

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR**

**COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE**

Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares

Interação da Sulfadiazina em Solo Urbano na Cidade do Recife-PE

Emídio Dias da Silva Júnior

Orientador: Prof. Dr. Antônio Celso Dantas Antonino

Co-orientador: Prof. Dr. Alexandre Ricardo Pereira Schuler

Recife, PE

Agosto, 2016

Emídio Dias da Silva Júnior

Interação da Sulfadiazina em Solo Urbano na Cidade do Recife-PE

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares para obtenção do título de Mestre em Ciências, Área de Concentração: Aplicação de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente/ Física dos Solos.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Celso Dantas Antonino

Co-orientador: Prof. Dr. Alexandre Ricardo Pereira Schuler

Recife, PE
Agosto, 2016

Catálogo na fonte
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

S586i Silva Júnior, Emídio Dias da.
Interação da sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife-
PE. / Emídio Dias da Silva Júnior. - Recife, 2016.
61 f. : il., figs., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Celso Dantas Antonino.
Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Ricardo Pereira Schuler.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.
CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e
Nucleares, 2016.
Inclui referências e apêndice.

1. Ciência dos solos. 2. Sulfadiazina. 3. Transporte de
antibióticos. 4. Contaminantes emergentes. I. Antonino, Antônio
Celso Dantas, orientador. II. Schuler, Alexandre Ricardo Pereira,
coorientador. III. Título.

CDD 631.4 (22. ed.)

UFPE
BDEN/2017-04

Interação da Sulfadiazina em Solo Urbano na Cidade do Recife-PE

Emídio Dias da Silva Júnior

APROVADA EM: 26.08.2016

ORIENTADOR: Prof. Dr. Antônio Celso Dantas Antonino
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Alexandre Ricardo Pereira Schuler

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Manuella Virginia Salgueiro Gondim – DEN/UFPE

Prof. Dr. Valmir Felix de Lima – DEQ/UFPE

Prof. Dr. ARTUR PAIVA COUTINHO – CAA/UFPE

Visto e permitida a impressão

Coordenadora do PROTEN/DEN/UFPE

A Deus, por toda força e nunca ter me deixado na mão em momentos difíceis, à minha esposa Vanderleia Germano e ao meu filho Carlos Eduardo Dias, aos meus pais de criação Johnson Floriano e Maria Floriano por terem me concedido o necessário para caminhar até aqui, ao meu amigo Flávio Ferreira, pelo apoio e palavras de incentivo nessa caminhada.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a DEUS, que me deu vida e sabedoria, e que me proporciona força para continuar a caminhada em busca dos meus objetivos. A minha companheira de longas e duras jornadas, minha amiga, minha esposa Vanderleia Germano da Silva, pelo constante apoio, carinho e compreensão, parceira de muitas travessias e porto de inúmeras chegadas.

Aos meus pais, que me ensinaram a não temer desafios e a superar os obstáculos com humildade, ao meu filho Carlos Eduardo pelo carinho e a ausência em alguns momentos. Em especial, ao meu orientador Prof. Dr. Antonio Celso Dantas Antonino, que me estendeu a mão quando mais precisei, além das suas competentes observações que contribuíram de forma inestimável para a realização deste trabalho. Obrigado por ter acreditado em mim, pela confiança; obrigado por nunca ter me deixado sozinho, mesmo no momento em que o senhor teve o direito de se ausentar. Ao meu Professor e Amigo, Co-orientador Dr. Alexandre Ricardo Pereira Schuler, a minha eterna gratidão. Eu nunca imaginei viver um momento de pleno crescimento, como vivi no mestrado. Eu serei sempre grato ao senhor por todas as oportunidades que eu tive de poder crescer sob o seu olhar. Obrigado pelos momentos que me deu atenção.

Ao professor Dr. Artur Paiva Coutinho, pelos ensinamentos e prontidão e pelas palavras de ânimo nos momentos difíceis. Aos amigos do Grupo de Física dos Solos: Wellington, Severino Neto, Rodolfo, Angelim, Márcia, Edevaldo, Manuella, Cassia, Aldisley, Ana Emília, Fernando Xavier, Fernando Cunha, Larissa, Carlas, Rodrigo, Carlos Almeida, Ebenezer, aos meus amigos de DEN, Nilson Medeiros, Dário Primo e Fabiano pelo excelente convívio nesse período de pós-graduação ao Departamento de Energia Nuclear pela infraestrutura disponibilizada. Ao Laboratório de Cromatografia Experimental do Departamento de Engenharia Química da UFPE, na pessoa de Professor Dr. Valmir Felix de Lima pela disponibilidade dos equipamentos para tratamento das amostras. A todos os outros professores do DEN-UFPE pela colaboração em minha formação. Aos Funcionários do DEN: Mauricio, Nazaré, Kalidia, Nilvânia e Zacarias e aos profissionais que fazem valer o sentido da palavra equipe, através de gestos e atos. A todos aqueles que participaram de forma direta ou indiretamente para minha formação, e aos colegas e professores pelo incentivo que me fez trilhar o caminho acadêmico com sabedoria.

RESUMO

A expansão da urbanização de forma desordenada é responsável por impactos negativos na infraestrutura dos centros urbanos, a população e ao meio ambiente, dentre elas a erosão, o desmatamento e a poluição das águas e do ar, desequilibrando e descaracterizando todo o sistema hídrico. Os aquíferos urbanos apresentam uma vulnerabilidade pela contaminação e os efeitos causados são de difícil reversibilidade. Neste contexto estão os antibióticos que são amplamente aplicados para tratamento das patologias em seres humanos e animais e sua alta fabricação e consumo impõe um risco potencial para o ecossistema. No Brasil a venda de antibióticos já foi por muito tempo livre tendo como consequência o uso inapropriado dos mesmos, sendo classificado como o quinto país onde as pessoas mais fazem uso de medicação sem prescrição. Dentre esses medicamentos está a Sulfadiazina (SDZ), um antibiótico classificado como contaminante emergente, uma molécula pertencente ao grupo das Sulfonamidas, que apresenta alta dispersão no ambiente. Resíduos de fármacos mesmo em baixas concentrações podem exercer uma influência sobre a seleção de populações bacterianas. Este estudo teve como finalidade compreender os mecanismos de interação sorção e dessorção da Sulfadiazina em um solo urbano na Região Metropolitana do Recife. Os ensaios de laboratório foram divididos em análises físicas e químicas, determinação da cinética e da isoterma de adsorção e análise por Cromatografia líquida de Alta Eficiência (CLEA), em cinco camadas de solos, observando a mobilidade e a concentração da molécula no ambiente. Os resultados obtidos mostram que a Sulfadiazina dispersa no solo apresenta um risco de contaminação a aquíferos superficiais e subterrâneos.

Palavras-chave: Sulfadiazina, Transporte de Antibióticos, Contaminantes Emergentes.

ABSTRACT

The expansion of disorderly manner urbanization is responsible for negative impacts on the infrastructure of urban centers, the population and the environment, among them erosion, deforestation and pollution of water and air, desequilibrando and descaracterizando entire water system. Urban aquifers present a vulnerability for contamination and the effects caused are difficult reversibility. In this context are the antibiotics that are widely applied for the treatment of diseases in humans and animals and their high production and consumption poses a potential hazard to the ecosystem. In Brazil the sale of antibiotics has been a lot of free time resulting in the improper use thereof, being ranked as the fifth country where people make more use of medication without prescription. Among these drugs is Sulfadiazine (SDZ), classified as an antibiotic emerging dopant, a molecule belonging to the group of the sulfonamides, which has high dispersion in the environment. Waste pharmaceuticals even at low concentrations can have an influence on the selection of bacterial populations. This study aimed to understand the mechanisms of interaction sorption and desorption of sulfadiazine in an urban soil in the Metropolitan Region of Recife. Laboratory tests were divided into physical and chemical analysis, and kinetic adsorption isotherm is analyzed by high-performance liquid chromatography (HPCL) in five layers of soil, observing the mobility and the concentration of molecule in the environment. The results show that sulfadiazine scattered on the ground presents a risk of contamination of surface and underground aquifers.

Keywords: Sulfadiazine, antibiotics transportation, emerging contaminants.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

	Página
Figura 01 - Mapa da região metropolitana do Recife	15
Figura 02 - Estrutura molecular da Sulfadiazina	19
Figura 03 - Estruturas moleculares do Acetil Sulfadiazina e 4-hidroxi-Sulfadiazina	20
Figura 04 - Triângulo de Classificação Textural	23
Figura 05 - Diagrama esquemático considerando o solo como um sistema trifásico	24
Figura 06 - Localização da área de coleta das amostras	30
Figura 07 - a) Método do densímetro e b) peneiramento do solo	31
Figura 08 - Sulfadiazina obtida da Sigma Aldrich utilizada para preparo de solução	32
Figura 09 - Cromatógrafo líquido de alta eficiência	34
Figura 10 - Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem	38
Figura 11 - Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem solo	39
Figura 12 - Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem. Camada de 40 a 60 centímetros.	40
Figura 13 - Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem. Camada de 40 a 60 centímetros.	41
Figura 14 - Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem. Camada de 80 a 100 centímetros	41
Figura 15 - Valores das capacidades de sorção em equilíbrio, Se_1 e Se_2 ; das taxas constantes de sorção, k_1 , k_2 e k_i ; e dos coeficientes de determinação, r^2 para as camadas (0-20 cm, 2-40 cm, 40-60 cm e 60-80 cm) do solo urbano na cidade do Recife	44
Figura 16 - Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem. Camada de 80 a 100 centímetros.	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 01	Constantes físicas e químicas da sulfadiazina	19
Tabela 02	Característica física do solo urbano na região metropolitana do Recife	35
Tabela 03	Característica química do solo urbano na região metropolitana do Recife	36
Tabela 04	Coeficiente de determinação, coeficiente de massa residual e razão dos desvios para os modelos de 1º e de 2º ordem	41
Tabela 05	Valores das capacidades de sorção em equilíbrio, S_e e S_{e2}; das taxas constantes de sorção, k_1, k_2 e k_i; e dos coeficientes de determinação, r^2 para as camadas (0-20 cm, 2-40 cm, 40-60 cm e 60-80 cm) do solo urbano na cidade do Recife	43
Tabela 06	Parâmetros de adsorção de Freundlich, Langmuir e Isoterma Linear	43

LISTA DE SIGLAS OU SIMBOLOS

Símbolo	Significado	Unidade
C_{eq}	Concentração do soluto em equilíbrio	$M \cdot L^{-3}$
C_f	Concentração de fluxo	$M \cdot L^{-3}$
C_r	Concentração residente	$M \cdot L^{-3}$
J_c	Fluxo convectivo	$M \cdot T \cdot L^{-2}$
J_s	Fluxo de soluto	$M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$
M_a	Massa de ar	M
M_l	Massa de líquido	M
M_s	Massa de sólido	M
M_{sol}	Massa do soluto	M
n	Parâmetro de ajuste	
k_f	Coefficiente de adsorção	$M \cdot M^{-1}$
q	Fluxo de Darcy	$L \cdot T^{-1}$
S	Fração de soluto adsorvida aos sólidos	$M \cdot M^{-1}$
W	Umidade a base de massa	$M \cdot M^{-1}$
v_a	Volume de ar	L^3
v_l	Volume de l	L^3
v_p	Volume de poros	L^3
v_s	Volume de sólidos	L^3
ε	Porosidade	Adimensional
θ	Umidade volumétrica	$L^{-3} \cdot L^{-3}$
θ_r	Umidade residual	$L^{-3} \cdot L^{-3}$
θ_s	Umidade de saturação	$L^{-3} \cdot L^{-3}$
ρ_g	Densidade da partícula	$M \cdot L^{-3}$

SUMÁRIO

1. Introdução	14
2. Revisão de Literatura	17
2.1 Região Metropolitana do Recife	17
2.2 Contaminantes Emergentes	18
2.3 Comportamento de Antibióticos no Solo	19
2.4 Sulfadiazina	21
2.5 O solo e suas características	24
2.4.1 Solos leves	24
2.4.2 Solos médios	24
2.4.3 Solos pesados	24
2.4.5 Triângulo Textural	25
2.6 Definição das variáveis	26
2.6.2 Do soluto no solo	26
2.7 Sorção	27
2.8 Adsorção	28
2.9 Isoterma de Freundlich	29
2.10 Isoterma de Langmuir	29
3. MATERIAIS E MÉTODOS	31
3.1 Caracterização do Solo de Estudo	31
3.2 Coleta, preparação e análise do solo	32
3.3 Granulometria	33
3.4 Determinação da matéria orgânica	33
3.4.1 Cálculo do teor de carbono orgânico	33
3.5 Sulfadiazina	34
3.6 Cinética de Adsorção	34
3.7 Isoterma de Adsorção	34
3.8 Análise Cromatográfica	35
3.9. Análise pelo EDX.	36
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	37

4.1 Características físicas do solo	37
4.2. Característica química	37
4.3. Cinética de Adsorção	40
4.4. Isotermas de adsorção	47
5. CONCLUSÃO	50
5.1 Perspectivas	51
Referências	52
Apêndice	

1. INTRODUÇÃO

O processo de industrialização proporciona uma expansão na urbanização, uma parte dessa expansão vem devido ao abandono do homem do campo, que busca uma melhor condição de vida, saindo de áreas rurais para centros urbanos. A urbanização foi crescente nas grandes cidades devido o êxodo rural, que causou grande atrativo pelo desenvolvimento econômico e a oportunidade de emprego, contudo, atraem grandes problemas, provocado pelo crescimento desordenado das cidades, causando impactos negativos na infraestrutura dos centros urbanos, a população e ao meio ambiente.

A ascensão e expansão das atividades humanas, combinada com a constante mudança de processos naturais, é uma das principais causas da fragmentação de habitats, assim tornando o meio ambiente potencialmente vulnerável (CANIANI; DONATELLA, et al., 2016). A poluição difusa é uma temática fortemente afetada por ações antropogênicas e devido ao grande crescimento urbano os desafios relacionados com a poluição do solo tornaram-se muito importante pela emissão contínua e de longo prazo de contaminantes de baixos níveis de riscos, o problema é que o ambiente terrestre atua como um dissipador devido a sua capacidade de reter poluentes e assim no longo prazo afetar negativamente o solo e a saúde humana e animal (CACHADA, et al., 2009, 2012, 2013; WANG, et al., 2015a, 2015b).

Essas regiões foram as primeiras áreas de risco ameaçadas pelo efeito antrópico, poluindo o meio ambiente através de produtos químicos de interesse ambiental, poluentes ambientais ou contaminantes emergentes no qual tem um efeito adverso sobre a água, solo e microrganismos vivos, esses produtos de preocupação ambiental também podem ser classificados como contaminantes de desregulação endócrina (SCHULTZ, 2014).

