos *et al*, 2010) e valores obtidos na bacia hidrográfica o rio das Pacas

Amostras	Al	Pacas	Ba	Pacas	Ca	Pacas	Co	Pacas	Cu	Pacas	Cr	Pacas	Fe	Pacas	Mg	Pacas	Mn	Pacas	Ni	Pacas	Zn	Pacas
AF01	0,16	0,43	0,2	<LQ	0,54	0,3	Nd	<LQ	0,001	<LQ	nd	<LQ	0,25	<LQ	0,16	0,2	0,007	<LQ	nd	<LQ	0,049	<LQ
AF13	0,34	0,74	0,02	<LQ	2,51	0,1	Nd	<LQ	0,001	<LQ	0,002	<LQ	0,92	<LQ	0,61	0,2	0,073	<LQ	nd	<LQ	0,032	<LQ
AF14	0,2	1,10	0,03	<LQ	1,66	0,4	Nd	<LQ	0,001	<LQ	0,001	<LQ	0,45	<LQ	0,84	0,5	0,017	<LQ	0,004	<LQ	nd	<LQ
AF15	0,23	1,21	nd	<LQ	4,01	0,5	Nd	<LQ	0,001	<LQ	0,006	<LQ	2,53	<LQ	2,7	0,5	0,1	<LQ	nd	<LQ	0,11	<LQ
AF16	0,14	1,29	0,05	<LQ	1,21	0,4	Nd	<LQ	0,021	<LQ	0,01	<LQ	6,92	<LQ	0,14	0,6	0,032	<LQ	0,009	<LQ	16,58	<LQ
AF17	0,54	1,23	0,07	<LQ	9,28	0,3	Nd	<LQ	nd	<LQ	0,005	<LQ	2,38	<LQ	4,15	0,4	0,1	<LQ	0,007	<LQ	0,009	<LQ
AF18	0,22	1,84	0,06	<LQ	10,4	0,3	0,002	<LQ	0,002	<LQ	0,008	<LQ	5,07	<LQ	5,93	0,6	1,33	<LQ	0,009	0,3	0,014	0,2
AF19	0,59	1,50	nd	<LQ	3,87	0,4	Nd	<LQ	0,001	<LQ	0,004	<LQ	1,8	<LQ	1,28	0,6	0,098	<LQ	0,021	0,4	0,006	0,2
AF20	0,09	1,47	nd	<LQ	0,7	0,4	Nd	<LQ	nd	<LQ	nd	<LQ	0,16	<LQ	0,17	0,6	0,007	<LQ	nd	<LQ	0,016	0,2
AF25	0,15	1,84	nd	<LQ	0,41	0,5	Nd	<LQ	nd	<LQ	0,001	<LQ	0,22	<LQ	0,17	0,8	0,01	<LQ	nd	<LQ	0,16	0,3
AF27	1,7	-	nd	-	0,3		Nd		0,002		0,008		1,67		0,28		0,024		0,005		0,129	

