

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA CAMPUS MONTE CARMELO

Gustavo Henrique De Paula

Biochar como agente mitigador de impactos ambientais provocados pela atrazina

Monte Carmelo – MG

2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA CAMPUS MONTE CARMELO

Gustavo Henrique De Paula

Biochar como agente mitigador de impactos ambientais provocados pela atrazina

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Agronomia, *Campus* Monte Carmelo, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof^o Dr. Edmar Isaias de Melo.

Monte Carmelo – MG

2020

Gustavo Henrique De Paula

Biochar como agente mitigador de impactos ambientais provocados pela atrazina

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Agronomia, *Campus* Monte Carmelo, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Monte Carmelo, 16 de dezembro de 2020

Banca Examinadora

Edmar Isaias de Melo
Orientador (a)

Edson Aparecido dos Santos
Membro da Banca

Luis Fernando Vieira da Silva
Membro da Banca

Monte Carmelo - MG

2020

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Benedita e Jovelino e irmãs Alessandra e Andréia, que me incentivaram nos momentos difíceis e compreenderam a minha ausência enquanto eu me dedicava à realização deste meu projeto de vida.

Aos amigos, que sempre estiveram ao meu lado, pela amizade incondicional e pelo apoio demonstrado ao longo de todo o período de tempo em que me dediquei a este trabalho.

Ao professor Edmar Isaias de Melo, por ter sido meu orientador e ter desempenhado tal função com dedicação e amizade.

Aos membros da banca avaliadora, pela disponibilidade em estar presente e sugerirem melhorias ao trabalho.

À Universidade Federal de Uberlândia – Campus Monte Carmelo, por me proporcionar momentos de grande importância para minha vida profissional e pessoal. Sou grato à cada membro do corpo docente, técnicos, direção e a administração dessa instituição de ensino.

À FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais), pela bolsa de iniciação científica e auxílio financeiro que possibilitou a dedicação integral e a operacionalização do estudo;

RESUMO

Na agricultura moderna é imprescindível a aplicação de herbicidas como pratica de manejo. Entre os defensivos empregados em sistemas de cultivo, a atrazina tem sido um dos herbicidas diretamente relacionados a impactos ambientais, seja pelo efeito residual no solo ou pela contaminação da água, por conta de sua facilidade de lixiviação. A movimentação e contaminação de herbicidas no solo e água podem ser amenizadas pelo processo de adsorção de materiais orgânicos adicionados ao solo, dentre eles o biochar. Nesse contexto, o trabalho objetivou avaliar o efeito do biochar produzido a partir do resíduo da indústria madeireira na sorção do herbicida atrazina e sua influência na lixiviação em amostras de solo deformadas. O biochar foi produzido pelo processo de pirólise lenta a 550 °C, utilizando como fonte de biomassa de *Pinus* spp. O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado em arranjo fatorial 4 x 6 com cinco repetições, sendo quatro concentrações de biochar, seis profundidades e um tratamento controle com o solo sem adição de atrazina e biochar. A atrazina no perfil de solo foi monitorada com planta bioindicadora (*Cucumis sativus* L.) semeadas em cada profundidade de uma coluna de lixiviação de PVC de 7,5 cm de diâmetro e 50cm de comprimento. O biochar potencializou o efeito da atrazina nas plantas teste, indicando que o mesmo promove a adsorção da atrazina. Houve influência da atrazina nas diferentes profundidades avaliadas, e as variáveis vegetais permitiram monitorar a movimentação da atrazina no perfil de solo.

Palavras-chave: Lixiviação; pirólise; adsorção.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. OBJETIVOS.....	8
2.1 Objetivos gerais	8
2.2 Objetivos específicos	8
3. REVISÃO DE LITERATURA	8
3.1 Atrazina.....	9
3.2 Biochar e a sorção de herbicidas.....	10
4. MATERIAL E MÉTODOS	11
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	14
6. CONCLUSÕES.....	25
7. REFERÊNCIAS	25

1. INTRODUÇÃO

A aplicação de defensivos químicos apresenta-se como uma prática indispensável no manejo da produção agrícola atualmente. Os herbicidas são produzidos no intuito de controlar plantas daninhas por meio de mecanismo específicos com o objetivo de minimizar a interferência das mesmas nas áreas de produção agrícola. Apesar de todas as precauções, os herbicidas também afetam negativamente as culturas, micróbios e animais. Os efeitos negativos do uso de herbicidas não se restringem apenas ao crescimento e desenvolvimento da cultura, também está relacionado a qualidade das mesmas. Desta forma, o herbicida polui a cadeia alimentar, ameaçando a saúde humana em geral. Portanto, há uma necessidade iminente de desenvolver estratégias para minimizar os resíduos de pesticidas no solo, a contaminação da água e a toxicidade dos herbicidas (SINGH & JAUHARI, 2017). Apesar disso, o emprego de herbicidas pode estar associado a riscos ambientais, devido à lixiviação, ocasionando em contaminação de água e solo. A atrazina é o herbicida mais comumente encontrado em águas subterrâneas, por conta de suas características químicas que facilitam sua lixiviação no solo. O movimento dos herbicidas no solo é governado por meio das características físico-químicas do herbicida e do solo. (DOR, et al., 2019).

A atrazina (2-cloro-4(etilamino)- 6-(isopropilamino)-s-triazine), é um dos herbicidas que compõe o grupo das triazinas, comumente empregado na pré e pós-emergência no controle de plantas daninhas de folha larga e estreitas na cultura do milho, sorgo e outras culturas. (MA, 2017). Muitos componentes minerais e orgânicos do solo podem estar relacionados a sorção da atrazina e este efeito é regido por uma variedade de mecanismos, porém este herbicida apresenta uma maior afinidade pela matéria orgânica e argila do solo (DI MARSICO et al., 2018). Essa característica possibilita que a atrazina seja adsorvida por materiais com grupos funcionais orgânicos, assim como aqueles presentes no biochar. Esse material apresenta uma alta capacidade adsorvente no sentido de amenizar o processo de lixiviação da atrazina no solo e evitar que as moléculas deste composto contaminem águas subterrâneas e superficiais (PENN; GONZALEZ & CHAGAS, 2018). A superfície do biochar apresenta locais específicos de adsorção, como a estrutura do núcleo rico em composto aromáticos e os grupos de superfície oxidados com carga e hidrofobicidade variáveis, responsáveis por uma interação mais seletivas com herbicidas. Compostos como diuron, atrazina, bromoxil e ametrina, simazina e MCPA são facilmente adsorvidos no solo pelo biochar (ZHELEZOVA; CEDERLUND & STENSTRÖM, 2017).

O biochar possui a capacidade de promover a adsorção de herbicidas devido à sua estrutura porosa, grande área superficial específica, capacidade de retenção de água e boa estabilidade química. A grande superfície específica e a estrutura microporosa do biochar são responsáveis pela alta afinidade deste material com poluentes orgânicos, estes aspectos afetam de forma significativa a lixiviação de poluentes no ambiente natural. Desta forma, o emprego de biochar no solo aumenta consideravelmente a capacidade do solo de adsorver possíveis contaminantes reduzindo os possíveis impactos causados pela movimentação de produtos químicos no solo (LI et al., 2018; REN et al, 2018).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais

Avaliar o potencial de sorção de biochar, produzido a partir de resíduos da indústria madeireira em relação a lixiviação do herbicida atrazina em diferentes camadas do solo.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar o potencial de sorção do herbicida atrazina em LATOSSOLO VERMELHO Distrófico do bioma cerrado por técnica de bioensaio.
- ✓ Avaliar o biochar como mitigador da biodisponibilidade e fitotoxicidade da atrazina.

