



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOQUÍMICA:
PETRÓLEO E MEIO AMBIENTE**

NAIARA CRISTINA PEREIRA DOS SANTOS

**MANGUE PRETO (*AVICENNIA SCHAUERIANA*) NA
FITORREMEDIÇÃO DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS
AROMÁTICOS EM SEDIMENTO DE MANGUEZAL CONTAMINADO
POR PETRÓLEO**

Salvador
2019

NAIARA CRISTINA PEREIRA DOS SANTOS

**MANGUE PRETO (*AVICENNIA SCHAUERIANA*) NA
FITORREMEDIAÇÃO DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS
AROMÁTICOS EM SEDIMENTO DE MANGUEZAL CONTAMINADO
POR PETRÓLEO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente – POSPETRO, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como requisito para obtenção do título de mestre em Geoquímica do Petróleo e Ambiental.

Orientadores: Prof. Dr. Ícaro T. Andrade Moreira

Prof. Dr. Antônio Fernando S. Queiroz

Salvador
2019

**Mangue Preto (*Avicennia schaueriana*) na fitorremediação de
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em sedimento de
manguezal contaminado por petróleo**

Por

Naiara Cristina Pereira dos Santos

(Engenheira Ambiental e Sanitária – Universidade Salvador – UNIFACS - 2016, Salvador - BA)

Orientador: Prof. Dr. Ícaro Thiago Andrade Moreira

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Submetida em satisfação parcial dos requisitos do grau de
MESTRE EM GEOQUÍMICA DO PETRÓLEO E AMBIENTAL**

À Câmara de Ensino de Pós-Graduação e Pesquisa da Universidade Federal da Bahia

APROVAÇÃO

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ícaro Thiago Andrade Moreira (NEA/IGEO/UFBA)

Profa. Dra. Danúzia Ferreira Lima (NEA/IGEO/UFBA)

Rita Maria Weste Nano

Profa. Dra. Rita Maria Weste Nano (IFBA)

Data da Defesa Pública: 16/05/2019

SALVADOR-BAHIA

MAIO/2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela força espiritual, a minha família, principalmente aos meus avôs (Elza e Antônio) e pais (Neide e Luiz), por sempre acreditarem no meu potencial, apoiando e incentivando todas as minhas decisões. Agradeço imensamente, ao professor Ícaro Thiago Andrade Moreira, pela orientação, pelo apoio, o incentivo, a confiança e paciência, que iniciou na graduação e prosseguiu no mestrado. A Jeu, Theu e Eve, agradeço por juntos formarmos a memorável Equipe Fito, responsável por desenvolver o sistema de fitorremediação que originou este trabalho. Gratidão pelo que construímos, e principalmente, a nossa amizade! Não poderia esquecer dos amigos e colegas de curso (Sami, Milton, Isana, Lua, Adrielle, Clarinha, Di, Neila, Nicolas e Isadora), pelas trocas que tivemos, pelos momentos durante as aulas, e em alguns casos durante as incontáveis divisões no laboratório (Sami e Isa que o digam.. rs) e por ajudar sempre que possível, sem vocês seria ainda mais difícil. Obrigada! Agradeço também a Ray pelas palavras de incentivo e ao carinho de sempre. A Jorge Emilio, por todo carinho, conselho, incentivo, além das inúmeras ajudas, sem falar dos socorros com as planilhas. Agradeço também a todas as pessoas que me ajudaram com as análises químicas neste período, principalmente Verônica, que foi o meu “braço direito” e ao corpo técnico do LEPETRO, especialmente Marcão, Sarinha, Gi, Jucy, Regina, Rui, Alex, Cícero e Nana por toda assistência fornecida. Não poderia esquecer da infraestrutura laboratorial disponibilizada pelo Centro de Excelência em Geoquímica do Petróleo – LEPETRO. Agradeço a Fundação Vovó do Mangue, em seu projeto Viva o Mangue, responsável por conceder as mudas da *Avicennia schaueriana* germinadas em viveiro de manguezal. Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação pelos ensinamentos, em especial aos professores (as) Ana Cecilia de Albergaria, Gisele Hadlich, Olivia Maria de Oliveira, Eliane Soares, Danúcia Lima, Rennan Araújo, Paulo Mafalda e Antônio Fernando Queiroz. Agradeço a CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado e ao CNPq pelo financiamento do projeto que viabilizou a presente pesquisa. Por fim agradeço a banca examinadora, composta pela Prof^a. Dr^a. Danúcia Ferreira Lima e Prof^a. Dr^a Rita Maria West Nano, por ter aceitado o convite. E a todos que, mesmo não mencionados, contribuíram para esta etapa da minha vida. Gratidão!

Esta Pesquisa foi desenvolvida com apoio financeiro do Projeto “Desenvolvimento de Multibioprocesso de Remediação Aplicável em áreas Costeiras Impactadas por Atividades Petrolíferas- DEMBPETRO” - Processo 4026663/2013-6, no âmbito da CHAMADA MCTI/CNPq/CT-BIOTEC Nº 30/2013 e suporte laboratorial do Centro de Excelência em Geoquímica do Petróleo/Instituto de Geociências (IGEO)/Universidade Federal da Bahia (UFBA).

Crê em ti mesmo, age e verá os resultados.
Quando te esforças, a vida também se
esforça para te ajudar.

Chico Xavier

SANTOS, Naiara Cristina Pereira dos. **Mangue preto (*Avicennia schaueriana*) na fitorremediação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em sedimento de manguezal contaminado por petróleo.** 48 f. il. 2019. Dissertação (Mestrado em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2019.

RESUMO

Nas últimas décadas ocorreram inúmeros vazamentos de petróleo em mares e oceanos, afetando principalmente estuários e manguezais. Entre os principais componentes do petróleo, os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) têm sido considerados como poluentes prioritários pela USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - devido aos seus efeitos tóxicos, carcinogênico e mutagênico. Desse modo, as questões envolvendo os ambientes marinhos têm trazido grande preocupação, sendo imprescindível a aplicação de medidas que minimizem os impactos gerados por essas atividades. Tratando-se do ecossistema de manguezal, uma das alternativas de destaque é a fitorremediação. Portanto, neste estudo, foi desenvolvido um sistema em circunstâncias laboratoriais utilizando a *Avicennia schaueriana*, uma espécie de mangue conhecida popularmente como mangue preto, para fitorremediar HPAs em sedimentos de manguezais contaminados por petróleo bruto. A biorremediação intrínseca foi utilizada como experimento de referência para verificação do comportamento dos microrganismos indígenas. O sistema consistiu em simular as condições semelhantes ao manguezal durante 3 meses e nos intervalos de 20, 40, 60 e 90 dias os parâmetros físico-químicos e biogeoquímicos foram analisados. Após 90 dias, foi possível verificar que o experimento da atenuação natural, ao somar as concentrações dos 16 HPAs, obteve redução de 10.299 µg/kg para 5.315 µg/kg, entretanto no modelo da fitorremediação o comportamento foi de aumento ao avaliar o somatório dos 16 HPAs, saindo de 10.299 µg/kg para 16.187 µg/kg. Este resultado indica que a fitorremediação com *Avicennia schaueriana* esteve embasada, principalmente, no mecanismo da fitoimobilização/fitoestabilização, onde o óleo ficou retido na rizosfera. Este comportamento foi favorecido pelas interações dos HPAs com os exsudatos liberados pelas raízes. As características granulométricas do sedimento foi outro fator que influenciou adsorção dos HPAs ao sedimento. Desse modo, a experiência mostrou que fitorremediação com *A. schaueriana* é uma alternativa promissora na imobilização de HPAs em ambientes de manguezal, fazendo-se necessário análises em uma escala maior de tempo e avaliação para associação com outras técnicas, como por exemplo, a bioestimulação, a fim de aumentar a eficiência na recuperação de ambientes impactados por HPAs provenientes de atividades petrolíferas.

Palavras-Chave: Fitorremediação, fitoestabilização, óleo, HPAs, exsudatos.

SANTOS, Naiara Cristina Pereira dos. **Mangue preto (*Avicennia schaueriana*) na fitorremediação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em sedimento de manguezal contaminado por petróleo.** 48 f. il. 2019. Dissertação (Mestrado em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2019.

ABSTRACT

In recent decades there have been numerous oil spills in seas and oceans, affecting mainly estuaries and mangroves. Among the major components of petroleum, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) have been recommended as priority pollutants by the United States Environmental Protection Agency (USEPA) - because of their toxic, carcinogenic and mutagenic effects. Thus, issues involving marine environments have brought great concern, and it is imperative to apply measures that minimize the impacts generated by these activities. As for the mangrove ecosystem, one of the most important alternatives is phytoremediation. Therefore, in this study, a system was developed under laboratory conditions using *Avicennia schaueriana*, a mangrove species popularly known as a black mangrove, for phytoremediation of HPAs in mangrove sediments contaminated with crude oil. Intrinsic bioremediation was used as a reference experiment to verify the behavior of indigenous microorganisms. The system consisted in simulating the conditions similar to the mangrove for 3 months and in the intervals of 20, 40, 60 and 90 days the physical-chemical and biogeochemical parameters were analyzed. After 90 days, it was possible to verify that the natural attenuation experiment, when adding the concentrations of the 16 HPAs, obtained a reduction from 10,299 µg/kg to 5,315 µg/kg, however in the phytoremediation model the behavior was increased to to evaluate the sum of the 16 HPAs, going from 10,299 µg/kg to 16,187 µg/kg. This result indicates that phytoremediation with *Avicennia schaueriana* was mainly based on the phytoimmobilization/phytostabilization mechanism, where the oil was retained in the rhizosphere. This behavior was favored by the interactions of HPAs with exudates released by the roots. The granulometric characteristics of the sediment was another factor that influenced the adsorption of HPAs to the sediment. Thus, experience has shown that phytoremediation with *A. schaueriana* is a promising alternative in the immobilization of PAHs in mangrove environments, requiring a larger scale of time and evaluation for association with other techniques, such as bioestimulation, in order to increase the efficiency in the recovery of environments impacted by HPAs from oil activities.

Keywords: Phytoremediation, phytostabilization, oil, PAHs, exudates.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	OBJETIVOS	11
3	FITORREMEDIAÇÃO USANDO <i>Avicennia schaueriana</i> EM SEDIMENTO DE MANGUEZAL CONTAMINADO POR HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS ORIUNDOS DE ATIVIDADES PETROLÍFERAS	13
3.1	INTRODUÇÃO	13
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
3.2.1	Amostragem	15
3.2.2	Montagem experimental	18
3.2.3	Monitoramento experimental	20
3.2.3.1	<i>A Matéria orgânica e os macronutrientes (N e P)</i>	22
3.2.3.2	<i>Contagem da comunidade bacteriana</i>	22
3.2.3.3	<i>Determinações dos HPAs</i>	22
3.2.4	Análise estatística	23
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	23
3.3.1	Análise temporal dos HPAs	23
3.3.2	Comportamento da comunidade bacteriana	26
3.3.3	Análise integrada	29
3.4	CONCLUSÕES.....	34
4	CONCLUSÃO GERAL	35
	REFERENCIAS	36
	ANEXOS	44

1 INTRODUÇÃO

Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) são compostos orgânicos contendo somente carbono e hidrogênio, de dois ou mais anéis benzênicos combinados, formando diferentes arranjos (ABDEL-SHAFY; MANSOURB, 2016; ADENIJI; OKOH, O.; OKOH, A., 2017). São componentes do petróleo e originam-se durante a combustão incompleta de matéria orgânica (RAVINDRA; SOKHI; GRIEKEN, 2008; VOLLHARDT; SCHORE, 2013; FANBO; JIE, 2015). Devido aos seus efeitos tóxicos, carcinogênico e mutagênico têm sido considerados como poluentes prioritários pela USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - e vêm sendo amplamente documentados em estudos (MARQUES, 2012; MAN et al., 2013; YUAN et al., 2014; ALAWI; AZEEZ, 2016; LELIS et al., 2017).

A USEPA determinou 16 HPAs como poluentes orgânicos prioritários, que apresentam de 2 a 6 anéis aromáticos fundidos entre si e propriedades físico-químicas variando de acordo com a massa molecular (RUBAILOA; OBERENKOB, 2008; JIAO et al., 2017). São eles: naftaleno, acenaftileno, acenafteno (apresentam dois anéis benzênico) fluoreno, fenantreno, antraceno (apresentam três anéis benzênico), fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno (apresentam quatro anéis benzênico), benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno (apresentam cinco anéis benzênico), indeno(1,2,3-c,d)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(ghi)perileno (apresentam seis anéis benzênico) (WICK et al., 2011).

Os HPAs apresentam uma ampla distribuição no meio ambiente, são altamente persistentes e possuem elevada tendência à bioacumulação (BANACH-SZOTT et al., 2015; MALETIC et al., 2019). Estas características ocorrem, principalmente, devido ao seu caráter hidrofóbico. Deste modo os HPAs são facilmente adsorvidos em partículas e apresentam uma tendência a se agregar às fases sólidas, como o material particulado terrestre ou atmosférico, matéria orgânica dissolvida, aos tecidos biológicos e aos sedimentos (MARQUES, 2012; YANG et al., 2015; ABDEL-SHAFY; MANSOURB, 2016).

Consideráveis quantidades de HPAs lançados ao meio marinho são originárias principalmente por derramamentos de petróleo e dos seus derivados, sendo as zonas costeiras uma das primeiras a serem atingidas (KE et al., 2002; LU et al. 2011; DUKE, 2016). Em países tropicais e subtropicais, as regiões litorâneas apresentam uma ampla extensão de manguezais, que são ecossistemas de grande importância

ecológica (SOARES et al., 2003; MUMBY et al., 2004; GHIZELINI et al., 2019). Estes ecossistemas abrigam uma rica diversidade de fauna e flora, transportam biomassa e nutrientes para o mar e agem como berçário de organismos marinhos (MACFARLANE; KOLLER; BLOMBERG, 2007; GHIZELINI; MENDONÇA-HAGLER; MACRAE, 2012; VAEZZADEH et al., 2015). As respostas do manguezal a este impacto dependem de fatores químicos, físicos e microbiológicos, tais como: a quantidade de óleo derramado, a composição, o hidrodinamismo do local, disponibilidade de nutrientes, a temperatura, granulometria do sedimento, a composição da comunidade microbiana, dentre outros fatores, que irão ajudar a determinar sua toxicidade e seu tempo de permanência no ambiente (COLOMBO et al., 2005; ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007; MOREIRA et al., 2016).

