



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA - UESB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA,
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO - PPGGBC**

**AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIZAÇÃO DE ELEMENTOS TÓXICOS
NO AMBIENTE, PROVOCADO PELO LANÇAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DO PROCESSAMENTO DA MANDIOCA NO
MUNICÍPIO DE VITÓRIA DA CONQUISTA-BAHIA**

**LUCIANE GOMES DE CARVALHO GUIMARÃES
Orientador: Prof. D.Sc. JOSÉ SOARES DOS SANTOS**

**VITÓRIA DA CONQUISTA – BAHIA
2013**

LUCIANE GOMES DE CARVALHO GUIMARÃES

AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIZAÇÃO DE ELEMENTOS TÓXICOS NO AMBIENTE,
PROVOCADO PELO LANÇAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO PROCESSAMENTO DA
MANDIOCA NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DA CONQUISTA-BAHIA

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, área de concentração em Caracterização e Análise Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador:
Prof. D.Sc. José Soares dos Santos

VITÓRIA DA CONQUISTA – BAHIA
2013

Dedico

Ao meu querido esposo, Maycon Murilo Castro Guimarães, pelo incentivo, pelo carinho, pela paciência e pelo amor no transcorrer de nossa vida de união e, principalmente, durante a realização deste curso.

PPGGGBC

Ofereço

Aos meus pais, Pedro Carvalho e Gersi Carvalho, pelo amor incondicional e valores transmitidos.

AGRADECIMENTOS

Como forma de expressar minha gratidão pela alegria imensurável dessa conquista, quero registrar meus sinceros agradecimentos:

Em primeiro lugar a Deus, Mestre Supremo, Criador, Salvador, Fonte inesgotável de Inspiração e Sabedoria, pela presença constante, força, por levantar-me quando estava desanimada e abatida, e pelos meios necessários para a realização de meus sonhos;

Ao meu esposo, Maycon Murilo Castro Guimarães, que de forma especial e amorosa me deu força e coragem, me apoiando nos momentos de dificuldades e pelo incansável incentivo;

À minha família, pelo acolhimento e amor dedicado, principalmente à minha mãe Gersi, ao meu pai Pedro, aos meus irmãos Lidiane, Samuel e Eriston, aos meus cunhados Juliana Prates e Odair Pereira pelo apoio emocional, atenção e todo o carinho prestado;

Ao professor José Soares dos Santos, meu orientador, meu agradecimento todo especial pela paciência, compreensão em momentos difíceis, compromisso com o ensino e a pesquisa e oportunidade de me deixar compartilhar de seus conhecimentos.

À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB, pela oportunidade concedida para minha formação;

À prof^a. Dra. Eliane Mariza Dortas Maffei, pela qual tenho profunda consideração e respeito, pela grande contribuição à minha formação e apoio à realização deste curso;

À minha amiga Naiana Brito de Matos que desde a seleção caminhamos juntas para a conclusão deste curso, seu apoio e amizade foram fundamentais;

Às prof^{as}. Raquel Peres Maluf e Maria Lucia Del Grande pelo apoio e incentivo;

Aos amigos e colegas do laboratório de química analítica: Kaique Mesquita, Vanessa Santos, Ariane Oliveira, Ana Priscila de Sá, Milena Mendes, Yane Mesquita, Marllon Oliveira e Thalís Lelis, pela amizade, confraternização, pelo incondicional apoio na execução e todo o trabalho prestado;

À Coordenação, professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, pela oportunidade concedida, contribuição profissional e pela dedicação a manutenção da qualidade do curso.

Aos amigos de turma, Hélio Rocha, Isac Silva, Matheus Freitas, Milena Ferreira, Nádia Amori, Naiana Brito, Silene De Araújo, Lívia Oliveira e Luciana Freitas pelo companheirismo e pela cumplicidade;

Aos demais colegas de curso, pelo convívio saudável, pela amizade e privilégio de compartilhar momentos especiais;

Ao Setor de Transporte, na pessoa de Alcestes Silva Bonfim, pela disponibilidade e gentileza dos serviços prestados na realização das visitas de campo.

À COOPASUB, na pessoa de Izaltiene Rodrigues Gomes pela presteza, auxílio e que prontamente disponibilizou seu colega de trabalho, Joaquim, para a visita em campo.

À todos os proprietários e funcionários das casas de farinha (alvo desta pesquisa) que contribuíram de forma significativa na execução da mesma;

Ao diretor do Colégio Estadual Dom Climério, Jelton Silva; à ex-diretora, Maria Cristina de Castro, e à atual diretora do Colégio Estadual Polivalente, Joana d'Arc, pelo apoio e compreensão na realização desse curso;

Aos colegas de trabalho: Adriana de Jesus, Daniela Damasceno, Josélia Jabur, Fábio Fernandes, Adriana Oliveira, Silvana Costa, Carmem Rodrigues, José Carlos Mira, Davino Nascimento e Tia Vilma, pela saudável amizade, apoio, incentivo, ajuda e compreensão;

Ao Pastor Manuel Anselmo pelas orações e incentivos e a todos os irmãos da igreja Ebenézer;

Aos meus amigos que de forma direta ou indireta contribuíram para a conclusão desta etapa em minha vida!

Saudações a todos VOCÊS!!!

PPGGGBG

RESUMO

As indústrias de processamento de mandioca desempenha grande importância econômica, social e cultural na Região Sudoeste da Bahia, além de agregar valor ao produto beneficiado pela industrialização das matérias-primas. Assim sendo, o interesse em reunir informações sobre impactos ambientais associados aos efluentes produzidos pelas indústrias de processamento de mandioca voltado para a quantificação de metais pesados é de extrema importância devido aos riscos a saúde humana, biológicos, econômicos e sociais. Este trabalho tem como objetivo avaliar a variação espacial e temporal de dados físicos e químicos de amostras de águas coletadas na entrada de casas de farinha e indústria de fecularia, bem como, a análise dos efluentes produzidos por essas unidades, localizadas no povoado de Corta Lote e no bairro Campinhos, município de Vitória da Conquista – BA. As quantificações dos elementos tóxicos e majoritários foram realizadas por espectrometria de absorção atômica em forno de grafite e por espectrometria de absorção atômica por chama, respectivamente. Os íons inorgânicos foram determinados por cromatografia de troca iônica. Foram realizadas também medidas dos parâmetros físico-químicos (pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos) nas amostras coletadas. Uma análise exploratória dos resultados obtidos foi realizada aplicando o método de análise por agrupamento hierárquico, análise de componentes principais e correlação de Pearson. Os resultados foram comparados à Resolução CONAMA 357/2005 e 430/2011, mostrando que, para todas as variáveis analisadas, apenas algumas amostras (Zn no ponto PA 9, Cu nos pontos PA2 e PA4, Cd nos pontos PA1, PA7 e PA8, NO_3^- nos pontos PA4, PA6, PA7 e PA8 e NH_4^+ no ponto PA7) apresentaram valores acima do padrão estabelecido pela legislação. Foi observado o caráter promissor da manipueira como remediador da carga de metais pesados, principalmente ao Pb. Observaram-se maiores concentrações dos elementos majoritários nos efluentes das casas de farinha do que nos efluentes da indústria de fecularia. A aplicação da análise multivariada mostrou uma distinção bem definida das amostras de águas de entrada em relação à sua origem e os efluentes.

Palavras chaves: Manipueira, biossorção, contaminação, água.

* Orientador: José Soares dos Santos, *D.Sc.* – UESB.

ABSTRACT

The cassava processing industries play important economic, social and cultural development in the Southwest region of Bahia, besides adding value to the product received by the industrialization of raw materials. Thus, the interest in gathering information about environmental impacts associated with effluent produced by cassava processing industries facing the quantification of heavy metals is extremely important because of the risks to human health, biological, economic and social. This study aims to evaluate the spatial and temporal variation of physical and chemical data of water samples collected at the entrance of flour of houses and starch of industry, as well as the analysis of effluents produced by these units, located in the village of Corta Lote and in the neighborhood Campinhos, Vitória da Conquista - BA. Quantification of toxic elements and majority were performed by atomic absorption spectrometry and graphite furnace atomic absorption spectrometry with flame, respectively. The inorganic ions were determined by ion exchange chromatography. Were also carried out measurements of physico-chemical parameters (pH, electrical conductivity and total dissolved solids) in the samples collected. An exploratory analysis of the results was performed by the method of hierarchical *cluster* analysis, principal component analysis and Pearson correlation. The results were compared to the CONAMA Resolution 357/2005 and 430/2011, showing that for all variables, only a few samples (Zn in point 9 PA, Cu in points PA2 and PA4, Cd in points PA1, PA7 and PA8, NO_3^- in points in PA4, PA6, PA7 and PA8 and NH_4^+ in point PA7) had values above the standard established by law. Was observed on the promising nature of cassava wastewater as remedial of the charge of heavy metals, especially the Pb. Higher concentrations were observed in the majority elements of flour houses effluent than in starch industry effluents. The application of multivariate analysis showed a marked distinction samples of incoming water in relation to their origin and the effluents.

Keywords: Manipueira, bioremediation, contaminated water.

* Adviser: José Soares dos Santos, D.Sc. – UESB

LISTA DE TABELA

Tabela 1- Fases e etapas do processo produtivo da farinha e fécula.	19
Tabela 2- Padrões de elementos em efluentes (concentrações máximas), segundo Resolução do CONAMA 430 (2011)	23
Tabela 3- Localização e características dos pontos de amostragem.....	35
Tabela 4- Programas de aquecimento GFASS	41
Tabela 5- Condições operacionais para a análise dos macronutrientes pelo método F AAS .	42
Tabela 6- Resultados das análises de metais das amostras de águas de entrada, utilizada no processamento da mandioca, e efluentes, em $\mu\text{g L}^{-1}$	55
Tabela 7- Concentração média dos íons presentes nas águas de entrada, em mg L^{-1}	59
Tabela 8- Concentração dos macronutrientes (Ca, K e Mg), em mg L^{-1} , nas águas de entrada e efluentes de casas de farinha e fecularia.	61
Tabela 9- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, CE, STD, pH, NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- , e SO_4^{2-}) nas amostras de água de entrada no período seco	64
Tabela 10- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, CE, STD, pH, NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-}) nas amostras de águas de entrada no período chuvoso ...	65
Tabela 11- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, pH, CE e STD) das amostras de efluentes das casas de farinha e fecularia no período seco.....	70
Tabela 12- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, K, Mg, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, CE, STD e pH,) das amostras de efluente das casas de farinha e fecularia no período chuvoso	71
Tabela 13- Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos dois componentes principais selecionados para o período de seca e chuva	87
Tabela 14- Matriz de peso fatorial das variáveis dos efluentes nos dois componentes principais selecionados para os períodos de seca e chuvoso	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Ilustração de unidades de processamento de mandioca no Bairro Campinhos.....	31
Figura 2- Ilustração da indústria de fécula no Povoado de Corta Lote.....	31
Figura 3- Coleta de águas de entrada no Bairro Campinhos e Povoado de Corta Lote.....	33
Figura 4- Coletas de água de processamento e efluentes em fecularia no Povoado de Corta Lote e casas de farinha no Bairro Campinhos	34
Figura 5- Localização dos pontos de amostragem no Bairro Campinhos, Vitória da Conquista - BA. (Fonte: GeoBahia, 2013)	36
Figura 6- Localização dos pontos de amostragem no Distrito de Corta Lote, Vitória da Conquista - BA. (Fonte: Geobahia, 2013).....	36
Figura 7- Local de deposição dos efluentes das casas de farinha – Bairro Campinhos	37
Figura 8- Local de deposição dos efluentes da indústria de fecularia - Distrito de Corta Lote.	37
Figura 9- Equipamentos no processo de digestão ácida dos efluentes; Bombas de digestão ácida em micro-ondas (A), Sistema de digestão de amostras em micro-ondas (B), filtragem de amostras (C).....	40
Figura 10- Equipamento de cromatografia iônica	41
Figura 11- Equipamento de espectrometria de absorção atômica em forno de grafite (GFAAS)	42
Figura 12- Equipamento de espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS)	43
Figura 13- Equipamento, Condutivímetro	43
Figura 14- Equipamento, pH-metro.....	44
Figura 15- Capacidade de processamento da mandioca ($t\ dia^{-1}$) nas unidades localizadas nas áreas amostradas	46
Figura 16- Tempo de funcionamento das unidades de processamento de mandioca nas áreas amostradas	47
Figura 17- Produtos beneficiados das raízes de mandioca na área em estudo	48
Figura 18- Valores de STD das amostras de águas de entrada em período seco e chuvoso ...	49
Figura 19- Valores de STD das amostras dos efluentes em período seco e chuvoso	50
Figura 20- Valores de pH das amostras de águas de entrada em período seco e chuvoso	51
Figura 21- Valores de pH das amostras dos efluentes em período seco e chuvoso.....	51

Figura 22- Valores de condutividade elétrica das amostras de águas de entrada em período seco e chuvoso.....	53
Figura 23- Valores de condutividade elétrica das amostras dos efluentes em período seco e chuvoso.....	54
Figura 24- Dendrograma de análise de similaridade entre variáveis, agrupadas pelas amostras de águas de entrada coletadas em período seco (S) e chuvoso (C).....	67
Figura 25- Resultados da análise de componentes principais mostrando o gráfico dos escores das amostras de água (CP1 x CP2). Cor vermelha (período seco); cor preto (período chuvoso); água de EMBASA (Δ); água de Poço freático (\circ); Poço tubular (\square).	68
Figura 26- Comportamento das variáveis em relação às duas componentes principais.	69
Figura 27- Dendrograma de análise de similaridade entre variáveis, agrupadas pelas amostras de efluentes coletadas em período seco e chuvoso.	72
Figura 28- Resultados da análise de componentes principais mostrando o gráfico dos escores das amostras de efluentes (CP1 x CP2). Período seco (\blacktriangle); período chuvoso (\bullet).....	73
Figura 29- Comportamento das variáveis em relação às duas componentes principais.	74

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AAH – Análise por agrupamento hierárquico

ACP – Análise de componentes principais;

CE – Condutividade elétrica;

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente;

CP1 – Componente principal 1;

CP2 – Componente principal 2;

DQO – Demanda Química de Oxigênio;

Embasa – Empresa Baiana de Águas e Saneamento;

F AAS – do inglês “Flame atomic absorption spectrometry” (Espectrometria de absorção atômica com atomização por chama);

GF AAS – Espectrometria por Absorção Atômica em Forno de Grafite;

GPS – Global Positioning System;

N – Nitrogênio;

NH_4^+ – Amônio;

NO_3^- – Nitrato;

OD – Oxigênio Dissolvido;

pH – Potencial Hidrogeniônico;

r – coeficiente de correlação;

SPSS – do inglês “Statistical package for social sciences” (pacote estatístico para ciências sociais);

STD – Sólidos Totais Dissolvidos;

WHO – do inglês “World Health Organization” (Organização mundial de saúde).

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 Cultivo de mandioca	16
2.2 O processamento da mandioca e seus resíduos	17
2.2.1 Produção de farinha	17
2.2.2 Produção de fécula.....	18
2.3 Metais pesados (ou elementos traços).....	21
2.4 Alguns parâmetros de qualidade de água e efluentes	25
2.5 Resíduos vegetais na adsorção de metais pesados.....	26
2.6 Métodos Quimiométricos	29
3 OBJETIVOS	30
3.1 Objetivo Geral	30
3.2 Objetivos Específicos	30
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	31
4.1 Descrição da área de estudo	31
4.2 Amostragem	32
4.3 Vidrarias e materiais	38
4.4 Reagentes e soluções	38
4.5 Preparo das amostras	40
4.6 Procedimentos analíticos.....	40
4.6.1 Cromatografia iônica.....	40
4.6.2 Espectrometria de absorção atômica em forno de grafite (GFAAS)	41
4.6.3 Espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS).....	42
4.6.4 Determinação da condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos das amostras.....	43
4.6.5 Determinação do pH	44
4.7 Análises estatísticas	44
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
5.1 Caracterização do sistema de processamento de mandioca.....	46
5.2 Caracterização das amostras de águas e efluentes.....	48
5.3 Caracterização das amostras com base nas espécies majoritárias	58
5.4 Estudo de correlação dos resultados obtidos para as águas de entrada e parâmetros físico-químicos	62
5.5 Análise de agrupamento.....	66

5.6 Análise de componentes principais	67
5.7 Estudo de correlação dos resultados obtidos para os efluentes e parâmetros físico-químicos	69
5.8 Análise de agrupamento.....	71
5.9 Análise de componentes principais	72
6 CONCLUSÃO	75
REFERÊNCIAS	76
ANEXO	85

PPGGGBC

1 INTRODUÇÃO

A mandioca, *Manihot esculenta* Crantz, é cultivada em vários países da América do Sul, África e Ásia assumindo grande importância social como principal fonte de carboidratos para milhões de pessoas, sobretudo nos países em desenvolvimento. A cultura dessa tuberosa, de subsistência tradicional, tem importância crucial para a agricultura familiar do Nordeste do Brasil.

A mandioca pode ser consumida ou utilizada como matéria-prima industrial para extração da fécula, produção da farinha e do polvilho, os quais possuem uso culinário na fabricação de bolos, pães e biscoitos. Além disso, é também utilizada como fonte de forragem na alimentação animal.

Segundo pesquisa divulgada pelo (IBGE, 2011) a área de plantio nacional da mandioca, na safra de 2011, foi de 1.765.705 ha, com rendimento médio de 14,611 t ha⁻¹. Na distribuição da produção entre os diferentes estados brasileiros, destaca-se o Pará com 18,3% da produção nacional, seguido pelo Paraná com 16,4% e a Bahia com 11,7%.

Na região Nordeste, o processamento da mandioca é baseado principalmente na mão-de-obra familiar de forma artesanal, utilizando estruturas rudimentares em locais denominados de “Casas de Farinha”. Por outro lado, as indústrias de processamento de mandioca possuem condições físico-estruturais adequadas e necessárias ao bom funcionamento.

A industrialização da mandioca e derivados requer a disponibilidade de grande quantidade de água, especialmente nos processos de extração da fécula, produção do polvilho e da farinha. Nesses processos são geradas consideráveis quantidades de resíduos líquidos como águas de lavagem das raízes, águas resultante da prensagem da massa ralada das raízes e águas utilizadas na extração da fécula que, muitas vezes, não recebem tratamentos adequados, sendo depositadas próximos aos leitos dos rios, causando impactos negativos ao meio ambiente (Marmolejo et al., 2008).

Dentre os resíduos líquidos, destaca-se a manipueira, conhecida também por água vegetal ou água de prensa. A manipueira é a água resultante da prensagem da massa ralada para obtenção de farinha ou da água resultante da extração da fécula. O líquido resultante da prensa da raiz possui elevados teores de substâncias solúveis sendo que algumas delas apresentam propriedades poluidoras, podendo destacar os cianetos e metais tóxicos (Camili, 2007).

A sustentabilidade da cadeia produtiva da mandioca está ligada aos impactos ambientais gerados pela manipueira, uma vez que tais resíduos não devidamente tratados podem gerar impactos ambientais. O aproveitamento através da reutilização ou conversão em outros produtos poderá se transformar em suportes fundamentais na gestão desses resíduos (Marmolejo et al., 2008).

A indústria de processamento de mandioca faz parte de um setor que ainda não permitiu grandes investimentos em tecnologias para o tratamento e descarte dos seus efluentes, devido aos elevados custos financeiros para esses processos. Neste contexto, diversas pesquisas são realizadas para redução dos custos desses processos (Abia et al., 2003; Horsfall-Jr & Abia, 2003; Costa et al., 2009). O tratamento das águas residuárias da fecularia situada no município de Vitória da Conquista - BA está sendo realizado, predominantemente, em sistemas de lagoas. Entretanto, nas “casas de farinha” deposita-se as águas residuárias diretamente no solo e nos leitos de riachos.

A proposta deste trabalho surgiu pela preocupação de avaliar os impactos ambientais provocados pelos efluentes oriundos dos processamentos artesanal (casas de farinha) e industrial (fecularia) da mandioca. Foram avaliadas as características físico-químicas e os teores de elementos tóxicos em amostras de águas naturais e residuárias coletadas sazonalmente em casas de farinha localizada no bairro Campinhos na cidade de Vitória da Conquista - BA e em uma indústria de fabricação de fécula situada na zona rural do mesmo município.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Cultivo da mandioca

A mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) é uma planta arbustiva, perene, pertencente a família das euforbiáceas. Possui ampla adaptação às mais variadas condições de clima, inclusive tolerância à seca. A raiz tuberosa é a parte mais importante da planta, porém, pode-se utilizar também a parte aérea da planta na alimentação humana e de animais ou até mesmo como matéria-prima para diversos tipos de indústrias (Lorenzi et al., 2002).

A mandioca é uma cultura sul-americana, a cujos prováveis centros de origem são Brasil, América Central e México (Costa & Silva, 1992). Constitui-se uma das culturas mais exploradas na agricultura mundial, sendo utilizada como tuberosa. Nos trópicos, contribui significativamente para a economia da maioria dos países (Amani et al., 2005) através do processamento em diversos produtos (Apea-bah et al., 2009). Esta tuberosa é cultivada em todos os estados brasileiros, figurando entre os principais produtos agrícolas do país, em termos de área plantada e volume de produção (Moreira, 2011).

O cultivo de mandioca na região Sudoeste da Bahia apresenta elevada importância econômica e social, cuja principal destinação é na produção de farinha e amido. Entretanto, o manejo agrícola é caracterizado por baixa adoção de tecnologias agrônômicas e uso de materiais genéticos de plantio pouco produtivo para a região (Carvalho et al., 2009). De acordo com Oliveira et al. (2010) a utilização de práticas de manejo capazes de interferir na relação fonte-dreno, com intuito de direcionar maior transferência dos fotoassimilados produzidos pela planta ao desenvolvimento das raízes, pode maximizar a produção de raízes.

No Planalto de Conquista, o sistema de produção da mandioca segue o padrão típico da região Nordeste do Brasil, com pouca adoção de tecnologias agrônômicas (Santos, 2001). Segundo Carvalho et al. (2009), a produção de mandioca na região Sudoeste da Bahia, é geralmente realizada em estabelecimentos com área inferior a 31 ha e em plantios que raramente excedem 10 ha, aliado a práticas de manejo inadequado para a cultura e ao uso de material de plantio de baixa qualidade.

As variedades de mandioca apresentam características específicas. Os teores de ácido cianídrico (HCN) contido nas raízes é um dos fatores que definem a finalidade de uso da mandioca. As variedades são classificadas em ‘doces’ e ‘amargas’, com base na quantidade de cianeto existente em suas raízes. As mandiocas doces, destinadas ao consumo fresco humano, são denominadas ‘mandioca de mesa’, ‘macaxeira’, ‘aipim’ ou ‘mandioca mansa’; as amargas

devem ser processadas antes do consumo, são designadas como ‘mandioca brava’ e destinam-se à industrialização (Ponte, 2008).