3. REVISÃO DE LITERATURA

O processo de sorção é responsável por controlar a mobilidade dos herbicidas no solo e a disponibilidade para as plantas. Quanto mais alta a sorção, menor será a mobilidade do herbicida no solo, desta forma reduzindo os riscos de lixiviação e por consequência menor a propensão à contaminação de águas subterrâneas ou outros ambientes. Apesar dos mecanismos responsáveis pela sorção de herbicidas no solo não serem de fato conhecidos, frequentemente a matéria orgânica, os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio estão associados com o aumento de sorção, principalmente em Latossolos (MARTINS, 2016; NOVO et al., 1997).

Adicionar material orgânico de qualquer tipo a um solo onde um herbicida foi empregado, causará influências diretas no comportamento das moléculas do herbicida. Nessas condições o material orgânico atua de duas maneiras: promovendo um incremento na sorção

do herbicida, deixando-o indisponível, ou ativando a microbiota do solo e, assim promover um aumento de sua degradação (PRATA, LAVORENTI, 2000).

Características como a estrutura interna estável, que se assemelha ao grafite, e uma estrutura periférica reativa, por conta da presença de grupos químicos que concedem ao biochar a capacidade de se ligar a substâncias orgânicas, água e elementos químicos atuantes na nutrição de plantas (MANGRICH, MAIA & NOVOTNY, 2011). Diante disto, a adição de biochar no solo pode ser considerada uma eficiente ferramenta para disponibilizar matéria orgânica e desta forma, facilitar os mecanismos de sorção de contaminantes e reduzir os impactos ambientais.

Entre os herbicidas mais empregados nos principais sistemas produtivos a atrazina se destaca por apresentar características como: baixo custo, amplo espectro no controle de plantas daninhas e efeito residual no solo. A recomendação varia de acordo com os aspectos físico-químicos do solo, maiores doses são empregadas em solos com maior teor de argila e matéria orgânica, por possuir maior poder sortido, impedindo que o herbicida apresente alta mobilidade no solo (MARCHESAN, 2011). Estudar as características de sorção e lixiviação deste composto permitirá avaliar os riscos de contaminação desta substância em LATOSSOLO VERMELHO Distrófico.

3.1 Atrazina

A atrazina (2-cloro-4(etilamino)- 6-(isopropilamino)-s-triazine), pertence ao grupo das triazinas (Figura 1). Amplamente empregado no controle de plantas daninhas em várias culturas, incluindo as de milho, cana-de-açúcar, sorgo e pinus. Este herbicida é comumente detectado em solo e água subterrânea devido a sua baixa solubilidade, reatividade e uso recorrente (COUTINHO et al., 2005).

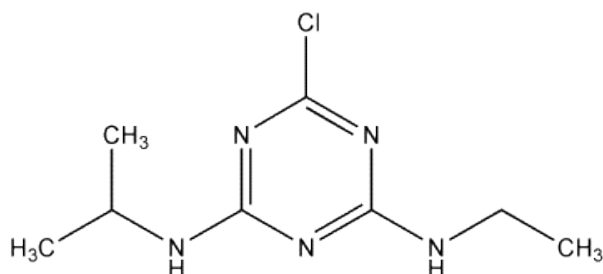


Figura 1. Estrutura química do herbicida atrazina. Em destaque (quadro) encontra-se representado o anel triazínico.

Possui massa molar igual a 215,69 g.mol⁻¹, solúvel em solventes orgânicos como clorofórmio, benzeno, éter, etanol, acetona e acetato de etila. Classificado como um herbicida

de contato, seletivo, utilizado na pré e pós-emergência precoce de plantas daninhas de folha larga e algumas folhas estreitas (JAVARONI; LANDGRAF; REZENDE, 1999).

A atrazina está associada a diversos problemas ambientais relacionado a contaminação do solo e de águas subterrâneas, incluindo plantas que se tornaram tóxicas pela concentração absorvida (SANCHES et al., 2003). O tempo de meia vida da atrazina pode variar dependendo das condições do meio. Este herbicida apresenta metabólitos tóxicos que possuem tempo de meia vida, entre eles os mais comuns são hidroxiatrazina e a dietilatrazina (DE ÁVILA et al., 2009).

3.2 Biochar e a sorção de herbicidas

Industrializar produtos de origem vegetal gera rejeito, parte deles podem ser aproveitados e aplicado como insumo agrícola e outros podem ser considerados potenciais poluentes ambientais. A produção de biochar apresenta-se como uma alternativa no emprego desse material, atuante no sequestro de carbono e como condicionador de solo. A estrutura interna do biochar é estática, semelhante ao grafite, capaz de atuar no sequestro de carbono do solo, a parte externa apresenta uma estrutura periférica muito reativa capaz de atuar como matéria orgânica natural do ambiente (REZENDE et al., 2011).

Os processos químicos envolvidos na pirólise da biomassa são dependentes do material vegetal utilizado como matéria prima. A celulose, hemicelulose e lignina estão diretamente ligados as características resultantes do material produzido após a pirólise, pois estas reações químicas são totalmente variáveis de acordo com a biomassa utilizada (SKODRAS, 2006). A temperatura é um outro fator de grande importância no processo de produção de biochar, pois a cinética das reações envolvidas na pirolise de biomassa estão intimamente relacionadas a temperatura. Altas temperaturas promovem a perda de água e maior formação de compostos voláteis, resultando em um material que tende a apresentar uma estrutura mais porosa e o oposto ocorre a observar materiais produzidos em temperaturas mais baixas, resultando em um produto com características mais solidas (MAIA, 2010).

A interação sortiva entre a MOS e os herbicidas depende de suas características físico-químicas. A dinâmica dessa interação na cinética de sorção do herbicida pode ser melhor compreendida com o fracionamento químico da MOS (PETTER et al., 2016). Atualmente, trabalhos como de Yang, et al. (2017), tem revelado o potencial de uso do biochar adicionado ao solo como agente mitigador de resíduos de herbicidas no solo, devido à capacidade de adsorver moléculas de herbicida por conta de sua estrutura, por meio de cargas e poros

desenvolvidos em seu processo de carbonização, além de favorecer a microbiota do solo. Portanto, estudos foram conduzidos objetivando verificar a dinâmica de sorção e dessorção de atrazina no solo em função de doses de biochar. Desta forma, observar como o biochar não ativado, produzido a partir da pirólise lenta em temperatura média de 550 °C de biomassa de *Pinus* spp. pôde contribuir na interação sortiva da atrazina.

4. MATERIAL E MÉTODOS

O ensaio foi conduzido em casa de vegetação na área de experimentação agrícola e florestal da Universidade Federal de Uberlândia no *Campus* Monte Carmelo, latitude 18°43'37" S e longitude 47°31'28" W, e possui altitude média de 901 m.

O biochar, foi produzido por meio de combustão incompleta pelo processo de pirólise lenta produzido em uma temperatura de 550 °C, em forno térmico com dois cilindros adaptado de um modelo utilizado por agricultores tailandeses (PRAKONGKEP; GILKES; WIRIYAKITNATEEKUL, 2015). A fonte de biomassa utilizada para a produção do biochar não ativado, foi o resíduo produzido pela indústria madeireira, do município de Monte Carmelo-MG, em específico a serragem de *Pinus* spp.

Os ensaios para avaliar o potencial de lixiviação da atrazina, foram realizados utilizando amostra deformada de solo. O substrato utilizado foi o LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (SANTOS et al., 2013) coletado na profundidade de 0 a 20 cm (latitude 18°44'11" S e longitude 47°29'00" W, altitude de 899 m). As amostras de solo foram secas ao ar e peneiradas em peneira com malha de 2 mm.

O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado, onde os tratamentos foram arranjos em esquema fatorial 4 x 6 com cinco repetições, sendo quatro concentrações de biochar aplicados na parte superior da coluna (0, 3, 6 e 9 % m/m em relação a massa de solo da primeira camada) + adição de dose comercial de atrazina (4 kg.ha⁻¹), seis profundidades (5, 13, 21, 29, 37 e 45 cm) e um tratamento controle com o solo e sem adição de atrazina e biochar.