Existem diversas técnicas de remediação que podem ser empregadas em áreas contaminadas por hidrocarbonetos. Podendo ser realizadas “in situ” (realizado na área contaminada) ou “ex situ” (realizado fora da área contaminada) e ainda caracterizadas como ativa (remoção, degradação ou transformação) ou passiva (contenção e monitoramento) (MOREIRA et al., 2011; CARDOSO; LODI; BARROS, 2017; PITTARELLO et al., 2017). Contudo, nos últimos anos a preferência tem sido por procedimentos que apresentem, como prioridade, o baixo risco ambiental e baixo custo econômico. Dentro deste contexto, a biotecnologia oferece uma alternativa baseada no uso de plantas e seus microrganismos associados para remediar ambientes contaminados, denominada de fitorremediação (VASCONCELLOS; PAGLIUSO; SOTOMAIOR, 2012; LIM; LAU; POH, 2016; CRISTALDI et al., 2017)

Fitorremediação pode ser definida como o uso de plantas a fim de recuperar ambientes contaminados para níveis menos nocivos (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007; WANG et al. 2012; RICHTER et al., 2016). Outra definição diz que a técnica utiliza plantas e seus microrganismos para estabilizar, extrair, acumular, degradar ou transformar, contaminantes de origem orgânica e/ou inorgânica presentes em ambientes aquáticos, terrestres e atmosféricos (SUSARLA; MEDINA; MCCUTCHEON, 2002; NDIMELE, 2010; WANG et al. 2012) A fitorremediação tem obtido aceitação nos últimos anos como alternativa complementar para métodos baseados em engenharia de remediação, e seu uso tem sido corroborado por muitos autores (CUNNINGHAM et al., 1996; US EPA, 2001; SUSARLA; MEDINA; MCCUTCHEON, 2002; HUANG et al., 2004; PILON-SMITS, 2005; ANDRADE;

TAVARES; MAHLER, 2007; MOREIRA et al., 2011; WANG et al. 2012; XIAO et al., 2015; ODOH et al., 2019; SARMA; NAVA; PRASAD, 2019)

O uso da fitorremediação tem se expandido em países como Estados Unidos, Canadá e Alemanha, devido a sua ampla viabilidade técnica e econômica. No Brasil, sua aplicabilidade ainda é pequena, apesar de apresentar condições climáticas e ambientalmente favoráveis (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011; ANDRADE et al., 2014). Segundo Vasconcellos et al. (2012), além de ser financeiramente viável e possuir baixo risco ao ambiente, a técnica apresenta outras inúmeras vantagens que devem ser consideradas. Entre as principais, vale destacar, a viabilidade de aplicação *in situ* em áreas extensas, a possibilidade em remediar diferentes tipos de poluentes, a capacidade de remediar águas contaminadas, solo, sedimentos e o ar, a facilidade na monitorização das plantas, a possibilidade de ser combinada com outros métodos de descontaminação, o favorecimento na conservação dos recursos naturais, visto que as plantas auxiliam no controle dos processos erosivo, eólico e hídrico e por ser um método esteticamente bem aceito pela sociedade (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011; MARIANO; OKUMURA, 2012; SILVA et al., 2019).

Dependendo do tipo de contaminante, a planta pode utilizar diferentes mecanismos para a remediação, como a fitodegradação, a fitoestabilização, a fitoextração, a fitovolatilização, ou a fitoestimulação (CUNNINGHAM et al., 1996; GERMIDA; FRICK; FARRELL, 2002; MAGALHÃES et al., 2011; AGUIAR; LOPES; BARBOSA, 2012; RIBEIRO et al., 2014). No caso de sedimentos contaminados com óleo, o efeito da fitorremediação é baseado principalmente na rizosfera e sua interação com microrganismos que estimulam a degradação (HUESEMANN et al., 2009; LU et al., 2011; WANG et al., 2012). As plantas podem estimular em suas raízes o desenvolvimento desses microrganismos em função da liberação de exsudatos (aminoácidos, açúcares simples, carboidratos, enzimas, etc.) pela rizosfera da planta, servindo de fonte de nutrientes e energia para os mesmos (GAO et al., 2010; HAICHAH et al., 2014; LU; SUN; ZHU, 2017).

Para a aplicação da fitorremediação é de grande relevância o uso de espécies que são endêmicas da área a ser remediada, pois estas plantas são adaptadas às condições do local e possuem interações com os microrganismos na área estabelecida (VIANA et al., 2007; ARGENTA, 2011). A comunidade vegetal do manguezal, por exemplo, é diferente de qualquer outro tipo, uma vez que as condições adversas e peculiares do ambiente condicionam o aparecimento de poucas espécies

(RAMOS; GERALDO, 2006; GHOSH, 2011). As principais espécies de mangue são plantas de porte arbóreo, composta por uma intensa vegetação de halófitas (ALVES; FILHO; PERES, 2001; SPALDING; KAINUMA; COLLINS, 2010). A espécie *Avicennia schaueriana* tem recebido destaque quando o assunto é fitorremediação em manguezais, devido a eficiência em remediar (ou auxiliar na remediação) compostos orgânicos presente em sedimento, sendo corroborada pelos estudos de Moreira et al., 2013, Chequer et al., 2017 e Dealtry et al., 2018.

Diante deste cenário, faz-se necessário investigar a eficiência da *Avicennia schaueriana* na fitorremediação de HPAs em sedimento de manguezal. Para isso, foi desenvolvido um sistema de simulação do manguezal onde o sedimento utilizado foi contaminado com petróleo bruto da bacia do recôncavo, e durante 90 dias os parâmetros físico-químicos e biogeoquímicos foram monitorados. O experimento foi dividido em fitorremediação (*Avicennia schaueriana*) e biorremediação intrínseca (atenuação natural).

2 OBJETIVOS

O objetivo principal deste estudo é avaliar a eficiência de um sistema, utilizando a espécie *Avicennia schaueriana*, para fitorremediar Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em sedimentos de manguezal contaminados por petróleo.

Os objetivos específicos são:

- aplicar um modelo de simulação da fitorremediação, utilizando a *Avicennia schaueriana*, em escala laboratorial;
- monitorar o comportamento temporal dos 16 HPAs prioritários, determinados pela USEPA, durante os 3 meses de simulação experimental;
- investigar de forma integrada os processos e interações biogeoquímicas durante a simulação experimental;
- avaliar como os processos biogeoquímicos agem integrados na degradação dos 16 HPAs prioritários, durante a simulação da fitorremediação;
- verificar a eficiência da fitorremediação quando comparada com biorremediação intrínseca (atenuação natural) na degradação dos HPAs; e
- avaliar a influência dos parâmetros físico-químicos durante a aplicação da fitorremediação em sedimentos contaminados com HPAs.

3 FITORREMEDIAÇÃO USANDO *Avicennia schaueriana* EM SEDIMENTO DE MANGUEZAL CONTAMINADO POR HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS ORIUNDOS DE ATIVIDADES PETROLÍFERAS

RESUMO

As questões envolvendo os ambientes marinhos têm trazido grande preocupação, sendo imprescindível a aplicação de medidas que minimizem os impactos. Portanto, neste estudo, foi desenvolvido um sistema utilizando a *Avicennia schaueriana*, para fitorremediar HPAs em sedimentos de manguezais contaminados por petróleo bruto. O sistema consistiu na simulação das condições do manguezal durante 3 meses e nos intervalos de 20, 40, 60 e 90 dias os parâmetros físico-químicos e biogeoquímicos foram analisados. Após 90 dias foi possível verificar que as concentrações dos 16 HPAs aumentaram, saindo de 10.299 µg/kg para 16.187 µg/kg. Os resultados demonstraram que a fitorremediação com *A. schaueriana* esteve embasada, principalmente, no mecanismo da fitoestabilização ou fitoimobilização. Os exsudatos liberados pelas raízes podem ter favorecido as interações dos HPAs com o meio. Sendo assim, a experiência mostrou que fitorremediação com *A. schaueriana* é uma alternativa promissora na imobilização de HPAs em ambientes de manguezal. Fazendo-se necessário análises em uma escala maior de tempo e avaliação para associação com outras técnicas, como por exemplo, a bioestimulação, a fim de aumentar a eficiência na recuperação de ambientes impactados por HPAs provenientes de atividades petrolíferas.

ABSTRACT

The issues involving marine environments have brought great concern, and it is essential to apply measures that minimize impacts. Therefore, in this study, a system using *Avicennia schaueriana* was developed to phytoremediate HPAs in mangrove sediments contaminated by crude oil. The system consisted of simulating mangrove conditions during 3 months and at intervals of 20, 40, 60 and 90 days the physicochemical and biogeochemical parameters were analyzed. After 90 days it was possible to verify that the 16 HPA concentrations increased from 10,299 µg/kg to 16,187 µg/kg. The results showed that phytoremediation with *A. schaueriana* was mainly based on the mechanism of phytostabilization or phytomobilization. Root exudates may have favored PAH interactions with the medium. Thus, experience has shown that phytoremediation with *A. schaueriana* is a promising alternative for immobilizing PAHs in mangrove environments. Larger time analyzes and evaluation are required for association with other techniques, such as biostimulation, in order to increase the recovery efficiency of HPA-impacted environments from petroleum activities.

3.1 INTRODUÇÃO

Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) fazem parte da composição química do petróleo, estando presentes no óleo bruto e nos seus derivados. São formados por carbono e hidrogênio, de dois ou mais anéis benzênicos combinados, dispostos de diferentes arranjos (VOLLHARDT; SCHORE, 2013;

ABDEL-SHAFY; MANSOURB, 2016; ADENIJI; OKOH; OKOH, 2017). Devido à natureza recalcitrante e hidrofóbica, os HPAs são extremamente difíceis de remover do ambiente, pois se ligam fortemente às partículas suspensas e conseqüentemente se acumulam nos sedimentos (YU et al. 2005; PERELO, 2010; LIU et al., 2014).

Uma das piores formas de poluição ambiental quando se trata dos HPAs é o derramamento de petróleo em mares e oceanos, pois é um tipo de vazamento muito difícil de conter e que atinge, principalmente, as zonas costeiras (KE et al. 2002; KUMARI; REGAR; MANICKAM, 2018). Sendo os manguezais, que são ecossistemas de grande importância ecológica, um dos ambientes mais afetados (MUMBY et al., 2004; GHIZELINI et al. 2019). O ecossistema de manguezal apresenta grande papel para o equilíbrio da zona costeira, tornando extremamente importante a sua proteção e recuperação (ALVES; FILHO; PERES, 2001; SPALDING; KAINUMA; COLLINS, 2010)

Os manguezais são habitats heterogêneos com uma variedade incomum de animais e plantas adaptados às condições anaeróbicas, altamente salina e frequentemente inundadas (KULKARNI; DEOBAGKAR; ZINJARDE, 2018; TIRALERDPANICH; SONTHIPHAND, 2018). Rico em nutrientes, entre eles nitrogênio, fósforo e material orgânico, devido à existência da deposição de raízes e material vegetal, e da decomposição, sobretudo, por bactérias anaeróbicas que colonizam sedimentos com baixos teores de oxigênio (MACFARLANE; KOLLER; BLOMBERG, 2007; REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010). Este bioma é de extrema importância para o equilíbrio ambiental e para a manutenção da vida marinha, pois abriga uma grande biodiversidade e consiste em um berçário natural para várias espécies (VAEZZADEHA et al., 2015; ROSARIO; ABUCHAHLA, 2018).

Em conjunto com o crescimento econômico, as questões ambientais envolvendo manguezais, têm trazido grande preocupação, sendo imprescindível a aplicação de medidas que minimizem os impactos gerados pela exploração do petróleo (SUSARLA et al., 2002; AGNELLO et al., 2016). Existem muitos métodos potenciais importantes para controlar e remediar sedimentos contaminados com HPAs, incluindo remediação física, remediação química, biorremediação e fitorremediação (KUPPUSAMY et al., 2017; MALETIC et al., 2019).

A fitorremediação, aplicação de plantas para melhorar a biodegradação e remoção de poluentes, é uma abordagem econômica, conveniente e ambientalmente aceitável para o tratamento de contaminantes orgânicos, incluindo HPAs, em

sedimentos (GAN; LAU; NG, 2009; NDIMELE, 2010; RICHTER et al., 2016; GERHARDT et al., 2017). Dependendo da natureza físico-química ou da característica do poluente, a planta utiliza diferentes mecanismos, sendo os mais importantes: fitodegradação, fitoestabilização/fitoimobilização, fitoextração, fitovolatização e fitoestimulação (MCPHERSON, 2007; AGUIAR, 2012; MEJÍA et al., 2014).

No caso de sedimentos contaminados com óleo, o efeito da fitorremediação é baseado principalmente na rizosfera e sua interação com microrganismos (HUESEMANN et al., 2009; LU et al., 2011; WANG et al., 2012). Este efeito rizosférico ocorre devido a exsudação radicular, que incluem carboidratos, ácidos orgânicos e aminoácidos, e podem proporcionar diversas interações entre sedimento-contaminante, como por exemplo, adsorção, mobilidade, imobilização, biodisponibilidade, além de estimular as atividades microbiana (LING et al., 2009; HAICHAR et al., 2014; WANG et al., 2014; LU; JIA et al., 2018).

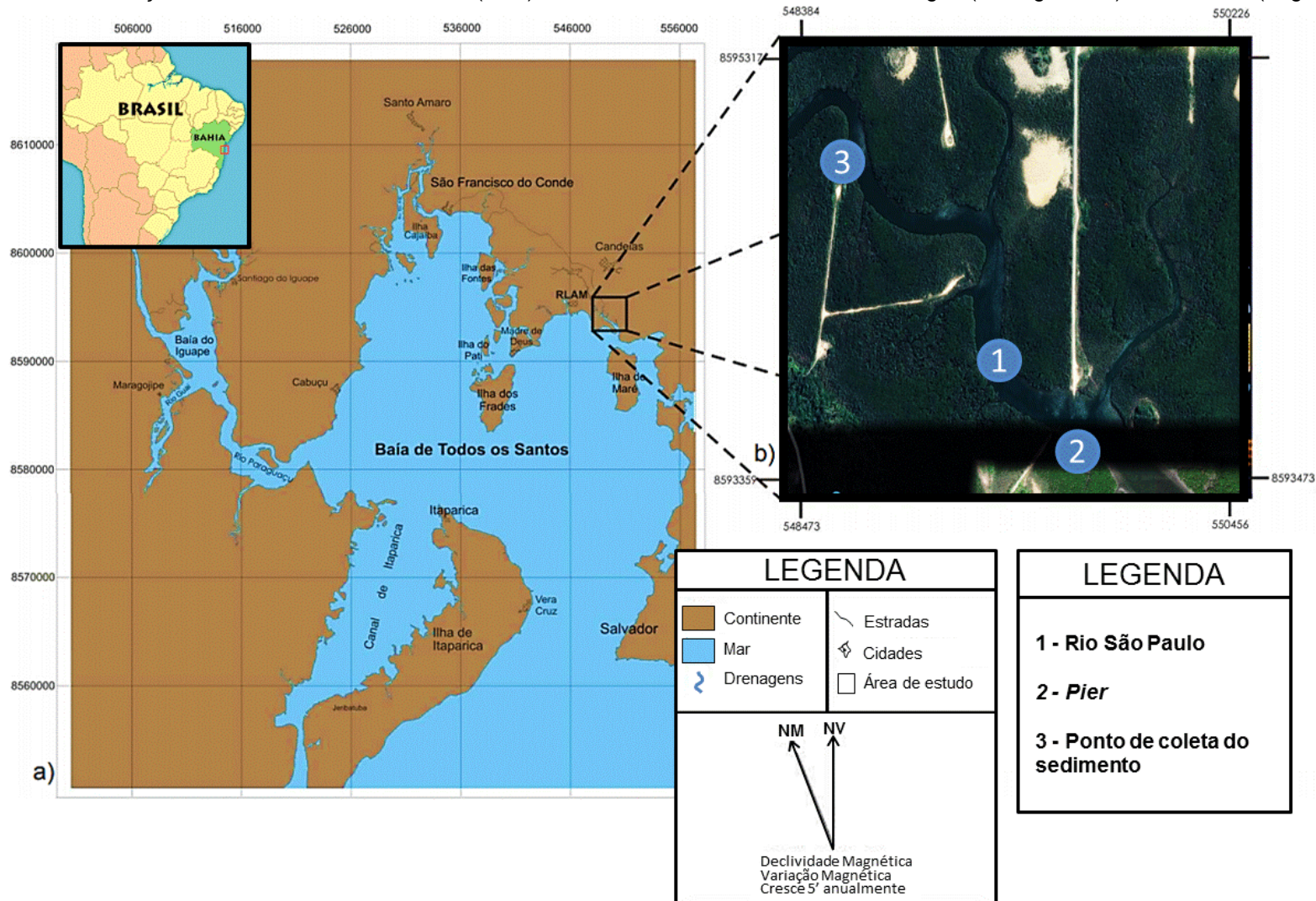
Para aplicação da fitorremediação é importante o uso de espécies que sejam adaptadas às condições do local (VIANA et al., 2007; ARGENTA, 2011). Nos manguezais, a comunidade vegetal difere de qualquer outro tipo de bosque, uma vez que, as condições adversas e peculiares do ambiente condicionam o aparecimento de poucas espécies (RAMOS; GERALDO, 2006; GHOSH, 2011). No Brasil, a planta *Avicennia schaueriana* é uma das poucas que dominam e caracterizam este ecossistema (ALVES; FILHO; PERES, 2001; SCHAEFFER-NOVELLI, 2018). Sendo assim, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar a eficiência de um sistema, utilizando a espécie *Avicennia schaueriana*, para fitorremediar Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em sedimentos de manguezal impactados pelo petróleo bruto proveniente da bacia do recôncavo.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Amostragem

O local de coleta do sedimento ocorreu ao norte da Baía de Todos os Santos (BTS), em um ecossistema de manguezal nas margens do rio São Paulo, entre os municípios de Candeias e São Francisco do Conde, Bahia, Brasil, conforme está indicado na Figura 1.