A mandioca mansa apresenta teores de cianeto, na polpa fresca da raiz, inferiores a 100 mg Kg^{-1} enquanto as variedades amargas ou bravas têm teor de cianeto acima de 100 mg Kg^{-1} (Rimoldi et al., 2006). As diferenças nos teores de cianeto podem ser influenciadas pelo fator genético da variedade, condições de cultivo e tratos culturais, estado fisiológico da planta; bem como a idade de colheita e as condições edafoclimáticas (Borges et al., 1993; Fialho et al., 2002; Cardoso Júnior et al., 2005a).

Dentre as variedades utilizadas nas indústrias de farinha e fécula, cultivadas na região Sudoeste da Bahia, destaca-se a ‘Sergipe’ que é a mais utilizada pelos agricultores, por apresentar alto rendimento alcançado na região, além de sua rusticidade (Cardoso júnior, 2005b). São, também, utilizadas na região as variedades ‘Platinão’, muito explorada na produção de farinha e extração de amido (Viana et al., 2003), a variedade ‘Caitité’, recomendada para a região nordeste (Fukuda et al., 2005) e a variedade ‘Roxinha’ por apresentar boa aceitação como variedade de mesa e também para a produção de farinha.

2.2 O processamento da mandioca e seus resíduos

As características da cultura da mandioca permite a utilização de todas as partes da planta: a haste para propagação vegetativa ou para produzir farinha de folhas, as raízes para consumo *in natura* e para abastecer a agroindústria de farinha e fécula.

O processamento das raízes de mandioca agrega valor ao produto beneficiado, minimiza perdas pós-colheita, proporciona maior retorno financeiro aos produtores e gera emprego e renda a toda cadeia produtiva da mandioca através da oferta de produtos processados, intrinsecamente diferenciado (Rinaldi et al., 2010).

2.2.1 Produção de farinha

A produção de farinha de mandioca é tradicionalmente produzida na região Nordeste do Brasil, cujo processamento é realizado de forma artesanal em indústrias denominadas "casas de farinha", na maioria das vezes localizadas no próprio local de plantio da mandioca (Silva et al., 2012).

O processamento da farinha de mandioca apresenta etapas como: lavagem, descascamento de raízes, ralagem, prensagem, esfarelamento, torração, peneiragem e armazenamento que geram um produto de consumo direto à mesa. A água é inserida a lavagem e descascamento de raízes e posteriormente descartada. Os resíduos sólidos e efluentes gerados durante o processamento são água de lavagem, cascas das raízes, terra aderida às raízes, manipueira, crueira (material granuloso que não passa na peneira) e material particulado.

2.2.2 Produção de fécula

Nas fecularias extrai-se a fécula, que dentre vários produtos obtêm-se o polvilho doce e ainda, por fermentação, o polvilho azedo (um subproduto devido à fermentação da fécula de mandioca e secagem ao sol). O processo de extração da fécula envolve as seguintes etapas: recebimento das raízes, lavagem, descascamento, picagem e/ou ralação, prensagem e tamisação da massa sob água corrente. O bagaço é eliminado e a fécula é arrastada pela água e separada desta por decantação em tanques ou planos inclinados ou, nas indústrias mais equipadas, por centrifugação. A fécula obtida é secada em secadores de túnel (Leonel & Cereda, 2000; Balagopalan, 2002). Após a etapa de sedimentação tem-se a formação do polvilho doce e a água residuária (manipueira) é descartada.

A água utilizada durante o processo de extração de fécula é inserida em etapas como lavagem, descascamento, desintegração e extração de fécula. O volume de água adicional é utilizado no processo fermentativo da fécula até a obtenção do polvilho (Lamaison, 2009).

A fécula de mandioca é usada como matéria-prima para biofilmes comestíveis na conservação de frutas e hortaliças, produção de papel, mercado de cola e adesivos, na indústria química, frigoríficos, setor têxtil, agentes ligantes e na indústria de fundições entre outros (Ferreira, 2004; Aplevicz, 2006; Lemos et al., 2008)

Dentre os efluentes (resíduos líquidos), tem-se a água de lavagem e manipueira, conhecida também por água vegetal ou água de prensa. A água de lavagem é a água resultante do processo de lavagem das raízes que carrega, em suspensão, a terra e as cascas. A manipueira é a água resultante da prensagem da massa ralada para obtenção de farinha ou da água resultante da extração da fécula.

Apesar de apresentar ácido cianídrico, a manipueira pode ser reutilizada. A manipueira diluída é usada como inseticida; após perder toxidez pode ser usada como adubo e também

como herbicida (Ferreira, 2004). A casca e crueira são reaproveitadas como auxiliar na ração animal.

Quase a totalidade da fécula de mandioca é produzida em indústria de pequeno e médio porte, com mão de obra intensiva, técnicas tradicionais, apesar de existir grandes fábricas modernas no Brasil, Colômbia e Venezuela (FAO, 2006). A produção de farinha e fécula envolvem processos que compreende basicamente as mesmas operações para indústrias de diferentes escalas e são gerados resíduos sólidos e líquidos. As etapas envolvidas desse processo e seus respectivos resíduos são apresentadas na tabela 1, de acordo como descritas anteriormente.

Tabela 1- Fases e etapas do processo produtivo da farinha e fécula.

Fase	Etapas	Resíduos
Produção de farinha		
Lavagem e Descascamento	Em casas de farinha é realizado de forma manual com o auxílio de facas, geralmente realizado por mulheres.	Cascas, terras, águas de lavagem
Ralagem	As raízes são desagregadas para romper as paredes celulares e liberar os grânulos de amido, convertendo as raízes em uma massa conhecida como polpa ou massa ralada.	
Prensagem	A massa ralada é prensada, geralmente em prensas manuais de parafuso com o objetivo de reduzir a umidade presente na massa ralada.	Manipueira
Esfarelamento	Descompactar a massa ralada, geralmente é realizado de forma manual em casas de farinha.	
Torração	A massa esfarelada/peneirada é colocada no forno para a eliminação do excesso de água e gelatinizar parcialmente o amido.	Particulado
Peneiragem	A massa seca é peneirada para eliminação de aglomerados da farinha.	Crueira, particulado
Armazenamento	A farinha é armazenada em sacos	Particulado
Produção de fécula		
Lavagem e Descascamento	Raiz lavada e descascada	Cascas, terras, águas de lavagem
Desintegração e Ralagem	As raízes são desagregadas para romper as paredes celulares e liberar os grânulos de amido, convertendo as raízes em uma massa conhecida como polpa ou massa ralada.	

Tabela 1, continua

Extração	Separação do amido e resíduos.	Manipueira (Geralmente é reutilizada no processo de lavagem)
Peneiração fina	É assegurada uma eficiente separação do amido e fibras de celulose.	
Refinação do amido	O amido cru é encaminhado para centrífuga, que separa as impurezas e concentra o amido.	Manipueira
Desidratação	O amido concentrado é desidratado por um processo mecânico num filtro contínuo a vácuo. Em seguida, é encaminhado a um secador tipo pneumático, perdendo umidade mediante exposição à uma corrente de ar quente.	
Embalagem	O amido seco é encaminhado para o setor de embalagem, onde é acondicionado em sacos.	Particulado

Adaptado, Marmolejo et al., 2008

A forma do processamento das raízes e o produto final que se destina apresenta diferença na quantidade de água necessária nas etapas de processamento das raízes e também no volume de resíduos líquidos gerados. Segundo estudo orientado por Marmolejo et al. (2008), o processamento de uma tonelada de mandioca, em uma pequena unidade de processamento, para a produção de polvilho, requer 10.233 m³ de água, para produzir 234 Kg de produto final, 1.740 kg de resíduos sólidos e 8.907 Kg de resíduos líquido.

Na fabricação da fécula de mandioca, a quantidade total de água utilizada é de cerca de 7 m³ t⁻¹ de raiz processada. Estima-se um consumo de água em torno de 2,62 m³ por tonelada de raiz processada na etapa da lavagem, sendo o volume restante proveniente da prensagem e lavagem do amido, resultando na manipueira propriamente dita ou água vegetal (Lamaison, 2009).

Na produção de fécula, polvilho doce e azedo, gera um volume de efluente industrial mais diluído, porém com maior volume de manipueira (Wosiacki & Cereda, 2002). O volume e a qualidade dos subprodutos podem variar devido a fatores como cultivo, idade da planta, tempo de processamento após colheita e tipo de maquinário industrial (Cereda, 2001).

As unidades de processamento de mandioca podem ocasionar problemas ambientais devido à quantidade de águas residuárias produzida e a deposição desta diretamente no meio ambiente. Na produção da farinha de mandioca são gerados resíduos sólidos e efluentes que, muitas vezes, são depositados próximos a leitos de rios, lagoas, córregos, barragens, açudes e/ou diretamente no solo (Pastore, 2010).

De acordo com Araújo et al. (2012), o potencial poluidor das casas de farinhas pode ser agravado através de instalações próximas, umas das outras, pois geralmente ocasiona concentrações de poluentes em áreas muito próximas, propiciando a proliferação de insetos e causando maus odores, decorrente da decomposição da matéria orgânica presente no efluente. Segundo Lima (2001) os efluentes de fecularia contribuem para aumentar o risco de impactos ambientais, devido, principalmente, ao baixo aporte tecnológico empregado no processamento das raízes.

As águas residuárias geralmente contêm cargas elevadas de substâncias orgânicas, particularmente quando o tratamento é limitado a métodos preliminares ou primários. A decomposição bacteriana do material orgânico, assim como a oxidação de substâncias químicas, tais como a amônia, pode levar ao consumo de oxigênio dissolvido (OD). Os processos de fotossíntese e respiração causam grandes oscilações diurnas no OD, sendo que o aumento de ambos os processos tem como resultado o enriquecimento orgânico por águas residuárias (Holeton et al., 2011).

A concentração de matéria orgânica da manipueira na produção de farinha, indicada pela concentração da demanda química de oxigênio (DQO), é três vezes maior do que a manipueira proveniente do processamento da mandioca a fécula (Lamaison, 2009).

A estrutura física dos ambientes aquáticos pode ser alterada como resultado da entrada de águas residuárias sem tratamento. Por exemplo, as águas residuárias pode alterar a dinâmica térmica de ambientes aquáticos através de temperaturas inadequadas, além de alterações pelo tamanho das partículas na estrutura dos rios e leito dos lagos (Molinos & Donohue, 2009; Holeton et al., 2011).

A utilização de resíduos constitui um dos pilares fundamentais na gestão de resíduos; mediante sua aplicação, os resíduos se reincorporam ao ciclo produtivo, quer através da reutilização ou conversão em outros produtos, diminuindo os montantes produzidos e os impactos sobre o meio ambiente, além de melhorar a eficiência industrial (Marmolejo et al., 2008).

2.3 Metais pesados (ou elementos traços)

A disponibilização de metais pesados em águas residuárias vem aumentando em todo o mundo, como resultado do intensivo processo de desenvolvimento industrial. Esta contaminação ameaça o equilíbrio ambiental em escala global, e também produz efeitos

negativos sobre a qualidade de vida humana e aos ecossistemas aquáticos (Khasbaatar et al., 2007).

O termo metal pesado refere-se a elementos metálicos com densidade relativamente alta, sendo que alguns são tóxicos em concentrações extremamente baixas (Acheampong et al., 2010). Por serem absolutamente não biodegradáveis podem se concentrar nos solos e ser absorvidos pelas plantas em quantidades suficientes para afetar negativamente o seu desenvolvimento e/ou a saúde dos consumidores que se sucedem na cadeia alimentar ocasionando várias doenças e distúrbios, quando acumulados em tecidos vivos (Baird, 2002; Srivastava & Majumder, 2008; Wan Ngah & Hanafiah, 2008; Fosenca, 2012). Sendo assim, é de extrema importância o monitoramento dos metais pesados no ambiente, seja aquático, terrestre ou na atmosfera (Fonseca, 2012).

O aporte de metais traços em corpos aquáticos pode ocorrer naturalmente por meio de processos geoquímicos e intemperismo do material de origem ou como resultado de atividades antrópicas (Melo et al., 2012). De acordo com Kurniawan et al. (2006), a grande totalidade dos metais pesados é, ou será, disponibilizada no meio ambiente em solução aquosa. A presença de contaminantes tóxicos de metais pesados em fluxos aquosos, originados pela atividade humana, é uma questão ambiental de extrema importância, devido à descarga de efluentes contendo metais sem tratamento em corpos d'água (Bai & Abraham, 2003).

Dessa forma, é necessário identificar e compreender as fontes reais de efluentes no meio ambiente contendo metais pesados, provenientes de atividades naturais ou antropogênicas, como também, seus impactos agudos, grave e persistente sobre a saúde humana e sobre a sustentabilidade dos ecossistemas, no intuito de controlar a contaminação dos solos e águas e estabelecer projetos estratégicos sustentáveis de gestão (Pandey et al., 2007; Sun et al., 2011).

Diversos pesquisadores (Bai & Abraham, 2003; Pandey et al., 2007; Acheampong et al., 2010) têm voltado seu interesse para a quantificação de poluição por metais pesados em águas residuárias, reunindo dados sobre impactos ambientais. Os objetivos são de determinação dos níveis e identificação das possíveis fontes de poluição, bem como atribuição de tendências nas mudanças de comportamento na estruturação industrial e na implementação de tecnologias de controle da poluição.

Com intuito de reduzir os níveis de íons de metais pesados a partir de águas residuárias, antes da descarga no meio ambiente, diferentes métodos têm sido desenvolvidos que incluem: coagulação, precipitação, permuta iônica, processos de membrana, evaporação e

tecnologias eletroquímicas (Pandey et al., 2007). Concomitante aos métodos químicos e físicos, pesquisas com agentes biológicos têm sido desenvolvidas para tratamento de íons metálicos em efluentes, por ser um processo que pode ser realizado no local contaminado e as tecnologias desse bioprocessamento são geralmente seguras ao meio ambiente (nenhuma poluição secundária), além de ter custo mais acessível se comparado a outros métodos (Volesky & Holan, 1995; Deng et al., 2003; Wang & Chen, 2009; Dhir & Srivastava, 2011).

A despeito dessas informações, Holeyton et al. (2011) constataram que a qualidade dos efluentes tratados aumenta com níveis mais elevados de tratamento, entretanto, a qualidade do efluente obtido por um dado nível de tratamento pode variar muito entre as instalações e mesmo dentro do funcionamento de um sistema único. É importante notar que o custo total do tratamento de um efluente contaminado com metal pesado varia de acordo com o processo utilizado, com a resistência e quantidade do efluente, com as condições locais, com a quantidade e composição de impurezas, bem como o grau de purificação do efluente (Kurniawan et al., 2006).

Vários órgãos reguladores definem o limite máximo previsto para a descarga de metais pesados tóxicos no lançamento de efluentes. A tabela 2 mostra o nível máximo de contaminantes, valores definidos pela Resolução do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA Nº 430, de 13 de Maio de 2011.

Tabela 2- Padrões de elementos em efluentes (concentrações máximas), segundo Resolução do CONAMA 430 (2011).

Parâmetro	Concentração
Cádmio	0,2 mg L ⁻¹
Chumbo	0,5 mg L ⁻¹
Cobre	1,0 mg L ⁻¹
Cromo	1,0 mg L ⁻¹
Níquel	2,0 mg L ⁻¹
Zinco	5,0 mg L ⁻¹

O lançamento de efluentes que contém metais como Cd, Zn, Pb, Cr, Cu e Ni causam problemas ambientais e aflige a sociedade moderna, pois, esses elementos, não apresentam quaisquer benefícios ao organismo humano e, devido a sua persistência, e ao elevado teor de toxicidade causam graves problemas ambientais (Bertoli, 2011).

O níquel pode causar reações alérgicas e toxicidade crônica (náuseas, dermatite, asma crônica, tosse, cólicas abdominais, vertigens, diarreia e cansaço), mas sem, contudo,

apresentar sintomas típicos de toxicidade aguda (Borbély & Nagy, 2009). Com relação ao zinco, apesar de ser um elemento biologicamente essencial, pode causar sintomas de depressão, letargia, convulsões e aumento da sede em uma situação de overdose (Kurniawan et al., 2006).

O cromo é um elemento presente em soluções aquosa, principalmente nos estados de oxidação trivalente e hexavalente. O cromo trivalente (Cr (III)) é um elemento essencial em concentração traço, entretanto, na forma hexavalente (Cr (VI)) é altamente tóxico e carcinogênico (Garcia-Reyes & Rangel-Mendez, 2009). O (Cr (III)) é encontrado nos alimentos e tem papel crucial na manutenção normal do metabolismo da glicose e sua deficiência implica em desenvolvimento de intolerância a glicose, glicosúria, hiperglicemia e concentrações circulantes elevadas de insulina e glucagon (Goldhaber, 2003).

O cádmio não exerce nenhuma função biológica essencial conhecida nos seres humanos (O'Neill, 1993), bem como em plantas (Horsfall-Jr & Abia, 2003). Pesquisa orientada por Bertoli et al. (2012), verificaram menor absorção de Ca e K por plantas de tomate (*Lycopersicon esculentum*), além de redução do crescimento quando crescidas em meio com presença de cádmio, devido a inibição competitiva entre esses cátions e o cádmio.

Exposição ao cádmio está associada a danos nos rins e ossos que são órgãos críticos no que diz respeito a exposição ambiental. O cádmio também tem sido identificado como um potencial cancerígeno humano, sendo os principais efeitos críticos o aumento da excreção de proteínas de baixo peso molecular na urina (como resultado de danos celulares) e um risco aumentado de osteoporose (WHO, 2007).

Os ciclos do zinco e cádmio estão intimamente inter-relacionados, pois os minerais de zinco e a maioria dos fluxos antropogênicos contêm pequenas quantidades de cádmio. O elemento cádmio é usado em galvanização, em estabilizadores de plásticos, em pigmentos, em soldas, em baterias de Cd-Ni. Altos valores no sedimento de esgoto refletem o uso industrial e doméstico de cádmio (O'Neill, 1993).

O chumbo está presente em produtos como pilhas, baterias, tintas, cerâmicas, soldas e munições (Paoliello & Chasin, 2001), sendo as mais importantes formas de emissão do Pb as atividades de mineração e fundição. As altas concentrações de Pb em plantas interferem na divisão celular, interrupção do metabolismo do Ca e a inativação enzimática devido a toxicidade desse elementos (Bergmann, 1992).

O chumbo é uma neurotoxina conhecida. Em crianças o prejuízo no neurodesenvolvimento é o efeito mais crítico. Exposição no útero, durante a amamentação e no início da infância podem ser todos responsáveis pelos efeitos. O chumbo acumula-se no

esqueleto e sua mobilização a partir dos ossos, durante a gravidez e lactação, causa exposição aos fetos e bebês em aleitamento. Assim, a exposição da vida de uma mulher antes da gravidez é importante (WHO, 2007).

O cobre é um elemento traço essencial, entretanto quando ingerido em altas quantidades causa efeitos corrosivos gastrointestinais, hemólise e formação de meta-hemoglobina. Uma alta dose de cobre também sobrecarrega a via excreção biliar levando a danos celulares e hepática obstrutiva (Bradberry, 2007).

Os insumos agrícolas ou subprodutos usados com finalidade corretiva ou nutricional na agricultura somados aos processos industriais são as principais fontes de contaminação por cobre (Lima et al., 2001; Campos et al., 2005). Contudo, há também canos de cobre, ou soldas de chumbo e cobre que neste caso funciona como uma fonte de incremento de cobre (Grigoletto et al., 2012).

2.4 Alguns parâmetros de qualidade de água e efluentes

Os parâmetros físico-químicos, como: condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, pH; como também os parâmetros químicos: nitrogênio (N) na forma nítrica (NO_3^-) e amoniacal (NH_4^+), cloreto, sulfato, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni e Pb são quantificados e avaliados como indicativos da qualidade das águas e efluentes em diversos trabalhos (Deng et al., 2003; Kurniawan et al., 2006; Pandey et al., 2007; Ghafari et al., 2008; Santos et al., 2008; Sud et al., 2008; Acheampong et al., 2010; Melo et al., 2012; Santos et al., 2012).

O nitrogênio tem importância direta no crescimento e reprodução de microrganismos e os efluentes ricos nesse elemento, pode provocar proliferação excessiva de algas no curso d'água receptor (Silva et al., 2003).

A eutrofização é causada por entrada de formas de N como; NH_4^+ , nitrito (NO_2^-) e NO_3^- que promovem o crescimento excessivo de plantas aquáticas, que por sua vez podem causar depleção de oxigênio e alterações deletérias na abundância e diversidade da fauna aquática (Camargo & Alonso, 2006). Há estudo que indica que o N na forma de amônia (NH_3) tem uma toxicidade mais elevada do que na forma ionizada (NH_4^+) (Holeton et al., 2011). Além dos riscos ambientais, o NO_3^- em água potável é considerado um contaminante de extrema periculosidade quando ingerido, devido à transformação em nitrosaminas logo no estômago, que é susceptível de provocar câncer (Gálvez et al., 2003).

O pH tem papel importante no controle do processo de desnitrificação que é um processo pelo qual o N retorna à atmosfera sob a forma de N₂. Contudo, a faixa de pH considerada ideal no processo de desnitrificação é variável em alguns trabalhos (Kurt, et al., 1987; Rezania et al. 2005) que, em geral, mostram uma faixa de pH de 7,5-9,5 eficiente na remoção do nitrato. Além do efeito no processo de desnitrificação o pH do meio interfere na formação de complexos estáveis de metais pesados, por exemplo, hidróxidos, óxidos e carbonatos, tornando os metais pesados mais ou menos biodisponíveis, contudo, o pH é um importante parâmetro na adsorção de íons metálicos em soluções aquosas (Deng et al., 2003; Bosso & Enzweiler, 2008).

A condutividade elétrica é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Entretanto, esse parâmetro não determina, especificamente, quais os íons (cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, sulfatos e cloretos) que estão presentes em determinada amostra de água ou efluente, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram nos ambientes aquáticos por lançamentos de efluentes industriais (Silva et al., 2007).

Montenegro et al. (2003) confirmam a inclusão da condutividade elétrica para controle do processo de salinização. De acordo com os mesmos autores, a estação chuvosa tende a diminuir a condutividade elétrica pelo umedecimento progressivo da zona não-saturada, provavelmente devido à lavagem do perfil seguida de drenagem natural do aquífero. Os valores muito elevados para a condutividade elétrica podem ter relação com interferências antrópicas, pelo lançamento de despejos industriais e/ou esgotos domésticos (Oliveira, 2007).

O efluente oriundo do beneficiamento da mandioca (seja para obtenção da farinha ou para a extração fécula) não tem relação com o potencial salinizador de solo; provavelmente devido à correlação equivocada entre sal e acidez em função do cianeto (Silva et al., 2003).

2.5 Resíduos vegetais na adsorção de metais pesados

A aplicação de adsorventes com baixo custo obtido a partir de resíduos vegetais, como um substituto para dispendiosos métodos convencionais, para remoção de íons de metais pesados a partir de águas residuárias tem sido pesquisados. Algumas das vantagens da utilização de resíduos vegetais para o tratamento de águas residuárias incluem técnica simples, requer pouco processamento, boa capacidade de adsorção, adsorção seletiva de íons de metais pesados, baixo custo, disponibilidade livre e fácil regeneração (Wan Ngah & Hanafiah, 2008).

