



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

LUCAS DE SOUSA OLIVEIRA

**DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES
SOBRE O SOLO**

**FORTALEZA
2017**

LUCAS DE SOUSA OLIVEIRA

DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES
SOBRE O SOLO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo Sustentável do Solo e da Água e Matéria Orgânica do Solo.

Orientador: Profa. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa.

FORTALEZA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- O48d Oliveira, Lucas de Sousa.
Decomposição de resíduos orgânicos e liberação de nutrientes sobre o solo / Lucas de Sousa Oliveira. – 2017.
65 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas), Fortaleza, 2017.
Orientação: Profa. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa.
1. Adubação orgânica. 2. Fertilidade do solo. 3. Aproveitamento de resíduos. I. Título.
- CDD 631.4
-

LUCAS DE SOUSA OLIVEIRA

DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES
SOBRE O SOLO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo Sustentável do Solo e da Água e Matéria Orgânica do Solo.

Aprovada em: 19/07/2017.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Julius Blum
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Henrique Antunes de Souza
Embrapa Meio-Norte

A Deus.

Aos meus pais, Francisco Pereira e Francisca
de Sousa.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre estar comigo, pela força e coragem para continuar sempre pelo caminho do bem.

Aos meus pais Francisco Pereira de Oliveira e Francisca de Sousa Oliveira, meu infinito agradecimento. Sempre acreditaram que esse sonho seria possível e me ensinaram a perseguir meus ideais com dedicação e coragem.

Aos meus irmãos Fábio Henrique e Daniel Max, pela amizade carinho e companheirismo.

À minha noiva Ana Caroline, pelo companheirismo, paciência, compreensão, apoio e amor, essenciais para a concretização deste trabalho.

À minha orientadora professora Mirian Cristina Gomes Costa, pela orientação, pelos ensinamentos passados, pela paciência e por ter apostado no meu trabalho. Muito obrigado!

Ao professor Magno Cândido pela disponibilização da área experimental, pela atenção dispendida durante a condução deste trabalho.

Ao professor Julius Blum pelo tempo, pelas colaborações e ensinamentos.

Ao Dr. Henrique Antunes de Souza, pela amizade, pelas colaborações e auxílio na condução deste trabalho.

Aos professores do Departamento de Ciência do Solo por todos os ensinamentos, orientações e amizade. Muito obrigado.

Aos colegas pós-graduandos pela amizade, momentos de descontração e ensinamentos compartilhados durante a realização deste trabalho.

Aos funcionários do Departamento de Ciência do Solo, Edilson, Marilena, Camile, Deyse, Antônio José, Tavares, Fátima, Crisanto e Helena pela disponibilidade, simpatia e gentileza. Obrigado pela ajuda.

À Universidade Federal do Ceará e ao Departamento de Ciência do Solo.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

Ao Programa de Apoio à Pós-Graduação (PROAP) pelo apoio financeiro.

A todos que de alguma forma contribuíram para concretização deste trabalho. Muito obrigado!

“A única maneira de fazer um excelente trabalho é amar o que você faz”

Steve Jobs

RESUMO

Para recuperar solos degradados, uma prática promissora é a adição de resíduos orgânicos que trazem benefícios aos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. É importante que seja conhecida a composição desses resíduos, bem como seu potencial de liberação de nutrientes ao solo. Este estudo foi feito partindo das hipóteses de que os resíduos avaliados apresentam teores de nutrientes que lhes conferem potencial de uso como adubos orgânicos e que aqueles que apresentam baixas relações C/N, C/P e C/S são degradados e liberam nutrientes ao solo mais rapidamente do que os resíduos com altos valores dessas relações. Objetivou-se caracterizar os compostos orgânicos e avaliar sua decomposição após a disposição sob a superfície do solo, bem como analisar o solo quanto os atributos químicos de fertilidade após a retirada dos resíduos orgânicos ao final do experimento. O delineamento utilizado foi em blocos casualizados (DBC), com parcelas subdivididas e quatro repetições. Nas parcelas principais foram avaliados os cinco resíduos orgânicos: T1- Resíduo da carcinicultura; T2- Bagana de carnaúba; T3- Resíduo da agroindústria aviária; T4- Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes e T5- Resíduo da agroindústria processadora de goiabas. Nas subparcelas foram avaliadas seis épocas de coleta: 15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias. Os dados de perda de massa e liberação de nutrientes pelos resíduos orgânicos foram submetidos à análise de variância (ANAVA) e as médias dos tratamentos foram comparadas por meio do teste de Tukey a 5% de probabilidade. A liberação de nutrientes dos resíduos ao longo das épocas de coletas foi ajustada por meio de modelos de regressão. Os modelos ajustados das equações de regressão foram escolhidos com base na significância dos coeficientes das equações e dos coeficientes de determinação. A partir dos resultados da caracterização química dos resíduos orgânicos ficou evidente a capacidade dos mesmos em contribuir com a nutrição de plantas e recuperação da fertilidade de solos degradados, além de não apresentar possíveis elementos químicos contaminantes do solo. Os resíduos apresentaram baixos valores das relações C/N, C/P e C/S, o que favorece a mineralização; porém, pelas características de cada material verificaram-se diferentes padrões de liberação dos nutrientes. O uso de resíduos orgânicos apresenta grande potencial para recuperação da fertilidade de solos em regiões semiáridas.

Palavras-chave: Adubação orgânica. Fertilidade do solo. Aproveitamento de resíduos.

ABSTRACT

To recover degraded soils, a promising practice is the addition of organic waste that brings the benefits to the physical, chemical and biological attributes of the soil. It is important to know that the composition of these residues, as well as its potential of release nutrients to the soil. Starting from these hypotheses that the evaluated residues present nutrient contents that they confer potentials of use as organic fertilizers; the organic residues don't present chemical elements that cause preoccupation with possible contaminants of the soil and that those who have low relations of C/N, C/P and C/S are degraded and release nutrients to the soil faster than the residues with high values of these relations. The aim was to characterize the organic compounds and to evaluate its decomposition after the disposition under the surface of the soil, as well as to analyze the soil as the chemical attributes of fertility after the withdrawal of the organic residues at the end of the experiment. The experimental design was a randomized blocks (DBC), with subdivided plots and four replications. In the main plots the five organic residues: T1- Residue of shrimp farming; T2- Carnauba bagana; T3- Residue of the avian agribusiness; T4- Organic compound produced with residues of small ruminants and T5- Residue of the agribusiness processing of guavas. In the subplots, six collect epochs were evaluated: 15, 30, 45, 60, 75 and 90 days. The data of mass loss and nutrient release by the organic residues were submitted to analysis of variance (ANOVA) and the averages of the treatments were compared by means of the Tukey test at 5% of probability. The release of nutrients from the residues along the collect epochs was adjusted by the means of the regression models. The adjusted models of the regression equations were chosen based on the significance of the coefficients of the equations and the determination coefficients. From the results of the chemical characterization of the organic residues it was stayed evident the ability of the same ones to contribute to the nutrition of plants and recovery the fertility of the degraded soils, beyond not present possible contaminants chemical elements of the soil. The residues present low values of the relations C/N, C/P and C/S, which favors the mineralization, however, they were verified by the characteristics of each material different patterns of nutrient release. The use of organic residues presents great potential for soil fertility recovery in semiarid regions.

Keywords: Organic fertilization. Soil fertility. Use of waste.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Município de Pentecoste e localização do Campo Avançado do Núcleo de Ensino e Estudos em Forragicultura - NEEF..... 29
- Figura 2** - Temperatura (°C) e pluviosidade (mm) registradas no período experimental. 30
- Figura 3** - Características da vegetação de pousio na área antes da instalação do experimento no Campo Avançado do Núcleo de ensino em Forragicultura – NEEF, Pentecoste – CE. 31
- Figura 4** - Sacolas de decomposição dispostas na superfície do solo na área experimental (A); resíduos orgânicos no interior das sacolas de decomposição (B) e; amostragem do solo utilizando trado holandês (C)..... 35
- Figura 5** - Quantidade acumulada de cálcio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação. 45
- Figura 6** - Quantidade acumulada de magnésio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação. 46
- Figura 7** - Quantidade acumulada de sódio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação. 47
- Figura 8** - Quantidade acumulada de potássio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação. 48
- Figura 9** - Quantidade acumulada de fósforo nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação 49
- Figura 10** - Quantidade acumulada de nitrogênio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação. 50
- Figura 11** - Atributos químicos do solo pH, Ca, K, Na e N após a retirada dos resíduos orgânicos..... 52

LISTA DE GRÁFICOS

| | |
|--|----|
| Gráfico 1 - Porcentagem de matéria seca remanescente das sacolas de decomposição durante as épocas de avaliação. | 40 |
|--|----|

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Caracterização química e granulometria do solo da área experimental do Campo Avançado do Núcleo de Ensino e Estudos em Forragicultura – NEEF, Pentecoste – CE.33
- Tabela 2** - Composição química dos resíduos orgânicos e do composto avaliados no estudo.36
- Tabela 3** - Frações granulométricas dos resíduos orgânicos.39
- Tabela 4** - Valores médios estimados da taxa de decomposição (k) e tempo de meia-vida ($T_{1/2}$) dos resíduos orgânicos aplicados ao solo.42
- Tabela 5** - Resumo da ANOVA para os teores de nutrientes nos resíduos orgânicos em função dos períodos de avaliação.43
- Tabela 6** - Teores médios de nutrientes cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), fósforo (P) e nitrogênio (N) dos resíduos orgânicos a partir de sua aplicação no solo.....43
- Tabela 7** - Resumo da ANOVA para os atributos químicos do solo.51

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|----|
| 1 | INTRODUÇÃO | 14 |
| 2 | REVISÃO DE LITERATURA | 16 |
| 2.1 | Regiões Semiáridas..... | 16 |
| 2.2 | Degradação dos solos no semiárido..... | 18 |
| 2.3 | Solos do semiárido | 19 |
| 2.4 | Resíduos orgânicos com potencial para melhoria dos atributos do solo | 21 |
| 2.4.1 | <i>Destinação dos resíduos orgânicos</i> | 21 |
| 2.4.2 | <i>Reaproveitamento de resíduos como fertilizantes orgânicos</i> | 21 |
| 2.5 | Resíduos agroindustriais e compostos com potencial de uso em região semiárida.... | 23 |
| 2.5.1 | <i>Resíduo da agroindústria processadora de goiabas</i> | 23 |
| 2.5.2 | <i>Resíduo da carcinicultura</i> | 23 |
| 2.5.3 | <i>Resíduo da agroindústria aviária</i> | 24 |
| 2.5.4 | <i>Bagana de Carnaúba</i> | 24 |
| 2.5.5 | <i>Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes</i> | 25 |
| 2.6 | Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos..... | 26 |
| 3 | MATERIAL E MÉTODOS | 29 |
| 3.1 | Localização e caracterização da área experimental | 29 |
| 3.2 | Caracterização dos resíduos orgânicos utilizados no estudo | 31 |
| 3.3 | Caracterização do solo da área de estudo | 32 |
| 3.4 | Delineamento experimental e tratamentos | 33 |
| 3.5 | Instalação e condução do experimento | 34 |
| 3.6 | Coletas e Avaliações | 34 |
| 3.6.1 | <i>Resíduos Orgânicos</i> | 34 |
| 3.6.2 | <i>Modelagem de Decomposição</i> | 34 |
| 3.6.3 | <i>Solo</i> | 35 |
| 3.7 | Análise Estatística | 35 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 36 |
| 4.1 | Caracterização dos resíduos orgânicos | 36 |
| 4.2 | Decomposição de resíduos orgânicos..... | 40 |
| 4.3 | Teores de nutrientes nos resíduos orgânicos ao longo das épocas de avaliação..... | 43 |
| 4.4 | Alterações dos atributos químicos do solo após a aplicação dos resíduos orgânicos. | 51 |
| 5 | CONCLUSÕES | 54 |
| | REFERÊNCIAS | 55 |

1 INTRODUÇÃO

O desmatamento, somado ao cultivo intensivo das terras sem a adoção de práticas conservacionistas, resulta no declínio da fertilidade dos solos. A utilização de fertilizantes orgânicos e a adoção de práticas visando aumentar os teores de matéria orgânica no solo são fundamentais na melhoria dessa fertilidade.

Os fertilizantes orgânicos a serem utilizados podem ser resíduos provenientes de inúmeras atividades agropecuárias e industriais, pois o crescimento populacional tem contribuído para o aumento da produção desses resíduos. A aplicação desses materiais no solo surge como alternativa promissora, pois, além das vantagens relacionadas às melhorias em atributos físicos, químicos e biológicos do solo, representa baixo custo de aquisição e diminui os impactos ambientais gerados pelo descarte inapropriado.

Com o aumento do custo dos fertilizantes minerais e os crescentes níveis de poluição ambiental, a utilização adequada de resíduos orgânicos é uma alternativa para o suprimento de nutrientes como nitrogênio e fósforo em áreas de agricultura familiar no semiárido brasileiro. A reciclagem de resíduos oriundos das diversas cadeias produtivas, cuja deposição indevida pode causar impactos negativos ao ambiente, apresenta-se como importante alternativa para o uso como fertilizantes orgânicos.

A decomposição de resíduos orgânicos adicionados ao solo é dinâmica e complexa, sendo influenciada por fatores como a diversidade de organismos decompositores, qualidade do material a ser decomposto quanto a sua degradabilidade, condições edafoclimáticas e o manejo do solo. Assim, além de conhecer as características do resíduo, também é importante conhecer o padrão temporal de decomposição desse material, permitindo saber se a decomposição será benéfica ou não para a disponibilidade de nutrientes.

No Brasil, diversos trabalhos têm sido realizados com a dinâmica de mineralização de nutrientes advindos de resíduos orgânicos; contudo, a maioria é realizada com resíduos de origem vegetal. Pouca relevância tem sido dada à dinâmica da mineralização de nutrientes em resíduos de origem animal, agroindustrial e urbana, sendo necessária realização de estudos que permitam conhecer melhor o potencial de uso desses materiais como fertilizantes.

No nordeste brasileiro são gerados resíduos como lodo de tanques de carcinicultura, bagana de carnaúba, resíduos da agroindústria aviária, resíduo orgânico provenientes da produção e abate de pequenos ruminantes e resíduo da agroindústria processadora de goiaba. O estudo sobre a liberação de nutrientes desses resíduos é importante de modo que o presente estudo foi realizado visando comprovar as seguintes hipóteses: os resíduos anteriormente mencionados apresentam teores de nutrientes que lhes conferem potencial de uso como

adubos orgânicos e aqueles resíduos que apresentam baixas relações C/N, C/P e C/S são degradados e liberam nutrientes ao solo mais rapidamente do que os resíduos com altos valores dessas relações.

Os objetivos gerais neste estudo foram caracterizar os compostos orgânicos e avaliar sua decomposição a partir de sua disposição sobre o solo em ambiente irrigado. Os objetivos específicos foram: a) determinar os atributos físicos e químicos dos compostos orgânicos; b) avaliar a decomposição e liberação de nutrientes nos diferentes resíduos orgânicos utilizando o modelo matemático exponencial e o tempo de meia-vida ($T_{1/2}$), ou seja, o tempo necessário para ser liberada metade dos nutrientes do resíduo orgânico; c) avaliar as influências dos compostos orgânicos aplicados em atributos químicos do solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Regiões Semiáridas

Os ambientes semiáridos são bem caracterizados pela ampla variabilidade das condições climáticas e processos hidrológicos, além de serem caracterizados como ambientes frágeis. Há grande preocupação com áreas áridas e semiáridas, pois as mesmas ocupam 1/3 dos continentes onde vivem aproximadamente 20% da população do planeta (ALAZARD *et al.*, 2015).

Áreas consideradas áridas, as quais incluem também as hiper-áridas e semiáridas, ocupam cerca de 36% do globo terrestre (YANG; WILLIAMS, 2015). De acordo com Rocha e Soares (2015), as regiões áridas e semiáridas abrangem cerca de 54% das áreas agrícolas, onde vive 1/3 da população rural. Segundo Sivakumar (2007), na distribuição pelos continentes, grande parte das áreas secas está na Ásia (34,4%) e África (24,1%), nas Américas (24%), Austrália (15%) e Europa (2,5%).

De modo geral, as regiões semiáridas do mundo possuem características semelhantes, tais como: escassez de água, balanço hídrico negativo, altos níveis de insolação, estação chuvosa curta e com chuvas intensas, solos rasos, acesso limitado às tecnologias, por serem áreas de risco, e pobreza da população (CESANO *et al.*, 2012).

Devido à sazonalidade das chuvas há longos períodos secos, de modo que algumas áreas pelo planeta possuem limitado acesso à água (D'ODORICO *et al.*, 2013). A água é um recurso vital para a vida, todavia é um fator econômico e social limitante para o desenvolvimento em muitas partes do mundo. Sua escassez em condições áridas aumenta a exploração dos recursos hídricos e do ambiente (BLANCO-GUTIÉRREZ *et al.*, 2013).

Severas e prolongadas secas podem causar efeitos reversos significativos na agricultura e na segurança alimentar, podendo ainda ser a causa da depreciação de produtos, do aumento da pobreza de regiões sujeitas a esses fenômenos, forçando o êxodo rural e exploração exagerada dos recursos naturais (BIRTHAL *et al.*, 2015).

Para que uma região seja caracterizada como semiárida três critérios técnicos são avaliados: precipitação pluvial média anual inferior a 800 mm, índice de aridez de até 0,5, calculado pelo balanço hídrico que relaciona as precipitações e evapotranspiração potencial, no período entre 1961 e 1990, e possuir um risco de seca maior que 60%. No Brasil, na nova delimitação realizada pelo Ministério da Integração Nacional, o município que registrar pelo menos um desses critérios apontados passaria a pertencer ao semiárido brasileiro (BRASIL, 2009).

A região semiárida brasileira foi limitada somente pela Lei Federal 7.827, de setembro de 1989 em substituição ao Polígono das Secas que foi criado pela Lei nº 175 de janeiro de 1936. A região semiárida brasileira ocupa uma extensão total de 982.563,3 km² de acordo com informações do cadastro dos municípios. A região Nordeste concentra em torno de 89,5% dessa área, abrangendo a maioria dos Estados nordestinos, com exceção do Maranhão (IBGE, 2010). Segundo a Articulação Semiárido Brasileiro - ASA (2013), o semiárido brasileiro é o mais chuvoso do planeta, mas as condições para realizar agricultura são difíceis porque a evaporação chega a ser três vezes maior do que a precipitação.