nd- não detectado



**ANEXO 03:** Tabela– Resultados dos elementos maiores, traço e sólidos voláteis nos sedimentos no período chuvoso

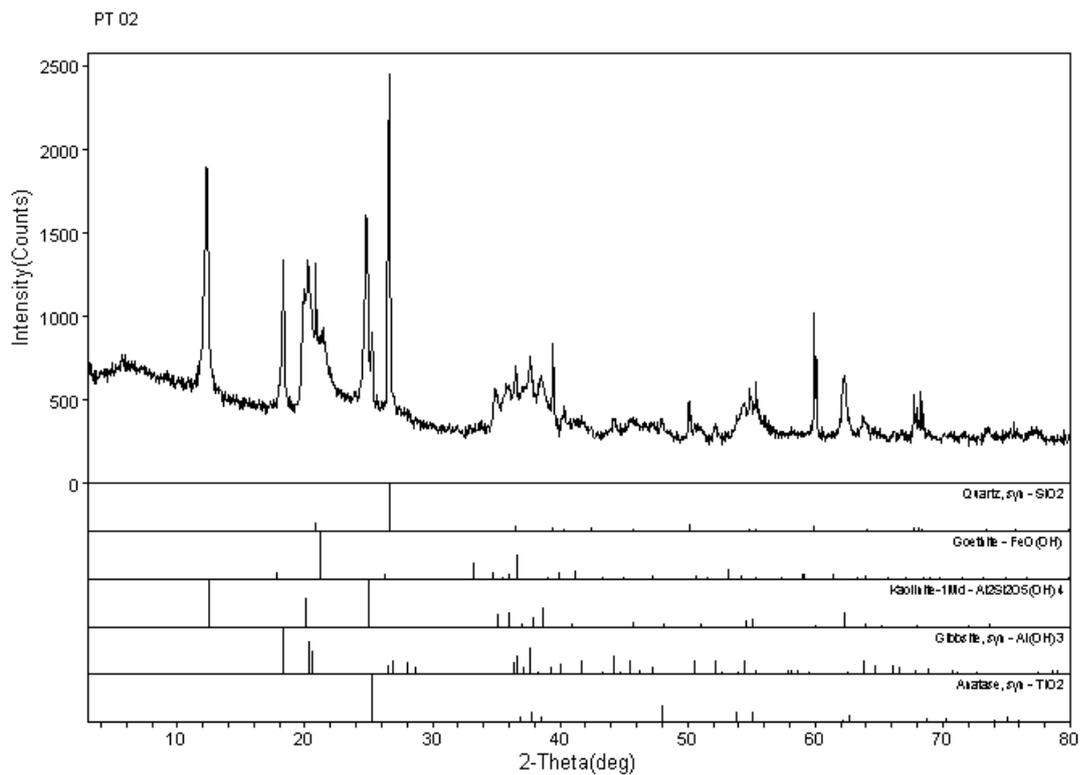
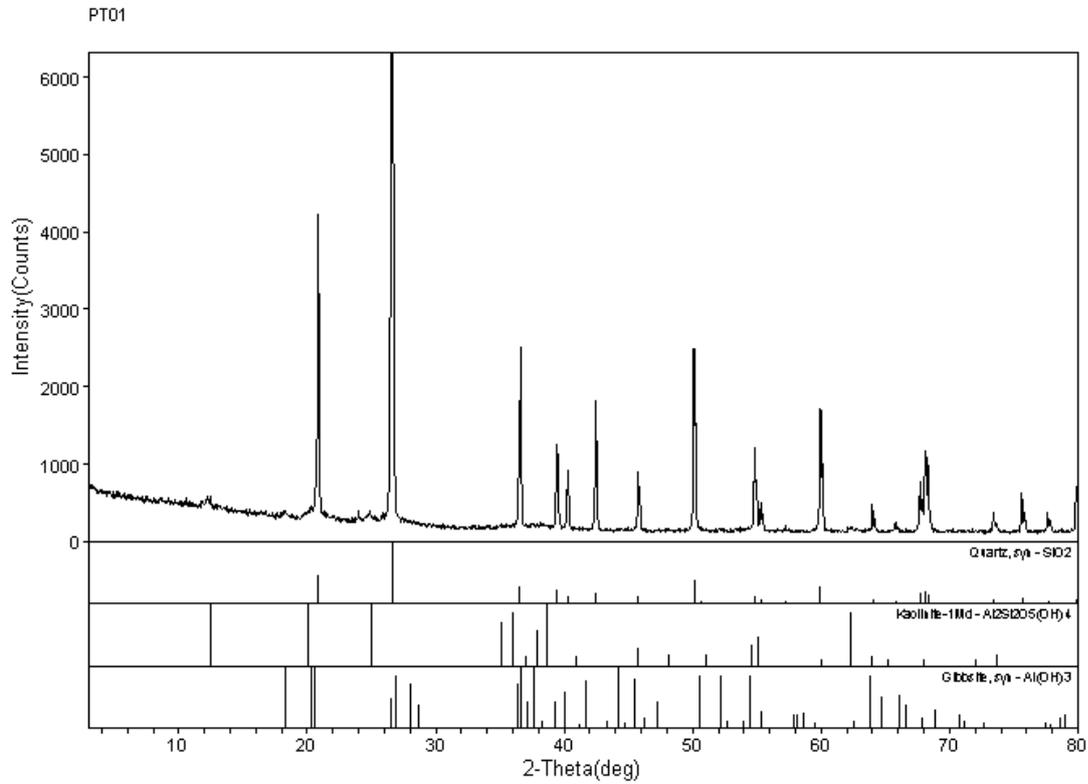
	%								ppm									
	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	TiO <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	Sr	Cu	Zn	Zr	Co	Ba	V	Ni	Cr	SV(%)
<b>PT01</b>	85,83	6,53	1,46	0,71	0,12	0,51	0,58	<LQ	13	5	8	80	<LQ	21	51	<LQ	51	4,16
<b>PT02</b>	43,44	27,03	4,72	0,29	<LQ	4,62	0,59	<LQ	17	13	37	300	21	32	196	8	142	19,88
<b>PT03</b>	54,01	17,91	5,03	0,38	<LQ	1,38	0,60	<LQ	16	7	25	203	<LQ	28	149	7	113	20,62
<b>PT04</b>	75,41	11,66	3,60	0,37	<LQ	1,03	0,63	<LQ	14	8	23	136	<LQ	29	100	6	102	8,00
<b>PT05</b>	38,03	32,05	4,83	0,31	0,1	2,34	0,75	0,2	19	14	32	309	22	32	182	11	153	21,45
<b>PT07</b>	41,22	29,03	9,67	0,48	0,1	2,13	0,59	<LQ	18	12	27	266	18	27	198	8	141	18,11
<b>PT08</b>	86,89	5,79	0,51	0,44	0,1	0,51	0,58	<LQ	13	7	8	75	<LQ	30	30	<LQ	43	7,06
<b>PT10</b>	63,31	9,97	2,20	0,61	0,3	0,75	0,68	0,2	14	8	16	74	<LQ	95	56	<LQ	59	24,83