Numerosos estudos são focados em fontes de biomassa de resíduos em diferentes partes do mundo, em que algumas propriedades de adsorção experimentais têm sido relatados, por exemplo, casca da raiz da mandioca (Abia et al., 2003), casca de amendoim (Wafwoyo et al., 1999), pó de folhas (Hanafiah et al., 2006; King et al., 2006; Hanafiah et al., 2007), resíduos de caule de uva (Villaescusa et al., 2004), cinza da casca de arroz (Bhattacharya et al., 2006), bagaço de agave (*Agave salmiana*) (Velazquez-Jimenez et al., 2013).

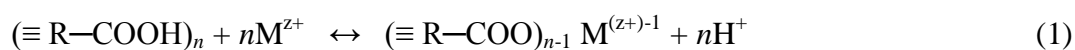
O processo de adsorção de íons de metais pesados ocorre como um resultado da interação físico-química, troca iônica ou principalmente a formação de complexo entre os íons metálicos e os grupos funcionais presentes na superfície da partícula. Vários grupos funcionais estão envolvidos, tais como fosfato, carboxila, amina e amidas (Ahluwalia & Goyal, 2005).

A taxa e a capacidade de adsorção de íons metálicos em resíduos de biomassa dependem das propriedades físicas, concentração e tamanho das partículas do adsorvente. Portanto, o efeito específico de propriedades adsorventes e as condições operacionais dependem do sistema de interação biomassa e íons metálicos (Amarasinghe & Williams, 2007).

As propriedades físicas e químicas de uma partícula adsorvente, tais como área da superfície, grupos funcionais de superfície, carga superficial e o seu tamanho determina as características de adsorção de um material (Wan Ngah & Hanafiah, 2008).

Algumas características física e apontada por Amarasinghe e Williams, (2007) por melhorar a capacidade de adsorção dos íons metálicos, por exemplo, a interação de íons exposto aos sítios adsorventes de um sólido é mais elevada quanto maior for a área de superfície do adsorvente, também com relação ao tamanho da partícula, que quanto menor for maior será a área de superfície por unidade de peso percentual de adsorvente e, portanto, mais elevada a porcentagem de remoção de íons metálico.

Os biosorventes, originados de resíduos agrícolas, apresentam grupos que contém oxigênio (por exemplo, carboxílico e fenólico), que estão envolvidos no processo de sorção de íons metálicos (Velazquez-Jimenez et al., 2013). Os mesmos autores propõem um mecanismo para a adsorção dos metais pesados, em solução aquosa, utilizado bagaço de *Agave salmiana*, tratado com ácido (1) e com uma base (2).



Onde M = íons de metais pesados (Cd, Pb ou Zn)

A biosorção de metais pesados por biomassa depende principalmente dos componentes da partícula, especialmente através da superfície externa e estrutura espacial da partícula celular. Diversos polissacarídeos, incluindo celulose, quitina, alginato, glicanos, etc, além de proteínas, têm um papel muito importante na ligação de metais pesados. Há evidências que grupos que contém O-, N-, S-, ou P- participam diretamente na ligação de determinados metais (Wang & Chen, 2009).

A utilização de resíduo de biomassa de mandioca (casca da raiz, sem tratamento e quimicamente tratada) tem potencial para ser empregada como adsorvente para a remoção de metais pesados em águas residuárias, sendo capazes de se ligar aos metais pesados por adsorção e troca iônica (Abia et al., 2003).

2.6 Métodos Quimiométricos

A quimiometria consiste, essencialmente, na aplicação de modelos matemáticos e técnicas estatísticas. A Análise de Componentes Principais (ACP) e análise de agrupamento Hierárquico (AAH) são ferramentas quimiométricas que podem ser utilizadas na visualização de propriedades de amostras (Fonseca, 2012). De acordo com Correia e Ferreira (2007), essas ferramentas, com procedimentos multivariados, visa o tratamento de dados analíticos, por meio de métodos não supervisionados de reconhecimento de padrões que tornam explícitas as inter-relações entre variáveis e permite a visualização de informações latentes.

Ainda segundo esses autores a análise de gráficos obtidos por AAH (dendrograma) e ACP (escores e pesos) é complementar e, por esse motivo, recomenda-se a utilização dessas 2 ferramentas nos estudos não supervisionados de reconhecimento de padrões. Além de aumentar a consistência das interpretações, o entendimento do conjunto de dados é facilitado e as inter-relações entre as variáveis ficam mais evidentes.

Segundo Egreja-Filho et al. (1999), o método das componentes principais é um método gráfico multivariado utilizado para a obtenção de projeções bidimensionais com um mínimo de perda de informação estatística, o qual determina a direção no espaço de dimensão 4, que explica a maior variância dos dados, ou seja, o maior espalhamento dos pontos no espaço, nesta direção. Lacerda et al. (2010), destaca a utilização da análise em componentes principais por obter uma transformação mais representativa e compacta das observações, sendo individualmente responsáveis pela variância dos dados.

A apresentação dos resultados experimentais na forma de gráficos facilita a interpretação dos dados, visto que o ser humano é dotado de um potente sistema visual de

reconhecimento de padrões. Por esse motivo, a identificação de grupos de amostras com características parecidas é quase imediata quando se utiliza AAH e ACP. Além disso, é possível verificar quais dos parâmetros analisados (variáveis) são os principais responsáveis pela formação dos grupos de amostras (Correia & Ferreira, 2007).

O uso de características físico-químico para verificar a similaridade entre amostras empregando métodos de reconhecimento de padrões por análise multivariada é amplamente explorado, com a finalidade de garantir a autenticidade de produtos agroindustriais (Correia & Ferreira, 2007; Santos et al., 2008; Lacerda et al., 2010; Fonseca, 2012)

PPGGGBC

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar a gravidade dos impactos provocados pela deposição dos efluentes de casas de farinha e fecularia nos recursos hídricos no município de Vitória da Conquista – BA, de modo que os esforços futuros para gerir águas residuárias possam ser aplicados de forma eficiente e eficaz.

3.2 Objetivos Específicos

- Desenvolver um plano de amostragem de efluentes (manipueira) de casas de farinha e fecularia;
- Caracterizar o sistema de processamento de mandioca em relação às condições de capacidade de processamento, tempo de funcionamento, produtos beneficiados, local de disposição do efluente e origem da água;
- Desenvolver um plano de amostragem de recursos hídricos (lençol freático);
- Preparar amostras coletadas em águas de entrada e efluentes;
- Analisar os parâmetros físico-químicos das águas de entrada e efluentes: pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos;
- Extrair das amostras os elementos metálicos para posterior avaliação dos teores disponíveis desses elementos tóxicos;
- Determinar os teores de cádmio, cromo, níquel, zinco, cobre e chumbo através da absorção atômica em forno de grafite em amostras de águas de entrada e efluentes;
- Determinar os teores de cálcio, magnésio e potássio através da absorção atômica por chama em amostras de efluentes;
- Determinar os teores de cloreto, nitrato, amônio, sulfato, cálcio, magnésio e potássio através da cromatografia iônica em amostras de água de entrada;
- Tratar os resultados obtidos por análises estatísticas de Análise de Agrupamentos Hierárquicos e Análise de Componentes Principais;
- Interpretar os resultados com base num programa estatístico (SPSS);
- Estabelecer relação nas diferenças entre efluentes de casas de farinha e indústria de fécula.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado em duas áreas localizadas no município de Vitória da Conquista - BA, uma situa-se em uma área semi-urbana do bairro Campinhos, cujas atividades humanas são baseadas em pequenas unidades de processamento de mandioca (casas de farinha) (Figura 1) e a outra em uma área rural no povoado de Corta Lote - Distrito de Inhobim onde se localiza uma indústria de fécula (Figura 2).



Figura 1- Ilustração de unidades de processamento de mandioca no Bairro Campinhos.



Figura 2- Ilustração da indústria de fécula no Povoado de Corta Lote.

De acordo com a classificação climática de Köppen, a região de estudo é do tipo Aw', quente com estação seca bem acentuada e precipitações anuais em média de 700 mm. Tipo Tropical de Altitude, cuja temperatura média no mês mais quente é de 22,1 °C e, no mês mais

frio, de 15,8 °C, com média anual de 20 °C. A vegetação pertence à tipologia de Floresta Estacional Decidual ao semidecidual, também conhecida como Mata de Cipó (Soares Filho, 2000).

A região faz parte do Planalto de Conquista, recoberto por sedimentos arenosos do Terciário. Esses sedimentos constituem em um aquífero superficial muito utilizado para abastecimento doméstico em poço freático, que são poços rasos.

Em Vitória da Conquista a rede hidrográfica apresenta as bacias dos Rios Pardo e das Contas; além destes existem o Riacho Santa Rita, Córrego Lagoa de baixo, Riacho da Vereda, Riacho Muritiba e o Córrego Verruga (Jesus, 2010).

No Bairro Campinhos encontra-se parte do Córrego Lagoa de baixo e a nascente do Riacho Santa Rita que se desenvolve na direção sul, sendo um dos formadores da microbacia do Córrego Verruga. Já na região de Corta Lote, localizada a indústria de fecularia, está próxima do Riacho da Vereda.

4.2 Amostragem

Para avaliar a variação espacial e temporal de alguns elementos poluentes e contaminantes, em poços freáticos e efluentes das indústrias de processamento de mandioca, foram coletadas amostras de águas de entrada (Figura 3), água de processamento e efluentes do processamento de raiz de mandioca (Figura 4). Foram utilizados para o acondicionamento das amostras, garrafas de água mineral devidamente etiquetadas e no mesmo foi feito uma lavagem com a própria água da fonte em análise. Os pontos de coleta foram distribuídos visando uma melhor abordagem da área em função do acesso e permissão dos proprietários das mesmas.



Figura 3- Coleta de águas de entrada no Bairro Campinhos e Povoado de Corta Lote.



Figura 4- Coletas de água de processamento e efluentes em fecularia no Povoado de Corta Lote e casas de farinha no Bairro Campinhos.

Foram amostradas água de entrada, oriundas da Embasa (P1, P2, P3, P4, P5), de poço freático (P4, P6, P7, P8) e de poço tubular (P9), com ressalva para o P4 que utiliza água proveniente da Embasa e poço freático, bem como, a coleta de efluentes do processamento de raízes de mandioca (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P8 e P10) e água de processamento (P9). A localização e características dos pontos de coleta das amostras estão apresentadas na Tabela 3 e Figuras 5 e 6. As coletas foram geo-referenciadas com auxílio de um GPS.

Tabela 3- Localização e características dos pontos de amostragem.

Ponto	Local	Coordenadas geográficas	Unidade de Produção	Origem da água	Disposição do efluente
P1	Campinhos	14° 52.839' S 40° 53.319' W	Casa de farinha	Embasa	Lançado diretamente no solo
P2	Campinhos	14° 52. 319' S 40° 53.253' W	Casa de farinha	Embasa	Lançado diretamente no solo
P3	Campinhos	14° 52. 851' S 40° 53.239' W	Casa de farinha	Embasa	Lançado diretamente no solo
P4	Campinhos	14° 52.840' S 40°53.363' W	Casa de farinha	Embasa e poço freático	Lançado diretamente no solo
P5	Campinhos	14° 52.924'S 40°53468'W	Casa de farinha	Embasa	Lançado diretamente no solo
P6	Campinhos	14°53.339'S 40°53952'W	Casa de farinha	Poço freático	Lançado diretamente no solo
P7	Campinhos	14°53.451'S 40°54.107' W	Casa de farinha desativada	Poço freático	-----
P8	Campinhos	14° 53.823' S 40°53.905'W	Casa de farinha	Poço freático	Lançado diretamente no solo
P9	Corta Lote	15°08.371'S 41°02.436' W	Indústria	Poço tubular	Reaproveita no processo
P10	Corta Lote	15° 08.498'S 41°02.448' W	Indústria	-----	Lançado em lagoas de estabilização

Embasa: Empresa Baiana de Água e Saneamento S.A.

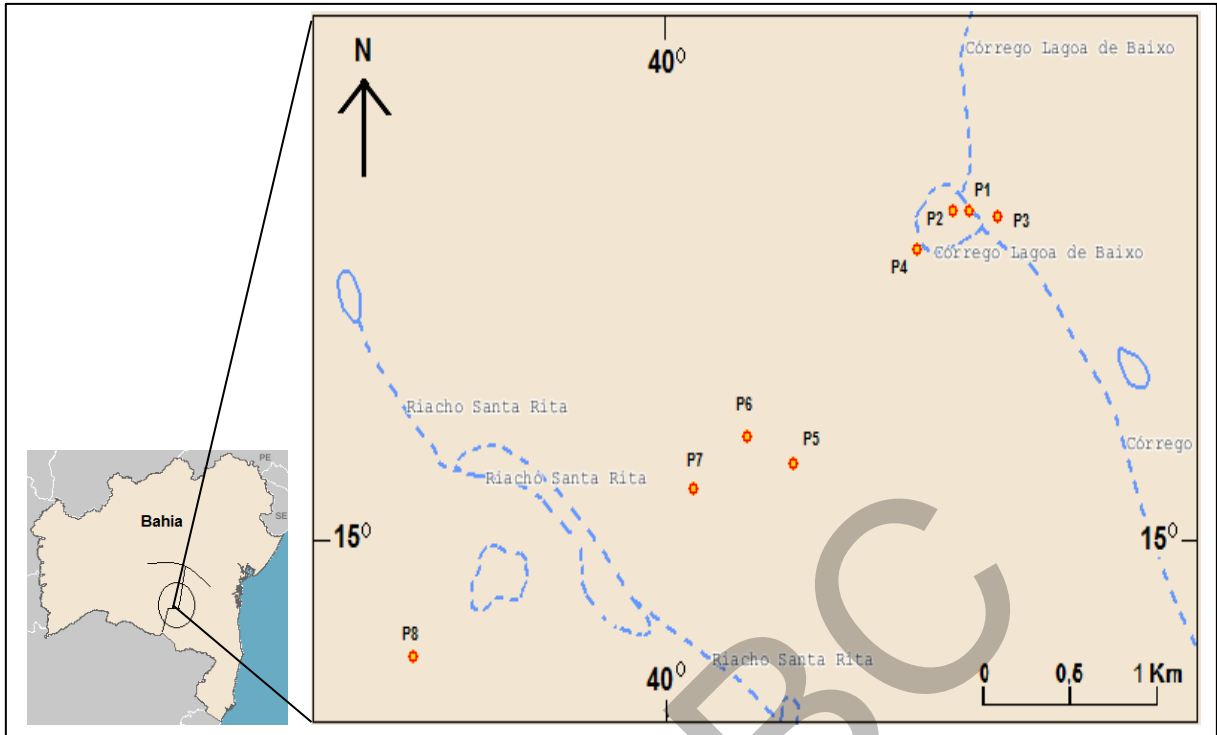


Figura 5- Localização dos pontos de amostragem no Bairro Campinhos, Vitória da Conquista - BA. (Fonte: GeoBahia, 2013).

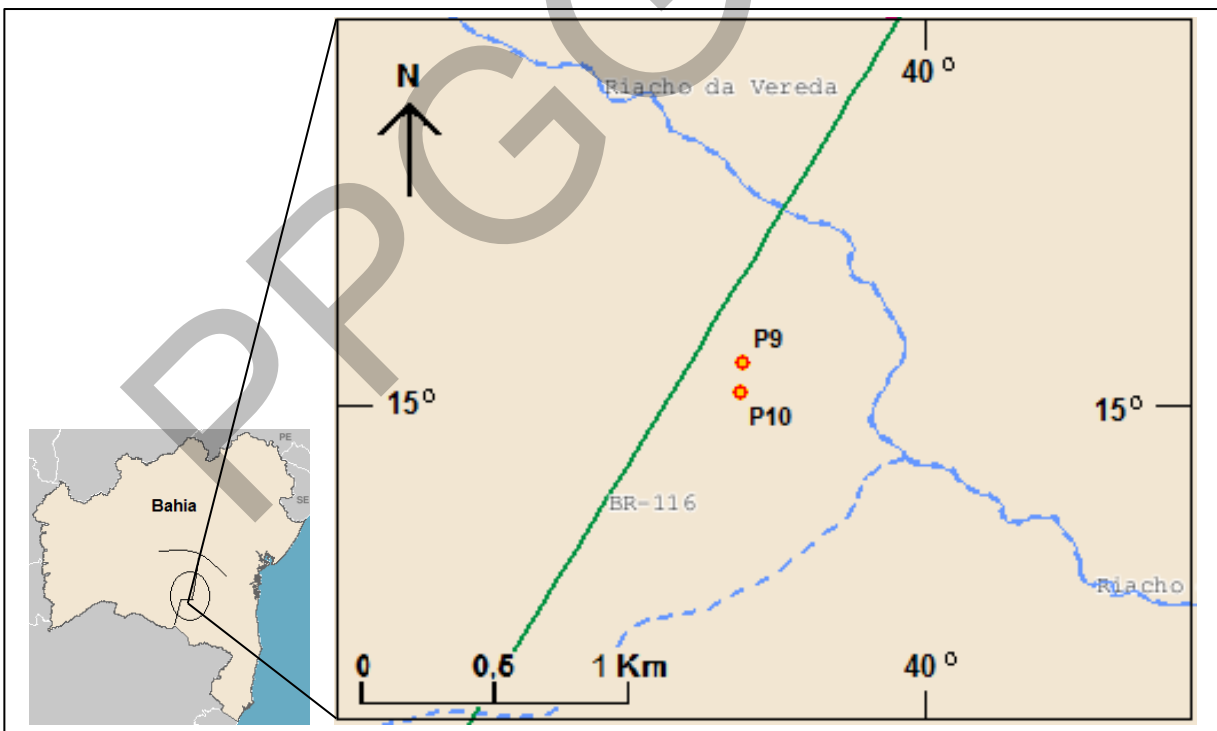


Figura 6- Localização dos pontos de amostragem no Distrito de Corta Lote, Vitória da Conquista - BA. (Fonte: Geobahia, 2013).

Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo, levadas ao laboratório e armazenadas a 4 °C em refrigerador até o processo de filtração.

Foram realizadas duas coletas nos meses de Junho e Novembro de 2012, totalizando 18 amostras de águas de entrada e 16 amostras de águas residuárias.

Em decorrência do longo período de estiagem ocorrido no ano de 2012 faltou matéria prima (raiz de mandioca) para suprir as atividades da indústria de fecularia, e, portanto, não houve material de coleta (efluente) no mês de Novembro daquele ano.

O lançamento dos efluentes nas unidades de processamento de mandioca avaliadas apresentam características bem distintas quanto ao seu descarte, por exemplo, no Bairro Campinhos o despejo dos efluentes ocorre diretamente no solo, ao fundo das casas de farinha (Figura 7), já na indústria de fécula, no Povoado de Corta Lote, os efluentes são lançados em lagoas de estabilização (Figura 8).



Figura 7- Local de deposição dos efluentes das casas de farinha – Bairro Campinhos.



Figura 8- Local de deposição dos efluentes da indústria de fecularia - Distrito de Corta Lote.

Foram aplicados questionários nos estabelecimentos de casa de farinha e na indústria de fecularia nos pontos amostrados na pesquisa (Anexo), com objetivo de avaliar a

capacidade de processamento de raízes de mandioca, tipos de produção no estabelecimento, despejo dos resíduos (sólidos e líquidos) e tempo de funcionamento.

4.3 Vidrarias e materiais

Para o desenvolvimento do presente trabalho foram empregados as seguintes vidrarias e materiais:

- Balão volumétrico: 25, 50, 100 e 200 mL;
- Pipeta volumétrica: 2, 5, 10, 20, 25 e 50 mL;
- Micropipetas: 1000 µL;
- Ponteiros para micropipetas: 1000 µL;
- Béqueres: 50, 100 e 250 mL;
- Provetas: 10, 50 mL;
- Bastão de vidro;
- Funil de vidro;
- Papel de filtro;
- Tubos de ensaio;
- Espátula;
- Frascos de Polietileno – 100 mL;
- Bandejas plásticas;
- Pissete: 1000 mL;
- Papel filtro qualitativo Whatman;
- Suporte para funil;
- Frascos de Polietileno com tampa: 100 mL;
- Garrafas plásticas de água mineral: 500 mL;
- Filtro com membrana 0,45 µm;
- Seringa – 5 e 10 mL;
- Etiquetas adesivas a prova d'água;
- Caneta (marcador) permanente.

4.4 Reagentes e soluções

- Solução padrão de KCl, $146,7 \mu\text{s cm}^{-1} \pm 0,5\%$ (25°C) da CAAL para Condutivímetro;
- Ácido Sulfúrico 98% (H₂SO₄) PA marca Synth;

- Solução padrão de Cádmio em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca SpecSol;
- Solução padrão de Cromo em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca AccuStandard;
- Solução padrão de Cobre em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca SpecSol;
- Solução padrão de Magnésio em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca AccuStandard
- Solução padrão de Sódio em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca SpecSol;
- Solução padrão de Chumbo em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca SpecSol;
- Solução padrão de Níquel em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca SpecSol;
- Solução padrão de Zinco em HNO₃ 5% (NIST) – 1000 mg L⁻¹ marca AccuStandard;
- Água ultrapura;
- Solução de modificador químico Cd e Pb (0,05 mg NH₄H₂PO₄ + 0,003 mg Mg(NO₃)₂);
- Solução de modificador químico Cr (0,015 mg Mg(NO₃)₂).

4.5 Preparo das amostras

As amostras de águas de entrada foram filtradas em filtro com membrana de 0,45 µm para serem analisadas pelo método da Cromatografia iônica.

As amostras de águas residuárias, tipificadas pelo manual da provecto analítica como águas de despejo, foram submetidas a digestão ácida, para evitar problemas de interferentes da matriz no método analítico. Nesse processo utilizou-se 5,0 ml das amostras, adicionados a 2,0 ml de solução de H₂SO₄ (ácido sulfúrico) 96% PA e 2,0 ml de solução de H₂O₂ (peróxido de hidrogênio) 30% PA.

Em um tubo fechado (Figura 9A), apropriado para aquecimento sob pressão, a mistura foi submetida à digestão em micro-ondas pressurizado, provecto analítica, modelo DGT 100 Plus (Figura 9B).

A digestão em micro-ondas foi realizada usando 5 etapas de programação: 4 minuto a 320W; 4 minuto a 790W; 1 minuto a 000 W; 2 minuto a 790 W e 10 minutos a 320 W de ventilação constante para resfriar e diminuir a pressão.

Com intuito de evitar interferência da solução extratora de ácido produziu-se uma amostra em branco usando todos os reagentes para a digestão e água ultra pura, obedecendo todas as etapas de procedimentos para a digestão ácida.

Posteriormente, as amostras foram filtradas (filtro qualitativo 125 MM) diretamente para balões volumétricos de 25 ml (Figura 9C), completando seu volume com água ultrapura obtida pelo sistema Milli-Q e transferidas para frascos de polietileno.



Figura 9- Equipamentos no processo de digestão ácida dos efluentes; Bombas de digestão ácida em micro-ondas (A), Sistema de digestão de amostras em micro-ondas (B), filtragem de amostras (C).