As colunas de lixiviação foram confeccionadas utilizando tubos de PVC com altura de 50 cm e diâmetro de 7,5 cm (Figura 2). Em cada coluna de lixiviação foram feitos seis orifícios circulares de diâmetro de 2,0 cm, distanciados a partir da superfície onde o herbicida foi aplicado, configurando seções de solo com profundidade específica na coluna de lixiviação. Antes do preenchimento com solo, os orifícios foram vedados.

Após o acondicionamento do solo nas colunas e adição de biochar em suas respectivas concentrações apenas na parte superior da coluna de solo, estas foram umidificadas por capilaridade durante 24 horas, em seguida as colunas foram mantidas sobre uma bancada na casa de vegetação, por um período de 24 h, para drenagem do excesso de água. Em seguida, a atrazina em dose comercial (4000g/ha), foi aplicada na parte superior das colunas de lixiviação de maneira uniforme.

Três dias após a aplicação de atrazina, em cada um dos tratamentos foi realizado o semeio da planta bioindicadora (*Cucumis sativus* L.) nas aberturas correspondente a cada profundidade (5, 13, 21, 29, 37 e 45 cm) sendo três sementes por orifício (DOS SANTOS et al., 2013).

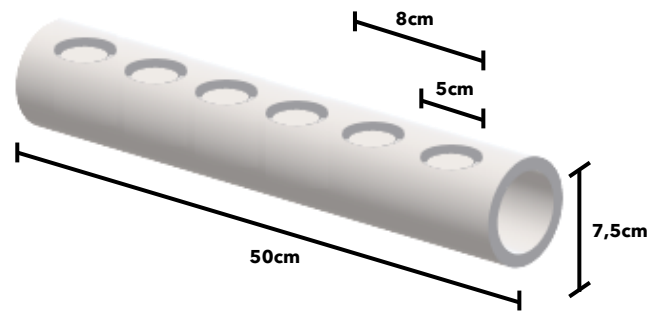


Figura 2. Esquema ilustrativo da coluna de PVC utilizada no experimento.

Diariamente cada planta foi irrigada com 50 mL de água, onde esse volume era depositado em cada orifício individualmente. Após 12 dias após o semeio, foi realizado o desbaste deixando uma planta por orifício de cada profundidade. O critério adotado para o desbaste foi por meio da avaliação visual de forma que as duas plantas menos desenvolvidas e vigorosas eram retiradas.

Para determinação do índice de velocidade de emergência (IVE) e porcentagem de emergência (E), foram realizadas contagens diariamente, analisando as plântulas normais emergidas a cada dia até que os valores se mantivessem constantes (Equação 1) e no 7º dia foi calculado a porcentagem de plantas emergidas.

$$\text{IVE} = \frac{E_1}{N_1} + \frac{E_2}{N_2} + \dots + \frac{E_n}{N_n} \quad \text{Equação (1)}$$

sendo, IVE= índice de velocidade de emergência; En= número de plântulas emergidas computadas a cada contagem; Nn= número de dias após a semeadura.

Aos 21 dias após o semeio as plantas foram avaliadas quanto as variáveis relacionadas ao desenvolvimento vegetativo: comprimento da parte aérea (CPA), massa fresca da parte aérea (MFPA). Também foi avaliado o teor de clorofila total (CLO) conforme metodologia adaptada de Telles et al. (1977), usando como extrator acetona a 80%, onde valores da absorvância da clorofila nos extratos foram obtidos nos comprimentos de onda, 645 e 663 nm. O teor de clorofila (mg g^{-1} de folha fresca) total foi calculado a partir da fórmula (Equação 1) proposta por Arnon (1949).

$$\text{Clorofilas totais} = 20,2 * A_{645\text{nm}} + 8,02 * A_{663\text{nm}} \quad \text{Equação (2)}$$

sendo, $A_{645\text{nm}}$ = Absorbância à 645nm e $A_{663\text{nm}}$ = Absorbância à 663nm

A área foliar (AF) também foi avaliada por análise de imagem, onde as imagens do primeiro par de folhas verdadeiras foram obtidas com uma câmera de celular de 13.0 MP. A área foliar foi determinada nas imagens utilizando o software gratuito para tratamento e análise de imagem, ImageJ (<https://imagej.nih.gov/ij/>).

A determinação do pH foi realizada em água de acordo com Embrapa (201adsor1). Foram pesadas amostras de 10 cm^3 de solo acondicionadas em frascos plásticos. Em seguida foram adicionados 25 mL de água destilada, agitando-se a amostra com bastão de vidro individual e deixando-se em repouso por uma hora. Logo após agitou-se a amostra e o pH foi determinado em medidor de pH modelo mPa-210 da TecnoPON.

Para quantificação da condutividade elétrica (CE), foi utilizada a relação 1:2,5 solo:suspensão (10 cm^3 de solo e 25 mL de água destilada. As amostras foram agitadas e posteriormente deixadas em repouso até a sedimentação do material em suspensão e clareamento do sobrenadante, fazendo-se em seguida a leitura da condutividade elétrica no sobrenadante com um condutivímetro da TecnoPON modelo mCa-100 (ALMEIDA et al., 2012).

Os resultados foram submetidos aos testes Levene ($p > 0,05$) para homogeneidade de variâncias e Shapiro-Wilk ($p > 0,05$) para normalidade dos dados. Caso as variâncias não fossem iguais ou os resíduos não seguissem normalidade, aplicou-se log ou raiz quadrada nas variáveis, visando atender os pré-requisitos necessários para se aplicar testes de médias de variáveis paramétricas. As variáveis foram submetidas à análise de variância e ao teste de *Scott-Knott* (p

<0,05) e *Tukey* ($p < 0,05$). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software estatístico R (R. CORE TEAM, 2016). Os gráficos foram elaborados utilizando software livre, SciDAVis.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Aplicando o teste F, através da Análise de Variância (ANAVA) (Tabela 1) em relação as variáveis vegetais avaliadas, observou-se que a porcentagem de emergência (E) e índice de velocidade de emergência (IVE) não foram influenciados pela concentração de biocarvão, profundidade e pela interação desses fatores. No entanto, outras variáveis, dentre elas o comprimento da parte aérea (CPA) e a massa fresca da parte aérea (MFPA) foram influenciadas pela concentração de biocarvão, profundidade, mas não pela interação desses fatores. A área foliar (AF) foi influenciada apenas pela profundidade enquanto que a concentração de clorofila foi influenciada pela concentração de biocarvão, avaliados pela análise de variância ao nível de significância de 5%. Em relação aos atributos de solo avaliados observou-se que o pH do substrato foi influenciado pela concentração de biochar, profundidade e houve interação entre estes fatores. A condutividade elétrica (CE) foi influenciada pela concentração de biochar, profundidade e não houve interação entre estes fatores, avaliados pela análise de variância ao nível de significância de 5%.

Tabela 1. Valores de F-statistics da Análise de Variância (ANAVA) das variáveis avaliadas no desenvolvimento de plântulas e solo.

Tratamentos	E	IVE	CPA	MFPA	AF	CLO	pH	CE
	F _c							
Biochar	0.409 ^{ns}	0.944 ^{ns}	6.551	4.431	1.361 ^{ns}	3.751	7.822	7.098
Profundidade	0.564 ^{ns}	0.882 ^{ns}	5.887	6.465	10.119	1.155 ^{ns}	29.951	23.861
BC * PF	0.742 ^{ns}	1.094 ^{ns}	1.504 ^{ns}	1.041 ^{ns}	1.035 ^{ns}	0.294 ^{ns}	14.419	1.662 ^{ns}
CV	10,04	14.08	7.45	20.82	14.76	20.2	2.44	20.32

Significativo ou ns não significativo a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste F. E= emergência; IVE: índice de velocidade de emergência; CPA= Comprimento da parte aérea (cm); MFPA= massa fresca parte aérea (mg); CLO= clorofila (mg.g⁻¹); CE= condutividade elétrica (µS.cm⁻¹).