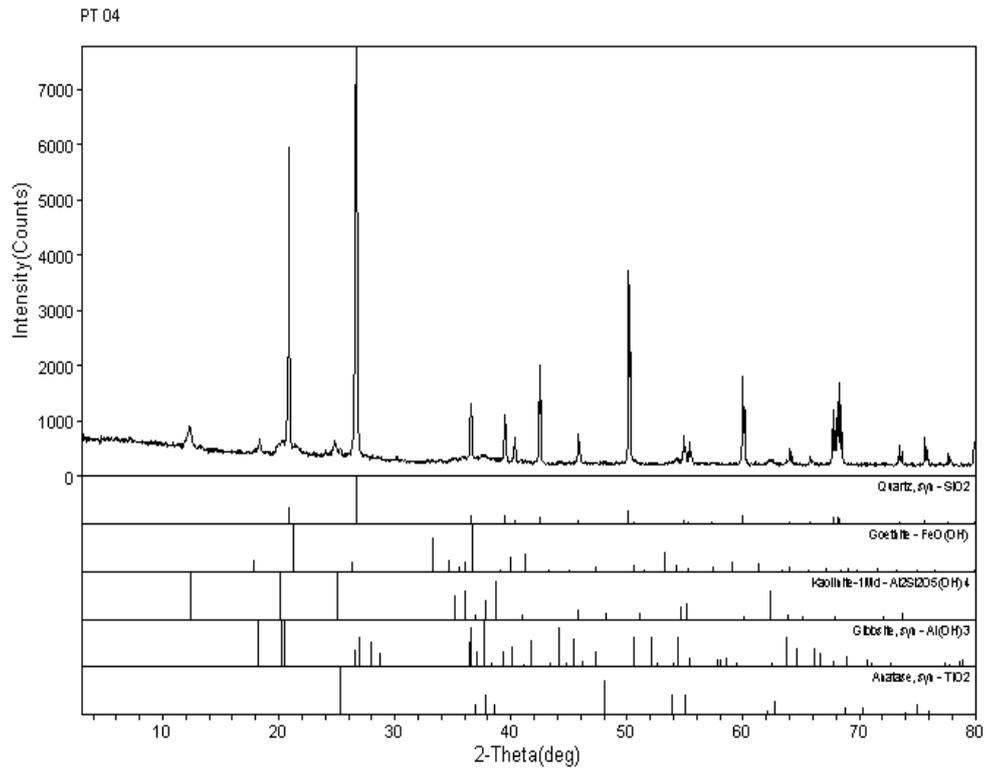
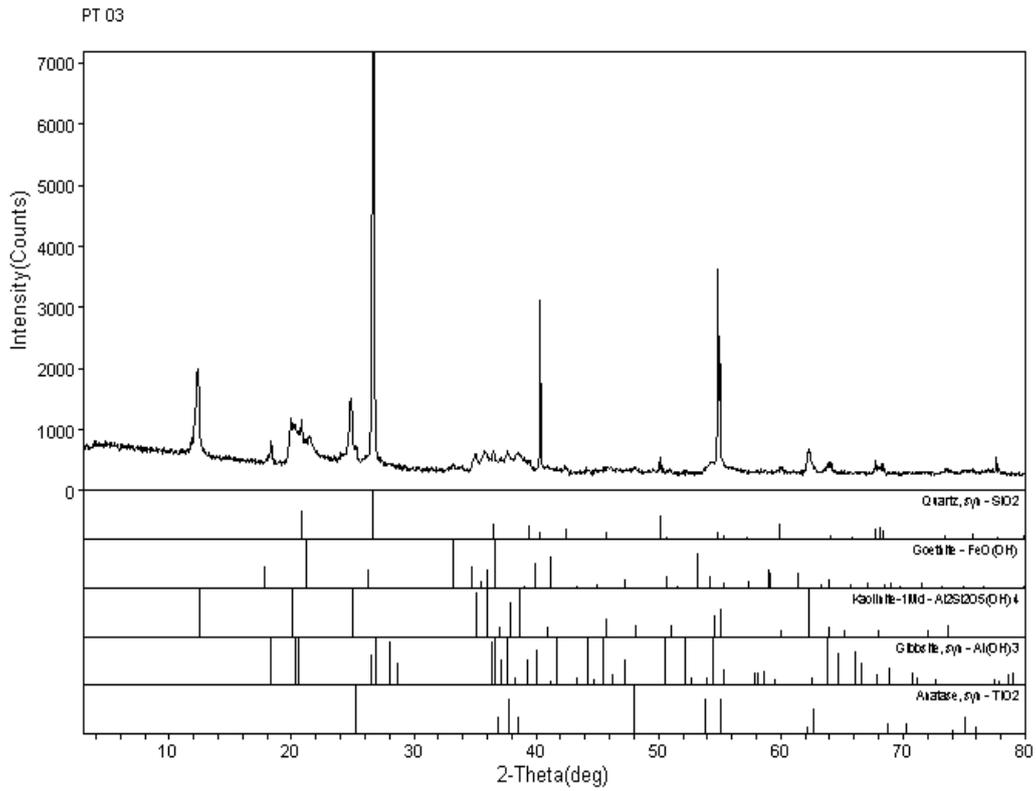
**ANEXO 04:** Tabela – Resultados dos elementos maiores, traço e sólidos voláteis nos sedimentos no período seco