Figura 1 - Localização da Baía de Todos os Santos (BTS), onde foram realizadas as coletas de água (na Legenda-1) e sedimento (Legenda-2)



Fonte: Adaptado de Moura et al., 2010.

As amostras de substrato do manguezal foram retiradas com auxílio de testemunhador de aço inoxidável em 0 – 30 cm de profundidade e completamente homogêneos para assegurar uniformidade. Após a homogeneização do sedimento, foram recolhidas cinco amostras que foram secas num liofilizador (modelo L101-LIOTOP) e posteriormente desagregadas e peneiradas através de malha com 2 mm para determinação das características físico-químicas e biogeoquímicas. A granulometria do sedimento foi determinada em analisador de partículas com difração MODELO CILAS 1064 e através do software de análises granulométricas GRADISTAT V 5.0® (GARCIA et al., 2014). Foram adquiridas as porcentagens das frações que configurou o sedimento como silteoso, apresentando $7,8 \times 10^5$ desta classe textural (Tabela 1), valor próximo ao encontrado por Moreira e colaboradores (2011) para a mesma região, com $7,6 \times 10^5$. Em geral, sedimentos de manguezal apresentam granulometria com propriedade fina, principalmente as frações de tamanho inferior a 0,05 mm, característica da classe textura silte-argila (SOUZA et al., 2008; RANJAN; ROUTH; RAMANATHAN, 2010; FRAGOSO, 2013).

Tabela 1 - Caracterização granulométrica do sedimento que foi utilizado nos ensaios

Classe textural	Resultados (mg kg⁻¹)
Areia	$2,0 \times 10^5$
Silte	$7,8 \times 10^5$
Argila	$2,6 \times 10^4$

Fonte: Autora, 2019.

No caso das amostras de água, foram coletadas no estuário do rio São Paulo no topo da maré alta no mesmo dia da coleta do sedimento e monitoradas *in situ* quanto aos parâmetros físico-químicos não conservativos, tais como salinidade (Sal), oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), potencial de oxidação-redução (Eh) e temperatura (T), com sonda multiparâmetro modelo HORIBA U-50 series (Tabela 2), previamente calibrada. Os resultados estiveram dentro da faixa esperada para este estuário, estando de acordo com os estudos de Ramos-Junior e Cruz (2018).

As mudas de *Avicennia schaueriana* foram concedidas pelo projeto Viva o Mangue da Fundação Vovó do Mangue (FVM), localizada em Maragogipe, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. O projeto Viva o Mangue objetiva a produção de

mudas em viveiros de manguezal com espécies característica desse ecossistema, com a finalidade de serem utilizadas em áreas que abrigam ou já abrigaram manguezal e que tenham sido impactadas (FVM, 2016). As plantas foram inseridas ao experimento com aproximadamente 3 meses de idade.

Tabela 2 - Caracterização dos parâmetros físico-químicos da água que compôs os testes

Parâmetros	Resultados
T (°C)	30,82
OD (mg L⁻¹)	3,36
Sal (‰)	23
pH	7,78
Eh	- 46

Fonte: Autora, 2019.

Para simular o derrame de petróleo no experimento, foi utilizado óleo bruto oriundo da Bacia do Recôncavo em uma proporção de 1:100 (1:100, *m/m*) misturado no sedimento. O óleo foi caracterizado utilizando-se a Cromatografia Gasosa acoplada Espectrometria de Massas (GC-MS em inglês). Para interpretação dos dados foram analisados os resultados do *whole oil*, tomando como base o perfil do óleo nas interpretações do projeto e para avaliação da geoquímica do petróleo.

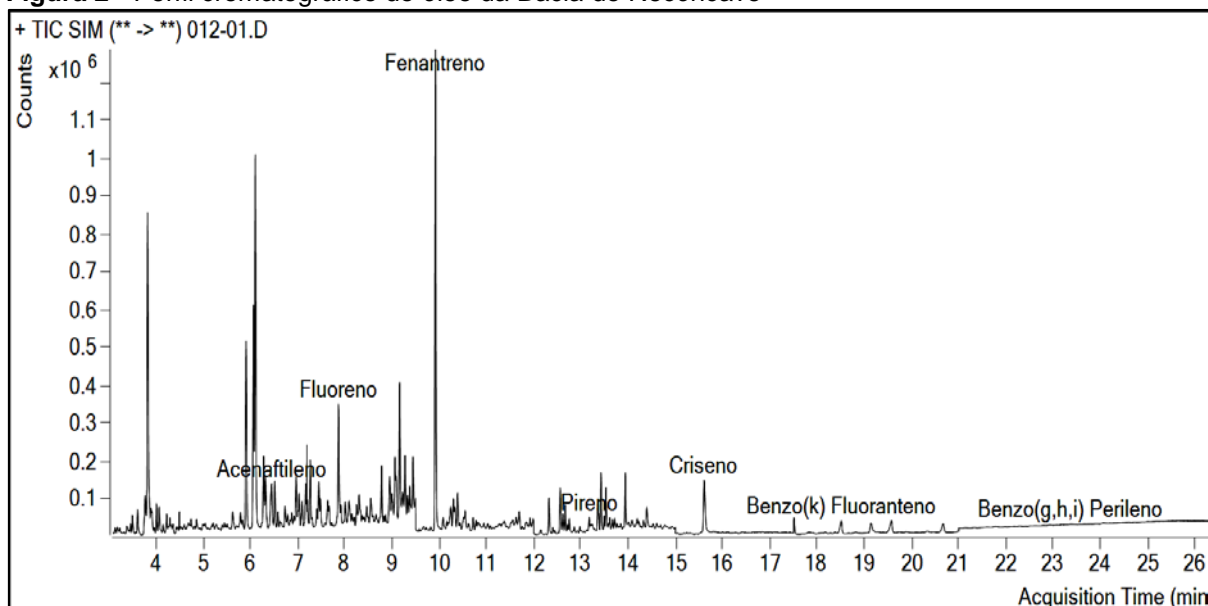
A partir do perfil cromatográfico (Figura 2) foi possível observar que o óleo da bacia do recôncavo é constituído majoritariamente pelos HPAs de baixo peso molecular, exibindo destaque para os compostos contendo 2 e 3 anéis aromáticos (dentre os 16 HPAs prioritários determinados pela USEPA), os quais Naftaleno, Acenaftileno e Fenantreno são os maiores contínuos de acordo com os picos acentuados expressos no perfil.

Após misturar o óleo bruto com o sedimento, cinco repetições de amostras foram coletadas para analisar as concentrações iniciais de HTP no sedimento (Tempo 0, início do experimento). Posteriormente, ao final de cada intervalo T1, T2, T3, T4, T5 (20, 40, 60 e 90 dias) foram realizadas as análises das concentrações do petróleo no sedimento e a verificação dos indicadores de degradação.

3.2.2 Montagem experimental

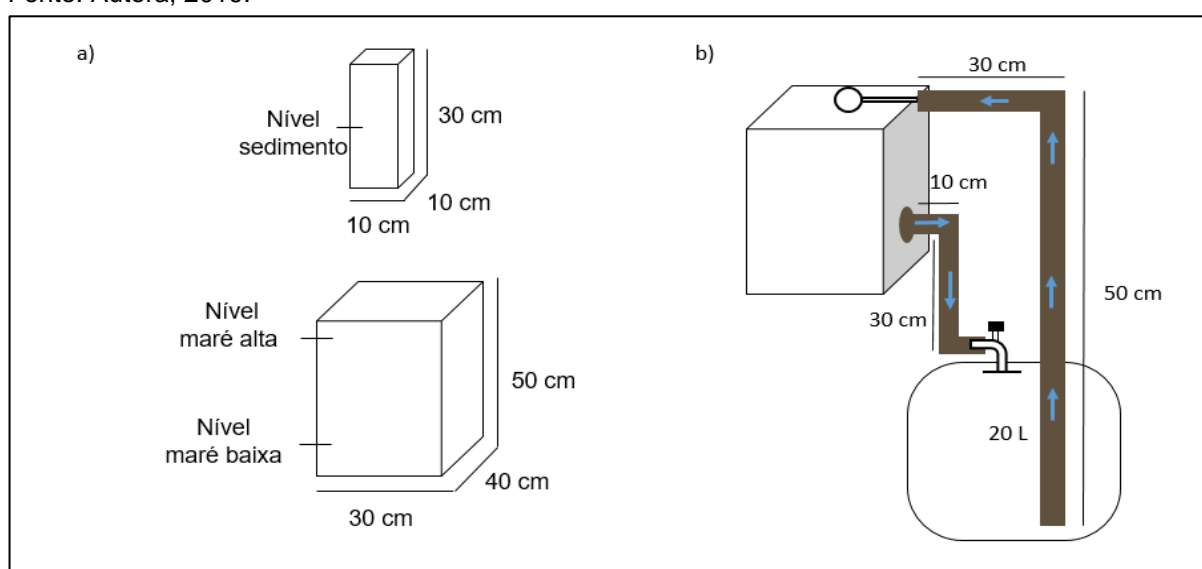
A simulação das condições do manguezal foi baseada nos estudos de Moreira e colaboradores (2010). O experimento foi desenvolvido em condições laboratoriais, onde a dinâmica do ecossistema de manguezal foi simulada em unidades de vidro (50 × 30 × 40 cm) (Figura 3a). Dentro de cada unidade foram sobrepostas 6 provetas de vidro (30 × 10 × 10 cm) (Figura 3a) suspensas, para permitir o escoamento de água.

Figura 2 - Perfil cromatográfico do óleo da Baía do Recôncavo



Fonte: Autora, 2019.

Figura 3 - Dimensionamento do sistema de remediação. a) dimensionamento da unidade de simulação e das provetas. b) dimensionamento do ciclo de água (simulação da dinâmica da maré) no sistema



Fonte: Autora, 2019.

Este trabalho consiste na aplicação da fitorremediação utilizando a espécie *A. schaueriana* e da biorremediação intrínseca, ou seja, a atenuação natural dos microrganismos (Figura 4). A atenuação natural será utilizada para análise e comparação do comportamento da comunidade microbiana. Plantas e microrganismos vivem em simbiose e por este motivo não tem como falar de fitorremediação sem considerar a degradação bacteriana e fúngica, além das relações com as plantas na zona da rizosfera. Os experimentos foram realizados em triplicatas, separadas por tratamento controle e contaminado (Figura 5).

Figura 4 – Registros fotográficos dos experimentos, onde na primeira imagem verifica-se os sistemas com *A. schaueriana*, em seguida o experimento da atenuação natural e na terceira imagem a organização espacial do projeto

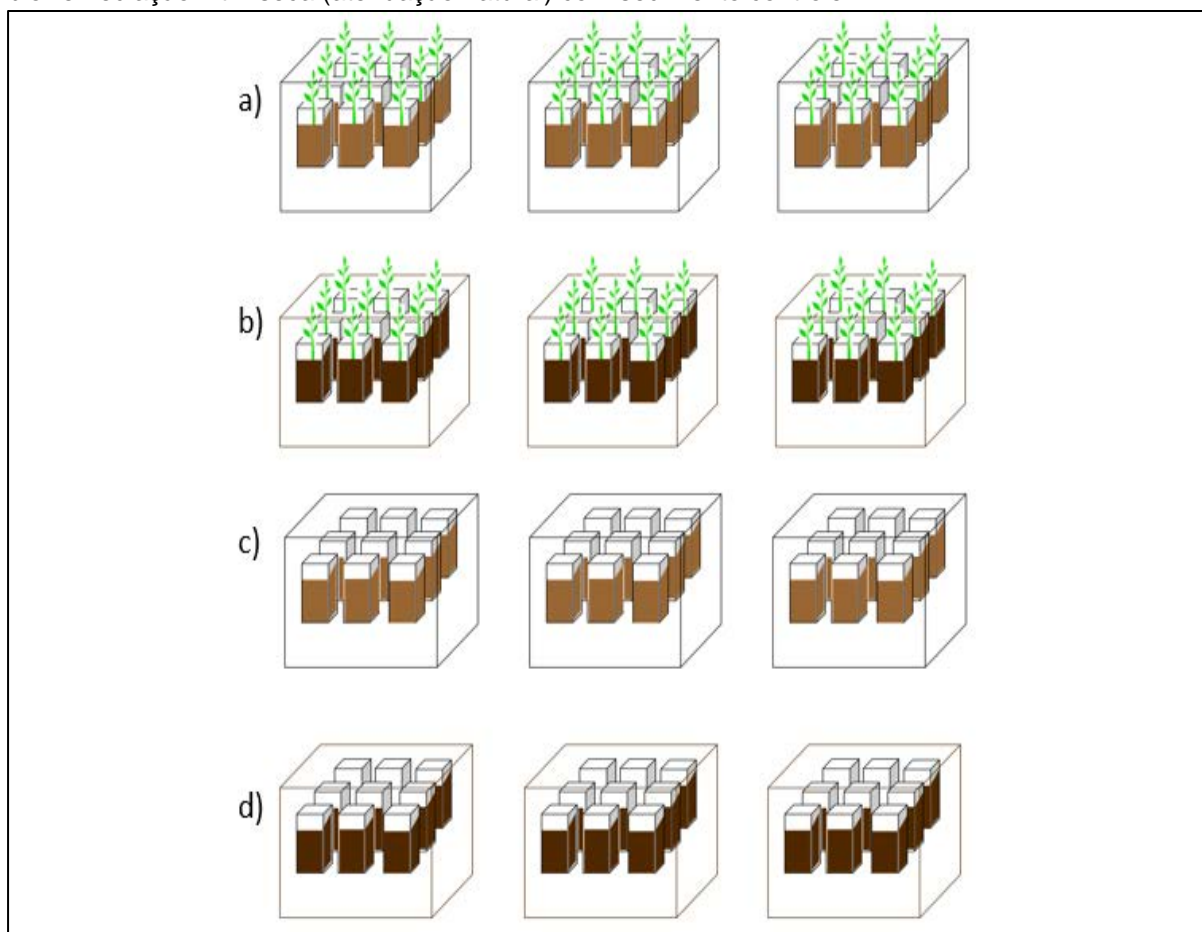


Fonte: Autora, 2019.