4.6 Procedimentos analíticos

4.6.1 Cromatografia iônica

Foi utilizado um cromatógrafo de íons METROHM (Herisau, Suíça), modelo 883 Basic IC plus (Figura 10), composto de uma bomba de alta pressão inteligente (Ipump), um detector de condutividade com estabilizador de detecção controlado por um software MagIC Net Basic e um sistema de supressão química do tipo "packed bed". Para o método de análise de ânions foi utilizada uma coluna METROSEP A Supp4 – 250/4.0 e uma pré-coluna Supp A modelos e para a análise de cátions uma coluna METROSEP C 4 100/4.0 com a mesma pré-coluna . A fase móvel utilizada para ânions é composta de Na_2CO_3 (1,8 mM) e NaHCO_3 (1,7 mM). A fase móvel para cátions é composta do Ácido Oxálico (2,7 mM). Uma solução de H_2SO_4 (100 mM) foi empregada como regenerante para ânions e cátions.

A curva de calibração no cromatógrafo de íons foi preparada previamente com uma bateria de concentrações (0,5; 1,0; 2,5; 5,0 e 10,0 mg L^{-1}) produzidos a partir de soluções estoque com cátions e ânions.

A análise dos íons como K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , NH_4^+ e SO_4^{2-} em água foi feita com ajuda do Software MagIC Net. A Figura 10 mostra os equipamentos utilizados no método cromatografia iônicos.

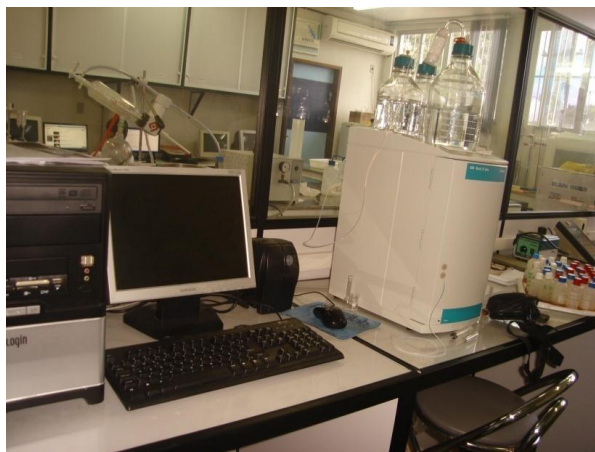


Figura 10- Equipamento de cromatografia iônica.

4.6.2 Espectrometria de absorção atômica em forno de grafite (GFAAS)

Pelo método GFAAS, Perkin-Elmer Precisely- modelo AAnalyst 600 (Figura 11), foram analisados: Zn, Cu, Cr, Cd, Pb e Ni. Na atomização por forno de grafite, a amostra é introduzida numa plataforma que é posicionada dentro de um pequeno forno longitudinal. O forno segue um programa de temperaturas controlado de acordo com cada elemento analisado e suas respectivas etapas, de acordo com o manual do aparelho (Tabela 4).

Tabela 4- Programas de aquecimento GFAAS.

Etapas	Temperatura (°C)						Tempo de rampa (s)	Tempo de espera (s)	Fluxo interno
	Ni	Pb	Cd	Cu	Cr	Zn			
1. Secagem	110	110	110	110	110	110	1	30	250
2. Secagem	130	130	130	130	130	130	15	30	250
3. Pirólise	1100	850	500	1200	1500	700	10	20	250
4. Atomização	2300	1600	1500	2000	2300	1800	0	5	0
5. Limpeza	2450	2450	2450	2450	2450	2450	1	3	250

Na determinação dos elementos Cr, Pb e Cd, através do método GFAAS, utilizou-se um modificador químico, que tem por finalidade coadjuvar a manter o analito a temperaturas mais elevadas durante a etapa de pirólise para remover concomitantes indesejados ou melhorar a atomização do analito (Tsalev et al., 2000).



Figura 11- Equipamento de espectrometria de absorção atômica em forno de grafite (GFAAS).

4.6.3 Espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS)

Na determinação dos elementos Ca, Mg e K para as amostra de águas residuárias, utilizou-se o F AAS, Perkin-Elmer - modelo AAnalyst™ 200 (Figura 12). Utilizou-se lâmpadas correspondente a cada elemento analisado. Inicialmente foram feitas leituras das respectivas soluções padrões em suas faixas de trabalho e construção da curva de calibração do método F AAS (Tabela 5) e posteriormente leituras das amostras de águas residuárias previamente tratadas por digestão ácida em micro-ondas.

Tabela 5- Condições operacionais para a análise dos macronutrientes pelo método F AAS.

Lâmpadas	Modelo	Comprimento de onda (nm)	Fenda (mm) Largura/altura
Ca	Perkin Elmer Lumina™ Lamp	422,67	2,7/ 0,60
Mg	Perkin Elmer Lumina™ Lamp	285,21	2,7/ 1,05
K	Perkin Elmer Lumina™ Lamp	766,49	2,7/ 0,45



Figura 12- Equipamento de espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS).

4.6.4 Determinação da condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos das amostras

A determinação da condutividade elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos nas amostras de águas de entrada e efluentes foram realizadas com leitura direta em condutivímetro (Figura 13). As amostras, individualmente, foram transferidas para erlenmeyer de 125 mL, deixadas em repouso por 15 minutos e em seguida, efetuou-se a leitura. O aparelho foi ligado 1 hora antes dos procedimentos de leituras e calibrado com solução padrão de KCl, $146,7 \mu\text{S cm}^{-1}$.



Figura 13- Equipamento, Condutivímetro.

4.6.5 Determinação do pH

A determinação do pH nas amostras de águas de entrada e águas residuárias foram realizadas com leitura direta em pH-metro de bancada Digimed, modelo DM 20, acoplado a um eletrodo de vidro combinado Analion (Figura 14). As amostras, individualmente, foram transferidas para erlenmeyer de 125 mL, deixadas em repouso por 15 minutos e em seguida, efetuou-se a leitura. O aparelho foi ligado 1 hora antes dos procedimentos de leituras e calibrado com solução tampão de pH 7,0 e 4,0.



Figura 14- Equipamento, pH-metro.

4.7 Análises estatísticas

Devido à existência de diferentes fatores (água proveniente da Embasa, água proveniente de poços, efluentes do processamento de raiz de mandioca em casas de farinha e fecularia e em período seco e chuvoso) que poderiam afetar a concentração de metais pesados no ambiente, aplicou-se a análise por agrupamentos hierárquicos (AAH), análise de componentes principais (ACP) e análise de correlação (Pearson r) nos resultados das amostras analisadas em águas de entrada e efluente das casas de farinha e fecularia, visando desenvolver um estudo das variáveis químicas capazes de promover uma caracterização da procedência das águas e efluentes nas amostras avaliadas. Todas as operações matemáticas e estatísticas foram realizadas com auxílio dos programas Excel 2010 e SPSS 16.0 (Statistical Package for Social Sciences).

Para interpretação dos dados, utilizando ACP e AAH, foram geradas duas matrizes de dados 18X15 e 16X11, respectivamente, para amostras de água de entrada e efluentes onde as linhas correspondem às amostras (casos). Nas colunas as variáveis das amostras de água correspondem (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, pH, CE, NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} e STD), para os efluentes as colunas correspondem (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, pH, CE, e STD).

Como as variáveis utilizadas não possuem a mesma escala foi necessário escalonar os dados através do método Z-Score, conforme a equação abaixo:

$$Z = \frac{X - X_m}{\sigma}$$

onde, Z é o valor padronizado da variável, X é o valor inicialmente encontrado da variável para cada amostra, X_m é o valor médio da variável e σ é o desvio padrão da variável na amostra.

Na AAH, o quadrado da distância Euclidiana e o coeficiente de semelhança foram usados para agrupar os casos em *clusters*, baseando-se na similaridade dos participantes de um mesmo grupo e nas diferenças entre os membros de grupos diferentes. Neste estudo o método de agrupamento utilizado foi o *Ward's method*.

A ACP foi aplicada para avaliar as principais influências das variáveis no comportamento dos grupos das águas de entrada e efluentes. Para isto foram extraídos dois componentes gerados pelo método de rotação varimax. A matriz de peso fatorial das variáveis das águas de entrada (Tabela 13) e efluentes (Tabela 14) nos dois componentes principais selecionados para o período de seca e chuvoso são apresentadas no anexo.

Para efeito de comparação foram considerados como padrão de qualidade de águas e efluentes a Resolução 357/2005 e a Resolução 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do sistema de processamento de mandioca

A capacidade de processamento de raiz de mandioca no Bairro Campinhos é inferior a três toneladas por dia nas casas de farinha amostradas na pesquisa (Figura 15). Essa capacidade de processamento é compatível com indústrias de pequeno porte. Corroborando com Soares (2007), que caracteriza o processamento de mandioca neste bairro como um sistema artesanal e familiar.

Com relação à indústria de fécula, a capacidade de processamento da raiz de mandioca gira em torno de 25 toneladas por dia (Figura 15), sendo todo o processamento automatizado, desde o recebimento das raízes até o descarte final dos resíduos e ensacamento da fécula.

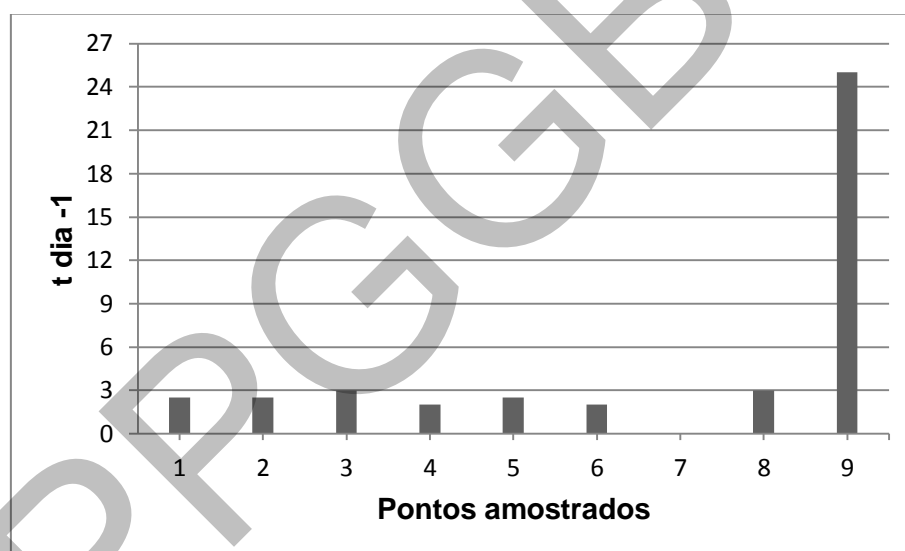


Figura 15- Capacidade de processamento da mandioca ($t \text{ dia}^{-1}$) nas unidades localizadas nas áreas amostradas.

A atividade de processamento da mandioca está inserida no Bairro Campinhos em Vitória da Conquista há pelo menos 30 anos. Entretanto, a indústria de fecularia tem instalações mais recentes, funcionando a menos de dois anos (Figura 16).

A indústria de fécula consta de máquinas modernas e adequadas as normas sanitárias. Todavia, de acordo com Soares (2007), as casas de farinha presentes na comunidade de Campinhos aproximam-se muito do modelo perpetuado no Nordeste brasileiro com estruturas artesanais e maquinários rústicos, semelhantes ao método tradicional indígena, sendo pouco tecnificados.

O tempo de instalação das casas de farinha estudadas não é uma condição para que ocorram mudanças nas adaptações dos imóveis, por parte dos proprietários, adequando-os às normas sanitárias e ambientais como é constatado no trabalho de Oliveira e Rebouças (2008), que as casas de farinha necessitam de medidas corretivas, visando garantir a inocuidade dos alimentos e conservação dos recursos hídricos.

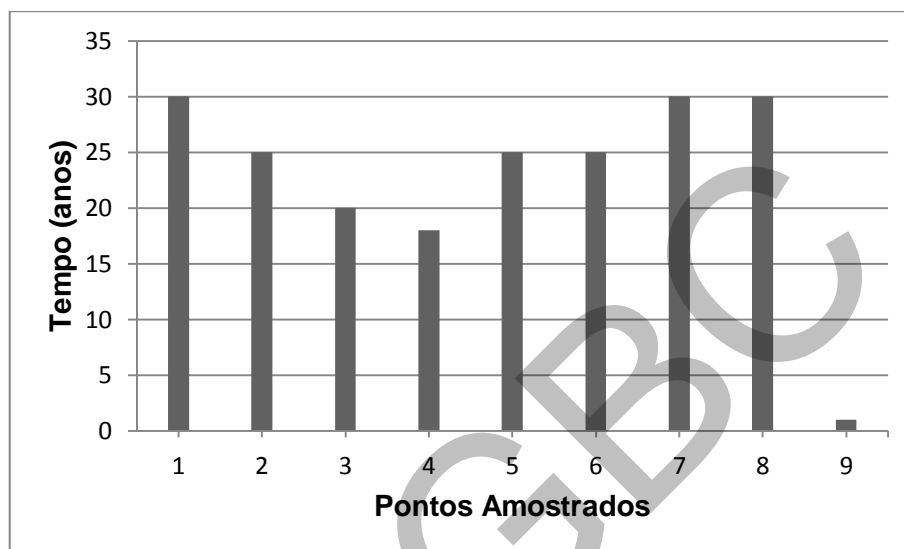


Figura 16- Tempo de funcionamento das unidades de processamento de mandioca nas áreas amostradas.

A produção de fécula pela indústria representa 7% da quantidade de produtos beneficiados nas áreas amostradas (Figura 17). Com relação às casas de farinha, algumas produzem unicamente farinha de mandioca, e outras unidades produzem tanto farinha quanto polvilho (Figura 17). Na produção de polvilho algumas casas de farinha utilizam como matéria-prima a fécula proveniente da indústria do povoado de Corta Lote, posta em toneis com água para fermentação.

Nas casas de farinha a depender do tipo de alimento produzido (polvilho ou farinha) os efluentes gerados diferem entre si, podendo ser a manipueira mais concentrada ou mais diluída contendo ainda água fermentada do polvilho.

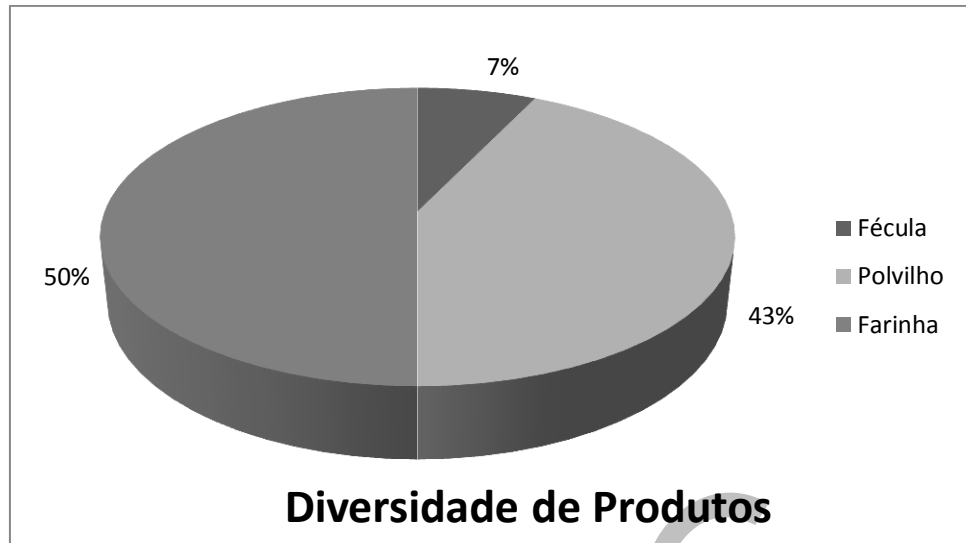


Figura 17- Produtos beneficiados das raízes de mandioca na área em estudo.

5.2 Características das amostras de águas e efluentes

A avaliação dos sólidos totais dissolvidos (STD) nas amostras de águas de entrada e saída (efluente) das casas de farinha e fecularia apresentaram-se valores de acordo com aquelas estabelecida pelas Resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA em ambos os períodos de coleta, seco e chuvoso.

Em geral, as amostras de água provenientes de poços freáticos, pontos (P6, P7 e P8), apresentaram os valores mais elevados de STD nos dois períodos analisados (Figura 18). Isso pode ser reflexo do processo de salinização das águas subterrâneas, como pode ser observado nas amostras do ponto P6 coletadas no período seco.

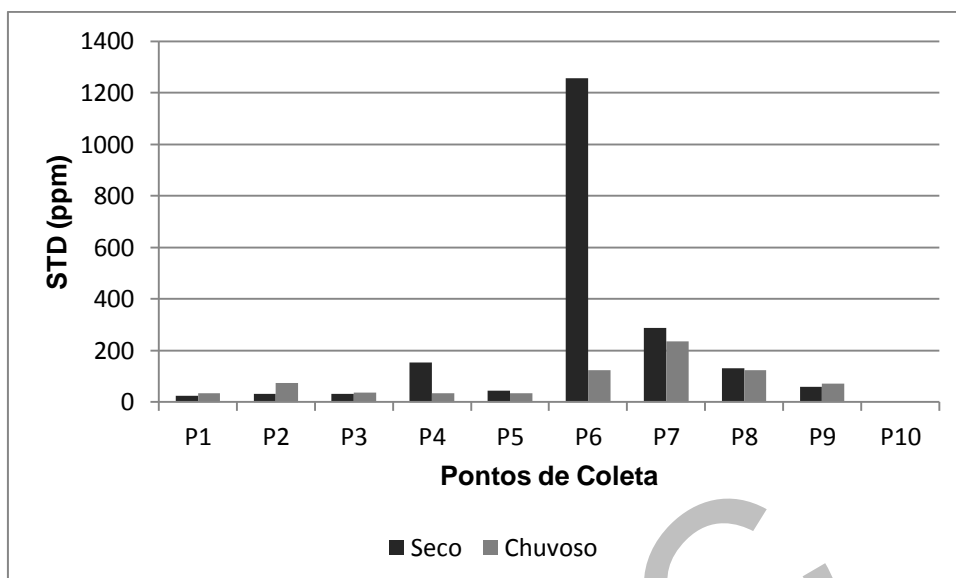


Figura 18- Valores de STD das amostras de águas de entrada em período seco e chuvoso.

Os pontos P1, P4 e P8, para análise de efluente das casas de farinha e fecularia, no período seco, apresentaram os menores valores de STD (Figura19), entretanto, para o período chuvoso, observou-se um aumento nos valores de STD dos pontos P2, P3 e principalmente P8 o que pode estar relacionado com a variedade de mandioca processada e, também, com o tipo de produto produzido no estabelecimento de casa de farinha. De acordo com Camili (2007), a composição química da mandioca pode variar de acordo com a variedade, que por sua vez, está correlacionada com as condições climáticas e de solo do local onde é cultivada.

Observou-se que em média, que os valores de STD amostrados no período seco, foram superiores ao período chuvoso para as amostras de água de entrada (Figura18). Entretanto, é observada uma situação inversa nas análises de efluente das casas de farinha e fecularia cujos maiores valores de STD foram observados no período chuvoso em comparação ao período seco (Figura19).

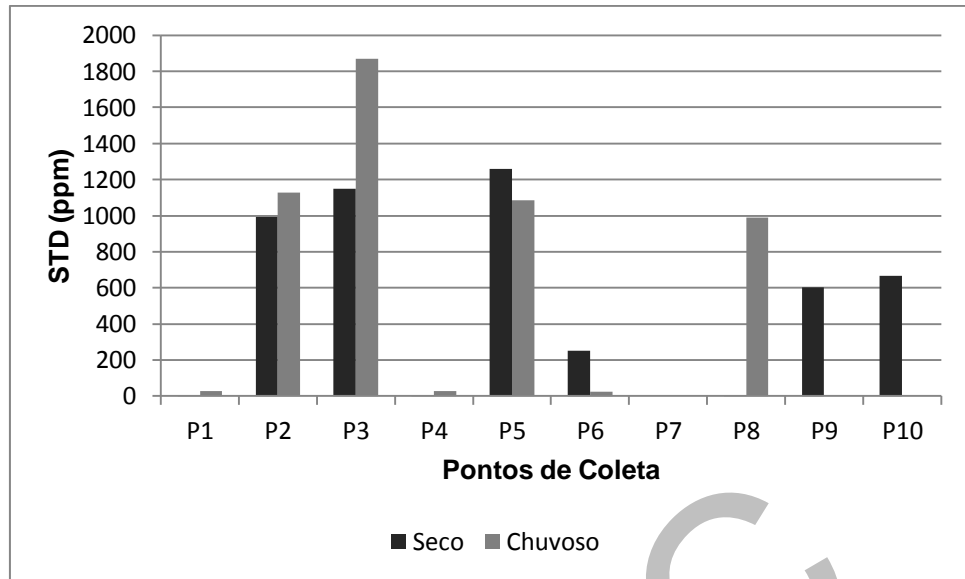


Figura 19- Valores de STD das amostras dos efluentes em período seco e chuvoso.

Os maiores valores de STD, encontrados nas amostras de efluente das casas de farinha e fecularia, podem estar relacionados à presença de partículas vegetais que, por sua vez, pode apresentar características gerais de sorção e capacidade de troca de íons. De acordo com Devaprasath et al. (2007), há uma variedade de grupos funcionais presente em partículas biosorventes, como: celulose, hemicelulose, pectina, lignina e proteínas que podem absorver certos contaminantes em água.

Os valores de pH, nos períodos seco e chuvoso, nas amostras de águas de entrada são apresentados na Figura 20. A influência da sazonalidade caracteriza águas com pH ligeiramente mais baixos no período chuvoso do que no período seco em que foram registrados maiores valores de pH.

Os valores de pH nos pontos em que a procedência da água são de poços freáticos e tubular (pontos P6, P7, P8 e P9), apresentam valor menor que o estabelecido pela resolução 357/2005 CONAMA, para os dois períodos amostrados, que estabelece valores entre 6,0 a 9,0 de todas as classes.

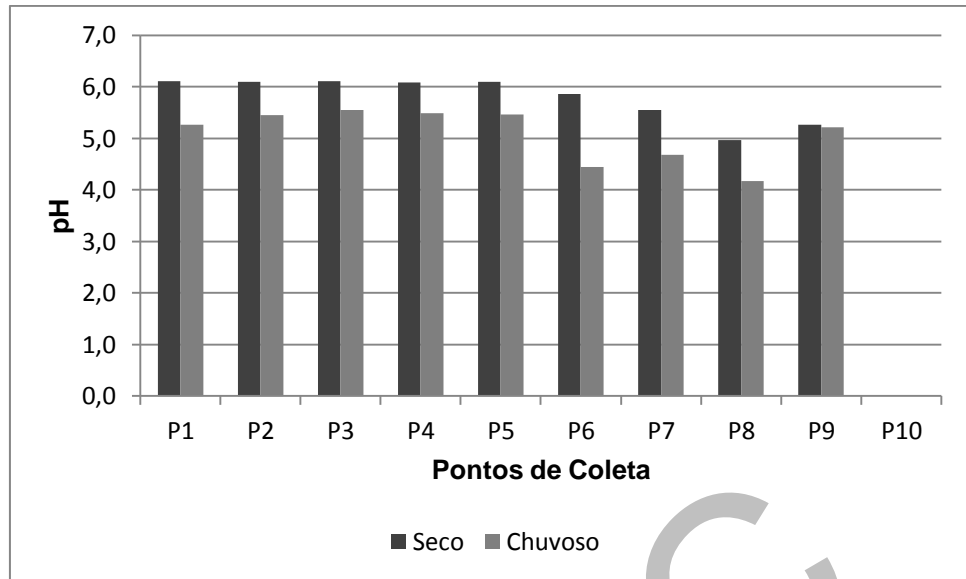


Figura 20- Valores de pH das amostras de águas de entrada em período seco e chuvoso.