Os modelos matemáticos que descrevem a influência da concentração de biochar e profundidade em função das variáveis de desenvolvimento vegetativo estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Modelos matemáticos para as variáveis CPA, MFPA, AF e CLO em função da concentração de biochar e profundidade

Variáveis	Modelo	R ²
CPA (BC)	$CPA = 0,0472 x^2 - 0,537x + 13,618$	0,590
CPA (P)	$CPA = 0,00519 x^2 - 0,23919x + 14,43808$	0,972
MFPA (BC)	$MFPA = -0,0687 x + 4,371$	0,538
MFPA (P)	$MFPA = 0,00412 x^2 - 0,16192 x + 4,73894$	0,992
AF (BC)	$AF = 0,06815 x^2 - 2,88076 x + 83,79465$	0,864
CLO (BC)	$CLO = -3,111x^2 + 3,87 x + 1353,6$	0,762

BC: biochar (% m/m); P:profundidade (cm); CPA: comprimento de parte aérea (cm); MFPA: massa fresca da parte aérea (cm); AF: área foliar (cm²); CLO: clorofila (mg g⁻¹)

As médias do CPA foram maiores para concentração de 0 % m/m de biochar em relação às demais concentrações, sendo que o CPA não apresentou diferença para as concentrações 3, 6 e 9 % m/m de acordo com o teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 5% (Figura 2A). O CPA também foi influenciado pela profundidade onde as maiores médias dessa variável foram para as profundidades 5, 37 e 45 cm, não havendo diferença significativa entre si pelo teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 5% (Figura 2B).

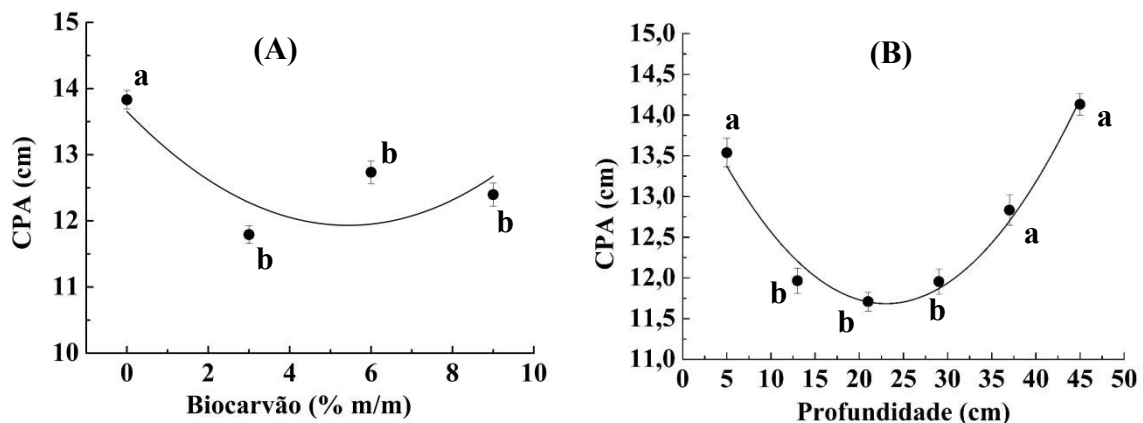


Figura 2. Comprimento da parte aérea de plantas de pepino após crescimento por 21 dias em solo com atraznina (4,0 Kg.ha⁻¹) em função da % de biochar (A) e da profundidade (B).

O modelo matemático (Tabela 1) explica o comportamento do CPA em função da concentração de biochar, apesar de ter apresentado um coeficiente de determinação baixo ($R^2 = 0,590$) é possível verificar que o CPA diminui com o aumento da concentração de biochar (Figura 2A). Esse efeito negativo do biochar no CPA pode estar associado a um desequilíbrio nutricional ocasionado pelo excesso de matéria orgânica, pelas concentrações de nutrientes contidos no biochar, ou ainda, pode ser atribuído a um provável desbalanço inicial da relação água-ar provocado por uma maior retenção de umidade nas estruturas porosas do biochar (EYKELBOSH et al., 2014). O efeito negativo no CPA provocado pela adição do biochar no solo, também pode ser atribuído a elevada capacidade de adsorção desse material pelo herbicida atrazina (YANG et al., 2017) o que pode ter potencializado a ação da atrazina e interferido o desenvolvimento vegetativo.

CPA menores foram observados para as profundidades 13, 21 e 29 cm, onde também não foi verificada diferenças significativas entre os valores do CPA para essas profundidades, conforme teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 0,05.

O modelo matemático (Tabela 1) descreve adequadamente o comportamento do CPA em função da profundidade apresentando um coeficiente de determinação de 0,972). Considerando que a concentração de atrazina presente no solo é responsável por influenciar o CPA e que esse herbicida apresenta um potencial de lixiviação elevado (DELWICHE, LEHMANN, WALTER, 2014) esse comportamento do CPA pode ser atribuído a movimentação da atrazina no perfil de solo da coluna, onde concentrações maiores foram observadas nas profundidades de 13, 21 e 29 cm e concentrações menores nas profundidades de 5, 37 e 45cm indicando a lixiviação de atrazina na coluna de solo. Mesmo não apresentando diferença no CPA para as profundidades 5 e 45 cm o valor do CPA para 45 cm, foi ligeiramente maior indicando uma possível ausência de atrazina nessa profundidade.

As médias da massa fresca da parte aérea (MFPA) apresentaram diferenças pelo teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 5% apenas para a concentração de biochar de 9 %m/m, não apresentando diferença para as concentrações de 0, 3 e 6% m/m (Figura 3A). A MFPA também foi influenciada pela profundidade onde a maior média dessa variável foi para a profundidade de 45 cm, as demais médias não diferenciaram significativa entre si pelo teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 5% (Figura 3B).

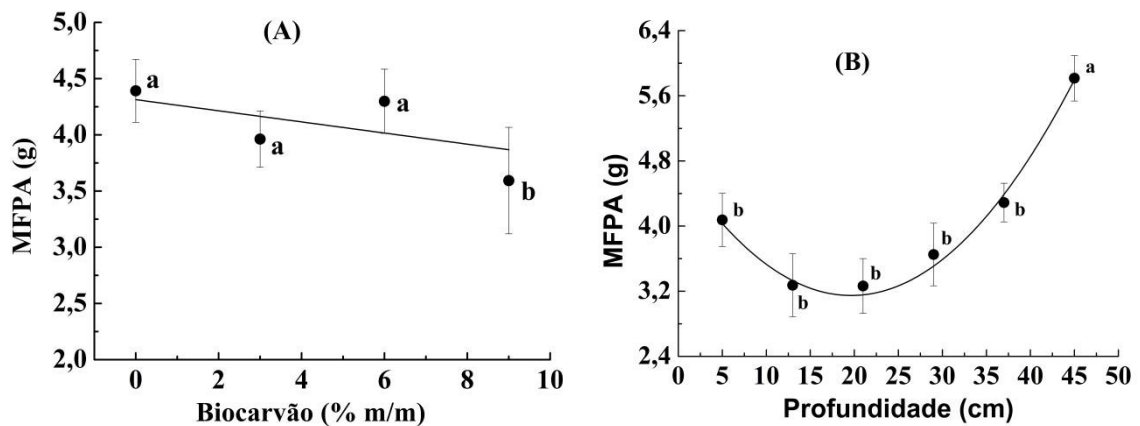


Figura 3. Massa fresca da parte aérea de plantas de pepino após crescimento por 21 dias em solo com atrazina ($4,0 \text{ Kg.ha}^{-1}$) em função da % de biochar (A) e da profundidade (B).

