



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
CAMPUS UNIVERSITÁRIO PROFª CINOBELINA ELVAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS**



FERNANDA MASCARENHAS LOPES

**SORÇÃO E DESSORÇÃO DE ATRAZINA, E FRAÇÕES DE
CARBONO ORGÂNICO EM SOLO CULTIVADO COM
PLANTAS DE COBERTURA**

Bom Jesus - PI

2018

FERNANDA MASCARENHAS LOPES

**SORÇÃO E DESSORÇÃO DE ATRAZINA, E FRAÇÕES DE
CARBONO ORGÂNICO EM SOLO CULTIVADO COM
PLANTAS DE COBERTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Piauí, Campus Prof^a Cinobelina Elvas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Agrárias.

Orientador: Fabiano André Petter

Coorientadora: Larissa de Oliveira Fontes

Bom Jesus - PI

2018

FICHA CATALOGRÁFICA
Universidade Federal do Piauí
Biblioteca Setorial de Bom Jesus
Serviço de Processamento Técnico

L864s Lopes, Fernanda Mascarenhas.
Sorção e dessorção de atrazina, e frações de carbono orgânico em solo cultivado com plantas de cobertura. / Fernanda Mascarenhas Lopes-2018.
44 f. il.

Dissertação (Mestrado em ciências agrárias) – Universidade Federal do Piauí, Campus Professora Cinobelina Elvas, Bom Jesus - PI, 2018.

Orientação: Prof. Dr. Fabiano André Petter

1. Solo. 2. Herbicida. 3. Matéria orgânica.
I. Título

CDD 631.4

FERNANDA MASCARENHAS LOPES

**SORÇÃO E DESSORÇÃO DE ATRAZINA, E FRAÇÕES DE
CARBONO ORGÂNICO EM SOLO CULTIVADO COM
PLANTAS DE COBERTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Piauí, Campus Profª Cinobelina Elvas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Agrárias.

Área de Concentração: Fitotecnia

Aprovada em: 30 de agosto de 2018

BANCA EXAMINADORA

Sinop-MT, 30 de agosto de 2018.



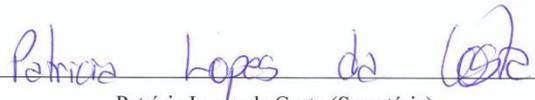
Prof. Dr. Fabiano André Petter (Orientador)
Universidade Federal de Mato Grosso-UFMT



Profª. Drª. Larissa Borges de Lima (Examinador)
Universidade Federal de Mato Grosso-UFMT



Prof. Dr. Admar Junior Coletti (Examinador)
Universidade Federal de Mato Grosso-UFMT



Patrícia Lopes da Costa (Secretária)
UFPI/CPCE

Bom Jesus - PI

2018

Ào meu amado avô,
e pai Filemon,
dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que é digno de toda honra e glória, quero exaltá-lo pelas bênçãos e misericórdia a mim concedida, por proporcionar ao meu coração a certeza desta realização.

Ao meu pai Filemon Ferreira Lopes pelo amor, afeto e carinho em todos os momentos da minha vida.

Aos meus irmãos Fagner, Flávia, Igo, Flagson e Irisvânia, assim como minhas sobrinhas, namorado, tios, tias, primos, primas, amigos e amigas pelas palavras de ânimo, paciência, motivação e principalmente por acreditar em mim.

Ao meu orientador, professor Fabiano André Petter, minha admiração e respeito por seus conhecimentos, competência, profissionalismo e receptividade como sua orientanda.

À minha coorientadora Larissa de Oliveira Fontes pela disponibilidade, confiança e ensinamentos.

À Universidade Federal do Piauí pelo período de capacitação concedido para finalização desta dissertação, assim como todo o corpo acadêmico do campus em especial aos meus colegas e amigos, professores, coordenação e funcionários da pós-graduação.

À Universidade Federal de Mato Grosso pela parceria para realização deste trabalho em especial a equipe do LIPEQ.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a execução desta dissertação.

RESUMO

A MO é o principal fator que influencia os processos de sorção e dessorção dos herbicidas no solo. Com isso, objetivou-se compreender o efeito de diferentes plantas de cobertura na capacidade de sorção e dessorção do herbicida atrazina e de frações de carbono orgânico no solo. Utilizou-se amostras obtidas de um experimento conduzido a campo em um Latossolo Vermelho Amarelo (LVA), no ecótono Cerrado-Amazônia. O experimento foi instalado em esquema de blocos casualizados, com quatro repetições, totalizando cinco tratamentos. A metodologia de Batch Equilibrium foi utilizada nos ensaios de sorção e dessorção da atrazina. Avaliou-se também carbono orgânico total (COT), carbono lábil (CL), teor de carbono nas frações humificadas da matéria orgânica do solo (ácido fúlvico, ácido húmico e humina), coeficiente de partição do carbono orgânico (Koc) e o pH. Em todos os tratamentos a isoterma de Freundlich ajustou-se adequadamente ao descrever a cinética de sorção da atrazina. O aumento da sorção e aumento da dessorção indica que a utilização de plantas de cobertura em rotação de cultura é uma alternativa viável para a mitigação da lixiviação de atrazina no solo, observado os teores e características da matéria orgânica formada pelas plantas de cobertura. Os tratamentos com as plantas de cobertura soja e braquiária, e, milho e braquiária proporcionaram maior sorção da atrazina em Latossolo Vermelho Amarelo distrófico. Os sistemas de manejo com o uso plantas de cobertura influenciaram os compartimentos da matéria orgânica, sobretudo o carbono orgânico total, e este por sua vez exerceu efeito na sorção da atrazina, aumentando esse fenômeno em 116% em relação ao plantio de soja convencional.

Palavras-chave: Herbicida. Matéria Orgânica. *Batch equilibrium*. Cromatografia Líquida. Isotermas de Freundlich.

ABSTRACT

The OM is the main factor that influences the sorption and desorption processes of the herbicides in the soil. The objective of this study was to understand the effect of different cover crops on the sorption and desorption capacity of atrazine herbicide and organic carbon fractions in the soil. Samples obtained from an experiment conducted in the field on a Yellow Red Latosol (LVA) in the Cerrado-Amazonian ecotone were used. The experiment was installed in a randomized block design, with four replications, totaling five treatments. The Batch Equilibrium methodology was used in atrazine sorption and desorption assays Total organic carbon (TOC), labile carbon (CL), carbon content in the humified fractions of soil organic matter (fulvic acid, humic acid and humina), organic carbon partition coefficient (Koc) and pH. In all treatments, the Freundlich isotherm was suitably adjusted when describing atrazine sorption kinetics. The increase of sorption and increase of desorption indicates that the use of cover crops in crop rotation is a viable alternative for the mitigation of atrazine leaching in the soil, observing the contents and characteristics of the organic matter formed by the cover plants. The treatments with the soybean and brachiaria, and maize and brachiaria plants provided higher sorption of atrazine in Dystrophic Yellow Red Latosol. The management systems with the use of cover plants influenced the compartments of the organic matter, mainly the total organic carbon, and this in turn exerted effect in the sorption of the atrazine, increasing this phenomenon in 116% in relation to the conventional soybean planting.

Keywords: Herbicide. Organic matter. *Batch equilibrium*. Liquid Chromatography. Freundlich isotherm.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
1.1 OBJETIVOS	12
1.1.1 Objetivo Geral	12
1.1.2 Objetivos Específicos	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1 Pesticidas	12
2.2 Dinâmica dos pesticidas no solo	14
2.3 Processos de sorção	16
2.4 Matéria orgânica do solo	17
2.5 Sistema de plantio direto	18
2.6 Plantas de cobertura	19
2.6.1 Milheto	19
2.6.2 Braquiária	20
2.6.3 Crotalaria	20
2.7 Atrazina	21
3 MATERIAIS E MÉTODOS	22
3.1 Área de estudo	22
3.2 Atrazina	22
3.3 Plantas de cobertura	23
3.4 Ensaio do tempo de equilíbrio	23
3.5 Ensaio de sorção e dessorção	23
3.6 Coeficientes de sorção	24
3.7 Curva de calibração	25
3.8 Fracionamento da MOS e determinação do carbono lábil	25
3.9 Análises estatísticas	27
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
5 CONCLUSÕES	33
6 REFERÊNCIAS	34

1 INTRODUÇÃO

A agricultura moderna depende muito do uso de defensivos agrícolas e a necessidade de aumento significativo na produção de alimentos, faz com que a utilização desses componentes seja a alternativa mais atrativa para os produtores. O processo produtivo está cada vez mais dependente desses produtos, dentre eles 60% são comercializados como herbicidas (SINDIVEG, 2015). Isso devido ao manejo de plantas daninhas, que é uma prática de grande importância para reduzir as perdas por competição, perdas na colheita e obtenção de altos rendimentos, em qualquer exploração agrícola (EMBRAPA, 2014).

Neste cenário, o controle químico passa a ser um mecanismo fundamental nos sistemas de produção agrícola, no entanto, implicações para a saúde humana e para o meio ambiente são impactos que continuam sendo agravados pelo uso desordenado destes produtos (Tavella et al., 2011). Diante disso, Cheng et al. (2016), denotam que o segundo herbicida mais utilizado à nível mundial é a atrazina, com consumo anual de cerca de 70.000 a 90.000 toneladas. A atrazina (6-chloro-N²-ethyl-N⁴-isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine) é um herbicida do grupo das triazinas, inibidor do fotossistema II, amplamente utilizada em pós-emergência para controle de plantas daninhas de folhas largas e gramíneas, principalmente no cultivo de milho, cana-de-açúcar, abacaxi, sorgo e soja (AGROFIT, 2018). É considerada uma molécula que possui caráter básico (pKa = 1,7), solúvel em água (0,033 g L⁻¹ a 25 °C) e log Kow igual a 2,34 (Schmidt et al., 2015).

Segundo Bonfleur et al. (2015), a atrazina apresenta características físico-químicas que lhe permitem persistir no ambiente por longos períodos. Uma vez que, apresenta comportamento recalcitrante, longo tempo de meia-vida de 41-231 dias (Karlsson et al., 2016), baixa adsorção e mobilidade moderada nos solos, solubilidade aquosa da molécula moderada. A atrazina é perdida mais rapidamente em solos úmidos do que em solos mais secos (Sheets & Crafts, 1957) e em solos com períodos de alta temperatura do que nos solos que apresentam baixas temperaturas (Talbert & Fletchall, 1964). Condições ambientais favoráveis para o crescimento de microrganismos aceleram a inativação de herbicidas no solo, o principal mecanismo de degradação de atrazina no solo é através da sua microbiota.

O comportamento dos pesticidas no solo é determinado por uma variedade de complexos processos físicos, químicos e biológicos, incluindo sorção, dessorção, degradação química e biológica, volatilização, escoamento superficial e lixiviação. Esses processos dependem das propriedades moleculares do pesticida e sua disponibilidade na solução do solo, persistência, propriedades do solo e manejo (Paradelo et al., 2017). O risco dos pesticidas lixiviarem para águas sub-superficiais provém, principalmente da sorção no solo, especialmente ao aplicar em solos com baixa capacidade de sorção (Liu et al., 2010).