A maior redução do valor do pH das águas de entrada, ocorrido durante todo o período chuvoso, pode estar relacionado com a influência da água de chuva, que segundo Brena (2002), tem relação com os poluentes atmosféricos gerados pelo homem que se combinam com o vapor d'água e produz chuvas mais ácidas do que o normal com valores de pH entre 5,4 a 5,2.

Os valores de pH nas amostras de efluente das casas de farinha e fecularia são apresentados na Figura 21. Observa-se que os valores de pH, durante todo o período chuvoso, mostrou-se mais baixo do que no período seco, semelhante aos resultados das amostras de águas de entrada.

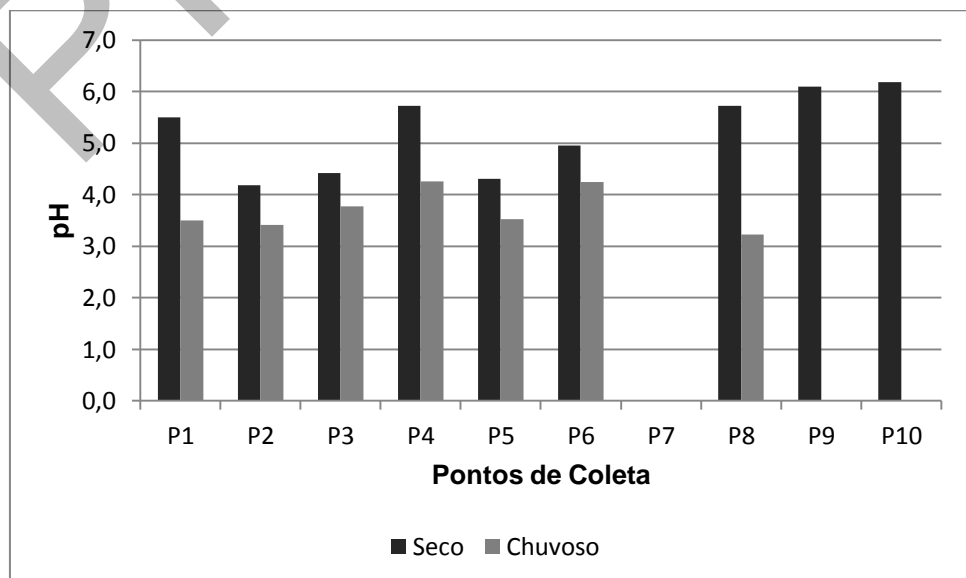


Figura 21- Valores de pH das amostras dos efluentes em período seco e chuvoso.

A Resolução do CONAMA 430/2011, estabelece valores de pH entre 5,0 e 9,0 para lançamento de efluentes nos cursos de águas naturais. Nos dos períodos, seco e chuvoso as amostras dos efluentes coletados nos pontos P2, P3, P5 e P6 não apresentam condições apropriadas de lançamento, sem tratamento prévio, por apresentar valores de pH inferiores aos estabelecidos pela Resolução.

Dados obtidos por Costa et al. (2011), mostraram que a manipueira, logo após coletada, apresenta baixo valor de pH, contudo, o comportamento da manipueira quando em repouso é de reduzir a acidez, devido a formação de bicarbonato durante o processo de estabilização. De acordo com Cereda & Lopes (2003), o processo de fermentação, na produção de polvilho, quando não é controlado promovem amplas variações nos valores de pH do efluente.

O valor do pH da solução influencia na especiação e mobilidade dos metais. O meio alcalino dos efluentes favorece a precipitação e complexação de metais pesados, através da formação de hidróxidos, óxidos, carbonatos, sulfatos e substâncias orgânicas o que torna esses elementos pouco biodisponíveis e decantados em compartimento sedimentar, além de poder ser removido de forma mais eficaz (Deng et al., 2003; Oliveira, 2007; Katsou et al., 2011). Entretanto, em meio neutro a ácido, as formas iônicas do metal podem predominar na fase dissolvida aumentando a mobilidade dos metais pesados e, portanto, pode aumentar a sua disponibilidade (Deng et al., 2003; Oliveira, 2007). Resultados obtidos por Kurniawan et al. (2006) mostraram que o ajuste do pH para as condições básicas (pH 11) foi o principal parâmetro que melhorou significativamente a remoção de metais pesados pelo método de precipitação química.

O pH da solução aquosa tem influência direta no potencial de adsorção de metais pesados (Abia et al., 2003). Resultados obtidos por Horsfall-Jr & Abia (2003), sobre a caracterização da sorção de íons metálicos (Cd e Zn) por resíduos de biomassa de mandioca mostraram que o mecanismo de adsorção dos metais pesados foi dependente do pH da solução aquosa que teve uma melhor faixa de adsorção entre 4,5-5,5.

Os valores da condutividade elétrica (CE) nas amostras de águas de entrada estão apresentados na Figura 22. Os valores mais elevados foram verificados nas amostras provenientes de poços freáticos e tubulares (P6, P7, P8 e P9) em ambos os períodos de coleta (seco e chuvoso). Em geral, os maiores valores de CE foram observados no período seco.

De acordo com Castro et al. (2010) a maior amplitude nos valores de condutividade elétrica, pode ser devido ao ambiente geológico, além do reflexo da influência antrópica na qualidade das águas, devido a exposição às influências externas.

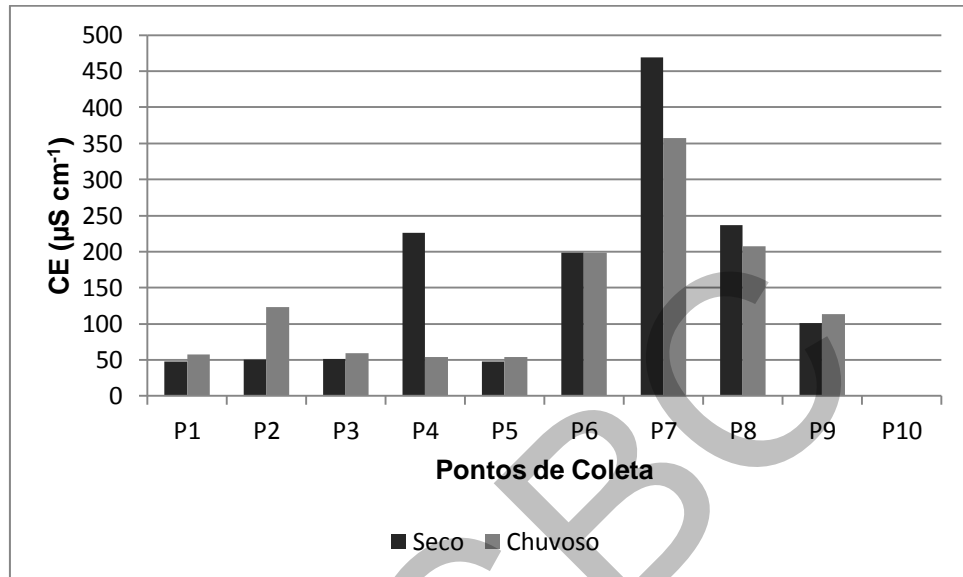


Figura 22- Valores de condutividade elétrica das amostras de águas de entrada em período seco e chuvoso.

Os valores de CE nas amostras dos efluentes das casas de farinha e da fecularia estão apresentados na Figura 23. Os efluentes coletados nos pontos P2, P3, P5 e P10, no período seco, e os pontos P2, P5 e P8, no período chuvoso, destacam-se dos demais por apresentarem valores de CE acima dos valores de referência determinado pela resolução 430/2011 do CONAMA. Tal fato evidencia que esses efluentes podem representar um potencial de risco de salinização dos solos se descartado sem tratamento.

Ubalua (2007), estima alto custo na implementação tecnológica no controle da poluição por resíduos do processamento de mandioca, podendo representar de 20 - 50% do custo total em uma fábrica de grande escala. O autor ainda destaca que lidar com os problemas ambientais resultantes do processamento da mandioca é, geralmente, considerado como uma despesa necessária, mas sem retorno direto.

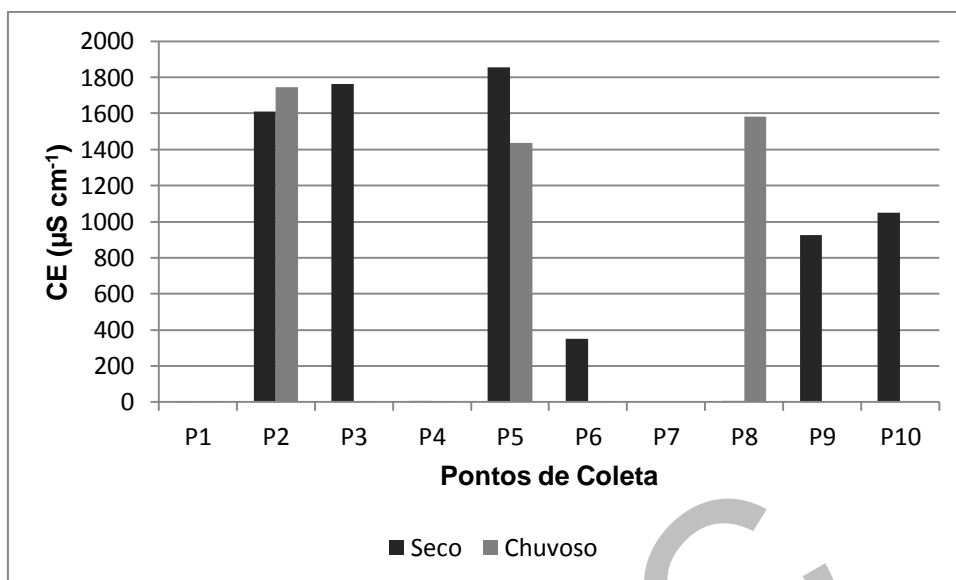


Figura 23- Valores de condutividade elétrica das amostras dos efluentes em período seco e chuvoso.

Os valores de condutividade elétrica obtidos nas amostras dos efluentes das casas de farinha e fecularia foram mais elevados que os das águas de entrada. Tais resultados refletem a grande quantidade de íons presentes nesses efluentes, ou seja, evidencia a presença de altos teores de sais dissolvidos nessas águas residuárias.

Os valores médios da concentração dos metais (Zn, Cu, Cd, Cr, Pb e Ni) para as amostras de águas de entrada e efluentes das casas de farinha e fecularia são apresentados na Tabela 6. Alguns elementos apresentaram valores acima do estabelecido pela legislação do CONAMA357/2005; como o Zn no ponto PA 9, período seco, o Cu nos pontos PA2 e PA4 nos períodos chuvoso e seco, respectivamente; as amostras de Cd apresentaram com valores acima nos pontos PA1, PA7 e PA8 no período seco de coleta.

As análises do efluente da fecularia (período chuvoso), pontos PM9 e PM10, não foram realizadas, devido à paralização da atividade de extração de fécula na indústria, por indisponibilidade de matéria prima, na região Sudoeste da Bahia, para processamento.

De acordo com a resolução do CONAMA 430/2011, os efluentes das casas de farinhas e indústria de fecularia, apresentaram-se abaixo do limite máximo permitido pela legislação (Tabela 6). Entretanto, ficou evidente que as atividades de beneficiamento da mandioca, lança um grande volume de efluentes diretamente nos solos, o que pode representar um potencial poluidor devido ao processo de bioacumulação dos metais traço existentes nesses resíduos, podendo representar um risco à saúde da população e degradação ambiental em longo prazo.

Tabela 6- Resultados das análises de metais das amostras de águas de entrada, utilizada no processamento da mandioca, e efluentes das casas de farinha e fecularia, em $\mu\text{g L}^{-1}$.

Amostras	Zn		Cu		Cd		Cr		Pb		Ni	
	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso
PA1	4,29±0,13	4,42±0,05	5,13±0,09	3,47±0,56	1,32±0,55	ND	ND	ND	1,30±1,48	0,45±0,05	1,29±0,38	ND
PA2	0,92±0,02	0,44±0,06	3,14±0,19	23,76±0,62	0,43±0,68	ND	ND	ND	0,10±0,04	0,49±0,43	0,06±0,07	ND
PA3	2,29±0,03	0,43±0,01	1,97±0,02	2,93±0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PA4	2,94±0,02	ND*	12,4±0,42	ND	ND	ND	ND	ND	0,18±0,04	1,48±0,39	ND	ND
PA5	2,45±0,02	ND	1,96±0,23	ND	0,95±0,44	ND	ND	ND	0,07±0,10	0,31±0,16	1,26±0,17	ND
PA6	0,90±0,02	ND	1,72±0,06	2,78±0,03	0,80±0,78	ND	ND	ND	0,09±0,01	ND	0,26±0,18	ND
PA7	0,67±0,01	1,35±0,32	3,26±0,11	ND	1,62±0,47	ND	ND	ND	ND	ND	7,48±0,39	ND
PA8	4,78±0,07	3,19±0,37	5,04±0,09	ND	1,28±0,27	ND	ND	ND	0,96±0,08	1,94±0,37	1,25±0,22	ND
PA9	278,5±0,17	2,63±0,23	5,02±0,21	ND	0,84±0,32	ND	ND	ND	0,22±0,11	ND	1,82±0,08	ND

VL= Zinco 180,0 $\mu\text{g L}^{-1}$; Cobre 9,0 $\mu\text{g L}^{-1}$; Cádmio 1,0 $\mu\text{g L}^{-1}$; Cromo 50,0 $\mu\text{g L}^{-1}$; Chumbo 10,0 $\mu\text{g L}^{-1}$; Níquel 25,0 $\mu\text{g L}^{-1}$

VL= Valores estabelecidos pela **resolução do CONAMA 357/2005**

* ND (Não detectado).

Tabela 6, continua

Amostras	Zn		Cu		Cd		Cr		Pb		Ni	
	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso
PM1	ND*	6,82±0,17	ND	128,94±6,50	3,35±0,47	0,59±0,27	ND	4,56±1,30	ND	ND	47,15±6,68	1,20±0,14
PM2	4,45±0,93	4,18±0,15	10,52±0,11	23,54±4,27	0,27±0,92	ND	ND	0,40±0,39	ND	ND	7,50±1,09	ND
PM3	17,10±0,39	4,56±0,05	0,61±0,36	97,79±6,32	4,74±3,01	2,05±0,16	ND	2,41±0,80	ND	ND	4,52±2,03	0,15±0,06
PM4	ND	8,74±4,92	ND	190,64±7,16	6,24±0,68	1,05±0,89	ND	4,55±1,93	ND	8,34±0,64	41,73±12,67	25,27±2,67
PM5	ND	6,21±4,53	ND	209,83±24,44	4,35±3,39	0,59±0,33	1,30±1,26	1,60±1,12	ND	ND	8,97±6,61	1,3±0,42
PM6	22,23±0,58	7,80±0,42	ND	183,92±19,81	ND	0,90±0,18	ND	1,15±0,59	ND	ND	ND	14,97±1,44
PM8	108,8±2,14	5,14±0,33	ND	44,91±19,96	8,88±2,48	ND	1,78±1,67	3,36±2,23	ND	ND	36,85±10,60	ND
PM9	16,80±0,92	-----	ND	-----	0,32±0,39	-----	ND	-----	ND	-----	7,27±2,85	-----
PM10	ND	-----	ND	-----	2,47±0,36	-----	2,85±1,65	-----	ND	-----	3,33±1,76	-----

VL= Zinco 5000,0 µg L⁻¹; Cobre 1000,0 µg L⁻¹; Cádmio 200,0 µg L⁻¹; Cromo 1000,0 µg L⁻¹; Chumbo 500,0 µg L⁻¹; Níquel 2000,0 µg L⁻¹

VL= Valores estabelecidos pela **resolução do CONAMA 430/2011**

* ND (Não detectado). ----- Leitura não realizada.

Em média, as concentrações do Zn, Cu, e Pb nas águas de abastecimento das indústrias (casas de farinha e fecularia), foram maiores que a concentração dos elementos na água residuária. Esse resultado foi evidente apenas no período seco, contudo, houve aumento nas concentrações de todos os elementos (Zn, Cu, Cd, Cr, Pb e Ni) das águas de abastecimento para os efluentes no período chuvoso (Figura 6).

Estudo realizado por ABIA et al. (2003), utilizando resíduo da casca de mandioca, mostra que o maior potencial de adsorção (85-90%) para os íons metálicos (Cd, Cu e Zn), foi dependente do pH da solução (4-5), sugerindo que o mecanismo de adsorção para esses metais pode ser um processo de troca iônica realizado por grupos funcionais nas partículas de biomassa dos resíduos de mandioca. Corroborando, assim, com os resultados obtidos no presente estudo em que a faixa de pH dos efluentes (Figura 17) mostrou-se nos valores propícios para a adsorção de íons metálicos. Contudo, deve-se notar que as características de adsorção dependem amplamente de vários parâmetros, tais como tamanho de partícula, pH da solução e os resultados apresentados são baseados em estudo realizado sob diferentes condições de operação.

A afinidade de um metal para os locais de ligação depende das suas propriedades físicas e químicas. O chumbo apresenta uma maior esfera de coordenação do que outros elementos, uma vez que tem maior raio iônico (1,21 Å), seguido pelos elementos Cd (0,97 Å), Cu (0,96 Å), Ni (0,78 Å), Zn (0,74 Å) e Cr (0,69 Å). Contudo, os íons de chumbo podem ligar melhor com dois grupos funcionais distantes. Além disso, a esfera de coordenação do chumbo compreende um maior número de OH e grupos COO-, tornando o complexo com chumbo mais estável do que os complexos com outros elementos (Velazquez-Jimenez et al., 2013). O que pode explicar parcialmente a redução nas concentrações dos elementos traço das águas de entrada para os efluentes e os valores não detectados de chumbo nas amostras das águas residuárias, mesmo quando houve valores positivos desse elemento nas amostras de águas de entrada e inferir a capacidade de remediação da manipueira no processo de biosorção de metais pesados.

Outra propriedade química que pode estar relacionada com o processo de complexação é a eletronegatividade. Quanto mais eletronegativo for o íon metálico mais forte a atração para a superfície negativa de um biosorvente (Prasher et al., 2004). Os valores da eletronegativa dos elementos analisados são apresentados; zinco (1,6), cobre (1,9), cádmio (1,7), crômio (1,6), chumbo (1,8) e níquel (1,8). Velazquez-Jimenez et al. (2013), também cita o índice covalente como uma força de ligação química que interage com o íon metálico e os sítios de ligação do biosorvente; ou seja, quanto maior o índice covalente de um íon metálico

maior será o seu potencial de formar ligações covalentes com sítios de ligação do biosorvente. O que reforça o potencial de adsorção dos metais pesados desempenhado pela manipuladora.

5.3 Caracterização das amostras com base nas espécies majoritárias

As concentrações dos íons NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} , nas amostras de águas de entrada, são apresentados na Tabela 7. Os resultados das amostras de águas, comparados aos limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA 357/2005, mostram que, no período seco, os pontos PA4, PA6, PA7 e PA8 para nitrato e no período chuvoso o ponto PA7 para amônio apresentaram, respectivamente, valores acima dos limites máximos estabelecidos por essa Resolução.

Os pontos PA7 e PA8 apresentaram valores abaixo do limite de detecção para o íon SO_4^{2-} . Em geral, as águas provenientes de poços freáticos (pontos PA6, PA7 e PA8) apresentaram menores concentrações para o íon NH_4^+ e concentrações mais elevadas para os íons Cl^- e NO_3^- (Tabela 7). Esses resultados podem ter relação com a mobilidade desses íons. O NH_4^+ é geralmente mais adsorvido aos colóides do solo, tendo assim, mobilidade inferior em relação ao NO_3^- (Donagemma et al., 2008). Os íons NO_3^- apresentam alta estabilidade e solubilidade o que lhes permite ser mais suscetíveis à perda por lixiviação e, por conseguinte, contaminação de águas subterrâneas (Fanning, 2000).

De acordo com alguns trabalhos (Feleke & Sakakibara, 2002; Ghafari et al., 2008) os recursos hídricos (águas subterrâneas e de superfície) podem ser contaminados por nitrato de várias formas. Contudo, a contaminação das águas subterrâneas por nitrato é atribuída principalmente às fontes agrícolas difusas.

Tabela 7- Concentração média dos íons presentes nas águas de entrada, em mg L⁻¹.

Amostras	NH ₄ ⁺		Cl ⁻		NO ₃ ⁻		SO ₄ ²⁻	
	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso
PA1	0,54±0,03	0,30±0,01	11,55±0,11	9,06±0,54	4,48±0,37	0,05±0,01	7,14±0,06	22,22±0,11
PA2	0,82±0,11	0,39±0,07	11,32±0,03	9,71±0,25	5,5300,27	0,04±0,01	9,40±0,04	31,82±0,14
PA3	1,78±0,01	0,41±0,01	10,69±0,08	8,73±0,01	4,62±0,05	0,05±0,01	8,07±0,15	28,51±0,01
PA4	3,20±0,01	0,32±0,01	10,92±0,02	8,15±0,49	10,70±0,02	0,05±0,01	7,61±0,02	24,02±0,01
PA5	1,43±0,01	0,29±0,02	11,77±0,05	8,62±0,33	3,64±0,02	0,06±0,01	7,51±0,02	26,36±0,39
PA6	0,59±0,01	ND*	100,80±0,02	92,65±0,64	19,30±0,01	0,68±0,05	9,50±0,02	1,28±0,11
PA7	0,66±0,01	13,80±0,13	197,10±0,03	169,08±0,20	47,90±0,01	4,88±0,03	ND	1,84±0,01
PA8	0,40±0,02	ND	103,10±0,01	84,30±0,02	16,40±0,01	2,71±0,06	ND	0,50±0,02
PA9	1,56±0,10	0,27±0,01	33,39±0,13	34,66±0,01	6,92±0,02	0,29±0,01	1,89±0,01	1,43±0,01

VL= NH₄⁺ 3,7 mg L⁻¹; Cl⁻ 250,0 mg L⁻¹; NO₃⁻ 10,0 mg L⁻¹; SO₄²⁻ 250,0 mg L⁻¹

VL= Valores estabelecidos pela **resolução do CONAMA 357/2005**

* ND (Não detectado)

De acordo com Katsou et al. (2011) a solubilidade de metais pesados em águas residuárias pode ser afetada pela sua composição e interações competitivas ou sinérgicas entre os íons metálicos. Dentre os ânions que limitam a solubilidade dos metais, em especial, destaca-se a presença de SO_4^{2-} . No presente estudo, os resultados da Tabela 7 mostram que os valores de SO_4^{2-} são maiores nas amostras de água proveniente da Embasa (PA1, PA2, PA3, PA4 e PA5) em ambos os períodos, seco e chuvoso, do que nas águas provenientes de outras origens e, portanto, menor potencial para limitar a solubilização de metais pesados.

