UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA
LICENCIATURA EM QUÍMICA

VERMICOMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DE MILHO NAS CONDIÇÕES CULTURAIS E EDAFOCLIMÁTICAS DO SERTÃO BRASILEIRO

Jefferson Campos da Silva

Serra Talhada, PE
Dezembro de 2022

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA
LICENCIATURA EM QUÍMICA

Jefferson Campos da Silva

VERMICOMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DE MILHO NAS CONDIÇÕES CULTURAIS E EDAFOCLIMÁTICAS DO SERTÃO BRASILEIRO

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado à Coordenação do Curso de Licenciatura em Química, na modalidade Artigo Científico, como pré-requisito para a obtenção do título de Licenciado em Química, pela Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Orientador: Prof. Dr. Ramom Rachide Nunes

Serra Talhada, PE
Dezembro de 2022

RESUMO

A vermicompostagem tem sido reportada como uma importante tecnologia para reciclar matéria orgânica e nutrientes de resíduos agrícolas. No entanto, as condições edafoclimáticas são obstáculos no semiárido, pois as altas temperaturas e a baixa umidade podem interferir negativamente na adaptação das minhocas e na produção de vermicomposto. Assim, neste estudo, a vermicompostagem foi aplicada no tratamento de resíduos de milho (sabugo e palha), sob condições culturais (utilizando resíduos locais e condições de campo replicáveis) e edafoclimáticas do sertão brasileiro. Durante 120 dias foi realizado um monitoramento químico. Os resultados mostraram um aumento na estabilidade da matéria orgânica (MO), além de um aumento considerável no potencial agrícola do vermicomposto: a CTC aumentou de ~37 para 649 $cmol_c\,kg^{-1}$; MO e TOC reduziram de ~83 para 49% e ~43 para 27%, respectivamente. Por fim, os vermicompostos produzidos são considerados adequados para melhorar a qualidade do solo e promover uma agricultura moderna, aumentando a produtividade e a geração de renda no campo.

Palavras-chave: Valorização da matéria orgânica; *Eisenia fetida*; agricultura orgânica; desenvolvimento agrário e social.

ABSTRACT

Vermicomposting has been reported an important technology to recycle organic matter and nutrients from agricultural waste. However, the climatic conditions are obstacles in the semi-arid, since high temperatures and low humidity can interfere negatively in the earthworm adaptation and vermicompost production. Thus, in this study, vermicomposting was applied in the corn waste treatment (corn cob and straw), under cultural (using local residues and replicable field conditions) and climatic conditions of the Brazilian Backwoods. For 120 days a chemical monitoring was conducted. The results showed an increase in the OM stability, besides a considerable rise in the vermicompost agricultural potential: CEC increased from ~37 to 649 cmolc kg− 1; OM and TOC reduced from ~83 to 49% and ~43 to 27%, respectively. Finally, the prepared vermicomposts are suited to improve the soil quality and promote a modern agriculture, increasing the productivity and income generation in the field.

Keywords: Valorization organic matter; *Eisenia fetida*; organic farming; agrarian and social development.

1. INTRODUÇÃO

Inúmeros desafios tem sido enfrentados pela agricultura global durante muitas décadas, relacionados principalmente à qualidade do solo e à eficiência de produção (e.g., baixos níveis de nutrientes, compactação do solo, baixa retenção de umidade etc.). Além desses problemas, as regiões localizadas nos trópicos, em especial nos biomas semiáridos, apresentam também outros problemas que tornam a agricultura ainda mais desafiadora, como, por exemplo, o padrão irregular de chuvas e questões relacionadas às condições ambientais e edafoclimáticas, caracterizadas por altas temperaturas (~35–40 °C, o ano inteiro) e umidade do solo muito baixa. Para superar essa situação, investimentos na agricultura são necessários (tais como: apoio técnico, crédito rural, financiamento de aquisição de insumos e máquinas etc.) (CASTELLANO; VALONE, 2007; CORREIA et al., 2010; FOLEY et al., 2005).

No sertão brasileiro, que abrange ~18,2% do território nacional, a agricultura é frequentemente praticada por meio de práticas desatualizadas e inadequadas de produção e manejo do solo (BUAINAIN; GARCIA, 2013; CORREIA et al., 2010). Por isso, o solo do sertão não é considerado adequado para a agricultura convencional, grande produção de alimentos ou energia. No entanto, apesar desses problemas, o semiárido brasileiro apresenta uma considerável produção de milho, mesmo apresentando uma pequena produtividade (4,9 t ha^{-1} em oposição aos 12,0 t ha^{-1} produzidos em outros biomas brasileiros), sendo uma cultura historicamente adaptada à região, que é uma das principais bases das economias locais e regionais (BUAINAIN; GARCIA, 2013; CORREIA et al., 2010; IBGE, 2020).

Em relação à produção de milho, os principais resíduos obtidos compreendem principalmente ao sabugo e à palha. Considerando a proporção de massa que compõe uma espiga de milho, a massa do sabugo corresponde a aproximadamente 33,5% (m/m) da massa total e, a palha de milho, 37,5% (m/m). Considerando que, em 2018, o Brasil produziu ~82,2 milhões de toneladas de milho, também foi produzida uma quantidade preocupante de 30 milhões de toneladas de palha e 27 milhões de toneladas de sabugo (IBGE, 2020; IPEA, 2010).