A capacidade de sorção do herbicida pelo solo é variável e depende da natureza da conexão herbicida-solo. Quando há energia livre suficiente para promover o retorno dos herbicidas à solução do solo, ocorre o processo de dessorção. Esse processo é muito importante, pois influencia na disponibilidade do herbicida ao longo do tempo, garantindo ou não sua eficiência no controle de plantas daninhas, ou seja, o efeito residual do herbicida (Teixeira et al., 2018).

O teor de matéria orgânica do solo (MOS) é considerado por Ren et al. (2018) como o principal fator de influência nesse processo, do qual o pesticida está sujeito. Solos com menor teor de matéria orgânica possuem baixa capacidade de sorção, como analisado por Vivian et al. (2007). Entretanto, existe grande complexidade e variabilidade da matéria orgânica presente em diferentes solos. Essas diferenças podem interferir não só na sorção dos pesticidas, mas também na transformação e transporte.

Compreender a dinâmica da MOS em sistemas de produção auxilia na escolha de estratégias de manejo do solo (Rossi et al., 2011). Ao incrementar os teores de material recalcitrante há um aumento das substâncias humificadas, sendo representadas pelas frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina (Nascimento et al., 2010), que propiciam aumento dos sítios sortivos, logo, solos com altos teores de MOS a lixiviação de herbicidas ocorre de forma menos intensa, diminuindo conseqüentemente os níveis de contaminação, principalmente de águas subterrâneas (Prata & Lavoranti, 2000).

A adoção de técnicas de manejo como a rotação de culturas com plantas de cobertura aumenta o acúmulo de material orgânico na superfície do solo, contribuindo para o processo de sorção dos pesticidas (Castañon et al., 2014). Materiais com maior cobertura de solo como estilosantes e mucuna favorecem a formação das substâncias

humificadas, como os ácidos fúlvicos (Coelho et al., 2013), assim como, o manejo do solo com o sistema plantio direto que promove a diminuição da lixiviação da atrazina (Correia et al., 2007). Advindo do pressuposto que a atrazina é um herbicida com capacidade de sorção e dessorção, a aplicação de técnicas de manejo que aumentam os teores de MOS, possibilitam um manejo mais adequado deste herbicida no solo.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Compreender o efeito de diferentes plantas de cobertura na capacidade de sorção e dessorção do herbicida atrazina e de frações de carbono orgânico no solo.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar o tempo de equilíbrio do herbicida sorvido no solo.
- Avaliar a cinética de sorção e dessorção em solo com diferentes plantas de cobertura.
- Quantificar e identificar a atrazina no sistema HPLC para obtenção da curva de calibração.
- Fracionamento da matéria Orgânica do solo e determinação do Carbono Lábil.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Pesticidas

De acordo com a Lei Federal n.º 7.802, de 11 de julho de 1989, regulamentada através do Decreto n.º. 98.816, no seu art. 2º, inciso I, o termo pesticidas e afins é definido como,

Os produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, utilizados nos setores de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, pastagens, proteção de florestas nativas ou plantadas, de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais. Além de substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento, propondo alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação

danosa de seres vivos considerados nocivos (BRASIL, 1989; MAPA, 2017).

Desde a Revolução Verde, na década de 1950, o processo tradicional de produção agrícola sofreu drásticas mudanças, com a inserção de novas tecnologias, visando à produção intensiva de *commodities* agrícolas. Estas tecnologias envolvem o uso de pesticidas, com a finalidade de controlar doenças, pragas, plantas daninhas e conseqüentemente aumentar a produtividade das culturas, tornando o processo produtivo agrícola cada vez mais dependente do uso de pesticidas e fertilizantes químicos. (BRASIL, 2017). No entanto, utilizados de forma correta, evitam perdas nas lavouras, contribuindo para a garantia da produção e da produtividade de alimentos seguros.

O Brasil lidera a primeira posição mundial dos países que mais utilizam pesticidas, isso representa 19% do mercado global, as vendas voltadas para esse setor estão variando em torno de 190%, em contrapartida as vendas globais ficam aproximadamente em torno de 93% (ANVISA, 2018). No país, são registrados 366 ingredientes ativos para uso agrícola, pertencentes a mais de 200 grupos químicos diferentes, dando origem a 1.458 produtos formulados para venda no mercado, neste panorama estão inseridos: inseticidas, fungicidas, herbicidas, nematocidas, acaricidas, rodenticidas, moluscidas, formicidas, reguladores e inibidores de crescimento (Londres, 2011). Destes, 60% dos pesticidas comercializados são herbicidas (Figura 1) (SINDIVEG, 2017).

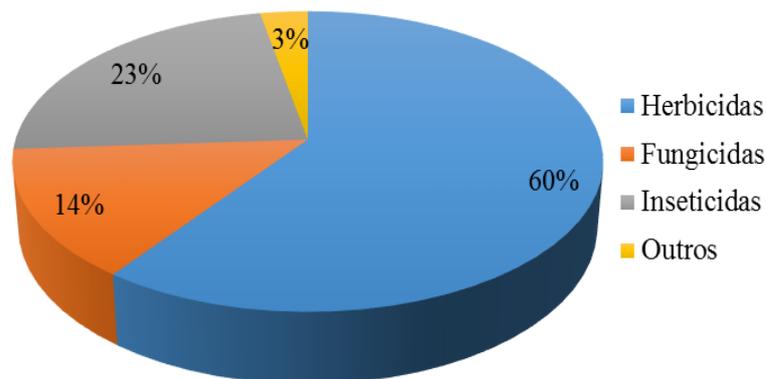


FIGURA 1- Classes de pesticidas mais vendidos no Brasil. Fonte: Adaptado dos dados do Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal - SINDVEG (2017).

As técnicas de inovações contribuíram para revolução da agricultura, pois resultaram: na substituição da mão de obra humana e animal pela utilização de máquinas e equipamentos; na utilização de sementes selecionadas para maior produtividade; na intensiva utilização da adubação química e de defensivos agrícolas; aumento na produção agrícola; lucro para os agricultores; melhoria da qualidade dos produtos e a diminuição das perdas de alimentos armazenados (Borsoi et al., 2014).

O uso de pesticidas como os herbicidas tem contribuído de maneira substancial para a expansão e o desenvolvimento da agricultura brasileira, no entanto, devido à necessidade do uso racional para minimizar os impactos ambientais da agricultura, é importante compreender o comportamento de herbicidas no solo para a adoção do manejo integrado de plantas daninhas (Mancuso et al., 2011).

2.2 Dinâmica dos pesticidas no solo

O comportamento dos pesticidas no solo é determinado por uma variedade de complexos processos físicos, químicos e biológicos, incluindo sorção, dessorção, degradação química e biológica, volatilização, escoamento superficial e lixiviação. Esses processos dependem das propriedades moleculares do pesticida e sua disponibilidade na solução do solo, persistência, propriedades do solo e manejo (Paradelo et al., 2017).

Fatores bióticos e abióticos como, condições ambientais, nível de irradiação, temperatura, umidade do ar, tipo de solo, declividade do terreno e velocidade do vento podem interferir na atividade dos pesticidas no solo. No entanto, o conhecimento destes fatores, assim como das características físico-químicas das moléculas, dentre elas, solubilidade em água (S_w), pressão de vapor, coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), constante de equilíbrio de ionização do ácido (pK_a) ou da base (pK_b), lei de Henry (H) e tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), são importantes para compreensão da dinâmica dos pesticidas no solo, na planta e no ambiente (Oliveira Júnior et al., 2011).

A solubilidade em água, é a quantidade máxima que uma molécula se dissolve em água pura a uma determinada temperatura. O processo de solubilização resulta da interação entre a espécie que se deseja solubilizar (soluto) e a substância que a dissolve (solvente) Oliveira Júnior et al. (2011). Sendo uma propriedade física importante que desempenha um papel fundamental no comportamento dos compostos orgânicos, tendo como interesse diversas áreas, tais como, farmacêutica e ambiental (Martins et al., 2013).

O conhecimento da solubilidade é necessário para a previsão do destino ambiental de contaminantes e poluentes, para os processos de adsorção no solo e também para os fatores de bioconcentração de pesticidas. Essa propriedade indica a quantidade de pesticida que é disponibilizado na solução do solo, podendo ser absorvida por raízes e embebidas por sementes em processo de germinação, com isso, a redução da solubilidade em água aumenta a volatilidade dos pesticidas (Dores & Freire, 1999).

A pressão de vapor é uma medida de tendência de volatilização, sendo uma função da temperatura e não indica em qual taxa o herbicida se volatilizara. A pressão de vapor de um herbicida é importante para avaliar sua distribuição no ambiente e prevê sua entrada na atmosfera em condições significativas. A volatilidade dos herbicidas aumenta em condições de alta temperatura e baixa umidade relativa do ar (Oliveira Júnior et al., 2011).

Casara et al. (2012) identificaram a ocorrência de pesticidas na água da chuva e em águas superficiais, com isso os autores concluíram que os pesticidas podem ser volatilizados a partir do solo e da superfície da planta ou no momento da aplicação (deriva), podendo também atingir as águas subterrâneas e contaminarem o lençol freático. A atrazina aplicada na superfície do solo reduziu o percentual de volatilização, influenciada pelo baixo valor da pressão de vapor do herbicida (Correia & Langenbach, 2006). A volatilização pode ser reduzida ou evitada pela incorporação do herbicida ao solo com operação mecânica, irrigação ou pela chuva (Christoffoleti et al., 2008).

Levando em consideração a constante da lei de Henry, ela descreve a relação da pressão atmosférica para as concentrações da solução em pressões parciais baixas e leva em conta o peso molecular, a solubilidade e a pressão de vapor, indicando o grau de volatilidade de um composto químico em uma solução (Oliveira Júnior et al., 2011).

O coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), é uma medida da lipofilicidade da molécula, ou seja, afinidade desta pela fase polar e apolar. Os valores de K_{ow} apresentam correlação inversa com a solubilidade em água e direta com a persistência do produto no ambiente (Christoffoleti et al., 2008), que são afetados pelo pH do solo, carga de matéria orgânica do solo, minerais de argila e contaminantes orgânicos (Deng et al., 2017). Já a constante de equilíbrio de ionização do ácido ou

da base relaciona-se com a possibilidade de ionização das moléculas em soluções com diferentes valores de pH (Oliveira Júnior et al., 2011), podendo ser classificadas pela sua capacidade de ionização, em iônicas e não-iônicas. As não-iônicas são moléculas cujas propriedades físico-químicas não depende do pH da solução onde o herbicida está atuando. Por outro lado, os iônicos têm o grau de ionização variável em função do pH da solução e podem ser subdivididos em aniônicos e catiônicos (Christoffoleti et al., 2008).

Em contrapartida, o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) representa o tempo, em dias, necessário para que 50% das moléculas do herbicida sejam dissipadas, referindo-se à passagem do herbicida para formas não ativas como produtos que sofreram processos de degradação, absorção e metabolização. Embora a maioria das moléculas de herbicidas sejam dissipadas no período de uma safra, o conhecimento da meia-vida dos herbicidas no solo é fundamental para evitar fito intoxicação de cultivos subsequentes (“carryover”) (Christoffoleti et al., 2008).