A região semiárida do Nordeste do Brasil é caracterizada pela predominância de pequenas propriedades rurais, cultivos agrícolas de subsistência e pecuária baseada no pastoreio da vegetação nativa (ALMEIDA *et al.*, 2015). O uso de fertilizantes minerais é baixo em virtude de seu alto custo, do baixo poder aquisitivo da maioria dos agricultores e do risco proporcionado pela variabilidade do regime das chuvas. Por esses motivos, a fertilidade dos solos depende, sobretudo, do manejo da matéria orgânica do solo (MENEZES; SILVA, 2008).

Ações antrópicas têm gerado impactos nas paisagens de regiões semiáridas por meio do intenso processo de substituição de áreas naturais por diversos tipos de uso do solo. Uma das principais causas é a exploração intensa de áreas com agricultura e pecuária (COELHO *et al.*, 2014). Com o desmatamento indiscriminado, queimadas, secas prolongadas, pressão demográfica e aumento da exploração agrícola, há diminuição da fertilidade dos solos dessas regiões. A redução nos teores de nutrientes do solo é causada pela erosão e pela exportação dos nutrientes pelos produtos agropecuários (ARAÚJO *et al.*, 2011; SAHRAWAT, 2016).

A redução na fertilidade dos solos no semiárido tem se agravado ao longo dos anos expondo essas regiões a um intenso processo de degradação dos solos pela disseminação de práticas agrícolas inadequadas, pastoreio excessivo, destruição de áreas com vegetação nativa, colocando-se em questão a capacidade de uso da terra para manutenção das atividades produtivas e para a garantia de serviços ambientais (BIRTHAL *et al.*, 2015).

Dessa forma, a intervenção do homem no meio tem agravado de maneira expressiva a deterioração dos solos dessas regiões semiáridas (LEMMA *et al.*, 2017). As práticas agrícolas e a pecuária extensiva são fatores que intensificam a problemática, sobretudo em um espaço ambientalmente frágil como é o caso das regiões semiáridas pelo mundo (HERNÁNDEZ *et al.*, 2015).

2.2 Degradação dos solos no semiárido

O solo degrada quando são modificadas suas características físicas, químicas e biológicas (COOPER, 2008). O uso e manejo inadequados do solo, além de contribuírem para emissão de gases do efeito estufa, ainda trazem problemas relacionados à sustentabilidade em razão da degradação da matéria orgânica do solo, alterando negativamente os seus atributos físicos e químicos, bem como sua biodiversidade (COSTA *et al.*, 2015).

O processo de degradação é comum nos solos de regiões áridas e semiáridas. Ações antrópicas como o desmatamento (SANTOS *et al.*, 2015), as queimadas e o sobrepastejo, aliadas a longos períodos de estiagem, têm sido apontadas como importantes desencadeadores do processo de degradação do solo nessas regiões (FARIAS *et al.*, 2013; ALAZARD *et al.*, 2015; CORREIA *et al.*, 2015). A consequência disso é a diminuição da atividade biológica (FERRARA *et al.*, 2012) e da produtividade das culturas (van OUDENHOVEN *et al.*, 2015). Com raras exceções, os solos no semiárido brasileiro são pouco desenvolvidos, rasos, com média a alta fertilidade natural, com limitações ao uso pela deficiência de água, suscetibilidade à erosão e salinidade. A falta de manejo adequado e as pressões antrópicas no ambiente tropical têm agravado a deterioração dos solos (PEREIRA; NETO, 2014).

A zona semiárida do Estado do Ceará corresponde a 86,8% do seu território e está inserida na porção do semiárido nordestino com as maiores limitações de uso dos solos (CEARÁ, 2010). São solos normalmente rasos que, por conta de suas características físicas, químicas, morfológicas e mineralógicas, são bastante susceptíveis aos processos erosivos (SAHRAWAT, 2016).

O cultivo convencional nas áreas secas, praticado durante muitos anos consecutivos, é a principal causa de perda de carbono orgânico do solo (SILVA; SILVA, 2015). Este tipo de cultivo favorece o aumento na extensão de áreas descobertas, facilitando a perda de nutrientes e matéria orgânica por processos erosivos (NOGUEIRA *et al.*, 2008; CARVALHO *et al.*, 2013). Perdas de água e solo pela erosão hídrica diminuem a capacidade produtiva dos solos, pois removem matéria orgânica, provocam empobrecimento no local da erosão, contaminação do ambiente fora do seu local (BERTOL *et al.*, 2010), redução na disponibilidade de nutrientes essenciais aos cultivos (GUIMARÃES *et al.*, 2015) e desarranjo da estrutura do solo (ZHANG *et al.*, 2015).

A disponibilidade de nutrientes para as culturas agrícolas e para as espécies que podem ser utilizadas na revegetação de solos degradados é favorecida com a melhor ciclagem, promovida pelo uso de resíduos orgânicos como esterco animal e resíduos vegetais que são fontes de nutrientes e matéria orgânica (DUTRA *et al.*, 2013). O baixo nível de matéria

orgânica nos solos do semiárido acaba sendo fator importante no processo de degradação (HERNANDÉZ *et al.*, 2015).

2.3 Solos do semiárido

No semiárido nordestino os solos são pouco desenvolvidos, mineralmente ricos, pedregosos, pouco espessos e com reduzida capacidade de retenção de água, fator que é limitante à produção nessa região. Há predomínio de solos pouco a moderadamente desenvolvidos, principalmente das classes dos Luvisolos, Planossolos e Neossolos Litólicos (OLIVEIRA, 2009).

A geologia do semiárido é marcada pela grande variação da litologia com o predomínio de rochas do embasamento cristalino, seguido de bacias sedimentares e, em menores proporções, mas não menos importantes, ocorrem áreas do cristalino recobertas por materiais arenosos e/ou argilosos (JACOMINE, 2002). O embasamento cristalino é formado por gnaisses, migmatitos, granitos, xistos, filitos e quartzitos.

Os diversos solos sobre a base cristalina possuem baixa profundidade, menor capacidade de infiltração e drenagem e elevadas taxas de escoamento superficial. Já os solos encontrados sobre a base sedimentar apresentam maior profundidade, boa drenagem natural e capacidade de infiltração e menores taxas de escoamento superficial (GIONGO *et al.*, 2011). Esses solos, segundo Giongo *et al.* (2011), possuem fração areia superior às frações silte e argila. Normalmente verifica-se solos com pH em torno da neutralidade, condição química boa, e pouca profundidade.

Pelas características climáticas do semiárido e de diversidade litológica, há heterogeneidade nas classes de solo que variam desde solos jovens a solos evoluídos (JACOMINE, 2002). Aproximadamente 43% das classes de solo (LUVISSOLOS, PLANOSSOLOS e os NEOSSOLOS LITÓLICOS) que ocorrem no semiárido podem vir a apresentar limitações quanto a pedregosidade e profundidade efetiva (CUNHA *et al.*, 2010). A profundidade destes solos varia de rasos (NEOSSOLOS LITÓLICOS) a pouco profunda (PLANOSSOLOS), indicando susceptibilidade aos processos erosivos (TRAORÉ *et al.*, 2015).

Os Luvisolos são solos rasos a pouco profundos, são ricos em bases e com argila de atividade alta, apresentam acúmulo de argila em subsuperfície, caracterizado pelo horizonte Bt. São solos ricos em nutrientes (Ca, Mg e K), com reação variando de moderadamente ácida a neutra. Esses solos apresentam elevados valores de soma de bases e de saturação de bases e

grande quantidade de minerais primários facilmente intemperizáveis, o que lhes confere grande capacidade de fornecer nutrientes às plantas (OLIVEIRA, 2008).

Os Planossolos apresentam acúmulo significativo de argila em subsuperfície (horizonte B plânico) são típicos de áreas de cotas baixas, planas a suavemente onduladas (SILVA *et al.*, 2013). Geralmente possuem alta CTC, elevada saturação por bases e sorção de sódio, sendo extremamente susceptíveis aos processos erosivos em decorrência da mudança textural abrupta ocorrendo a pouca profundidade, presença de sódio e baixos teores de matéria orgânica (OLIVEIRA, 2008).

Os Neossolos Litólicos apresentam fertilidade natural alta quando derivados de rochas básicas ou de calcário. Por serem pedregosos apresentam drenagem de moderada a excessiva, elevados teores de minerais primários e média a elevada CTC (SILVA *et al.*, 2013). As limitações ao uso estão relacionadas à pouca profundidade e aos declives acentuados nas áreas de ocorrência desses solos. Sua fertilidade está condicionada à soma de bases, sendo maior nos eutróficos e mais limitada nos distróficos. São verificados baixos teores de fósforo nos Neossolos Litólicos em condições naturais (OLIVEIRA, 2008).

O uso indiscriminado dos recursos naturais no semiárido, associado às características da região, acelera a degradação das terras. A redução do potencial produtivo de terras agrícolas tem sido atribuída às práticas de manejo inadequadas, o que torna o solo mais suscetível aos processos erosivos. Com o aumento dos processos erosivos há aumento das taxas de remoção de solo e nutrientes (SAHRAWAT, 2016).

Outro sério problema associado à degradação de solos é a redução no conteúdo de matéria orgânica com efeitos, principalmente, sobre a CTC, disponibilidade de nutrientes, estabilidade de agregados e atividade microbiana (BAYER; MIELNICZUK, 1999), além de afetar diretamente as taxas de infiltração, retenção de água e complexação de elementos tóxicos. Além dos baixos teores de matéria orgânica, solos de regiões semiáridas são deficientes em outros nutrientes essenciais como o fósforo. Desta forma, o uso combinado de fontes minerais e orgânicas é recomendado (SAHRAWAT, 2016).

2.4 Resíduos orgânicos com potencial para melhoria dos atributos do solo

2.4.1 Destinação dos resíduos orgânicos

Impulsionado pelos avanços tecnológicos, o homem tem ampliado sua capacidade de alterar o ambiente de modo a gerar consequências negativas, como por exemplo, a produção de resíduos em larga escala. A necessidade de estabelecer a destinação adequada aos resíduos é indiscutível, constituindo aspecto que deve ser tratado com ações intensas para combater a crise ambiental (PINHEIRO, 2005).

No Brasil, são inúmeros os episódios críticos de poluição relacionados à má disposição de resíduos, ocorrendo, principalmente, a contaminação do solo e dos recursos hídricos por metais pesados, solventes orgânicos halogenados e resíduos de defensivos agrícolas (CHACÓN *et al.*, 2011).

Entre as opções disponíveis para o destino final destes resíduos estão os aterros controlados, incineração e a reciclagem. No entanto, por causa de problemas ambientais e aspectos econômicos, torna-se crescente a necessidade de utilizar os resíduos orgânicos para fins agrícolas, com a finalidade de promover maior reciclagem de nutrientes presentes nestas matrizes, resultando em duplo benefício, ou seja, reduz-se a poluição ambiental e diminui o uso de fertilizantes minerais (AYUSO *et al.*, 1996).

Nesse contexto, tem-se buscado alternativas que minimizem o processo de degradação e melhorem a fertilidade dos solos (ARAÚJO *et al.*, 2011). Na agricultura realizada na região nordeste são utilizadas fontes orgânicas de nutrientes para realizar a adubação do solo, com destaque aos esterco provenientes da criação de animais, restos de culturas vegetais, como palhas e podas de leguminosas. O manejo adequado dos resíduos orgânicos pode evitar possíveis contaminações e a imobilização de nutrientes disponíveis no solo (DUTRA *et al.*, 2011).

2.4.2 Reaproveitamento de resíduos como fertilizantes orgânicos

Uma considerável parte dos resíduos produzidos é de origem orgânica (LUNA *et al.*, 2009). O uso destes resíduos como fonte de nutrientes na agricultura é justificado pela necessidade de reciclagem destes materiais, mas também pela necessidade de adicionar nutrientes ao solo que promovam melhoria na qualidade do solo para o desenvolvimento das plantas (TEDESCO *et al.*, 2008). Inicialmente, o descarte de resíduos no solo era visto como adequado, uma vez que adicionava matéria orgânica e nutrientes. Posteriormente, o acúmulo de resíduos em determinadas áreas passou a ser questionado pelos riscos de contaminação.

Contudo, a reciclagem dos resíduos orgânicos não é inviabilizada, pois sua adição ao solo, como fertilizantes, é possível desde que esteja de acordo com critérios agronômicos e com a legislação vigente (TEDESCO *et al.*, 2008).

Para verificar as potencialidades da aplicação de resíduos orgânicos na agricultura, o primeiro passo é a caracterização dos materiais. Assim, a composição mineral do resíduo pode indicar seu potencial de fornecimento de nutrientes para as plantas, podendo complementar, ou em alguns casos, suprir a adubação mineral. O conhecimento da composição mineral dos resíduos orgânicos também pode indicar a presença de elementos tóxicos, restringindo o uso do material (CAMARGO; BERTON, 2006).

Vários resíduos podem ser utilizados na composição de fertilizantes orgânicos. No entanto, um dos maiores obstáculos para a aceitação e disseminação da utilização destes fertilizantes está relacionado às informações sobre caracterização química e resposta agronômica em diferentes culturas (ANTONIOLLI *et al.*, 2009).

Resíduos orgânicos possuem grande quantidade de nutrientes necessários às plantas, tais como nitrogênio (N), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), entre outros (ROCHA *et al.*, 2013). A utilização de resíduos como adubos orgânicos deve ser feita de forma criteriosa, pois se as quantidades adicionadas forem maiores que as requeridas pelas culturas, haverá acúmulo de nutrientes no solo. Isso, em médio e longo prazos, pode prejudicar a qualidade dos solos, podendo ainda comprometer ecossistemas aquáticos tendo em vista os elevados riscos de lixiviação que leva à contaminação de mananciais subterrâneos (ABREU JUNIOR *et al.*, 2012).

Outra preocupação associada à aplicação contínua de resíduos orgânicos numa mesma área é a acumulação de metais pesados. Entre os metais pesados destaca-se o cobre (Cu) e o zinco (Zn) que em doses elevadas são problemas potenciais para o solo (THOMAS, 1977).

O uso de resíduos orgânicos no processo de compostagem é uma opção promissora, pois transforma os resíduos em composto orgânico. Essa transformação ocorre por meio de vários processos físicos, químicos e biológicos que são desencadeados a partir da mistura de resíduos, aumentando a eficiência de aproveitamento dos nutrientes contido nos resíduos e diminuindo o potencial dos elementos tóxicos que possam estar presentes nos resíduos orgânicos utilizados na compostagem (AVELAR *et al.*, 2015).

2.5 Resíduos agroindustriais e compostos com potencial de uso em região semiárida

Diversos resíduos orgânicos de origem urbana, industrial e agrícola podem ser usados na agricultura. Vários são os exemplos: esterco bovino, de galinha, suíno, torta de filtro, torta de mamona, adubos verdes, turfa, lodo de esgoto, lixo urbano, resíduos da criação de animais, compostos orgânicos e resíduos do processamento de frutas. Dentre os resíduos e compostos associados a atividades agroindustriais relevantes no semiárido cearense são citados:

2.5.1 Resíduo da agroindústria processadora de goiabas

As agroindústrias processadoras de goiabas geram significativa quantidade de resíduos que são constituídos basicamente por sementes da fruta, e que são provenientes do despulpamento mecânico da goiaba (SOUZA *et al.*, 2011). O Estado do Ceará contribui com 14.543 t ano⁻¹ da produção brasileira de goiabas (ADECE, 2013). Segundo Souza *et al.* (2011), o resíduo representa aproximadamente 8% dos frutos processados e pode ser empregado na agricultura, visto que o material é constituído basicamente por sementes da fruta, sendo considerado um resíduo “limpo” e rico em nutrientes.

Em alguns trabalhos realizados em condições de laboratório ou casa de vegetação foi relatado o potencial de utilização do resíduo da indústria processadora de goiabas. Mantovani *et al.* (2004), avaliando a aplicação desse resíduo ao solo e utilizando o milho como a cultura de interesse em casa de vegetação, concluíram que o resíduo é uma fonte de liberação lenta de N e P para as plantas. Corrêa *et al.* (2005) relataram que o uso desse resíduo promoveu aumento nos teores de matéria orgânica e de K no solo.

2.5.2 Resíduo da carcinicultura

A produção brasileira de camarão cultivado é de aproximadamente 75 mil toneladas e o estado do Ceará é o maior produtor nacional, segundo a Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC). No ano de 2015 a produção cearense foi de 50 mil toneladas e a expectativa para 2016 era de 60 mil toneladas, representando mais da metade de toda a produção brasileira (ABCC, 2016).

Considerando as fazendas de carcinicultura, os resíduos gerados no fundo dos tanques de criação também apresentam potencial de aplicação no solo, pois apresentam elevados teores de nutrientes e matéria orgânica lábil, provenientes dos insumos aplicados durante o ciclo de produção do camarão (ARAÚJO; COSTA, 2013). Araújo e Costa (2013) avaliaram a aplicação de doses do resíduo de fundo de tanque de carcinicultura em material coletado de pilhas de solo e estéril de mineração de ferro que configura um solo degradado extraído de

camadas profundas havendo inversão de camadas, constatando que o resíduo favoreceu o desenvolvimento de leguminosas arbóreas no substrato degradado.

Os resíduos gerados pela indústria da pesca podem ser utilizados na agricultura, principalmente como adubo orgânico. Tais resíduos correspondem à cabeça e à casca do camarão, que são superiores a 40% do seu peso inicial, bem como os efluentes gerados que apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável (PIRES *et al.*, 2014).

2.5.3 Resíduo da agroindústria aviária

O Brasil é o maior exportador de carne de frango do mundo, com as áreas de produção concentradas nas regiões Sul e Sudeste. Atualmente a atividade vem se espalhando pelo território nacional aproximando-se não somente das regiões produtoras de matérias-primas, mas também das regiões consumidoras, o que explica, em parte, seu crescimento na Região Nordeste. Com isso, verifica-se que a cadeia produtiva de frangos de corte ocupa posição de destaque no agronegócio brasileiro. Juntamente com o crescimento da produção de frangos há aumento da quantidade de resíduos gerados (ABREU; ABREU, 2011; NASCIMENTO *et al.*, 2015). Os principais resíduos gerados no processo são vísceras não comestíveis, penas, cabeças, sangue, peles, gorduras, osso e carcaças desclassificadas (PADILHA *et al.*, 2005).