	%								ppm									
	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	TiO <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	Sr	Cu	Zn	Zr	Co	Ba	V	Ni	Cr	SV(%)
<b>PT01</b>	78,77	8,12	1,95	0,61	0,2	0,70	<LQ	<LQ	8	6	6	60	<LQ	<LQ	43	<LQ	44	7,79
<b>PT02</b>	41,35	29,19	4,32	0,89	<LQ	4,23	0,4	<LQ	35	9	17	194	<LQ	13	135	<LQ	106	20,01
<b>PT03</b>	50,64	24,34	4,24	0,51	<LQ	1,51	0,1	<LQ	32	8	13	188	<LQ	<LQ	120	<LQ	98	20,33
<b>PT04</b>	78,42	9,62	5,01	0,57	0,48	0,80	<LQ	<LQ	14	7	6	77	<LQ	<LQ	51	<LQ	108	6,57
<b>PT05</b>	39,34	28,40	4,42	0,91	0,44	2,03	0,1	<LQ	28	8	14	166	<LQ	<LQ	146	<LQ	109	23,23
<b>PT07</b>	41,17	26,67	10,47	0,48	0,43	1,96	0,1	<LQ	34	9	15	162	<LQ	<LQ	147	<LQ	112	18,11
<b>PT08</b>	76,93	8,85	0,88	0,50	0,44	0,83	<LQ	<LQ	16	10	14	93	<LQ	23	34	<LQ	62	9,94
<b>PT10</b>	68,75	9,48	0,96	0,39	0,32	0,65	<LQ	<LQ	19	8	8	62	<LQ	35	37	<LQ	60	20,19