3.2.3 Monitoramento experimental

Nos intervalos estabelecidos de 20, 40, 60 e 90 dias, amostras de sedimentos foram coletadas para análise das concentrações dos 16 HPAs prioritários. Objetivando uma avaliação integrada, a fim de observar as relações dos parâmetros biogeoquímicos com os HPAs e suas possíveis influências no processo de remediação, também foram analisados os teores da matéria orgânica (MO), nitrogênio total (N), fósforo (P) e avaliação das unidades formadoras de colônias (UFCs) no sedimento. Além disso, durante este intervalo, os parâmetros físico-químicos não conservativos da água foram aferidos. A salinidade foi medida através do refratômetro portátil Atoga S/Mill-E, o oxigênio dissolvido (OD) usando um analisador de oxigênio AZ8403, a temperatura (T), o potencial Hidrogeniônico (pH) e o potencial redox (Eh) com um medidor multi função portátil Horiba D-54. Todos os equipamentos mencionados foram calibrados antes das amostragens.

Figura 5 - Esquema dos modelos de remediação. a) sistema de fitorremediação (*A. shaueriana*) com sedimento contaminado; b) sistema de fitorremediação (*A. shaueriana*) com sedimento controle; c) sistema de biorremediação intrínseca (atenuação natural) com sedimento contaminado; d) sistema de biorremediação intrínseca (atenuação natural) com sedimento controle



Fonte: Autora, 2019.

Os dois modelos de remediação obtiveram o pH dentro do intervalo esperado para uma boa degradação do óleo (ROMEIRO, 2001; MOREIRA et al., 2016). Para o monitoramento da temperatura, as médias foram classificadas como ideal para as atividades enzimáticas dos microrganismos e da planta (ROMEIRO, 2001; MOREIRA et al., 2016). A salinidade durante o experimento em ambos os modelos mostrou uma gama de variação que não comprometeria a biodegradação (SANTOS-ECHEANDIA et al., 2008; MOREIRA et al., 2016). Os níveis de OD estiveram num intervalo considerado satisfatório para a água de ambiente estuarino. Os resultados destes parâmetros estão disponíveis na Tabela 5, como material complementar, disposta no capítulo 6 - ANEXOS.

3.2.3.1 A Matéria orgânica e os macronutrientes (N e P)

Determinar a concentração de carbono orgânico (CO) é necessário para conhecer a quantidade de matéria orgânica (MO) que está presente no sedimento. O carbono orgânico total (COT) foi avaliado usando o método descrito pelo manual da EMBRAPA (2009) conhecido como o método de dicromato de potássio por titulação, com LDM (limite de detecção do método) de 0,08%. O percentual de MO foi calculado multiplicando-se o resultado do carbono orgânico por 1,724. O nitrogênio total (N) foi determinado por combustão pelo Analisador elementar LECO da série 400 e precisão <1 ppm, com LDM de 0,10%. O fosforo assimilável (P) foi determinado pelo método da EMBRAPA (2009), sendo a leitura feita por determinação espectrofotométrica em 880nm, com LDM de 0,50 mg/kg. Os resultados quanto aos teores da MO, N e P estão disponíveis na Tabela 3, como material complementar, no capítulo 6 - ANEXOS.

3.2.3.2 Contagem da comunidade bacteriana

Para realização da contagem dos microrganismos, utilizou-se a metodologia de plaqueamento por "microgota", do livro "Métodos em Bacteriologia de Plantas" de Romeiro, 2001. Para isso, foram adicionadas 25 g de sedimento em 90 mL de água peptonada bacteriolítica a 0,1% e agitada a 2000 rpm por 30 minutos. Em consequente foram realizadas as diluições decimais em ágar nutriente e posteriormente a incubação das placas a 25°C por 24 h. A quantidade das colônias foi multiplicada pelo da diluição e os resultados expressos em unidades formadoras de colônias (UFC).

3.2.3.3 Determinações dos HPAs

Para obtenção dos extratos de HPAs das amostras de sedimento, foi utilizado o método de extração por Ultrassom da USEPA 3550C (2007), com adaptações. As amostras foram adicionadas a tubos de ensaio e em seguida submetidas a três extrações sucessivas de 15 minutos cada, em banho de ultrassom, modelo ELMA ULTRASSONIC TI H 1, a 50°C e frequência de 35 KHz.S.

Foram colocados 75 mL da mistura de diclorometano e hexano (1:1, V/V) no total (quantidade dividida em três intervalos, sendo de 25 mL cada), com 50 µL do *surrogate* padrão (p-Terphenyl D14, 1000 µL⁻¹), em uma concentração de 50 µL/L. Em repouso o sobrenadante foi retirado com auxílio de uma pipeta de Pasteur e

transferido para o filtro contendo algodão e sulfato de sódio ativado. O cobre ativado foi adicionado aos extratos para remover o enxofre elementar, de acordo com os estudos de Sanders (1995) e Jin (2007). Depois, os extratos das três extrações consecutivas foram concentrados em evaporador rotativo, modelo Buchi Rotavapor R-210. Utilizando diclorometano, transferiram-se os extratos para *vials* avolumados a 500 µL.

Posteriormente, a análise dos HPAs foi executada através da Cromatografia em fase Gasosa acoplada a Espectrometria de Massa (GC-MS), da Agilent Technologies, modelo 5977A. A recuperação percentual para o p-Terphenyl D14 foi de 71,2 a 122,7%. Para investigar possíveis contaminações, um branco de procedimento foi usado para cada lote de dez amostras. O branco foi submetido ao mesmo procedimento analítico utilizado para as amostras reais.

3.2.4 Análise estatística

A análise estatística foi realizada utilizando os pacotes BioEstat 5.0 e Microsoft Excel 2013. Os valores nas figuras estão explanados como a média ± desvio padrão de três repetições. A avaliação integrada dos parâmetros foi realizada a partir do software STATISTIC 7.0 que determinou a correlação de Pearson e a Análise de Componentes Principais (PCA).

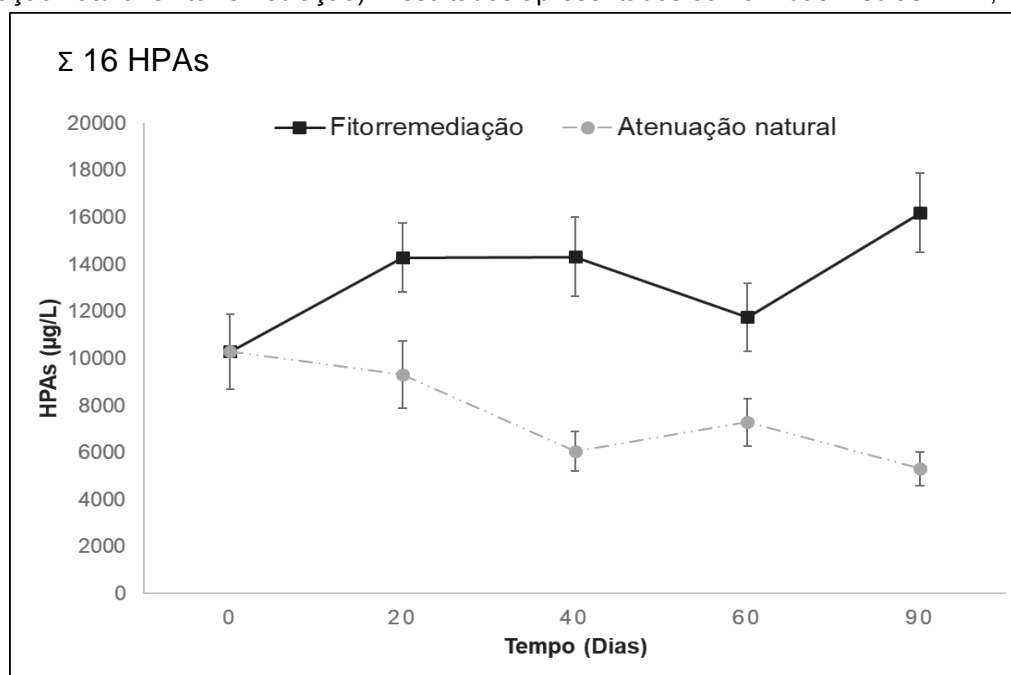
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.3.1 Análise temporal dos HPAs

Durante três meses foi analisada a efetividade dos modelos, empregados nesta pesquisa (atenuação natural e fitorremediação), para a remediação dos 16 HPAs prioritários (definidos pela USEPA) presente em sedimento de manguezal contaminado com petróleo bruto. Os resultados das concentrações da quantidade total de HPAs (Σ 16 HPAs) no sedimento, após 90 dias, mostraram que a biorremediação intrínseca reduziu de 10.299,56 µg/kg para 5.315,45 µg/kg (Figura 6). Esta redução na concentração, provavelmente ocorreu, devido a capacidade dos microrganismos autóctones em degradar esses contaminantes em associação a processos químicos e físicos (oxidação, lixiviação, volatilização) que também ocorrem no sedimento. No trabalho de Tiralerdpanich et al. (2018), os dados comprovaram que

os microrganismos autóctones no sedimento de mangue foram responsáveis pela degradação dos hidrocarbonetos, com eficiência de remoção para hexadecano e fenantreno em 99%, enquanto a eficiência de remoção do diesel foi de aproximadamente 88%, em estudo realizado em microcosmo por 28 dias. Para Moreira et al. 2013, após 90 dias, os resultados mostraram que a biorremediação intrínseca foi capaz de remover 70% dos hidrocarbonetos totais do petróleo.

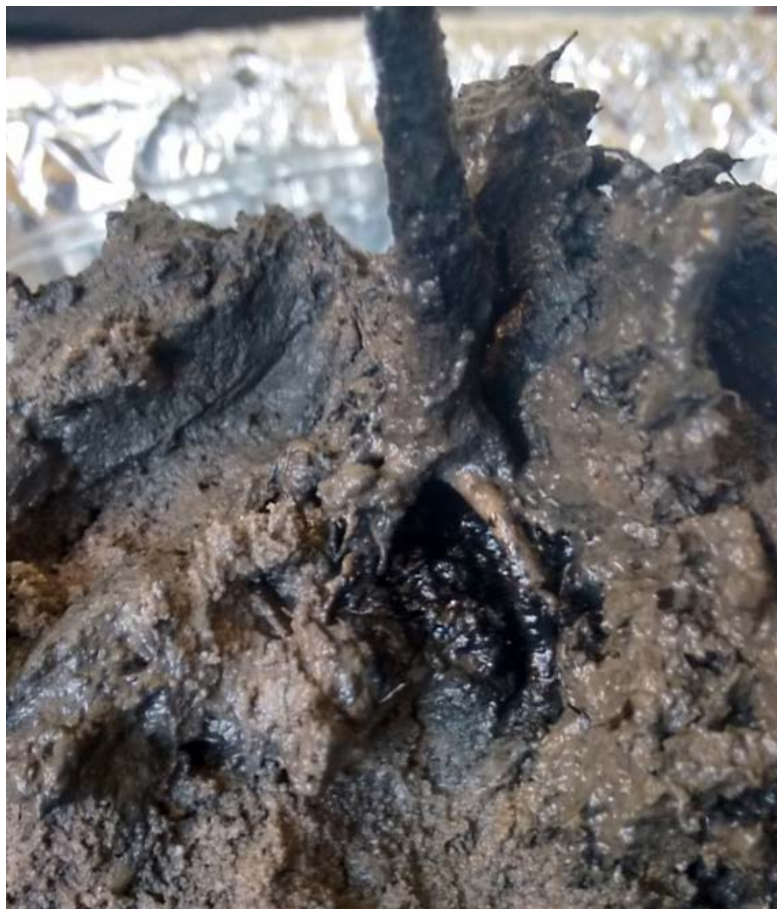
Figura 6 – Comparação das somas dos 16 HPAs, durante 90 dias, nos dois modelos de remediação (atenuação natural e fitorremediação). Resultados apresentados como Σ das médias \pm DP, n = 3



Fonte: Autora, 2019.

Em contrapartida, o experimento da fitorremediação apresentou aumento significativo dessas concentrações, aumentando de 10.299,56 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para 16.187,34 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Figura 6). Esse aumento na concentração pode ter ocorrido porque a coleta do sedimento foi realizada próxima as raízes, onde existia um grande acúmulo de óleo (Figura 7) indicando que a *A. schaueriana* possui grande capacidade em deslocar e imobilizar os HPAs para esta região. Sugerindo que a fitorremediação de HPAs com *A. schaueriana* em sedimento de mangue é baseada principalmente no mecanismo da fitoestabilização/fitoimobilização. Em decorrência dos resultados encontrados e dentro das possibilidades aplicadas na fitoestabilização, há indícios de que não houve acúmulo expressivo dos HPAs nos compartimentos da planta, e sim um processo de acúmulo e imobilização desse contaminante no sedimento em contato com as raízes.

Figura 7 – Registro fotográfico ao completar 90 dias do teste de fitorremediação com *A. schaueriana*, indicando o acúmulo do óleo na rizosfera



Fonte: Autora, 2015.

Exsudatos de raiz, que incluem carboidratos, ácidos orgânicos e aminoácidos, são alguns dos compostos produzidos pela planta que podem ser liberados na rizosfera. Estes produtos vegetais podem se ligar e estabilizar o contaminante no sedimento circundante, levando a imobilização na zona da raiz. No estudo de Jia et al. (2016), que objetivou avaliar o impacto dos exsudatos radiculares sobre os comportamentos ambientais do fenantreno, foi comprovado que a adição de exsudatos radiculares aumentou significativamente as concentrações de fenantreno.

Segundo Ding et al. (2011), devido as características únicas, há evidências consideráveis de que exsudatos radiculares podem afetar o comportamento de contaminantes orgânicos. Os estudos de Ling et al. (2009), Jia et al. (2016) e Jia et al. (2018) confirmam que a presença de ácidos orgânicos de baixo peso molecular (AOBPMs) provenientes dos exsudatos radicular, são os principais responsáveis por favorecer a mobilidade dos contaminantes orgânicos em sedimentos. A liberação de AOBPMs são provocados por múltiplos estímulos ambientais e estresses xenobiótico

(DING et al., 2011). Em Ling (2009), os resultados constataram que as quantidades extraíveis de fenantreno e pireno, em diferentes tipos de solo, aumentaram com a elevação da concentração de ácido cítrico ou oxálico. Por exemplo, as concentrações de fenantreno extraível e pireno aumentaram de 11,51 e 10,75 mg/kg para 22,13 e 16,16 mg/kg com o aumento da concentração de ácido cítrico de 0 para 57,6 mg/kg, respectivamente. Da mesma forma, as concentrações de fenantreno e pireno extraíveis aumentaram 68,8% e 25,7% com concentração de ácido oxálico de 0 a 27,0 mg/kg.

Os comportamentos dos HPAs foram avaliados de acordo com o seu peso molecular, podendo ser de baixo peso (2 e 3 anéis) e alto peso (4, 5 e 6 anéis). Para o modelo da biorremediação intrínseca as reduções foram estabelecidas principalmente nos HPAs de baixo peso molecular (BPM), diminuindo de 8.063,00 µg/Kg para 4.047,00 µg/Kg, enquanto que os de alto peso molecular (APM) reduziram de 2.237,00 µg/Kg para 1.269,00 µg/Kg, durante os 90 dias (Figura 8a). Isso ocorre, pois, os HPAs de APM são geralmente menos solúveis em água, têm menores pressões de vapor, maior resistência à oxidação e redução e à degradação microbiana. Dentre os HPAs as maiores reduções foram dos compostos que contem 3 anéis aromáticos (fluoreno, fenantreno e antraceno), reduzindo em 15% e os de 4 anéis (fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno), em 14% (Figura 8c).