Contaminantes emergentes orgânicos (EOCs) são definidos como naturais ou sintéticos ocorrendo em substâncias que normalmente não são monitorados no ambiente, mas que podem induzir efeitos conhecidos e indesejáveis sobre os seres humanos e ecossistemas (STUART et al., 2012). Diferentes classes incluem esses EOCs, tais como produtos farmacêuticos, de limpeza, produtos de cuidados pessoais, sendo um grande número de contaminantes que não estão incluídos numa lista para serem monitorados, uma exposição ao meio aquático pode resultar em efeitos não só ao sistema endócrino, como também ao sistema imunológico devido a utilização indiscriminada de fármacos (MEFFE, 2014). As alterações ambientais oriundas do crescimento desordenado das grandes cidades vêm gerando graves consequências ao meio ambiente, dentre elas a erosão, o desmatamento e a poluição das águas

e do ar, desequilibrando e descaracterizando todo o sistema hídrico (SERRETI; MARTINS; ALVES; 2015).

Alterações ambientais acontecem por diversas formas, muitas ocorrem naturalmente e outras são oriundas de intervenções humanas. No entanto, o desenvolvimento tecnológico presente nas culturas das comunidades tem colaborado para que essas alterações no ambiente se intensifiquem, especialmente no meio urbano (FERNANDEZ, 2004). Dados apresentam que mais de 84,4% da população brasileira vivem na zona urbana (IBGE, 2010). A falta de conhecimento da população e dos profissionais de diferentes áreas que não possuem informações adequadas sobre contaminação ambientais e de contaminação da água resulta em altos custos à saúde pública.

Os aquíferos urbanos apresentam vulnerabilidade pela contaminação devido a atividades urbanas e industriais, assim também como o despejo de uma variedade de contaminantes. Mesmo que o solo retarde a propagação dos contaminantes, os efeitos causados são de difícil reversibilidade (GARCÍA-GALÁN, et al.; 2011). O impacto ambiental causado por resíduos sólidos no solo pode refletir negativamente nos ambientes políticos, sociais, econômicos e bióticos e a sua gestão é de grande relevância na sociedade moderna (GHIANI, et al.; 2012). Neste contexto os antibióticos são amplamente aplicados para tratamento das patologias em seres humanos e animais e sua alta fabricação e consumo impõe um risco potencial para o ecossistema, fazendo com que espécies patológicas criem uma maior resistência aos medicamentos utilizados (SZCZEPANOWSKI, et al.; 2009).

No Brasil, a venda de antibióticos já foi por muito tempo livre tendo como consequência o uso inapropriado dos mesmos. A Organização Mundial de Saúde (OMS) diz que 50% dos casos em que se utilizam fármacos são convencionalmente dispensáveis (WHO; 2014). Estima-se que a automedicação é feita por pelo menos 80 milhões de brasileiros, sendo o Brasil, classificado como o quinto país onde as pessoas mais fazem uso de medicação sem prescrição. Dentre esses medicamentos está a Sulfadiazina (SDZ), uma molécula pertencente ao grupo das Sulfonamidas, que apresenta alta dispersão no ambiente (HALLING-SORENSEN et al.; 1998; Y. XU, et al.; 2015).

Motivo de grande pesquisa pelo seu comportamento incisivo na pecuária no Brasil e em países produtores (REGITANO; LEAL, 2010). A eliminação do fármaco no solo, causa a seleção genética de bactérias resistentes, inclusive patógenos humanos aumentando a preocupação ambiental pela ingestão e liberação do antibiótico no solo (BARCELÓ et al., 2003). Alguns antibióticos têm sido detectados no solo, pois esses medicamentos são metabolizados e em seguida excretados no meio ambiente, não só de forma indireta, mas,

também direta. Resíduos de antibióticos mesmo em baixas concentrações podem exercer uma influência sobre a seleção de populações bacterianas (KUMMERER; 2009; KIM, et al.; 2010; HEUER ,et al.; 2011). No Brasil no ano 2014, órgãos governamentais implantaram o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), com apoio de outros órgãos, que visam a fiscalização, o abastecimento de água potável, a limpeza urbana e o manejo de sólidos, drenagem e manejo de águas pluviais e esgoto sanitário, metas estabelecidas num período de 20 anos (PLANSAB, 2013). Assim, a proposta do presente estudo é de fundamental importância por se tratar de um tema com poucas informações no estado de Pernambuco e em particular a Região Metropolitana do Recife e que certamente irá contribuir de forma relevante com informações que irão facilitar outros trabalhos futuros.

O objetivo geral deste trabalho é estudar os mecanismos de transporte e interação da molécula de sulfadiazina em solo com alterações antrópicas na região metropolitana do Recife, assim quantificar a etapa sorvida, através de modelos matemáticos que melhor se adequam em função do tempo e da concentração, para melhorar e proteger a saúde do meio ambiente.

2.0 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Região Metropolitana do Recife

O Estado de Pernambuco é dividido por várias regiões, destas regiões podemos destacar a Região Metropolitana do Recife (RMR) com 321 Km² de extensão, uma região populosa, que concentra 4.046.845 habitantes dados do (IBGE, 2013). A sua ocupação se dá pelos fatores de sua boa rede hídrica natural, concentração de valor imobiliário e disponibilidade de equipamentos e serviços de infraestrutura. Análises de dados entre 2009 até 2013 mostra que a região a precipitação média variada, onde a mais alta foi 3245,7 mm e a mais baixa foi de 1604 mm (OLIVEIRA, 2014). Estudos recentes indicam que vem mostrando uma mudança nos padrões pluviométricos da (RMR), estas mudanças decorrem devido a fatores naturais ou fatores antrópicos (NOBREGA, 2015).

A região metropolitana do Recife foto 01 abrange os municípios que estão numerados de acordo com: 1- Abreu e Lima, 2- Araçoiaba, 3- Cabo de Santo Agostinho, 4- Camaragibe, 5- Igarassu, 6- Ilha de Itamaracá, 7- Ipojuca, 8- Itapissuma, 9- Jaboatão dos Guararapes, 10- Moreno, 11- Olinda, 12- Paulista, 13- Recife e 14- São Lourenço da Mata (IBGE, 2013).

Figura 1. Mapa da região metropolitana do Recife



Fonte: adaptado de base cartográfica do IBGE

Temos que destacar que a RMR oferece serviços para todo o estado pelo maior número de indústrias, grande turismo pela parte histórica dos municípios, como outro pilar de sua economia, a agroindústria voltada para o álcool e o açúcar e o cultivo de frutas e hortaliças, atualmente, a Região Metropolitana do Recife registra expressivos sinais de

deterioração ambiental, como desmatamento, a contaminação de solos e aquíferos superficiais e subterrâneos, aumento da poluição atmosférica e visual, e erosão de encostas, e alagamentos, todos resultantes da ação antrópica. (BITOUN; MIRANDA; SOUZA; 2006).

2.2 Contaminantes Emergentes

A preocupação com a poluição da água tem aumentado devido a presença de substâncias emergentes, que compromete aquíferos superficiais e subterrâneos, tal apreensão estabeleceu uma lista de 45 compostos prioritário que representa um risco de contaminação ao ecossistema. (ROBLES-MOLINA, et al; 2014). A natureza perigosa desses poluentes priorizada por sua toxicidade em conjunto a alta estabilidade química e biológica, e uma alta lipofilicidade, que tem acúmulo de certos produtos nos tecidos adiposos dos peixes e outros animais de nossa cadeia alimentar, que chega até a população através de rotas alimentares (BARRON, de 1990; KELLY et al., 2004). Devido ao crescimento populacional e o aumento da produção agrícola e das atividades industriais têm sido uma necessidade maior a utilização da água nessas atividades, assim expondo mais os recursos hídricos a contaminação, por várias fontes devido à eliminação residual acidental ou intencional de substâncias. (BARNES et al., 2008).

Figura 2. Meios de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, pelo despejo de contaminantes e falta de saneamento adequado da rede de esgoto



Fonte: <http://www.elnuevodia.com/tecnologia/tecnologia/nota/alarmanteacumulaciondecontaminantesemergentes encuerposdeagua-2135082/> e http://www.agua.bio.br/botao_d_M.htm

A maior parte destes contaminantes que são liberados em ambientes aquáticos onde serão incorporados em sedimentos, estes depósitos podem depois atuar como fonte de maior contaminação as águas e ao meio ambiente (ROBLES-MOLINA, et al; 2014). Por isso, diferentes estudos têm sido realizados para medir a ocorrência e importância das substâncias prioritárias em diferentes tipos de amostras de água, e águas residuais (BARCO-BONILLA et al; 2013). Recentemente os poluentes orgânicos têm ganhado destaque nesse cenário, pois muitos deles não são regulamentados, estes incluem os produtos farmacêuticos, de higiene pessoal e desinfetantes, entre outros.

O destino e a concentração desses poluentes dependem de vários parâmetros, tais como posição geográfica, a eficácia de tratamento de águas residuais, a proximidade de estações de tratamento e condições meteorológicas, principalmente precipitação (KASPRZYK-HORDERN et al; 2008). Nos últimos anos, um grande número de contaminantes micro-orgânico foi encontrado águas superficiais e subterrâneas pelo mundo (MEFFE et al; 2013). Devida essa descoberta os contaminantes emergentes tem sido um assunto preocupante, pois seus grupos de compostos biologicamente ativo e amplamente difundido no ambiente aquático tendem a persistir e junto com sua ineficiente remoção por processos tradicionais de tratamento de águas podem causar vários distúrbios na saúde humana e ecológica (YAN, et al; 2015).

2.3 Comportamento de Antibióticos no Solo.

Grandes quantidades de antibióticos são utilizadas de formas distintas e muitas dessas substâncias não são metabolizadas no organismo animal e tem sido detectada cada vez mais a presença de seus resíduos em águas superficiais e subterrâneas. A ocorrência desses antibióticos favorece a uma maior resistência de microrganismos que podem vir causar sérios problemas a saúde humana (PEREIRA et al., 2012).

Sendo assim, bactérias anteriormente suscetíveis aos antibióticos não respondem mais adequadamente aos mesmos agentes, aumentando o número de morbimortalidade, devido ao atraso na administração de tratamentos eficazes contra infecções causadas por bactérias resistentes (LOUREIRO, et al., 2016). Fatores como a dificuldade de acesso da população aos serviços de saúde, a necessidade de aliviar sintomas associados a ampla disponibilidade aos medicamentos faz do Brasil um dos principais consumidores de medicamentos alcançando 22,1 bilhões de dólares anualmente (DOMINGUES et al., 2015).

Uma das principais vias de entrada de antibióticos no solo, águas superficiais e subterrâneas é através dos excrementos eliminados por bovinos, suínos e também pela prática do uso de esterco na agricultura como fertilizante orgânico. Outra via que de forma direta aumenta a concentração de antibióticos no ecossistema é a utilização de esterco de caprinos e ovinos para alimentação dos peixes na aquicultura, onde a elevada carga residual se acumula no solo e em ambientes aquáticos, podendo chegar até a cadeia alimentar humana (ALEXY et al., 2004; SILVA et al., 2016).

Estudos comprovam que os antibióticos são metabólitos ativos (a absorção dessas substâncias geralmente acontece de forma incompleta no organismo) e que as taxas de excreção dos antibióticos utilizados em uso veterinário dependem da substância administrada, do método de administração e do tempo do tratamento, portanto em alguns casos apenas 10% são metabolizadas pelo organismo e os 90% restantes são excretados em sua forma não metabolizada (PEREIRA et al., 2012).

Nesse panorama com o estudo de vários antibióticos a intensidade da metabolização das sulfonamidas apresenta de moderada a elevada taxa, sendo maior que 20% (REGITANO; LEAL, 2010). A sulfadiazina é um dos antibióticos com alto grau de disseminação no solo, devido a criadouro de animais, como suíno, bovino, entre outros como também a aquicultura e adubação agrícola, como as taxas de absorção baixa pelos animais, avista uma alta concentração na excreção (BOXALL et al., 2003). Segundo (CAPLETON et al., 2006) estudos no Reino Unido tratou alguns medicamentos como prioridade no monitoramento ambiental, devido ao seu uso intenso e toxicidade e potencial de transporte no solo, dentre esses antibióticos encontra-se a SDZ, que tem um comportamento específico.

Os processos de comportamento e do destino de antimicrobianos no ambiente são processos biológicos, físicos e químicos, que ocorrem após a interação do solo com a substância, então os processos de sorção, transformação e transporte são os responsáveis por ditar seu destino final. (SARMAH et al., 2006). Esses processos são governados pelas propriedades físico-químicas da molécula (estrutura molecular, tamanho, forma, solubilidade, especiação, hidrofobicidade etc.) e propriedades do solo como (pH, textura, matéria orgânica, etc.), além das condições climáticas (SARMAH et al., 2006; KEMPER, 2008). Entretanto pouco se conhece sobre os problemas de eco toxicidade da exposição prolongada a dosagens de antibióticos como também é pouco conhecido os impactos causados (REGITANO; LEAL, 2010).

2.4 Sulfadiazina

Os antibióticos são amplamente utilizados para proteger a saúde humana e animal, devida à baixa eficiência do nosso metabolismo, parte desse medicamento pode ser eliminada de diversas formas, levando à contaminação do meio ambiente, dentre esses compostos as sulfonamidas (SAs) tem destaque devido ao seu baixo custo e alta eficiência contra infecções (XU et al., 2015). Os efeitos dos micropoluentes dependem de fatores como concentração, lipofilicidade, bioacumulação, tempo de meia vida e interação com o meio ambiente, dentre isso algumas substâncias sofrem biotransformações resultando em subprodutos que podem ser mais danosos que os compostos de origens (KRAUSER, 2009).

As sulfonamidas apresentam grupos característicos pela presença de grupos R-SO₂ e N-R₁R₂. Esses radicais R produzem compostos com propriedades físicas, químicas e farmacêuticas diferentes. Cerca de 150 sulfonamidas são comercializadas como bactericida, sendo utilizada para aumentar a potência, obtendo um espectro antibacteriano mais amplo e maior solubilidade ou ação prolongada e por seu baixo custo (JANSOMBOON, et al. 2016). As sulfonamidas são capazes de inibir uma variedade de bactérias, intervindo na biossíntese do ácido fólico, que é essencial para manutenção dos agentes bacterianos. Algumas sulfonamidas apresentam até atividade antitumoral, antiviral e antiparasitária. Dentre esses agentes podemos destacar a sulfadiazina ou SDZ.