Os valores da concentração dos elementos majoritários Ca, K e Mg nas amostras de águas de entrada e efluentes são apresentados na Tabela 8. Sob a ótica ambiental, o potássio, o cálcio e o magnésio não se enquadram como elementos poluidores, razão pela qual encontram-se isentos nas exigências para a classificação de águas doces estabelecida pela resolução do CONAMA 357/2005. Entretanto, o acúmulo desses elementos nas águas natais pode provocar a deterioração dos recursos hídricos, devido ao processo de salinização.

Em geral, as águas proveniente de poços freáticos (pontos PA6, PA7 e PA8) apresentaram menores valores, em relação às águas provenientes da Embasa, para os elementos Ca, Mg e K, em ambos os períodos, seco e chuvoso (Tabela 8).

A concentração dos elementos Ca, Mg e K, foram bem distintos nas análises dos efluentes. É importante destacar que as amostras dos efluentes provenientes da indústria de fecularia (PM9 e PM10) apresentaram valores baixos, com relação aos outros pontos amostrados, para esses três elementos avaliados (Tabela 8).

O impacto do uso da manipueira foi avaliado por Silva Júnior et al. (2012), na fertilização do cultivo de banana, analisando as características químicas do solo. Os autores concluíram que o uso da manipueira possibilitou baixo incremento de K ao solo e um incremento significativo de Ca, Mg e Ca+Mg.

De acordo com Melo et al., (2006) a capacidade do solo em reter íons, à medida que o fluxo de massa avança, depende das interações entre as fases líquida e sólida que ocorrem durante a percolação e, também, com o tipo de solo da região. Isso demonstra que a capacidade de adsorção de íons pelo tipo de solo local pode interferir na lixiviação de íons e a probabilidade de contaminação de águas freáticas. Os mesmos autores ressaltaram que é preciso avaliar a possibilidade de contaminação de águas subterrâneas pela movimentação de íons, principalmente, em solos de baixa capacidade de adsorção.

Tabela 8- Concentração dos macronutrientes (Ca, K e Mg), em mg L⁻¹, nas águas de entrada e efluentes de casas de farinha e fecularia.

Amostras	Ca		Mg		K		
	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	
Águas	PA1	3,45±0,30	29,49±0,13	0,34±0,03	0,75±0,02	1,14±0,13	1,65±0,06
	PA2	6,92±0,02	---	0,98±0,04	0,66±0,01	3,48±0,06	1,95±0,07
	PA3	7,15±0,01	31,77±0,24	0,99±0,01	0,77±0,02	3,32±0,01	1,66±0,03
	PA4	7,58±0,02	29,27±0,75	0,91±0,01	0,73±0,02	2,31±0,01	1,68±0,04
	PA5	7,29±0,06	32,92±0,29	0,86±0,01	0,76±0,01	2,40±0,02	1,68±0,02
	PA6	0,54±0,03	1,01±0,01	ND	0,24±0,01	0,52±0,01	0,05±0,01
	PA7	0,81±0,02	3,27±0,14	0,16±0,01	0,30±0,01	1,32±0,03	0,56±0,21
	PA8	0,50±0,01	0,98±0,02	0,17±0,01	0,84±0,11	0,65±0,04	0,37±0,07
	PA9	1,94±0,19	75,68±0,01	2,09±0,12	1,50±0,02	2,56±0,31	4,10±0,27
Efluentes	PM1	63,90±0,42	0,97±0,01	1733,50±0,01	39,65±0,01	2210,67±0,32	ND
	PM2	6,24±0,06	4,91±0,04	891,17±0,30	8,20±0,01	185,00±0,09	0,70±0,01
	PM3	5,06±0,09	77,05±0,01	15,57±0,01	45,80±0,01	841,67±0,42	ND
	PM4	77,78±1,39	84,50±0,02	17,38±0,01	49,45±0,01	2524,33±0,56	ND
	PM5	30,48±0,34	5,08±0,01	16,38±0,01	ND	371,33±0,28	0,49±0,02
	PM6	6,89±0,13	71,30±0,01	0,48±0,07	ND	ND	ND
	PM8	75,48±0,69	2,54±0,04	26,50±0,01	8,00±0,01	2194,00±0,52	ND
	PM9	6,25±0,38	---	6,64±0,11	---	ND	---
	PM10	ND	---	5,98±0,05	---	ND	---

Procedência das águas: Embasa (PA1, PA2, PA3 e PA5), Poço freático (PA6, PA7 e PA8), Embasa + poço freático (PA4), poço tubular (PA9).

Efluentes de casas de farinha (PM1, PM2, PM3, PM4, PM5, PM6 e PM8) e fecularia (PM9 e PM10). * ND (Não detectado). --- Leitura não realizada.

As maiores concentrações de Ca, Mg e K nas amostras dos efluentes das casas de farinha analisadas (Tabela 8), sinalizam um processo produtivo ainda pouco eficiente na extração desses elementos, que poderiam enriquecer o produto alimentício final. Contudo, a partir dos resultados dos efluentes obtidos na indústria de fecularia para esses elementos, evidenciam um processamento mais eficaz no enriquecimento do produto alimentício final.

As casas de farinha localizadas no município de Vitória da Conquista funcionam em imóveis adaptados, que não foram projetados originariamente para a atividade de produção de farinha ou que foram reformados e/ou ampliados de modo inadequado, associados à falta de manutenção preventiva das instalações (Oliveira & Rebouças, 2008) o que pode estar relacionado com a baixa eficiência no processo produtivo, perdendo nutrientes que poderiam estar agregados ao produto final.

5.4 Estudo de correlação dos resultados obtidos para as águas de entrada e parâmetros físico-químicos

A tabela 9 mostra a matriz de correlação do período seco entre as variáveis Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cd, Ni, pH, CE, NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} e STD, nas amostras de águas de entrada. A matriz de correlação do período chuvoso é apresentado na Tabela 10 entre as variáveis Ca, Mg, K, Zn, Cu, Pb, CE, STD, pH, NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} . Todas as variáveis mostram uma correlação significativa com pelo menos outra variável, por apresentar coeficiente de correlação (r), entre si, de pelo menos (0,500), com exceção dos elementos Pb, Cu e Zn que não apresentaram correlações significativas, apenas no período chuvoso.

A partir dos coeficientes de correlações das Tabelas 9 e 10 são percebidas algumas alterações sazonais no comportamento das águas de entrada. Estas modificações podem estar associadas, principalmente, à variação de incremento nos elementos. Constata-se na Tabela 9 correlações relativamente fracas com os pares STD-CE (r= 0,319), NH_4^+ -STD (r= 0,260), STD- Cl^- (r= 0,442), STD- NO_3^- (r= 0,358), NH_4^+ - Cl^- (r=0,487), NH_4^+ - NO_3^- (r=0,303). Em média, um incremento na concentração dos valores de STD, CE, NH_4^+ , NO_3^- e Cl^- parece induzir, nas águas do período chuvoso, uma correlação significativamente forte entre esses pares, STD-CE (r= 0,998), NH_4^+ -STD (r= 0,840), STD- Cl^- (r= 0,979), STD- NO_3^- (r= 0,929), NH_4^+ - Cl^- (r= 0,785), NH_4^+ - NO_3^- (r= 0,848). Isto mostra um indício de que essas interações possam ser um evento sazonal.

As modificações nas correlações do período chuvoso também são evidentes no período seco em que os pares K-Zn (r= 0,794) e Cu- NH_4^+ (r= 0,680) estabelecem correlação,

entretanto, no período chuvoso não é estabelecida correlação significativa entre esses pares, ($r= 0,392$) e ($r= -0,113$), respectivamente. O que pode ser explicado pela maior diluição das águas no período das chuvas e conseqüentemente lixiviação dos elementos Zn e Cu que apresentaram menor teor no período chuvoso do que no seco (ver Tabela 6).

Alterações nas correlações, negativas e significativas, foram observadas do período seco para o período chuvoso, em que a maioria dos pares envolve os elementos majoritários, por exemplo, Ca-Cl⁻ ($r= -0,763$), Ca-NO₃⁻ ($r= -0,598$), Mg-NO₃⁻ ($r= -0,506$), K-Cl⁻ ($r= -0,618$), K-STD ($r= -0,573$), K-CE ($r= -0,513$), K-Pb ($r= -0,515$) e com correlações mais fracas estabelecidas no período chuvoso Ca-Cl⁻ ($r= -0,464$), Ca-NO₃⁻ ($r= -0,453$), Mg-NO₃⁻ ($r= -0,497$), K-Cl⁻ ($r= -0,492$), K-STD ($r= -0,481$), K-CE ($r= -0,476$), K-Pb ($r= 0,095$). Esta situação é acompanhada com aumento nos valores de Ca do período seco para o período chuvoso, entretanto, ocorreu situação oposta para a concentração do K, cujos valores foram maiores no período seco do que no período chuvoso. Com relação ao Mg as diferenças de concentração entre os dois períodos de coleta foram menos pronunciadas. As diferenças de concentrações entre os períodos de coleta podem estar relacionadas com a possibilidade de lixiviação ocorrida no período das chuvas.

As modificações nas correlações, negativas e significativas, do período chuvoso que não foram observadas no período seco são entre os pares STD-Ca ($r= -0,507$), CE-Mg ($r= -0,510$), pH-CE ($r= -0,751$), pH-STD ($r= -0,721$), NO₃⁻-pH ($r= -0,676$), SO₄²⁻-STD ($r= -0,703$). Contudo, apesar de não serem significativas as correlações entre esses pares no período seco, os valores das correlações ficaram quase todos negativos com exceção entre o par SO₄²⁻-STD ($r= 0,224$). Nessa situação, os maiores valores de SO₄²⁻ observado no período chuvoso em comparação ao período seco parece ter deslocado a correlação negativa e significativa para uma correlação fraca e positiva observada no período seco.

Tabela 9- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, CE, STD, pH, NH₄⁺, Cl⁻, NO₃⁻, e SO₄²⁻) nas amostras de águas de entrada no período seco.

	Ca	Mg	K	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb	CE	STD	pH	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Ca	1														
Mg	0,385	1													
K	0,793	0,726	1												
Zn	-0,245	0,792	0,197	1											
Cu	0,221	0,175	0,003	0,074	1										
Cd	-0,719	-0,458	-0,687	0,003	-0,309	1									
Ni	-0,496	-0,245	-0,304	0,042	-0,154	0,700	1								
Pb	-0,306	-0,314	-0,515	-0,092	0,207	0,447	-0,114	1							
CE	-0,556	-0,469	-0,513	-0,158	0,185	0,441	0,767	-0,153	1						
STD	-0,498	-0,496	-0,573	-0,162	-0,246	0,087	-0,019	-0,222	0,319	1					
pH	0,754	-0,020	0,444	-0,467	-0,002	-0,504	-0,370	-0,240	-0,454	-0,032	1				
NH ₄ ⁺	0,654	0,518	0,514	0,143	0,680	-0,740	-0,327	-0,391	-0,113	-0,260	0,349	1			
Cl ⁻	-0,763	-0,557	-0,618	-0,125	-0,219	0,649	0,803	-0,097	0,902	0,442	-0,557	-0,487	1		
NO ₃ ⁻	-0,598	-0,506	-0,484	-0,175	-0,078	0,541	0,864	-0,210	0,954	0,358	-0,384	-0,304	0,957	1	
SO ₄ ²⁻	0,634	0,002	0,363	-0,368	-0,080	-0,628	-0,695	-0,217	-0,617	0,224	0,873	0,258	-0,641	-0,571	1

Tabela 10- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Pb, CE, STD, pH, NH₄⁺, Cl⁻, NO₃⁻ e SO₄²⁻) nas amostras de águas de entrada no período chuvoso.

	Ca	Mg	K	Zn	Cu	Pb	CE	STD	pH	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Ca	1												
Mg	0,877	1											
K	0,840	0,869	1										
Zn	0,201	0,156	0,392	1									
Cu	-0,343	0,136	-0,074	-0,223	1								
Pb	-0,259	-0,243	0,095	0,216	-0,012	1							
CE	-0,528	-0,510	-0,476	0,072	-0,046	-0,098	1						
STD	-0,507	-0,495	-0,481	0,059	-0,060	-0,132	0,998	1					
pH	0,514	0,635	0,338	-0,288	0,268	-0,249	-0,751	-0,721	1				
NH ₄ ⁺	-0,281	-0,283	-0,431	-0,001	-0,113	-0,287	0,791	0,820	-0,261	1			
Cl ⁻	-0,464	-0,551	-0,492	0,078	-0,248	-0,117	0,977	0,979	-0,783	0,785	1		
NO ₃ ⁻	-0,453	-0,497	-0,384	0,197	-0,207	0,071	0,927	0,929	-0,676	0,848	0,924	1	
SO ₄ ²⁻	0,042	0,216	0,002	-0,337	0,454	-0,002	-0,715	-0,703	0,843	-0,345	-0,778	-0,631	1

5.5 Análise de agrupamento

O dendrograma resultante da análise das amostras de águas está apresentado na Figura 24. A análise de agrupamento (*cluster*) foi aplicada em 18 amostras das águas de entrada para as variáveis pH, CE, STD, Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- e SO_4^{2-} . A partir da avaliação dos agrupamentos existentes no dendrograma observa-se a formação de dois grupos principais nas amostras de água. O grupo I, com Distância Euclidiana Quadrática 11, é formado em sua maior parte por águas provenientes da Embasa e águas proveniente do poço tubular. O grupo II, com Distância Euclidiana Quadrática 14, é formado quase que exclusivamente por águas provenientes de poços freáticos com somente uma amostra de água com procedência da Embasa (PA1 (S)), em função da semelhança de suas propriedades às da classe das águas de poços freáticos. Em uma análise preliminar, as variáveis que contribuíram marcadamente para o comportamento do ponto (PA1 (S)), apresenta similaridade aos da outra classe de águas de poços freáticos foram concentrações de Mg, K, NH_4^+ e Cd, conforme dados das Tabelas 6, 7 e 8.

As águas com procedência do poço tubular se assemelharam mais com as de procedência da Embasa do que com as de origem em poços freáticos, em função da semelhança de suas propriedades físico-químicas às da classe das águas da Embasa. Esta análise evidencia que as variáveis que contribuíram marcadamente para esse fato foram o pH, os valores de STD, e as concentrações de NH_4^+ e K, conforme dados das Figuras 18 e 20 e Tabelas 7 e 8.

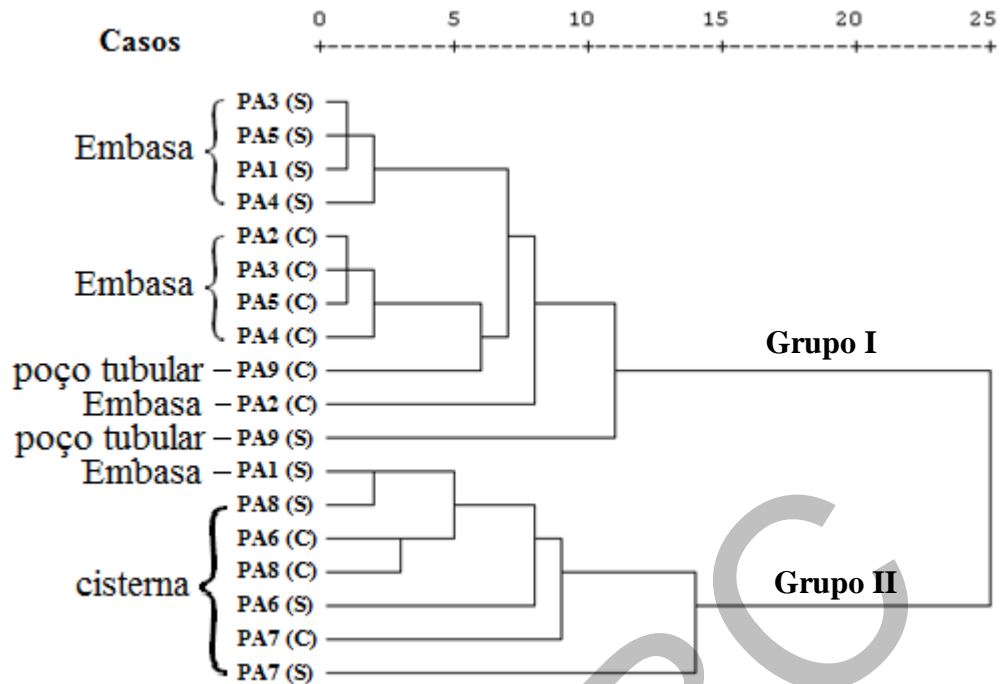


Figura 24- Dendrograma de análise de similaridade entre variáveis, agrupadas pelas amostras de águas de entrada coletadas em período seco (S) e chuvoso (C).

5.6 Análise de componentes principais

Como complemento à classificação obtida através da análise de agrupamento hierárquico (AAH) aplicou-se a análise de componentes principais (ACP) na matriz de dados com as variáveis pH, CE, STD, Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- e SO_4^{2-} . Foram selecionadas duas componentes derivadas por rotação varimax, onde o primeiro componente concentrou 33,63% da variância total e o segundo 15,93%, acumulando 49,56% na variância total.

A distribuição das amostras de água de entrada, apresentada na Figura 25, mostra o gráfico de escores da análise de fatores em relação às componentes I e II e corrobora com as evidências obtidas na análise de agrupamento do dendrograma da Figura 24. Nos dois períodos amostrados, seco e chuvoso, os pontos de água de Embasa (PA1, PA2, PA3 e PA5), poço freático (PA6, PA7 e PA8) e poço tubular (PA9) são distintos.

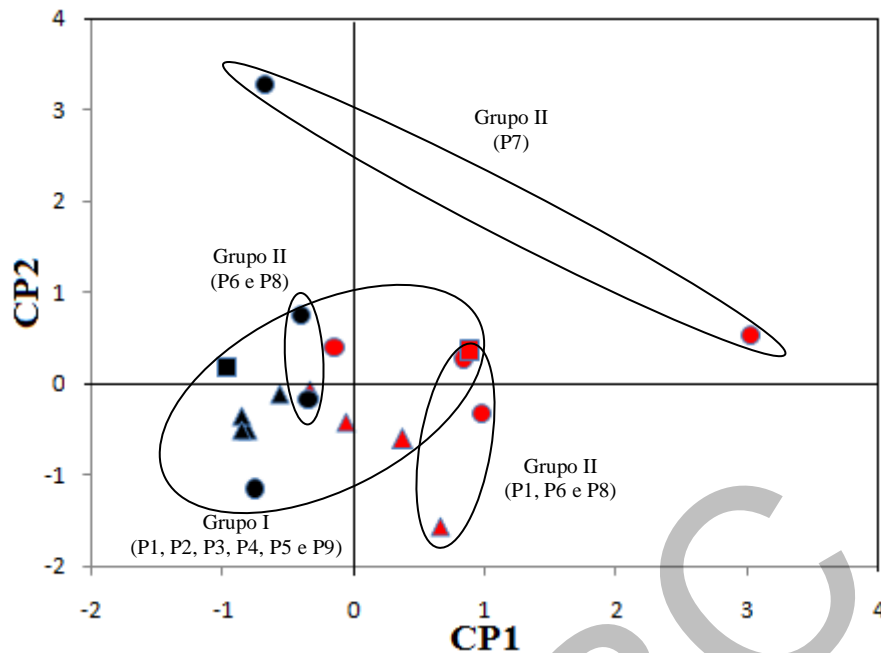


Figura 25- Resultados da análise de componentes principais mostrando o gráfico dos escores das amostras de água (CP1 x CP2). Cor vermelha (período seco); cor preto (período chuvoso); água de EMBASA (Δ); água de Poço freático (\circ); Poço tubular (\square).

A primeira componente principal está correlacionada com um grupo de variáveis que é possível distinguir a tendência dos níveis de distribuição dos metais, íons e padrões físico-químico estudados (Cd, Ni, NO_3^- , CE, STD, Zn e pH) nas amostras de água. A segunda componente permite discriminar agrupamentos de acordo a procedência da água.

O gráfico de *loadings* (Figura 26) permite a caracterização de tendências entre as variáveis. Ao longo do eixo da CP1, ocorre uma distribuição das amostras, a maior parte da coleta no período seco apresenta valores positivos, enquanto a coleta no período chuvoso apresenta valores negativos. Pode-se notar, ao longo do eixo da CP1, que as variáveis que mais contribuem para a diferenciação dos agrupamentos das amostras de água de poço freático são NO_3^- , Ni e Cd, e ao longo do eixo da CP2 (valores positivos na CP2) são NH_4^+ , CE e STD. Já Ca, K, Cu e Mg influenciam no agrupamento das águas da Embasa, que apresentam valores negativos na CP2. A água de poço tubular no eixo da CP1 apresenta valor positivo para a coleta no período seco e negativo para o período chuvoso.

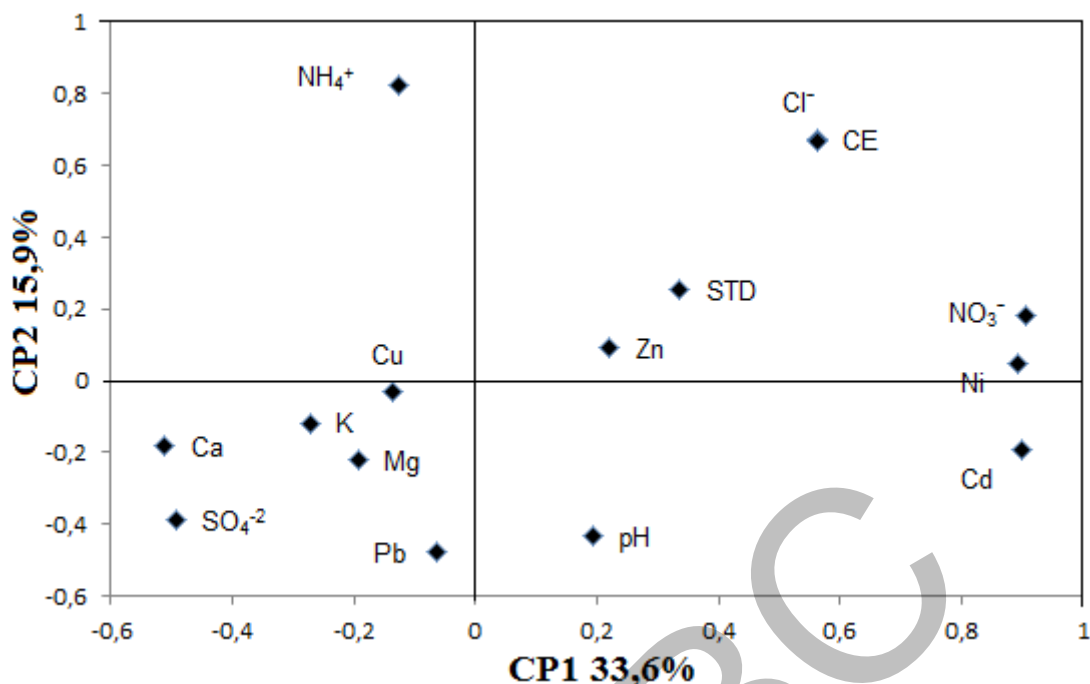


Figura 26- Comportamento das variáveis em relação às duas componentes principais.