2.3 Processos de sorção

O solo é um dos principais destinos dos pesticidas, por meio da aplicação direta sobre sua superfície e ação indireta quando aplicados sobre as plantas, ou por contaminação aérea (Correia & Langenbach, 2006). Herbicidas pré-emergentes usados na agricultura, são aplicados no solo e na planta, podendo ser retidos pelos colóides do solo (Oliveira Júnior et al., 2011). Parte do herbicida pulverizado é absorvido pelas plantas, do mesmo modo que, outra percentagem chega ao solo, onde são submetidos a processos de transporte, transformação, sorção e, conseqüentemente, podem não contribuir para o controle de plantas daninhas (Schreiber et al., 2018).

Os processos de sorção e dessorção, determinam basicamente como funciona o comportamento dos herbicidas (Zhang et al., 2018), sendo a sorção o principal processo que controla o destino de um pesticida no solo, pois determina a distribuição entre a fase sólida e a fase líquida do composto (Suddaby et al., 2016). Sorção é a capacidade do solo em reter uma molécula, diminuindo sua disponibilidade na solução do solo, evitando que ele se mova na sua matriz. Neste contexto, a dessorção está relacionada à reversibilidade do processo sorativo, ou seja, a liberação das moléculas do pesticida sorvidas às superfícies das partículas do solo para a solução (Oliveira Júnior & Regitano, 2009).

A sorção, segundo Arantes et al. (2012), retarda e, até mesmo, impede o movimento das moléculas no perfil do solo. Assim, de acordo com as propriedades moleculares do pesticida e do solo, da persistência, do clima e das práticas agrícolas aplicadas, pode-se reduzir desta forma a lixiviação, escoamento e biodisponibilidade, impedindo que essas moléculas alcancem às águas subterrâneas (Paradelo et al., 2017), no entanto, a dessorção determina a taxa de liberação e o potencial de mobilidade dos pesticidas nos solos (Rocha et al., 2013)

O risco de pesticidas lixiviarem para águas sub-superficiais provém, principalmente do pesticida adsorvido no solo, especialmente a aplicação de herbicidas em solos com baixa capacidade de sorção (Liu et al., 2010). Que pode ser alterada pela fonte e a quantidade de matéria orgânica do solo, causando efeitos nos diferentes tipos de pesticidas, isto é, há interação entre o pesticida e a matéria orgânica do solo, que é responsável pelo aumento adsorptivo de diversos compostos, sendo o principal sorvente dos pesticidas no solo (Dick et al., 2010), pois, possui sítios ativos que atuam na retenção dos compostos iônicos e não iônicos (Andrade et al., 2010).

A sorção e dessorção são processos fundamentais na dinâmica dos herbicidas, sendo principalmente afetada pelo conteúdo e propriedades da matéria orgânica do solo (Ren et al., 2018). Acredita-se que é na solução do solo que se inicia grande parte dos processos e reações que irão ditar o comportamento de pesticidas no ambiente, como a lixiviação, a sorção e a degradação dessas moléculas (Andrade et al., 2010).

2.4 Matéria orgânica do solo

O conteúdo de Matéria Orgânica do Solo (MOS) é fundamental para garantir a produtividade agrícola, pois constitui a base para a produtividade agrícola sustentável, por ser capaz de modular as condições químicas, físicas e biológicas do solo (Costa et al., 2013). MOS é todo material no solo que contém carbono orgânico, incluindo os microrganismos vivos e mortos, resíduos de plantas e animais em estágios variados de decomposição, a biomassa microbiana, as raízes e a fração mais estável, denominada húmus (Primo et al., 2011).

A decomposição da MOS é relativamente rápida em solos bem drenados, resultando em produtos como CO_2 (Dióxido de carbono), NO_3^- (Nitrato), SO_4^{2-} (Sulfato) e compostos de maior estabilidade como os húmus, sendo subdivididos com base na

solubilidade em meio ácido ou alcalino, nas frações ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUM) (Nascimento et al., 2010).

As substâncias húmicas são produtos das transformações químicas e biológicas dos resíduos vegetais e animais, assim como, da atividade dos microrganismos do solo. Contribuem com cerca de 85 a 90% do Carbono Orgânico Total (COT) e são os principais componentes da MOS, consistindo em grande reserva orgânica do solo (Primo et al., 2011). Compreender a dinâmica da MOS em sistemas de produção, permite auxiliar o estabelecimento de estratégias de manejo que garantam o incremento do conteúdo de MOS (Rossi et al., 2011).

A utilização de sistemas de manejo que promovam diferentes aportes de biomassa vegetal pode ser identificada por meio das substâncias húmicas da MOS, sendo possível o fracionamento químico da MOS ser utilizado como ferramenta para avaliar a qualidade do solo. O manejo orgânico pode influenciar positivamente os atributos químicos e físicos do solo (Loss et al., 2010).

As substâncias húmicas presentes no solo promovem um aumento dos sítios sortivos, contribuindo com a sorção dos herbicidas (Prata et al., 2000). Com isso, baixos teores de matéria orgânica no solo são mais propensos à lixiviação de herbicida e consequente contaminação de águas subterrâneas (Procópio et al., 2001). Em solos que continham matéria orgânica observou-se aumento na sorção do herbicida glifosato (Prata et al., 2000).

2.5 Sistema de plantio direto

Com a adoção de técnicas agrícolas avançadas, a agricultura brasileira tem ganhado destaque em produção e produtividade ao longo dos anos. Em 2018, houve um aumento de 4,5% da produção com relação à safra anterior (CONAB, 2018). Entre os fatores que contribuíram para compor este cenário, destaca-se o sistema de produção em plantio direto que, de acordo com Oliveira et al. (2015), está relacionado a deposição de resíduos vegetais sobre o solo, funcionando como uma barreira física contra os impactos das gotas da chuva, mantendo a estabilidade de agregados, principalmente na camada superficial, onde se inicia o processo erosivo.

O sistema plantio direto (SPD) é considerado a mais adequada das tecnologias indicadas para produção agrícola no Brasil e nos países tropicais. Pode ser definido, segundo Peche Filho (2005), como o sistema de produção que tem por fundamentos

três princípios básicos de manejo do solo: o não revolvimento, a cobertura permanente (morta ou viva) e a rotação de culturas.

No SPD, a cobertura do solo deve ser priorizada, de modo que a rotação de culturas diversificadas proporcione alta produção de palhada com elevada relação C/N (Mingotte et al., 2014). A cobertura do solo é obtida através da rotação intensa das culturas, dos resíduos de colheita, da parte aérea das culturas em desenvolvimento e das plantas de cobertura do solo ou adubos verdes (Peché Filho, 2005).

Segundo Correia et al. (2007) o sistema de plantio direto apresenta menor perda de atrazina por lixiviação quando comparado ao preparo convencional do solo, possivelmente isso ocorre também com outros pesticidas e, assim, o plantio direto seria uma forma de manejo em que haveria mitigação da contaminação do lençol freático pelos pesticidas.

2.6 Plantas de cobertura

2.6.1 Milheto

O milheto *Pennisetum glaucum* (L) é uma gramínea anual de verão, cespitosa, de crescimento ereto, produção de perfilhos e vigorosa rebrota. Possui inflorescência na forma de panícula, é utilizado para produção de grãos, como planta de cobertura para o plantio direto, planta forrageira e produção de biomassa, além de servir como uma ferramenta estável dos sistemas de plantio nas regiões tropicais brasileiras pela formação de palhada (EMBRAPA, 2016).

Consolidado como uma espécie de cobertura ou de produção de palha para o plantio direto passou a ser considerado de valor econômico para produção de grãos e forragem ao longo dos anos (Dan et al., 2010). Segundo a Embrapa (2016), é o sexto cereal mais cultivado em todo o mundo, alcançando cerca de 23,2 milhões de toneladas de grãos, com destaque para os maiores produtores: a Índia (34%), Nigéria (24%), Níger (9%), China (6%) e Burkina Faso (4%).

Outro aspecto positivo sobre o milheto é a sua rusticidade e característica de adaptação a solos de baixa fertilidade. Além disso, é uma cultura que responde bem à adubação e à produção de forragens e grãos. Desenvolvem-se em regiões de precipitação entre 200 e 800 mm anuais e temperatura média anual de 18 a 30°C, fase de crescimento máxima de 120 dias, tem sistema radicular profundo e possui alta produção de massa seca (EMBRAPA, 2008).

Como reportado por Pereira Filho et al. (2003), no Brasil, o aumento da área plantada, dessa cultura, pode ser explicado em virtude do avanço da semeadura direta pelas regiões do cerrado, onde o milheto se desenvolve muito bem em situações adversas de clima e solo. Apresenta elevada capacidade de extração de nutrientes do solo, devido ao sistema radicular profundo e abundante, desta forma, promove a ciclagem de nutrientes para a camada mais superficial do solo. Este, talvez, seja o principal motivo para a ampla adoção do milheto nas regiões do cerrado, onde atualmente estima-se que ele ocupe cerca de quatro milhões de hectares e auxilia na prática do sistema de plantio direto.

2.6.2 Braquiária

A Braquiária (*Urochloa spp.*) se reproduz através de sementes e propagação vegetativa, cultivada principalmente como uma planta forrageira (Antony et al., 2017). Essas espécies apresentam maior tolerância ao estresse hídrico, significativa rebrota após reinício das chuvas, o que pode favorecer a produção de fitomassa nos sistemas agrícolas (Pacheco et al., 2013). Além disso, possui reduzida decomposição durante a entressafra, resultando na total cobertura do solo (Pacheco et al., 2008).

Quando se faz inferência as forrageiras, geralmente reporta-se ao grande potencial na manutenção da palha sobre o solo devido a uma relação C/N alta, o que retarda a decomposição e aumenta a possibilidade de utilização em regiões mais quentes. Além dos benefícios com a palhada sob o solo, a braquiária se destaca pela excelente adaptação a solos de baixa fertilidade, fácil estabelecimento e considerável produção de biomassa durante o ano (Timossi et al., 2007). Tem por característica, elevado crescimento inicial, qualidade da forragem, boa cobertura de solo e facilidade de manejo para implantação da cultura subsequente (Ceccon et al., 2013).

2.6.3 Crotalaria

A *Crotalaria* L. constitui-se um dos maiores gêneros da família Leguminosae, com cerca de 690 espécies distribuídas em regiões tropicais e subtropicais, principalmente no Hemisfério Sul, sendo mais constante na África e na Índia. Vulgarmente conhecida como chocalho ou xique-xique, foi introduzida no Brasil pela África, e apresenta uma série de características que facilitaram seu estabelecimento no nordeste brasileiro assim como, em outras regiões do país (Jacobi et al., 2005).

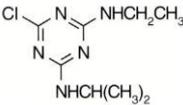
As espécies deste gênero caracterizam-se por apresentar porte herbáceo ou arbustivo. São encontradas em diferentes condições ambientais, como áreas

próximas a rios, morros litorâneos, restingas, orlas de florestas, campos e cerrados (Garcia et al., 2013). De acordo com Pereira et al. (2005), são muito utilizadas como adubação verde por obterem um rápido crescimento proporcionam supressão de plantas daninhas, além de grande potencial de produção de biomassa e por formarem associações simbióticas com bactérias, responsáveis pela fixação de nitrogênio no solo.