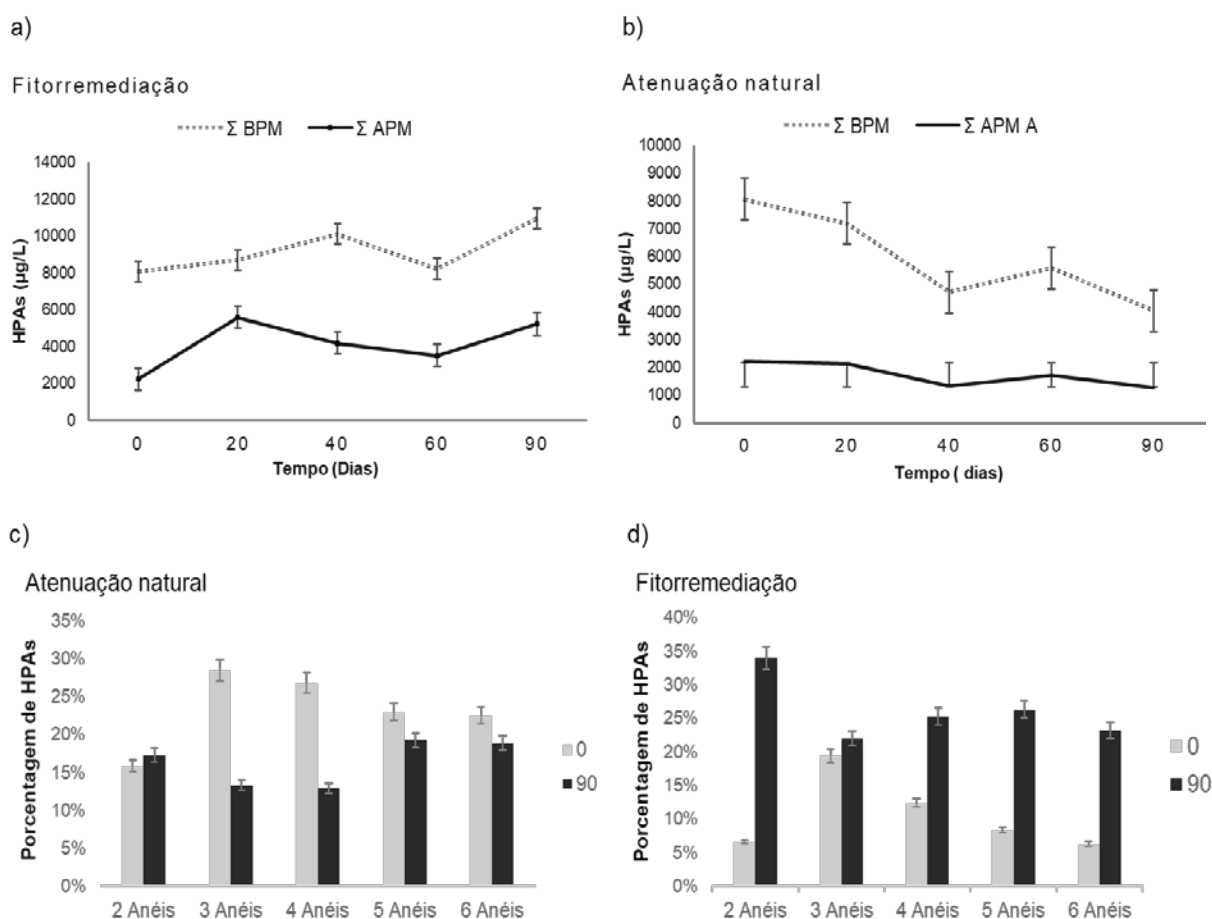
Para o modelo da fitorremediação os compostos com BPM sempre foram maiores quando comparados com os de APM (Figura 8b), sendo mantidos durante os 90 dias. Isso aconteceu, possivelmente, pelas características do óleo utilizado no experimento, que continha mais composto de BPM. E como o óleo estava sendo acumulado e imobilizado, supõe que as características dos HPAs foram mantidas. Entre os HPAs avaliados, os compostos com 2 anéis aromáticos obtiveram aumento de 27% em 90 dias (Figura 8d).

3.3.2 Comportamento da comunidade bacteriana

Os números totais de microrganismos foram quantificados e foi constatado que após 40 dias as contagens médias eram de 1.180 UFC mL⁻¹ para o sistema da fitorremediação, enquanto que no experimento da atenuação natural o valor encontrava-se em 745 UFC mL⁻¹. Houve um aumento expressivo da comunidade microbiana no modelo da fitorremediação (4448 UFC mL⁻¹), após 60 dias. Em

contrapartida, o sistema da atenuação natural apresentou diminuição, para este mesmo período, manifestando diferenças expressivas em relação aos dois modelos (Figura 9). Após 90 dias, os microrganismos no experimento com *A. schaueriana* começaram a colapsar, atingindo 273 UFC mL^{-1} , e na atenuação natural foi mantida a tendência anterior, exibindo comportamento similar, apenas, neste período final em que foram analisados.

Figura 8 – a) Somatório dos HPAs divididos em BPM e APM para a atenuação natural. b) Somatório dos HPAs divididos em BPM e APM para a fitorremediação. c) Padrão de distribuição dos HPAs de 2 a 6 anéis no tempo 0 e 90 dias para o modelo da atenuação natural. d) Padrão de distribuição dos HPAs de 2 a 6 anéis no tempo 0 e 90 dias para o modelo da fitorremediação. Resultados apresentados como Σ das médias \pm DP, $n = 3$

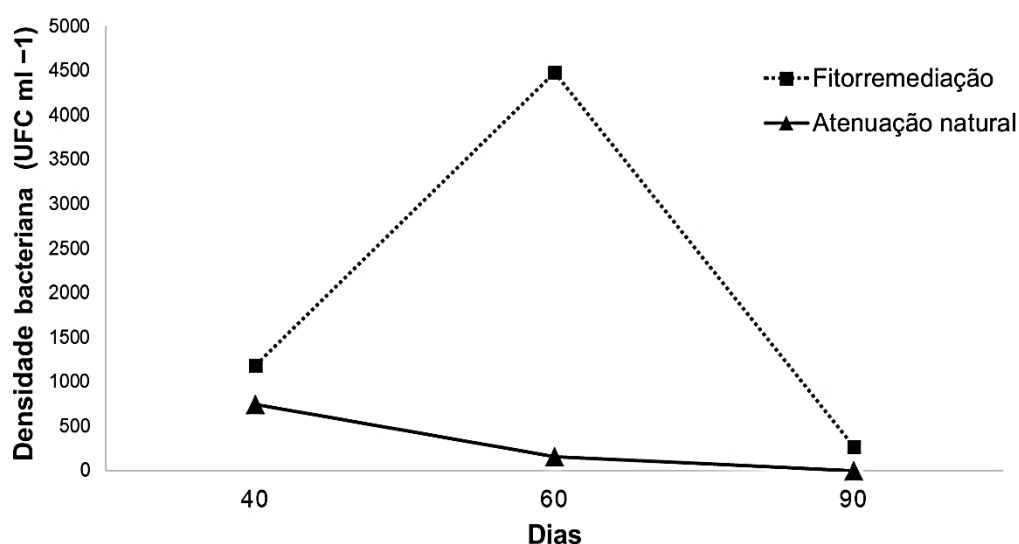


Fonte: Autora, 2019.

O experimento da atenuação natural provavelmente apresentou maior quantidade microbiana nos primeiros dias de experimento, o que justificaria o período (até o tempo 40) onde há a maior taxa de redução dos HPAs (Figura 6). Contudo, não foram feitas análises das UFCs neste período dos testes. Mas estudos semelhantes

comprovam que logo na primeira semana após a adição do petróleo ao sedimento, há aumento significativo de microrganismos, e que ao passar da segunda semana estes valores tendem a ser reduzidos. Como exemplo, no estudo de Moreira et al. (2013), onde as contagens iniciais de colônias para o modelo da atenuação natural, estavam entre $0,1$ e $0,2 \times 10^6$ UFC g^{-1} e aumentou para $8,3 \times 10^6$ UFC g^{-1} após a primeira semana do experimento, reduzindo drasticamente para $1,8 \times 10^6$ UFC g^{-1} ao completar 30 dias depois que os testes iniciaram.

Figura 9 - Contagem de UFCs entre os períodos de 40, 60 e 90, indicando um comparativo entre a fitorremediação (*A.shaueriana*) e atenuação natural



Fonte: Autora, 2019.

No caso do experimento da fitorremediação o aumento da comunidade microbiana, possivelmente está ligada a liberação de exsudatos e a disponibilidade de alguns compostos do petróleo, como carbono e nitrogênio, que podem ter favorecido as atividades desses organismos na rizosfera. É justamente com 60 dias que ocorre uma queda nas concentrações dos HPAS (Figura 8b), que poderia ser justificada por este aumento significativo da comunidade microbiana. Entretanto como houve um ataque de microrganismos as raízes da *A. schaueriana*, pode ter desencadeado a produção e liberação de compostos antimicrobianos para repeli patógenos e invasores.

Estudos, como os de Bais et al., (2006), têm destacado a existência de compostos que são exsudatos por plantas, referidos como fitoanipinas ou fitoalexinas, e a secreção de uma bateria de proteínas de defesa com atividade antimicrobiana.

Por exemplo, Walker et al. (2004), mostrou que durante a infecção por *Pseudomonas aeruginosa* as raízes de manjeriço secretaram substâncias que apresentam atividade antibacteriana. Lanoue et al. (2010), mostraram que o sistema radicular da *Hordeum vulgare* secretou compostos fenólicos com atividade antimicrobiana. Halkier e Gershenzon (2006) observou que plantas da família Brassicaceae produzem glucosinolatos como metabólitos secundários, que são armazenados em vacúolos de células vegetais. Quando bactérias, fungos ou insetos infectam as plantas, os glucosinolatos são produzidos juntamente com as enzimas mirosinase, catalisando a hidrólise dos glucosinolatos em isotiocianatos, tiocianatos e nitrilos que possuem atividades antimicrobianas.

3.3.3 Análise integrada

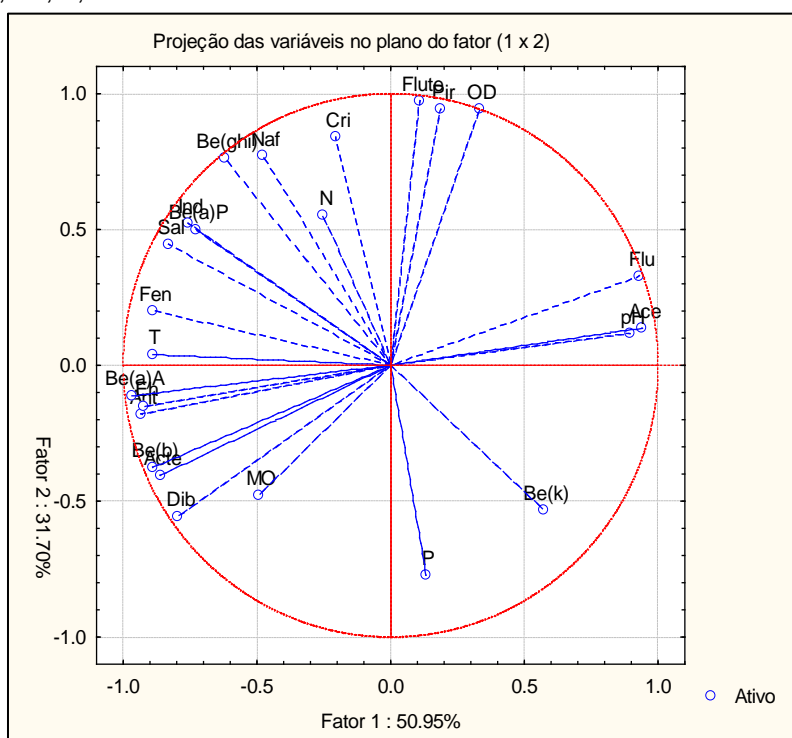
Com o intuito de encontrar as principais relações que ocorreram durante os tratamentos de remediação e obter uma indicação do grau de afinidade linear entre as variáveis que possam ter influenciado os modelos, foi utilizada como ferramenta estatística a correlação de Pearson. Na biorremediação intrínseca (Tabela 3), a salinidade demonstrou relação positiva com a maior parte dos 16 HPAs, principalmente os de alto peso molecular. Além disso, o OD apresentou baixa correlação com salinidade e relação negativa com Eh, confirmando a anoxia do sedimento, característico dos ecossistemas de manguezal, favorecendo a presença de microrganismos anaeróbicos para a degradação desses HPAs. O pH só influenciou positivamente Acenaftileno (Ac) e Fluoreno (Flu) dentre os 16 HPAs, e apresentou influência positiva do OD.

Na fitorremediação com *A. schaueriana* (Tabela 4), a maioria dos 16 HPAs apresentaram relação positiva com as concentrações de MO, principalmente Naftaleno (Naf), Acenaftileno (Ac), Fluoranteno (Fluo), Pireno (Pyr), Benzo[k]Fluoranteno (BbK), que indicaram correlação positiva forte e isso ocorre devido a característica siltosa do sedimento, pois permite maior disponibilização da superfície de contato, favorecendo a interação e fixação desses compostos com a fração sedimentar, principalmente nos sedimentos próximo a rizosfera. O P apresentou relação positiva forte com os HPAs de 4 anéis e correlação negativa com os de 6 anéis. Enquanto que N e MO, apresentaram forte correlação com naftaleno (Naf), fluoreno(Flu) e fuoranteno (Fluo), que são HPAs de 2, 3 e 4 anéis. A salinidade, T e Eh, demonstrou relação negativa

com a maior parte dos 16 HPAs, e relação positiva forte entre eles. Indicando que a redução desses parâmetros físico-químicos pode ter favorecido ao acúmulo do óleo nas raízes da *A. schaueriana*. OD exibiu relação positiva com a maioria dos HPAs, principalmente, os de 5 anéis. Além disso, OD indicou forte relação com P e pH e o inverso com Eh e T.

Objetivando um menor número de combinações lineares do que as encontradas na correlação de Pearson foram aplicadas uma análise multivariada a partir da Análise dos Componentes Principais (PCA). O gráfico do PCA para o sistema de biorremediação intrínseca (atenuação natural) (Figura 10), pôde explicar 82,65% da variância dos dados analisados de acordo com os dois principais fatores do PCA, com o primeiro fator explicando 50,95% e o segundo 31,65%.

Figura 10 - PCA na Biorremediação intrínseca (atenuação natural), para as relações entre os 16 HPAs, MO, P, N, pH, Eh, T, Sal e OD



Fonte: Autora, 2019.