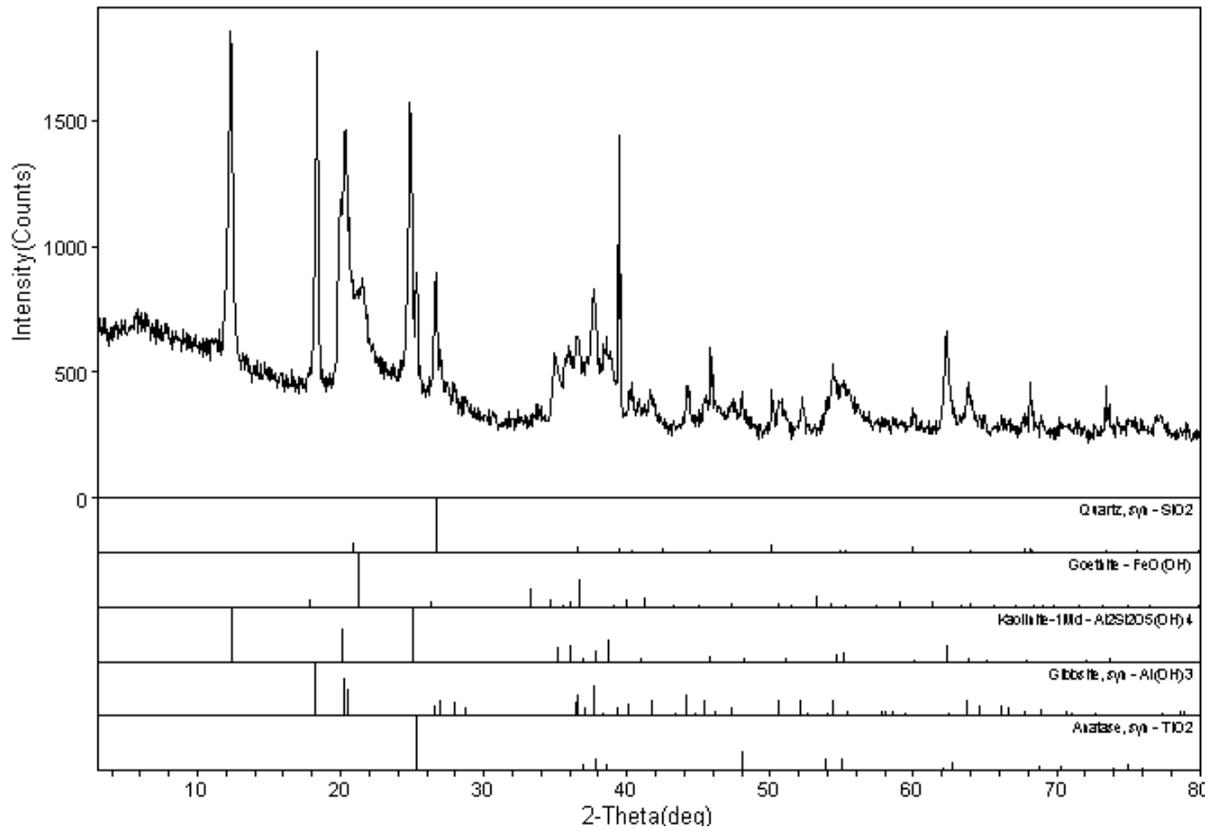
**ANEXO 05** – Difratogramas das amostras de sedimento no período chuvoso