5.7 Estudo de correlação dos resultados obtidos para os efluentes e parâmetros físico-químicos

A tabela 11 mostra a matriz de correlação do período seco entre as variáveis Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, pH, CE e STD, nas amostras de efluentes das casas de farinha e fecularia. A matriz de correlação do período chuvoso é apresentado na Tabela 12 entre as variáveis Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, pH, CE e STD. Todas as variáveis mostram uma correlação significativa com pelo menos uma outra variável, com exceção dos elementos Mg (período seco) e o Zn (períodos seco e chuvoso) que não apresentaram correlações significativas.

A partir dos coeficientes de correlações das Tabelas 11 e 12 são percebidas algumas alterações sazonais e antrópicas no comportamento dos efluentes. Estas modificações podem estar associadas, principalmente, à variação de incremento nos elementos, como observado para amostras de águas de entrada. Verificam-se na Tabela 11 correlações relativamente fracas e até negativa com os pares Ca-K ($r = -0,506$), K-Ni ($r = 0,374$), Cr-Cd ($r = 0,099$), CE-STD ($r = 0,434$). Em média, um incremento na concentração dos valores de Ni e Cd no período seco e Cr e Cu no período chuvoso parece induzir, nos efluentes desses mesmos pares, no período chuvoso, uma correlação significativamente forte entre esses pares, STD-CE ($r = 0,998$), NH₄⁺-STD ($r = 0,840$), STD-Cl⁻ ($r = 0,979$), STD-NO₃⁻ ($r = 0,929$), NH₄⁺-Cl⁻ ($r =$

0,785), $\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^-$ ($r = 0,848$). Isto mostra um indício de que essas interações possa ser um evento sazonal.

Foram observadas correlações positivas e significativas no período chuvoso, para as amostras de efluentes, entre os seguintes pares Ca-pH ($r = 0,894$), Ca-Cd ($r = 0,732$), Ca-Pb ($r = 0,545$), Mg-Cr ($r = 0,713$), Mg-Cd ($r = 0,554$), Ni-Cu ($r = 0,593$), pH-Cr ($r = 0,531$), pH-Ni ($r = 0,882$), que não se repetiram nas correlações do período seco Ca-pH ($r = 0,279$), Ca-Cd ($r = 0,319$), Ca-Pb ($r = 0,279$), Mg-Cr ($r = 0,243$), Mg-Cd ($r = -0,273$), Ni-Cu ($r = -0,198$), pH-Cr ($r = 0,449$), pH-Ni ($r = 0,352$). Um incremento nas concentrações de Ni, Mg, Cd e valores de pH, no período seco e nos valores de Cr, no período chuvoso, parece ter exercido os principais efeitos nas correlações, de fortes e significativas para correlações fracas entre esses pares, o que reforça o indício de estar relacionado com a variação sazonal.

Tabela 11- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, pH, CE e STD) das amostras de efluentes das casas de farinha e fecularia no período seco.

	Ca	Mg	K	Zn	Cu	Cr	Cd	Ni	pH	CE	STD
Ca	1										
Mg	0,238	1									
K	0,946	0,306	1								
Zn	0,377	-0,257	0,324	1							
Cu	-0,269	0,356	-0,250	-0,133	1						
Cr	-0,243	-0,243	-0,263	-0,034	-0,173	1					
Cd	0,319	-0,273	0,342	0,278	-0,380	0,757	1				
Ni	0,949	0,471	0,954	0,246	-0,198	-0,232	0,264	1			
pH	0,279	-0,122	0,253	0,199	-0,506	0,449	0,453	0,352	1		
CE	-0,701	-0,202	-0,671	-0,373	0,372	0,086	-0,163	-0,728	-0,642	1	
STD	-0,691	-0,222	-0,669	-0,372	0,330	0,078	-0,162	-0,729	-0,646	0,998	1

Tabela 12- Matriz de correlação entre as variáveis (Ca, K, Mg, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, CE, STD e pH,) das amostras de efluente das casas de farinha e fecularia no período chuvoso.

	Ca	K	Mg	Zn	Cu	Cr	Cd	Ni	Pb	CE	STD	pH
Ca	1											
K	-0,506	1										
Mg	0,466	-0,502	1									
Zn	-0,361	-0,253	-0,268	1								
Cu	0,411	-0,234	0,059	-0,484	1							
Cr	0,096	-0,677	0,713	0,215	0,177	1						
Cd	0,732	-0,415	0,554	-0,477	0,408	0,099	1					
Ni	0,715	-0,374	0,283	-0,269	0,593	0,296	0,182	1				
Pb	0,545	-0,253	0,551	-0,166	0,390	0,531	0,141	0,842	1			
CE	-0,724	0,734	-0,664	0,465	-0,491	-0,460	-0,692	-0,533	-0,351	1		
STD	-0,118	0,350	-0,067	0,157	-0,479	-0,416	0,281	-0,663	-0,434	0,434	1	
pH	0,894	-0,412	0,302	-0,516	0,655	0,083	0,529	0,882	0,602	-0,739	-0,483	1

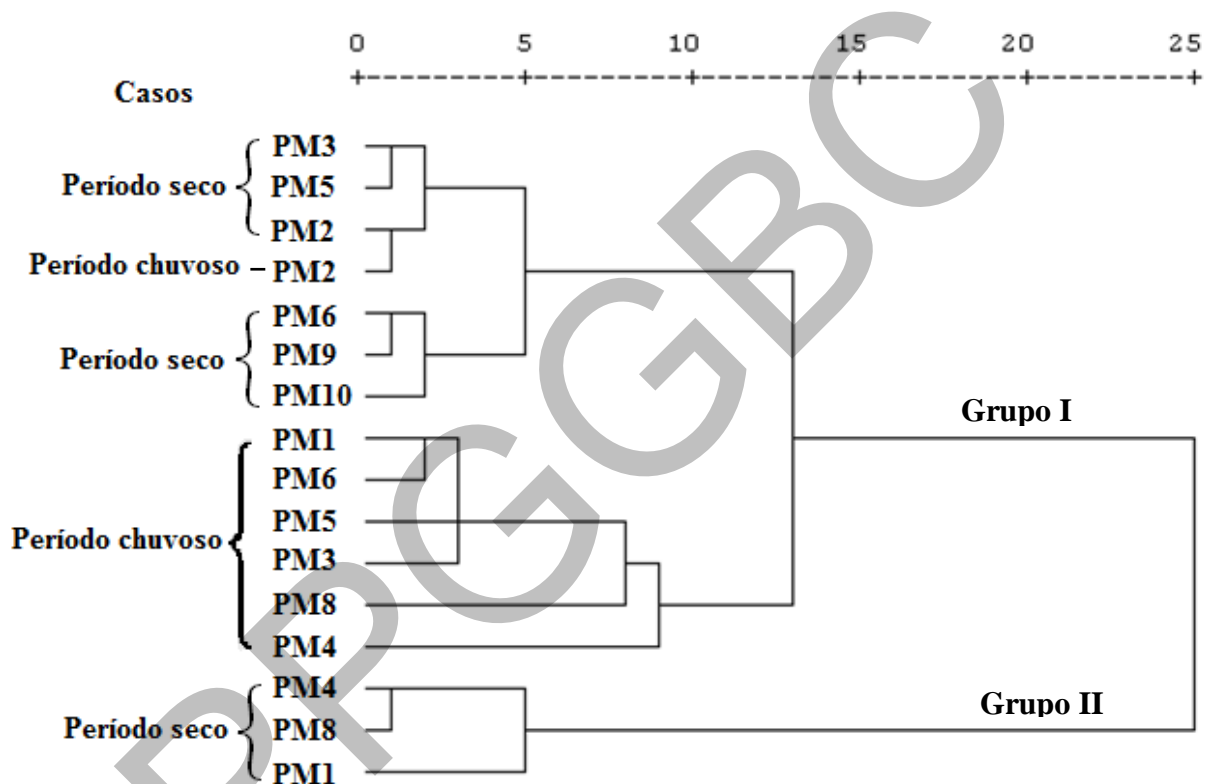
5.8 Análise de agrupamento

O dendrograma resultante da análise das amostras de efluentes do processamento de mandioca está apresentado na Figura 27. A análise de agrupamento (*cluster*) foi aplicada em 16 amostras de efluentes para as variáveis pH, CE, STD, Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni e Pb. A partir da avaliação dos agrupamentos existentes no dendrograma observa-se a formação de dois grupos principais. O grupo I, com Distância Euclidiana Quadrática 13, é formado pelos efluentes das casas de farinha e fecularia em ambos os períodos de coleta, seco e chuvoso. O grupo II, com Distância Euclidiana Quadrática 5, é formado por 3 amostras de efluentes de casas de farinha coletadas no período seco.

Na formação do Grupo I há, praticamente, dois subgrupos formados com efluentes coletados no período chuvoso e coletados no período seco. Isto, provavelmente reflete a influência diferenciada dos parâmetros físico-químicos no comportamento intra-grupo dos efluentes e suas respectivas classes.

Os efluentes da fecularia se assemelharam com o efluente do ponto 6 e não diferiram entre si (PM9 e PM10) por apresentar, na situação de coleta, uma condição de uso diferente, água reutilizável (PM9) e efluente de descarte final (PM10). De acordo com Lacerda et al. (2010), é inevitável que apareçam algumas distorções quanto à similaridade das amostras devido o dendrograma ser uma projeção simplificada em duas dimensões de uma relação n-dimensional.

As amostras do Grupo II apresentam concentrações mais elevadas dos elementos majoritários, sobretudo os elementos Ca e K (ver Tabela 8), além do Ni e Cd (ver Tabela 6), diferentemente das outras amostras que, em média, apresentaram concentrações mais baixas para esses elementos. Uma questão que desperta atenção, são as elevadas concentrações de dos elementos majoritários presente nos efluentes das amostras do grupo II, que podem representar um maior potencial poluidor, se descartado sem tratamento, além da perda de nutrientes que, conseqüentemente, empobrece o produto final de consumo dessas casas de farinha, podendo ser a farinha ou o polvilho.



Efluentes de casas de farinha (PM1, PM2, PM3, PM4, PM5, PM6 e PM8) e fecularia (PM9 e PM10).

Figura 27- Dendrograma de análise de similaridade entre variáveis, agrupadas pelas amostras de efluentes coletadas em período seco e chuvoso.

5.9 Análise de componentes principais

Para complementar a classificação obtida através da análise de agrupamento, a matriz de dados com as variáveis pH, CE, STD, Ca, Mg, K, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni e Pb foi escalonada por Z-escores e processou-se a análise de componentes principais (ACP). Foram selecionadas duas componentes derivadas por rotação varimax, onde o primeiro componente concentrou 37,23% da variância total e o segundo 22,91%, acumulando 60,14% na variância total.

A distribuição das amostras de efluentes é mostrada no gráfico de escores da análise de fatores em relação às componentes I e II (Figura 28). Observa-se a formação de dois grupos bem definidos, entretanto, as variações das características físico-químicas entre as amostras das casas de farinha e indústria de fécula, em diferentes períodos de coleta, não influenciaram na separação dos agrupamentos dos efluentes estudados, como poderia ser esperado. A origem da água usada no processamento da mandioca parece ter menor influência na formação dos agrupamentos.

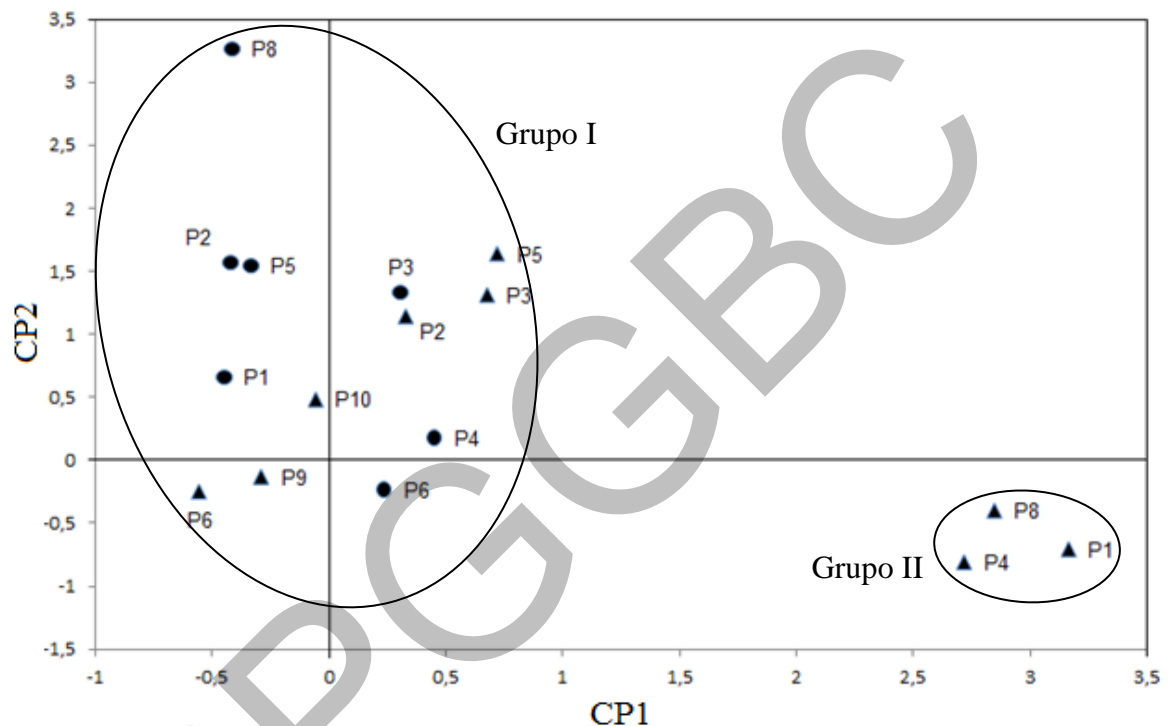


Figura 28- Resultados da análise de componentes principais mostrando o gráfico dos escores das amostras de efluentes (CP1 x CP2). Período seco (▲); período chuvoso (●).

O gráfico de *loadings* (Figura 29) permite a caracterização de tendências entre as variáveis e quanto elas influenciam o sistema. Observa-se ao longo do eixo da CP1 que os metais Ni, K, Cd, Ca e Mg influenciam diretamente os valores positivos nas amostras dos efluentes que se relacionam com os resultados da matriz de correlação. Pode-se notar, ao longo do eixo da CP2, que as variáveis que mais contribuem para a diferenciação dos agrupamentos das amostras dos efluentes (valores positivos na CP2) são CE, STD, Zn e Cr; e, nos valores negativos, a variável pH.

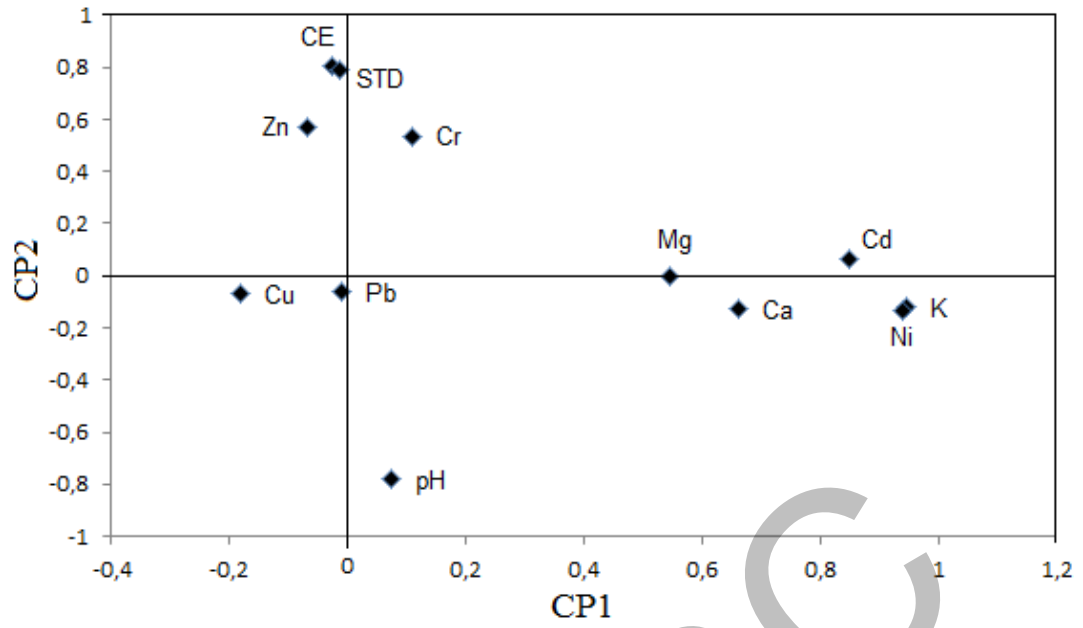


Figura 29- Comportamento das variáveis em relação às duas componentes principais.

6 CONCLUSÃO

O estudo indica que as águas usadas no processamento da mandioca apresentam características físico-químicas apropriadas para uso, tanto, nas casas de farinha quanto na indústria de fécula de acordo com a legislação brasileira.

Os efluentes das casas de farinha apresentam maior quantidade de elementos majoritários (Mg, K e Ca) em comparação aos efluentes da indústria de fécula.

A manipueira presente nos efluentes, tanto nas casas de farinha como na fecularia, apresentou potencial para remediação de metais pesados principalmente para o chumbo.

As aplicações das técnicas de análise de agrupamento hierárquico e análise de componentes principais constituíram-se em relevantes ferramentas que permitiram identificar características inerentes aos tipos de procedência das águas de entrada e efluentes, em períodos seco e chuvoso, das casas de farinha e indústria de fécula.

Os efluentes do processamento da mandioca nas casas de farinha podem causar impactos ambientais por ser depositado diretamente sobre o solo sem nenhum tratamento, podendo contaminar o nível freático e as águas do riacho Santa Rita e o Córrego Lagoa de Baixo.

REFERÊNCIAS

- ABIA, AA. HORSFALL-JR, M. & DIDI, O. 2003. The use of chemically modified and unmodified cassava waste for the removal of Cd, Cu and Zn ions from aqueous solution. *Bioresource Technology*, vol. 90, p. 345-348.
- ACHEAMPONG, MA. MEULEPASA, RJW. & LENS, PNL. 2010. Removal of heavy metals and cyanide from gold mine wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 85, p. 590-613.
- AHLUWALIA, SS. & GOYAL, D. 2005. Removal of heavy metals by waste tea leaves from aqueous solution, *Engineering in Life Sciences*, vol. 5, no. 2, p. 158-162.
- AMANI, NG. KAMENAN, A. ROLLAND-SABATÉ, A. & COLONNA, P. 2005. Stability of yam starch gels during processing. *African Journal of Biotechnology*, vol. 4, p. 94-101.
- AMARASINGHE, BMWPK. & WILLIAMS, RA. 2007. Tea waste as a low cost adsorbent for the removal of Cu and Pb from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, vol. 132. p. 299-309.
- APEA-BAH, FB. ODURO, I. ELLIS, WO. & SAFO-KANTANKA, O. 2009. Principal components analysis and age at harvest effect on quality of gari from four elite cassava varieties in Ghana. *African Journal of Biotechnology*, vol. 8, p. 1943-1949.
- APLEVICZ, KS. 2006. Caracterização de produtos panificados à base de féculas de mandioca nativas e modificadas. Paraná: Universidade Estadual de Ponta Grossa. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos. 131 p.
- ARAÚJO, NC. GUIMARÃES, PLF. DUARTE, KLS. OGATA, IS. & PAULA, LGA. 2012. Problemática dos Resíduos Líquidos das Agroindústrias Processadoras de Raízes de Mandioca no Estado da Paraíba. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, vol. 7, no. 2, p. 258-262.
- BAI, RS. & ABRAHAM, TE. 2003. Studies on chromium(VI) adsorption-desorption using immobilized fungal biomass. *Bioresource Technology*, vol. 87, p. 17-26.
- BAIRD, C. 2002. *Química ambiental*. 2ª ed. Porto Alegre: Bookman, 570 p.
- BALAGOPALAN, C. 2002. Cassava utilization in food, feed and industry. *Cassava: Biology, production and utilization*, vol. 15, p. 301-318.
- BERGMANN, W. 1992. Nutrition disorders of plants-development, visual and analytical diagnosis. Stuttgart: Gustaf Fischer Verlag Jena. 741p.
- BERTOLI, AC. 2011. Efeitos do cádmio e do chumbo no crescimento, translocação e teor de nutrientes tomateiro (*Lycopersicum esculentum*) cultivado em solução nutritiva. Lavras: Universidade Federal de Lavras. Dissertação de Mestrado em Agroquímica. 96 p.
- BERTOLI, AC. CANNATA, MG. CARVALHO, R. BASTOS, ARR. FREITAS, MP. & AUGUSTO, AS. 2012. *Lycopersicon esculentum* submitted to Cd-stressful conditions in nutrition solution: Nutrient contents and translocation *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 86, p. 176-181.

- BHATTACHARYA, AK. MANDAL, SN. & DAS, SK. 2006. Adsorption of Zn(II) from aqueous solution by using different adsorbents. *Chemical Engineering Journal*, vol. 123, p. 43-51.
- BORBÉLY, G. & NAGY, E. 2009. Removal of zinc and nickel ions by complexation membrane filtration process from industrial wastewater. *Desalination*, vol. 240, p. 218-226.
- BORGES, MF. FUKUDA, WMG. & CALDAS, RC. 1993. Avaliação de três métodos para determinação de cianeto em mandioca. *Revista Brasileira de Mandioca*, vol. 12, p. 75-83.
- BOSSO, ST. & ENZWEILER, J. 2008. Ensaio para determinar a (Bio)disponibilidade de chumbo em solos contaminados: revisão. *Química Nova*, vol. 31, no. 2, p. 394-400.
- BRADBERRY, S. 2007. Copper. *Medicine*, vol. 35, p. 581-622.
- BRENA, NA. 2002. A chuva acida e os seus efeitos sobre as florestas. Ed. Câmara Brasileira do Livro. São Paulo.
- CAMARGO, JA. & ALONSO, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, vol. 32, p. 831-849.
- CAMILI, EA. 2007. Tratamento de manipueira por processo de floração sem uso de agentes químicos. Botucatu: Universidade Paulista Júlio de Mesquita Filho. Dissertação de Mestrado em Agronomia. 91 p.
- CAMPOS, ML. SILVA, FN. FURTINI NETO, AE. GUILHERME, LRG. MARQUES, JJ. & ANTUNES, AS. 2005. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, vol. 40, no. 4, p. 361-367.
- CARDOSO JÚNIOR, NS. VIANA, AES. MATSUMOTO, SN. SEDIYAMA, T. & CARVALHO, FM. 2005b. Efeito do nitrogênio em características agrônômicas da mandioca. *Bragantia*, vol. 64, no. 4, p. 651-659.
- CARDOSO JÚNIOR, NS. VIANA, AES. MATSUMOTO, SN. SEDIYAMA, T. & RAMOS, PA. 2005a. Efeito do nitrogênio sobre o teor de ácido cianídrico em plantas de mandioca. *Acta Scientiarum (Cessou em 2002)*, vol. 27, no. 4, p. 603-610.
- CARVALHO, FM. VIANA, AES. CARDOSO, CEL. MATSUMOTO, SN. & GOMES, IR. 2009. Sistemas de produção de mandioca em treze municípios da região Sudoeste da Bahia. *Bragantia*, vol. 68, no. 3, p. 699-702.
- CASTRO, E. LOUREIRO, CO. & MACHADO, DA. 2010. Caracterização preliminar das águas subterrâneas em área cárstica, no município de sete lagoas – Minas Gerais. In: Anais do XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. p. 1-19.
- CEREDA, MP. & LOPES, AM. 2003. Determinação do potencial de intoxicação em ratos, de linamarina extraída de mandioca. In: SLACA, S., 2003, Campinas. Anais... Campinas, 2003. CD-ROM.
- CEREDA, MP. 2001. Caracterização dos subprodutos da industrialização da mandioca. In: (Coord). Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca. São Paulo: fundação Cargill, vol. 4, p. 31-35. (Séries culturas de tuberosas amiláceas Latino americanas).