A estrutura molecular da sulfadiazina, que possui um caráter anfótero pela presença do grupo amina (NH₂⁻) e do grupo sulfonamida ácido (SO₂NH₂⁻), em determinados pH a molécula torne-se um zwitterion apresentando simultaneamente cargas aniônica e catiônica (SARMAH et al., 2006). Segundo Guocheng et al. (2014), em geral, a sulfadiazina tem comportamento anfótero tende a ser solúvel em meio ácido com forte tendência à formação de sais, devido ao baixo pH da solução no solo. Na Tabela 1 apresentam-se algumas propriedades físico-químicas da SDZ, que auxilia na explicação de resultados sobre sua dinâmica no ambiente.

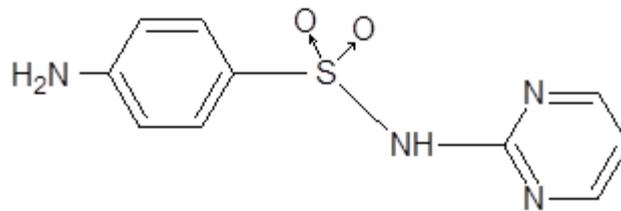
Tabela 1 - Constantes físico-químicas da sulfadiazina.

Sigla	pK _{a1}	pK _{a2}	C _s (mg·L ⁻¹)	PV(mmHg)	K _{ow}	Constante de Henry (atm·m ³ ·mol ⁻¹)
SDZ	1,6 ~ 2,4	5,6 ~ 6,4	77	4,31x10 ⁻⁸	0,813	4,31x10 ⁻⁸

Fonte: Adaptado de Thiele-Bruhn (2004).

O composto sintético da classe das sulfonamidas, a sulfadiazina (Figura 2), também conhecido como 4-amino-N-pirimidina-2-il-benzenossulfonamida, nomenclatura utilizada pela (IUPAC) União Internacional de Química Pura e Aplicada, apresenta fórmula estrutural $C_{10}H_{10}N_4O_2S$ com massa molar igual a $250,278 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$.

Figura 1. Estrutura molecular da Sulfadiazina



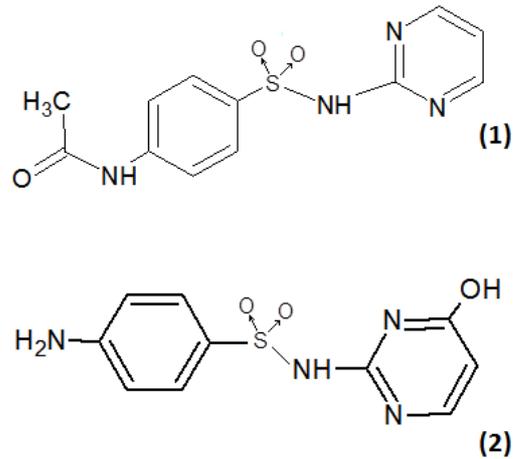
Fonte: Adaptado pela IUPAC (2016)

Segundo Sukul et al. (2008) e Yingjie et al. (2015), a fotodegradação é um processo que atinge produtos farmacêuticos, pois a molécula alvo pode biodegradar e se transformar em outros compostos; entretanto, a fotodegradação do sulfadiazina foi analisada usando luz artificial nas condições de laboratórios ao invés da luz natural, fato esse mostra que o SDZ é quase resistente à luz solar, devido o seu comprimento de onda λ_{max} a 265 nm.

Compostos com comprimento de onda mais alto que 290 nm apresentam uma tendência à degradação por via fotoquímica, de forma muito lenta, podendo ser favorecida na presença de água. No entanto, a degradação sob condições de campo, são influenciados por muitos outros fatores, tais como temperatura, pH, força iônica, co-solutos, e biomassa microbiana (YANG, et al; 2015).

Segundo o estudo de Braga, (2009), as sulfonamidas são metabolizadas no fígado, formando derivados acetilados que não apresentam atividade bactericida. A eliminação das sulfas que apresentam baixa solubilidade pode ser feita pela lágrima, bile, leite, suor, fezes e pela urina (MARQUES, 2008). Nas experiências evidenciadas as reações de quebra da SDZ ocorrem com transformações de metabólitos, os mais frequentes são o Acetil-SDZ e o Hidroxi-SDZ (Figura 3), apresentando uma atividade mais tóxica (HIBA et al., 2016). O tempo de meia vida da sulfadiazina varia entre 12 e 18 dias, conforme o tipo de solo, (REIA, 2013).

Figura 3. Estruturas moleculares do Acetil-sulfadiazina (1) e 4-hidroxi-sulfadiazina (2).



Fonte: Adaptado de IUPAC (2016)

Comumente a Sulfadiazina é utilizada em humanos e animais, nas infecções do trato urinário, sendo mais indicada em tratamento de sarcoidose, doença que afeta o pulmão e outros órgãos, e atua substituindo a penicilina no tratamento de doenças reumáticas e queimaduras. Utilizada também como produto veterinário, a sulfadiazina apresenta uma fonte potencial de penetração no solo em especial pela utilização de esterco de animais em terras agrícolas e assim contaminando águas subterrâneas e superficiais, causando impactos ambientais (JANSOMBOON, et al. 2016).

Segundo o estudo de Unold et al. (2009), as plantas podem absorver o medicamento e assim chegar à cadeia alimentar devido ao escoamento do antibiótico na superfície. Aplicação de antibióticos de uso veterinário é uma das principais rotas de entrada da SDZ e de outros fármacos no meio ambiente (KOTZERKE et al., 2008). As concentrações de Sulfadiazina medidas no estrume do gado variam entre $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ e 198 mg kg^{-1} , dependendo quantidade de medicação, diluição e idade do estrume (HÖPER et al., 2002; HAMSCHER et al., 2005).

Devida à distribuição de estrume no ambiente, Burkhardt et al. (2005) e Kay et al. (2005) mostram que o risco de contaminação de águas superficiais é forçado por escoamento, devida à baixa eficiência de drenagem de terra aráveis. O monitoramento de fármacos em águas superficiais e subterrâneas no sudoeste da Alemanha demonstrou que em 105 amostras analisadas uma amostra apresentava a sulfadiazina. As possíveis justificativas para o não aparecimento são sua rápida degradação e forte sorção nas frações do solo (WEHRHAN, et al., 2007).

Antibióticos com valores de K_a baixo tendem a ser transportados para os corpos d'água subterrâneos; entretanto, aqueles de alta sorção tendem a acumular-se no solos ou

sedimentos, movimentando-se de forma horizontal através do escoamento superficial e da erosão do solo (BARCELÓ et al., 2003). A informação qualitativa e quantitativa sobre os efeitos tóxicos e da dinâmica do comportamento de resíduos químicos no solo é um pouco escassa em relação à sulfadiazina no Brasil (REIA, 2013).

2.5 O Solo e suas características.

O solo é constituído de partículas minerais com diferentes tamanhos, denominada frações granulométricas, sendo a proporção desses fragmentos que define e caracteriza o solo, que vai variar com o teor de Areia, Silte e Argila (EMBRAPA, 1997). As propriedades físicas do solo que não sofrem alteração ao longo do tempo possuem grande importância, pois estão diretamente ligadas à taxa de infiltração de água e capacidade de retenção da água. Segundo Castellano et al. (2013),

2.5.1 Solos de Textura Arenosa (Solos Leves)

A textura arenosa apresenta mais de 70% de areia e 15% ou menos de argilas, são permeáveis e retém pouca água e por isso tem como consequência elevadas perdas por percolação, tendo baixo teor de matéria orgânica e altamente susceptível à erosão, sendo necessária a reposição de matéria orgânica no preparo do solo e nas práticas conservacionistas; são limitantes ao método de alta irrigação por sulcos.

2.5.2 Solos de Textura Média (Solos Médios)

Apresenta o equilíbrio nos teores de Areia, Silte e Argila, tendo uma boa drenagem, boa capacidade de retenção de água e erodibilidade, assim se adequando a todos os métodos de irrigação.

2.5.3 Solos de Textura Argilosa (Solos Pesados)

São solos com teores de argila superiores a 35%. Possuem baixa permeabilidade e alta capacidade de retenção de água. Esses solos apresentam maior força de coesão entre as partículas, o que além de dificultar a penetração de água, facilita a aderência do solo aos

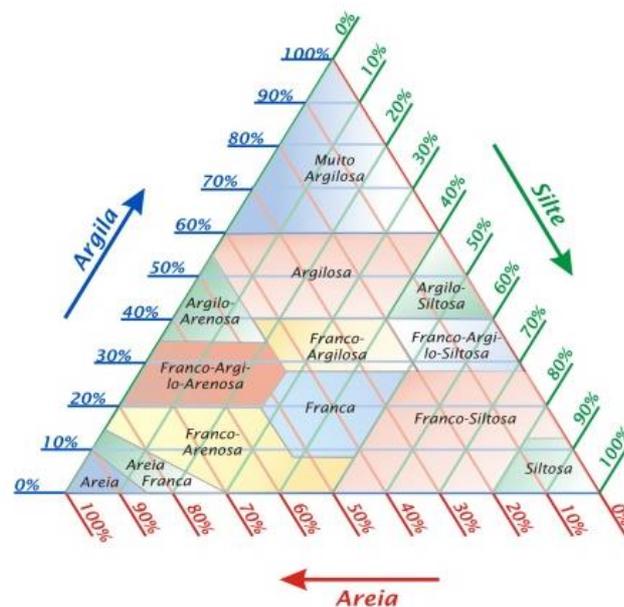
implementos, dificultando os trabalhos de mecanização. Embora sejam mais resistentes à erosão, são altamente susceptíveis à compactação, o que exige cuidados especiais no seu preparo, principalmente no que diz respeito ao teor de umidade, no qual o solo deve estar com consistência friável. Apresentam restrições para o uso da irrigação por aspersão quando a velocidade de infiltração básica for muito baixa (EMBRAPA, 2003).

Tradicionalmente a estrutura do solo é considerada um dos atributos mais importantes para a qualidade do solo, influenciando as propriedades hidráulicas, curvas de retenção. Macromorfologia e micromorfologia do solo estão intimamente ligados à estrutura do meio ambiente (DING, 2016).

2.5.4 Triângulo Textural

Quando o solo é analisado, utilizamos uma descrição através de uma tabela de classificação do solo que depende das frações encontradas em atividades de campo, e através de uma análise feita usamos o diagrama de textura, como é vista na Figura 4. O triângulo textural permite que através das frações de Areia, Silte, Argila e pelo tamanho das partículas seja possível caracterizar e descrever o perfil do solo. Segundo Rajj (1991), a avaliação de campo quando é feita em laboratório apresenta uma precisão maior. Os métodos utilizados são da pipeta e do densímetro também conhecido como método do hidrômetro, o método da pipeta é o procedimento mais recomendado, por ter maior precisão.

Figura 2. Triângulo de Classificação Textural

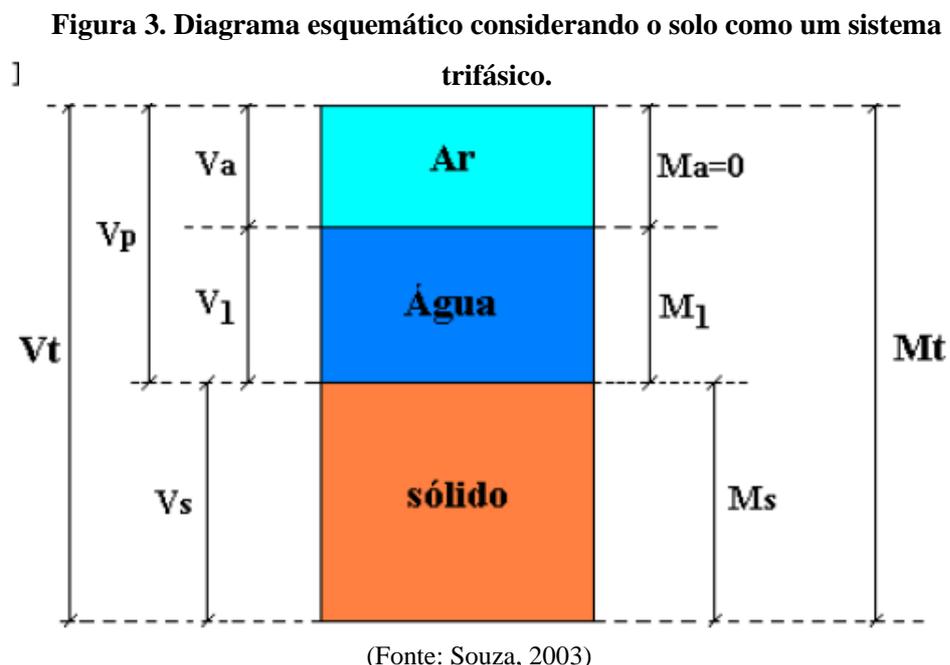


Fonte: Adaptado de Falker – www.falker.com.br (2016)

2.6 Definição das Variáveis

As características físicas macroscópicas do solo podem ser descritas por variáveis, calculadas pelas relações entre massa e volume de cada fase existente no solo, os estados físicos caracterizam elementos básicos para definição das variáveis para um melhor desenho do movimento da água e soluto no interior do solo (BEAR, 1972 apud LIMA, 2003). A Figura 05 é um diagrama esquemático das três fases de uma amostra de solo separadas para uma melhor visualização das relações entre massa e volume.

O solo é a organização de partículas em agregados que são distribuídas em certo volume de solo. O espaço poroso apresenta uma importância para a estrutura do solo podendo definir o arranjo de poros pequenos, médios e grandes, apontando a qualidade do solo. A estrutura do solo está pertinentemente relacionada indiretamente com os fatores que agem sobre ele, como provisão de água, a aeração, a disponibilidade de nutrientes, a atividade microbiana e a penetração de raízes, dentre outros, que afetam a estrutura dos solos.



As variáveis V_a , V_l e V_s simbolizam os volumes de ar, de líquido e de partículas sólidas respectivamente, onde V_p é o volume de poros que é igual ($V_a + V_l$) e V_t é o volume total que é igual ($V_p + V_s$). As massas de ar (praticamente igual a zero), de líquido e de partículas sólidas são representadas por M_a , M_l e M_s , respectivamente.