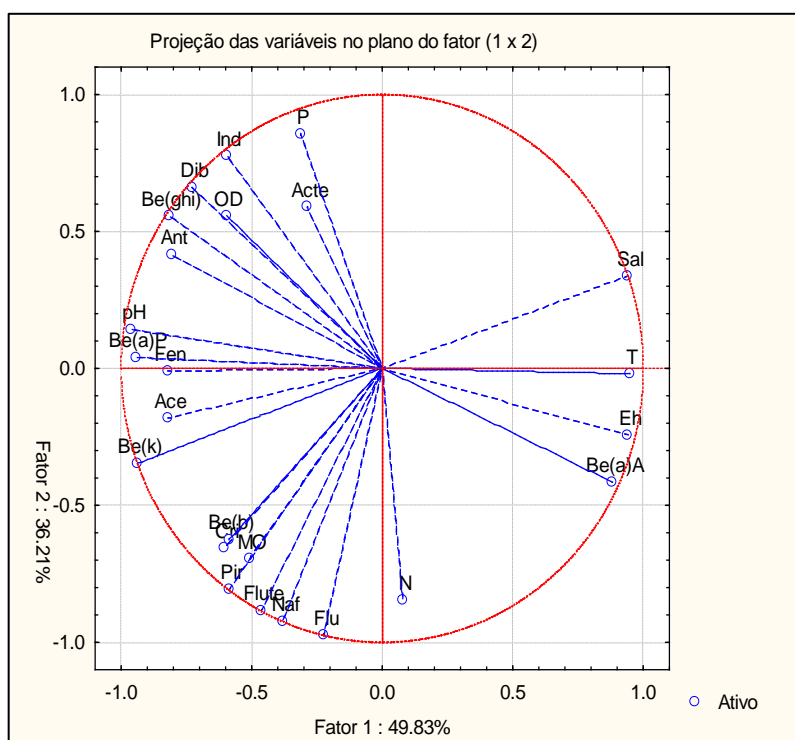
Os resultados dos 16 HPAs de forma individual, além de MO, P, pH, eH, T, OD e Sal, foram bem representativos no gráfico, sendo possível observar a correlação positiva da salinidade com a maioria dos 16 HPAs, confirmando os resultados da correlação de Pearson. Também foi possível verificar que a maioria dos HPAs estão bem correlacionados entre si, indicando que a biodegradação ocorre de forma semelhante entre esses compostos nos sedimentos. Exceto para Fluoranteno (Fluo),

Pireno (Pyr), Fluoreno (Flu), Acenafteno (Ace), Benzo[k]Fluoranteno (BbK) que por serem HPAs de alto peso molecular são mais resistentes, dificultando a degradação microbiana.

Na aplicação do PCA para o modelo da fitorremediação, os dois principais fatores puderam explicar 86,04% da variância, com o primeiro fator explicando 49,83% e o segundo 36,21% dos dados que foram analisados (Figura 11). Todos os parâmetros foram bem representados no gráfico (16 HPAs, MO, N, P, pH, eH, T, OD e Sal) e foi possível observar a correlação positiva da MO com a maioria dos 16 HPAs, corroborando com os resultados da correlação de Pearson.

Esta análise mostrou que mais da metade dos 16 HPAs apresentaram boa correlação entre si, indicando que houve comportamentos semelhantes desses compostos na presença da *Avicennia schaueriana*. Este modelo mostrou uma relação negativa entre Sal, T e Eh com a maioria dos HPAs, diferentemente de pH e P.

Figura 11 - PCA na fitorremediação com *A. schaueriana*, para as relações entre os 16 HPAs, MO, P, N, pH, Eh, T, Sal e OD



Fonte: Autora, 2019.

Tabela 3 - Correlação de Pearson na biorremediação intrínseca (atenuação natural). Os valores em destaque significam aqueles com correlações significativas no estudo. Foram considerados valores acima de 0,70 como correlações positivas

	Naf	Ac	Ace	Flu	Phe	Ant	Fluo	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	InP	DBA	BghiP	MO	N	P	pH	eH	T	OD	SAL	
Naf	1.0																								
Ac	-0.2	1.0																							
Ace	0.0	-1.0	1.0																						
Flu	-0.1	1.0	-1.0	1.0																					
Phe	0.8	-0.7	0.6	-0.7	1.0																				
Ant	0.4	-0.8	0.8	-0.9	0.9	1.0																			
Fluo	0.8	0.3	-0.5	0.5	0.2	-0.2	1.0																		
Pyr	0.8	0.4	-0.6	0.5	0.1	-0.3	1.0	1.0																	
BaA	0.5	-0.9	0.8	-0.9	0.9	1.0	-0.2	-0.2	1.0																
Chr	1.0	0.1	-0.3	0.2	0.6	0.2	0.9	0.9	0.2	1.0															
BbF	0.0	-1.0	1.0	-1.0	0.6	0.8	-0.5	-0.6	0.8	-0.3	1.0														
BkF	-0.4	0.7	-0.5	0.5	-0.4	-0.2	-0.3	-0.2	-0.4	-0.3	-0.5	1.0													
BaP	0.5	-0.8	0.6	-0.6	0.6	0.4	0.3	0.2	0.5	0.3	0.6	-1.0	1.0												
InP	0.6	-0.8	0.6	-0.6	0.6	0.5	0.4	0.2	0.6	0.4	0.6	-1.0	1.0	1.0											
DBA	0.1	-0.7	0.8	-0.9	0.7	0.9	-0.6	-0.6	0.9	-0.2	0.9	0.0	0.2	0.2	1.0										
BghiP	0.8	-0.5	0.3	-0.4	0.6	0.4	0.6	0.6	0.5	0.7	0.3	-0.9	0.9	0.9	0.0	1.0									
MO	-0.4	-0.8	0.8	-0.7	0.0	0.3	-0.7	-0.7	0.4	-0.7	0.8	-0.5	0.5	0.4	0.5	0.1	1.0								
N	0.2	-0.4	0.2	-0.2	0.0	-0.1	0.4	0.3	0.0	0.1	0.2	-0.9	0.8	0.8	-0.3	0.7	0.4	1.0							
P	-0.4	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	-0.6	-0.5	0.1	-0.4	0.0	0.9	-0.8	-0.7	0.5	-0.8	-0.1	-1.0	1.0						
pH	-0.5	0.7	-0.7	0.8	-0.9	-1.0	0.1	0.2	-1.0	-0.3	-0.7	0.2	-0.4	-0.4	-0.9	-0.4	-0.2	0.2	-0.2	1.0					
eH	0.5	-0.8	0.7	-0.8	0.9	1.0	-0.2	-0.2	1.0	0.2	0.8	-0.2	0.4	0.5	0.9	0.4	0.3	-0.1	0.2	-1.0	1.0				
T	0.6	-0.7	0.6	-0.7	1.0	1.0	0.0	0.0	1.0	0.4	0.7	-0.3	0.5	0.5	0.8	0.5	0.1	-0.1	0.1	-1.0	1.0	1.0			
OD	0.6	0.5	-0.7	0.6	-0.1	-0.5	1.0	1.0	-0.4	0.7	-0.7	-0.3	0.2	0.2	-0.8	0.5	-0.6	0.4	-0.7	0.4	-0.4	-0.2	1.0		
SAL	0.9	-0.6	0.4	-0.6	1.0	0.8	0.4	0.4	0.8	0.7	0.5	-0.5	0.7	0.7	0.5	0.8	0.0	0.2	-0.2	-0.8	0.8	0.9	0.2	1.0	

Fonte: Autora, 2019.

Tabela 4 - Correlação de Pearson na fitorremediação (*A. schaueriana*). Os valores em destaque significam aqueles com correlações significativas no estudo. Foram considerados valores acima de 0,70 como correlações positivas

	Naf	Ac	Ace	Flu	Phe	Ant	Fluo	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	InP	DBA	BghiP	MO	N	P	pH	eH	T	OD	SAL	
Naf	1.0																								
Ac	0.5	1.0																							
Ace	-0.5	-0.3	1.0																						
Flu	1.0	0.3	-0.5	1.0																					
Phe	0.3	0.4	0.7	0.2	1.0																				
Ant	-0.1	0.4	0.8	-0.2	0.9	1.0																			
Fluo	1.0	0.5	-0.3	1.0	0.4	0.0	1.0																		
Pyr	1.0	0.6	-0.2	0.9	0.5	0.2	1.0	1.0																	
BaA	0.0	-0.8	-0.3	0.2	-0.6	-0.8	0.0	-0.2	1.0																
Chr	0.8	0.4	0.1	0.8	0.8	0.4	0.9	0.9	-0.2	1.0															
BbF	0.8	0.3	0.2	0.7	0.8	0.4	0.9	0.9	-0.1	1.0	1.0														
BkF	0.7	0.9	0.0	0.5	0.7	0.6	0.7	0.8	-0.7	0.8	0.7	1.0													
BaP	0.3	0.6	0.5	0.2	1.0	0.9	0.4	0.5	-0.8	0.7	0.7	0.9	1.0												
InP	-0.5	0.5	0.5	-0.6	0.4	0.7	-0.4	-0.3	-0.9	-0.2	-0.2	0.3	0.5	1.0											
DBA	-0.3	0.4	0.7	-0.5	0.7	0.9	-0.2	-0.1	-0.9	0.1	0.1	0.4	0.8	0.9	1.0										
BghiP	-0.2	0.5	0.7	-0.4	0.8	1.0	-0.1	0.0	-0.9	0.2	0.2	0.6	0.8	0.9	1.0	1.0									
MO	0.9	0.8	-0.6	0.8	0.1	-0.1	0.8	0.8	-0.3	0.5	0.5	0.7	0.3	-0.1	-0.2	0.0	1.0								
N	0.8	0.4	-0.9	0.8	-0.4	-0.6	0.7	0.6	0.3	0.3	0.2	0.2	-0.3	-0.6	-0.7	-0.6	0.8	1.0							
P	-0.7	0.3	0.3	-0.8	0.0	0.4	-0.6	-0.5	-0.7	-0.6	-0.6	0.0	0.2	0.9	0.7	0.7	-0.2	-0.5	1.0						
pH	0.2	0.9	0.2	0.1	0.7	0.7	0.3	0.4	-1.0	0.4	0.4	0.9	0.8	0.7	0.8	0.8	0.5	-0.1	0.5	1.0					
eH	-0.1	-0.9	-0.2	0.0	-0.6	-0.8	-0.2	-0.3	1.0	-0.3	-0.3	-0.8	-0.8	-0.8	-0.8	-0.9	-0.4	0.2	-0.6	-1.0	1.0				
T	-0.4	-0.9	0.0	-0.2	-0.6	-0.6	-0.4	-0.5	0.9	-0.4	-0.4	-0.9	-0.8	-0.6	-0.6	-0.7	-0.6	-0.1	-0.4	-1.0	1.0	1.0			
OD	-0.3	0.7	0.1	-0.4	0.2	0.5	-0.3	-0.2	-0.9	-0.3	-0.3	0.4	0.4	0.9	0.7	0.7	0.2	-0.2	0.9	0.8	-0.8	-0.8	1.0		
SAL	-0.7	-0.8	-0.1	-0.5	-0.8	-0.6	-0.7	-0.8	0.7	-0.8	-0.8	-1.0	-0.9	-0.3	-0.5	-0.6	-0.7	-0.2	0.0	-0.9	0.8	0.9	-0.4	1.0	

Fonte: Autora, 2019.

3.4 CONCLUSÕES

Após aplicação dos modelos de remediação em escala piloto, concluiu-se que a fitorremediação com *Avicennia schaueriana* foi eficiente em imobilizar os compostos na zona da raiz. Sugerindo que a fitorremediação de HPAs com *A. schaueriana* em sedimento de manguezal é baseada principalmente no mecanismo da fitoestabilização/fitoimobilização. Simultaneamente ao avaliar a atenuação natural, ficou comprovado que houve redução dos HPAs durante 90 dias. Essas reduções foram mais significativas nas primeiras semanas, podendo ser explicado pelo aumento dos microrganismos hidrocarbonoclásticos logo após adição do óleo ao sedimento,

Os compostos de baixo peso molecular foram os que apresentaram maiores modificações após 90 dias de experimento para os dois modelos, pois são compostos menos solúveis em água, têm menores pressões de vapor, maior resistência à oxidação e redução e à degradação microbiana. As análise referente aos microrganismos apresentaram comportamentos diferentes para os dois modelos. Na atenuação natural, após 40 dias as taxas de UFCs reduziram e as concentrações de HPAs mantiveram-se constantes. Na fitorremediação foi apenas com 60 dias que as UFCs atingiram o pico, com 4.448 UFC ml⁻¹, sendo o período com redução das concentrações dos HPAs.

Um estudo mais detalhado poderia combinar esses processos em um novo procedimento para a remediação de sedimentos de manguezais contaminados por HPAs, especialmente no que diz respeito à contaminação heterogênea de sedimentos em diferentes profundidades.

4 CONCLUSÃO GERAL

A experiência mostrou que fitorremediação com *A. shaueriana* é uma alternativa eficiente e promissora na fitoimobilização/fitoestabilização desses ambientes quando impactados por HPAs, fazendo-se necessário a combinação dessa tecnologia com outras que possibilite a degradação desse contaminante. Além disso, a realização de estudos quanto aos microrganismos associados à rizosfera da espécie e as interações que ocorrem entre exsudatos-contaminante precisam ser aprofundadas.

Contudo, requer a necessidade da ação conjunta de profissionais de diversas áreas, no intuito de identificar espécies capazes de atuar eficazmente na descontaminação de sedimentos e de tecnologias que possam agir de forma combinada, possibilitando maior aplicabilidade. Por fim, é importante avaliar se o modelo de fitorremediação produzido em escala piloto neste estudo será eficaz *in situ*, em grande escala, uma vez que foi observado em condições de laboratório.

REFERENCIAS

ABDEL-SHAFY, H.I.; MANSOURB, M.S.M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 25, n. 1, p. 107-123, 2016.

ADENIJI, A. O.; OKOH, O. O.; OKOH, A. I. Analytical methods for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their global trend of distribution in water and sediment: a review. In: ZOVEIDAVIANPOOR, M. (Ed(s)). **Recent Insights in Petroleum Science and Engineering**. Irã, Companhia Nacional de Petróleo Iraniana, 2017. p. 533.

AGNELLO, A.C., BAGARD M., HULLEBUSCH, E.D. VAN, ESPOSITO G., HUGUENOTA D. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. **Science of The Total Environment**, v. 563-564, p. 693-703, 2016.

AGUIAR, C.R.C., LOPES, B.C., BARBOSA, M.V.D. Fitorremediação de Solos Contaminados por Petróleo. Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Trópica: ciências agrárias e biológicas**, v. 6, p. 3-9, 2012.

ALAWI, A. A.; AZEEZ, A. L. Study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil samples from Al-Ahdab oil field in Wasit Region, Iraq. **Journal Toxin Reviews**, v. 35, p. 69 – 76, 2016.

ALVES, J. R. P.; FILHO, O. P.; PERES, R. A. R. Aspectos geográficos, históricos e socioambientais dos manguezais. In: ALVES, J. R. P. (org.). **Manguezais: educar para proteger**. Rio de Janeiro, FEMAR: SEMEDS, 2001. p. 9-18.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

ARGENTA, J.A.. **Potencial fitorremediador de *bachiaría arrecta*: modificações nas características anatômicas e fisiológicas na presença de arsênio e cádmio**. (Lavras, Brasil) 2011. 95 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras.

BANACH-SZOTT, M.; DEBSKA, B.; WISNIEWSKA, A.; PAKULA, P. Changes in the contents of selected polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of various types. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 5059–5069, 2015.

CARDOSO, J. E. T.; LODI, P. C.; BARROS, A. M. T. C. Técnicas associadas de remediação de contaminação da água e do solo por Hidrocarbonetos: estudo de caso em posto de combustível. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 05, p. 18-28, 2017.