2.7 Atrazina

Os herbicidas do grupo das triazinas compreendem cerca de 30% da produção mundial de pesticidas (Cabral et al., 2003). Os nomes das s-triazinas e suas principais propriedades são primeiramente determinadas pelo substituinte na posição 2 no anel heterocíclico, sendo o -Cl o mais frequente (nome comercial terminando em -azina), -SCH₃ (-trina) e -OCH₃ (-tona) (Coutinho et al., 2005).

Tabela 1- Propriedades físicas e químicas do herbicida atrazina.

Estrutura química	Nome IUPAC	2-cloro-4-etilamina-6-isopropilamina-s-Triazina
	Grupo	Triazinas
	Fórmula Molecular	C ₈ H ₁₄ ClN ₅
	Massa molecular	215,68 g.mol ⁻¹
	Constante de dissociação (pKa)	1,7 (a25°C)
	Solubilidade em água	35 mg L ⁻¹ (20°C)
	Ponto de fusão	175,8 °C

Fonte: ANVISA, 2018.

A Atrazina [2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina] é um dos herbicidas mais utilizados mundialmente (Dick et al., 2010), amplamente utilizado na agricultura, aplicado em pré ou pós-emergência para controle de plantas daninhas, principalmente de dicotiledôneas de folhas largas, no cultivo de milho, cana-de-açúcar, abacaxi, sorgo entre outros, sendo empregado tanto em sistema de plantio direto como em sistema de plantio convencional (AGROFIT, 2018).

Segundo Cao et al. (2009) o herbicida atrazina, é detectado como o principal contaminante orgânico de águas subterrâneas e superficiais em vários países. Possui mecanismo de ação que envolve a inibição da fotossíntese evitando a transferência do transporte de elétrons para o complexo do fotossistema II presente nos cloroplastos. Bonfleur et al. (2015) consideram uma molécula de comportamento recalcitrante no ambiente e seu principal mecanismo de dissipação ocorre através da

degradação microbiana. Assim, devido ao grande uso, a alta persistência no solo e mobilidade moderada, é detectada em vários espaços ambientais, especialmente no solo e águas superficiais.

A atrazina é um herbicida pouco lixiviado em solos e apresentam teores médios e altos de argila ou matéria orgânica, portanto as doses recomendadas para as culturas dependem das características físico-químicas do solo, sendo mais elevadas para solos mais argilosos ou ricos em matéria orgânica (Archangelo et al., 2005).

No entanto, Correia et al., (2007) observaram em seus estudos, perda de atrazina por lixiviação em solos de textura arenosa, verificando um movimento descendente para as camadas mais profundas do solo constatando um risco de contaminação do lençol freático neste tipo de solo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O projeto foi conduzido na área experimental da Universidade Federal de Mato Grosso, campus de Rondonópolis, MT. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd). O clima da região é do tipo Aw segundo a classificação climática global de Köppen, com duas estações bem definidas, sendo um período de seca que vai de maio a setembro e outro período chuvoso que vai de outubro a abril.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados em esquema fatorial, com quatro repetições. Os tratamentos do experimento foram compostos pela seguinte combinação: testemunha, soja em semeadura direta, soja e milho, soja e braquiária, milho e braquiária, soja e crotalaria. As amostras de solo foram coletadas na camada de 0 a 20 cm. Cada amostra foi composta por três sub amostras obtidas dentro de cada tratamento. Posteriormente, as amostras foram secas ao ar.

3.2 Atrazina

Utilizou-se o herbicida atrazina (6-chloro-N²-ethyl-N⁴-isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine), na forma padrão analítico, com grau de pureza de 99,1%.

3.3 Plantas de cobertura

Na semeadura das culturas de cobertura Milheto (*Pennisetum glaucum*) e Braquiária brizantha (*Urochloa brizantha*), utilizou-se 15 e 10 kg ha⁻¹ de sementes, respectivamente, no qual, foram aplicadas a lanço e levemente incorporadas. Já a espécie: Crotalaria (*Crotalaria spectabilis*) foi semeada em sulcos com espaçamento de 50 cm entre linhas, em uma densidade média de 10 sementes por metro. No tratamento testemunha a área permaneceu em pousio, sem cultivo de nenhuma espécie de cobertura.

3.4 Ensaio do tempo de equilíbrio

O tempo necessário para o equilíbrio da atrazina nos solos foi avaliado inicialmente pelo método de *Batch Equilibrium*, baseado na OECD (2000). Para tanto, uma solução estoque contendo 1.000 mg L⁻¹ de atrazina (padrão analítico, 99,1% de pureza), preparada em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, obteve-se uma solução contendo 10 mg L⁻¹ do herbicida. Em seguida, 10 mL da solução de CaCl₂ contendo a atrazina, foram adicionados em tubos de polipropileno, com 2 g de solo.

Os tubos, com a solução e solo, foram devidamente vedados, e colocados sob agitação por diferentes tempos (0; 0,5; 1,0; 2,0; 4,0; 8,0; 12; 16; 24 e 36 horas) na temperatura de 25 ± 2°C. Após agitação, as amostras foram centrifugadas a 3.000 rpm, por sete minutos.

O sobrenadante foi filtrado em filtro Milipore com membrana PTFE de 0,45 µm, para posterior análise cromatográfica líquida de alta eficiência (CLAE). Considerou-se como tempo de equilíbrio, aquele a partir do qual a concentração da solução analisada permaneceu constante. Todas as análises foram realizadas em triplicata.

3.5 Ensaio de sorção e dessorção

Para avaliar a sorção do herbicida atrazina nos solos, foram preparadas soluções de trabalho a partir da solução-estoque nas concentrações de 1; 5; 10; 15; 20 e 30 mg L⁻¹ do herbicida em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹. Adicionou-se 10 mL dessas soluções em tubos de polipropileno contendo 2 g de solo. Posteriormente, esses tubos foram colocados sob agitação à temperatura de 25 ± 2°C pelo tempo de equilíbrio, determinado anteriormente em 12 horas. Após a agitação, as amostras foram centrifugadas a 3.000 rpm por sete minutos. O sobrenadante foi pipetado em provetas de precisão, com o intuito de aferir o volume exato da solução extraída. Em seguida,

essa solução foi filtrada, em membrana PTFE de 0,45 μm , e acondicionada em vials que foram mantidos a baixas temperaturas para posterior análise cromatográfica.

Os ensaios de dessorção foram realizados adicionando-se o mesmo volume de solução de CaCl_2 0,01 mol L^{-1} , isenta de herbicida, aos tubos que continham 10 mg L^{-1} de atrazina, antes do ensaio de sorção. Esses tubos foram submetidos à nova agitação por 36 horas e temperatura semelhante à realizada nos ensaios de sorção. Após agitação, as amostras foram centrifugadas a 3.000 rpm, por sete minutos. O sobrenadante foi completamente retirado, filtrado em membrana PTFE de 0,45 μm acondicionado em vials para posterior análise cromatográfica. O procedimento de dessorção foi repetido somente uma vez, sendo conduzido sempre em triplicata.

A análise quantitativa dos dados de atrazina, foi realizada no sistema de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), Marca Varian, modelo Pro Star 125, com detector UV e coluna (Phenomenex C18 5 μm 110 A DI 4,6 $\text{mm} \times 250 \text{ mm}$ - ODS). As análises cromatográficas foram realizadas mediante fase móvel composta por água ultrapura e metanol grau HPLC, na proporção de 40:60% (v/v), com fluxo de 1,0 mL min^{-1} , volume de injeção de 20 μL e comprimento de onda de 254 nm.

O tempo necessário para retenção da molécula de atrazina foi de aproximadamente cinco minutos, sendo quantificado por meio da comparação das áreas obtidas nos cromatogramas para cada ensaio, pelo método de calibração externa. A identificação, pelo tempo de retenção, foi feita mediante comparação com o padrão analítico da atrazina, como demonstrado na Figura 2.

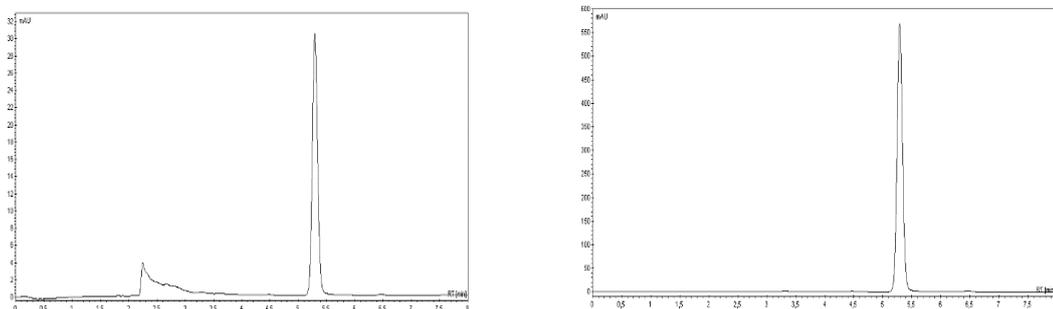


Figura 2- Cromatograma de um padrão de atrazina (10 mg L^{-1}), em solução de CaCl_2 0,01 mol L^{-1} , com o respectivo tempo de retenção (5 min) e absorbância da molécula (mAu= miliampere).

3.6 Coeficientes de sorção

Após a quantificação do herbicida, que permaneceu na solução em equilíbrio com o substrato (C_e em $\mu\text{g mL}^{-1}$), utilizou-se a equação: $C_s = v/m (C_p - C_e)$, para o cálculo da quantidade do herbicida sorvido ao solo (C_s), em mL g^{-1} , em que v = volume

da solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ adicionado com o herbicida (mL); m = massa de solo (g); e C_p = concentração do herbicida na solução-padrão adicionada ($\mu\text{g mL}^{-1}$).

Através dos valores de C_e e de C_s para cada combinação solo sob cultivo de planta de cobertura, ajustou-se a equação de Freundlich ($C_s = K_f C_e^{1/n}$) para obtenção dos coeficientes de sorção, em que K_f e $1/n$ são constantes empíricas que representam a capacidade e intensidade de sorção, respectivamente. A quantidade de atrazina dessorvida, foi obtida através do cálculo entre a diferença da concentração do herbicida que se encontrava no solo antes dos ensaios de dessorção e a concentração na solução analisada após o ensaio.

Para o cálculo do coeficiente de partição ao carbono orgânico (K_{oc}), foram utilizados os valores de K_f , de acordo com a equação $K_{oc} = (K_f / \% \text{ CO}) * 100$, onde K_f representa o coeficiente de sorção e $\% \text{ CO}$ é o percentual de carbono orgânico no solo.

3.7 Curva de calibração

A solução estoque de atrazina, na concentração de 1 mg mL^{-1} , foi obtida dissolvendo-se 10 mg do padrão analítico (99,91% de pureza para atrazina) em 10 mL de acetonitrila grau HPLC. A partir da solução estoque foram preparadas soluções de trabalho em CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ nas concentrações de (1; 5; 10; 15; 20 e 30 mg L^{-1}), utilizadas para a construção da curva analítica, obtendo-se valor de R^2 superior a 0,99, como apresentado na Figura 3.