Apesar do modelo matemático (Tabela 2) proposto não descrever adequadamente o comportamento dessa variável em relação a concentração de biochar, pois apresentou um coeficiente de determinação relativamente pequeno ($R^2 = 0,532$) nota-se que a MFPA diminui com o aumento da concentração de biochar (Figura 3A) cujo os motivos desse comportamento também corroboram com aqueles apresentados para a variável CPA.

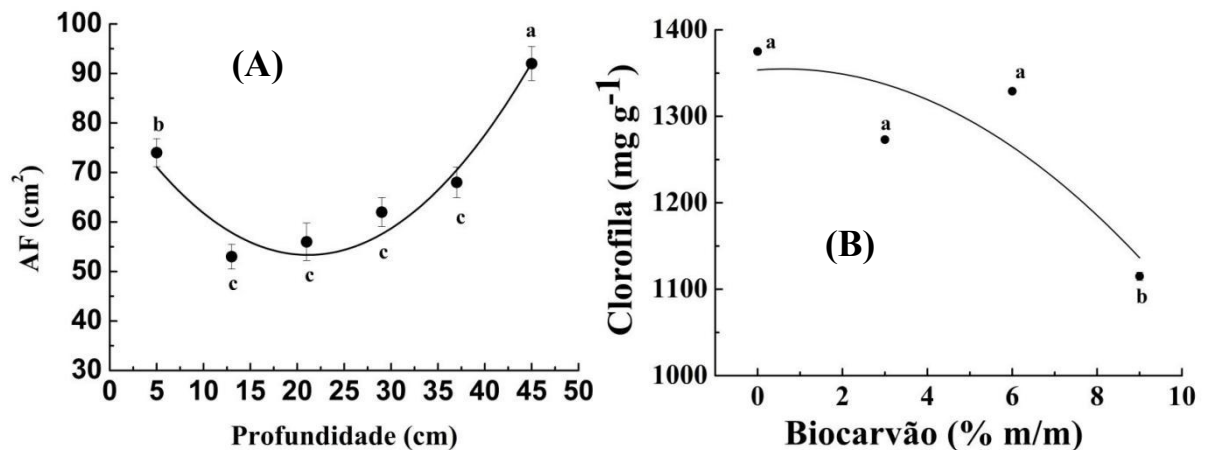
Nota-se também um comportamento similar entre as variáveis CPA e MFPA em função da profundidade (Figura 3B), onde o modelo matemático (Tabela 2) proposto descreve adequadamente ($R^2 = 0,992$) o comportamento da MFPA em relação a profundidade. Maiores média da MFPA foram observadas para a profundidade de 45 cm e menores valores não diferentes entre si foram observados para MFPA nas demais profundidades, conforme teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 5%.

A maior média de MFPA observada foi aos 45 cm de profundidade, este comportamento pode ser atribuído a lixiviação de atrazina até a profundidade de 37 cm, indicando ausência ou concentração insuficiente para provocar influência no desenvolvimento vegetativo para essa variável. Comportamento similar em relação a profundidade também foi observado para a variável área foliar (Figura 4A) sendo influenciada apenas pela profundidade, conforme verificado pela análise de variância ao nível de significância de 5%.

A área foliar e a concentração de clorofila (Figura 4) também foram avaliadas em relação aos fatores concentração de biochar aplicado no solo e profundidade, sendo que a área foliar apresentou diferença significativa em relação a profundidade e a concentração de clorofila

em relação a concentração de biochar, conforme análise de variância ao nível de significância de 5%.

Figura 4. Área foliar em função da profundidade (A) e teor de clorofila em função da concentração de biochar (B) de plantas de pepino após crescimento por 21 dias em solo com



atrazina (4,0 Kg.ha⁻¹).

A área foliar (AF) apresentou diferença apenas em relação a profundidade (Figura 4A), e um comportamento similar ao CPA para MFPA em função desse fator, onde o modelo matemático (Tabela 2) proposto descreve adequadamente ($R^2 = 0,762$). Maiores média da AF foram observadas para a profundidade de 45 cm e menores valores e não diferentes entre si foram observados para as AF nas profundidades (13, 21 e 37 cm), exceto que se diferenciou das demais conforme teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 5%. Os resultados mostram que essa variável, também foi útil em descrever a movimentação do herbicida atrazina no solo, onde a diferença observada entre as médias da AF na profundidade 45 cm e AF na profundidade de 5cm, e valor mais elevado na profundidade de 45 cm, pode ser atribuído a lixiviação de atrazina até a profundidade de 37 cm, indicando ausência ou concentração insuficiente para provocar influência no desenvolvimento vegetativo para essa variável nessa profundidade.

O teor médio de clorofila (CLO) no tecido foliar (Figura 4B) apresentou diferença para a concentração de biochar de 9% m/m em relação as demais (0, 3 e 5% m/m) as quais não diferenciaram entre si pelo teste de *Scott Knott* ao nível de significância de 0,05. Apesar do modelo matemático não descrever muito bem o comportamento da concentração de clorofila

em função da concentração de biochar ($R^2 = 0,762$), observa-se que um aumento da concentração de biochar provocou uma diminuição no teor de clorofila.

Comportamento contrário foi observado por Zeeshan et al (2020) no teor de clorofila total em tomateiro em solo com aplicação de biochar produzido a partir de madeira (*Acacia arábica*). Os autores justificam que o biochar pode aumentar a mineralização do N no solo e tem a capacidade absorver mais NH_4^+ do NO_3^- , em sua superfície e, portanto, pode garantir maior disponibilidade de N para o desenvolvimento vegetal, provocando assim um aumento no teor de clorofila, atividade do fotosistema II e transporte de elétrons com a presença do biochar. No entanto, o biochar produzido a partir da serragem de resíduos da indústria madeira, para as condições nutricionais do solo utilizado no experimento, provocou a redução da disponibilidade de nutrientes, por exemplo, pela maior volatilização de amônia, que pode ter ocorrido em virtude do biochar proporcionar um aumento no valor do pH do solo e portanto perdas de N-NH_4^+ , pois o teor de clorofila se correlaciona diretamente com a concentração de nitrogênio disponibilizada para a planta (REINBOTHE et al., 2010).

O pH apresentou diferença significativa para os fatores profundidade, concentração de biochar e entre a interação desses fatores (Tabela 3), para o teste de *Tukey* a 5% de probabilidade.

Tabela 3. pH do substrato em função do composto e da dose incorporada no solo e profundidade.

Biochar (%m/m)	Profundidade					
	5	13	21	29	37	45
0	5,11 cB	5,12 abB	5,08 aB	5,22 aAB	5,34 aA	5,33 aA
3	5,48 bA*	5,29 aAB	5,07 aB	5,12 aB	5,18 abB	5,26 abAB
6	5,43 bA*	4,97 bB	4,94 aB	5,04 abB	5,04 bB*	5,10 bcB*
9	5,96 aA*	5,12 abBC	4,90 aC	4,91 bC*	5,20 abB	5,04 cBC*
CV (%)	2,44					
Controle	5,22	5,12	5,09	5,23	5,40	5,42

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de *Tukey* a 5 % de probabilidade para variável profundidade e médias seguidas de mesma letra minúsculas na linha, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de *Tukey* a 5 % de probabilidade para variável biochar, valores destacados com * diferem significativamente do controle pelo teste de *Dunnnett* a 5% de probabilidade.

Na profundidade de 5 cm ao observar a maior concentração de biochar (9% m/m), nota-se uma média superior de pH quando comparado as demais concentrações de biochar. Este

mesmo efeito foi observado por Chaves & Fernandes (2018), indicando que concentrações mais altas de biochar promovem um efeito no aumento de pH por conta das características alcalinizantes do material. Este comportamento também foi notado ao analisar as concentrações de 6 e 9 (% m/m) em função das diferentes profundidades destacando que as maiores médias de pH foram encontradas na camada superficial (5 cm), apresentando médias superiores as demais, sendo um outro indicativo da influência do biochar no pH do solo.