Normalmente, principalmente em pequenas propriedades, os resíduos de milho são destinados à alimentação animal ou aplicados como cobertura do solo, sem análise técnica e recomendação profissional. Quando o reaproveitamento não é possível, os resíduos de milho são armazenados/abandonados no solo ou, na maioria das vezes, apenas queimados a céu aberto. Assim, esses grandes volumes são preocupantes, pois o descarte irregular desses materiais também pode causar diversos problemas ambientais, podendo poluir o solo e contaminar os corpos d'água (LIEW et al., 2021; TIAMMEE; LIKASIRI, 2020; VIANA et al., 2006; WEN et al., 2019).

Uma alternativa para resolver esse problema seria a aplicação de uma tecnologia eficiente agregando valor aos resíduos, além da produção de um novo material ecológico (EDWARDS, 1995; YADAV; GARG, 2011; YADAV; TARE; AHAMMED, 2010). Assim, este trabalho

sugeriu a vermicompostagem como uma alternativa viável para a produção de fertilizantes agrícolas orgânicos, adequados para pequenas propriedades familiares e sistemas de produção orgânico/agroecológico.

A vermicompostagem é uma tecnologia baseada na transformação da matéria orgânica (MO), resultante da ação combinada das minhocas e da microflora que vive em seus tratos digestórios, tratando e modificando as estruturas orgânicas dos resíduos. Vários estudos têm demonstrado como a vermicompostagem é eficiente na reciclagem de resíduos orgânicos em matéria orgânica de alta qualidade, por meio de uma metodologia ambiental e sustentável, levando à produção de insumos orgânicos de elevado potencial agronômico. No processo de transformação da MO, a toxicidade dos resíduos pode ser reduzida e a quantidade de nutrientes disponíveis pode aumentar significativamente (BHAT et al., 2018; CASTRO, 2018; JUÁREZ; FUENTE; PAULÍN, 2011; NUNES et al., 2016). Além disso, a vermicompostagem possui baixo custo de produção, pois o processo utiliza resíduos abundantes disponíveis na própria fazenda, propiciando um aumento na produção agrícola, além de aumentar a renda do produtor e, consequentemente, gerar melhoria da qualidade de vida no campo, resultando no desenvolvimento agrário e social, principalmente em regiões de baixo IDH (BHAT et al., 2018; MAIA et al., 2019).

Em geral, as condições em que os vermicompostos são preparados (e.g., umidade, temperatura, exposição à luz solar etc.) influenciam na qualidade da MO e no teor de substâncias húmicas (CAO et al., 2021; SCAGLIA et al., 2016; YADAV; GARG, 2011). Cao et al (2021) estudaram a vermicompostagem de palha de milho misturada com esterco de vaca, em temperaturas em torno de 20–30 °C, e relataram resultados satisfatórios de fertilidade; além disso, o resíduo de milho auxiliou na incidência de casulos e aumentou o crescimento da minhoca. Kharrazi; Younesi; Abedini-Torghabeh (2014) estudaram a vermicompostagem de resíduos de milho com esterco bovino e lodo de esgoto e também relataram um aumento no potencial agronômico, principalmente nos teores de nitrogênio, apresentando também uma diminuição nos teores de MO, TOC e relação C:N. Romero-Figueroa et al (2015), por sua vez, investigaram a vermicompostagem como alternativa para o reaproveitamento de resíduos de milho e esterco bovino, relatando como as minhocas alteram a estrutura da MO, fixando nitrogênio e convertendo resíduos em húmus.

Em todos esses casos, os autores relataram vermicompostos com potencial agronômico satisfatório. No entanto, as condições locais onde a vermicompostagem foi realizada tornam cada processo único. Por exemplo, altas temperaturas e clima seco podem ser estressantes para as minhocas, diminuindo a produção de vermicomposto (BHAT et al., 2018; CHATTOPADHYAY, 2012; YADAV; GARG, 2011). Por isso, vermicompostar resíduos orgânicos em clima semiárido é um desafio. Embora diversos estudos sobre vermicompostagem tenham sido relatados na literatura científica, são poucos os estudos realizados em condições culturais e edafoclimáticas

semelhantes às do sertão brasileiro (e.g., o uso de resíduos pecuários/agrícolas disponíveis nesta região, além de condições críticas de temperatura e umidade) – principal contribuição e novidade deste estudo.

Por fim, a baixa fertilidade do solo está frequentemente associada ao pequeno teor de MO e nutrientes. Em solos de clima semiárido, a MO é geralmente quantificada em torno de 0,1% ou menos e, devido às características químicas e físicas, os solos dessas áreas geralmente não são muito recomendados para agricultura e pecuária extensiva (MAIA et al., 2019; SHAHGHOLI; JNATKHAH, 2018). Por outro lado, a adição de vermicomposto – por meio da incorporação de MO de alta qualidade ao solo – pode melhorar a fertilidade do substrato, além de promover um modelo moderno de agricultura, bem como aumentar a produção vegetal, e, consequentemente, a geração de renda no campo (ATIYEH et al., 2002; MAIA et al., 2019; NUNES et al., 2018; SHAHGHOLI; JNATKHAH, 2018). Essa perspectiva é válida não apenas para o Sertão brasileiro, mas também para outras regiões de clima árido que apresentam desafios semelhantes na agricultura.