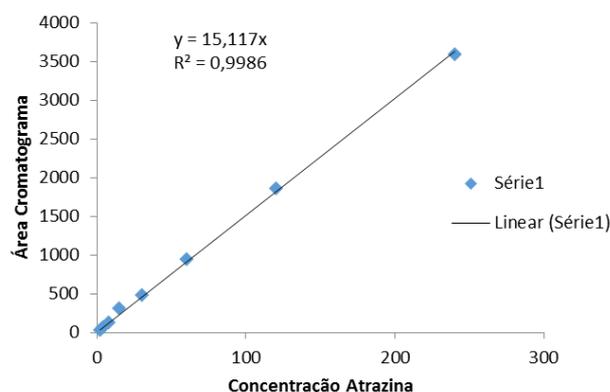


Figura 3- Curva de Calibração para o herbicida atrazina.

3.8 Fracionamento da MOS e determinação do carbono lábil

No fracionamento químico da MOS, foi utilizada a técnica de solubilidade diferencial com adaptação de Benites et al. (2003), quantificando-se o carbono das

frações dos ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUM). As amostras de solo foram secas ao ar e moídas em moinho de bolas (Terra Fina Seca ao Ar-TFSA).

Para proceder com o fracionamento químico da matéria orgânica do solo, foi pesado 1,4 g de solo em tubos de centrifuga de 100 mL, adicionou-se 20 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹, essa mistura foi agitada manualmente e permaneceu em repouso por 24 horas. Posteriormente, o material foi centrifugado por 30 minutos a 3.500 rpm. O sobrenadante foi cuidadosamente recolhido e armazenado.

Após esse procedimento foi adicionado novamente 20 mL de NaOH, e após o repouso de uma hora, o material passou novamente por centrifugação e o sobrenadante foi adicionado ao anterior. A solução obtida durante esse processo foi acidificada com H₂SO₄ 20% até atingir pH igual a 1,0, em seguida, o extrato acidificado ficou em repouso por 18 horas.

A humina foi obtida a partir do solo presente nos tubos de centrifuga, após extração do AF e AH. Trata-se da fração insolúvel, que foi transferida para tubos de ensaio e levados para estufa a 65°C, até a secagem completa.

Após 18 horas, o material precipitado (fração de ácidos húmicos - AH) passou por filtração em membrana MCE 0,45 µm, com auxílio de uma bomba de vácuo, separando as frações AF e AH. E o sobrenadante remanescente (fração de ácidos fúlvicos - AF) foi também reservado. A fração de AH precipitado foi recuperada do filtro por meio de lavagem com uma solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹.

Para a quantificação do carbono (C) nas frações AH e AF foi transferido uma alíquota de 5 mL das soluções para tubos de digestão e foram adicionados 5 mL de H₂SO₄ concentrado e 1 mL de K₂Cr₂O₇ 0,042 mol L⁻¹. As amostras foram aquecidas a 150°C por 30 minutos. Após a digestão, o conteúdo do tubo foi transferido para frascos de Erlenmeyer de 125 mL (amostras + dois brancos aquecidos + dois brancos sem aquecimento) foi adicionado o indicador de oxi-redução Ferroin (orto-fenatrolina monohidratada), e então, realizou-se o processo de titulação com sulfato ferroso amoniacal hexahidratado Fe (NH₄)₂(SO₄) 2.6H₂O 0,0125 mol L⁻¹.

O carbono lábil (LC) foi determinado de acordo com Loginow et al. (1987), modificado por Blair et al. (1995) e Shang e Tiessen (1997) e quantificados por oxidação com KMnO₄ 33,0 mmol L⁻¹ e 15,6 mmol L⁻¹. O índice de manejo de carbono (CMI) foi estimado de acordo com a equação de Blair et al. (1995):

$$\text{CMI} = \text{ICC} \times \text{IL} \times 100$$

ICC é o conteúdo de TOC do compartimento ($\text{ICC} = \text{TOC}_{\text{amostra}} / \text{TOC}_{\text{referência}}$), IL é o índice de labilidade de C ($\text{IL} = \text{L}_{\text{amostra}} / \text{L}_{\text{referência}}$), em que $\text{L} = \text{LC} / \text{NLC}$, em que NLC (C não-lábil) é a diferença entre o TOC e o LC.

3.9 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de regressão para interpretação dos resultados. Os coeficientes das equações foram testados pelo teste “t” a $p < 0,05$. Foram feitas análises de correlação de Pearson entre as propriedades do solo e os coeficientes de sorção e plantas de cobertura. Os coeficientes de sorção em função das diferentes plantas de cobertura foram comparados pelo teste de Scott-Knott a $p < 0,05$.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A cinética de sorção da atrazina caracterizou-se por uma fase rápida nas primeiras 2 horas, seguindo de uma fase lenta com posterior estabilização após as 8 h (Figura 4). Observou-se que o tempo de equilíbrio independe do tratamento de plantas de cobertura, apresentando comportamento semelhante quanto à cinética de sorção do herbicida.

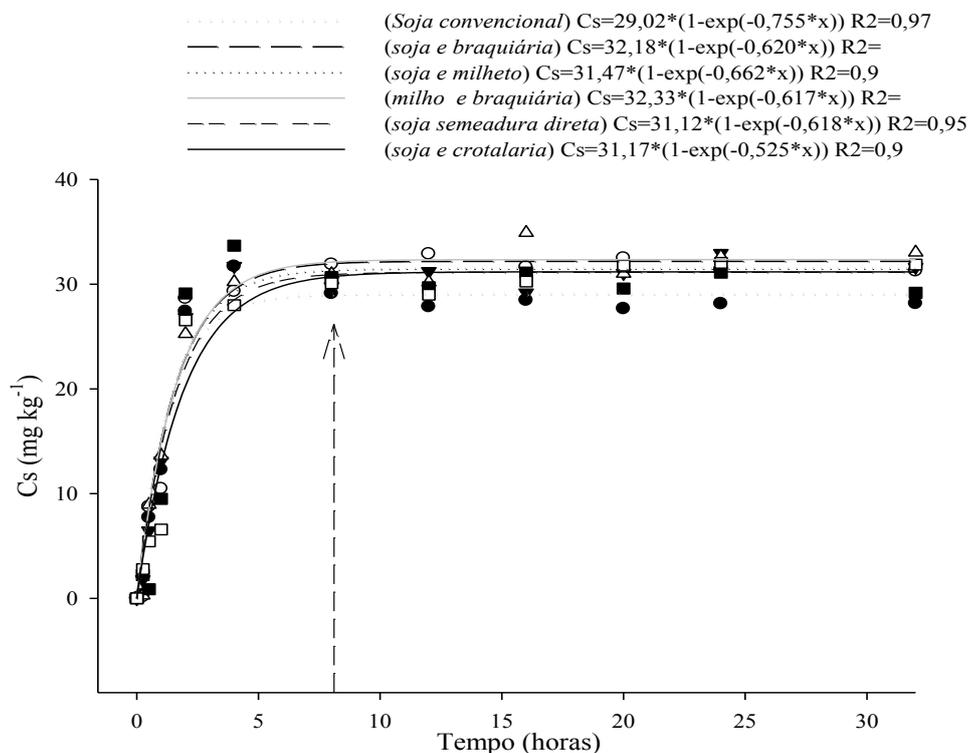
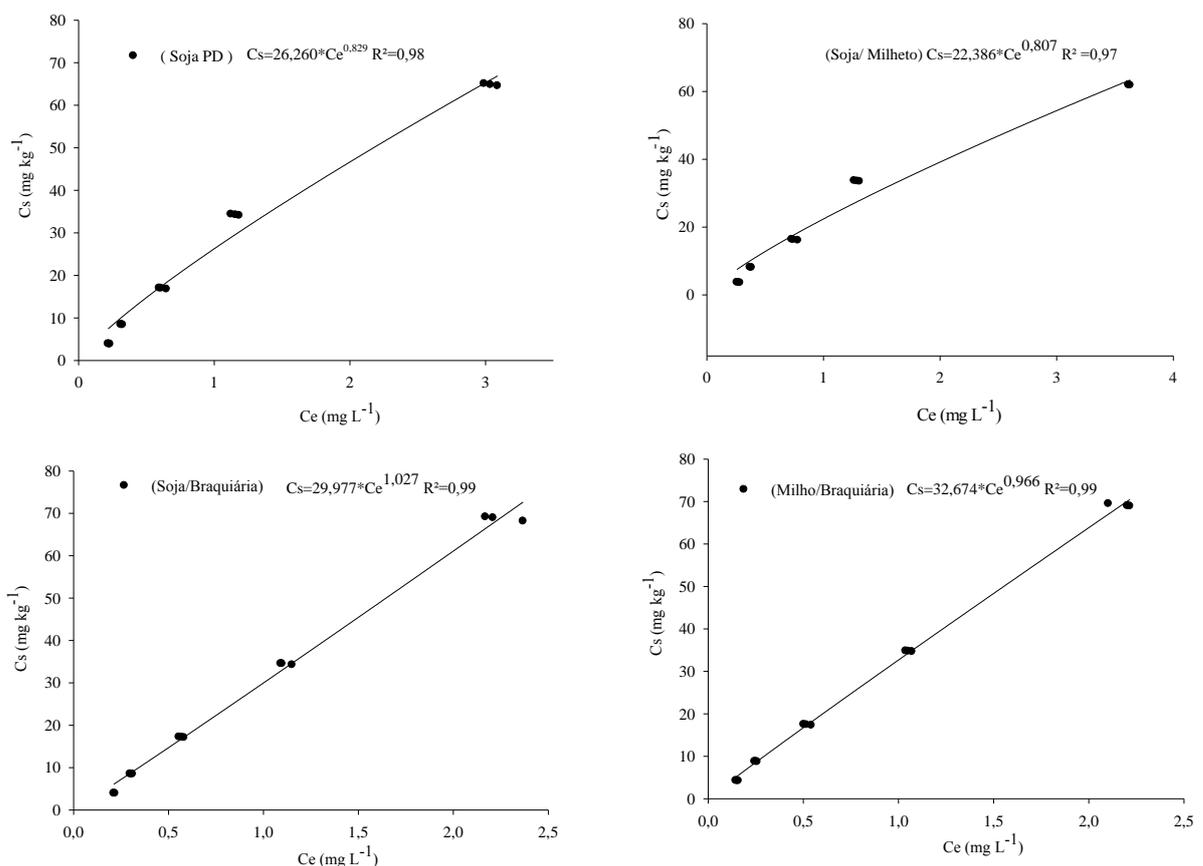


Figura 4- Cinética de sorção para o herbicida atrazina em um Latossolo Amarelo sob o cultivo de plantas de cobertura.

Dessa forma, definiu-se como tempo de equilíbrio 12 h de agitação, visando garantir o estabelecimento do equilíbrio no solo, pois, a partir desse momento não houve alteração nas quantidades sorvidas. Este resultado corrobora com Schmidt et al. (2015) que observaram a mesma tendência para a curva de cinética de sorção, selecionando o mesmo tempo de equilíbrio.

A fase rápida da reação e a estabilização da concentração na solução do solo foi a partir de 12 h, que também foram verificadas por Rocha et al. (2013) e Petter et al. (2017). Esta não linearidade deve-se ao preenchimento gradual dos locais de sorção disponíveis, que é um processo típico de interações entre agrotóxicos e o solo. Durante o período inicial de sorção existe uma grande quantidade de sítios ativos, entretanto, estes são difíceis de serem ocupados devido às forças de repulsão entre as moléculas de soluto na fase sólida e as moléculas em solução (Liu et al., 2010).