Os resultados da análise pelo teste de Dunnett apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) entre os valores de pH dos tratamentos e do controle (Tabela 3). Verifica-se valores menores para o tratamento com biochar em relação ao controle para a profundidade de 5 cm, reafirmando a influência do biochar na diminuição da acidez do solo. No entanto quando se compara os valores de pH em função da profundidade para os tratamentos com biochar em relação aos valores do controle, verifica-se uma diminuição nos valores de pH que pode ser atribuído a movimentação de espécies químicas que disponibilizam mais H^+ no solo em relação a profundidade.

O comportamento da condutividade elétrica (CE) em função da concentração de biochar e profundidade esta apresentado na figura 5 e os modelos matemáticos que descrevem a influência desses fatores para essas variáveis estão descritos na tabela 4.

Tabela 4. Modelos matemáticos para a variável CE em função da concentração de biochar e profundidade

Variáveis	Modelo	R ²
CE (BC)	$CE = 192,8590 x^2 + 7,7268 x - 0,6485$	0,377
CE (P)	$CE = 321.3759 x^2 - 10.8913x + 0.1913$	0,921

BC: biochar (%m/m); P:profundidade (cm); CE: condutividade elétrica ($\mu S cm^{-1}$).

Em relação a CE em função da profundidade, podemos observar que a maior média encontrada para valores de CE está na profundidade de 5 cm (Figura 5). Joseph et al (2010), destaca em seu trabalho que a condutividade elétrica do biochar dependem do conteúdo e da composição da fração mineral, e isso por sua vez depende do tipo de matéria-prima e condições de processo sob as quais o biochar é produzido. Sendo este um indicativo que o biochar em

específico este que foi produzido a partir da serragem de *Pinus spp* contribui para o aumento da condutividade elétrica do solo.

O modelo matemático (Tabela 4) descreve o comportamento da CE em função das concentrações de biochar, apresentou um baixo coeficiente de determinação ($R^2= 0,377$). Ainda assim é possível notar um comportamento crescente em relação as concentrações de biochar, apresentando um máximo na concentração de 6 (% m/m), seguido de um decaimento em 9 (% m/m). Possivelmente este seja um indicativo que exista um máximo incremento nos valores de CE na concentração de 6 (% m/m) e em concentrações superiores observa-se um decaimento nos valores de CE no solo. Este comportamento foi contrário ao observado por Da Costa et al., (2019), onde testou os efeitos do bichar sobre a condutividade elétrica verificando um efeito crescente entre as doses de biochar e a CE.

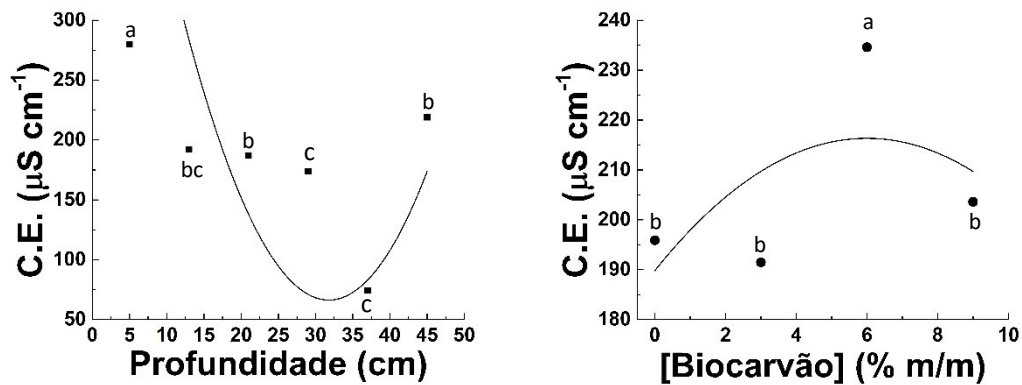


Figura 5. Condutividade elétrica em função da profundidade (A) e Condutividade elétrica em função da concentração de biochar no solo (B)

Na Figura 6 observamos as correlações de Pearson entre atributos do solo e desenvolvimento de plantas em relação a ausência de biochar e atrazina. Não foi observado correlações significativas entre os atributos de solo e variáveis de desenvolvimento de plantas.

G

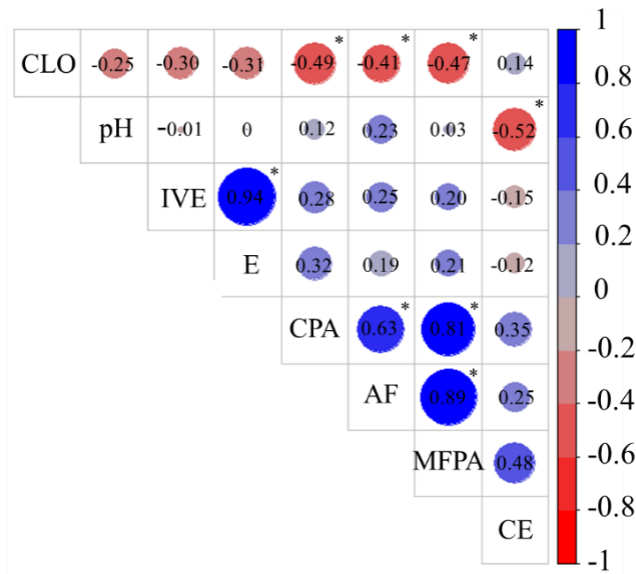


Figura 6. Correlação de Pearson entre atributos do solo e desenvolvimento vegetativo em relação a ausência de biochar e atrazina.

A Figura 7 apresenta as correlações entre atributos do solo e desenvolvimento de plantas em relação a ausência de biochar e presença da atrazina, sendo possível observar correlações bem fracas significativas e negativas em relação pH e IVE ($r=-0,31$) e pH e E ($r=-0,34$), indicando um possível efeito direta da atrazina na emergência e índice de velocidade de emergência nas plantas avaliadas.

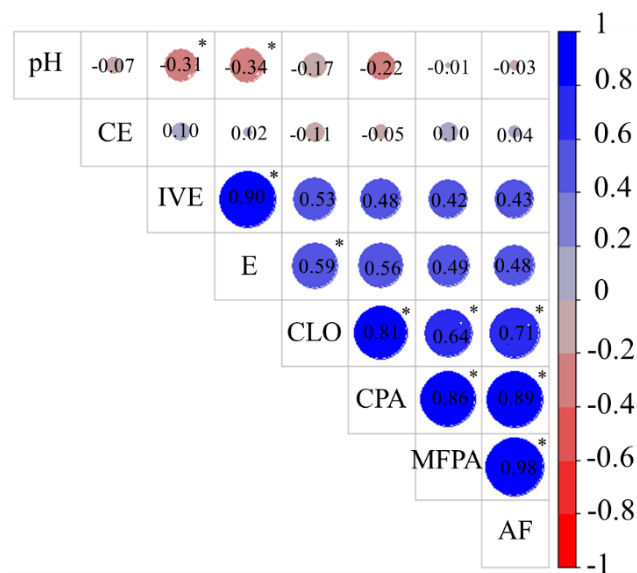


Figura 7. Correlação de Pearson entre atributos do solo e desenvolvimento vegetativo em relação a concentração de 0 (%m/m) de biochar e atrazina.

A Figura 8 apresenta as correlações entre atributos do solo e desenvolvimento de plantas em relação a concentração de 3 (%m/m) de biochar e presença da atrazina, sendo possível observar correlações fracas significativas e negativas em relação pH e CLO ($r=-0,38$) e CE e CLO ($r=-0,34$), o biochar tem a capacidade de aumentar os valores de pH e CE do solo, o efeito negativo no teor da clorofila pela baixa correlação, pode ser por decorrência do efeito do biochar aplicado, mesmo em baixas concentrações ou pela potencialização do efeito da atrazina adsorvida pela biochar.