Assim, este trabalho teve como objetivo produzir vermicomposto a partir de resíduos de milho – nas condições culturais e edafoclimáticas do Sertão Brasileiro – reciclando sua matéria orgânica e nutrientes, além de realizar um estudo químico da dinâmica da vermicompostagem.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Matérias-primas

Este estudo foi realizado com resíduos de milho (sabugo, C; e palha, S), obtidos na Fazenda Espírito Santo, localizada no município de Triunfo, Pernambuco, Sertão Brasileiro (7°50′09,2″S 38°08′02,5″W). Além disso, os resíduos de milho foram misturados com esterco caprino (de curral fechado de confinamento de caprinos) e serragem. Primeiramente, o material foi seco ao ar e, em seguida, o sabugo de milho foi moído e a palha de milho foi rasgada manualmente.

Com o objetivo de caracterizar as matérias-primas, amostras de cada material foram moídas e peneiradas à 0,5 mm. Em triplicata, os seguintes atributos foram determinados: pH (usando um medidor de pH Tecnal TEC-2; Piracicaba, Brasil) (ISO 10390, 1994), condutividade elétrica (CE) (usando um medidor de condutividade Tecnopon MCA 150; Piracicaba, Brasil) (ISO 10390, 1994), matéria orgânica (MO) (EMBRAPA, 2017, por método de perda por ignição), carbono orgânico total (TOC) (ISO 10694, 1995), capacidade de troca catiônica (CTC) (ISO 11260, 1994), macro (N, P, K, Ca, S e Mg) e micronutrientes (B, Cu, Mn, Zn e Fe) (EMBRAPA, 2017, usando um ICP OES Optima 8000 Dual View, Perkin Elmer; Waltham, EUA) e razão C:N (via análise elementar - CHNO, usando Perkin Elmer 2400; North Billerica, EUA).

2.2. Produção dos vermicompostos

Os vermicompostores foram montados em barris plásticos de 25 L, contendo diferentes proporções de matéria-prima (com base no volume seco). Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Química Ambiental (LQA) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Serra Talhada, Brasil. Este estudo foi realizado em condições reais e aplicáveis/replicáveis de experimentação, utilizando resíduos produzidos localmente e de fácil acesso.

A mistura de esterco caprino e serragem compôs o substrato orgânico (SO), que foi adicionado aos vermicompostores junto com os resíduos de milho. O SO teve como objetivo auxiliar na ambientação das minhocas, além de outras funções durante a vermicompostagem: *i.* O esterco caprino foi a base principal da mistura (adicionado em maior quantidade) e é conhecido por seu efeito inofensivo às minhocas, servindo como fonte de carbono para microrganismos e alimento para minhocas. *ii.* A serragem atuou como elemento estruturante, auxiliando, por exemplo, na circulação de ar e fornecimento de O_2 às minhocas, além de incorporar N à vermicompostagem, consumido pelos microrganismos (CHATTOPADHYAY, 2012; LOURENÇO, 2014; YADAV; GARG, 2011).

Cada barril recebeu 20 L da mistura de resíduos: sabugo, palha ou sabugo + palha, além do substrato orgânico. A quantidade de cada substrato foi determinada visando atingir uma relação C:N variando entre 20 e 30 (calculada por meio da massa molecular C e N, determinado por análise elementar - CHNO, utilizando um Perkin Elmer 2400; North Billerica, EUA). Assim, foram adicionadas as seguintes quantidades para cada tratamento: *i.* STD (vermicompostor controle; sem resíduo de milho): 10,0 kg de esterco caprino e 1,3 kg de serragem; *ii.* Vermicompostor de palha de milho (S): 8,5 kg de esterco caprino, 1,1 kg de serragem e 1,4 kg de palha de milho; *iii.* Vermicompostor de sabugo de milho (C): 8,2 kg de esterco caprino, 0,9 kg de serragem e 0,7 kg de sabugo de milho; e *iv.* CS (vermicompostor de sabugo + palha): 8,2 kg de esterco caprino, 0,9 kg de serragem, 0,7 kg de sabugo de milho e 1,2 kg de palha de milho.

Depois de feita a mistura, o material foi mantido em repouso por 1 semana. Em seguida, todo o conteúdo foi revirado manualmente. Para realizar a vermicompostagem, 250 minhocas (*Eisenia fetida*) foram adicionadas a cada vermicompostor (biologicamente certificadas, UAST Serra Talhada, Brasil).

No topo dos vermicompostores, uma camada de folhas secas de *Tabebuia impetigosa* foi adicionada, visando promover a adaptação das minhocas e evitar o contato direto do sol com a superfície do vermicomposto. Os vermicompostores foram cobertos com tela de nylon (malha de 0,4 mm) para evitar a entrada de outros animais e manter as minhocas no interior, preservando o sistema. Para promover a aeração e o fornecimento de O_2 às minhocas e microrganismos, os vermicompostores foram revirados de forma manual semanalmente. Para ajustar a umidade

(ajustada para cerca de 75%), aproximadamente 2 L de água da torneira foram adicionados uma vez por semana.

Os experimentos foram conduzidos durante os meses de abril a agosto de 2019 (120 dias), com temperaturas máximas (média) por mês de 38 °C (abril), 37 °C (maio), 37 °C (junho), 38 °C (Jul) e 37°C (agosto); e temperaturas mínimas de 22°C (abril), 20°C (maio), 19°C (junho), 23°C (julho) e 20°C (agosto). Durante este período, a precipitação foi de aproximadamente 84 (abril), 45 (maio), 30 (junho), 20 (julho) e 6 mm (agosto).