Para todos os tratamentos avaliados, a isoterma de Freundlich, ajustou-se adequadamente para descrever a cinética de sorção da atrazina em solos sob o cultivo de plantas de cobertura, com valores de coeficientes de determinação (R^2) superiores a 0,97 (Figura 5), corroborando com os valores encontrados por Martins et al. (2018).



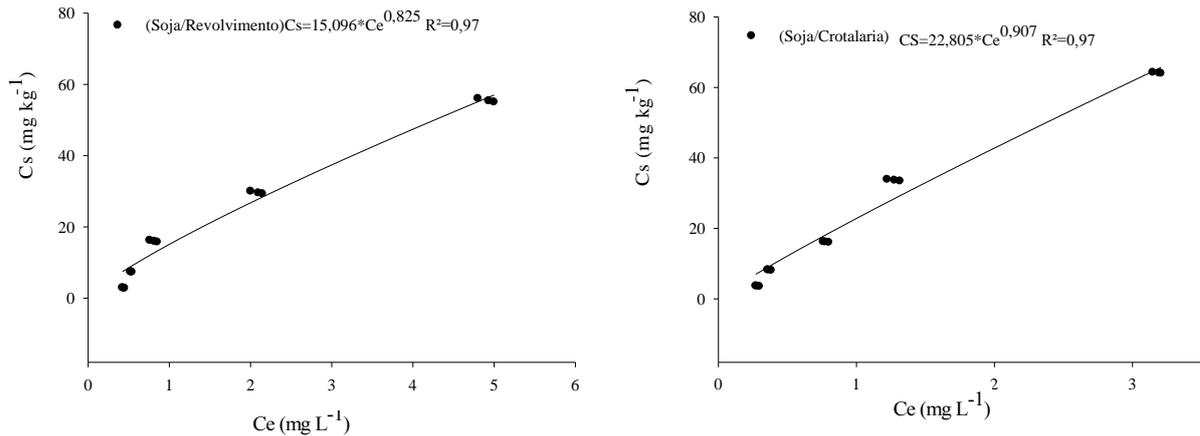


Figura 5- Isotermas de sorção de Freundlich para o herbicida atrazina em solo sob o cultivo de plantas de cobertura (soja em semeadura direta; soja e milho; soja e braquiária; milho e braquiária; soja em plantio convencional e soja e crotalaria) em Rondonópolis, MT, ($n = 3$ repetições).

Essas isotermas se enquadram no tipo L, com inclinação não linear e côncava em relação à abscissa, as quais indicam diminuição dos sítios de sorção com o aumento da concentração (Giles et al., 1960). Tal modelo, é mais utilizado para descrever o comportamento exponencial da reação entre o herbicida e o solo, sendo evidenciado por Schmidt et al. (2015) na sorção do herbicida atrazina em cultivo com o sistema plantio direto.

O uso das plantas de cobertura proporcionou aumento significativo ($p > 0,05$) nos valores de coeficiente de sorção (K_f) para atrazina, com destaque para os tratamentos de soja em rotação com braquiária e milho com braquiária, com valores de 29,977 e 32,674 respectivamente (Tabela 2), esses são superiores quando comparado à testemunha. Correia et al. (2007) constataram maiores coeficientes de sorção da atrazina no sistema plantio direto comparado ao sistema convencional. Assim como, Teixeira et al. (2018), que observaram aumento na sorção de tebuthiuron com o aumento do teor de matéria orgânica do solo.

Tabela 2- Parâmetros da isoterma de Freundlich para a sorção e dessorção de atrazina.

Plantas de Cobertura	Sorção			Dessorção		
	Kfs (L Kg ⁻¹)	1/ns	R ²	Kfd (L Kg ⁻¹)	1/nd	R ²
Soja em semeadura direta	26,260 b	0,829	0,98	138,873 a	1,050	0,99
Soja e milho	22,386 c	0,807	0,97	140,922 a	1,064	0,99
Soja e braquiária	29,977 a	1,027	0,99	127,856 c	1,037	0,99
Milho e braquiária	32,674 a	0,966	0,99	134,893 b	1,067	0,99
Soja plantio convencional	15,096 d	0,825	0,97	78,266 d	1,170	0,99
Soja e crotalaria	22,805 c	0,907	0,97	135,193 b	1,058	0,99

Médias seguidas da mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Desta maneira atribui-se estes resultados ao teor de material orgânico produzido pela cobertura morta dessas plantas, em que a origem e a quantidade podem intervir na capacidade de um herbicida em atingir o solo (Cabrera et al., 2014). Portanto, a sorção do herbicida atrazina depende do tipo de planta de cobertura utilizada, já que o solo foi o mesmo para todos os tratamentos. Corroborando com os resultados encontrados por Kasozi et al. (2012), que observaram redução nos coeficientes de sorção nas amostras que a matéria orgânica foi removida, quando comparado aos que permaneceram com o aporte orgânico.

A sorção do herbicida atrazina é controlada principalmente pelo conteúdo de material orgânico presente no solo (Zhang et al., 2018). Com base nisso, é possível afirmar que conhecer o conteúdo de matéria orgânica no solo, é uma condição essencial para recomendar a aplicação de doses do herbicida atrazina, visando a eficiência agrônômica e reduzindo os riscos ambientais decorrentes do uso deste herbicida.

Houve correlação positiva entre o coeficiente de sorção de atrazina (Kf) com as frações da matéria orgânica do solo AF (r = 0,81), AH (r = 0,68), HUM (r = 0,88), COT (r = 0,94), pH (r = -0,61) e Koc (r = 0,99), demonstrando a elevada capacidade de contribuição da MOS na sorção da atrazina. Verificou-se também correlação positiva entre plantas de cobertura e AF (r = 0,69), CL (r = 0,63), COT-solo (r = 0,70) e Koc (r = 0,73) (Tabela 3), evidenciando que a sorção do herbicida no solo aumenta com o plantio de plantas de cobertura.

Tabela 3- Estimativas das correlações de Pearson entre os coeficientes de sorção de atrazina e plantas de cobertura com os parâmetros estudados (AF, AH, HUM, CL, COT, pH e Koc).

Coeficiente/Plantas de Cobertura	AF	AH	HUM	CL	COT	pH	Koc
Kf	0,81*	0,68*	0,88**	0,15 ^{ns}	0,94**	- 0,61*	0,99**
Plantas Cobertura	0,69*	0,52 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,63*	0,70*	- 0,09 ^{ns}	0,73*

AF = Ácido fúlvico; AH = Ácido húmico; HUM = Humina; CL = carbono lábil; COT = carbono orgânico total do solo; Koc = Coeficiente de partição ao carbono orgânico; ^{ns}Não significativo; **e*Significativo ao nível $p < 0,01$ e $p < 0,05$, respectivamente.

Estes resultados corroboram com Sousa et al. (2018) e Rocha et al. (2013) que também observaram correlação positiva entre Kf e MOS de Latossolo Vermelho-Amarelo, com e sem adição de esterco, e em um Organossolo sem adição de esterco, assim como diferentes texturas, respectivamente.

A atrazina é um herbicida de base fraca que pode protonar-se, isto é, atrair íons H^+ , passando a apresentar carga líquida positiva, aumentando desta forma a sorção do herbicida as partículas do solo, quando o pH do meio é maior que a constante de dissociação da molécula (pKa) (constante de dissociação ácido/base) (Oliveira Júnior & Regitano, 2009). Estas características da molécula, indicam que a quantidade de matéria orgânica interfere no processo sortivo de atrazina, como reportado por Archangelo et al. (2005).

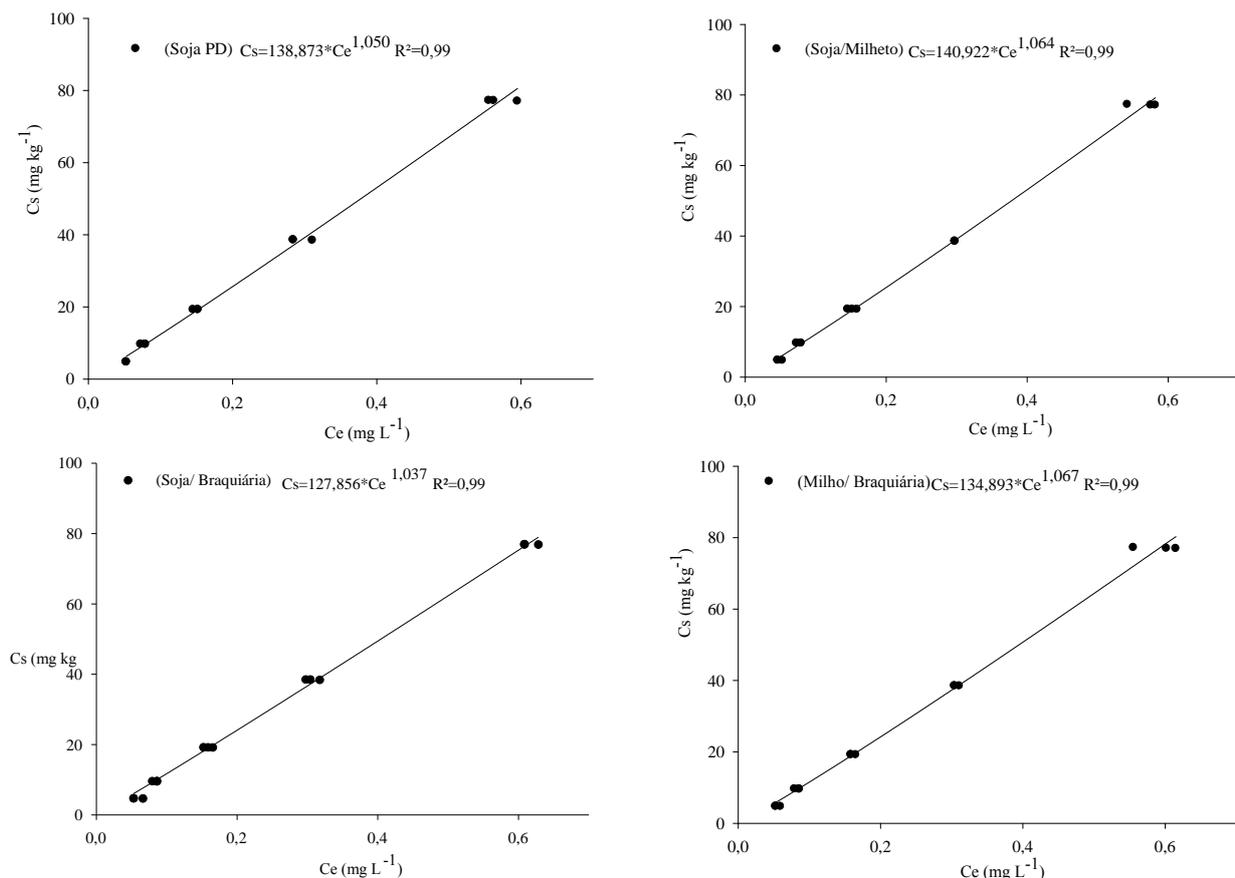
O parâmetro Koc, é considerado uma variável importante para predizer a capacidade de sorção do herbicida, pois, é influenciado pelo teor de carbono orgânico presente no solo, evidenciando a relevância da MOS neste processo. No presente trabalho observou-se correlação entre Kf e os compartimentos da matéria orgânica, que por sua vez, podem ser influenciados pelos diferentes sistemas de manejo utilizado.