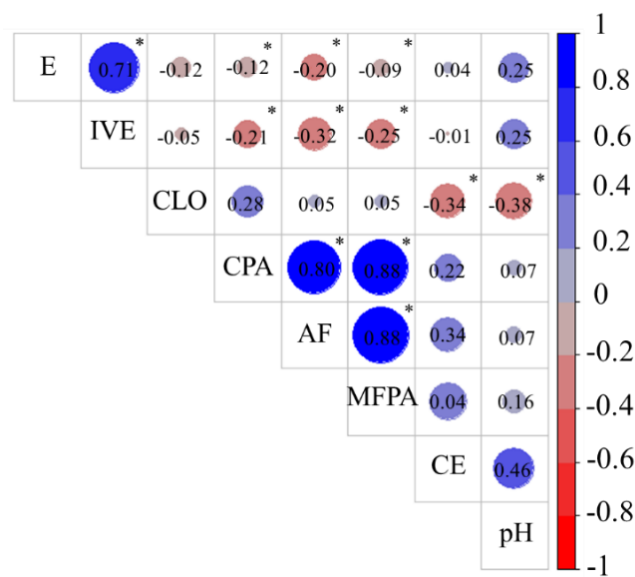


Figura 8. Correlação de Pearson entre atributos do solo e desenvolvimento vegetativo em relação a concentração de 3 (%m/m) de biochar e atrazina.

A Figura 9 apresenta as correlações entre atributos do solo e desenvolvimento de plantas em relação a concentração de 6 (%m/m) de biochar e presença da atrazina, sendo possível observar correlações fracas significativas e negativas em relação pH e CLO ($r=-0,14$) e CE e CLO ($r=-0,20$), comportamento em relação a clorofila parecido com o observado na concentração de 3 (% m/m) de biochar (Figura 8), possivelmente ocasionado pela dose de biochar ou pela potencialização do efeito da atrazina ocasionado em decorrência das moléculas adsorvidas pelo biochar. Correlações fracas significativas e negativas em relação pH e E ($r=-0,09$) e pH e IVE ($r=-0,07$), apresentam um efeito parecido ao observado na concentração de 0 (% m/m) de biochar (Figura 7), muito provavelmente ocorrido em decorrência direta da atrazina.

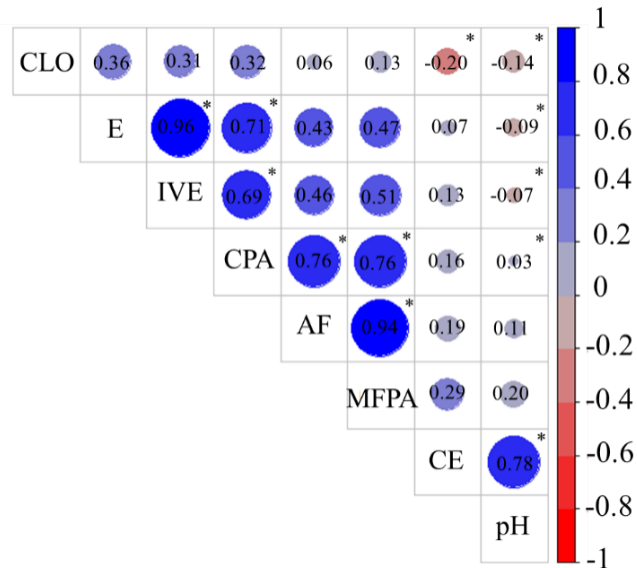


Figura 9. Correlação de Pearson entre atributos do solo e desenvolvimento vegetativo em relação a concentração de 6 (%m/m) de biochar e atrazina.

A Figura 10 apresenta as correlações entre atributos do solo e desenvolvimento de plantas em relação a concentração de 9 (%m/m) de biochar e presença da atrazina, sendo possível observar correlações fracas significativas e negativas em relação ao pH e CLO ($r=-0,18$), pH e MFPA ($r=-0,03$), CE e CLO ($r=-0,24$), CE e MFPA ($r=-0,20$) e CE e CPA ($r=-0,08$) a baixa correlação indica a correlações negativa do biochar em altas doses (9 %m/m) com os atributos de planta, sendo possível afirmar um decaimento no efeito do biochar nas variáveis clorofila, massa fresca da parte aérea e comprimento da parte aérea.

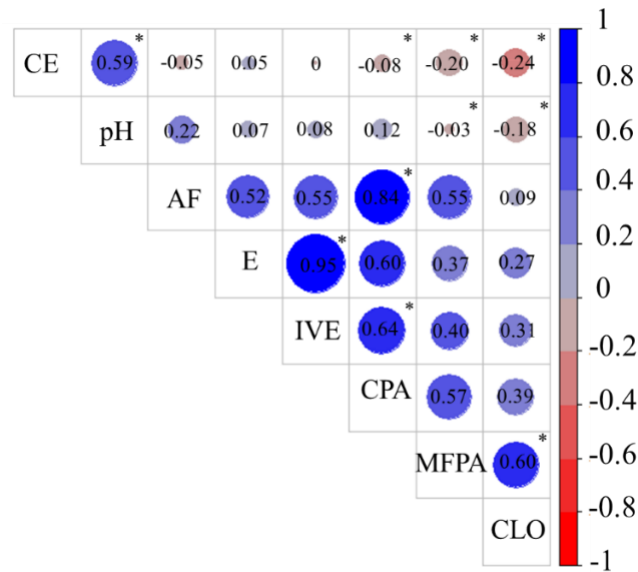


Figura 10. Correlação de Pearson entre atributos do solo e desenvolvimento vegetativo em relação a concentração de 9 (%m/m) de biochar e atrazina.

6. CONCLUSÕES

Os resultados permitem afirmar que o biochar potencializou o efeito da atrazina nas plantas teste, indicando que o mesmo promove a adsorção do herbicida.

O potencial de sorção do biochar foi evidenciado ao avaliar os atributos vegetais em relação à profundidade, plantas localizadas em maiores profundidades não sofreram prejuízos diretos relacionados as moléculas de atrazina, sendo um forte indício da capacidade do biochar produzido a partir da serragem de *Pinus spp* em mitigar os impactos causados pela grande mobilidade deste herbicida.

As correlações indicaram que altas doses biochar não apresentam efeitos nos atributos vegetais, como: clorofila, massa fresca da parte aérea e comprimento da parte aérea.

7. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, B. G.; DONAGEMMA, G. K.; RUIZ, H. A.; BRAIDA, J. A.; VIANA, J. H. M.; REICHERT, J. M. M.; OLIVEIRA, L. B.; CEDDIA, M. B.; WADT, P. S.; FERNANDES, R. B. A.; PASSOS, R. R.; DECHEN, S. C. F.; KLEIN, V. A.; TEIXEIRA, W. G. **Padronização**

de Métodos para Análise Granulométrica no Brasil. Comunicado técnico. Embrapa, Rio de Janeiro, p. 11, 2012.

ARNON, D. I. Copper enzymes in isolated chloroplasts: polyphenoloxidases in *Beta vulgaris*. **Plant Physiology**, Maryland, v. 24, p. 1-15, 1949.

CHAVES, LÚCIA HELENA GARÓFALO; FERNANDES, JOSELY DANTAS. Alterações na salinidade de solo com o uso de biochar. In: **Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia CONTECC**. 2018. p. 1-5.

CORE TEAM. **A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna: Austria, 2016.

COUTINHO, C. F. B. et al. Pesticidas: Mecanismo De Ação, Degradação E Toxidez. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 15, p. 65–72, 2005.

DA COSTA, M. E., DO NASCIMENTO, E. K. Á., DE OLIVEIRA MIRANDA, N., PIMENTA, A. S., DOS SANTOS RODRIGUES, A. P. M., & DE MENDONÇA JÚNIOR, A. F. EFEITO DO BIOCHAR SOBRE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E pH DE SOLOS IRRIGADOS COM ÁGUA SALINA. **Educamazônia-Educação, Sociedade e Meio Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 189-204, 2019.