2.3. Monitoramento das minhocas

As minhocas foram avaliadas quanto à sua adaptação por meio do ganho percentual em massa (%PGM) e comprimento (%PGL). O monitoramento foi necessário também para avaliar eventuais efeitos nocivos para as minhocas, principalmente devido à possível toxicidade. Em geral, minhocas bem adaptadas tendem a se alimentar, crescer e aumentar sua massa e comprimento durante o processo de vermicompostagem (JUÁREZ; FUENTE; PAULÍN, 2011; NUNES et al., 2016; RASTETTER; GERHARDT, 2018; YADAV; GARG, 2011).

As amostragens de minhocas foram realizadas aos 0, 15, 30, 45, 60, 90 e 120 dias; e dois parâmetros foram avaliados: *i.* Ganho percentual em massa (%PGM): três grupos de cinco minhocas de cada vermicompostor foram coletados e lavados. Após isso, os organismos foram secos em papel e depois pesados. O %PGM foi calculado comparando a massa em qualquer tempo com o resultado obtido no tempo zero; *ii.* Ganho percentual em comprimento (%PGL): um grupo de cinco minhocas de cada vermicompostor foi coletado e sacrificado/asfixiado com etanol. As minhocas foram secas ao ar e tiveram seus tamanhos (comprimentos) registrados individualmente. O %PGL foi calculado comparando o comprimento médio em qualquer tempo com o resultado obtido no tempo zero.

2.4. Monitoramento da vermicompostagem

Utilizando um recipiente plástico, 0,5 L de amostra de cada vermicompostor foi coletado e o material foi seco ao ar, moído e peneirado a 0,5 mm. Em triplicata, os seguintes parâmetros foram avaliados: pH (usando um medidor de pH Tecnal TEC-2; Piracicaba, Brasil) (ISO 10390, 1994), condutividade elétrica (CE) (usando um medidor de condutividade Tecnopon MCA 150; Piracicaba, Brasil) (ISO 10390, 1994), MO (EMBRAPA, 2017, pelo método de perda por ignição), TOC (ISO 10694, 1995), CTC (ISO 11260, 1994), macro (N, P, K, Ca, S e Mg) e micronutrientes (B, Cu, Mn, Zn e Fe) (EMBRAPA, 2017, usando um ICP OES Optima 8000 Dual View, Perkin Elmer; Waltham, EUA) e razão C:N (via análise elementar - CHNO, usando Perkin Elmer 2400; North Billerica, EUA). As amostragens foram realizadas em 0, 15, 30, 45, 60, 90 e 120 dias.

2.5. Análises estatísticas

Inicialmente, os dados foram testados para normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Bartellet) em $p < 0,05$ e $n = 3$. Os dados paramétricos e heteroscedásticos foram comparados por ANOVA de bootstrap unidirecional e as diferenças entre as médias foram avaliadas usando o novo teste das amplitudes múltiplas de Duncan (MRT). Dados não paramétricos e heterocedásticos foram comparados usando ANOVA one-way e as diferenças entre medianas foram avaliadas pelo teste de Kruskal-Wallis. O pacote de software estatístico IBM SPSS v. 20 foi usado para análise de dados (software licenciado).

2.6. Procedimentos laboratoriais

Os procedimentos laboratoriais, analíticos ou não, foram realizados de acordo com os requisitos, quando aplicáveis, da ISO 17025 (Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração) e os princípios das BPL (Boas Práticas de Laboratório), a fim de garantir a rastreabilidade e gestão de dados de qualidade (ISO 17025, 2005).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização da matéria-prima

Os resultados da caracterização da matéria-prima (Tabela 1) indicaram a possibilidade de aplicar a vermicompostagem como tecnologia no tratamento e reciclagem da MO e nutrientes presentes nos resíduos de milho.

Tabela 1 . Caracterização da matéria-prima (média seguida de ANOVA de bootstrap unidirecional e teste de Duncan, $n = 3$, $p < 0,05$, com base no peso seco dos materiais).

	Substrato orgânico (OS)		Resíduos de milho	
	Esterco caprino	Serragem	Sabugo	Palha
pH	6,42d	4,63b	4,32a	5,15c
TOC (%)	44,47a	57,07b	43,87a	42,77a
MO (%)	78,87a	95,27b	97,56b	96,83b
A ($cmol_c\ kg^{-1}$)	6,92c	0,60a	3,86b	4,05b
SB ($cmol_c\ kg^{-1}$)	41,86c	26,46b	28,88b	5,03a
CTC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	48,78d	27,06b	32,85c	9,08a
%V	85,76b	97,78c	88,30b	55,35a
Relação C:N	18,02a	321,71d	96,03b	61,66c

	Substrato orgânico (OS)		Resíduos de milho	
	Esterco caprino	Serragem	Sabugo	Palha
Nutrientes				
N (%)	0,57b	0,92c	0,27a	0,74bc
P (%)	0,08a	0,25b	0,02a	0,01a
K (%)	1,14ab	1,72b	0,24a	1,99b
Ca (%)	1,23ab	2,61b	0,84a	1,80b
Mg (%)	0,19a	0,91c	0,29a	0,44ab
S (%)	0,15a	1,12b	0,14a	1,07b
B (mg kg^{-1})	3,08c	2,16b	2,08ab	1,34a
Cu (mg kg^{-1})	3,25a	4,32a	3,23a	7,92b
Mn (mg kg^{-1})	0,79b	1,00b	0,08a	0,15a
Zn (mg kg^{-1})	0,04a	0,19b	0,03a	0,48c
Fe (mg kg^{-1})	27,38a	91,04d	50,14c	36,89b

TOC: carbono orgânico total, MO: matéria orgânica, A: acidez trocável, SB: soma de bases, CTC: capacidade de troca catiônica, %V: saturação por bases .