Neste sentido, pesquisadores têm sugerido a utilização dos resíduos gerados na agroindústria aviária como adubo orgânico, visando seu aproveitamento e a reciclagem dos nutrientes, diminuindo assim os gastos com fertilizantes minerais (SANTOS, 1997). Uma das alternativas para o destino desses resíduos, considerada econômica e ambientalmente correta, é a compostagem deste material (PAIVA *et al.*, 2012). Entretanto, o estudo de Nascimento *et al.* (2015) indica a viabilidade da aplicação desses resíduos ao solo na forma em que são obtidos ao final das unidades de tratamento, ou seja, sem passar pelo processo de compostagem.

2.5.4 Bagana de Carnaúba

Outro resíduo com potencial para o uso como fertilizante orgânico provém da produção de cera de carnaúba. A carnaúba é uma palmeira típica do Nordeste brasileiro cujas folhas são utilizadas pela indústria pelo valor significativo do pó cerífero que é extraído, e desta extração gera-se o resíduo que é a bagana de carnaúba (SILVA JUNIOR, 2011). Outra aplicação das folhas da carnaúba é seu uso como adubo orgânico, pois possui nutrientes. A aplicação de resíduos de carnaúba ao solo traz outros benefícios, pois esse material apresenta

capacidade de retenção de água, mantendo o solo úmido por um período maior de tempo, sendo importante em regiões com chuvas intermitentes (GOMES *et al.*, 2009).

A bagana de carnaúba possui diversas finalidades que vão desde seu uso como material forrageiro, como na composição de substratos agrícolas. Esse resíduo agroindustrial também é amplamente utilizado como cobertura morta por agricultores em sua zona de ocorrência por se tratar de um material de baixo custo e eficiente na cobertura do solo (QUEIROGA, 2002).

No estudo de Iwata (2014) foi indicado que o uso de resíduos de baixa labilidade, como a bagana de carnaúba, combinado com resíduos de alta labilidade, é uma alternativa de manejo mais adequada para o incremento de nutrientes e a manutenção da qualidade do solo no semiárido.

2.5.5 Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes

Há grande potencial para produzir composto orgânico com resíduos de pequenos ruminantes, pois há um rebanho significativo no semiárido brasileiro. O efetivo de caprinos no Brasil foi de 9.614 milhões em 2015 registrando aumento em relação aos anos anteriores. Bahia é o estado brasileiro com o maior efetivo desta espécie (28,0%), seguido pelos Estados de Pernambuco (22,5%), Piauí (14,1%) e Ceará (11,7%) (IBGE, 2014). Em termos regionais, 91,4% do rebanho efetivo de caprinos (IBGE, 2013) e 56,5% de ovinos estão concentrados na Região Nordeste (IBGE, 2014).

A ovinocaprinocultura tem alcançado elevada importância no cenário agropecuário nacional devido à adaptabilidade dos animais às condições edafoclimáticas do semiárido brasileiro (LEITE *et al.*, 2010). Com isso, tem sido também crescente a preocupação à destinação dos animais mortos por doenças e dos rejeitos gerados no abate. Com a proibição do aproveitamento de rejeitos animais na alimentação de ruminantes, as formas viáveis de destinação para esses resíduos se tornaram restritas, pois a incineração e enterrio, que são as práticas mais utilizadas, além do custo operacional podem ocasionar problemas ambientais e sanitários (BRASIL, 2004).

Uma alternativa para eliminação dos rejeitos animais é a compostagem, que consiste na transformação de resíduos vegetais e animais, denominados compostos orgânicos e húmus (KIEHL, 2004). A compostagem dos resíduos de origem animal viabiliza ainda a ciclagem dos nutrientes por transformar rejeitos em produtos apropriados para o uso agrícola (ARAUJO *et al.*, 2008).

Alguns estudos vêm sendo realizados com relação à compostagem, principalmente relacionadas às adaptações necessárias para a produção de compostos orgânicos a partir de carcaças da produção animal (PAIVA *et al.*, 2012). Em estudo conduzido em laboratório por Souza *et al.* (2012), ficou comprovada a eficácia do composto produzido a partir de carcaças de pequenos ruminantes. Segundo os autores, esse composto melhorou a os atributos físicos e a disponibilidade de nutrientes no solo. Pereira (2014)a , estudando a aplicação de doses do composto orgânico proveniente de resíduos da produção e abate de pequenos ruminantes em um Neossolo Flúvico de textura franco-arenosa, em condições de campo, obteve aumento na produção de biomassa de forragem do capim elefante em função do incremento das doses do composto orgânico.

2.6 Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos

Nas regiões de clima tropical o verão quente e chuvoso acelera a decomposição da cobertura vegetal do solo. Nestas condições climáticas o processo de decomposição é mais complexo, sendo interessante que os nutrientes sejam liberados dos resíduos de forma gradativa (PACHECO *et al.*, 2011; TAN *et al.*, 2012).

No Brasil, vários trabalhos elucidam questões relacionadas à dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes de resíduos de origem vegetal, mas pouca atenção tem sido dada aos resíduos de origem animal. Além disso, os estudos são voltados para o entendimento da liberação e mineralização do nitrogênio, havendo carência de informações a respeito da liberação de outros nutrientes.

O processo de decomposição dos resíduos orgânicos é regulado pela interação de três variáveis: condições físico-químicas do ambiente (temperatura média e precipitação anual, evapotranspiração e radiação UV) (ZHOU *et al.*, 2008); qualidade orgânica e nutricional do substrato que determinará sua degradabilidade (conteúdo de N, relação C:N, conteúdo de lignina) (SANTONJA *et al.*, 2015) e a natureza da comunidade decompositora (bactérias, fungos e artrópodes) que corresponde aos macro e microrganismos (GAMA-RODRIGUES *et al.*, 2007; TAN *et al.*, 2012).

Há fatores, além da qualidade do resíduo orgânico e condições edafoclimáticas, que influenciam a ciclagem de nutrientes, como as propriedades intrínsecas do solo, destacando a composição granulométrica e o tipo de argila. A proporção relativa de areia, silte e argila define a textura do solo, o que influencia a porosidade, aeração, densidade de cargas e dinâmica dos gases, da água e da interação iônica, modificando a atividade microbiana e de enzimas. A textura também influencia as taxas de decomposição de resíduos orgânicos por

meio de mecanismos de proteção, principalmente físicos e químicos, apresentando menores taxas em solos argilosos em comparação a solos arenosos (BAYER *et al.*, 2011; MALUF *et al.*, 2015).

A decomposição e a liberação de nutrientes variam também com a forma de disposição dos resíduos no solo. Quando os resíduos são incorporados ao solo, geralmente, percebe-se que a decomposição ocorre mais rapidamente em comparação ao resíduo aplicado na superfície do solo. Isso acontece devido ao aumento da superfície de contato para a ação dos microrganismos. No interior do solo geralmente encontram-se temperaturas mais amenas e maior umidade, favorecendo o rápido crescimento da população de microrganismos, fato que acelera o processo de decomposição (FREITAS *et al.*, 2012).

A velocidade de decomposição dos resíduos orgânicos determinará seu tempo de permanência no solo e a liberação de nutrientes, disponibilizando esses nutrientes de forma rápida e intensa ou lenta e gradual (LEITE *et al.*, 2010).

Na literatura, diversos modelos matemáticos são propostos para descrever a cinética das taxas de decomposição e mineralização dos nutrientes dos materiais orgânicos adicionados ao solo, sempre buscando maior confiabilidade dos resultados. Para materiais mais homogêneos, como no caso de materiais que passam pelo processo de compostagem, modelos mais simples são utilizados com boa precisão em seus resultados (STANFORD; SMITH, 1972).

Apesar da ampla aplicação, o modelo exponencial simples não considera a presença de diferentes tipos de matéria orgânica no solo. Como alternativa, autores como Bunnell *et al.* (1977) e Lousier e Parkinson (1976) desenvolveram modelos de dupla exponencial que consideram que a matéria orgânica possui compartimentos distintos lábil e recalcitrante, e que apresenta diferentes taxas de decomposição (BERG; McLAUGHERTY, 2008).

Em estudos de Kätterer *et al.* (1988) há indicativos de que a aplicação de modelos exponenciais duplos se mostra mais adequada para explicar o comportamento da matéria orgânica incubada no solo. Pereira (2014), estudando taxas de mineralização do carbono e nitrogênio de composto orgânico proveniente de carcaça e despojo de pequenos ruminantes, conclui que o modelo exponencial simples foi eficiente para explicar a mineralização do C do composto incubado em Luvisolo Crômico Órtico típico.

Para descrever a decomposição dos resíduos e a quantidade remanescente dos elementos (N, P, K, Ca, Mg, S e C etc.) é possível utilizar o modelo matemático exponencial descrito por Stanford e Smith, 1972, conforme a equação 1:

$$X = X_0 e^{-kt}$$

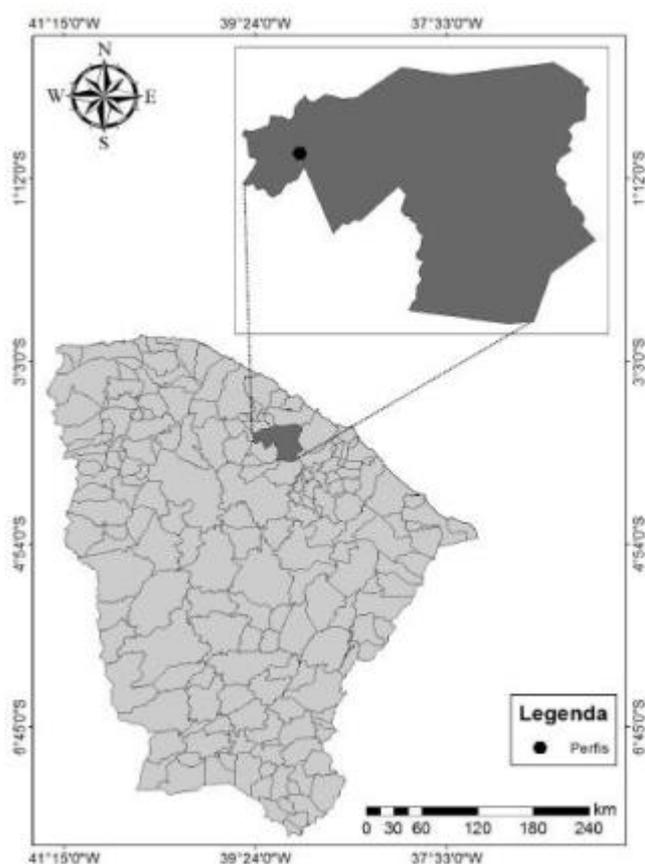
em que X é a quantidade de matéria seca ou de elementos remanescentes após um período de tempo t , em dias; X_0 é a quantidade inicial de matéria seca ou de elementos; e k é a constante de decomposição do resíduo ou liberação de nutrientes dos elementos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área experimental

O estudo foi conduzido no Campo Avançado do Núcleo de Ensino e Estudos em Forragicultura – NEEF, situado na Fazenda Experimental Vale do Curu (FEVC), pertencente ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará – UFC, no município de Pentecoste – CE. O município de Pentecoste encontra-se na região semiárida cearense e está localizado a 3°51'18" de latitude sul e 39°18'13" de longitude oeste (Figura 1).

Figura 1-Município de Pentecoste e localização do Campo Avançado do Núcleo de Ensino e Estudos em Forragicultura - NEEF.

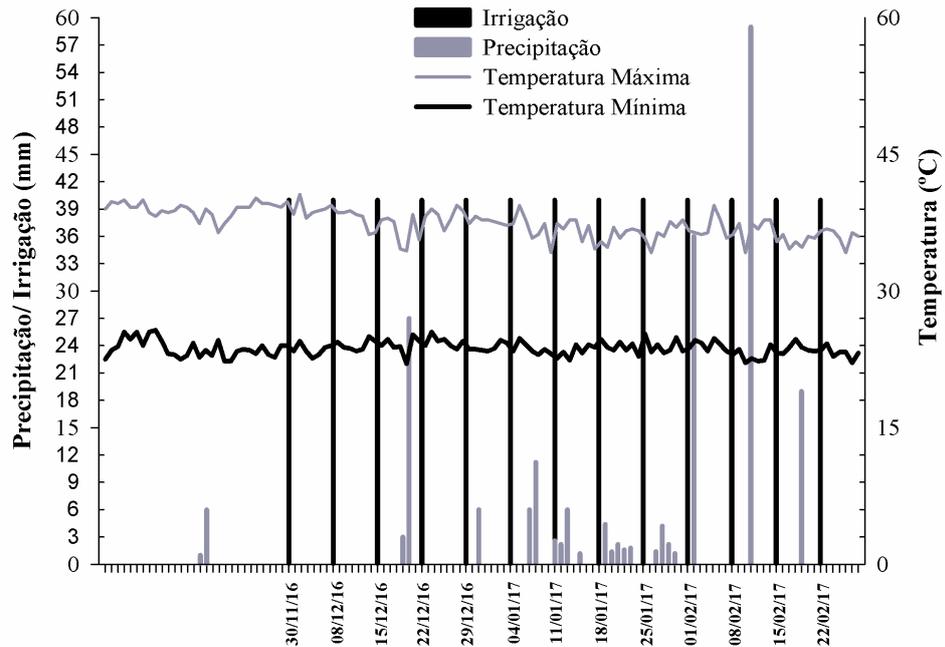


Fonte: Panteleão, 2013.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BShw' semiárido quente, com precipitação média anual de aproximadamente 806,5 mm, concentrada principalmente nos meses de janeiro a abril, com temperaturas médias entre 22°C a 28°C (SILVA *et al.*, 2015). O solo da área foi classificado como Neossolo Flúvico (solos aluviais) (SANTOS *et al.*, 2013).

Na Figura 2 são apresentados os dados referentes às precipitações pluviais ocorridas durante a condução do experimento. O total precipitado acumulado foi 342 mm entre os meses de novembro de 2016 a março de 2017. Esses dados foram obtidos por meio da estação meteorológica pertencente à Fazenda Experimental Vale do Curu, localizada a aproximadamente 1,5 km da área experimental.

Figura 2- Temperatura (°C) e pluviosidade (mm) registradas no período experimental.



Fonte: Autor.

O experimento de decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos foi instalado no dia 16 de novembro de 2016 em área que havia sido cultivada com *Panicum maximum* cv'Aruana IZ-5 de 2010 a 2014. Durante o período de cultivo, o capim foi irrigado por sistema de aspersão de baixa pressão (pressão de serviço < 2,0 kgf cm⁻²) e adubado anualmente com 560 kg ha⁻¹ de N, sendo usada a ureia como fonte de nitrogênio. A área utilizada no experimento havia sido submetida ao pisoteio animal temporário, pois em determinados períodos serviu de corredor interligando piquetes de pastejo de ovinos. A partir de março de 2014 a área entrou em pousio que proporcionou o desenvolvimento da vegetação nativa (Figura 3), assim permanecendo até a instalação do experimento referente ao presente estudo.

Figura 3- Características da vegetação de pousio na área antes da instalação do experimento no Campo Avançado do Núcleo de ensino em Forragicultura – NEEF, Pentecoste – CE.



Fonte: Autor.

3.2 Caracterização dos resíduos orgânicos utilizados no estudo

Cada um dos resíduos orgânicos utilizados no presente estudo foi homogeneizado no momento de coleta para obter uma amostra composta uniforme que foi coletada na quantidade de aproximadamente 600 g. Posteriormente, foi determinada a granulometria dos resíduos orgânicos a partir do cálculo do percentual de material retido em peneiras com as aberturas de malha de 2,00; 1,00; 0,5; 0,210; 0,125 e 0,106 mm, conforme método descrito no Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (MAPA, 2014).

Os resíduos foram secos em estufa de circulação de ar a 65°C por 48 horas (MAPA, 2014). Após a secagem, foram realizados procedimentos analíticos, também conforme métodos descritos no Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2014) para as seguintes determinações: pH que foi medido em solução de CaCl_2 (1:2,5) por potenciometria; condutividade elétrica que foi obtida no extrato da pasta saturada e determinada por condutivímetro; nitrogênio total que foi determinado pelo método semimicro Kjeldahl, com digestão sulfúrica e destilação em meio alcalino utilizando o destilador de nitrogênio semiautomático e arraste de vapor. Os teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), fósforo (P), zinco (Zn), ferro (Fe), enxofre (S) e manganês (Mn) que foram extraídos por digestão nitro-perclórica ($\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$, na proporção de 3:1, vv^{-1}). Os teores de Ca, Mg, Zn, Fe, S, Mn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica;

Na e K foram determinados por fotometria de chama e P e S por colorimetria; carbono orgânico total que foi extraído por meio de oxidação por via úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio sulfúrico (H_2SO_4) e quantificado a partir da titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal.

3.3 Caracterização do solo da área de estudo

Antes da instalação do experimento, com o auxílio de um trado holandês foram coletadas amostras deformadas de solo na camada de 0-0,1 m. Foram coletadas cinco amostras simples para constituir uma amostra composta representativa da área. A amostra foi acondicionada em saco plástico identificado e levada para o Laboratório de Manejo de Solo da Universidade Federal do Ceará. A amostra foi seca ao ar e passada em peneira com abertura de malha de 2 mm, atendendo aos critérios de preparo de amostra descritos em Donagema et al. (2011) para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA).

Após o preparo, a amostra foi analisada para determinação de atributos químicos de rotina para fins de avaliação de fertilidade, bem como para a determinação da granulometria. Os procedimentos analíticos foram aqueles descritos em Donagema et al. (2011) e as análises realizadas foram as seguintes: pH (H_2O), condutividade elétrica (CE), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), fósforo (P), nitrogênio (N), carbono orgânico (CO), alumínio trocável (Al), acidez potencial (H+Al).