DE ÁVILA, L. G. et al. Formulações de atrazina em xerogéis: síntese e caracterização. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1727–1733, 2009.

DELWICHE, K. B.; LEHMANN, J.; WALTER, M. T. Atrazine leaching from biochar-amended soils. **Chemosphere**, v. 95, p. 346-352, 2014.

DEVORE, J.L. Probabilidade e Estatística para Engenharia e Ciências. São Paulo: **Thomson Pioneira**, 2006. 706 p.

DI MARSICO, A. et al. Mucilage from seeds of chia (*Salvia hispanica* L.) used as soil conditioner; effects on the sorption-desorption of four herbicides in three different soils. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 537–538, 2018.

DOR M.; EMMANUEL S.; BRUMFELD V.; LEVY G. J.; MISHAEL Y. G. Microstructural changes in soils induced by wetting and drying: Effects on atrazine mobility. **Land Degradation & Development**, v. 30, n. 7, p. 746-755, 2019.

DOS SANTOS, D. P. et al. Determinação de espécies bioindicadoras de resíduos de herbicidas auxínicos. **Revista Ceres**, v. 60, n. 3, p. 354–362, 2013.

DOS SANTOS, H. G., JACOMINE, P. K. T., DOS ANJOS, L. H. C., DE OLIVEIRA, V. A., LUMBRERAS, J. F., COELHO, M. R., ... & CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 230 p, 2011.

EYKELBOSH, A. J. et al. Biochar from sugarcane filtercake reduces soil CO₂ emissions relative to raw residue and improves water retention and nutrient availability in a highly-weathered tropical soil. **PloS one**, v. 9, n. 6, 2014.

- JAVARONI, R. D. C. A.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Comportamento dos herbicidas atrazina e alaclor aplicados em solo preparado para o cultivo de cana-de-açúcar. **Química Nova**, v. 22, n. 1, p. 58–64, 1999.
- JOSEPH, S. D., CAMPS-ARBESTAIN, M., LIN, Y., MUNROE, P., CHIA, C. H., HOOK, J., ... & LEHMANN, J. An investigation into the reactions of biochar in soil. **Soil Research**, v. 48, n. 7, p. 501-515, 2010.
- LI, X., LUO, J., DENG, H., HUANG, P., GE, C., YU, H., & XU, WL. Effect of cassava waste biochar on sorption and release behavior of atrazine in soil. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 1617-1624, 2018.
- MA L.; CHEN S.; YUAN J.; YANG P.; LIU Y.; STEWART K. Rapid biodegradation of atrazine by Ensifer sp. strain and its degradation genes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116, p. 133-140, 2017.
- MAIA, CMB de F. Biochar: uma nova ferramenta no manejo de solos. In: Embrapa Florestas- Artigo em anais de congresso (ALICE). In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO FLORESTAL, 2.; SEMANA DE ESTUDOS FLORESTAIS, 11., Irati, 2010. **Legislação florestal e o Código Florestal Brasileiro: anais. Irati: UNICENTRO, 2010.**, 2010.
- MANGRICH, A. S.; MAIA, C. M. B. DE F.; NOVOTNY, E. H. Biochar - As terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Ciência Hoje**, v. 47, n. 281, p. 48–52, 2011.
- MARCHESAN, E. L. I. D. Eficiência agrônômica e comportamento de formulações de atrazina com taxas distintas de liberação em latossolo vermelho distroférrico. **Dissertação (Mestrado)**, p. 126 f, 2011.
- MARTINS, E. C. Interação de atrazina e diuron com amostras de solos e suas frações – implicações ambientais. p. 134, 2016.
- NOVO, M. C. S. S.; CRUZ, L. S. P.; PEREIRA, J. C. V. N. A; TREMOCOLDI, W. A.; IGUE, T. Persistência de imazaquim em latossolo roxo cultivado com soja. **Planta Daninha**, v. 15, n.1, p.30-38, 1997.
- PENN, C. J.; GONZALEZ, J. M.; CHAGAS, I. Investigation of atrazine sorption to biochar with titration calorimetry and flow-through analysis: Implications for design of pollution-control structures. **Frontiers in chemistry**, v. 6, p. 307, 2018.
- PETTER, F. A. et al. Sorption and desorption of diuron in oxisol under biochar application. **Bragantia**, v. 75, n. 4, p. 487–496, 2016.
- PRAKONGKEP, N.; GILKES, R. J.; WIRIYAKITNATEEKUL, W. Forms and solubility of plant nutrient elements in tropical plant waste biochars. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 178, n. 5, p. 732–740, 2015.
- PRATA, F.; LAVORENTI, A. Comportamento de herbicidas no solo: influência da matéria orgânica. **Revista Biociência**, n. 62, p. 17–22, 2000.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2016.

- REINBOTHE, C. et al. Chlorophyll biosynthesis: spotlight on protochlorophyllide reduction. **Trends in plant science**, v. 15, n. 11, p. 614-624, 2010.
- REN, X., WANG, F., CAO, F., GUO, J., & SUN, H. Desorption of atrazine in biochar-amended soils: Effects of root exudates and the aging interactions between biochar and soil. **Chemosphere**, v. 212, p. 687-693, 2018.
- REZENDE, E. I. P. et al. Biochar (Biochar) e sequestro de carbono. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 5, p. 426-433, 2011.
- SANCHES, S. M. et al. Pesticidas E Seus Respective Riscos Associados À Contaminação Da Água. Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 53-58, 2003.
- SANTOS, D. P. D., BRAGA, R. R., GUIMARÃES, F. A. R., PASSOS, A. B. R. D. J., SILVA, D. V., SANTOS, J. B. D., & NERY, M. C. Determinação de espécies bioindicadoras de resíduos de herbicidas auxínicos. **Revista Ceres**, v. 60, n. 3, p. 354-362, 2013.
- SciDAVis is a free application for Scientific Data Analysis and visualization, <http://scidavis.sourceforge.net/> acessado dia 21 de janeiro de 2020.
- SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DE PRODUTOS PARA DEFESA AGRÍCOLA – SINDAG. **O Que Você Precisa Saber Sobre Defensivos Agrícolas**. (Dados não publicados). São Paulo. 2018.
- SINGH, S. N.; JAUHARI, N. Degradation of atrazine by plants and microbes. In: **Microbe-Induced Degradation of Pesticides**. Springer, Cham, 2017. p. 213-225.
- SKODRAS, G., GRAMMELIS, P., BASINAS, P., KAKARAS, E., & SAKELLAROPOULOS, G. Pyrolysis and combustion characteristics of biomass and waste-derived feedstock. **Industrial & engineering chemistry research**, v. 45, n. 11, p. 3791-3799, 2006.
- SOLOMON, K. R. et al. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15, n. 1, p. 31-76, 1996.
- TELLES, F. F. F.; BARBOSA, F. F.; PINHEIRO, P. A. P. A simple technique for industrial analysis of total chlorophyll. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 24, p. 338-340, 1977.
- VEIGA, M. M. et al. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 11, p. 2391-2399, 2006.
- YANG, F., ZHANG, W., LI, J., WANG, S., TAO, Y., WANG, Y., & ZHANG, Y. The enhancement of atrazine sorption and microbial transformation in biochars amended black soils. **Chemosphere**, v. 189, p. 507-516, 2017.
- ZEESHAN, M. et al. Phytostabilization of the heavy metals in the soil with biochar applications, the impact on chlorophyll, carotene, soil fertility and tomato crop yield. **Journal of Cleaner Production**, v. 255, p. 120318, 2020.
- ZHELEZOVA, A.; CEDERLUND, H.; STENSTRÖM, J. Effect of biochar amendment and ageing on adsorption and degradation of two herbicides. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 6, p. 216, 2017.