Valores na mesma linha seguidos da mesma letra, não são estatisticamente diferentes entre si em $p < 0,05$, segundo ANOVA One-way e teste de Duncan.

Dentre os resultados obtidos, alguns atributos químicos relacionados à fertilidade indicaram valores baixos (e.g., CTC e %V), indicando que o uso *in natura* dos resíduos não é apropriado em termos agronômicos como agroinsumo ou cobertura do solo.

Por outro lado, os teores de MO foram quantificados em valores acima de 80%, um resultado importante quanto à produção de vermicomposto, uma vez que a MO fornece a nutrição às *E. fetida*. Todas as amostras não apresentaram diferenças estatisticamente significativas nos níveis de MO (~96%), exceto a amostra de esterco caprino (78%) (ANOVA One-way, $P < 0,05$). Os valores de TOC também foram quantificados com valores elevados (42–57%, Tabela 1) (ANOVA One-way, $P < 0,05$).

Em relação à acidez trocável (A), não houve diferenças estatisticamente significativas nos resultados de resíduos de milho (sabugo e palha, ~ 4 $cmol_c\ kg^{-1}$); valores diferentes dos demais. O esterco caprino apresentou o maior valor (6,92 $cmol_c\ kg^{-1}$) e, por outro lado, a serragem apresentou o menor valor (0,6 $cmol_c\ kg^{-1}$).

Em relação a %V, importante atributo de fertilidade para insumos agrícolas, a palha de milho apresentou o menor valor (55%). As amostras de esterco caprino e sabugo de milho apresentaram resultados sem diferenças estatísticas significativas (~88%). A maior %V foi determinado na serragem, 97%.

Todas as matérias-primas apresentaram valores de pH estatisticamente diferentes (ANOVA One-way, $P < 0,05$). O maior pH foi determinado no esterco caprino (6,42) e o menor no sabugo de milho (4,32). Valores atípicos de pH (muito alto ou baixo) podem prejudicar as minhocas, além de interferir negativamente em suas adaptações (MOHAPATRA; SAHOO; SANNIGRAHI, 2019; RAJKHOWA et al., 2019).

Finalmente, os valores da razão C:N variaram em todas as matérias-primas, como esperado (Tabela 1). O esterco caprino apresentou a menor relação C:N (18) e, por outro lado, a serragem apresentou a maior (321). A proporção de ambos os resíduos determinou a quantidade de cada resíduo nos vermicompostores, visando atingir valores entre 20 e 30 no início da vermicompostagem. Os resultados encontrados para o sabugo de milho e palha foram estatisticamente diferentes, sabugo de milho 96 e palha 61 (ANOVA One-way, $P < 0,05$).

Quanto aos teores de macro e micronutrientes (Tabela 1), a serragem apresentou os maiores teores de N (0,92%), P (0,25%), Ca (2,61%), Mg (0,91%) e S (1,12%); a maior concentração de K foi quantificada na palha de milho (1,99%). Já o sabugo de milho apresentou os menores teores de N (0,27%), K (0,24%), Ca (0,84%) e S (0,14%).

Em relação aos micronutrientes, os resultados dos dados variaram aleatoriamente entre as matérias-primas. O esterco caprino apresentou o maior teor de B (3,08 mg kg^{-1}), a serragem os maiores teores de Mn (1,00 mg kg^{-1}) e Fe (91,04 mg kg^{-1}); e a palha de milho apresentou as maiores concentrações de Cu (7,92 mg kg^{-1}) e Zn (0,48 mg kg^{-1}).

Em relação a resultados discrepantes entre amostras, os valores tendem a ser nivelados (diluídos) no vermicompostor, ao misturar os resíduos em diferentes proporções.

Em geral, embora os atributos químicos analisados aparentemente não indiquem nenhum efeito deletério sobre o solo, produção vegetal ou para as minhocas (considerando a vermicompostagem), o potencial agrícola das matérias-primas (resíduos frescos) é limitado, com base nos indicadores de fertilidade. Assim, a vermicompostagem pode aumentar significativamente seus teores de nutrientes, CTC e %V, além de aumentar a qualidade da MO, convertendo o resíduo em um insumo agrícola orgânico de alta qualidade, conforme apresentado nos itens a seguir.

3.2. Monitoramento das minhocas

O monitoramento de minhocas foi avaliado através dos índices %PGM e %PGL (Tabela 2). Em geral, os resultados indicaram que é possível produzir vermicompostos, utilizando minhocas *E. fetida*, com os resíduos e nas condições experimentadas neste estudo, sob as condições edafoclimáticas do Sertão Brasileiro.

Tabela 2. Ganho percentual de massa (%PGM) e comprimento (%PGL) durante a vermicompostagem de resíduos de milho (média seguida de ANOVA de bootstrap unidirecional e teste de Duncan, n = 5, p < 0,05, com base no peso seco do materiais). Unidade em %.