- CONAMA, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005.
- CONAMA, 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011.
- CORREIA, PM. & FERREIRA, MMC. 2007. Reconhecimento de padrões por métodos não supervisionados: explorando procedimentos quimiométricos para tratamento de dados analíticos. *Química Nova*, vol. 30, no. 2, p. 481-487.
- COSTA, IRS. & SILVA, SO. 1992. Coleta de germoplasma de mandioca no nordeste (Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará). *Revista brasileira de Mandioca*, vol. 11, p. 19-27.
- COSTA, MAC. NEVES, OSC. SOUZA, AS. SOUSA, LA. SILVA, ICF. AGUIAR, AS. SIQUEIRA, RP. & LIMA, DHN. 2011. Comportamento do pH e cianeto (CN⁻) livre em função do tempo de estabilização da manipueira para produção de fertilizante. In: *Anais da Sexta semana de agronomia da UESB (Vitória da Conquista)*. CD ROM.
- COSTA, SGVAO. LÉPINE, F. MILOT, S. DÉZIEL, E. NITSCHKE, M. & CONTIERO, J. 2009. Cassava wastewater as a substrate for the simultaneous production of rhamnolipids and polyhydroxyalkanoates by *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, vol. 36, p. 1063-1072.
- DENG, X. LIA, QB. LU, YH. SUN, DH. HUANGA, YL. & CHEN, XR. 2003. Bioaccumulation of nickel from aqueous solutions by genetically engineered *Escherichia coli*. *Water Research*, vol. 37, p. 2505-2511.
- DEVAPRASATH, PM. SOLOMON, JS. & THOMAS, BV. 2007. Removal of Cr(VI) from aqueous solution using natural plant material. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, vol. 2, p. 77-83.
- DHIR, B. & SRIVASTAVA, S. 2011. Heavy metal removal from a multi-metal solution and wastewater by *Salvinia natans*. *Ecological Engineering*, vol. 37, p. 893-896.
- DONAGEMMA, GK. RUIZ, HA. ALVAREZ, HAV. FERREIRA, PA. CANTARUTTI, RB. SILVA, AT. & FIGUEIREDO, GC. 2008. Distribuição do amônio, nitrato, potássio e fósforo em colunas de latossolos fertirrigadas. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, vol. 32, p. 2493-2504.
- EGREJA-FILHO, FB. REIS, EL. JORDÃO, CP. & PEREIRA-NETO, JT. 1999. Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar. *Química Nova*, vol. 22, no. 3, p. 324-328.
- FANNING, JC. 2000. The chemical reduction of nitrate in aqueous solution. *Coordination Chemistry Reviews*, vol. 199, p. 159-179.
- FAO (Food and Agriculture Organization) 2006. El mercado de almidón añade valor a la yuca. Departamento de agricultura, bioseguridad, nutrición y protección del consumidor. Disponível em: <<http://www.fao.org/Ag/esp/revista/pdf/0610-1.pdf>>. Acesso em 13 de dezembro de 2012.
- FELEKE, Z. & SAKAKIBARA, Y. 2002. A bio-electrochemical reactor coupled with adsorber for the removal of nitrate and inhibitory pesticide. *Water Research*, vol. 36, p. 3092-3102.

- FERREIRA, NMC. 2004. Cadeia produtiva da farinha de mandioca na perspectiva da análise de filière e supply chain management - um estudo de caso das relações entre a agroindústria e a distribuição. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado em Ciências em Engenharia da Produção. 105p.
- FIALHO, JF. FUKUDA, WMG. PEREIRA, AV. JUNQUEIRA, NTV. & GOMES, AC. 2002. Avaliação de variedades de mandioca de mesa nas condições de Cerrado do Distrito Federal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 73, Planaltina, DF.
- FONSECA, RAD. 2012. Análise espacial e temporal de dados físicos e químicos de águas superficiais, das sub-bacias do rio turvo sujo e do ribeirão são bartolomeu, por quimiometria. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. Tese de Doutorado em Agroquímica. 147 p.
- FUKUDA, WMG. COSTA, IRS. & SILVA, SOE. 2005. Manejo e conservação de recursos genéticos de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) na Embrapa mandioca e fruticultura tropical. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura (Circular técnica).
- GÁLVEZ, JM. GÓMEZ, MA. HONTORIA, E. & GONZÁLEZ-LÓPEZ, J. 2003. Influence of hydraulic loading and air flowrate on urban wastewater nitrogen removal with a submerged fixed-film reactor. Journal of Hazardous Materials, vol. 101, p. 219-229.
- GARCIA-REYES, RB. & RANGEL-MENDEZ, JR. 2009. Contribution of agro-waste material main components (hemicelluloses, cellulose and lignin) to the removal of chromium (III) from aqueous solution. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, vol. 84, p. 1533-1538.
- GHAFAARI, S. HASAN, M. & AROUA, MK. 2008. Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater—A review. Bioresource Technology, vol. 99, p. 3965-3974.
- GOLDHABER, SB. 2003. Trace element risk assessment: essentiality vs. toxicity. Regulatory Toxicology and Pharmacology, vol. 38, p. 232-242.
- GRIGOLETTO, TLB. FUZARI, BHC. ANDRADE, AR. CAMPOS, MLAM. GERLACH, RF. & SANTOS, JET. 2012. Fatores químicos e físicos que afetam a contaminação por chumbo e cobre em água potável: uma abordagem para o estudo de caso em química analítica. Química Nova, vol. 35, no. 10, p. 1995-2001.
- HANAFIAH, MAKM. NGAH, WSW. IBRAHIM, SC. ZAKARIA, H. & ILIAS, WAHW. 2006. Kinetics and thermodynamic study of lead adsorption onto rubber (*Hevea brasiliensis*) leaf powder. Journal of Applied Oral Science, vol. 6, p. 2762-2767.
- HANAFIAH, MAKM. NGAH, WSW. ZAKARIA, H. & IBRAHIM, SC. 2007. Batch study of liquid-phase adsorption of lead ions using Lalang (*Imperata cylindrica*) leaf powder. Journal of Biological Sciences, vol. 7, p. 222-230.
- HOLETON, C. CHAMBERS, PA. & GRACE, L. 2011. Wastewater release and its impacts on Canadian waters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 68, p. 1836-1859.
- HORSFALL-JR, M. & ABIA, AA. 2003. Sorption of cadmium(II) and zinc(II) ions from aqueous solutions by cassava waste biomass (*Manihot esculenta* Cranz). Water Research, vol. 37, p. 4913-4923.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/prevsaf>>. Acesso em: 20 de mar. 2013.

JESUS, RB. 2010. Os recursos naturais e sua exploração na formação territorial do município de Vitória da Conquista-BA. In: Anais do XVI encontro dos geógrafos- Crise, práxis e autonomia: espaços de resistência e de esperanças Espaços de diálogos e Práticas. Porto Alegre, Brasil.

KATSOU, E. MALAMIS, S. & HARALAMBOUS, KJ. 2011. Industrial wastewater pre-treatment for heavy metal reduction by employing a sorbent-assisted ultrafiltration system. *Chemosphere*, vol. 82, p. 557-564.

KHASBAATAR, AD. KO, YG. & CHOI, US. 2007. Adsorption and equilibrium adsorption modeling of bivalent metal cations on viscose rayon succinate at different pHs. *Reactive & Functional Polymers*, vol. 67, p. 312-321.

KING, P. SRIVINAS, P. KUMAR, YP. & PRASAD, VSRK. 2006. Sorption of copper(II) ion from aqueous solution by *Tectona grandis* l.f. (teak leaves powder). *Journal of Hazardous Materials*, vol. 136, p. 560-566.

KURNIAWAN, TA. CHAN, GYS. LO, WH. & BABEL, S. 2006. Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal*, vol. 118, p. 83-98.

KURT, M. DUNN, IJ. & BOURNE, JR. 1987. Biological denitrification of drinking water using autotrophic organisms with H₂ in a fluidized-bed biofilm reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 29, p. 493-501.

LACERDA, JJ. SANTOS, JS. SANTOS, SA. RODRIGUES, GB. & SANTOS, MLP. 2010. Influência das características físico-químicas e composição elementar nas cores de méis produzidos por *Apis mellifera* no Sudoeste da Bahia utilizando análise multivariada. *Química Nova*, vol. 33, no. 5, p. 1022-1026.

LAMAISON, FC. 2009. Aplicação da água residuária do processamento da mandioca como substrato para a produção de hidrogênio por processo fermentativo. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Alimentos. 85 p.

LEMOS, OL. REBOUÇAS, TNH. JOSÉ, ARS. VILA, MTR. SILVA, KS. SILVA, DS. BARRETO, APP. & BOMFIM, MP. 2008. Conservação do pimentão 'Magali R' em duas condições de armazenamento associada à atmosfera modificada. *Magistra*, vol. 20, no. 1, p. 06-15.

LEONEL, M. & CEREDA, MP. 2000. Extração da fécula retida no resíduo fibroso do processo de produção de fécula da mandioca. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, vol. 20.

LIMA AU. 2001. Biotecnologia industrial, processos fermentativos e enzimáticos – Tratamento Biológico de Efluentes - vol. 3, 513p.

LIMA, MC. GIACOMELLI, MBO. STÜPP, V. ROBERGE, FD. & BARRERA, PB. 2001. Especiação de cobre e chumbo em sedimento do rio tubarão (SC) pelo método tessier. *Química Nova*, vol. 24, no. 6, p. 734-742.

- LORENZI, JO. OTSUBO, AA. MONTEIRO, DA. & VALLE, TL. 2002. Aspectos fitotécnicos da mandioca em Mato Grosso do Sul. In: OTSUBO, AA. MERCANTE, FM. & MARTINS, CS. (Coord.). Aspectos do Cultivo da Mandioca em Mato Grosso do Sul. Dourados/Campo Grande: Embrapa Agropecuária Oeste/UNIDERP, p. 77-108.
- MARMOLEJO, LF. PÉREZ, A. TORRES, P. CAJIGAS, AAY. & CRUZ, CH. 2008. Aprovechamiento de los residuos sólidos generados en pequeñas industrias de almidón agrio de yuca. *Livestock Research for Rural Development*, vol. 20, no. 7.
- MELO, RF. FERREIRA, PA. MATOS, AT. RUIZ, HA. & OLIVEIRA, LB. 2006. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. vol. 10, no. 2, p. 456-465.
- MELO, VF. ANDRADE, M. BATISTA, AH. & FAVARETTO, N. 2012. Chumbo e zinco em águas e sedimentos de área de mineração e metalurgia de metais. *Química Nova*, vol. 35, no. 1, p. 22-29.
- MOLINOS, JG. & DONOHUE, I. 2009. Differential contribution of concentration and exposure time to sediment dose effects on stream biota. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 28, p. 110-121.
- MONTENEGRO, SMGL. MONTENEGRO, AAA. & MACKAY, R. 2003. Dinâmica hidrosalina em aquífero aluvial utilizado para agricultura irrigada familiar em região semi-árida. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 8, no. 2, p. 85-92.
- MOREIRA, GLP. 2011. Intervalo entre podas em mandioca. Vitória da Conquista: Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Dissertação de Mestrado em Fitotecnia. 121 p.
- O'NEILL, P. 1993. *Environmental chemistry*. 2^a ed. London: Chapman & Hall. 267p.
- OLIVEIRA, LL. & REBOUÇAS, TNH. 2008. Perfil higiênico-sanitário das unidades de processamento da farinha de mandioca (*Manihot esculenta crantz*) na região sudoeste da Bahia. *Alimentos e Nutrição Araraquara*. vol. 19, no. 4, p. 393-399.
- OLIVEIRA, MR. 2007. Investigação da Contaminação por Metais Pesados da Água e do Sedimento de Corrente nas margens do Rio São Francisco e tributários, a jusante da Represa da Cemig, no município de Três Marias, Minas Gerais. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. Tese de Doutorado em Geologia. 172 p.
- OLIVEIRA, SP. VIANA, AES. MATSUMOTO, SN. CARDOSO JÚNIOR, NS. SEDIYAMA, T. & SÃO JOSÉ, AR. 2010. Efeito da poda e de épocas de colheita sobre características agronômicas da mandioca. *Acta Scientiarum Agronomy*, vol. 32, no. 1, p. 99-108.
- PANDEY, A. BERA, D. SHUKLA, A. & RAY, L. 2007. Potential of Agarose for Biosorption of Cu(II) In Aqueous System. *American Journal of Biochemistry and Biotechnology*, vol. 3, p. 55-59.
- PAOLIELLO, MB. & CHASIN, AM. 2001. Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos. Salvador: NEAMA, 144 p. (Série Cadernos de Referência Ambiental, 3).
- PASTORE. NS. 2010. Avaliação de diferentes fontes de nitrogênio e concentração de sacarose na produção de ácido cítrico por *Aspergillus niger* usando manipueira como

substrato. Toledo: Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Dissertação de Mestrado em engenharia química - área de concentração em desenvolvimento de processos. 77 p.

PONTE, CMA. 2008. Épocas de colheita de variedades de mandioca. Vitória da Conquista: Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Dissertação de Mestrado em Fitotecnia. 109 p.

PRASHER, SO. BEAUGERARD, M. HAWARI, J. BERA, P. PATEL, RM. & KIM, SH. 2004. Biosorption of heavy metal by red algae (*Palmaria palmate*). Environmental technology, vol. 25, p. 1097-1106.

REZANIA, B. CICEK, N. & OLESZKIEWICZ, JA. 2005. Kinetics of hydrogen-dependent denitrification under varying pH and temperature conditions. Biotechnology and Bioengineering, vol. 92, p. 900-906.

RIMOLDI, F. VIDIGAL-FILHO, PS; VIDIGAL, MCG. CLEMENTE, E. PEQUENO, MG. MIRANDA, L. & KVITSCHAL, M. V. 2006. Produtividade, composição química e tempo de cozimento de cultivares de mandioca de mesa coletadas no Estado do Paraná. Acta Scientiarum Agronomy, vol. 28, no. 1, p. 63-69.

RINALDI, MM. BENEDETTI, BC. VIEIRA, EA. MORETTI, CL. & FIALHO, JF. 2010. Processamento mínimo: uma alternativa para os produtores de mandioca de mesa do cerrado. Documentos / Embrapa Cerrados, ISSN 1517-5111. 48 p.

SANTOS, A. 2001. Possibilidades e Perspectivas para a sustentabilidade do cultivo da mandioca no Planalto de Conquista. Brasília: Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Sustentável – Gestão e políticas ambientais. 124 p.

SANTOS, JS. SANTOS, MJS. & SANTOS, MLP. 2012. Influence of the Rainfall Regime on the Mobility of Zn, Cd, Ni, Cu, Mn and Fe in the Surface Sediments of the Contas River Located in the Brazilian Semi-Arid Region. Journal of the Brazilian Chemical Society, vol. 23, p. 718-726.

SANTOS, JS. SANTOS, MLP. & OLIVEIRA, E. 2008. Estudo da mobilização de metais e elementos traços em ambientes aquáticos do semi-árido brasileiro aplicando análises de componentes principais. Química Nova, vol. 31, p. 1107-1111.

SILVA JÚNIOR, JJ. COELHO, EF. SANT'ANA, JAV. & ACCIOLY, AMA. 2012. Physical, chemical and microbiological properties of a dystrophic yellow latosol using manipueira. Engenharia Agrícola, vol. 32, no. 4, p. 736-744.

SILVA, DF. SOUSA, FAS. & KAYANO, MT. 2007. Avaliação dos impactos da poluição nos recursos hídricos da bacia do rio mundaú (AL e PE). Revista de Geografia, vol. 24, no. 3, p. 210-223.

SILVA, FF. FREITAS, PSL. BERTONHA, A. REZENDE, R. GONÇALVES, ACA. & DALLACORT, R. 2003. Flutuações das características químicas do efluente industrial de fecularia de mandioca. Acta Scientiarum: Agronomy, vol. 25, no. 1, p. 167-75.

SILVA, JTS. CARVALHO, JS. & VALE, VLC. 2012. Estudo das condições microbiológicas de farinhas de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) comercializadas no centro de abastecimento de Alagoinhas, Bahia. Semina: Ciências Biológicas e da Saúde, vol. 33, no. 1, p. 43-52.

- SOARES FILHO, AO. 2000. Estudo fitossociológico de duas florestas em região ecotonal no planalto de Vitória da Conquista. São Paulo: Universidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado em Ecologia. 154 p.
- SOARES, MOS. 2007. Sistema de Produção em Casas de Farinha: Uma leitura descritiva na comunidade de Campinhos – Vitória da Conquista (BA). Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. 99 p.
- SRIVASTAVA, NK. & MAJUMDER, CB. 2008. Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of hazardous materials*, vol. 151, p. 1-8.
- SUD, D. MAHAJAN, G. & KAUR, MP. 2008. Agricultural waste materials as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions: a review. *Bioresource Technology*, vol. 99, p. 6017-6027.
- SUN, G.-X. WANG, X.-J. & HU, Q.-H. 2011. Using stable lead isotopes to trace heavy metal contamination sources in sediments of Xiangjiang and Lishui Rivers in China. *Environmental Pollution*, vol. 159, p. 3406-3410.
- TSALEV, DL. SLAVEYKOVA, VI. LAMPUGNANIB, L. D'ULIVOB, A. & GEORGIEVA, R. 2000. Permanent modification in electrothermal atomic absorption spectrometry — advances, anticipations and reality. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, vol. 55, no. 5, p. 473-490.
- UBALUA, AO. 2007. Cassava wastes: treatment options and value addition alternatives. *African Journal of Biotechnology*, vol. 6, no. 18, p. 2065-2073.
- VELAZQUEZ-JIMENEZ, LH. PAVLICK, A. & RANGEL-MENDEZ, JR. 2013. Chemical characterization of raw and treated agave bagasse and its potential as adsorbent of metal cations from water. *Industrial Crops and Products*, vol. 43, p. 200-206.
- VIANA, AES. LOPES, SC. SEDIYAMA, T. CECON, PR. & SILVA, AA. 2003. Estudos sobre tamanho de parcela em experimentos com mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). *Acta Scientiarum Agronomy*, vol. 25, no. 2, p. 281-289.
- VILLAESCUSA, I. FIOL, N. MARTÍNEZ, M. MIRALLES, N. POCH, J. & SERAROLS, J. 2004. Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Research*, vol. 38, p. 992-1002.
- VOLESKY, B. & HOLAN ZR. 1995. Biosorption of heavy metals. *Biotechnology Progress*, vol. 11, p. 235-250.
- WAFWOYO, W. SEO, CW. & MARSHALL, WE. 1999. Utilization of peanut shells as adsorbents for selected metals, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 74, p. 1117-1121.
- WAN NGAH, WS. & HANAFIAH, MAKM. 2008. Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review. *Bioresource Technology*, vol. 99, p. 3935-3948.
- WANG, J. & CHEN, C. 2009. Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*, vol. 27, p. 195-226.

WHO - World Health Organization. 2007. *Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution*. Copenhagen (Denmark): Joint World Health Organization/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution, WHO Regional Office for Europe.

WOSIACKI, G. & CEREDA, MP. 2002. Valorização de resíduos do processamento de mandioca. *Ciências Exatas e da Terra, Ciências Agrárias e Engenharias*, vol. 8, no.1, p. 27-43.

PPGGGBC

PPGGCBC

ANEXO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA-UESB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E
CONSERVAÇÃO - PPGGBC

Tema da pesquisa: Avaliação da disponibilização de elementos tóxicos no ambiente, provocado pelo lançamento de águas residuárias do processamento da mandioca no município de Vitória da Conquista-Bahia

Questionário

Data da visita: ____/____/____

- 1) Identificação da unidade de processamento:
Proprietário: _____
Idade: _____
Local: _____
- 2) O estabelecimento possui:
() Água encanada () Poço freático () Poço Tubular
- 3) Procedência da água usada na unidade de processamento:
() Totalmente proveniente da Embasa
() Totalmente proveniente de poço freático
() Totalmente proveniente de poço tubular
() outros _____
- 4) Quantidade de mandioca processada por dia:
() 1 – 2 toneladas por dia
() 3 – 5 toneladas por dia
() 6 – 8 toneladas por dia
() acima de 8 toneladas por dia
() outros _____
- 5) Tempo de funcionamento da unidade de processamento:
() 1 – 2 anos
() 3 – 8 anos
() 9 – 16 anos
() 17 – 24 anos
() 25 – 30 anos
() outros _____
- 6) Produtos produzidos nas unidades de processamento:
() Polvilho
() Farinha
() Fécula
() outros _____
- 7) Local de lançamento dos efluentes:
() Reservatório
() Solo
() Córrego
() outros _____

Tabela 13- Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade de água nos dois componentes principais selecionados para o período de seca e chuva.

Matriz de peso		
	Componente 1 (Fator 1)	Componente 2 (Fator 2)
NO₃⁻	0,906714	0,183166
Cd	0,900488	-0,19425
Ni	0,893922	0,046731
Ca	-0,51095	-0,1791
NH₄⁺	-0,12677	0,822096
CE	0,562217	0,670441
Cl⁻	0,561711	0,664994
K	-0,27222	-0,11702
Zn	0,220613	0,091208
STD	0,336397	0,25147
Pb	-0,06241	-0,47612
pH	0,193481	-0,43061
Mg	-0,19218	-0,22113
Cu	-0,13724	-0,02949
SO₄²⁻	-0,49333	-0,38857

Tabela 14- Matriz de peso fatorial das variáveis dos efluentes nos dois componentes principais selecionados para os períodos de seca e chuvoso.

Matriz de peso		
	Componentes 1 (Fator 1)	Componente 2 (Fator 2)
K	0,946235	-0,11615
Ni	0,940214	-0,13162
Cd	0,848464	0,063697
Ca	0,660729	-0,12504
Mg	0,546442	-0,00488
CE	-0,02708	0,800918
STD	-0,01509	0,788988
pH	0,072936	-0,7796
Zn	-0,06755	0,572595
Pb	-0,00986	-0,06156
Cr	0,108085	0,536204
Cu	-0,18286	-0,0667