O pH foi medido em água (1:2,5) por potenciometria; a condutividade elétrica foi obtida no extrato da pasta saturada e determinada em condutivímetro; os teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram extraídos com solução de KCl 1M e determinados por espectrometria de absorção atômica; os teores de sódio (Na), potássio (K) e fósforo (P) foram extraídos com solução Mehlich ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$ de HCl + $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ de H_2SO_4) e quantificados por colorimetria (P) e por fotometria de chama (Na e K); o nitrogênio total foi determinado pelo método semimicro Kjeldahl, que baseia-se na digestão sulfúrica e destilação do material digerido em meio alcalino (CANTARELLA; TRIVELIN, 2001). O carbono orgânico total (COT) foi determinado de acordo com o método descrito por Yomans e Bremmer (1988), que consiste na oxidação da matéria orgânica via úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), na presença de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e aquecimento externo, e titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal.

Os demais atributos químicos determinados para caracterização do solo foram os teores de alumínio trocável, extraídos com solução de KCl 1 mol L^{-1} e determinados por titulação com NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$, a acidez potencial que foi extraída com acetato de cálcio

tamponado a pH 7,0 e determinada por titulometria, os valores de capacidade de troca de cátions (CTC), soma de bases (SB), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m) e porcentagem de saturação por sódio (PST), que foram calculados conforme indicado em Donagema et al. (2011).

Com relação à granulometria, quantificação da fração argila foi realizada pelo método da pipeta, a fração areia por tamisamento e silte pela diferença entre o total da amostra de terra fina seca ao ar e o somatório de areia e argila (GEE; OR, 2002).

A caracterização das amostras de solo da área de estudo está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1- Caracterização química e granulometria do solo da área experimental do Campo Avançado do Núcleo de Ensino e Estudos em Forragicultura – NEEF, Pentecoste – CE.

| | pH _{água} | Ca | Mg | K | Na | SB | H+Al | Al | CTC | V | m | P | CO | Granulometria | | |
|----------|--------------------|-----------------------------------|-----|------|------|------|------|-----|------|--------------------|-------------------------------|----|-----|---------------|-------|--------|
| | | | | | | | | | | | | | | Areia | Silte | Argila |
| 0-0,1 cm | 1:2,5 | -----cmolc kg ⁻¹ ----- | | | | | | --- | | g kg ⁻¹ | -----g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| | 7,4 | 6,5 | 4,5 | 0,01 | 0,01 | 11,0 | 1,1 | 0,1 | 23,2 | 47,4 | 0,8 | 10 | 6,3 | 790 | 190 | 20 |

Fonte: Autor.

3.4 Delineamento experimental e tratamentos

Para a avaliação da decomposição dos resíduos orgânicos foi utilizado o delineamento em blocos casualizados (DBC) com parcelas subdivididas. Nas parcelas principais foram avaliados cinco tratamentos, constituídos por quatro resíduos e um composto orgânico: T1 - Resíduo da carcinicultura; T2 - Bagana de carnaúba; T3 - Resíduo da agroindústria aviária; T4 - Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes; T5 - Resíduo da agroindústria processadora de goiabas. Nas subparcelas, foram avaliadas seis épocas de coleta: 15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias após a instalação do experimento. Para a avaliação dos teores de nutrientes no solo a partir da adição dos resíduos orgânicos não foram consideradas as parcelas subdivididas, pois foram avaliados somente os cinco tratamentos compostos por quatro resíduos orgânicos e um composto, sem avaliação das épocas de coleta.

O estudo foi realizado com quatro repetições, totalizando 120 unidades experimentais. Cada unidade experimental foi constituída por bolsas (litterbags), confeccionadas com nylon com malha de abertura de 1 mm² e com dimensões de 20x20 cm.

3.5 Instalação e condução do experimento

O experimento foi instalado em novembro de 2016; em cada litterbag foram adicionadas 20 g de cada resíduo orgânico correspondente a cada um dos tratamentos em avaliação. Os resíduos orgânicos acondicionados nos litterbags após a retirada da área experimental foram secos em estufa de circulação de ar forçada a 65°C até peso constante. Posteriormente, os litterbags foram dispostos na superfície do solo da área experimental. A irrigação foi por aspersão de baixa pressão (pressão de serviço <2,0 kgf cm²), foi realizada no turno da manhã uma vez por semana com duas horas de serviço, com lamina de irrigação de 20 mm hora⁻¹.

3.6 Coletas e Avaliações

3.6.1 Resíduos Orgânicos

A cada 15 dias após a instalação do experimento foram coletados litterbags para cada época de avaliação, totalizando 20 litterbags por época de coleta. Aos 90 dias após a instalação do experimento, os últimos litterbags foram coletados. Após cada coleta, o material contido nos litterbags foi encaminhado ao Laboratório de Manejo do Solo (LMS), pertencente ao Departamento de Ciência do Solo da UFC, para realização das análises químicas e de decomposição da matéria seca.

O excesso de solo foi removido dos litterbags e os resíduos contidos no interior das bolsas foram levados para secagem em estufa de circulação de ar a 65°C. Após a secagem, o material foi pesado para determinação de alterações na massa dos resíduos orgânicos em relação à massa inicial colocada nos litterbags por ocasião da instalação do experimento.

Para avaliação da liberação de nutrientes foram realizadas determinações dos teores de N, P, K, Ca, Mg e Na de acordo com procedimentos descritos em MAPA (2014).

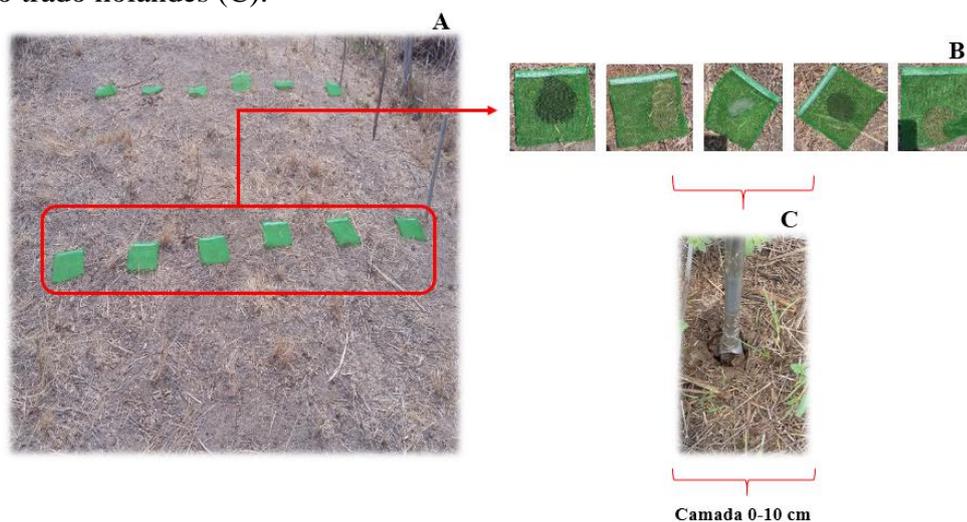
3.6.2 Modelagem de Decomposição

Foram elaboradas curvas referentes à perda de massa seca (MS) durante os 90 dias de condução do experimento. Também foram calculados os parâmetros de decomposição k e $t_{1/2}$ que correspondem ao coeficiente de decomposição e tempo de meia-vida. Com o valor de k , foi determinado o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) ou tempo necessário para que ocorra a liberação de 50% dos nutrientes da matéria seca, seguindo o modelo proposto por Thomas e Asakawa (1993). As variáveis foram ajustadas às equações de regressão do modelo exponencial de primeira ordem aos dados.

3.6.3 Solo

As amostras foram coletadas na área de influência dos litterbags correspondentes aos cinco tratamentos com resíduos e composto orgânico em avaliação no delineamento com blocos casualizados. Foram coletadas quatro repetições de cada tratamento, totalizando 20 amostras de solo (Figura 4). Essas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e encaminhadas para o Laboratório de Manejo do Solo, pertencente à Universidade Federal do Ceará, onde foram realizadas análises para fins de avaliação da fertilidade do solo. As análises químicas realizadas ao final dos 90 dias após a instalação sobre a área de influência dos resíduos orgânicos foram realizadas conforme as relatadas para a caracterização do solo da área experimental.

Figura 4- Sacolas de decomposição dispostas na superfície do solo na área experimental (A); resíduos orgânicos no interior das sacolas de decomposição (B) e; amostragem do solo utilizando trado holandês (C).



Fonte: Autor.

3.7 Análise Estatística

Os dados de perda de massa e liberação de nutrientes pelos resíduos orgânicos foram submetidos à análise de variância (ANAVA) e as médias dos tratamentos foram comparadas por meio do teste de Tukey a 5% de probabilidade. A liberação de nutrientes dos resíduos ao longo das épocas de coletas foi ajustada por meio de modelos de regressão. Os modelos ajustados das equações de regressão foram escolhidos com base na significância dos coeficientes das equações e dos coeficientes de determinação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos resíduos orgânicos

Os resultados da composição química dos resíduos orgânicos e do composto estudados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2- Composição química dos resíduos orgânicos e do composto avaliados no estudo.

| Tratamentos ¹ | Composição química * | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|----------------------|---------|--------------------|-------|-----|------|------|-----|------|-----|---------------------|------|-----|-----|------|-------|-------|
| | pH | Umidade | g kg ⁻¹ | | | | | | | | mg kg ⁻¹ | | | | | | |
| | CaCl ₂ | % | N | CO | P | K | Ca | Mg | Na | S | Cu | Fe | Mn | Zn | C/N | C/P | C/S |
| T1 | 7,5 | 3,0 | 13,8 | 44,9 | 0,6 | 36,9 | 49,0 | 5,1 | 51,4 | 1,1 | 1,0 | 6,1 | 0,9 | 0,6 | 3,2 | 74,8 | 40,8 |
| T2 | 4,2 | 8,4 | 20,6 | 161,6 | 0,3 | 3,1 | 7,0 | 1,7 | 0,4 | 3,3 | 0,1 | 20,2 | 2,3 | 0,4 | 7,8 | 538,6 | 48,9 |
| T3 | 6,1 | 6,6 | 29,8 | 145,1 | 7,6 | 20,2 | 8,7 | 1,2 | 2,5 | 1,2 | 0,1 | 7,3 | 1,5 | 0,6 | 4,8 | 19,0 | 120,9 |
| T4 | 6,4 | 6,4 | 14,8 | 157,2 | 8,3 | 1,9 | 20,3 | 7,5 | 3,5 | 1,3 | 0,3 | 53,4 | 3,5 | 2,0 | 10,6 | 18,9 | 120,9 |
| T5 | 6,8 | 9,8 | 26,7 | 162,9 | 1,4 | 2,6 | 4,2 | 0,4 | 0,2 | 2,2 | 0,1 | 7,6 | 1,1 | 0,6 | 6,1 | 116,3 | 74,0 |

¹T1 - Resíduo da carcinicultura; T2- Bagana de carnaúba; T3 – Resíduo da agroindústria aviária; T4 – Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes e; T5 – Resíduo da agroindústria processadora de goiabas. *Teores dos elementos químicos com base na matéria seca dos materiais analisados.

Os materiais analisados apresentam variações nos valores dos atributos avaliados para sua caracterização, o que é explicado pelas diferentes origens dos resíduos orgânicos estudados. A análise da composição química dos resíduos orgânicos expôs a capacidade dos mesmos em contribuir com a nutrição de plantas e recuperação da fertilidade de solos degradados. De acordo com a Instrução Normativa DAS/MAPA 25/2009 os resíduos Bagaña de carnaúba (T2), Resíduo da agroindústria aviária (T3), Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes (T4) e Resíduo da agroindústria processadora de goiabas (T5) apresentam teores de nutrientes que permitem que os mesmos sejam usados como adubos orgânicos. Já o Resíduo da carcinicultura (T1), pelo elevado teor de sódio em sua constituição ficou acima da quantidade permitida pela Instrução Normativa DAS/MAPA 25/2009, que estabelece que para ser utilizado como adubo orgânico o material deverá conter até 5% do nutriente.

Os teores de Na variaram de 0,2 a 51,4 g kg⁻¹, respectivamente (Tabela 2). Os maiores teores foram verificados no tratamento T1, com isso, o uso desse resíduo pode resultar no acúmulo de sódio no solo, e acarretar efeitos adversos em suas propriedades químicas e físicas e em seus processos biológicos. Além disso, o excesso de salinidade no solo pode comprometer a disponibilidade de água e de nutrientes para as plantas, afetar diretamente o potencial osmótico da solução do solo e, além disso, o alto nível de sódio trocável pode levar à degradação da estrutura do solo, dispersão das argilas e toxidez nas plantas (RENGASAMY, 2006; PEREIRA *et al.*, 2017).

Os teores de CO e N nos resíduos orgânicos variaram entre 44,90 a 162,90 g kg⁻¹; 13,82 a 29,86 g kg⁻¹, respectivamente (Tabela 2). O tratamento T1 (resíduo da carcinicultura) apresentou o menor teor de C, já os tratamentos T2, T3, T4 e T5 apresentaram valores maiores, sendo o maior teor de C verificado no tratamento T5 (resíduo da agroindústria processadora de goiabas).

O resíduo da carcinicultura (T1) é composto por restos de alimentos fornecidos à criação de camarões, fezes, exúvia dos organismos mortos e por nutrientes que são aplicados nos tanques de criação, favorecendo o aumento dos teores de matéria orgânica e nutrientes nesses resíduos. Os menores teores de CO encontrados nesse resíduo em relação aos demais avaliados está relacionado fato do resíduo ser constituído por materiais estabilizados o que implica diretamente nas taxas de decomposição do material. Segundo Rodela (1994), resíduos orgânicos apresentam grande amplitude de variação nos teores de C, tais variações podem ser justificadas em razão de serem resíduos que abrangem desde compostados até materiais mais lábeis ou não decompostos, portanto, origens diversas e de processos variados.

Os teores de N dos tratamentos T2, T3 e T5 foram superiores, atingindo valores aproximadamente 50% maiores do que os encontrados nos tratamentos T1 e T4 (Tabela 2). Os maiores teores de N diferiram dos valores encontrados por outros autores para os mesmos tipos de resíduos (NASCIMENTO *et al.*, 2014; SOUZA *et al.*, 2014). Isso indica que há fatores que causam variações nos teores de N desses materiais, havendo necessidade de realizar análises químicas para garantir os teores do nutriente nos resíduos.

Teores elevados de N total em resíduos orgânicos pode ser um indicativo que estes poderão atuar como fonte imediata de N para as plantas (BARRAL *et al.*, 2011). O tratamento T3 apresentou o maior teor de nitrogênio, dessa forma espera-se que a mineralização desse nutriente seja elevada pela baixa relação C/N.

Com relação aos teores de P, os tratamentos T3 e T4 apresentaram os maiores teores, enquanto que o menor teor do nutriente foi observado no tratamento T2 (Tabela 2). O teor de P do resíduo da agroindústria aviária foi inferior ao obtido por Nascimento *et al.* (2015) e semelhante ao teor encontrado por Souza *et al.* (2016) ao avaliar o composto orgânico produzido com resíduo de pequenos ruminantes na produção de milho. Desse modo, os resíduos da agroindústria aviária e o composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes podem ser utilizados como fontes alternativas complementares de fósforo para o solo, especialmente em solos da região semiárida que, na sua maioria, apresentam baixos níveis desse nutriente (SOUTO *et al.*, 2013).

Os valores da relação C/N oscilaram entre os tratamentos avaliados, de modo que a maior relação C/N foi verificada no tratamento T4 (10,6) e a menor no tratamento T1 (3,2). Quando os valores de relação C/N do material orgânico são acima de 30, há predomínio da imobilização dos nutrientes; no entanto, quando a relação está abaixo de 20, prevalece a mineralização (SOUTO *et al.*, 2013).

A relação C/N é um índice indicador da suscetibilidade do resíduo à decomposição, o que em alguns casos pode levar a erros, pois os organismos envolvidos nos processos de decomposição dependem de outros fatores (SANTONJA *et al.*, 2015). Desse modo, nem sempre baixas relações C/N significam maior suscetibilidade à decomposição, tendo em vista que resíduos humificados geralmente apresentam relação C/N em torno de 10/1. Por outro lado, resíduos com altos teores de N, como a maioria dos esterco de aves, possuem relação C/N menor do que 10/1 e, por isso, podem liberar nutrientes mais rapidamente que os materiais humificados (AL-BATAINA *et al.*, 2016).

Para a relação C/P, a maior foi verificada em T2 (538,6) e a menor em T4 (18,9). Segundo Maluf *et al.* (2015), o processo de mineralização de fosforo é regulado pela relação

C/P, de modo que valores superiores ou iguais a 300 tende à imobilização e valores menores que 200 favorecem a mineralização. Apenas o tratamento T2 apresentou valores superiores a 300 indicando que o resíduo da agroindústria processadora de goiabas tende a imobilizar o P.

Na relação C/S houve variação de 40,8 a 120,9, sendo a maior relação C/S verificada nos tratamentos T3 e T4 (120,9) e a menor no tratamento T1 (40,8). Valores de C/S maiores que 400 podem favorecer a imobilização, enquanto que valores menores que 200 implicam em maiores taxas de mineralização (MALUF *et al.*, 2015).

Quanto aos metais Cu, Fe, Zn e Mn os teores obtidos com a caracterização química evidenciam que tais resíduos orgânicos não trazem preocupação de contaminação do ambiente. Porém, mesmo em quantidades que sejam permitidas pela legislação deve-se ter monitoramento da aplicação de resíduos orgânicos, pois, em pequenas concentrações, mili ou microgramas, esses metais em alguns casos podem provocar efeitos danosos ao ambiente (SANTOS *et al.*, 2014).

Quanto à granulometria verificou-se que os resíduos T2 e T5 apresentaram mais de 40% do material constituído de partículas maiores que 2 mm. Já para o resíduo T1 a distribuição foi inversa, mais de 30% é constituído por partículas menores que 0,125 mm. Para os tratamentos T3 e T4 as frações granulométricas foram semelhantes, sendo constituídos em maior parte por partículas entre 1 mm e 0,5 mm (Tabela 3).