CHEQUER, L.; BITENCOURT, J. A. P.; WAITE, C. C. C.; SANTOS, E. S.; FRANCO, D. C.; ALVES, R.; CRAPEZ, M. A. C. Response of mangrove propagules to the presence of oil- and hydrocarbon-degrading bacteria during an experimental oil spill. **Latin american journal of aquatic research**, v. 45, p. 814-821 2017.

COLOMBO, J.; BARREDA, A.; BILOS, C.; CAPPELLETTI, N.; MIGOYA, M.; SKORUPKA, C. Oil spill in the Rio de la Plata estuary, Argentina: 2-hydrocarbon disappearance rates in sediments and soils. **Environmental Pollution**, v. 134, p. 267–276, 2005.

CRISTALDI, A.; CONTI, G. O.; JHO, E.H.; ZUCCARELLO, P.; GROSSO, A.; COPAT, C.; FERRANTE, M. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 309-326, 2017.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P.; HSU, F. C. Phytoremediation of soil contaminated with organic pollutants. **Advance in Agronomy**, v. 56, p. 55-71, 1996.

DEALTRY, S.; GHIZELINI, A. M.; MENDONÇA-HAGLER, L. C. S.; CHALOUB, R. M.; REINERT, F.; CAMPOS, T. M. P. GOMES, N. C. M.; SMALLA, K. Petroleum contamination and bioaugmentation in bacterial rhizosphere communities from *Avicennia schaueriana*. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 49, p. 757-769, 2018.

DUKE, N. C. Oil spill impacts on mangroves: recommendations for operational planning and action based on a global review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, p. 700-715, 2016.
em: 27 nov. 2017.

FANBO, M.; JIE, C. Phytoremediation of PAH-contaminated sediments by potamogeton *Crispus* L. with four plant densities. **Transactions of tianjin university**, v. 21, p. 440-445, 2015.

GAN, S; LAU, E. V.; NG, H. K. Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). **Journal of Hazardous Materials**, v. 172. p. 532-549, 2009.

GAO, Y.; REN, L.; LING, W.; GONG, S.; SUM, B.; ZHANG, Y. Desorption of phenanthrene and pyrene in soils by root exudates. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1159-116, 2010.

GARCIA, K.S.; ANUNCIÇÃO, D.S.; JESUS, G.M. de; GOMES, J.M.P.; SOARES, S.A.R.; GARCIA, R.J.L. Técnicas de campo e laboratório aplicadas às matrizes dos ambientes costeiros nos municípios de Una, Canavieiras e Belmonte. In: CELINO, J. J.; HADLICH, G. M.; QUEIROZ, A. F. S.; OLIVEIRA, O. M. C. (Org. (s)). **Avaliação de ambientes costeiros da região Sul da Bahia: geoquímica, petróleo e sociedade**. Salvador: Edufba, 2014.

GERHARDT, K.; GERWING, P.; GREENBERG, B. Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. **Plant Science**, v. 256, p. 170-185, 2017.

GERMIDA, F. F. Phytoremediation of oil-contaminated soils. **Developments in Soil Science**, v. 28, p. 169-186, 2002.

GHIZELINI, A. M.; MENDONÇA-HAGLER, L. C. S.; MACRAE A. Microbial diversity in Brazilian mangrove sediments - a mini review. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 43, p. 1242-1254, 2012.

GHIZELINI, A. M.; MARTINS, K. G.; GIEßELMANN, U. C.; SANTORO, E.; PASQUALETTE, L.; MENDONÇA-HAGLER, L. C. S.; ROSADO, A. S.; MACRAE, A. Fungal communities in oil contaminated mangrove sediments – who is in the mud?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 181-188, 2019.

GHOSH D. Mangroves: the most fragile forest ecosystem. **Resonance**, v. 16, p. 47-60, 2011.

HAICHAR, F. Z.; SANTAELLA, C.; HEULIN, T.; ACHOUAK, W. Root exudates mediated interactions belowground. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, p. 69-80, 2014.

HUANG, X.D., EL-ALAWI, Y., PENROSE, D.M., GLICK, B.R., GREENBERG B.M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 130, 465-476, 2004.

HUESEMANN, M.; HAUSMANN, T.; FORTMAN, T.; THOM, R.; CULLINAN, V. In situ phytoremediation of PAH- and PCB-contaminated marine sediments with eelgrass (*Zostera marina*). **Ecological Engineering**, v. 35, p.1395-1404, 2009.

JIA, H.; HOU, D.; DAI, M.; LU, H; YAN, C Effects of root exudates on the mobility of pyrene in mangrove sediment-water system. **Catena**, v. 162, p. 396-401, 2018.

JIA, H.; LU, H.; DAI, M.; HONG, H.; LIU, J.; YAN, C. Effect of root exudates on sorption, desorption, and transport of phenanthrene in mangrove sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, p. 171-177, 2016.

JIAO, H.; BIAN, G.; CHEN, X.; WANG, S.; ZHUANG, X.; BAI, Z. Distribution, sources, and potential risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from an industrial district in Shanxi, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 12243–12260, 2017.

KE, L.; WONG, T. W. Y.; WONG, Y. S.; TAM, N. F. Y. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contamination in a mangrove swamp in Hong Kong following an oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, p. 339-347, 2002.

KULKARNI, R.; DEOBAGKAR, D.; ZINJARDE, S. Metals in mangrove ecosystems and associated biota: A global perspective. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 153, p. 215-228, 2018.

KUMARI, S.; REGAR, R. K.; MANICKAM, N. Improved polycyclic aromatic hydrocarbon degradation in a crude oil by individual and a consortium of bacteria. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 174-179, 2018.

KUPPUSAMY, S.; THAVAMANI, P.; VENKATESWARLU, K.; LEE, Y. B.; NAIDU, R.; MEGHARAJ, M. Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons

(PAHs) contaminated soils: Technological constraints, emerging trends and future directions. **Chemosphere**, v. 168, p. 944-968, 2017.

LELIS, M.; BIAZATI, L.; MOREIRA, T.; NETO, R.; TEIXEIRA, A.; FREITAS, M. Oxidação do Benzo(a)pireno em matrizes aquosas por magnetita dopada com cobalto combinada com peróxido de hidrogênio. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 3, p. 1984 -6835, 2017.

LIM, M. W.; LAU, E. V.; POH, P. E. A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil — present works and future directions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, p. 14-45, 2016.

LING, W.; REN, L.; GAO, Y. ZHU, X.SUN, B. Impact of low-molecular-weight organic acids on the availability of phenanthrene and pyrene in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, p. 2187-2195, 2009.

LIU, H.; MENG, F.; TONG, Y.; CHI, J. Effect of plant density on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated sediments with *Vallisneria spiralis*. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 380-385, 2014.

LU, H.; SUN, J.; ZHU, L. The role of artificial root exudate components in facilitating the degradation of pyrene in soil. **Scientific Reports**, v. 7, p. 1-10, 2017.

LU, H.; ZHANG, Y.; LIU, B.; LIU, J.; YE, J.; YAN, C. Rhizodegradation gradients of phenanthrene and pyrene in sediment of mangrove (*Kandelia candel* (L.) Druce). **Journal of Hazardous Materials**, v. 196, p. 263-269, 2011.

MACFARLANE, G.; KOLLER, C.; BLOMBERG, S. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: a synthesis of field-based studies. **Chemosphere**, v. 69, p. 1454-1464, 2007.

MAGALHÃES, M.; SOBRINHO, N.; MAZUR, N. Uso de resíduos industriais na remediação de solo contaminado com cádmio e zinco. **Ciência Florestal**, v. 21, p.219-227, 2011.

MALETIC, S. P.; BELJIN, J. M.; RONCEVIC, S. D.; GRGIC, M. G.; DALMACIJA, B. D. State of the art and future challenges for polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments: sources, fate, bioavailability and remediation techniques. **Journal of Hazardous Materials**, v. 365, p. 467-4825, 2019.

MAN, Y.B.; KANG, Y.; WANG, H. S.; LAUB, W.; LIB, H.; SUN, X. L.; GIESY, J. P.; CHOW, K. L.; WONGA, M. H. Cancer risk assessments of Hong Kong soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons. **Journal of Hazardous Materials**, v., 261, p. 770 – 776, 2013.

MARIANO, D.C.; OKUMURA, R. S. Aspectos agronômicos, uso pelo homem e mecanismos da fitorremediação: uma revisão. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 5, p. 85-101, 2012.

MARQUES, E. J. M. **Remediação de solo contaminado com hidrocarbonetos derivado de combustível utilizado na lavagem oxidativa**. 2012, 142 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J.J.L. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1-11, 2011.

MCPHERSON, A. **Monitoring phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soils in a closed and controlled environment**. 2007. 206 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – University of Saskatchewan, Saskatoon, Canadá, 2007.

MEJÍA, P.; ANDREOLI, F.; ANDREOLI, C.; SERRAT, B. Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 31, p. 97 – 104, 2014.

MOREIRA, I.; OLIVEIRA, O.; TRIGUIS, J.; SANTOS, A.; QUEIROZ, A.; FERREIRA, S.; MARTINS, C.; SILVA, A.; FALCÃO, B. Phytoremediation in mangrove sediments impacted by persistent total petroleum hydrocarbons (TPH's) using *Avicennia schaueriana*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, p. 130–136, 2013.

MOREIRA, I.T.A. **Avaliação da eficiência de modelos de remediação aplicados em sedimentos de manguezal impactados por atividades petrolíferas**. 2010, 221f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente) -. Universidade Federal da Bahia, Salvador, Brasil, 2010.

MOREIRA, I.T.A., OLIVEIRA, O. M.C., TRIGUIS, J.A., SANTOS, A.M.P., QUEIROZ, A.F.S., MARTINS, C.M.S., SILVA, C.S., JESUS, R.S., 2011. Phytoremediation Using *Rizophora mangle* L. in Mangrove Sediments Contaminated by Persistent Total Petroleum Hydrocarbons (TPH's). **Microchem**, v. 4, p. 376–382, 2011.

MOREIRA, I.T.A., OLIVEIRA, O. M.C., TRIGUIS, J.A., SANTOS, A.M.P., AZWELL, T., QUEIROZ, A.F.S., NANO, R.M.W., SOUZA, E.S., ANJOS, J.A.S.A., ASSUNÇÃO, R.V., GUIMARÃES, L.M. Strategies of Bioremediation for the Degradation of Petroleum Hydrocarbons in the Presence of Metals in Mangrove Simulated. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 44, p. 631-637, 2016.

MUMBY, P.; ALASDAIR, J.; ARIAS-GONZÁLEZ, J.; LINDEMANK.C., BLACKWELL, P.; GALL A., GORCZYNSKA, M.; HARBORNE A.; PESCOD, G.; RENKEN, H.; WABNITZ, C.; LLEWELLYN, G.; Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. **Nature Publishing Group**, v. 427, p. 533-536, 2004.

NDIMELE, P. E. A Review on the Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbon. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 13, p. 715-722, 2010.

ODOH, C. K.; ZABBEY, N.; SAM, K.; EZE, C. N. Status, progress and challenges of phytoremediation - an African scenario. **Journal of Environmental Management**, v. 237, p. 365-378.

PERELO, L. W. Revisão: in situ e biorremediação de poluentes orgânicos em sedimentos aquáticos. **Jornal de Materiais Perigosos**, v.177, p. 81-89, 2010.

PILON-SMITS, E. Fitorremediação. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, v.56, p. 15-39, 2005.

PITTARELLO, M.; BUSATO, J. B.; CARLETTI, P.; DOBBSS, L. B. Possible developments for ex situ phytoremediation of contaminated sediments, in tropical and subtropical regions – review. **Chemosphere**, v. 182, p. 707-719, 2017.

PITTARELLO, M.; BUSATO, J. G.; CARLETTI, P.; DOBBSS, L. B. POSSIBLE developments for ex situ phytoremediation of contaminated sediments, in tropical and subtropical regions – review. **Chemosphere**, v. 182, p. 707-719, 2017.

RAMOS, M. G. M.; GERALDO, L. P. Avaliação das espécies de plantas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* como bioindicadoras de poluição por metais pesados em ambientes de mangues. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 440-445, 2007.

RAMOS-JUNIOS, A. B. S.; CRUZ, M. J. M. Variabilidade espaço-temporal de parâmetros físico-químicos e metais pesados no rio São Paulo, município de Candeias, Bahia. **Geociências**, v. 31, p. 622-637, 2012.

RAVINDRA, K.; SOKHI, R.; GRIEKEN, R. V. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. **Atmospheric Environment**, v.42, p. 2895-2921, 2008.

REEF, R.; FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E. Nutrition of mangroves. **Tree Physiology**, v. 30, p. 1148–116, 2010.

RIBEIRO, H., MUCHA, A.P., MARISA C., ALMEIDA, R., BORDALO, A.A. Potential of phytoremediation for the removal of petroleum hydrocarbons in contaminated salt marsh sediments. **Journal of Environmental Management**, v. 137, p. 10-15, 2014.

RICHTER, O; Nguyen, H. A.; Nguyen, K. L.; Nguyen, V. P.; Biester, H.; Schmidt, P. Phytoremediation by mangrove trees: experimental studies and model development. **Chemical Engineering Journal**, v. 294, p. 389 - 399, 2016.

ROSARIO, R. P. G.; ABUCHAHLA, G. M. O. Arcabouço legal de proteção aos manguezais. In: FUMI, M. (org.). **Atlas dos manguezais do brasil**. Brasília: ICMBIO, 2018. p. 75 – 84.

RUBAILOA, A. I.; OBERENKOB, A. V. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons as priority pollutants. **Journal of Siberian Federal University**, v. 4, p. 344-3544, 2008.

SARMA, H.; NAVA, A. R.; PRASAD, M. N. V. Mechanistic understanding and future prospect of microbe-enhanced phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Environmental Technology & Innovation**, v. 13, p. 318-330, 2019.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. A diversidade do ecossistema manguezal. In: FUMI, M. (org.). **Atlas dos manguezais do brasil**. Brasília: ICMBIO, 2018. p. 23 – 36.

SILVA, T. J.; HANSTED, F.; TONELLO, P. S.; GOVEIA, D. Fitorremediação de solos contaminados com metais: panorama atual e perspectivas de uso de espécies florestais. **Revista Virtual de Química**, v. 11, p. 18-34, 2019.

SOARES, M.; CHAVES, O.; CORREA, F.; SILVA, C. Diversidade Estrutural de Bosques de Mangue e sua Relação com Distúrbios de Origem Antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 26, p. 101-116, 2003.

SOUZA, V.S.; VIDAL-TORRADO, P.; GARCIA-GONZALEZ, M.T.; OTERO, X.L.; MACIAS, F. Soil mineralogy of mangrove forests from the state of Sao Paulo, Southeastern Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, SOUZA v. 72, p. 848 – 857 2008.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Atlas of Mangroves**. 1. ed. New York: Earthscan from routledge, 2010.

SUSARLA, S.; MEDINA, V.; MCCUTCHEON, S.C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v.18, p. 647 – 658, 2002.

TIRALERDPANICH, P.; SONTHIPHAND, P. Potential microbial consortium involved in the biodegradation of diesel, hexadecane and phenanthrene in mangrove sediment explored by metagenomics analysis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133. p. 595-605, 2018.

US EPA - United States Environmental Protection Agency. **Brownfields Technology Primer**: selecting and using phytoremediation for site cleanup. EPA Technology Innovation Office. USEPA: Washington, DC, 2001. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/201504/documents/phytoremprimer.pdf>>. Acesso em: 10 de dez. 2018.