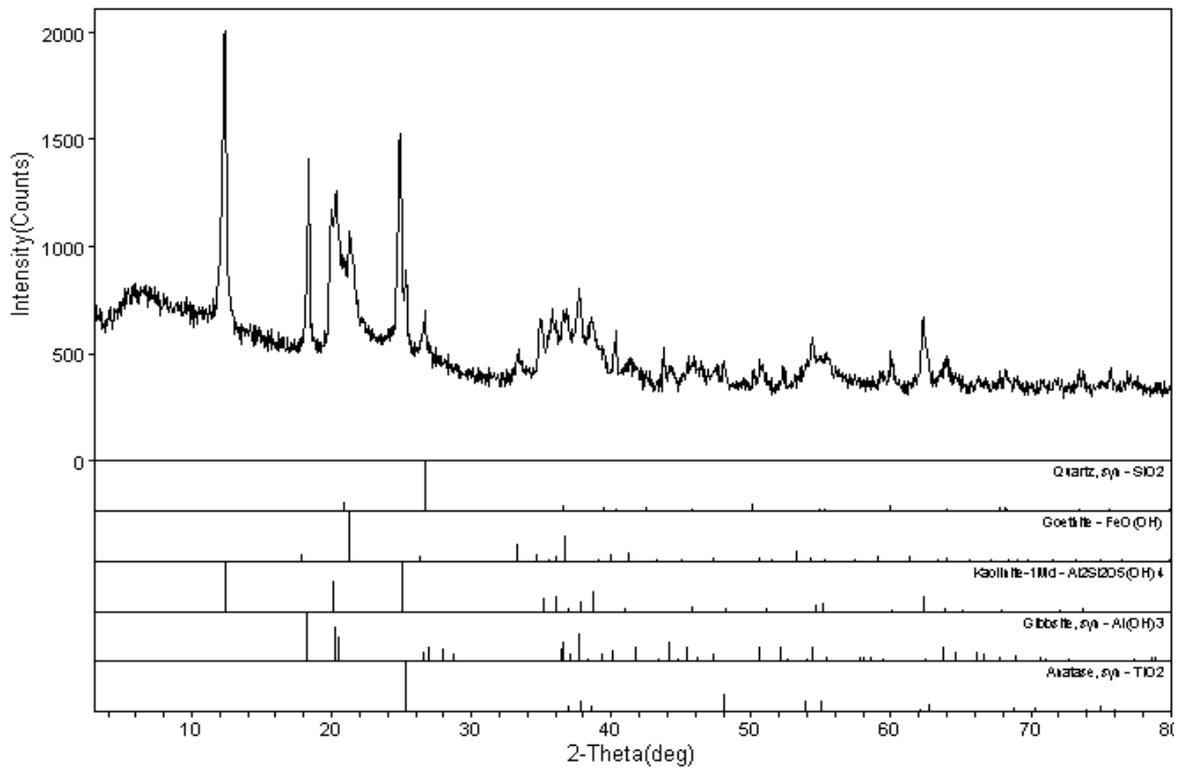




PT 05

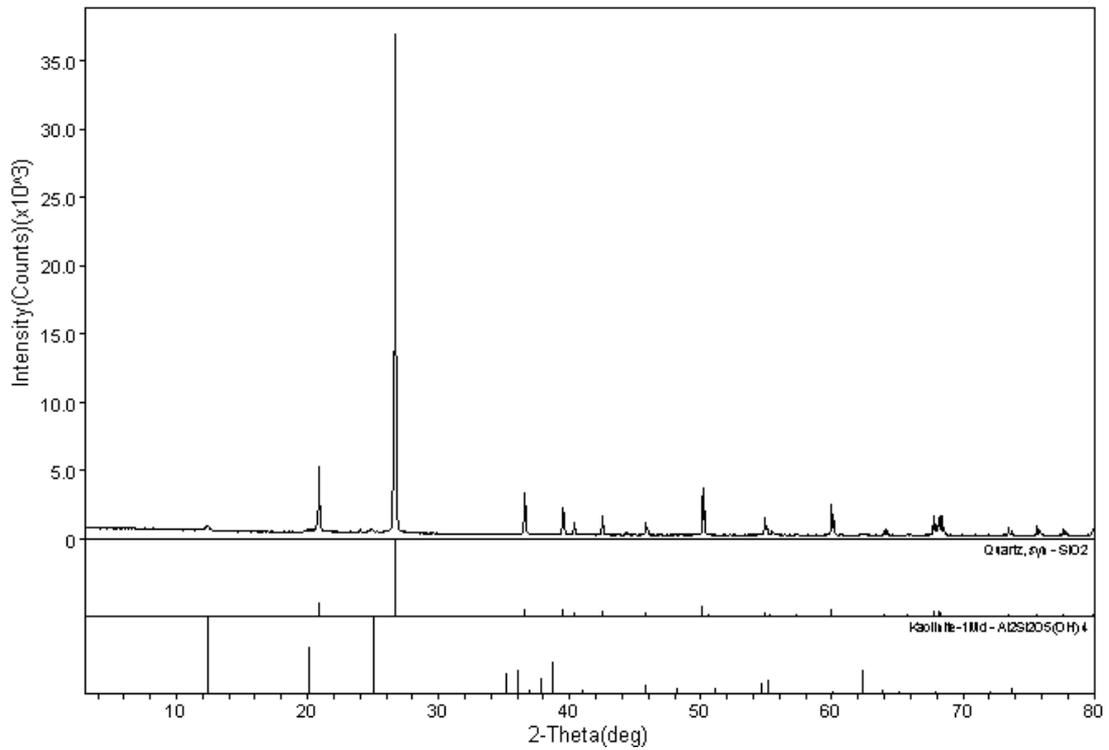


PT 07