2.6.1 Do soluto no solo

- **Concentração Residente (C_r)**

É definida como a relação da massa de soluto (M_{sol}) por unidade de volume de solo (V_t). Experimentalmente, a concentração residente C_r pode ser estimada a partir de amostras de solos de volumes conhecidos, possibilitando a determinação de perfis de concentração.

$$C_r = \frac{M_{sol}}{V_t} \quad (1)$$

- **Concentração de fluxo (C_f)**

É definida como a quantidade de massa de soluto que atravessa uma dada seção transversal num dado tempo, dividida pela quantidade de água que atravessa a mesma seção transversal durante o mesmo tempo (KREFT; ZUBER, 1978). Experimentalmente, é obtida no efluente de uma coluna de solo ou lisímetro. É dada pela Equação 3, onde, J_s é a densidade de fluxo de soluto e q é a densidade de fluxo de água.

$$C_f = \frac{J_s}{q} \quad (2)$$

2.7 Sorção

Os processos de sorção, transformação (degradação) e transporte (lixiviação e escoamento superficial) são os principais responsáveis por ditar o destino final de um soluto no ambiente. O fenômeno da sorção depende de algumas propriedades físico-químicas do composto; por isso pode-se dizer que compostos mais móveis e com relativa persistência ($K_d < 5 \text{ L kg}^{-1}$), como é o caso da sulfadiazina, podem ser transportados e atingir o lençol freático, ou as águas de drenagem ou de enxurrada, enquanto aqueles com elevado potencial de sorção

($K_d > 5 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$), tendem a se acumular nas camadas superficiais do solo, onde a taxa de dessorção torna-se relevante para entender o seu comportamento ambiental, principalmente no que se refere à sua remobilização à microbiota do solo (SARMAH, et al., 2006)

Em solos com pequena percentagem de matéria orgânica (inferior a 10%), as superfícies minerais transformam-se nos sítios preferenciais, ou até mesmo dominantes da sorção. Quando o processo de sorção do contaminante é muito mais rápido do que os demais fenômenos, pode-se considerar que existe equilíbrio entre a quantidade de contaminante na água e nos sólidos, podendo este fenômeno ser representado por um comportamento linear (SILVA, 2012).

2.8 Adsorção

A adsorção pode ser enunciada como um processo no qual uma substância líquida ou gasosa fica retida à superfície de um sólido. É a adesão de moléculas de um fluído (o adsorvido) a uma superfície sólida (o adsorvente); o grau de adsorção depende da temperatura, da pressão e da área da superfície dos sólidos porosos. Existem muitas aplicações para o processo de adsorção: tratamento de resíduos industriais, remoção de corantes para recuperação de solventes, filtros e outros (FILHO, 2012).

O processo de adsorção pode ser dividido em dois mecanismos principais: física e química. A adsorção física resulta da interação de forças eletrostáticas, esse processo acontece quando solutos são atraídos para a superfície das partículas sólidas em resposta à deficiência de cargas, sendo que esse mecanismo é o principal agente na retenção de cátions alcalinos e alcalinos terrosos no solo (YONG et al., 1992).

A interação que acontece no solo por ser um sistema neutro, entre a troca de íons, as partículas das superfícies e a solução do processo é denominada troca iônica. Dessa maneira ao considerar os íons como cargas pontuais a adsorção será dependente da valência e do tamanho do íon no qual haverá um processo de seleção em que os íons maiores e multivalentes serão mais facilmente adsorvidos.

A adsorção química é um tipo de adsorção com alta afinidade, na qual através de ligações químicas fortes (iônicas, covalentes e coordenadas-covalentes) e de curto alcance, o soluto reage quimicamente com as partículas sólidas. Nesse processo as ligações químicas são formadas através da penetração dos cátions nas cavidades estruturais da partícula sólida, neste caso os íons possuem habilidade de mudar o sinal do potencial elétrico da superfície. A

quimiosorção também poderá atuar sobre ânions, ocorrendo com mais frequência em óxidos e hidróxidos de Fe e Al por possuírem cargas variadas (DO LAGO, 2001).

2.9 Isoterma de Freundlich

A isoterma de Freundlich é um modelo matemático que tem por objetivo descrever com precisão os dados de ensaios de adsorção e a relação entre a quantidade de adsorbato por unidade de adsorbente e a concentração de adsorbato na água. De acordo com Arias et al. (2006), o modelo de Freundlich pode ser utilizado para demonstrar a adsorção sobre sólidos com superfície heterogênea, mostrando-se frequentemente superior ao modelo de Langmuir para adsorção de cátions e ânions nos solos.

A Equação de Freundlich apresenta a seguinte forma:

$$S = K_F C_e^n \quad (3)$$

S é a massa do soluto associada à fase sólida ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); C_e é a concentração do soluto em equilíbrio na solução ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); K_F é o coeficiente de adsorção de Freundlich ($\text{cm}^3 \text{kg}^{-1}$) e n a estimativa do parâmetro de ajuste (adimensional) (ALCÂNTARA; CAMARGO, 2001).

O modelo de Freundlich é uma equação desenvolvida empiricamente para descrever os resultados de adsorção de íons, moléculas ou substâncias nas superfícies dos adsorbentes de solos argilominerais, óxidos e matéria orgânica através de experimentos. A equação de Freundlich sugere que o decréscimo logarítmico da energia de adsorção é oriundo do aumento da cobertura da superfície pelo soluto, devido à heterogeneidade da superfície (BOHN et al., 1979).

2.10 Isoterma de Langmuir

De acordo com Corrêa, et al. (2011) a isoterma de Langmuir foi utilizada pela primeira vez por Olsen e Watanabe em 1957 para descrever a adsorção das substâncias pelo solo. Este estudo independe da quantidade de material adsorvido, pois se baseia apenas na adsorção de sítios uniformes levando em consideração a monocamada e possui afinidade iônica.

A isoterma de Langmuir relata quantitativamente a adsorção de solutos a superfícies de sólidos e tem sido apresentado através de mecanismos matemáticos, principalmente com o intuito de correlacionar o fenômeno de adsorção comparativa de vários solos, com as características físicas, químicas e mineralógicas dos mesmos.

Para descrever a adsorção específica de ânions em solos, equação 4 expressa por:

$$S = \frac{S_M K_L C_{eq}}{1 + K_L C_{eq}} \quad (4)$$

Onde S é a quantidade de íon adsorvido na fase sólida ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$); C_{eq} é a concentração de íons na solução de equilíbrio com a fase sólida ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) K_L é uma constante relacionada com a energia de ligação do composto no solo ($\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}$); e S_M é a capacidade máxima (quantidade máxima) que a fase sólida pode adsorver do íon em estudo ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Caracterização do Solo de Estudo

A Região Metropolitana do Recife apresenta um clima que segundo a classificação de Köppen é do tipo As' (tropical quente e úmido com chuvas no verão e chuvas de outono). Possui temperatura média de 25 °C, com umidade relativa do ar entre 72% a 85%, com índice anual pluviométrico de 1600 mm (ANDRADE, 2003). O perfil do solo estudado (Figura 6) está situado no Campus Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), na cidade do Recife (Pernambuco), com latitude 8°03'1'' longitude 34°52'52'', ao lado do estacionamento interno do Centro de Tecnologia e Geociências. Foram coletadas amostras de solo das camadas de 0 – 20 cm; 20 – 40 cm; 40 – 60 cm e 60 – 80 cm.

Figura 4. Localização da área de coleta das amostras.



Fonte: Mapa Google (2016).

3.2. Coleta, preparação e análise do solo

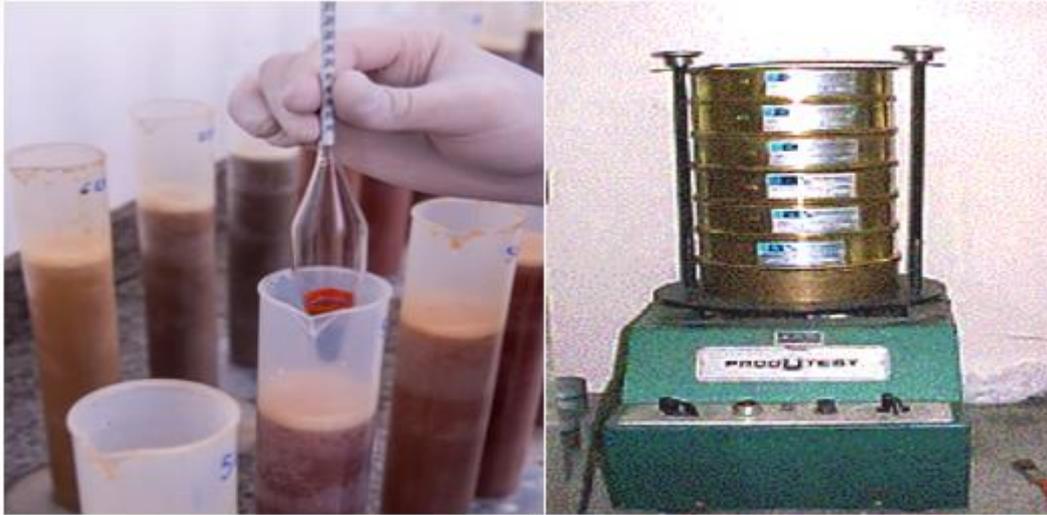
As amostras foram coletadas em quatro camadas de solo, de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm e 60-80 cm, utilizando um coletor de Uhland. Foram coletadas cinco amostras de cada camada de solo, totalizando em 20 amostras. Depois de secas e expostas ao ar, as amostras foram homogeneizadas e moídas para pequenos grãos. A distinção das propriedades físico-químicas dos solos foi feita no laboratório de Física do Solo, no Departamento de Energia no Nuclear na Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

A análise granulométrica foi realizada utilizando-se o método do densímetro; onde as Frações de argila e silte serão determinadas por sedimentação, após dispersão com hexametáfosfato de sódio (EMBRAPA, 1997). Segundo Grohmann & Raij (1977) a utilização de hexametáfosfato de sódio apresenta resultados mais satisfatórios que outros agentes dispersantes. A fração areia será obtida peneiramento, são análises granulométricas feitas por partículas com diâmetro maiores que 0,053 mm e por sedimentação para partículas com diâmetro menores que 0,053 mm, após dispersão com hexametáfosfato de sódio, utilizando-se o método do densímetro (ABNT, 1984)

3.3. Granulometria

O Método de granulometria determina as porcentagens dos diversos tamanhos de grão e as dimensões dos agregados e suas respectivas porcentagens. O experimento foi realizado pelo método da pipeta, sedimentado por dispersão através do uso de hexametáfosfato de sódio. Foram determinadas as frações de Silte e Argila. A fração de areia é obtida por peneiramento.

Figura 5. a) Método do densímetro e b) peneiramento do solo



Fonte: O Autor.

3.4 Determinação da matéria orgânica

Foi utilizada a metodologia segundo Walkley-Black modificado, segundo Embrapa (1997). Em um erlenmeyer, pesou-se 0,5 g de amostra de solo, previamente peneirado em 0,5mm (80 mesh) onde, posteriormente, foram adicionados 10 mL de solução 0,2 mol L⁻¹ de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇), sendo a mistura solo-solução devidamente homogeneizada. Em seguida, o erlenmeyer foi coberto por um vidro de relógio e aquecido em chapa elétrica, até a fervura branda, por 5 minutos. Após o resfriamento, adicionaram-se 80 mL de água destilada, 1 mL de ácido fosfórico concentrado e 3 gotas do indicador difenilamina a 10 g L⁻¹. Titulou-se com solução 0,1 mol L⁻¹ de sulfato ferroso hepta-hidratado (FeSO₄.7H₂O).

3.4.1 Cálculo do teor de carbono orgânico

Utilizou-se a equação $COT = [40 - (T \times f)] \times 0,6$, na qual T equivale ao volume, em mililitros, de sulfato ferroso hepta-hidratado que foi gasto na titulação da amostra de 0,5 g de solo, e $f = 40/\text{volume de sulfato ferroso hepta-hidratado gasto na titulação da prova em branco}$.

3.5 Sulfadiazina

A Sulfadiazina um pó branco, inodoro, (fabricação Sigma Aldrich), foi empregada para fazer os ensaios de cinética de adsorção, isoterma de adsorção e sorção pelo pH do SDZ. As soluções estoque contendo 75 mg L^{-1} foram preparadas em água destilada e armazenadas a temperatura ambiente em frasco âmbar, estocado longe da luz. A partir dessa solução, foram elaboradas as soluções de trabalho com concentrações específicas para cada teste.

3.6 Cinética de Adsorção

A cinética de adsorção foi realizada a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, usando o modelo de Martins e Mermoud (1998). A concentração de 50 mg L^{-1} ou molaridade de $3,0 \times 10^{-4} \text{ mol L}^{-1}$ de SDZ, a proporção de solo-solução foi de 1:10, sendo 5 g de solo para 50 ml solução de sulfadiazina. Os recipientes foram colocados em mesa agitadora orbital (Tecnal, modelo TE-1401) numa rotação de 200 rpm, nos intervalos de tempo (0 h; 0,5 h; 1 h; 2 h; 3 h; 4 h; 6 h, 8 h, 10 h, 12 h, 36 h e 48 h) depois de agitadas, foram coletadas alíquotas de 40 mL que foram centrifugadas a 7000 rpm por 15 minutos e logo após filtrado com uma membrana de nitrato de celulose de $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ de porosidade e diâmetro de 25 mm. Depois de filtrado, uma alíquota de 7 mL foi recolhida em tubo de vidro âmbar para determinar a concentração de SDZ no Laboratório de Cromatografia Instrumental do Departamento de Engenharia Química (LCI-DEQ-UFPE), por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). Todas as amostras foram preparadas em triplicata, para oferecer uma maior eficiência nas análises.

3.7 Isoterma de Adsorção

A isoterma de adsorção foi determinada usando o procedimento descrito na literatura (MARTINS; MERMOUD, 1998). A relação solo-solução foi de 1:10, isto é, 5 g de solo e 50 mL de solução de sulfadiazina nas seguintes concentrações (C_0): 10; 15; 20; 25; 30; 35 mg L^{-1} . As amostras foram agitadas em mesa agitadora a 200 rpm por 48 h, na temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$ e levadas a centrifugação por 15 min em 7000 rpm. O sobrenadante foi filtrado com uma membrana nitrato de celulose de $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ de porosidade e diâmetro de 25 mm e transferido para um frasco âmbar e coletado uma alíquota de 7 mL para análise por CLAE. As concentrações de SDZ adsorvidas ao solo S foram obtidas utilizando-se a expressão: $S = (C_0$

– C_e) FD ; na qual S é a fração de SDZ adsorvida ao solo [$M M^{-1}$]; C_0 é a concentração inicial de SDZ colocada em contato com o solo [$M L^{-3}$]; C_e é a concentração de equilíbrio de SDZ [$M L^{-3}$] e FD é o fator de diluição, considerando a relação solução/solo (no caso, $FD = 50/5 = 10$), (ALCÂNTARA; CAMARGO, 2001).