Tabela 3- Frações granulométricas dos resíduos orgânicos.

| Peneiras ¹ | Frações Granulométricas % | | | | |
|-----------------------|---------------------------|------|------|------|------|
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| > 2,0 mm | 2,3 | 41,9 | 0,5 | 4,4 | 63,0 |
| > 1,0 mm | 18,8 | 24,0 | 34,2 | 28,8 | 14,0 |
| > 0,500 mm | 16,6 | 16,7 | 33,3 | 36,3 | 22,8 |
| > 0,210 mm | 16,8 | 9,0 | 17,8 | 17,6 | 0 |
| > 0,125 mm | 13,2 | 3,8 | 9,1 | 6,3 | 0 |
| > 0,106 mm | 32,1 | 4,2 | 5,0 | 6,2 | 0 |

T1- Resíduo da carcinicultura; T2- Resíduo da agroindústria aviária; T3- Resíduo da agroindústria aviária; T4- Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes; T5- Resíduo da agroindústria processadora de goiabas.

¹Conforme Mapa (2014).

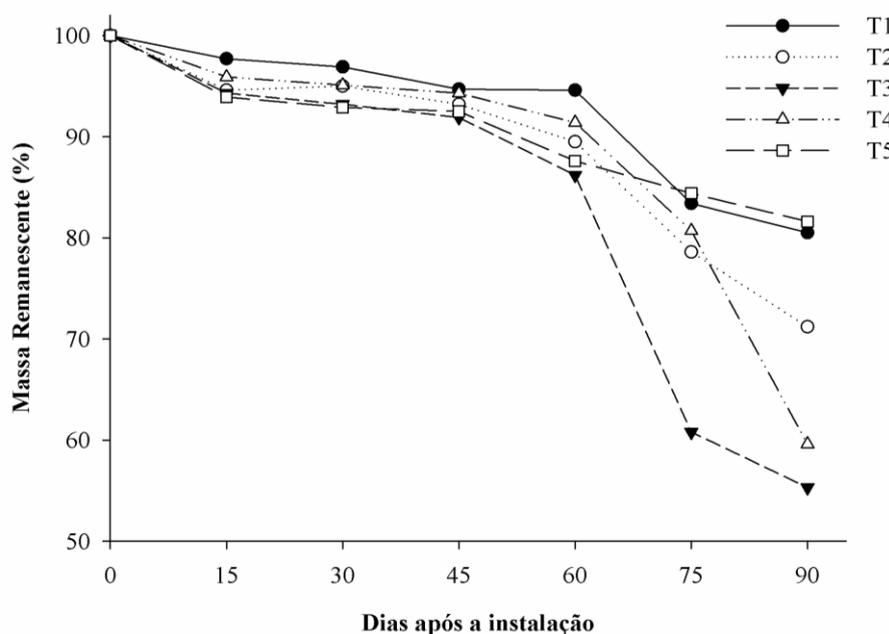
Os tratamentos T2 e T5 apresentaram predomínio de partículas de maior tamanho, já o tratamento T1 apresentou partículas com predomínio de menores tamanhos (Tabela 3). A distribuição percentual por tamanho de partículas dos resíduos orgânicos é um fator que influencia diversos aspectos que vão desde o gerenciamento (coleta, transporte, recuperação de materiais e a própria disposição final), como no processo de degradação da matéria

orgânica contida nesses materiais. A dimensão das partículas é uma característica importante no processo de decomposição. Segundo Kiehl (1985), quanto menor a granulometria das partículas, maior será a área que apresenta potencial de ser atacada e decomposta pelos microrganismos, o que acelera o processo de biodegradação.

4.2 Decomposição de resíduos orgânicos

Foi verificado padrão de decomposição diferenciado entre os resíduos orgânicos avaliados (Figura 5). O percentual de decomposição dos resíduos orgânicos até os primeiros 60 dias após a instalação do experimento (DAI) apresentou padrão semelhante em todos os tratamentos, já a partir dos 75 DAI a degradação foi mais acentuada (Figura 5).

Gráfico 1- Porcentagem de matéria seca remanescente das sacolas de decomposição durante as épocas de avaliação.



T1 - Resíduo da carcinicultura; T2- Bagana de carnaúba; T3 – Resíduo da agroindústria aviária; T4 – Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes e; T5 – Resíduo da agroindústria processadora de goiabas.

Fonte: Autor.

A partir dos 60 dias de aplicação a degradação diferiu entre os resíduos avaliados, com destaque para o tratamento T3 (resíduo da indústria aviária) que apresentou decomposição mais acentuada em relação aos demais, o que se repetiu aos 75 dias (Figura 5). Na última avaliação (90 dias) os tratamentos T3 e T4 foram os que apresentaram maior decomposição, representada pela menor porcentagem de massa remanescente dos resíduos aplicados (Figura 5). A decomposição mais acentuada do resíduo da indústria aviária se deve ao fato desse material apresentar relações C/N, C/P e C/S favoráveis à mineralização (MALUF *et al.*, 2015)

(Tabela 2) e por apresentar a menor porcentagem de partículas maiores que 2 mm (Tabela 3), o que facilita sua decomposição (KIEHL, 1985).

As menores taxas de decomposição foram verificadas nos tratamentos T1 e T5 (Figura 5), de modo que aos 90 DAI menos de 20% do material original foi decomposto. Apesar dos resíduos avaliados nos tratamentos T1 (resíduo de carcinicultura) e T5 (resíduo da agroindústria processadora de goiabas) apresentarem valores de C/N, C/P e C/S favoráveis à mineralização, apresentam também outras características que limitam sua decomposição. Para o tratamento T1 a baixa taxa de decomposição pode estar relacionada a presença da exúvia que é rica em quitina. Já no caso do resíduo da agroindústria processadora de goiabas (T5), dentre os resíduos avaliados foi o material que apresentou maior porcentagem de partículas de maior tamanho (maiores que 2 mm), o que representa maior dificuldade de decomposição. Resíduos de goiaba podem apresentar quantidades elevadas de pectina (YAPO, 2011), o que pode tornar esse material mais resistente à decomposição. A degradação lenta desses resíduos resulta em mineralização lenta dos nutrientes contidos nesses materiais (CHAMI *et al.*, 2016).

Quando os agricultores do semiárido utilizam resíduos orgânicos, geralmente promovem a incorporação dos materiais ao solo, o que favorece a decomposição, pois as taxas de decomposição de resíduos incorporados são maiores (THÖNNISSEN *et al.*, 2000). Segundo Souza *et al.* (2014) a velocidade de decomposição depende também das características do material em estudo, qualidade e abundância da fauna do solo, granulometria do material, condições edoclimáticas de cada região. O fato dos resíduos se encontrarem no interior de litterbags já influencia o processo de decomposição pelo menor contato entre o material e o solo, refletindo na diminuição das taxas de mineralização e aumento do tempo de meia-vida (PEREIRA *et al.*, 2016).

Os resultados de massa remanescente dos resíduos nos litterbags estão em conformidade com os maiores tempos de meia-vida ($T_{1/2}$) para os resíduos da carcinicultura e resíduo da agroindústria processadora de goiabas, T1 e T5 (Tabela 4). Os valores da constante de decomposição (k) oscilaram de 0,0012 a 0,0038, sendo os menores valores encontrados para os tratamentos T1 e T5 e o maior valor encontrado para o tratamento T3. O maior valor da constante de decomposição significa que o resíduo tem a decomposição e liberação de nutrientes mais acelerada (PARROTA, 1999), enquanto que os menores valores significam que a decomposição e liberação de nutrientes são mais lentas.

Tabela 4- Valores médios estimados da taxa de decomposição (k) e tempo de meia-vida ($T_{1/2}$) dos resíduos orgânicos aplicados ao solo.

| Tratamento ¹ | Constante de Decomposição | $T_{1/2}$ |
|-------------------------|---------------------------|----------------------|
| | k (dia ⁻¹) | (dia ⁻¹) |
| T1 | 0,0015 | 470,2 |
| T2 | 0,0020 | 344,6 |
| T3 | 0,0038 | 182,3 |
| T4 | 0,0026 | 269,5 |
| T5 | 0,0012 | 559,4 |

¹T1 - Resíduo da carcinicultura; T2- Bagana de carnaúba; T3 – Resíduo da agroindústria aviária; T4 – Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes e; T5 – Resíduo da agroindústria processadora de goiabas.

Fonte: Autor.

Os valores de $T_{1/2}$ da matéria seca variaram de 182,3 a 559 dias (Tabela 4), sendo o menor valor encontrado para o resíduo T3. Isso confirma a maior velocidade de degradação do tratamento T3 em relação aos demais. Conforme já mencionado na explicação para a perda de massa dos resíduos ao longo do tempo, a relação C/N desse resíduo foi menor em relação aos demais e bem próxima à encontrada para o tratamento T1. A baixa relação C/N favoreceu a decomposição do tratamento T3, pois a relação C/N do material acelera o processo de decomposição (ROSSI *et al.*, 2013). Entretanto, a baixa relação C/N não favoreceu a decomposição do tratamento T1, pois esse resíduo além de conter pectina nos componentes orgânicos da exúvia, menores teores de C e N entre os resíduos avaliados além de percentagem expressiva de partículas de solo aderidas, dificultando a decomposição (TURRIÓN *et al.*, 2012),

O tratamento T5 apresentou baixa taxa de decomposição, por se tratar de um resíduo vegetal (resíduo da agroindústria processadora de goiabas) que contém hemicelulose, celulose, pectina e lignina. Esses constituintes estruturais dos resíduos vegetais conferem a esse tipo de resíduo baixas taxas de decomposição ao longo do tempo, por outro lado mantêm esses materiais por mais tempo na superfície do solo (COSTA *et al.*, 2016).

4.3 Teores de nutrientes nos resíduos orgânicos ao longo das épocas de avaliação

Pela análise de variância para os teores de nutrientes dos resíduos orgânicos observou-se que as interações entre os fatores de tratamento também foram significativas, procedendo assim o desdobramento do estudo de um fator dentro do outro (Tabela 5).

Tabela 5- Resumo da ANOVA para os teores de nutrientes nos resíduos orgânicos em função dos períodos de avaliação.

| Fonte de Variação | Teores de Nutrientes | | | | | |
|--------------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | Ca | Mg | Na | K | P | N |
| | g kg ⁻¹ | | | | | |
| | Teste F | | | | | |
| Resíduos Orgânicos (R) | 825,7** | 161,5** | 375,2** | 195,3** | 479,1** | 985,3** |
| Épocas (E) | 11,4** | 18,5** | 166,4** | 38,2** | 36,8** | 20,1** |
| Blocos | 0,2 ^{ns} | 3,0 ^{ns} | 1,2 ^{ns} | 2,4 ^{ns} | 0,7 ^{ns} | 1,3 ^{ns} |
| R*E | 13,6** | 42,9** | 147,4** | 27,4** | 18,2** | 14,9** |
| CV (%) _{resíduos orgânicos} | 19,5 | 23,6 | 10,1 | 15,8 | 25,2 | 5,7 |
| CV (%) _{épocas} | 20,9 | 28,5 | 15,6 | 14,7 | 20,7 | 6,9 |

**,* e ^{ns}. Significativo a 1 a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente; CV: coeficiente de variação.

Para os teores de cálcio (Ca) houve significância apresentando valores que oscilaram de 4,2 a 69,7 g kg⁻¹ (Tabela 6). Os maiores valores foram verificados nos tratamentos T1 (69,7 g kg⁻¹), T4 (19,9 g kg⁻¹) e T2 (15,7 g kg⁻¹), que diferiram entre si. Já os menores valores para esse elemento foram verificados nos tratamentos T3 (6,7 g kg⁻¹) e T5 (4,2 g kg⁻¹), que não diferiram entre si.

Tabela 6- Teores médios de nutrientes cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), fósforo (P) e nitrogênio (N) dos resíduos orgânicos a partir de sua aplicação no solo.

| Tratamentos ¹ | Teores de Nutrientes | | | | | |
|--------------------------|----------------------|--------|--------|--------|-------|--------|
| | Ca | Mg | Na | K | P | N |
| | g kg ⁻¹ | | | | | |
| T1 | 69,7 a | 4,8 b | 22,9 a | 32,3 a | 0,5 c | 10,3 c |
| T2 | 15,7 c | 1,8 c | 3,0 c | 2,6 c | 0,4 c | 17,9 b |
| T3 | 6,7 d | 4,9 ab | 7,3 b | 8,9 b | 3,5 b | 23,2 a |
| T4 | 19,9 b | 5,6 a | 2,4 c | 1,7 cd | 7,0 a | 9,5 c |
| T5 | 4,2 d | 0,6 d | 0,2 d | 0,7 d | 0,9 c | 17,3 b |

¹T1 - Resíduo da carcinicultura; T2- Bagana de carnaúba; T3 – Resíduo da agroindústria aviária; T4 – Composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes e; T5 – Resíduo da agroindústria processadora de goiabas. Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os maiores valores de Ca encontrados no tratamento T1 (resíduo da carcinicultura) são explicados pelos tratamentos culturais realizados nos tanques que criação de camarão. Normalmente a calagem e adubação são realizadas duas vezes por ano, o calcário é adicionado aos tanques de criação na busca de corrigir o pH das águas. Na criação são realizadas aplicações de ureia,

calcário dolomítico, superfosfato simples, além da própria alimentação na forma de ração, que é composta por potássio, manganês, zinco, cobre (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2006). Esse resultado mostra que o resíduo de carcinicultura pode não ser uma fonte expressiva de carbono orgânico, mas constitui fonte alternativa de cálcio para o suprimento das culturas.

Os teores de magnésio variaram de 5,6 a 0,6 g kg⁻¹ (Tabela 6). O teor mais elevado foi verificado no tratamento T4 (composto orgânico produzido com resíduo de pequenos ruminantes), seguido pelos resíduos T1 e T3, 4,83 e 4,85 g kg⁻¹, respectivamente.

Os teores de Na e K foram maiores no tratamento T1 (22,9 g kg⁻¹ e 32,3 g kg⁻¹), respectivamente, conforme apresentado na Tabela 6. A maior quantidade de Na no resíduo de carcinicultura deve-se ao fato do resíduo ter sido coletado em tanques de criação com água marinha e não de água doce. Já o maior teor de K é explicado pelo uso de adubos adicionados aos tanques de criação e fornecimento de rações que contém tais elementos em quantidades expressivas (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2006). Se a presença de Ca e K no resíduo de carcinicultura é considerada benéfica para a aplicação desse material no solo como fonte de nutrientes, sendo necessário monitoramento quanto aos riscos de salinidade. Já a presença do sódio é indesejada, pois o elemento traz riscos de salinidade e sodicidade.

Para P o maior teor (7 g kg⁻¹) foi observado no tratamento T4 (composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes), a explicação é que na compostagem usam-se carcaças, as quais contêm ossos que é fonte de P. Pelo teor de fósforo desse resíduo, o material apresenta seu potencial para conversão em insumo agrícola deixando de ser um passivo ambiental, e com possibilidade de uso como fertilizante (SOUZA *et al.*, 2012).

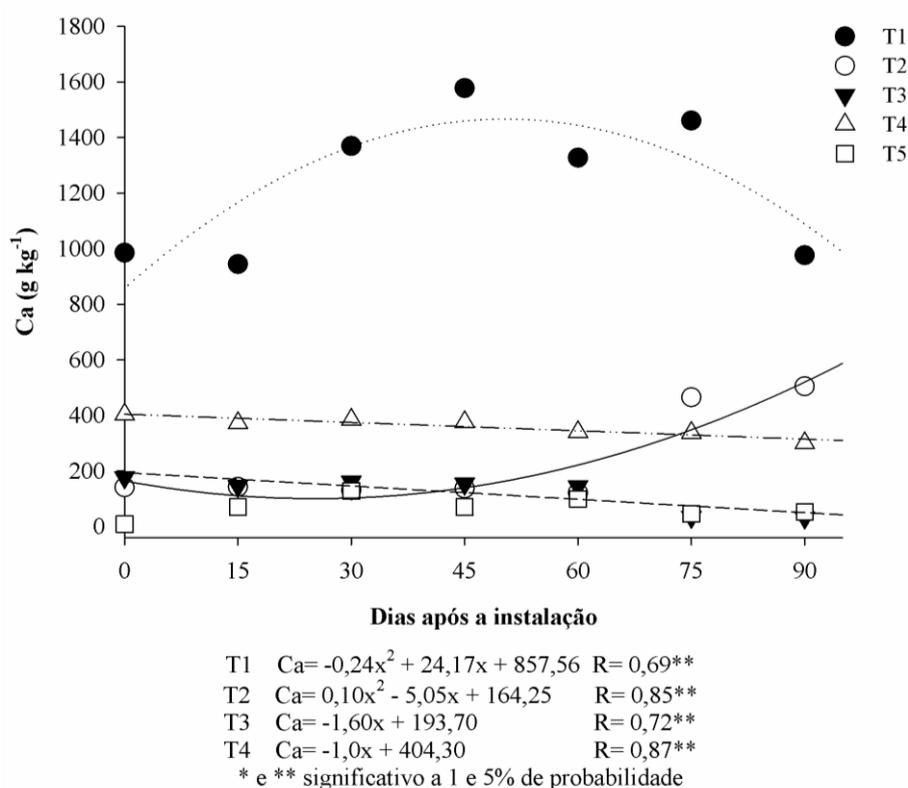
Os teores de N oscilaram de 9,53 a 17,34 g kg⁻¹ (Tabela 6), representando quantidade significativa desse elemento. Pelos teores observados nos resíduos orgânicos avaliados, a aplicação desses materiais ao solo constitui boa alternativa para a melhoria da fertilidade do solo, corroborando com aumento da produção, sobretudo nas áreas de agricultura familiar (SOUZA *et al.*, 2014).

A decomposição e liberação desses nutrientes de resíduos orgânicos desempenha função importante na parte nutricional, na ciclagem de nutrientes no meio e na formação da matéria orgânica (CHAMI *et al.*, 2016). A composição dos organismos decompositores, o ambiente, principalmente o microclima do solo, e a qualidade dos resíduos adicionados influenciam no processo de decomposição. Todos esses fatores irão determinar o tempo de permanência e a taxa de liberação de nutrientes de resíduos adicionados ao solo.