		STD	C	S	CS
%PGM	0 dias	0,31a	0,31a	0,31a	0,31a
	15 dias	0,94e	0,94g	0,90e	0,99e
	30 dias	0,93e	0,98fg	0,83d	0,97e
	45 dias	0,87e	0,81ef	0,82de	0,87e
	60 dias	0,75d	0,72e	0,77c	0,77d
	75 dias	0,58c	0,77de	0,56b	0,50c
	90 dias	0,54c	0,64cd	0,52b	0,48abc
	105 dias	0,51bc	0,50bc	0,52b	0,51bc
	120 dias	0,30aA	0,41bB	0,39bB	0,41bcB
%PGL	0 dias	4,3c	4,3cd	4,3c	4,3d
	15 dias	4,2bc	4,5d	4,2c	4,4d
	30 dias	4,3c	4,5d	4,1bc	4,0bcd
	45 dias	4,2bc	4,2bc	4,2c	4,3d
	60 dias	3,8ab	3,8ab	3,9bc	4,1cd
	75 dias	3,6a	4,0bc	3,3a	3,6abc
	90 dias	3,5a	3,7a	3,3a	3,4a
	105 dias	3,5a	3,6a	3,3a	3,30a
	120 dias	3,3aA	3,5aA	3,6abA	3,5abA

STD: Amostra controle (somente substrato orgânico), C: vermicompostagagem de sabugo de milho + substrato orgânico, S: vermicompostagem de palha de milho + substrato orgânico; CS: vermicompostagem de sabugo de milho + palha de milho + substrato orgânico.

Valores seguidos da mesma letra, não são estatisticamente diferentes em p < 0,05 entre si, segundo ANOVA One-way e teste de Duncan. Letras minúsculas na mesma coluna comparam os resultados de %PGM ou %PGL ao longo do tempo. Letras maiúsculas na mesma linha comparam os resultados de %PGM ou %PGL em 120 dias (vermicompostagem final).

A partir do início da vermicompostagem (t = 0 dias) foi observado um aumento gradual nos valores de %PGM e %PGL, indicando a adaptação das *E. fetida* aos vermicompostores, visto que as minhocas estariam se alimentando, crescendo e ganhando massa ao longo dos dias. Além disso, o aumento do %PGM e %PGL também indicaram a ausência de toxicidade do resíduo para as minhocas ou qualquer efeito deletério, permitindo inclusive a reprodução durante a vermicompostagem (após 60 dias).

Após 30 dias de vermicompostagem, uma diminuição do %PGM foi observada, provavelmente devido ao estresse por consequência do aumento de temperatura após a 3ª semana, no interior dos vermicompostores. Ademais, os valores de %PGM continuaram diminuindo lentamente nos demais tempos analisados (45, 60, 75, 90 e 105 dias), talvez devido à reprodução das *E. fetida*, que gerou dados de minhocas mais jovens, menores e mais leves, reduzindo a média dos percentuais analisados. Além disso, a oferta de alimentos (MO fresca) tendeu a diminuir ao longo da vermicompostagem, resultando também em minhocas desnutridas. Ao final (120 dias), apenas a amostra controle (STD) apresentou %PGM (0,30%) estatisticamente diferente das demais amostras; todas as outras amostras que receberam resíduos de milho (C, S e CS) apresentaram resultados próximos (~0,40%), e estatisticamente diferentes quando comparadas ao início da vermicompostagem (ANOVA One-way, $p < 0,05$, Tabela 2).

Sobre a %PGL (Tabela 2), aos 120 dias de vermicompostagem, todos os tratamentos – incluindo a amostra controle (STD) – apresentaram valores de %PGL variando entre 3,3 e 3,6%, sem diferenças estatisticamente significativas (ANOVA One-way, $P < 0,05$), reforçando que a adição de resíduo de milho não afetou as minhocas durante a vermicompostagem.

Em geral, os dados de %PGM e %PGL indicam uma capacidade de ambientação das minhocas na mistura de resíduos na vermicompostagem, levando a uma transformação mais intensa da MO. Nos casos em que os resíduos apresentam alguma toxicidade, as minhocas não se adaptam e, consequentemente, não se alimentam ou se reproduzem, diminuindo o potencial de degradação da MO (JUÁREZ; FUENTE; PAULÍN, 2011; NUNES et al., 2016; RASTETTER; GERHARDT, 2018; YADAV; GARG, 2011).

Assim, a utilização de *E. fetida* na produção de insumos agrícolas, via transformação da MO, foi tida como eficiente e viável, alterando em curto período de tempo a estrutura dos resíduos na vermicompostagem. Macroscopicamente, após 15 dias, mudanças de cor (escurecimento) e diminuição do tamanho das partículas foram observados, continuando em constante transformação até o final da vermicompostagem.

3.3. Monitoramento da vermicompostagem

Os dados do monitoramento dos atributos químicos indicaram o potencial da vermicompostagem em transformar e maturar os resíduos frescos, aumentando os valores de fertilidade e o potencial agronômico para produção vegetal, conforme esperado (Tabela 3).

Tabela 3. Atributos químicos monitorados durante a vermicompostagem de resíduos de milho, preparados sob condições culturais e edafoclimáticas do Sertão Brasileiro (média seguida de ANOVA de bootstrap unidirecional e teste de Duncan, n = 3, p < 0,05, com base no peso seco dos materiais).