3.8 Análise Cromatográfica

A análise por CLAE (Cromatografia Líquida de Alta Eficiência) ou High Performance Liquid Chromatography (HPLC) foi feita com um cromatógrafo modelo 510 e detector UV CG437 B (Figura 9), no comprimento de onda de 265 nm. O volume de injeção (injetor manual) foi de 20 μL . A fase móvel empregada foi constituída de uma mistura de ácido fórmico, metanol e água na proporção 0,5:35:65,5 (v/v), com vazão de 1,0 $mL min^{-1}$ no modo isocrático. Foi empregada uma coluna Phenomenex Luna C18 (250 mm x 4,6 mm x 5 μm). Nas condições operacionais, o tempo de retenção da sulfadiazina foi de aproximadamente 5 min.

Figura 6. Cromatógrafo líquido de alta eficiência.



Fonte: O Autor.

3.9. Análise pelo EDX.

O procedimento de fluorescência de raios – X com energia dispersiva (EDXRF) trata-se de uma técnica analítica nuclear, versátil, multielementar, efetiva na determinação de elementos químicos de maneira simultânea, podendo ser aplicada em diversas amostras sem precisar de tratamento exaustivo para preparação das mesmas. É baseada na medição das intensidades de raios-X característicos emitidos pelos elementos que constituem a amostra a partir de excitação por meio de um feixe de raios-X. Além disso, gera pouco resíduo e requer pouco consumo de reagentes e vidraria, o que a torna ideal para trabalhar em análise de rotina.

A análise do solo foi realizada no espectrômetro portátil de EDXRF, através do EDX-720, Shimadzu, que consiste em tubo de raios-X de ródio e detector de Si(Li) para a quantificação dos raios-X característicos, após a realização da calibragem do equipamento em energia e resolução utilizando o padrão interno A-750, fornecido pela Shimadzu, seguido pela checagem do procedimento empregando o padrão interno SUS, também fornecido pela Shimadzu. Com esse desígnio porções-teste de 1 g de solos foram transferidas para tubos de polietileno vedados com filme de polipropileno específico para a análise por EDXRF.

A comprovação da qualidade do procedimento analítico se deu através de provas de referência NIST-SEM-1570^a Trace Elements in Spinach Leaves, NIST-SRM-1547 Peach Leaves, NIST-RM 8415 Whole Egg Powder, NIST-SRM-2709 San Joaquin Soil e IAEA-SOIL-7, produzidos pelo National Institute of Standard and Technology – NIST e pela Agência Internacional de Energia Atômica – IAEA foram analisadas sob as mesmas condições analíticas das amostras.

Figura 10 - Espectrômetro de fluorescência de raios-X por dispersão de energia, modelo EDX-720 da Shimadzu



Fonte: O autor

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Características físicas do solo

O solo estudado apresenta textura areia franca e franco arenosa com alto percentual de areia variando de 68,4 a 81%, o percentual de argila não ultrapassando 11,4% como expressa a Tabela 2. Além da característica química do contaminante, a textura do solo é um dos fatores fundamentais responsável pelo potencial de adsorção de uma substância química a fase sólida do solo. A variação da fração argila ao longo do perfil é muito pequena (variação de 0,9%), sendo assim as camadas quase se equiparam na quantidade de absorção da sulfadiazina.

A fração argila representa a parte ativa do solo, e assim, participa diretamente de suas reações químicas, devido sua elevada área superficial quando comparada com a fração areia e silte. O baixo percentual de argila tenderá a uma baixa interação da sulfadiazina com o solo. O estudo reflete a preocupação que se deve ter com esses compostos no solo, devido aos riscos de mobilidade do contaminante nessas condições específicas de baixo teor de argila e baixa interação da molécula com o solo, contribuindo para sua lixiviação no ambiente.

Tabela 02. Característica física do solo urbano na região metropolitana do Recife.

Profundidade (cm)	Granulometria da TFSA				
	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Textura
0-20	51,8%	30,0%	7,5%	10,7%	Areia Franca
20-40	36,8%	35,8%	17,4%	10,0%	Franco Arenoso
40-60	36,6%	37,5%	15,9%	10,0%	Franco Arenoso
60-80	44,3%	31,9%	12,4%	11,4%	Franco Arenoso

Fonte: O autor

4.2. Característica química

A variação de pH ao longo do perfil do solo analisado foi pequena, apresentando tendência de crescimento com a profundidade. O pH em água variou de 6,3 a 6,9 de levemente ácido a próximo a neutralidade respectivamente, conforme a Tabela 6. O pH

levemente ácido do solo pode ser um fator que contribua para menor adsorção da sulfadiazina. Segundo (REIA; 2013). Solos sob condições de clima temperado, apresentam tendências de valores de pH maiores que 6, culminando na desprotonação da molécula e repulsão eletrostática na presença de colóides do solo carregados negativamente. (THIELE-BRUHN et al., 2004; SUKUL et al; 2008). Entretanto o solo estudado apresenta condições de clima tropical quente e úmido. Como o SDZ é uma molécula zwitterion, que apresenta carga catiônica e aniônica ele apresenta o mesmo comportamento citado anteriormente. As sulfonamidas, como a sulfadiazina, são pouco solúveis em água, comumente esses antibióticos se comportam como ácidos orgânicos fracos e formam sais em solução fortemente ácida ou básica, quando em pH ácidos (DORETTO, 2012). Não sendo o caso das análises feitas nos perfis de superfície a 80 cm.

O pH do solo não apresenta correlação com a sorção da sulfadiazina, apesar de outras evidências anteriores mostrarem tal situação e o que diz (KASTEEL et al., 2010). Dado o pH ambiental na faixa de 3,5 a 8,0, isso mostra que há um favorecimento na formação de moléculas na forma neutra, mostrando um indicio de que outros mecanismos além das interações eletrostática definem a sorção do SDZ (REIA, 2013). A sulfadiazina é uma substância que é afetada pelo pH, com valores entre 1,57 a 6,50, assim ionizam espécies catiônicas e aniônicas de acordo com o respectivo aumento do pH, assim podem levar a formação de complexos de SDZ com os metais, o mais comum é a sulfadiazina de prata substância utilizada como antibactericida. Nos estudos de Wu et al; (2012), Morel et al; (2014) e Pei et al; (2014) foi observado que o aumento de pH teve formação um complexo de SDZ de cobre II. Então, a presença de outros metais, como foi verificado na técnica do EDX, pode levar a formação de novos complexos, com a presença de metais pesados como ferro, chumbo e outros elementos existente no solo, de acordo com XU, YONGGANG, et al. (2015)

Fazendo uma observação nas camadas analisadas, observamos que o pH mais baixo, encontra-se na camada 0 – 20 cm, não muito longe das outras demais camadas analisadas, por comparativos podemos considerar iguais os seus valores de pH. No estudo Park, 2016 a análise feita de três antibióticos do grupo sulfonamidas, vem revelando que o aumento da sorção está ligado diretamente com o baixo valor de pH. Justificando que pode haver outros mecanismos para o estudo apresentado.

O COT e a MO variaram de acordo com a tabela 3, não mostrando uma linearidade decrescente com a profundidade. O decréscimo com a profundidade é um comportamento esperado uma vez que a maior atividade orgânica e microbiológica está na superfície. A camada 20-40 apresentou os maiores valores de COT (10,912 g kg⁻¹) e MO (18,812 g kg⁻¹).

A matéria orgânica é a fração mais ativa do solo e, portanto, a propriedade do solo que mais participa de reações químicas de íons e moléculas. O menor valor de pH e a maior concentração de COT e MO foram fatores importantes no processo de adsorção da sulfadiazina no solo estudado, conforme os valores encontrados de adsorção, apresentando os maiores valores de adsorção na camada 20-40 cm em todas as concentrações usadas. Contudo Cunningham (2004) ressalta que a SDZ apresenta um comportamento diferente de outros poluentes químicos industriais;

Tabela 03. Característica química do solo urbano na região metropolitana do Recife.

Profundidade (cm)	pH		Δ pH	COT (g kg ⁻¹)	MO (g kg ⁻¹)
	H ₂ O	KCl			
0-20	6,3	5,4	-0,8	9,8032	16,900
20-40	6,4	5,9	-0,5	10,912	18,812
40-60	6,8	5,9	-0,9	9,328	16,081
60-80	6,9	5,9	-1,0	5,1392	8,859

Fonte: O autor

A matéria orgânica é um dos fatores que mais afeta a adsorção das sulfonamidas, solos com maiores quantidades de MO apresentou uma adsorção maior de sulfadiazina enquanto com menores quantidades de MO, apresentou uma tendência de lixiviação (REIA, 2013). Vários experimentos sobre sorção de antibióticos nos últimos anos apontaram uma relação direta entre a quantidade de matéria orgânica e o grau de sorção dos antibióticos (YU, et al; 2013). Segundo Oliveira (2016) quando se tem ou adiciona matéria orgânica um sistema é constatado que a adsorção de sulfas vai diminuindo de acordo com o aumento do tempo. Antibióticos que são adsorvidos facilmente podem ser transportados devido a matéria orgânica dissolvida, porém, quando são drenados a condução pode ser facilitada por coloides que desempenham um importante papel para o transporte de sulfonamidas, devida a sua fraca adsorção desses tipos de antibióticos (GONDIM, 2015).

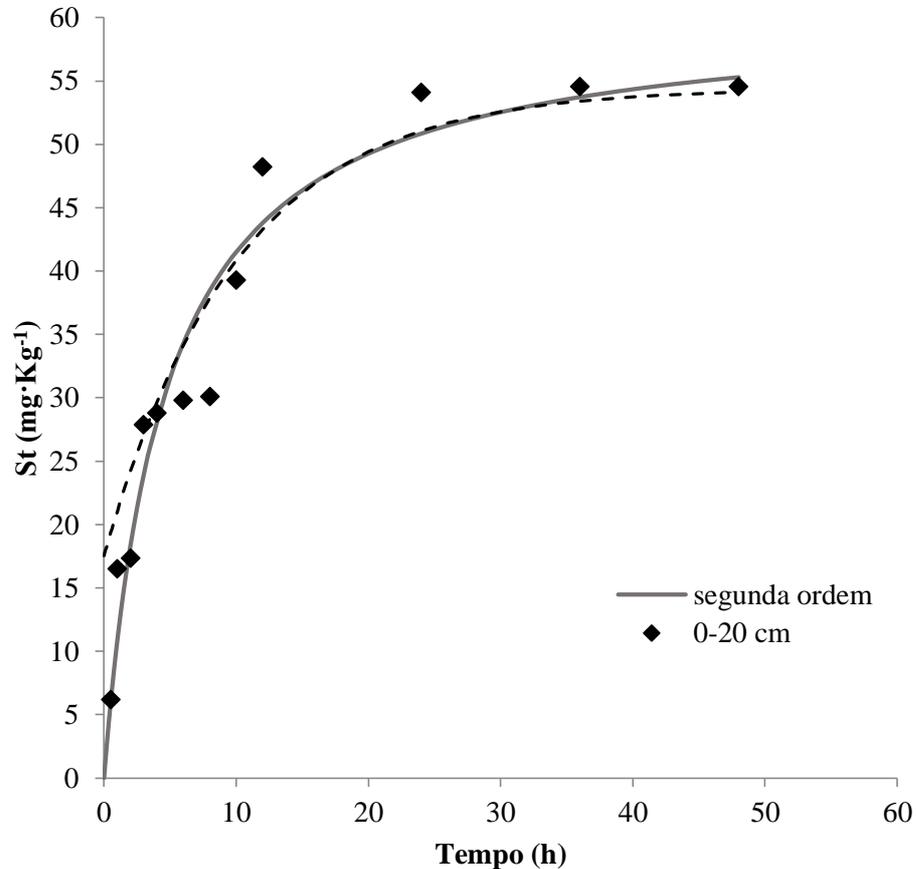
O comportamento sortivo dos antibióticos foi estudado em solos diferentes do fraco arenoso e areia franca, e esses estudos mostram que a influência de carbono orgânico foi maior no solo Gleissolo Melânico (GM), com maior teor de carbono orgânico de 8,5% e menor teor de areia 6%, assim os demais solos analisados apresentou valores abaixo desse

com base nesses dados a SDZ apresenta alto poder de lixiviação nos solos, Latossolo Vermelho distroférico típico (LVd), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (LVAd) Neossolo Quartzarênico órtico típico (RQ), não se enquadrando no solo estudado nesse trabalho (REIA, 2013).

4.3. Cinética de Adsorção

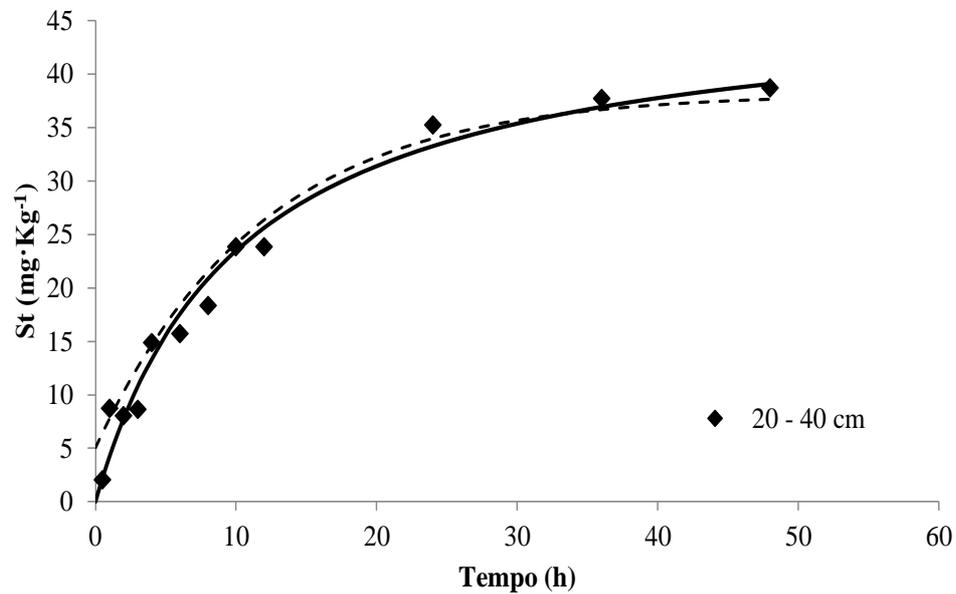
Na Figura 10 são demonstradas a cinética de sorção para o solo urbano da camada superficial até a profundidade de 20 cm e os respectivos ajustes com a cinética de primeira ordem e a cinética de segunda ordem. Observa-se que inicialmente, com meia hora de exposição, essa camada é capaz de reter $6,202 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de sulfadiazina. A estabilização ocorre em aproximadamente 24 horas, onde a saturação total atingiu valores de aproximadamente $54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Figura 10. Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem



Na Figura 11 são demonstradas a cinética de sorção para o solo urbano da camada de vinte a quarenta centímetros e os respectivos ajustes com a cinética de primeira ordem e a cinética de segunda ordem. Observa-se que inicialmente, com 0,4 horas de exposição, essa camada é capaz de reter 1,792 mg·kg⁻¹ de sulfadiazina. Após 48 horas de exposição da sulfadiazina ao solo não observou-se uma tendência de estabilização, ou seja, não foi verificado experimentalmente um valor máximo de retenção da sulfadiazina com o prolongamento da interação do solo com o composto. Observou-se que após trinta e seis horas de interação solo/composto, a sorção observada foi de 37,72 mg kg⁻¹ e após quarenta e oito horas a sorção foi de 39,09 mg kg⁻¹. Essa análise indica uma tendência de aumento da sorção e uma não estabilização. No entanto, espera-se que a continuidade do ensaio para um tempo de interação maior que o apresentado na Figura 12 atinja um estado estacionário.