Os teores acumulados de Ca indicaram que, o tratamento bagana de carnaúba iniciou o processo de mineralização a partir dos 45 DAI (Figura 6) coincidindo com a perda acentuada

de matéria seca (Figura 5). O ajuste foi ao modelo quadrático com o maior acúmulo verificado aos 90 dias após a instalação do experimento. O tratamento T1 ajustou-se ao modelo quadrático, com maior acúmulo do nutriente aos 45 DAI, ao final do experimento a quantidade acumulada foi semelhante à quantidade observada no início da época de avaliação. Os tratamentos T3 e T4, o ajuste foi ao modelo linear, evidenciando que à medida que os materiais foram perdendo matéria seca (Figura 5) houve diminuição da quantidade acumulada do nutriente ao longo das épocas de avaliação.

Figura 5- Quantidade acumulada de cálcio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação.

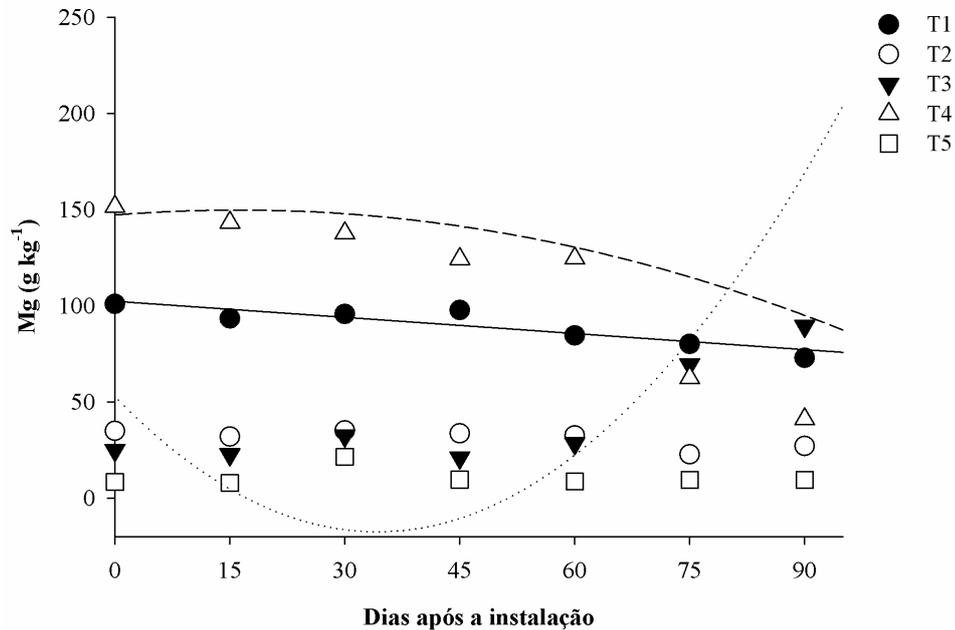


O resultado obtido para T1 estão de acordo com os resultados de Crusciol et al. (2008), que observaram que o Ca proveniente da decomposição de resíduos vegetais apresentou ajuste quadrático, cujos pontos de máxima liberação acumulada foram obtidos entre 50 e 53 dias.

Para a quantidade acumulada de Mg (Figura 6), o tratamento T1 ajustou-se ao modelo linear, com diminuição dos teores com as épocas de avaliação, o tratamento T4 ajustou-se ao modelo quadrático, havendo diminuição dos teores do elemento com a perda de matéria seca evidenciada (Figura 6). Já o tratamento T3 ajustou-se ao modelo quadrático, à medida que houve degradação da matéria seca verificou-se aumento nas taxas de mineralização e liberação do nutriente. A velocidade de degradação está diretamente relacionada às condições de umidade e de temperatura que atuam diretamente sobre a atividade dos organismos

decompositores (CHAMI *et al.*, 2016).

Figura 6- Quantidade acumulada de magnésio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação.

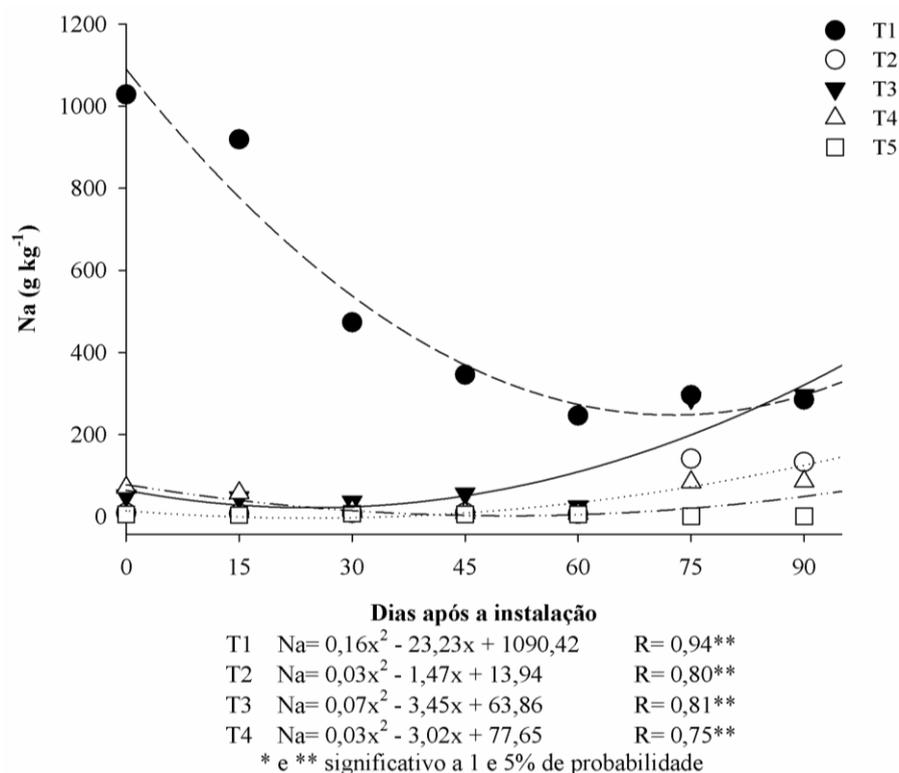


$$\begin{aligned} \text{T1} \quad \text{Mg} &= -0,28x + 102,44 & R &= 0,82^{**} \\ \text{T3} \quad \text{Mg} &= 0,06x^2 - 4,11x + 52,91 & R &= 0,83^{**} \\ \text{T4} \quad \text{Mg} &= -0,01x^2 + 0,32x + 147,22 & R &= 0,94^{**} \end{aligned}$$

* e ** significativo a 1 e 5% de probabilidade

Para os teores de Na os tratamentos T2, T3 e T4 ajustaram-se ao modelo quadrático, cujos pontos de maior acúmulo foram verificados aos 75 DAI para os tratamentos T2, T3 e T4 (Figura 7). Na observação da degradação dos resíduos orgânicos sobre o solo, verificou-se que nos tratamentos T2, T3 e T4 houve aumento nos teores de sódio com as épocas de avaliação e diminuição da matéria seca. Já para o tratamento T1 houve redução dos teores logo nas primeiras épocas de avaliação (Figura 7), os teores foram ajustados à equação quadrática, com tendência de estabilização a partir dos 60 DAI (Figura 8).

Figura 7- Quantidade acumulada de sódio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação.



A diminuição expressiva nos teores de Na no tratamento T1 (resíduo da carcinicultura) é explicada pelo fato desse resíduo apresentar o maior teor desse elemento entre os resíduos orgânicos avaliados (Tabela 2). O Na presente no resíduo é solúvel, sendo liberado rapidamente para o solo logo nos primeiros dias pelas águas da irrigação (ESSE *et al.*, 2001).

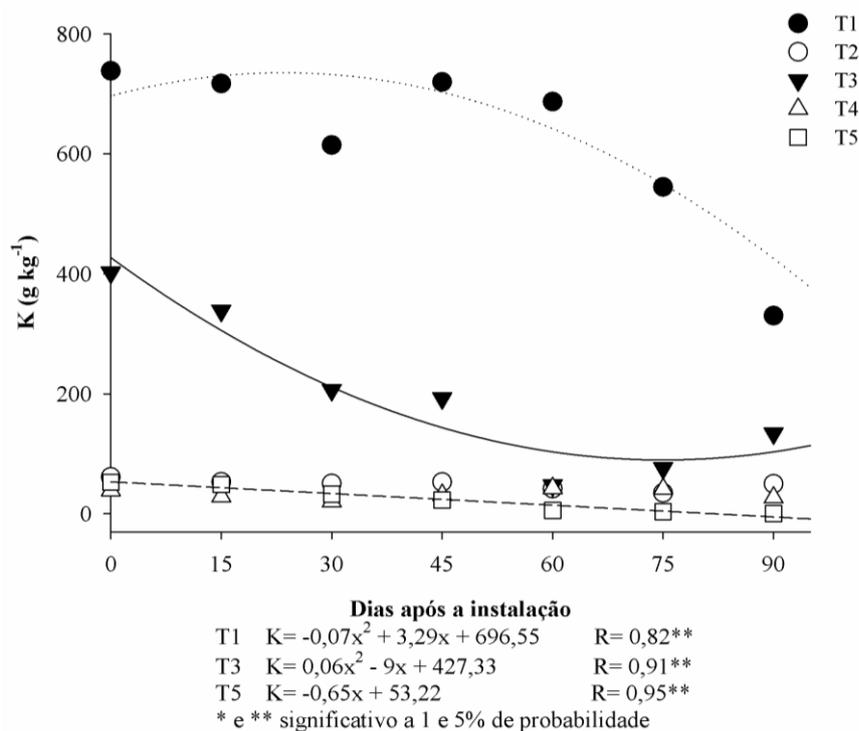
Para o K os tratamentos T1 e T3 o ajuste foi ao modelo quadrático, conforme houve degradação dos resíduos ocorreu a diminuição dos teores de K (Figura 8). O mesmo comportamento foi verificado para o tratamento T5, que se ajustou ao modelo linear. O potássio não é metabolizado nos tecidos animais e vegetais, formando ligações com complexos orgânicos de fácil reversibilidade, assim, à medida que se inicia o processo de degradação da matéria seca a concentração desse nutriente nos tecidos diminui, além de ser facilmente lavado pelas águas da chuva e irrigação (ZEVIANI *et al.*, 2012).

Esses resultados corroboram com os obtidos por Costa *et al.* (2016), que verificaram rápida liberação de K logo nos primeiros dias de decomposição, indicando que a lixiviação desse nutriente seria um dos principais mecanismos de transferência de K para o solo. As diferenças entre os resíduos na liberação de K pode ser atribuída a maior solubilidade deste nutriente quando comparada a outros elementos, fato verificado principalmente nas épocas de maior precipitação pluvial (ESSE *et al.*, 2001).

O padrão de liberação de K em resíduos orgânicos de origem animal ainda é desconhecido, o

que na maioria dos casos limita o uso e aproveitamento dessas fontes como nutrientes (ZEVIANI *et al.*, 2012).

Figura 8- Quantidade acumulada de potássio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação.



Para os teores acumulados de P dos resíduos orgânicos o tratamento T3 o ajuste foi ao modelo quadrático, já os tratamentos T3 e T5 o ajuste foi ao modelo linear (Figura 9). As quantidades acumuladas de P nos resíduos orgânicos durante o período de avaliação decresceram durante o período de avaliação (Figura 9), deste modo, quanto menor a sua quantidade remanescente no resíduo orgânico, maior foi sua quantidade disponibilizada para o solo.

O processo de mineralização do P é regulado pela relação C/P (MALUF *et al.*, 2015), desta forma todos os resíduos avaliados apresentam relação C/P favorável à mineralização. Os tratamentos T3 e T4 apresentaram os maiores teores de P que foram liberados para o solo. Essa diminuição nos teores de fósforo dos tratamentos também ficou evidenciada pela constante de decomposição k de 0,0038 e 0,0026 e, conseqüentemente, no tempo de meia-vida, 182,3 e 269,5 dias para que 50% dos nutrientes contidos nesses resíduos sejam liberados.

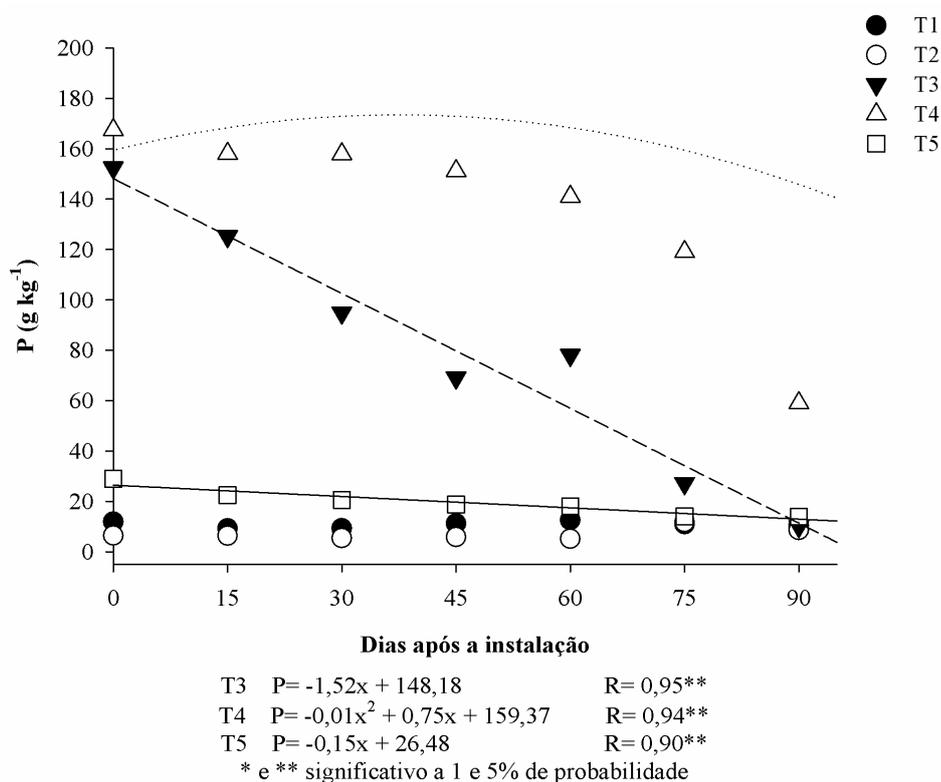
Segundo Costa *et al.* (2016), a rápida liberação de P no início do período de decomposição está relacionada à perda de P solúvel em água. Os resultados da presente pesquisa corroboram com os resultados do estudo de Pitta *et al.* (2012), ao estudarem a

liberação de nutrientes ao longo do ano em resíduos da agroindústria aviária, verificaram rápida liberação de P nos primeiros dias de avaliação. Já no estudo de Souto et al. (2013), os valores de P liberado de esterco animal aumentaram em função dos dias após a instalação do experimento, divergindo dessa forma, dos resultados obtidos no presente estudo.

Estudos de Giacomini et al. (2003) e Crusciol et al. (2008) evidenciam que a concentração de fósforo inorgânico pode indicar a velocidade de liberação de P nos estágios iniciais de decomposição de resíduos, pois o P inorgânico é solúvel em água. Dessa forma, a velocidade na liberação depende da exposição dos resíduos à agentes externos como a chuva, irrigação e localização (sob a superfície ou enterrados) (JALALI; RANJBAR, 2009).

Em estudos mais recentes com resíduos de origem animal, agroindustrial e urbana (SOUTO *et al.*, 2005; FREITAS *et al.*, 2012; SOUTO *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2014; CHAMI *et al.*, 2016), a dinâmica de liberação de P tem sido também relacionada com as características físico-químicas dos resíduos, tipo de solo e biota decompositora.

Figura 9- Quantidade acumulada de fósforo nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação.

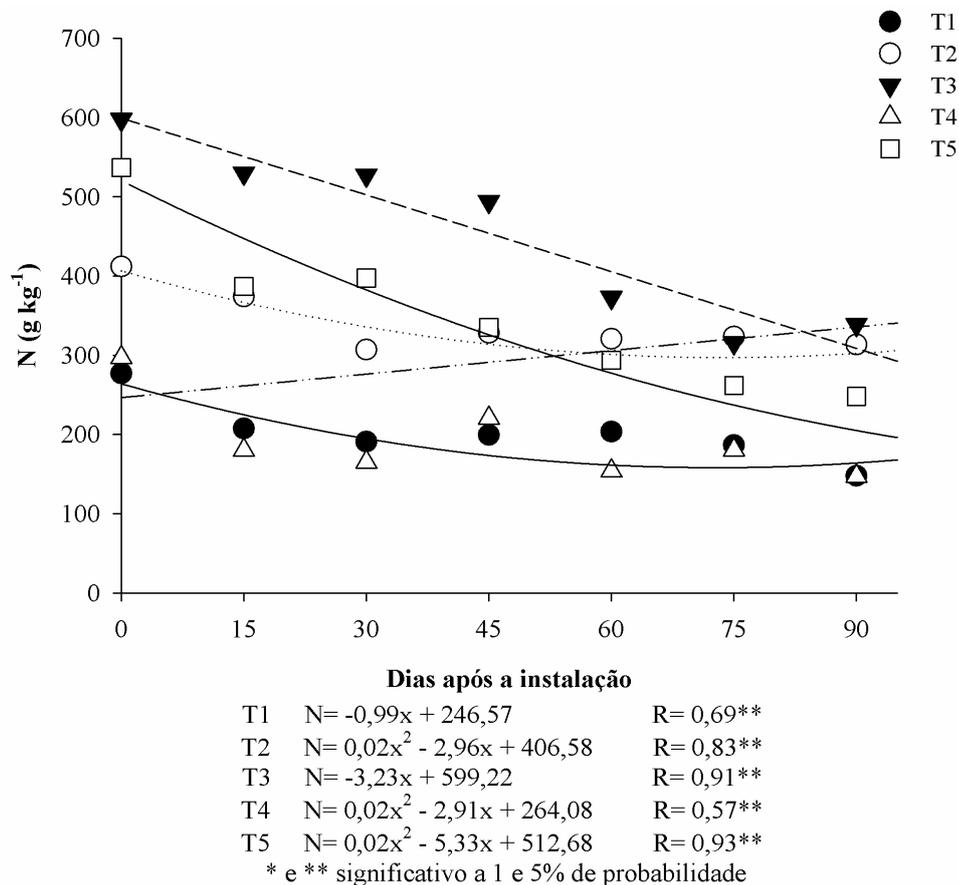


Para os teores acumulados de N para os tratamentos T1 e T3 houve ajuste das curvas ao modelo linear, para os tratamentos T2, T4 e T5 o ajuste foi ao modelo exponencial (Figura 10). De modo geral, observou-se que a medida que houve perda de matéria seca os teores de nitrogênio diminuíram, exceto para o tratamento resíduo da agroindústria processadora de

goiabas.