	ST	pH	CE	TOC	MO	N	CTC	%V	Relação C:N	
	%	—	μS cm^{-1}	%	%	%	$cmol_c\ kg^{-1}$	—	—	
STD	92,93a	7,04bc	141,44a	43,30d	71,42a	0,89a	44,85a	86,22a	26,46d	**0 dias**
S	90,50a	7,08b	142,25a	39,07b	83,79a	0,91a	37,51a	85,37a	23,60c	
C	90,20ab	7,23b	143,45a	36,00c	58,34a	0,85a	47,09a	79,57a	27,96d	
CS	90,01a	7,05c	148,28a	38,43c	62,97a	1,04a	42,67a	86,81a	23,13c	
STD	93,27a	7,25e	147,66a	39,87cd	69,10ab	1,06a	44,00a	93,97b	21,52cd	**15 dias**
S	90,23a	6,87a	142,04a	37,90b	66,05a	1,18a	35,69a	94,99b	19,38b	
C	90,43ab	6,91a	143,69b	35,45c	52,88ab	0,94a	49,92a	92,62b	21,31c	
CS	90,51a	6,93abc	142,29ab	39,20c	67,16a	1,35ab	44,41a	94,60b	19,49bc	
STD	83,55a	6,97b	147,43ab	39,70cd	65,08ab	1,84b	62,19a	95,34bc	19,82c	**30 dias**
S	92,85a	6,91a	149,21ab	36,53b	63,58a	1,82b	96,42b	97,92c	15,10ab	
C	90,72ab	6,9 a	146,69b	32,50b	6,16ab	2,00b	118,90b	97,32bc	19,00bc	
CS	92,35a	6,95abc	144,82abc	33,77b	59,16a	1,85b	146,81b	98,12c	19,25bc	
STD	90,79a	7,03bc	149,54abc	36,87bc	59,32abc	1,96b	119,33b	97,99cd	13,62bc	**45 dias**
S	93,39a	6,83a	142,56ab	37,67b	61,35ab	2,05bc	196,58c	99,36c	13,54ab	
C	76,70a	6,77a	149,53b	28,47a	51,49ab	2,14b	382,34c	98,78c	15,55b	
CS	93,58a	6,89ab	147,37abc	31,97ab	57,76ab	2,19c	417,88c	99,40c	17,00b	
STD	87,48a	6,81a	142,53bc	33,60ab	59,18bcd	2,08b	350,97c	99,33d	11,60b	**60 dias**
S	93,87a	7,06b	143,49ab	31,37a	57,20ab	2,07b	371,18d	99,49c	7,69a	
C	86,78ab	6,97a	142,79b	27,70a	51,44b	2,24bc	473,73d	99,46c	8,89a	
CS	93,55a	6,84a	142,82bc	31,77ab	53,36b	2,25c	480,65d	99,34c	8,15a	

	ST	pH	CE	TOC	MO	N	CTC	%V	Relação C:N	
	%	—	μS cm^{-1}	%	%	%	$cmol_c\ kg^{-1}$	—	—	
STD	93,00a	7,14d	139,29bc	30,57a	54,91cd	2,08b	378,91d	99,44d	7,85ab	**90 dias**
S	91,12a	6,79a	131,55ab	30,57a	53,06ab	2,19c	409,82e	99,54c	6,31a	
C	90,25ab	6,91a	144,34b	26,87a	47,82c	2,30c	521,71de	99,34c	6,90a	
CS	95,44a	7,02bc	135,71c	29,33a	53,03bc	2,33c	546,48e	99,59c	5,75a	
STD	92,79aAB	7,11cdB	136,45cA	31,45aA	62,87cdA	2,11bA	410,47deA	99,58dA	4,99aA	**120 dias**
S	91,42aA	6,86aA	133,93bA	31,05aA	59,13bA	2,25cA	495,05efB	99,72cB	5,53aA	
C	96,95bB	6,82aA	133,60bA	27,6aA	49,88cA	2,37cA	564,76eC	99,68cB	5,90aA	
CS	92,48aAB	6,86aA	137,78cA	30,07abA	53,66cA	2,49cdA	648,48fD	99,72cB	4,59aA	

STD: Amostra controle (somente substrato orgânico), C: vermicompostagagem de sabugo de milho + substrato orgânico, S: vermicompostagem de palha de milho + substrato orgânico; CS: vermicompostagem de sabugo de milho + palha de milho + substrato orgânico.

Valores seguidos da mesma letra, não são estatisticamente diferentes em $p < 0,05$ entre si, segundo ANOVA One-way e teste de Duncan. Letras minúsculas na mesma coluna comparam os resultados de %PGM ou %PGL ao longo do tempo. Letras maiúsculas na mesma linha comparam os resultados de %PGM ou %PGL em 120 dias (vermicompostagem final). sólidos totais ST, condutividade elétrica CE, carbono orgânico total TOC, matéria orgânica MO, capacidade de troca catiônica CTC, saturação por bases %V .

Valores na mesma coluna seguidos da mesma letra, não são estatisticamente diferentes em $p < 0,05$ entre si, segundo ANOVA One-way e teste de Duncan. Letras minúsculas comparam a mesma amostra ao longo do tempo. Letras maiúsculas comparam os resultados de um atributo químico entre diferentes amostras aos 120 dias (vermicomposto final).

Primeiramente, os sólidos totais foram quantificados em valores altos e constantes durante toda a vermicompostagem (em torno de ~90–95%), como esperado, uma vez que o clima do Sertão brasileiro é caracterizado por altas temperaturas (32–38 °C) e baixa umidade, em torno de 15 % (BUAINAIN; GARCIA, 2013; CORREIA et al., 2010).

Os valores de pH nas amostras C, S, CS mostraram um decréscimo entre o início e o final da vermicompostagem (7,2–6,8, Tabela 3). A amostra C apresentou o maior decréscimo, passando de 7,23 (t = 0 dias) para 6,82 (t = 120 dias), seguida dos demais tratamentos. Aos 120 dias, os vermicompostos de resíduos de milho apresentaram valores de pH estatisticamente iguais (6,8); por outro lado, a amostra controle (STD) apresentou aumento, passando de pH 7,04 (0 dias) para 7,11 (120 dias), estatisticamente diferente das demais amostras (ANOVA One-way, $p < 0,05$). A diminuição do pH geralmente é atribuída principalmente à mineralização do nitrogênio em NO_3 e/ou NO_2, produção de CO_2, além da bioconversão de moléculas orgânicas em ácidos carboxílicos, aromáticos e alifáticos (NDEGWA; THOMPSON, 2000; NDEGWA; THOMPSON; DAS, 2000).