US EPA - United States Environmental Protection Agency. **Method 3550C: ultrasonic extraction**. USEPA: Washington, DC, 2007. Disponível em:<<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3550c.pdf>>. Acesso

VAEZZADEHA, V.; ZAKARIA, M. P.; SHAU-HWAIC, A. T.; IBRAHIMD, Z. Z.; MUSTAFA, S.; ABOOTALEBI-JAHROMIA, F.; MASOODA, N.; MAGAMA, S. M.; ABDOALKHADHER, S. A. A. Forensic investigation of aliphatic hydrocarbons in the sediments from selected mangrove ecosystems in the west coast of Peninsular Malaysia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n. 1, p. 311-320, 2015.

VASCONCELLOS, M.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. Fitorremediação: uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia Ambiente e Diversidade**, v. 34, p. 261-267, 2012.

VIANA, F., CORREIA, T.M.B., MACHADO, M.I., COSTA C.B., BAISCH, P. 2007. **A utilização da fitorremediação em áreas contaminadas por petróleo e seus resíduos**. (Campinas, Brasil). 4º DPETRO, ABPG 6, 21-24.

VOLLHARDT, P.; SCHORE, N. E. **Organic Chemistry**. 6. ed. New York, Bookman, 2013. 1416 p.

WANG, M.C.; CHEN, Y. T.; CHEN, S. H.; CHANG CHIEN, S. W.; SUNKARA, S. V. Phytoremediation of pyrene contaminated soils amended with compost and planted with ryegrass and alfalfa. **Chemosphere**, v. 87, p. 217 – 225, 2012.

WANG, Y.; FANG, L.; LIN, L.; LUAN, T.; TAM, N. F. Y. Effects of low molecular-weight organic acids and dehydrogenase activity in rhizosphere sediments of mangrove plants on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Chemosphere**, v. 99, p. 152-159, 2014.

WICK, A. F.; HAUS, N. W.; SUKKARIYAH, B. F.; HAERING, K. C.; DANIELS, W. L. **Remediation of PAH-contaminated soils and sediments: a literature review**. 2011, 102 f. Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia, 2011.

XIAO, N.; LIU, R.; JIN, C.; DAI, Y. Efficiency of five ornamental plant species in the phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 384-391, 2015.

YANG, X.; REN, D.; SUN, W.; LI, X.; HUANG, B.; CHEN, R.; LIN, C.; PAN, X. Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with total suspended particles and surface soils in Kunming, China: distribution, possible sources, and cancer risks **Environmental Science and Pollution Research**, v., 22, p. 6696–6712.

YU, K. S. H.; WONG, K. W. Y.; WONG, Y. Y. S.; TAM, N. F. Y. Natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mangrove sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, p. 1071-1077, 2005.

YUAN, H.; LI, T.; DING, X.; ZHAO, G.; YE, S. Distribution, sources and potential toxicological significance of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface soils of the Yellow River Delta, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, p. 258-264, 2014.

ANEXOS

Tabela 3 – Resultado das concentrações de MO, N e P no sedimento controle e contaminado durante os 90 dias de experimento.

	AMOSTRA	MO (%)	N (%)	P (mg kg ⁻¹)
TEMPO 0	CONTROLE	5.00	0.12	31.30
	ÓLEO	7.32	0.12	131.36
AS CONTROLE	AS C0 T1	3.90	0.12	79.98
	AS C0 T2	4.69	0.12	74.41
	AS C0 T3	4.84	0.12	81.95
	AS C0 T4	4.88	0.13	98.34
AS CONTAMINADA	AS T1	5.79	0.14	66.19
	AS T2	5.59	0.11	80.39
	AS T3	5.95	0.13	87.65
	AS T4	6.42	0.15	70.93
BIO CONTROLE	BIO C0 T1	3.31	0.12	65.52
	BIO C0 T2	4.88	0.10	90.39
	BIO C0 T3	4.22	0.13	85.86
	BIO C0 T4	4.60	0.14	102.75
BIO CONTAMINADA	BIO T1	6.77	0.12	74.82
	BIO T2	6.50	0.10	84.51
	BIO T3	6.46	0.13	64.67
	BIO T4	6.88	0.13	69.32

Legenda: MO – Matéria Orgânica; N – Nitrogênio; P – Fósforo; AS – *Avicennia schaueriana*; BIO – Biorremediação intrínseca; Tempo 0 – Dia da montagem experimental; T1 – Após 20 dias; T2- Após 40 dias; T3- Após 60 dias; T4 – Após 90 dias.

Tabela 4- Resultado da textura granulométrica do sedimento coletado no manguezal, as margens do estuário do rio São Paulo, na Bahia de Todos os Santos.

	Areia grossa (mg kg ⁻¹)	Areia média (mg kg ⁻¹)	Areia fina (mg kg ⁻¹)	Areia muito fina (mg kg ⁻¹)	Silte (mg kg ⁻¹)	Argila (mg kg ⁻¹)
Sedimento	1,0 x 10 ⁵	0	2,9 x 10 ³	8,8 x 10 ⁴	7,8 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁴

Tabela 5 – Parâmetros físico-química da água, durante os 90 dias, para os dois modelos de remediação

	AMOSTRA	pH	eH	T	OD	SAL
		-	-	(°/oo)	(mg L ⁻¹)	(°C)
TEMPO 0	<i>IN SITU</i>	7.78	-46	30.82	3.36	23
AS CONTROLE	AS C0 T1	5.2	74.7	24.5	3.8	30.7
	AS C0 T2	7.2	-54.7	23.7	3.8	28.0
	AS C0 T3	7.7	-83.7	23.1	4.4	30.0
	AS C0 T4	8.0	-90.0	22.4	4.9	28.3
AS CONTAMINADA	AS T1	5.2	74.7	25.0	3.4	32.7
	AS T2	7.6	-82.0	23.7	3.8	28.0
	AS T3	7.7	-88.3	23.4	4.1	30.0
	AS T4	8.5	-114.3	22.8	3.8	23.3
BIO CONTROLE	BIO C0 T1	5.2	74.7	23.2	3.5	30.0
	BIO C0 T2	7.8	-90.0	23.2	3.2	27.0
	BIO C0 T3	8.0	-102.7	22.5	5.9	30.0
	BIO C0 T4	8.2	-100.0	22.2	4.7	24.3
BIO CONTAMINADA	BIO T1	5.3	74.7	25.0	3.4	32.3
	BIO T2	7.7	-82.7	23.2	3.6	28.3
	BIO T3	7.9	-97.3	23.3	5.0	30.7
	BIO T4	8.4	-113.3	22.6	3.6	28.0

Legenda: pH - potencial Hidrogeniônico; eH - potencial de oxidação-redução; T – Temperatura; OD – Oxigênio Dissolvido; SAL – Salinidade; AS – *Avicennia schaueriana*; BIO – Biorremediação; T0 – O dia da montagem experimental; T1 – Após 20 dias; T2- Após 40 dias; T3- Após 60 dias; T4 – Após 90 dias.

Tabela 6 – Somatório dos HPAs de acordo o número de anéis, para cada modelo de remediação, durante os 90 dias de experimento

	AMOSTRA	2 Anéis [ng/g]	3 Anéis [ng/g]	4 Anéis [ng/g]	5 Anéis [ng/g]	6 Anéis [ng/g]
TEMPO 0	CONTROLE	66.59	111.33	289.59	269.83	225.38
	ÓLEO	448.50	7614.00	1701.96	372.14	162.95
AS CONTROLE	AS C0 T1	939.20	192.24	764.78	758.94	442.63
	AS C0 T2	338.46	92.04	428.35	595.62	661.63
	AS C0 T3	1178.26	394.18	502.83	655.97	661.67
	AS C0 T4	1148.12	151.50	855.48	775.78	376.09
AS CONTAMINADA	AS T1	1372.04	7325.25	4303.49	921.84	360.40
	AS T2	1689.56	8433.18	2348.54	1071.07	781.33
	AS T3	991.03	7245.08	1901.87	915.75	708.15
	AS T4	2318.75	8633.66	3464.10	1172.58	608.24
BIO CONTROLE	BIO C0 T1	70.03	146.33	407.05	1032.98	336.44
	BIO C0 T2	209.64	57.07	190.15	173.13	87.46
	BIO C0 T3	202.62	54.44	272.05	223.38	147.21
	BIO C0 T4	138.90	48.14	177.66	167.14	121.63
BIO CONTAMINADA	BIO T1	645.03	6546.35	1618.76	334.11	166.34
	BIO T2	551.86	4158.42	922.86	312.67	104.68
	BIO T3	699.41	4875.07	1277.90	289.14	154.36
	BIO T4	489.06	3557.70	820.35	311.67	136.68

Tabela 7 – Somatório dos 16 HPAs e o somatório de acordo com o peso molécula (baixo ou alto) para cada modelo, durante os 90 dias

	AMOSTRA	SHPAs [ng/g]	SAHPAs [ng/g]	S16HPAs [ng/g]
TEMPO 0	CONTROLE	177.92	618.44	962.73
	ÓLEO	8062.51	2237.05	10299.56
AS CONTROLE	AS C0 T1	1131.44	1966.36	3097.80
	AS C0 T2	430.50	1685.60	2116.09
	AS C0 T3	1572.44	1820.47	3392.91
	AS C0 T4	1299.62	2007.35	3306.97
AS CONTAMINADA	AS T1	8697.29	5585.73	14283.02
	AS T2	10122.74	4200.94	14323.68
	AS T3	8236.11	3525.77	11761.88
	AS T4	10952.41	5244.93	16197.34
BIO CONTROLE	BIO C0 T1	216.36	1776.48	1992.84
	BIO C0 T2	266.71	450.74	717.45
	BIO C0 T3	257.06	642.64	899.71
	BIO C0 T4	187.04	466.43	653.47
BIO CONTAMINADA	BIO T1	7191.38	2119.20	9310.59
	BIO T2	4710.28	1340.20	6050.48
	BIO T3	5574.48	1721.40	7295.88
	BIO T4	4046.76	1268.69	5315.45

Legenda: $\Sigma 16\text{HPAs}$: somatório das concentrações dos 16 HPAs; ΣBHPAs : somatório das concentrações dos HPAs de baixo peso molecular; ΣAHPAs : somatório das concentrações dos HPAs de alto peso molecular.

Tabela 8 – Concentrações individuais dos 16 HPAs, para os dois modelos de remediação (fitorremediação e biorremediação intrinca a), durante os 90 dias.

		HPAs de baixo peso molecular						HPAs de alto peso molecular									
		2 Anéis		3 Anéis		4 Anéis		5 Anéis		6 Anéis							
AMOSTRA		Naf	Ac	Ace	Flu	Phe	Ant	Fluo	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	InP	DBA	BghiP
		[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]
TEMPO 0	CONTROLE	48.56	12.94	5.08	9.59	76.08	25.67	76.95	89.41	40.51	82.71	172.66	70.03	27.15	88.44	20.96	115.99
	ÓLEO	311.16	100.81	36.53	633.52	6754.62	225.86	265.41	954.57	73.46	408.53	224.91	34.01	113.23	68.69	16.84	77.43
AS CONTROLE	AS C0 T1	903.64	31.52	4.04	30.27	95.77	66.20	226.58	320.82	110.46	106.93	552.65	133.62	72.67	113.21	30.23	299.19
	AS C0 T2	314.45	22.82	1.18	7.85	39.02	45.17	109.22	156.66	75.16	87.30	384.57	98.19	112.86	208.85	103.21	349.57
	AS C0 T3	1145.73	22.74	9.79	195.29	123.24	75.66	129.89	193.57	87.78	91.59	419.71	114.99	121.27	222.93	99.77	338.96
	AS C0 T4	1106.93	37.13	4.06	15.15	63.62	72.73	243.83	332.67	141.77	137.21	539.90	139.51	96.37	127.32	19.61	229.17
AS CONTAMINADA	AS T1	1071.19	234.67	66.19	691.68	6188.58	444.98	335.22	1127.58	2092.03	748.66	727.56	81.67	112.61	78.30	31.23	250.87
	AS T2	619.54	263.95	806.07	482.42	7342.69	608.08	287.28	1093.62	162.28	805.37	762.83	117.32	190.92	257.07	92.82	431.43
	AS T3	620.79	300.01	70.23	465.71	6269.53	509.84	250.82	906.90	98.85	645.29	667.19	106.74	141.82	266.48	71.26	370.41
	AS T4	1921.92	325.91	70.92	896.73	7190.85	546.09	503.18	1850.10	178.13	932.69	820.77	159.11	192.71	174.82	64.19	369.24
BIO CONTROLE	BIO C0 T1	25.72	39.74	4.57	20.72	74.99	50.62	101.82	150.11	31.01	124.12	320.90	130.60	581.48	117.08	58.73	160.63
	BIO C0 T2	197.08	11.27	1.30	8.55	19.04	29.47	58.97	83.55	31.41	16.22	121.48	18.22	33.44	45.66	5.55	36.26
	BIO C0 T3	189.10	11.77	1.76	9.04	20.41	24.99	84.32	108.44	45.32	33.97	129.33	29.42	64.63	73.76	8.69	64.76
	BIO C0 T4	126.79	10.76	1.35	4.47	17.51	26.16	55.66	74.26	30.72	17.01	113.13	19.63	34.39	64.50	7.05	50.09
BIO CONTAMINADA	BIO T1	503.98	95.27	45.78	232.75	6034.07	279.53	143.57	501.96	706.14	267.09	209.06	33.04	92.01	70.24	22.77	73.33
	BIO T2	379.82	137.72	34.32	431.85	3568.00	158.57	139.42	509.50	38.17	235.77	169.73	65.89	77.05	41.71	17.22	45.75
	BIO T3	536.77	129.51	33.12	443.94	4284.54	146.59	183.49	725.59	56.75	312.08	166.54	32.98	89.62	65.31	12.93	76.12
	BIO T4	333.56	114.71	40.79	351.86	3062.72	143.11	134.27	452.51	37.39	196.18	189.73	33.72	88.21	60.67	16.04	59.96

Legenda: Naf – Naftaleno; Ac – Acenaftileno; Ace – Acenafteno; Flu – Fluoreno; Phe – Fenantreno; Ant – Antraceno; Fluo – Fluoranteno; Pyr – Pireno; BaA - Benzo[a]Antraceno; Chr – Criseno; BbF - Benzo[b]Fluoranteno; BkF - Benzo[k]Fluoranteno; BaP - Benzo[a]Pireno; InP - Indeno[123, cd]Pireno; DBA - Dibenzo[ah]Antraceno; BghiP - Benzo[ghi]Perileno.

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Universitário de Bibliotecas (SIBI/UFBA), com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Santos, Naiara Cristina Pereira dos

Mangue preto (*Avicennia schaueriana*) na fitorremediação de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em sedimento de manguezal contaminado por petróleo / Naiara Cristina Pereira dos Santos. -- Salvador, 2019.

48 f.: il

Orientador: Prof. Dr. Ícaro Thiago Andrade Moreira.
Coorientador: Antônio Fernando de Souza Queiroz.
Dissertação (Mestrado - Pós-Graduação em Geoquímica:

Petróleo e Meio Ambiente) -- Universidade Federal da Bahia, Geociências, 2019.

1. Fitorremediação. 2. Fitoestabilização. 3. HPAs.
4. Exsudatos. 5. Óleo. I. Moreira, Ícaro Thiago Andrade. II. Queiroz, Antônio Fernando de Souza. III. Título.