Segundo Freitas et al. (2012) a quantidade solúvel de componentes orgânicos é responsável pela grande liberação inicial, que é refletido pelo tempo de meia-vida (SILVA *et al.*, 2014; CHAMI *et al.*, 2016). Isso explica a diminuição nos teores de nitrogênio para o tratamento T3 com as épocas de avaliação, pois esse resíduo apresentou o menor tempo de meia-vida (182,3 dias), conforme apresentado na Tabela 4. O aumento dos teores acumulados de N observados no tratamento T5 é um comportamento relacionado ao crescimento no número de microrganismos totais (fungos e bactérias), os quais são responsáveis pela transformação, ciclagem e disponibilidade de nutrientes, particularmente o N, na estrutura dos resíduos orgânicos (BARRAL *et al.*, 2011).

Figura 10- Quantidade acumulada de nitrogênio nos resíduos orgânicos com as épocas de avaliação.



A redução nos teores acumulados de N para os tratamentos T1, T3 e T5 foi similar à dinâmica de decomposição. Geralmente resíduos orgânicos compostados se decompõem rapidamente e mostram bom potencial como fonte de N, (EUSUFZAI *et al.*, 2013). A mineralização do nitrogênio difere para os tipos de resíduos uma vez que a fração inorgânica, orgânica e quantidade de N orgânico variam entre eles (CHAMI *et al.*, 2016).

4.4 Alterações dos atributos químicos do solo após a aplicação dos resíduos orgânicos

Por meio do teste F da análise da variância foi constatada significância para as fontes de variação. Os atributos químicos do solo influenciados pela adição dos resíduos foram: pH, Ca, K, Na e N (Tabela 7).

Tabela 7- Resumo da ANOVA para os atributos químicos do solo.

| Fontes de Variação | pH | Ca | Mg | K | Na | P | N | CO |
|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Tratamentos | 19,3** | 16,9** | 2,3 ^{ns} | 15** | 16,2** | 0,5 ^{ns} | 5,9 ^{ns} | 1,9 ^{ns} |
| Blocos | 0,8 ^{ns} | 2,8 ^{ns} | 0,6 ^{ns} | 2,5 ^{ns} | 1,2 ^{ns} | 2,7 ^{ns} | 1 ^{ns} | 1,6 ^{ns} |
| CV (%) | 0,8 | 1,3 | 1,7 | 20,6 | 23,7 | 30,1 | 8,9 | 17,4 |

** e ^{ns}: Significativo a 1% de probabilidade e não significativo, respectivamente; CV: coeficiente de variação.

Segundo Lourenzi et al. (2016) a aplicação de resíduos orgânicos pode promover, principalmente nas camadas superficiais do solo, incremento nos teores de nutrientes como P, K, Ca e Mg. Além disso, a aplicação desses resíduos representa adição de carbono ao solo que pode causar mudanças quantitativas e qualitativas na matéria orgânica do solo (BARRAL *et al.*, 2011).

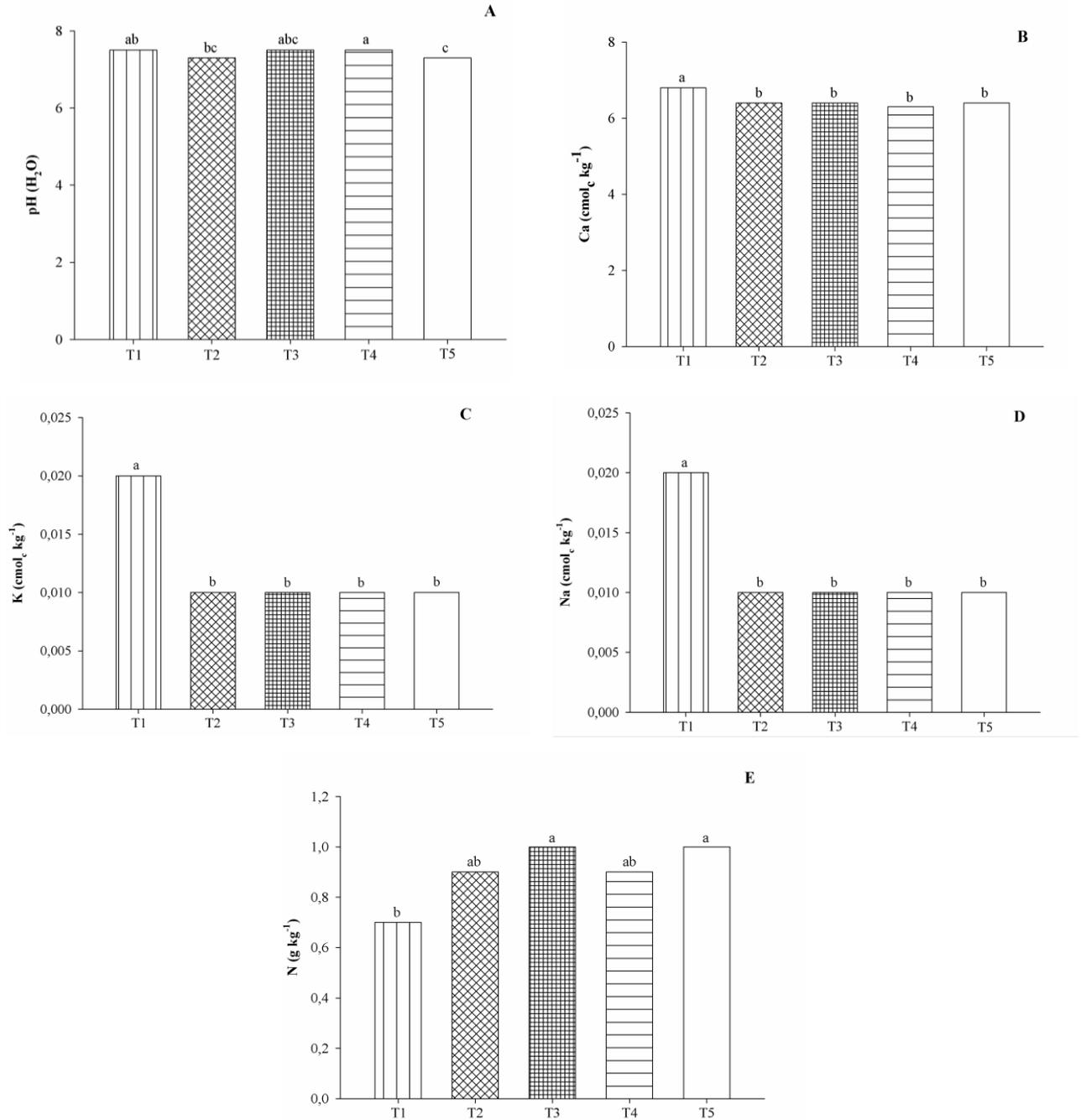
No estudo de Souza et al. (2012) com aplicações de doses de composto produzido com resíduos de pequenos ruminantes nos atributos químicos de um Latossolo, em condições controladas, os autores também observaram aumento nos valores de pH, MO, P, Ca, Mg, bem como a diminuição de H+Al em função do incremento das doses do composto orgânico.

O aumento no teor de Na no solo na área de influência no resíduo da carcinicultura (Figura 11) é indicativo de sodicidade. O sódio pode ser adsorvido aos colóides do solo e quando está presente em elevados teores, pode vir a deslocar o Ca e K do complexo de troca (OLIVEIRA *et al.*, 2014). Há trabalhos na literatura que evidenciam que a aplicação de compostos orgânicos no solo promove alterações nos atributos químicos apresentando viabilidade para a melhoria da qualidade do solo; contudo, seus efeitos, devem ser monitorados (PIMENTEL *et al.*, 2009; SOUZA *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Por outro lado, propriedades alcalinas e a dissociação de carbonatos presentes em resíduos orgânicos, como os elevados teores de Ca no resíduo da carcinicultura (T1), podem contribuir para a elevação dos valores de pH em solos que receberam a aplicação de resíduos orgânicos. Esses resultados são justificados pela presença de compostos orgânicos presentes nesse tipo de resíduo, que favorece a adsorção de íons H⁺ e, conseqüentemente, o aumento do pH do solo (BRUNETTO *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2014). Quanto ao pH do solo a elevação com a adição de resíduos orgânicos é resultado da complexação dos H⁺ e Al³⁺ livres e do aumento da saturação da CTC (GUO *et al.*, 2016) do solo pelos cátions Ca, Mg e K

(HEMMAT *et al.*, 2010) adicionados por meio da decomposição dos resíduos orgânicos (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Figura 11- Atributos químicos do solo pH, Ca, K, Na e N após a retirada dos resíduos orgânicos.



T1- solo na área de influência do resíduo da carcinicultura; T2- solo na área de influência do resíduo da bagana de carnaúba; T3- solo na área de influência do resíduo da agroindústria aviária; T4- solo na área de influência do composto da produção e abate de pequenos ruminantes e T5- solo na área de influência do resíduo da agroindústria processadora de goiabas.

Na área de influência do tratamento T1 houve aumento nos teores de sódio na solução do solo (Figura 11), desta forma há a confirmação que este resíduo não é adequado para

utilização como adubo orgânico. Considerando os resultados obtidos no presente trabalho, o tratamento T1 poderia ocasionar dispersão das partículas coloidais do solo, desestruturando os agregados do solo, influenciando não somente as características físicas, como também as propriedades químicas, provocando alterações no pH e na disponibilidade da maioria dos nutrientes essenciais no solo (RENGASAMY, 2006).

5 CONCLUSÕES

A partir dos resultados da caracterização química dos resíduos orgânicos aceita-se a hipótese de que os resíduos da bagana de carnaúba, da agroindústria aviária, composto orgânico produzido com resíduos de pequenos ruminantes e resíduo da agroindústria processadora de goiabas apresentam teores de macronutrientes que lhe conferem potencial de uso como adubos orgânicos. No entanto, o resíduo da carcinicultura, devido ao elevado teor de sódio, não atende os limites estabelecidos na Instrução Normativa DAS/MAPA 25/2009, impossibilitando seu uso como adubo orgânico.

Os resíduos apresentaram baixos valores das relações C/N, C/P e C/S o que favorece a mineralização. A liberação desses nutrientes provavelmente foi afetada por características dos resíduos.

Por apresentar menor valor da relação C/P, o qual resultará em maior velocidade de decomposição e liberação de nutrientes, os resíduos da agroindústria aviária e composto produzido com resíduos de pequenos ruminantes, dentre os resíduos orgânicos avaliados, são promissores para disponibilizar nutrientes em menor tempo.

REFERÊNCIAS

- ABCC – **Associação Brasileira de Criadores de Camarão**. Disponível em: <<http://abccam.com.br/site/a-industria-brasileira-do-camarao-cultivado/>>. Acesso em: 16 jan. 2016.
- ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C.; Carbono, nitrogênio, fosforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 769-780, 2012.
- ABREU, V. M. N.; ABREU, P. G. Os desafios da ambiência sobre os sistemas de aves no Brasil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, p. 1-14, 2011.
- ADECE – **Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará S/A**. Disponível em: <<http://www.adece.ce.gov.br>>. Acesso em: 15 jan. 2017.
- ALAZARD, M.; LEDUC, C.; TRAVI, Y.; BOULET, G.; BEM SALEM, A. Estimating evaporation in semi-arid areas facing data scarcity: Example of the El Haouareb dam (Merguellil catchment, Central Tunisia). **Jornal of Hidrology: Regional Studies**, v. 3, p. 265-284, 2015.
- AL-BATAINA, B. B.; YOUNG, T. M.; RANIERI, E. Effects of compost age on the release of nutrients. **Internacional Soil and Water Conservation Research**, v. 4, p. 230-236, 2016.
- ALMEIDA, J. A.; SANTOS, A. S.; NASCIMENTO, M. A. O.; OLIVEIRA, J. V. C.; SILVA, D. G.; MENDES-NETTO, R. S. Fatores associados ao risco de insegurança alimentar e nutricional em famílias de assentamentos rurais. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 22, p. 479-488, 2015.
- ANTONIOLLI, Z. I.; STEFFEN, G. P. K.; STEFFEN, R. B. Utilização de casca de arroz e esterco bovino como substrato para a multiplicação de *Eisenia fetida* Savigny (1826). **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, p. 824-830, 2009.
- ARAÚJO, E. R.; SILVA, T. O.; MENEZES, R. S. C.; FRAGA, V. S.; SAMPAIO, V. S. B. Biomassa e nutrição mineral de forrageiras cultivadas em solos do semiárido adubados com esterco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 890-895, 2011.
- ARAÚJO, I. C. S.; COSTA, M. C. G. Biomass and nutrient accumulation pattern of leguminous tree seedlings grown on mine tailings amended with organic waste. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 254-260, 2013.
- ARAUJO, L. C.; SANTOS, A. C.; FERREIRA, E. M. Fontes de matéria orgânica como alternativa na melhoria das características química do solo e produtividade do capim-mombaça. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias Ambientais**, v. 6, p. 65-72, 2008.
- ASA – **Articulação Semiárido Brasileiro**. Disponível em: <<http://www.asabrasil.org.br/sugestao-de-leitura>>. Acesso em: 22 nov. 2015.
- AVELAR, G. F.; SILVA, R. R.; BARBOSA, G. S. Análise do perfil do conhecimento da população sobre a compostagem de acordo com a gestão Compartilhada na Política Nacional de Resíduos Sólidos em zonas censitárias da cidade Joao Pessoa/PB. **Revista Ambiental**, v. 1,

p. 56-65, 2015.

AYUSO, M.; PASCUAL, J. A.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. Evaluation of urban wastes for agricultural use. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 42, p.105-111, 1996.

BARRAL, M. T.; PARADELO, R.; DOMÍNGUEZ, M.; DÍAZ-FIERROS, F. Nutrient release dynamics in soils amended with municipal solid waste compost in laboratory incubations. **Compost Science and Utilization**, v. 19, p. 235-243, 2011.

BAYER, C.; AMADO, T. J.; TORNQUIST, C. G.; CERRI, C. E. Q.; DIECKOW, J. ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S.; CARVALHO, P. C. F. Estabilização do carbon no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 7, p. 55-118, 2011.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O., (Eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Genesis, p. 9-26, 1999.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter: Decomposition, humus formation, Carbon sequestration**. 2ed. Berlin: Springer Verlag Heidelberg, 2008. 338p.

BERTOL, I.; VÁZQUEZ, E. V.; GONZÁLEZ, A. P.; COGO, N. P.; LUCIANO, R. V.; FABIAN, E. L. Sedimentos transportados pela enxurrada em eventos de erosão hídrica em um Nitossolo Háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 245-252, 2010.

BIRTHAL, P. S.; NEGI, D. S.; KHAN, M. T.; AGARWAL, S. Is Indian Agriculture becoming resilient to droughts? Evidence from rice production systems. **Food Policy**, v. 56, p. 1-12, 2015.

BLANCO-GUTIERRÉZ, I.; VARELA-ORTEGA, C.; PURKEY, D. R. Integrated assessment of policy interventions for promoting sustainable irrigation in semi-arid environments: A hydro-economy modeling approach. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 144-160, 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 8, de 25 de março de 2004. Proíbe em todo o território nacional a produção, a comercialização e a utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua composição proteínas e gorduras de origem animal. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 14 jul. 2004. Seção 1, p. 5.

BRUNETTO, G.; COMIN, J. J.; SCHMITT, D. E.; GUARDINI, R.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; MORAES, M. P.; GATIBONI, L. C.; LOVATO, P. E.; CERETTA, C. A. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic Hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1620-1628, 2012.

BUNNELL, F. L.; TAIT, D. E.; FLANAGAN, P. W. Microbial respiration and substrate weight loss. I. A general model of the influences of abiotic variables. **Soil Biology Biochemistry**, v. 9, p. 33-40, 1977.

- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, 2001, p. 270-276.
- CARMAGO, O. A.; BERTON, R. S. A disposição de rejeitos em solos agricultáveis. In: ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2006. p. 57-66.
- CARVALHO, C. M.; VIANA, T. V. A.; MARINHO, A. B.; LIMA JÚNIOR, L. A.; JÚNIOR, M. V. Pinhão-manso: crescimento sob condições diferenciadas de irrigação e de adubação no semiárido nordestino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 487-496, 2013.
- CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Recuperação de áreas degradadas no semiárido do Ceará**. Fortaleza: Secretaria dos Recursos Hídricos, 2010.
- CESANO, D.; BURNEY, J.; RUSSEL, J. M.; ROVERE, E. L. L.; OBERMAIER, M.; CORRAL, T.; SILVA, L. S.; COELHO, N. S.; NEVES, C. G. Mudanças climáticas no semiárido da Bahia e estratégias de adaptação da coalizão Adapta Sertão para a agricultura familiar. **Inclusão Social**, v. 6, p. 88-104, 2012.
- CHACÓN, E. A. V.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, R. R.; LIMA, P. C.; SILVA, I. V.; CANTARUTTI, R. B. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de forma de nitrogênio e fosforo. **Revista Ceres**, v. 58, p. 373-383, 2011.
- CHAMI, A. Z.; ELDEEN, S. B. Z.; BITAR, L. A.; ATALLAH, T. Decomposition of olive-mill waste compost, goat manure and *Medicago sativa* in Lebanese soils as measured using the litterbag technique. **Soil Research**, v. 54, p. 191-199, 2016.
- COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, C. N.; LIMA, E. R. V.; NETO, A. R.; MOURA, G. S. S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 64-72, 2014.
- COOPER, M. **Degradação e Recuperação de Solos**. Piracicaba, 31p. 2008.
- CORRÊA, M. C. M.; FERNANDES, G. C.; PRADO, R. M.; NATALE, W. Propriedades químicas de solo tratado com resíduo orgânico da indústria processadora de goiabas. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 11, p. 241-243, 2005.
- CORREIA, K. G.; ARAÚJO FILHO, R. N.; MENEZES, R. S. C.; SOUTO, J. S.; FERNANDES, P. D. Atividade microbiana e matéria orgânica leve em áreas de Caatinga de diferentes estágios sucessionais no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v. 28, p. 196-202, 2015.
- COSTA, C. H. M.; CRUSCIOL, C. A. C.; SORATTO, R. P.; NETO, J. F.; MORO, E. Nitrogen fertilization on palisadegrass: phytomass decomposition and nutrient release. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 46, p. 159-168, 2016.