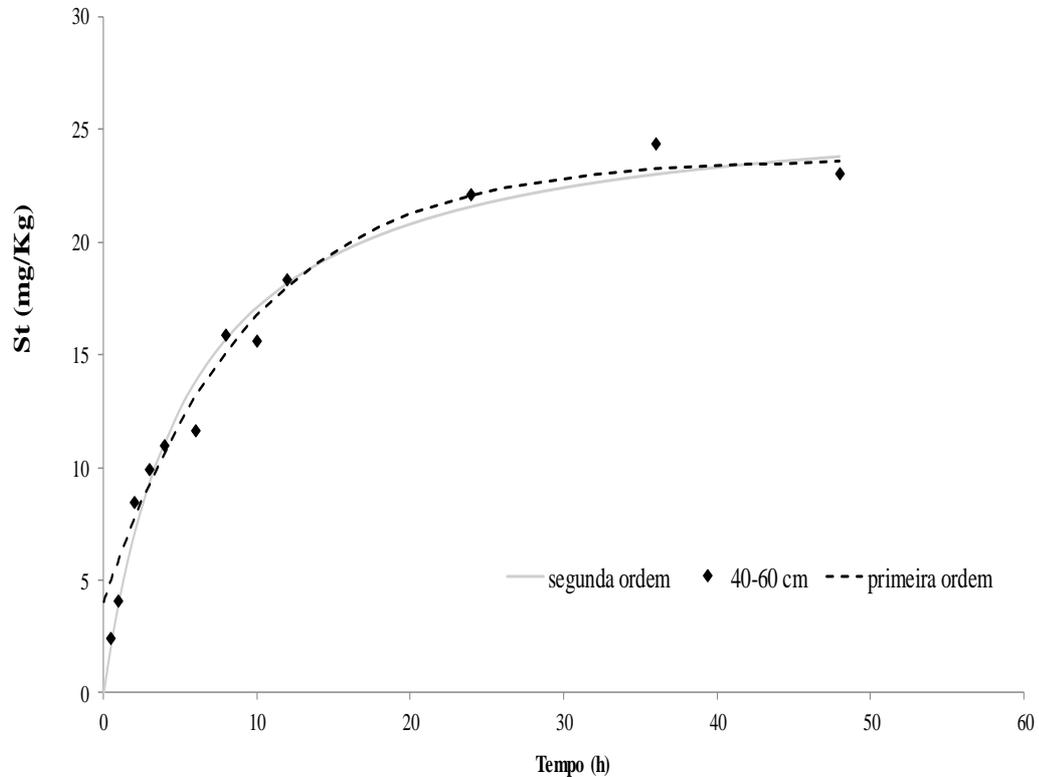
Figura 11. Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem solo



Fonte: O autor

Na Figura 12 são demonstradas a cinética de sorção para o solo na camada de quarenta a sessenta centímetros e os respectivos ajustes com a cinética de primeira ordem e a cinética de segunda ordem. Observa-se que com meia hora de interação, essa camada é capaz de reter 2,408 mg kg⁻¹ de sulfadiazina. Após 24 horas de exposição do composto ao solo foi observada uma tendência de estabilização da sorção em torno de 24 mg kg⁻¹.

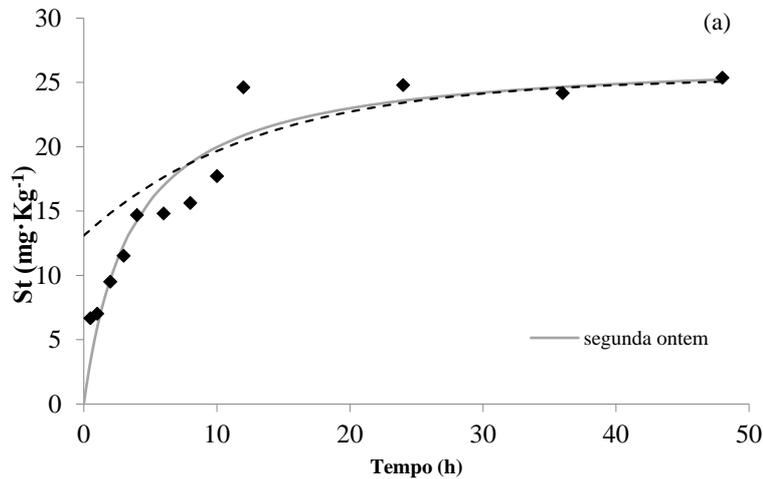
Figura 12. Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem. Camada de 40 a 60 centímetros.



Fonte: O autor

Na Figura 13 são demonstradas a cinética de sorção para o solo urbano da camada de sessenta a oitenta centímetros e os respectivos ajustes com a cinética de primeira ordem e a cinética de segunda ordem. Observa-se que com meia hora de interação, essa camada é capaz de reter $6,674 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sulfadiazina. Após quarenta e oito horas de exposição do solo ao composto foi observada uma tendência de estabilização da sorção em torno de 25 mg kg^{-1} . A estabilização foi alcançada após 12 horas de interação solo/composto.

Figura 13. Cinética de sorção para sulfadiazina em solo urbano na cidade do Recife. Ajuste aos modelos de primeira ordem e aos modelos de segunda ordem. Camada de 60 a 80 centímetros.



Fonte: O autor

Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros estatísticos que resumem a qualidade dos ajustes efetuados aos modelos de primeira ordem e de segunda ordem. Observa-se que os coeficientes de determinação apresentaram valores superiores a 88,64%. No entanto, as razões dos desvios indicam valores muito distantes do valor ótimo para o modelo de primeira ordem. Uma análise global dos parâmetros estatísticos indica o modelo de segunda ordem como o mais adequado para representar a cinética de sorção, pois é onde é obtido um melhor ajuste.

Tabela 4. Coeficiente de determinação, coeficiente de massa residual e razão dos desvios para os modelos de 1º e de 2º ordem

Camadas (cm)	1º ordem			2º ordem		
	R ²	RD	CMR	R ²	RD	CMR
0-20	0,9416	2,9130	-0,1133	0,9570	0,9869	0,0054
20-40	0,9815	1,1898	-0,0840	0,9784	0,98918	0,0027
40-60	0,9743	1,2354	-0,0478	0,9843	0,9914	-0,0026
60-80	0,8920	2,1758	-0,2065	0,9415	0,9526	0,0039

Fonte: O autor

Os resultados da aplicação do modelo cinético de primeira ordem, do modelo cinético de segunda ordem (taxas constantes de sorção, k_1 , k_2 e k_i ; e das capacidades de sorção em equilíbrio, S_{e1} e S_{e2}) são apresentados na Tabela 5. Esses resultados constataam que o modelo cinético de 1º ordem não foi satisfatório na descrição da cinética de sorção. Outra observação da Tabela 5 é que a taxa de difusão intrapartícula é decrescente com a profundidade. Observa-se que a para as camadas franco-arenosas, isto é, para as camadas a partir de 20-40 cm, os coeficientes de difusão intrapartícula apresentaram relação direta com os percentuais de (argila + silte) e com o percentual de matéria orgânica.

A aplicação do modelo de difusão intrapartícula para o perfil de solo urbano é demonstrada na Figura 16. Observa-se inicialmente um enorme contraste entre a curva da camada superficial e as demais curvas. A variabilidade entre as camadas de 20-40 cm, 40-60 cm e 60-80 cm é pequena. O comportamento apresentado pelas camadas de 40-60 cm e 60-80 cm é bem parecido. Isso pode ser notado pela proximidade entre os coeficientes de difusão intrapartícula dessas camadas. A ocorrência de dois patamares para a camada superficial indica, segundo Milfont (2006), que a difusão ocorre de duas maneiras: a) nos macroporos, conforme segmento de maior declividade; b) nos poros de transição, conforme segmento de menor declividade.

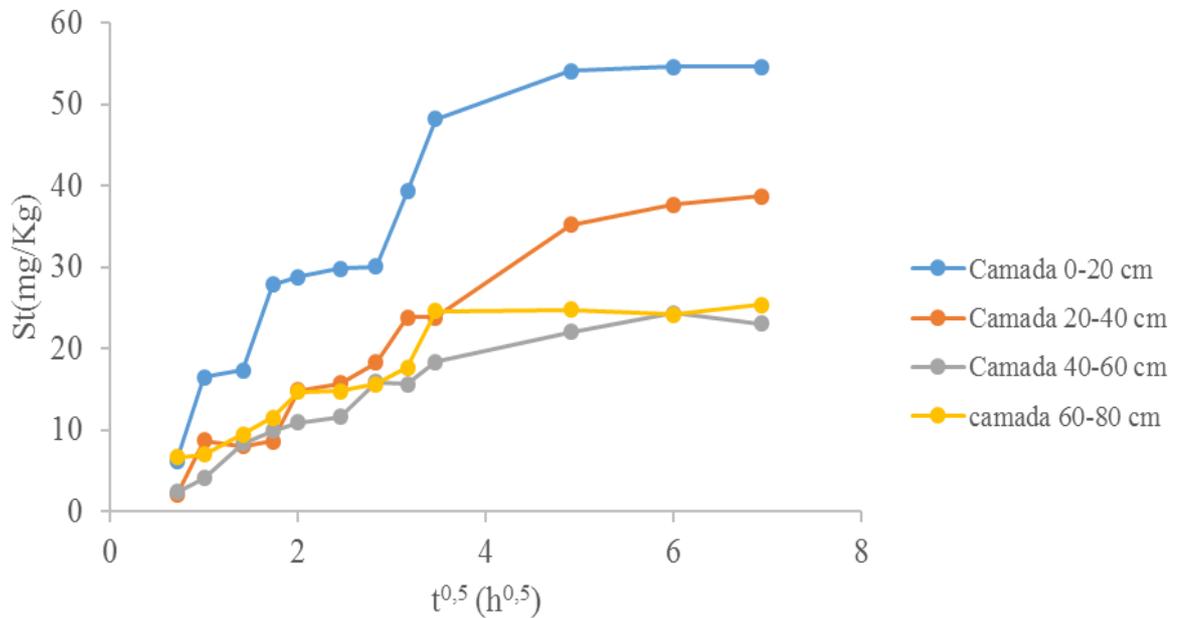
Tabela 5. Valores das capacidades de sorção em equilíbrio, S_{e1} e S_{e2} ; das taxas constantes de sorção, k_1 , k_2 e k_i ; e dos coeficientes de determinação, r^2 para as camadas (0-20 cm, 2-40 cm, 40-60 cm e 60-80cm) do solo urbano na cidade do Recife

Camadas	Capacidade de sorção	Taxa de sorção	Coefficiente de determinação
	Cinética de primeira ordem $\frac{dS_t}{dt} = k_1 (S_{e1} - S_t)$		
	S_{e1}	k_1	r^2
cm	mg kg ⁻¹	h ⁻¹	–
0-20	36,88	0,100	0,98
20-40	33,16	0,085	0,97
40-60	19,70	0,104	0,99
60-80	12,26	0,077	0,99

Fonte: O autor

Camadas	Cinética de segunda ordem $k_s = k_2 S_{e2}^2$		
	S_{e2}	k_2	r^2
cm	mg kg ⁻¹	kg mg ⁻¹ h ⁻¹	–
0-20	60,61	0,003	0,86
20-40	47,39	0,002	0,95
40-60	26,52	0,007	0,98
60-80	27,10	0,010	0,83

Figura 5. Aplicação do modelo de difusão intra-partículas aos dados das cinéticas de sorção para o perfil de solo urbano na Cidade do Recife.



4.4. Isotermas de adsorção

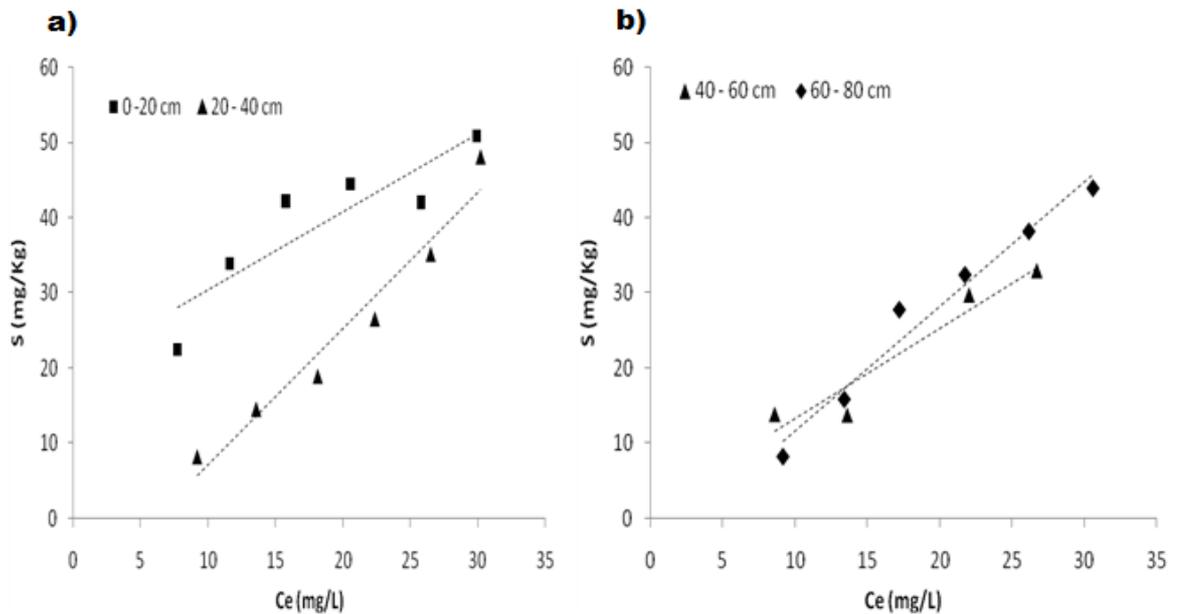
Na Figura 16 são apresentadas as isotermas de sorção para as camadas de 0-20 cm e 20-40 cm (a); 40-60 cm e 60-80 cm (b). As isotermas de sorção para essas camadas apresentaram comportamento linear. A camada superficial (0-20 cm) apresentou maior capacidade de sorção que a camada de 20-40 cm. Esse resultado contrasta com as características físicas apresentadas pelas respectivas camadas. Conforme Tabelas 2 e 3, respectivamente, a quantidade de material fino (areia fina, silte e argila) e o percentual de material orgânica da camada de (20-40 cm) é maior que o da camada superficial.