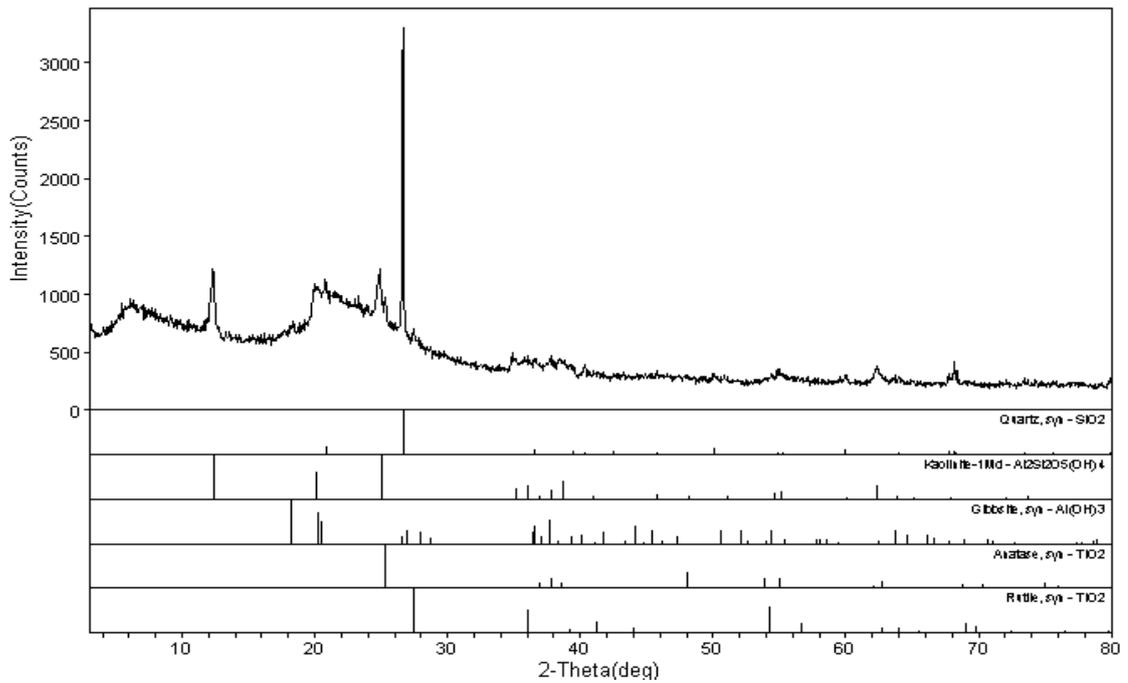




PT 08



PT 10





ANEXO 06 – Difratomogramas das amostras de sedimento no período seco