Estes resultados corroboram com os de Lian et al. (2015) que relataram a influência da matéria orgânico na sorção de compostos químicos. Assim como Dick et al. (2010), que em estudo realizado com o herbicida atrazina mostrou que as frações orgânicas do solo foram os principais sorventes desta molécula. A adição de materiais orgânicos no solo, como as substâncias húmicas, promove um aumento dos sítios

sortivos do solo, o que contribui com a maior sorção e formação de resíduos ligados de herbicidas (Prata & Lavorenti, 2000).

Os coeficientes de dessorção (Figuras 6 e Tabela 2) foram maiores que a sorção K_f do herbicida atrazina, indicando que, o processo de dessorção é favorecido com o plantio das plantas de cobertura. Estes resultados corroboram com os de Sousa et al. (2018) que observaram um aumento da dessorção com a adição de esterco bovino no solo. Resultados semelhantes foram encontrados por Schmidt et al. (2015), estudando o herbicida atrazina nos sistemas de integração lavoura pecuária e no sistema de plantio direto.

Possivelmente isso esteja relacionado à natureza da matéria orgânica, já que não apenas a quantidade interfere neste processo, mas também suas características químicas e estruturais. Além dos mecanismos envolvidos na interação entre o herbicida e a matéria orgânica (Dick et al., 2010). O plantio das plantas de cobertura pode ser uma alternativa para evitar perdas de herbicidas por lixiviação em função do aumento da sorção. No entanto, a dessorção do solo não ocorre de maneira considerável, acredita-se que a qualidade da matéria orgânica influencia neste processo (Souza et al., 2018). Com isso, deve considerar o teor de matéria orgânica depositado pelas plantas de cobertura, já que auxilia tanto nos processos de sorção quanto de dessorção do herbicida atrazina.



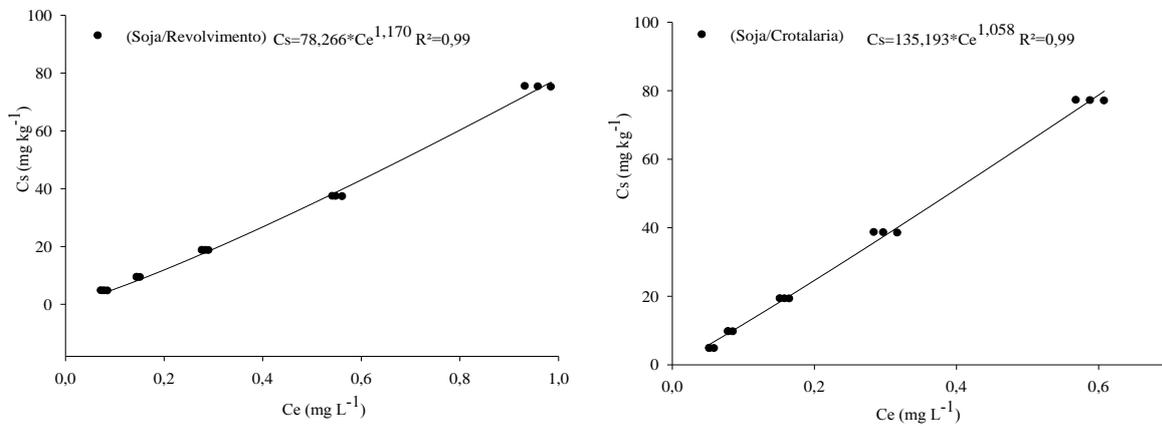


Figura 6 - Isotermas de dessorção de Freundlich para o herbicida atrazina em solo sob o cultivo de plantas de cobertura (Soja semeadura direta; Soja e Milheto; Soja e Braquiária; Milho e Braquiária; Soja convencional; Soja e crotalaria) em Rondonópolis, MT, ($n = 3$ repetições).

Ao aumentar a sorção dos herbicidas no solo, diminui sua disponibilidade na solução, evitando que o mesmo se mova na matriz do solo. Desta forma, o aumento da sorção reduz a toxidez do herbicida, imobilização e conseqüentemente a redução de sua lixiviação e transporte no ambiente (Oliveira Júnior & Regitano, 2009).

Podendo a sorção do herbicida no solo ser desejável ou não, pois dependem dos efeitos sobre o manejo das plantas daninhas, das culturas em rotação e do risco de contaminação ambiental. A sorção é desejável quando a atividade residual resulta em maior período e eficácia de controle das plantas daninhas, sendo utilizados principalmente herbicidas pré-emergentes com efeito residual prolongado (Monquero et al., 2008).

Entretanto, isso pode ser indesejável do ponto de vista agrônômico, pois quanto maior sorção dos herbicidas no solo serão necessárias maiores doses para controlar as plantas daninhas, resultando também em maior carryover para as culturas, ou seja, em injúria para as culturas ou aumento dos riscos de contaminação ambiental (Ferri & Vidal, 2002), sendo influenciados pela aplicação de técnicas de manejo do solo e pelas variáveis climáticas.

5 CONCLUSÕES

Os tratamentos com as plantas de cobertura soja e braquiária, e, milho e braquiária proporcionaram maior sorção da atrazina em Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico. Os sistemas de manejo com o uso de plantas de cobertura influenciaram os compartimentos da matéria orgânica, sobretudo o carbono orgânico total, e este por sua vez exerceu efeito na sorção da atrazina, aumentando esse fenômeno em 116% em relação ao plantio de soja convencional.

6 REFERÊNCIAS

- AGROFIT. **Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários**. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento- MAPA, 2018. <http://agrofit.agricultura.gov.br>. Acesso em 25 de janeiro de 2018.
- Andrade, S. R. B, Silva. A. A, Queiroz, M. E. L. R, Lima, C. F, D'Antonino, L. Sorção e dessorção do ametryn em argissolo vermelho-amarelo e latossolo vermelho-amarelo com diferentes valores de PH. *Planta Daninha*, Viçosa, 28, 1,177-184, 2010.
- Antony, K, Sridhar, V. K. Effect of chemical sprays and management practices on *Brachiaria ruziziensis* seed production Edna. *Field Crops Research*, 211, 19-26, 2017.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Seminário Anvisa: mercado e regulação de agrotóxicos**, 2012. <http://portal.anvisa.gov.br>. Acesso em: 18 de novembro de 2017.
- Arantes, M. C do A. S, Lima, M. J, Lima, A. L, Jesus, A. E, Julião, F. G. L, Arantes, R. K. Influência do sistema de manejo na retenção e mobilidade da atrazina em amostras de solos. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 7, 1,167-173, 2012.
- Archangelo, E. R, Prates, H. T, Ferreira, F. A. Karam, D, Ferreira, L. R, Cardoso, A. A. Sorção, dessorção e potencial de lixiviação de atrazine em solos brasileiros. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, 4, 14-27, 2005.
- Benites, V. M, Madari, B. E, Machado, P. L. O. A. (2003). Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Comunicado técnico 16, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 1-7.
- Blair, G. L, Lefroy, R. D. B, Lisle, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a Management Index, for agricultural systems. *Australian Journal Agricultural Research*, Collingwood, v.46, n.7, p. 1459-1466, 1995.
- Bonfleur, J. L, Tornisielo. L.V, Regitano, B. J, Lavorenti, A. The effects of glyphosate and atrazine mixture on soil microbial population and subsequent impacts on their fate in a tropical soil. *Water Air Soil Pollut*, 226, 21, 2015.
- Borsoi, A, Santos, R.R.P, Taffareli, E.L, Gonçalves Júnior. Agrotóxicos: histórico, atualidades e meio ambiente. *Acta Iguazu*, Cascavel, v.3, n.1, p. 86-100, 2014.
- BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989: Dispõe sobre a pesquisa, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos

- resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências.
- Diário Oficial da União República Federativa**, Brasília, DF, 11 jul. 1989. Seção
- Cabral, M. F, Souza, D. de. Alves, C. R., Machado, S. A. S. Estudo do comportamento eletroquímico do herbicida ametrina utilizando a técnica de voltametria de onda quadrada. *Eclética Química*, 28, 2, 41-47, 2003.
- Cabrera, A, Cox, L, Spokas, K, Herмосín, C. M, Cornejo. J, Koskinen, C. W. Influence of biochar amendments on the sorption–desorption of aminocyclopyrachlor, bentazone and pyraclostrobin pesticides to an agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 470–471, 2014.
- Cao, X. M. A. L, Gao, B, Harris, W. (2009). Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine. *Environmental science & technology*, v.43, n.9, p.3285–3291, 2009.
- Casara, P. K, Vecchiato, B. A, Lourencetti, C, Pinto, A. A, Dores, C. G. F. E. Environmental Dynamics of Pesticides in the Drainage Area of the São Lourenço River Headwaters, Mato Grosso State, Brazil. *Journal of the Brazilian chemical society*, v. 23, n. 9, p.1719-1731, 2012.
- Castañon, M. F. H. T, Machado Filho, A, Nemoto, P. R. L, Filho, O. S. J, Cunha. M. S. C. Fitomassa de plantas de cobertura em diferentes densidades de plantio no cerrado de Mato Grosso. *ACSA – Agropecuária Científica no Semi-Árido*, v.10, n.4, p.14-18, 2014.
- Ceccon, G. et al. Legumes and forage species sole or intercropped with corn in soybean-corn succession in Midwestern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 37, 1, 204-212, 2013.
- Cheng, M. G, Zeng, H. D. C, Lai, X. P, Zhang C, Zhu. Y. Degradação de atrazine por um novo processo Fenton-like e avaliar a influência sobre o solo tratado. *J Hazard Mater* 312: 184-191, 2016.
- Christoffoleti, J. P, Ovejero, L. F. R, Damin, V, Carvalho, P. J. S, Nicolai, M. **Comportamento dos herbicidas aplicados ao solo na cultura da cana-de-açúcar**. 1ª ed. Piracicaba. SP. BASF S.A, 2008. 90.
- Coelho, S. M, Mendonça, S. E, Lima, C. P, Guimarães, P. G, Cardoso, M. I. Qualidade da matéria orgânica de solos sob cultivo de café consórciado com adubos verdes. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v.37, p.1576-1586, 2013.

- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (Conab). **Acompanhamento da safra brasileira de grãos**. Segundo levantamento – Safra 2018/2019. Brasília, v.6,p.1-142, 2018. www.conab.gov.br. Acesso em: 15 de janeiro de 2019.
- Correia, V. F. et al. Infiltração de atrazina em Latossolo submetido aos sistemas de plantio direto e convencional. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 42, 11, 1617-1625, 2007.
- Correia, V. F, Langenbach, T. Dinâmica da distribuição e degradação de atrazina em argissolo vermelho- amarelo sob condições de clima tropical úmido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30, 183-192, 2006.
- Costa, M. E, Silva, F. H, Ribeiro, A. R. P. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. *Enciclopédia Biosfera*, Centro Científico Conhecer, Goiânia, 9, 17, 1842, 2013.
- Coutinho, B. F. C. et al. Pesticidas: mecanismo de ação, degradação e toxidez. *Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, 15, 2005.
- Dan, H. A. et al. Seletividade do atrazine à cultura do milheto (*Pennisetum glaucum*). *Planta Daninha*, 28, 1117-1124, 2010.
- Deng, H, Feng, D, He, J, Li, F, Yu, H, Ge, C. Influence of biochar amendments to soil on the mobility of atrazine using sorption-desorption and soil thin-layer chromatography. *Ecological Engineering*, v. 99, p. 381–390, 2017.
- Dick, D. P, Martinazzo, R, Knicker, H, Almeida, P. S. G. (2010). Matéria orgânica em quatro tipos de solos brasileiros: composição química e sorção de atrazina. *Química Nova*, 33, 1, 14-19, 2010.
- Dores, C. G. F. E, Lamanica-Freire. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas: vias de contaminação e dinâmica dos pesticidas no ambiente aquático. Pesticidas: *Revista de Ecotoxicol e Meio Ambiente*. Curitiba, v.9, p.1-18, 1999.
- EMBRAPA. Centro nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo. **A cultura do milheto**. Minas Gerais, Dez, 2008.
- EMBRAPA. **Cultivo de milheto**. Sistema de produção Embrapa. (Sistema de produção 3), 2016. <https://www.spo.cnptia.embrapa.br>. Acesso em 25 de janeiro de 2018.
- EMBRAPA. **Tecnologias de Produção de Soja – Região Central do Brasil 2014**. Sistemas de produção 16- EMBRABA Soja, 2014. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br>. Acesso em 20 de junho de 2018.

- Ferri, M. V. W, Vidal, R. A. Persistência do acetochlor em solo sob semeadura direta e convencional. *Planta Daninha*, Viçosa, 20, 2002.
- Garcia, M. J, Kawakita, K, Souza, C. M, Miotto, S. T. S. O gênero *Crotalaria* L. (Leguminosae, Faboideae, Crotalarieae) na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. *Revista brasileira de Biociências*, Porto Alegre, 11, 2, 209-226, 2013.
- Giles, C. H, Macewan, H. T, Nakhwa, N. S. e Smith, D. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *Journal Chemistry Society*, 3, 3973- 3993, 1960.
- Jacobi, M. C, Ramalho, M, Silva, M. Pollination Biology of the Exotic Rattleweed *Crotalaria retusa* L. (Fabaceae) in Brazil. *Biotropica*, 37, 3, 357-363, 2005.
- Kasozi, G. N, Kedi-kizza, P, Zimmerman, A. R. Sorption of atrazine and ametryn by carbonatic and non-carbonatic soils of varied origin. *Environmental Pollution*, v. 169, p. 12-19, 2012.
- Karlsson, A. S, Weihermüller, L, Tappe, W, Mukherjee, S, Spielvogel, S. Estimativa dos resíduos de boscal de campo e da meia-vida de dissipação em solo arenoso. *Chemosphere* 145: 163–173, 2016.
- Lian, F, Sun, B, Chen, X, Zhu, L, Liu, Z, Xing, G. Effect of humic acid (HA) on sulfonamide sorption by biochars. *Environmental Pollution*, 204, 306-312, 2015.
- Liu, Y, Xu, Z, Wu, X, Gui, W, Zhu, G. Adsorption and desorption behavior of herbicide diuron on various Chinese cultivated soils. *Hazardous Materials*, 178, 462-468.
- Londres, F. (2011). **Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida**. Rio de Janeiro: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 190.
- Loss, A. et al. Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. *Bragantia*, Instituto Agrônomo de Campinas, 69, 4, 913-922, 2010.
- Mancuso, C. A. M, Negrisoli. E, Perim, L. Efeito residual de herbicidas no solo (“Carryover”). *Revista Brasileira de Herbicidas*, v.10, n.2, p.151-164, 2011.
- Martin, M. S, Kaokana, S. R, Zwieten, V. L, Krull, E. Marked changes in herbicide sorption–desorption upon ageing of biochars in soil. *Journal of Hazardous Materials*, 231– 232, 2012.

- Martins, C. E. et al. Sorption and desorption of atrazine on soils: The effect of different soil fractions. *Geoderma*, v.322, p.131–139, 2018.
- Martins, R. C, Lopes, A. W, Andrade, B. J. (2013). Solubilidade das substâncias orgânicas. *Química Nova*, v. 36, n. 8, p.1248-1255, 2013.
- Mingotte, F. L. C, Yada, M. M, Jardim, A. C, Fiorentin, C. F, Lemos, L. B, Fornasierl Filho, D. (2014). Sistemas de cultivo antecessores e doses de nitrogênio em cobertura no feijoeiro em plantio direto. *Bioscience Journal*, Uberlândia, 30, 696-706, 2014.
- Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Agrotóxicos**. <http://www.agricultura.gov.br>. Acesso em 18 de novembro de 2017.
- Monquero, P. A. et al. Eficiência de herbicidas pré-emergentes após períodos de seca. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, 26, 1, 185-193, 2008.
- Nascimento, C. P, Lani, L. J, Mendonça, E de S, Zoffoli, O. J. H, Peixoto, M. T. H. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do espírito santo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34, 339-348, 2010.
- OECD guidelines for the testing of chemicals. Sorption/desorption using a batch equilibrium method OECE Test Guideline, 106. Paris, 2000.
- Oliveira Júnior, S. R, Constantin, J, Inoue, H. M. **Biologia e Manejo de Plantas Daninhas**. 22 ed. Curitiba. PR. 2011. 348.
- Oliveira Júnior, R. S, Regitano, J. B. Dinâmica de pesticidas no solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. Química e mineralogia do solo. Viçosa: *Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, p.187-248, 2009.
- Oliveira, M. S, Almeida, M. E. R, Migliavacca, A. R, Favorin, L. J. Importância do sistema de plantio direto (SPD) para a cultura do milho. *Visão agrícola*, 13, 2015.
- Pacheco, P. L, Monteiro, S. M. M, Silva. F. R, Soares, S. L, Fonseca, L. W, Nóbrega, A. C. J, Petter, A. F, Alcântara Neto, F, Osajima, A. J. Produção de fitomassa e acúmulo de nutrientes por plantas de cobertura no cerrado piauiense. *Bragantia*, Campinas, 72, 3, 237-246, 2013.
- Pacheco, P. L, Pires, R. F, Monteiro, P. F, Procópio, O. S, Assis, L. R, Carmo, L. M.; Petter, A. F. Desempenho de plantas de cobertura em sobressemeadura na cultura da soja. *Pesquisa agropecuária brasileira*, Brasília, 43, 7, 815-823, 2008.

- Paradelo, R. C. C. M. et al. Retention of quaternary ammonium herbicides by acid vineyard soils with different organic matter and Cu contents. *Geoderma*, 293, 26–33, 2017.
- Peche Filho, A. (2005). Mecanização do Sistema Plantio Direto. **Informações técnicas**, Campinas, 57, 1.
- Pereira Filho, A. I, Ferreira, S. A, Coelho, M. A, Casela, R. C, Karam, D, Rodrigues, S. A. J, Cruz, C. J, Waquil, M. J. (2003). **Manejo da Cultura do Milheto**. Sete Lagoas: EMBRAPA.
- Petter, F. A, Ferreira. S. T, Sinhoin, P. A, Lima, B. L, Almeida, A. F, Pacheco, P. L, Silva, A. S. Biochar Increases the Sorption and Reduces the Potential Contamination of Subsurface Water with Diuron in Sandy Soil. *Pedosphere*, 2017.
- Prata, F. Influência da matéria orgânica na sorção e dessorção do glifosato em solos com diferentes atributos mineralógicos. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 24, 947-951, 2000.
- Prata, F, Lavorenti, A. Comportamento de herbicidas no solo: influência da matéria orgânica. *Revista biociências*, Taubaté, v.6, n.2, p.17-22, 2000.
- Primo, C. D, Menezes, C. S. R, da Silva, O. T. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. *Scientia plena*, 7, 5, 2011.
- Procópio, S. O, Pires, F. R, Werlang, R. C, Silva, A. A, Queiroz, E. L. R, Neves, A. A, Mendonça, E. S, Santos, J. B, Egreja Filho, F. B. Sorção do Herbicida Atrazine em Complexos Organominerais. *Planta Daninha*, Viçosa, 19, 3, 391-400, 2001.
- Ren, X, Zeng, G, Tang, L, Wang, J, Wan, J, Liu, Y, Yu, J, Yi, H, Ye, S, Deng, R. Sorption, transport and biodegradation – An insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil. *Science of the Total Environment*, 1154–1163, 2018.
- Rocha, P. R. R. et al. Sorção e dessorção do diuron em quatro Latossolos brasileiros. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, 31, 1, 231-238, 2013.
- Rossi, Q. C, Pereira, G. M, Giacomo, G. S, Betta, M, Polidoro, C. J. Frações húmicas da matéria orgânica do solo cultivado com soja sobre palhada de braquiária e sorgo. *Bragantia*, Campinas, 70, 3, p.622-630, 2011.
- Schmidt, D. T, Salton, C. J, Scorza Júnior, P. R. Sorção e dessorção de tiacetoxam e atrazina em solo sob diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 19, 6, 613–618, 2015.

- Schreiber, F, Scherner, A, Andres, A, Concenço, G, Ceolin, C. C, Mantins, B. M. Experimental methods to evaluate herbicides behavior in soil. *Revista Brasileira de Herbicidas*, 17, 1, 71-85, 2018.
- Sheets, T. J, Crafts, A. S. The phytotoxicity of four phenylurea herbicides in soil. *Weeds*. 5:93-101. 12, 1957.
- SINDIVEG. **Defensivos Agrícolas: Importação de produtos técnicos e formulados cai em 2015**. 13 ed, 2016. <http://sindiveg.org.br/>. Acesso em 26 de novembro de 2017.
- Sousa, G. V, Pereira, G. A. M, Teixeira, M. F. F, Faria, A. T, Paiva, M. C. G, Silva, A. A. Sorption and desorption of diuron, hexazinone and mix (diuron + hexazinone) in soils with different attributes. *Planta Daninha*, 36, 1-18, 2018.
- Suddaby, A. L, Beinum, V. W, Oliver, G. R, Kuet, S, Brown, D. C. Long-term experiments to investigate irreversibility in sorption of pesticides to soil. *Chemosphere*, v.162, p. 40-47, 2016.
- Talbert, R. E, Fletchall, O. H. Inactivation of simazine and atrazine in the field. *Weeds* 12:33-37, 1964.
- Teixeira, M. F. F, Silva, A. A, Nascimento, M. A, Vieira, L. S, Teixeira, T. P. M, Souza, M. F. Effects of adding organic matter to a red-yellow latosol in the sorption and desorption of tebuthiuron. *Planta Daninha*, 36, 1-8, 2018.
- Timossi, P.C, Durigan, J.C, Leite, G.J. Formação de palhada por braquiárias para adoção do sistema plantio direto. *Bragantia*, Instituto Agronômico de Campinas, 66, 4, 617-622, 2007.
- Vivian, R. Guimarães, A. A, Queiroz, M. E. L. R, Silva, A. A, Reis, M. R, Santos, J. B. Adsorção e dessorção de trifloxysulfuron-sodium e ametryn em solos brasileiros. *Planta Daninha*, Viçosa, 25, 1, 97-109, 2007.
- Zhang, P, Ren. C, Sun. H, Min. L. Sorption, desorption and degradation of neonicotinoids in four agricultural soils and their effects on soil microorganisms. *Science of the Total Environment*, 615, 59-69, 2018.