Uma análise preliminar indica uma possível capacidade de adsorção do composto. No entanto, conforme explicitado na Figura 16, essa maior capacidade de retenção da sulfadiazina não ocorreu, contrariando as expectativas preliminares quanto ao comportamento da adsorção feitas por essas camadas. Para a Figura 16 b, as isotermas de adsorção demonstradas para a camada de (40-60 cm) e (60-80 cm) mostram em geral uma maior capacidade de adsorção da camada de (60-80 cm). Observa-se que para concentrações de equilíbrio entre 10 e 15 mg L⁻¹. A capacidade de adsorção do SDZ na camada de (40-60 cm) é maior que a da camada de (60-80 cm).

No entanto, com o aumento da concentração do composto, esse comportamento foi invertido. Deste modo, após 15 mg·L⁻¹ a camada de (60-80 cm) apresenta maior capacidade

de adsorção. Isso demonstra de certo modo que a capacidade de adsorção tem sua dinâmica de crescimento influenciada pela concentração do composto. Além disso, do mesmo modo como no caso anterior, não foi observada correlação direta entre a quantidade de matérias finas e matéria orgânica com a capacidade de adsorção de sulfadiazina no solo.

Figura 16 – Isoterma de sorção da sulfadiazina para o solo da zona urbana do Recife.



De acordo com os parâmetros determinados, os modelos que melhor se adequaram foram Langmuir para camada de 0 – 20 cm e Freundlich para as demais. Com base nos parâmetros de cada modelo e no coeficiente de determinação, o Kf variou de 334,734 a 260,615. A camada de 20 – 40 cm apresenta um melhor Kf, já o R² um valor igual a 0,9474. O maior valor de Kf para a camada 20-40. Segundo REIA (2013), o modelo de Freundlich se adapta melhor às isotermas de adsorção, comprovando que a sulfadiazina não é linear. (WEBER; MILLER, 1989) explicam que o aumento da concentração satura o solo e permite abaixar o potencial de adsorção. A camada 0 - 20 cm se ajustando a Langmuir que obteve o maior valor de K_L (3,57143) e um R² igual a 0,9899. Os valores estão expressos na Tabela 4.

Tabela 6: parâmetros de adsorção de Freundlich, Langmuir e Isoterma Linear

Freundlich		
Linear		
Camada	K_F	R^2
Cm	$\text{mg kg}^{-1} (\text{L mg}^{-1})^n$	---
0-20	334,734	0,9474
20-40	337,287	0,9464
40-60	281,514	0,9728
60-80	317,103	0,9808

Langmuir		
Linear Modelo 1		
Camada	K_L	R^2
Cm	L kg^{-1}	---
0-20	3,57143	0,9899
20-40	28,8889	0,9071
40-60	13,5	0,914
60-80	4	0,9252

Na camada 0-20 cm, o modelo de Langmuir gerou bom ajuste, com bom coeficiente de determinação. Os maiores valores de K_f e K_L , que infere sobre a melhor interação da molécula com o solo, tendo uma relação direta com os valores de Carbono orgânico total (COT) e Matéria Orgânica (MO).

A isoterma linear não se adequou aos dados experimentais, porque em todas as camadas ocorreu desvio de linearidade, acarretando em baixos valores de K_d e baixo coeficiente de determinação. Nesses casos, os valores de K_d não são confiáveis para representar o potencial de adsorção do contaminante.

Os estudos de adsorção promovidos por Doretto et al; (2013), feitos em quatro solos, mostraram que a adsorção da sulfadiazina se ajustou ao modelo de Freundlich, não havendo perda nas amostras de controle (sem solo). No entanto, a Sulfadiazina foi adsorvida em quatro diferentes tipos de solos N1 (arenoso), N2 (argiloso), S1 (argiloso) e S2 (argiloso). Os valores obtidos de K_F se mostraram baixos nesse trabalho, demonstrando que SDZ é altamente móvel no solo. Doretto et al (2013) reiteram que solos muito argilosos adsorvem melhor que solos arenosos. Os solos estudados apresentam características arenosas nos solos 20 cm a 40 cm, 40 cm a 60 cm, e 60 cm a 80 cm, enquanto o solo até vinte centímetros é de areia franca, o K_F apresenta valores elevados entrando em contradição com valores de Doretto et al: (2013)

5. CONCLUSÃO

Esse trabalho apresentou uma caracterização da capacidade e da dinâmica de sorção de um perfil de solo urbano na cidade do Recife. Do trabalho experimental que foi efetuado pode-se concluir o seguinte:

As camadas que apresentaram maior teor de matéria orgânica e maior percentual de argila não apresentaram maior capacidade de sorção. Mesmo com o menor percentual de argila, a camada 20-40 apresentou a maior adsorção da sulfadiazina, indicando que os fatores que mais contribuíram para a adsorção da sulfadiazina foram o COT, MO e o pH.

O modelo de cinética de segunda ordem foi o mais adequado para representar a cinética de sorção para todas as camadas do perfil.

O modelo de difusão intrapartícula apresentou taxas diretamente proporcionais à soma dos percentuais de argila e silte e aos respectivos valores de matéria orgânica.

Os modelos de isothermas que melhor se adequaram foram os modelos de Langmuir e Freundlich apresentando bons coeficientes de determinação. A isoterma linear não se adequou aos dados experimentais.

5.1 PERSPECTIVAS

- I. Realizar estudos com a sulfadiazina em relação a ensaios em colunas de solo;
- II. Implantar estudos de competição de outros antibióticos, que são utilizados juntamente com a sulfadiazina, para avaliar o comportamento das duas substâncias na fase sólida do solo;
- III. Avaliar a velocidade de degradação do sulfadiazina na fase líquida e no solo;

REFERÊNCIAS

- ABNT, **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. Solo – Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, ABNT, 1984. (ABNT NBR – 7181).
- ALCÂNTARA, A.M.K.; CAMARGO, A.O. Isotermas de adsorção de Freundlich para o crômio (III) em Latossolos. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 3, p. 567-572, 2001.
- ALEXY, R.; SCHÖLL, A.; KÜMPEL, T. & KÜMMERER, K. What do we know about antibiotics in the environment In: KÜMMERER, K., ed. **Pharmaceuticals in the environment**. 2.ed. Berlin, Springer-Verlag, 2004. p.209-221.
- ANDRADE, M.C.O. **Atlas escolar de Pernambuco**. João Pessoa: Grafset, 2003. 160p.
- ARIAS, M., PÉREZ-NOVO, C., LÓPEZ, E., & SOTO, B.;. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. **Geoderma**, v.133, n.3-4, p.151-159, 2006.
- BARCELÓ, D.; DÍAZ-CRUZ, M.S.; ALDA, M.J.L. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soils, sediments and sludge. **Trends in Analytical Chemistry**, Barcelona, v. 22, n. 6, p. 340-351, 2003.
- BARCO-BONILLA N, ROMERO-GONZÁLEZ R, PLAZA-BOLAÑOS P, MARTÍNEZ VIDAL JL, GARRIDO FRENICHA. Systematic study of the contamination of wastewater treatment plant effluents by organic priority compounds in Almeria province (SE Spain). **Sci Total Environ** 2013;447:381–9.
- BARNES KK, KOLPINDW, FURLONG ET, ZAUGG SD, MEYER MT, BARBER LB. A national reconnaissance of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States—I) groundwater. **Sci Total Environ** 2008;402:192–200.
- BARRON MG. Bioconcentration, will water-borne organic chemical accumulate in aquatic animals? **Environ Sci Technol** 1990;24:1612–8.
- BEAR, J. Dynamics of fluid in porous media. **American Elsevier Public**, New York, 1972.
- BOHN, H.L.; McNEAL, B.L.; O'CONNOR, G.A. **Soil chemistry**. New York: John Wiley, 1979. 329p.
- BOXALL, A.B.A.; KOLPIN, D.W.; HALLING-SØRENSEN, B. & TOLLS, J. Are veterinary medicines causing environmental risks? **Environ. Sci. Technol.**, 37:286A- 294A, 2003.
- BRAGA, O. C. **Comportamento eletroquímico e determinação eletroanalítica da sulfadiazina**. (2009).

BURKHARDT, M.; STAMM, C.; WAUL, C.; SINGER, H.; MULLER, S. Surface runoff and transport of sulfonamide antibiotics and tracers on manured grassland. **Journal of Environmental Quality**, Dubendorf, v. 34, p. 1363-1371, 2005.

BITOUN, J., MIRANDA, L., DE ALMEIDA SOUZA, M. A., & DE BRITTO LYRA, M. R. S. Como anda a região metropolitana do recife. (2006)

CACHADA, A., LOPES, L. V., HURSTHOUSE, A. S., BIASIOLI, M., GRČMAN, H., OTABBONG, E., DUARTE, A. C. The variability of polychlorinated biphenyls levels in urban soils from five European cities. **Environ. Pollut.** v.157, p.511–518, 2009.

CACHADA, A., PATO, P., ROCHA-SANTOS, T., DA SILVA, E. F., & DUARTE, A. C. Levels, sources and potential human health risks of organic pollutants in urban soils. **Sci. Total Environ.** v.430, p.184–192, 2012.

CACHADA, A., DIAS, A. C., PATO, P., MIEIRO, C., ROCHA-SANTOS, T., PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. Major Inputs and mobility of potentially toxic elements contamination in urban areas. **Environ. Monit. Assess.** v.185, p.279–294, 2013.

CAPLETON, A.C.; COURAGE, C.; RUMSBY, P.; HOLMES, P.; STUTT, E.; BOXALL, A.B.A. & LEVY, L.S. Prioritising veterinary medicines according to their potential indirect human exposure and toxicity profile. **Toxicol. Lett.**, 163:213-223, 2006.

CANIANI, D., LABELLA, A., LIOI, D. S., MANCINI, I. M., & MASI, S. Habitat ecological integrity and environmental impact assessment of anthropic activities: A GIS-based fuzzy logic model for sites of high biodiversity conservation interest. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 238-249, 2016.

CASTELLANO, M.J., LEWIS, D.B., KAYE, J.P., Response of soil nitrogen retention to the interactive effects of soil texture, hydrology, and organic matter. **J. Geophys. Res. Biogeosci.** v.118, p.280-290, 2013.

CORRÊA, ROSSINI MATTOS; DO NASCIMENTO, CLÍSTENES WILLIAMS ARAÚJO; DA ROCHA, ALEXANDRE TAVARES. Adsorção de fósforo em dez solos do Estado de Pernambuco e suas relações com parâmetros físicos e químicos-doi: 10.4025/actasciagron. v33i1. 3129. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 33, n. 1, p. 153-159, 2011.

DING, D., ZHAO, Y., FENG, H., PENG, X., & SI, B. Using the double-exponential water retention equation to determine how soil pore-size distribution is linked to soil texture. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 119-130, 2016.

DORETTO, K. M., & RATH, S. (2013). Sorption of sulfadiazine on Brazilian soils. **Chemosphere**, **90(6)**, 2027-2034.

DOMINGUES, P. H. F., GALVÃO, T. F., DE ANDRADE, K. R. C., DE SÁ, P. T. T., SILVA, M. T., & PEREIRA, M. G. Prevalência da automedicação na população adulta do Brasil: revisão sistemática. **Revista de Saúde Pública**, v. 49, p. 1-8, 2015.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa, p.212, 1997.

EMBRAPA. **Cultivo de Algodão Irrigado**. 2003. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Algodao/AlgodaoIrrigad>>

FERNANDEZ, F. A. S. **O poema imperfeito: crônicas de Biologia, conservação da natureza e seus heróis**. 2. ed. Curitiba: UFPR, 2004.

FILHO, GMR; **Adsorção do Corante Amarelo Reativo BF-4G 200% por Argilas Esmectita**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal/RN. 2012.

GARCÍA-GALÁN, M.J., GARRIDO, T., FRAILE, J., GINEBRED, A., DÍAZ-CRUZ, M.S., BARCELÓ, D. Application of fully automated online solid phase extraction-liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry for the determination of sulfonamides and their acetylated metabolites in groundwater. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**. 399, 795-806, 2011.

GHIANI, G., LAGANÀ, D., MANNI, E., TRIKI, C. Capacitated location of collection sites in an urban waste management system. **Waste Manag.** v.32, p.1291–1296, 2012.

GROHMANN, F. & RAIJ, B.van. Dispersão mecânica e pré-tratamento para análise granulométrica de Latossolos argilosos. **R. Bras. Ci. Solo**, 1:52-53, 1977.

HALLING-SORENSEN, B.; NIELSEN, N.; LANZKY, P.F.; INGERSLEV, F.; LUTZHOFT, H.C.; JORGENSEN, S.E. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment. – a review. **Chemosphere**, Copenhagen v. 36, p. 357–393, 1998.

HAMSCHER, G., PAWELZICK, H.T., HÖPER, H., NAU, H. Different behaviour of tetracyclines and sulfonamides in sandy soils after repeated fertilization with liquid manure. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 24, 861–868. 2005.

HEUER H, SCHMITT H, SMALLA K. Antibiotic resistance gene spread due to manure application on agricultural fields. **Curr Opin Microbiol.** v.14, p. 236 – 43, 2011.

HIBA, Abdallah et al. Monitoring of twenty-two sulfonamides in edible tissues: investigation of new metabolites and their potential toxicity. **Food chemistry**, v. 192, p. 212-227, 2016.