COSTA, N. R.; ANDREOTTI, M.; LOPES, K. S. M.; YOKOBATAKE, K. L.; FERREIRA, J. P.; PARIZ, C. M.; BONINI, C. S. B.; LONGHINI, V. Z. Atributos do solo e acúmulo de carbon na integração lavoura-pecuária em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 852-863, 2015.

CRUSCIOL, C. A. C.; MORO, E.; LIMA, E. V.; ANDREOTTI, M. Taxas de decomposição e de liberação de macronutrientes da palhada de aveia preta em plantio direto. **Revista Bragantia**, v. 67, p. 481-489, 2008.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do Semiárido Tropical brasileiro: caracterização potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SÁ, I. B.; SILVA, P. C. G. **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2010. p. 49-89.

D'ÓDORICO, P.; BHATTACHAN, A.; DAVIS, K. F.; RAVI, S.; RUNYAN, C. W. Global desertification: Drivers e feedbacks. **Advances in Water Resources**, v. 51, p. 326-344, 2013.

DONAGEMMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (Org.). Manual de métodos de análise de solos. 2.ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.

DUTRA, E. D.; MENEZES, R. S. C.; PRIMO, D. C. Adições de nutrientes na compostagem de podas de arvores na região semiárida do NE do Brasil. **Scientia Plena**, v. 9, p. 1-12, 2013.

DUTRA, E. D.; MENEZES, R. S. C.; PRIMO, D. C. Aproveitamento de biomassa residual agrícola para a produção de compostos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, p. 465-472, 2011.

ESSE, P. C.; BUERKERT, A.; HIERNAUX, P.; ASSA, A. Decomposition of and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soil in the Sahelian zone of Niger, west Africa. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v. 83, p. 55-63, 2001.

EUSUFZAI, M. K.; DEB, S. K.; MAEDA, T.; FUJII, K. Mass loss and C and N release from decomposing fresh and composted residues as affected by cold climate conditions. **Environment and Natural Resources Research**, v. 3, p. 116-127, 2013.

FARIAS, C. A. F.; RIOS, M. L.; ROCHA, A. A. Uso da terra e degradação ambiental nas sub-bacia do Riacho do Quirino – Caculé, BA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 215-233, 2013.

FERRARA, A.; SALVATI, L.; SATERIANO, A.; NOLÈ, A. Performance evaluation and cost assessment of a key indicator system to monitor desertification vulnerability. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 123-129, 2012.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; MORAIS, L. F. S.; PAULINO, W. D.; GOMES, R. B. Impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, p. 231-240, 2006.

FREITAS, M. S. C.; ARAÚJO, C. A. S.; SILVA, D. J. Decomposição e liberação de nutrientes de esterco em função da profundidade e do tempo de incorporação. **Revista Semiárido de**

Visu, v. 2, p. 150-161, 2012.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; BRITO, E. C. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho-Amarelo na região noroeste fluminense. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, p. 1421-1428, 2007.

GEE, G. W.; OR, D. Particle-size analysis. In: DANE, J. H and TOPP, C. G., ed. *Methods of soil analysis*. Madison: USA. Soil Science Society of America. pt. 4, p. 255-293, 2002.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; VENDRUSCOLO, E. R. O.; CUBILLA, M.; NICOLOSO, R. S.; FRIES, M. R. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 331-340, 2003.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. T. Carbono no sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, p. 1233-1253, 2011.

GOMES, J. A. F.; LEITE, E. R.; CAVALCANTE, A. C. R.; CÂNDIDO, M. J. D.; LEMPP, B.; BOMFIM, M. A. D.; ROGÉRIO, M. C. P. Resíduo agroindustrial da carnaúba como fonte de volumoso para a terminação de ovinos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 58-67, 2009.

GUIMARÃES, G. P.; ANDRADE, K. C.; MENDONÇA, E. S. Erosão hídrica e compartimentos da matéria orgânica do solo em sistemas cafeeiros conservacionistas e convencionais. **Coffee Science**, v. 10, p. 365-374, 2015.

GUO, L.; WU, G.; LI, Y.; LI, C.; LIU, W.; MENG, J.; LIU, H.; YU, X.; JIANG, G. Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 140-147, 2016.

HERNANDÉZ, T.; GARCIA, E.; GARCÍA, C. A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 89, p. 61-71, 2015.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção da Pecuária Municipal, 2013. Disponível em: <www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/ppm2010.pdf>. Acesso em: 6 de abril de 2016.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010**. Rio de Janeiro, 2013.

IWATA, B. F. **Adição de resíduos orgânicos em Argissolo sob sistema agroflorestal no semiárido cearense**. 2015. 92f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Ceará, 2014.

JACOMINE, P. K. T. Caracterização do estágio atual dos solos sob caatinga. In: ARAÚJO, Q.

R. (Org.). **500 anos de uso do solo no Brasil**. Ilhéus, BA: Editus, 2002, p. 365-398.

JALALI, M.; RANJBAR, F. Rates of decomposition and phosphorus release from organic residues related to residue composition. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, p. 353-359, 2009.

KÄTTERE, T.; REICHSTEIN, M.; ANDRÉN, O.; LOMANDER, A. Temperature dependence of organic decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 258-262, 1998.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 4ª ed. E. J. Kiehl. Piracicaba. 2004. 173 p.

LEITE, L. F. C.; FREITAS, R. C. A.; SAGRILO, E.; GALVÃO, S. R. S. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos vegetais depositados sobre Latossolo Amarelo no Cerrado Maranhense. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, p. 29-35, 2010.

LEMMA, B.; KEBEDE, F.; MESFIN, S.; FITIWY, I.; ABRAHA, Z.; NORRGROVE, L. Quantifying annual soil and nutrient lost by rill erosion in continuously used semiarid farmlands, North Ethiopia. **Environmental Earth Science**, v. 76, p. 1-8, 2017.

LOURENZI, C. R.; SCHERER, E. E.; CARETTA, C. A.; TIECHER, T. L.; CANCIAN, A.; FERREIRA, P. A. A.; BRUNETTO, G. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 233-242, 2016.

LOUSIER, J. D.; PARKINSON, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. **Canadian Journal of Botany**, v. 54, p. 419-436, 1976.

LUNA, M. L. D.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbico de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, v. 29, p.113-121, 2009.

MALUF, H. J. G. M.; SOARES, E. M. B.; SILVA, I. R.; NEVES, J. C. L.; SILVA, L. O. G. Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1681-1689, 2015.

MANTOVANI, J. R.; CORRÊA, M. C. M.; CRUZ, M. C. P.; FERREIRA, M. E.; NATALE, W. Uso de fertilizante de resíduo da indústria processadora de goiabas. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 26, p. 339-342, 2004.

MENEZES, R. S. C.; SILVA, T. O. Mudanças na fertilidade de um Neossolo Regolítico após seis anos de adubação orgânica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 251-257, 2008.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA. **Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e corretivos**. Disponível em: <www.agricultura.gov.br>. Acesso em: mar. 2016.

NASCIMENTO, C. D. V.; PONTES FILHO, R. A.; ARTUR, A. G.; COSTA, M. C. G.

Application of poultry processing industry waste: A strategy for vegetation growth in degraded soil. **Waste Management**, v. 36, p. 316-322, 2015.

NOGUEIRA, R. S.; OLIVEIRA, T. S.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Redistribuição de carbono orgânico e fósforo pelo escoamento superficial em sistemas agrícolas convencionais e agroflorestais no semi-árido cearense. **Revista Ceres**, v. 55, p. 327-327, 2008.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia Aplicada**. 3ª ed. Piracicaba: FEALQ, 2008. 546p.

OLIVEIRA, L. B.; ACCIOLY, A. M. A.; SANTOS, C. L. R.; FLORES, R. A.; BARBOSA, F. S. Características químicas do solo e produção de biomassa de alface adubada com compostos orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 157-164, 2014.

PACHECO, L. P.; LEANDRO, W. M.; MACHADO, P. L. O. A.; ASSIS, R. L.; COBUCCI, T.; MADARI, B. E.; PETTER, F. A. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 17-25, 2011.

PADILHA, A. C. M.; LEAVY, S.; SAMPAIO, A.; JERÔNIMO, F. B. Gestão ambiental de resíduos da produção na Perdigão Agroindustrial S/A – Unidade Industrial de Serafina Corrêa – RS. In: XLIII Congresso da Sober, Ribeirão Preto, 2005, *Anais...* Ribeirão Preto, SP, 2005.

PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T.; AZEVEDO, M. A.; BARROS, R. T. P.; COSTA, T. D. R. Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e de leiras estáticas aeradas. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 32, p. 961-970, 2012.

PARROTA, J. A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single-and-mixes-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 124, p. 45-77, 1999.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo – decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 911-920, 2008.

PEREIRA, M. S. **Avaliação das taxas de mineralização de carbono e nitrogênio do composto orgânico proveniente de carcaça e despojo de pequenos ruminantes**. 2014. 49f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

PEREIRA, N. S.; SOARES, I.; MIRANDA, F. R. Decomposition and nutrient release of leguminous green manure species in the Jaguaribe-Apodi region, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Rural**, v. 46, p. 970-975, 2016.

PEREIRA, R. A.; NETO, J. D. Estudo exploratório de solos e sistematização de unidades geoambientais em bacia hidrográfica no Semiárido brasileiro. **Boletim de Geografia**, v. 32, p. 1-20, 2014.

PEREIRA, T. A.; SOUTO, L. S.; SÁ, F. V. S.; DUTRA FILHO, J. A.; SOUZA, T. M. A.; PAIVA, E. P. Growth and production of dwarf coconut in saline-sodic soil under doses of

potassium sulfate. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, p. 454-458, 2017.

PINHEIRO, A. V. B. **Análise da adesão da população para implantação da pré-coleta nos sistemas de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares da cidade de João Pessoa, Paraíba**. 2005. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

PIRES, D. R.; MORAIS, A. C. N.; COSTA, J. F.; GÓES, L. C. D. S. A.; OLIVEIRA, G. M. Aproveitamento do resíduo comestível do pescado: aplicação e viabilidade. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9, p. 34-46, 2014.

PITTA, C. S. R.; ADAMI, P. F.; PELISSARI, A.; ASSMANN, T. S.; FRANCHIN, M. F.; CASSOL, L. C.; SARTOR, L. R. Year-round poultry litter decomposition and N, P, K and Ca release. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1043-1053, 2012.

QUEIROGA, R. C. F.; NOGUEIRA, I. C. C.; BEZERRA NETO, F.; MOURA, A. R. B.; PEDROSA, J. F.; Utilização de diferentes materiais como cobertura morta do solo no cultivo de pimentão. **Horticultura Brasileira**, v. 20, p. 416-418, 2002.

RENGASAMY, P. World salinization with emphasis on Australia. **Journal of Experimental Botany**, v. 57, p. 1017-1023, 2006.

ROCHA, I. T. M.; SILVA, A. V.; SOUZA, R. F.; FERREIRA, J. T. P. Uso de resíduos como fonte de nutrientes na agricultura. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, p. 47-52, 2013.

ROCHA, R.; SOARES, R. R. Water scarcity and birth outcomes in the Brazilian semiarid. **Journal of Development Economics**, v. 112, p. 72-91, 2015.

RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Revista Scientia Agrícola**, v. 51, p. 556-562, 1994.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de braquiária, sorgo e soja em áreas de plantio direto no cerrado goiano. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, p. 1523-1534, 2013.

SAHRAWAT, K. L. How fertile are semi-arid tropical soils? **Soil and Water Management**, v. 110, p. 1671-1674, 2016.

SANTONJA, M.; FERNANDEZ, C.; GAUQUELIN, T.; BALDY, V. Climate change effects on litter decomposition: intensive drought leads to a Strong decrease of litter mixture interactions. **Plant Soil**, v. 393, p. 69-82, 2015.

SANTOS, A. T. L.; HNERIQUE, N. S.; SHHLINDWEIN, J. A.; FERREIRA, E.; STACHIW, R. Aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para produção de composto orgânico. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 3, p. 15-28, 2014.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B., editores. **Sistema**

Brasileiro de classificação de solos. 3ª ed. Brasília, DF; Embrapa Solos; 2013.

SANTOS, R. V.; SILVA, G. H.; Ó, K. D. S.; VITAL, A. F. M. Diagnóstico e desenvolvimento inicial de mamoneira em solos de áreas degradadas. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, p. 208-212, 2015.

SANTOS, T. M. B. **Caracterização química, microbiológica e potencial de produção de biogás a partir de três tipos de cama, considerando dois ciclos de criação de frangos de corte.** 1997. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) –Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1997.

SILVA JUNIOR, J. V. **Substratos alternativos e adubação foliar na produção de mudas de tomateiro (*Lycopersicon esculentum* Mill.).** 2011. 82f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Piauí, Bom Jesus, 2011.

SILVA, A. K. O; SILVA, H. P. B. O processo de desertificação e impactos sobre os recursos naturais e sociais no município de Cabrobó – Pernambuco – Brasil. **Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais**, v. 8, p. 203-215, 2015.

SILVA, D. J.; MOUCO, M. A. C.; GAVA, C. A. T.; GIONGO, V.; PINTO, J. M. Composto orgânico em mangueiras (*Mangifera indica* L.) cultivadas no semiárido do Nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 35, p. 875-882, 2013.

SIVAKUMAR, M.V. K. Interactions between climate and desertification. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 142, p. 143–155, 2007.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; NASCIMENTO, J. A. M. Liberação de nutrientes de esterco em Luvisolo no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v. 26, p. 69-78, 2013.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; ARAÚJO, G. T.; SOUTO, L. S. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 125-130, 2005.

SOUZA, H. A.; NATALE, W.; MODESTO, V. C.; ROZANE, D. E. Mineralização do nitrogênio proveniente d aplicação do resíduo da indústria processadora de goiabas em Argissolo. **Bragantia**, v. 70, p. 882-887, 2011.

SOUZA, H. A.; OLIVEIRA, E. L.; MODESTO, V. C.; MONTES, R. M.; NATALE, W. **Atributos químicos do solo tratado com composto orgânico de carcaça e despojo de abate de caprinos e ovinos.** Sobral: Embrapa Caprinos e Ovinos. ago. 2012. 6 p. (Comunicado Técnico, 127).

SOUZA, H. A.; ROZANE, D. E.; AMORIM, D. A.; MODESTO, V. C.; NATALE, W. Uso fertilizante do subproduto da agroindústria processadora de goiabas: I – atributos químicos do solo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 36, p. 713-724. 2014.

SOUZA, N. G. M.; SILVA, J. A.; MAIA, J. M.; SILVA, J. B.; NUNES JÚNIOR, E. S.; MENESES, C. H. S. G. Tecnologias sociais voltadas para o desenvolvimento do semiárido brasileiro. **Revista Biofarm**, v. 12, p. 1-12, 2016.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, p. 465-471, 1972.

TAN, Y.; CHEN, J.; YAN, L.; HUANG, J.; WANG, L.; CHEN, S. Mass loss and nutrient dynamics during litter decomposition under three mixing treatments in a typical steppe in Inner Mongolia. **Plant Soil**, v. 366, p.107-118, 2012.

TEDESCO, M. J. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. **Fundamentos da matéria orgânica no solo – ecossistemas tropicais e subtropicais**. Editora metrópole, p. 113-135, 2008.

THOMAS, G. W. Land utilization and disposal of organics wastes in hot, humid regions. In: ELLIOTT, L. F.; STEVENSON, F. J. **Soil for management of organic wastes and waste waters**. Madison, 1977. 650 p.

THOMAS, R. J.; ASAKAWA, N. M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 1351-1361, 1993.

THÖNNISSEN, C.; MIDMORE, D. J.; LADHA, J. K.; OLK, D. C.; SCHMIDHALTER, U. Legume decomposition and nitrogen release when applied as green manures to tropical vegetable production systems. **Agronomic Journal**, v. 92, p. 253-260, 2000.

TRAORÉ, S.; OUATTARA, K.; ILSTEDT, U.; SCHMIDT, M.; THIOMBIANO, A.; MALMER, A.; NYBERG, G. Effect of land degradation on carbon and nitrogen pools in two soil types of a semi-arid landscape in West Africa. **Geoderma**, v. 241-242, p. 330-338, 2015.

TURRIÓN, M. B.; LAFUENTE, F.; MULAS, R.; LÓPEZ, O.; RUIPÉREZ, C.; PANDO, V. Effects on soil organic matter mineralization and microbiological properties of applying compost to burned and unburned soils. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. 245-249, 2012.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; VEERKAMP, C. J.; ALKEMADE, R.; LEEMANS, R. Effects of different management regimes on soil erosion and surface runoff in semi-arid to sub-humid rangelands. **Journal of Arid Environments**, v. 121, p. 100-111, 2015.

YANG, X.; WILLIAMS, M. Landforms and processes in arid and semi-arid environments. **Catena**, v. 134, p. 1-3, 2015.

YAPO, B. M. Pectic substances: from simple pectic polysaccharides to complex pectins: a new hypothetical model. **Carbohydrate Polymers**, v. 86, p. 373-385, 2011.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication in Soil Science and Plant Analyses**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

ZEVIANI, W. M.; SILVA, C. A.; CARNEIRO, W. J. O.; MUNIZ, J. A. Modelos não lineares para a liberação de K de esterco animais em Latossolos. **Ciência Rural**, v. 42, p. 1789-1796, 2012.

ZHANG, P.; WEI, T.; LI, Y.; WANG, K.; JIA, Z.; HAN, Q.; REN, X. Effects of straw

incorporation on the stratification of the soil organic C, total N and C:Nratio in a semiarid region of China. **Soil and Tillage Research**, v. 153, p. 28-35, 2015.

ZHOU, G.; GUAN, L.; WEI, X.; TANG, X.; LIU, S.; LIU, J.; ZHANG, D.; YAN, J. Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China. **Plant Soil**, v. 311, p.61-72, 2008.