HÖPER, H., KUES, J., NAU, H., HAMSCHER, G. Eintrag und Verbleib von Tierarzneimittelwirkstoffen in Böden. **Bodenschutz** 4, 141–148. 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo 2010. Indicadores de desenvolvimento sustentável: **disposição de resíduos sólidos urbanos**. Disponível em: Acesso em: 26 de agosto. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo 2013. Indicadores de desenvolvimento sustentável: **disposição de resíduos sólidos urbanos**. Disponível em: Acesso em: 26 de agosto. 2015.

JANSOMBOON, W., BOONTANON, S. K., BOONTANON, N., POLPRASERT, C., & DA, C. T. Monitoring and determination of sulfonamide antibiotics (sulfamethoxydiazine, sulfamethazine, sulfamethoxazole and sulfadiazine) in imported Pangasius catfish products in Thailand using liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry. **Food Chemistry**, 2016.

KASPRZYK HORDERN B, DINSDALE RM, GUWY AJ. The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in SouthWales, **UK. Water Res** 2008;42:3498–518.

KASTEEL, R.; MBOH, C.M.; UNOLD, M.; GROENEWEG, J.V.; VEREECKEN, H. Transformation and sorption of the veterinary antibiotic sulfadiazine in two soils: a short-term batch study. **Environmental Science Technology**, Jülich, v. 44, p. 4651-4657, 2010.

KAY, P.; BLACKWELL, P.A.; BOXALL, A.B.A. Transport of veterinary antibiotics in overland flow following the application of slurry to arable land. **Chemosphere**, Derby, v. 59, p. 951-959, 2005.

KELLY B, GOBAS F, MCLACHLAN MS. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife, and humans. **Environ Toxicol Chem** 2004;10: 2324–36.

KEMPER, N. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. **Ecol. Indic**, v.8, p.1-13, 2008.

KIM S, PARK H, CHANDRAN K. Propensity of activated sludge to amplify or attenuate tetracycline resistance genes and tetracycline resistant bacteria: a mathematical modeling approach. **Chemosphere**, v.78, p.1071–7, 2010.

KLAR, A, E. **A Água no Sistema Solo Planta Atmosfera**. São Paulo. Livraria Nobel, 1984. 408p.

KOTZERKE, S. SHARMA, K. SCHAUSS, H. HEUER, S. THIELE-BRUHN, K. SMALLA, B.-M. WILKE, M. Schloter, Alterations in soil microbial activity and N-transformation processes due to sulfadiazine loads in pig-manure, **Environ. Pollut.** v.153 p.315 – 322, 2008.

KRAUSE, LUIZ G. T. **Degradação do antibiótico sulfametoxazol por ozonização e avaliação da atividade antimicrobiana.** Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.

KREFT, A.; ZUBER, A. On the physical meaning of dispersion equation and its solution for different initial and boundary conditions. **Chemistry Engineering Science**, v. 33, p. 1471-1480, 1978.

KÜMMERER K. Antibiotics in the aquatic environment, review-Part II. **Chemosphere**; v.75 p.435 - 41, 2009.

LAGO LEITE, ADILSON. **Migração de íons inorgânicos em alguns solos tropicais, com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular.** 2001. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

LI, Y., WEI, X., CHEN, J., XIE, H., & ZHANG, Y. N. Photodegradation mechanism of sulfonamides with excited triplet state dissolved organic matter: A case of sulfadiazine with 4-carboxybenzophenone as a proxy. **Journal of hazardous materials**, v. 290, p. 9-15, 2015.

LIMA, L.J.S. **Transporte de água e de soluto em um Latossolo do Brejo Paraibano: Experimento de campo e parametrização.** 2003. 145 p. (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

Loureiro, r. J., roque, f., rodrigues, a. T., herdeiro, m. T., & ramalheira, e. O uso de antibióticos e as resistências bacterianas: breves notas sobre a sua evolução; **rev. port saúde pública.** v.34, p.77–84. 2016.

LV, G., LI, Z., HOEPPNER, N., WU, L., & LIAO, L. Interactions between sulfa drug sulfadiazine and hydrophobic talc surfaces. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 446, p. 172-178, 2014.

Marques, M. V., Naciuk, F. F., de Souza Mello, A. M., Seibel, N. M., dos Santos, J. G. R., & Mazzini Fontoura, L. A. Notas Científicas. Quantificação de sulfonamidas em leite por cromatografia líquida de alta eficiência via azoderivados. **Pesq. agropec.** v. 43.12 p.1817-1820, 2008.

MARTINS, J.M.F.; MERMOUD, A. Sorption and biodegradation of four nitroaromatic herbicides in mono and multi-solute saturated/unsaturated soil batch systems. **J. Contam. Hydrology**. v.33, p.187-210, 1998.

MEFFE R, KOHFAHL C, HAMANN E, GRESKOWIAK J, MASSMANN G, DÜNNBIER U, Fate of para-toluenesulfonamide (p-TSA) in groundwater under anoxic conditions: modelling results from a field site in Berlin (Germany). **Environ Sci Pollut Res** 2013.

MEFFE, RAFFAELLA; DE BUSTAMANTE, Irene. Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: a first overview of the situation in Italy. **Science of the Total Environment**, v. 481, p. 280-295, 2014.

MILFONT, M. L., ANTONINO, A. C. D., MARTINS, J. M. F., NETTO, A. M., GOUVEIA, E. R., & CORREA, M. M. Paclobutrazol transport in soil columns. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 2165-2175, 2008.

NÓBREGA, RANYÉRE SILVA; FARIAS, RAFHAEL FHELPE DE LIMA; SANTOS, CARLOS ANTONIO COSTA DOS. Temporal and spatial variability of rainfall in Pernambuco by extreme climatic indices. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 2, p. 171-180, 2015.

OLIVEIRA DUARTE G. H. **Remoção de sulfametazina em reatores anaeróbios tratando água residuária de suinocultura** Diss. Universidade de São Paulo, 2016.

OLIVEIRA et al., **análise da precipitação pluviométrica e umidade relativa do ar no município de Recife durante 2009 a 2013**. Anais do Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento remoto - Geonordeste p. 01, 2014.

PEREIRA, L. A., JARDIM, I. C. S. F., FOSTIER, A. H., & RATH, S. Ocorrência, comportamento e impactos ambientais provocados pela presença de antimicrobianos veterinários em solos. **Química Nova**, 2012.

PLANSAB, **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília, p.173, 2013.

RAIJ. B. V., **Fertilidade do solo e adubação**. Ceres. Potafos. Piracicaba. p.343, 1991.

REIA, M. Y. **Comportamento ambiental de sulfadiazina em solos brasileiros**. Dissertação. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2013.

REGITANO, J.B; LEAL, R.M.P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal brasileira. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 601-616, 2010.

ROBLES-MOLINA, J., GILBERT-LÓPEZ, B., GARCÍA-REYES, J. F., & MOLINA-DÍAZ, A. (2014). Monitoring of selected priority and emerging contaminants in the Guadalquivir River and other related surface waters in the province of Jaén, South East Spain. *Science of the Total Environment*, 479, 247-257.

SARMAH, A.K.; MEYER, M.T.; BOXALL, A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. *Chemosphere*, New Zealand, v. 65, p. 725–759, 2006.

SERRETI, Marco Túlio Cardoso; MARTINS, Ricardo Cristiano; ALVES, Fabiana. Influência da impermeabilização no ciclo hidrológico da cidade de Belo Horizonte/MG. *Revista Petra*, v. 1, n. 2, 2015.

SCHULTZ, M. M; chemicals of environmental concern, **elsevier inc.** (2014).

SILVA, ALINEAUREA FLORENTINO; DA SILVA, MARIA CRISTINA BASÍLIO CRISPIM. Agricultura no nordeste semiárido e os resíduos orgânicos aproveitáveis. *Revista Equador*, v. 5, n. 2, p. 102-119, 2016.

SILVA; VIDAL; QUEIROZ; Efeito da Sorção no Transporte de Contaminantes Orgânicos em Solos Argilosos, 2012.

STUART M, LAPWORTH D, CRANE E, HART A. Review of risk of from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Sci Total Environ.* v.416 p.1–21, 2012.

SUKUL, P., LAMSHÖFT, M., ZÜHLKE, S., & SPITELLER, M. Sorption and desorption of sulfadiazine in soil and soil-manure systems. *Chemosphere* v.73.8 p.1344-1350. 2008.

SZCZEPANOWSKI, R., LINKE, B., KRAHN, I., GARTEMANN, K. H., GUETZKOW, T., EICHLER, W., ... & SCHLUETER, A. Detection of 140 clinically relevant antibiotic resistance genes in the plasmid metagenome of wastewater treatment plant bacteria showing reduced susceptibility to selected antibiotics. *Microbiology-SGM* v.155, p.2306–2319. 2009.

THIELE-BRUHN, S.; SEIBICKE, T.; SCHULTEN, H.-R.; LEINWEBER, P. Sorption of sulfonamide pharmaceutical antibiotics on whole soil and particle-size fractions. *Journal of Environmental Quality*, Weinheim, v. 33, p. 1331-1342, June 2004.

UNOLD, M., KASTEEL, R., GROENEWEG, J., & VEREECKEN, H. Transport and transformation of sulfadiazine in soil columns packed with a silty loam and a loamy sand. *Journal of contaminant hydrology* v.103.1 p.38-47, 2009.

XU, Y., YU, W., MA, Q., & ZHOU, H. Interactive effects of sulfadiazine and Cu (II) on their sorption and desorption on two soils with different characteristics. *Chemosphere*, v.138 p.701-707, 2015.

WANG, C., WU, S., ZHOU, S., WANG, H., LI, B., CHEN, H., & SHI, Y. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk. **Sci. Total Environ.** p.527–528, 2015a.

WANG, C., WU, S., ZHOU, S., WANG, H., LI, B., CHEN, H., & SHI, Y. Occurrence, sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban (Pudong) and suburban soils from Shanghai in China. **Chemosphere**, v.119, p.1224–1232, 2015b.

WEBER, J. B.; MILLER, C. T. Organic chemical movement over and through soil. **Reactions and movement of organic chemicals in soils**, n. reactions and mov, p. 305-334, 1989.

WEHRHAN, A., KASTEEL, R., SIMUNEK, J., GROENEWEG, J., & VEREECKEN, H. Transport of sulfadiazine in soil columns - experiments and modelling approaches. **Journal of contaminant hydrology**. v.89.1 p.107-135, 2007.

WORLD HEALTH ORGANISATION (WHO). WHO COUNTRY COOPERATION STRATEGY 2012-2015 **ETHIOPIA**. Disponível em: Acesso em: 19 jan. 2014.

YONGGANG XU, WANTAI YU, QIANG MA, HUA ZHOU Interactive effects of sulfadiazine and Cu (II) on their sorption and desorption on two soils with different characteristics. **Chemosphere**, v. 138, p. 701-707, 2015.

YAN, C., NIE, M., YANG, Y., ZHOU, J., LIU, M., BAALOUSHA, M., & LEAD, J. R. Effect of colloids on the occurrence, distribution and photolysis of emerging organic contaminants in wastewaters. **Journal of hazardous materials**, v. 299, p. 241-248, 2015.

YONG; MOHAMED; WARKENTIM; Principles of Contaminant Transport in soils. Amsterdam, **Elsevier**; 1992.

YU, Y.; LIU, Y.; WU, L.S., Sorption and degradation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in soils, **Environ Sci Pollut Res**, v. 20, p. 4261–4267, 2013.

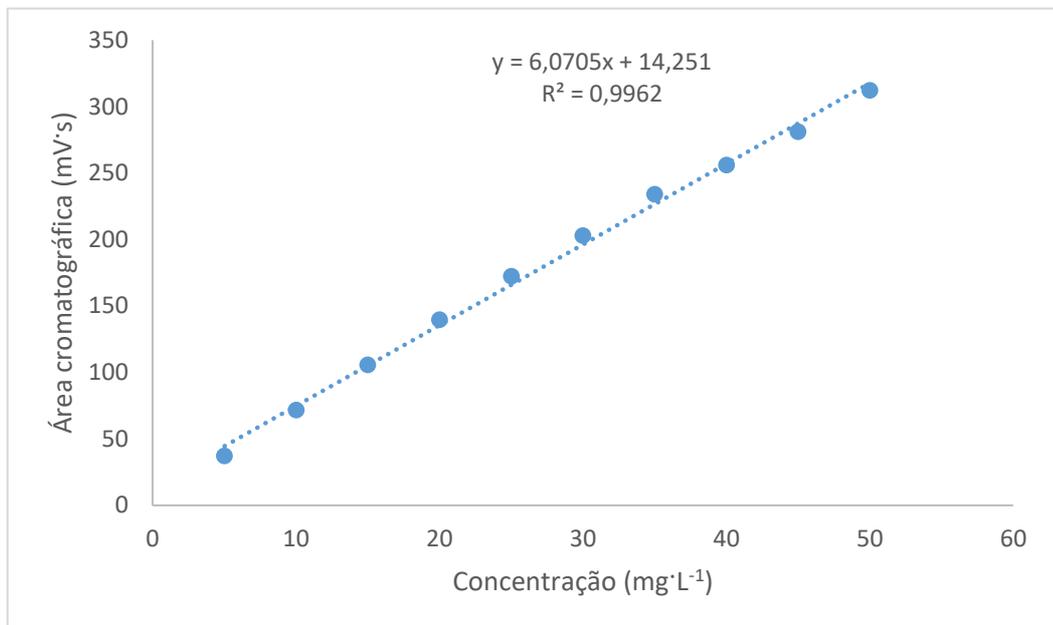
APÊNDICE

Apêndice A1

Dados para construção da curva analítica da sulfadiazina com 99% de pureza.

Concentração (mg·L ⁻¹)	Áreas cromatográficas (mV.s)			Média
	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	
5	37,26	37,55	36,33	37,04
10	71,96	71,82	71,15	71,65
15	104,51	106,56	105,41	105,49
20	138,91	138,94	140,67	139,50
25	170,46	173,55	172,47	172,16
30	203,90	202,17	202,69	202,92
35	243,22	241,47	240,00	234,00
40	256,38	254,09	257,54	256,00
45	286,35	281,46	275,07	280,96
50	304,07	304,28	328,18	312,17

Figura A1. Curva Analítica da sulfadiazina com 99% de pureza



Apêndice A2

Tabela de concentração de metais por camada de solo.

Camada	Fe (mg·Kg ⁻¹)	Al (mg·Kg ⁻¹)	Ti (mg·Kg ⁻¹)
0 – 20	19194.6	62077.6	3594.5
20 - 40	15824.2	57554.5	3243.0
40 – 60	18010.4	60807.1	3571.3
60 – 80	12381.8	64283.5	2936.9