Os valores da capacidade de troca catiônica (CTC) aumentaram significativamente durante a vermicompostagem, conforme esperado. No início da vermicompostagem (t = 0 dias), todos os valores de CTC variaram em torno de 37 a 47 $cmol_c\ kg^{-1}$ e, ao final (t = 120 dias), os valores foram quantificados em uma faixa de 400 a 650 $cmol_c\ kg^{-1}$. O maior aumento foi observado na amostra CS, apresentando 605 $cmol_c\ kg^{-1}$ de diferença entre 0 e 120 dias, um aumento significativo de 1419,76%. Os maiores aumentos foram seguidos pelas amostras S e C (1219,78% e 1099,32%, respectivamente); por outro lado, o menor aumento na CTC foi observado na amostra controle (STD), 365,62 $cmol_c\ kg^{-1}$ de diferença entre 0 e 120 dias.

Os dados da CTC reforçam que a aplicação de resíduos de milho i*n natura* no solo não é recomendada devido ao seu baixo potencial agronômico, quando comparado aos vermicompostos (CTC 9–49 $cmol_c\ kg^{-1}$ na matéria-prima, Tabela 1; vs. CTC 410–648 $cmol_c\ kg^{-1}$ nos vermicompostos, Tabela 3). Esses valores indicam uma promoção na capacidade do vermicomposto de trocar cátions essenciais à nutrição/produção das plantas (e.g., Na^+, K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+}), por outros não essenciais ou tóxicos ao metabolismo das plantas (e.g., Al^{3+} e H^+, presentes nos solos); como consequência da transformação da MO durante o processo de vermicompostagem. Sobre os valores de %V, todos os vermicompostos apresentaram resultados em torno de 99,6-99,7%, incluindo a amostra controle, valores consideralvemente maiores quando comparados à matéria-prima.

Os teores de matéria orgânica e carbono orgânico total, por sua vez, sofreram uma diminuição em todos os tratamentos. Normalmente, as perdas de carbono durante a vermicompostagem estão associadas principalmente às liberações de C na forma de CO_2. Todos os vermicompostos apresentaram resultados de TOC sem diferenças estatisticamente significativas aos 120 dias e, além disso, apresentaram resultados que variaram em torno de 27 a

43% durante toda a vermicompostagem (Tabela 3). Quanto ao teor de MO, os resultados foram inicialmente quantificados em torno de 58-71% e, aos 120 dias, os vermicompostos apresentaram teor de MO entre 50 e 63%, sem diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos (ANOVA One-way, $p < 0,05$). A redução nos teores orgânicos evidencia a modificação/transformação ocorrida na MO, levando a um material mais recalcitrante e maduro, capaz de aumentar a qualidade e fertilidade do solo (CHANDER et al., 2018; CHATTOPADHYAY, 2012; PELLEJERO et al., 2017; RAJKHOWA et al., 2019). Em alguns casos, não foi observada relação ou tendência entre os resultados de TOC e MO, o que é atribuído às condições naturais/de campo dos experimentos.

Por fim, a relação C:N foi um parâmetro importante para evidenciar a produção de vermicomposto nas condições testadas neste estudo. Inicialmente foram montadas vermicompostores misturando as matérias-primas (resíduos frescos) em diferentes proporções visando iniciar o processo com uma relação C:N inicial em torno de 20 (t = 0 dias). Depois de preparada, a relação C:N (antes da adição da minhoca) foi quantificada variando entre 23 e 28. Com o passar dos dias, os valores da relação C:N diminuíram gradativamente em todas as amostras, atingindo valores entre 4,5 e 5,9 nos vermicompostos (t = 120 dias). A diminuição da razão C:N é resultado de uma combinação de diferentes fatores que causaram, concomitantemente, a redução do teor de carbono (como discutido anteriormente), além de uma incorporação de nitrogênio através da fixação microbiológica de N e outros compostos nitrogenados liberados pelas minhocas, normalmente em ~ 45 dias de vermicompostagem (AIRA et al., 2008; PATHMA; SAKTHIVEL, 2012; VIG et al., 2011; WONG et al., 2012). Aos 120 dias, todas as amostras (incluindo amostra controle, STD) apresentaram valores de razão C:N sem diferenças estatisticamente significativas (ANOVA One-way, $P < 0,05$).

Os teores de macro e micronutrientes determinados nos vermicompostos (Tabela 4) variaram entre os tratamentos sem diferenças significativas (vermicompostos de resíduos de milho e amostra controle); poucas exceções foram observadas (ANOVA One-way, $P < 0,05$).

Tabela 4. Micro e macronutrientes quantificados nos vermicompostos (média seguida de ANOVA de bootstrap unidirecional e teste de Duncan, $n = 3$, $p < 0,05$, com base no peso seco dos materiais).

	STD	**S**	**C**	**CS**
N (%)	2,01a	2,19b	2,17b	2,19b
P (%)	0,55a	0,57a	0,60a	0,65a
K (%)	2,82b	2,22a	2,31a	3,17c
Ca (%)	1,64a	1,62a	1,70b	2,10c
Mg (%)	0,61ab	0,57a	0,66b	0,69b

	STD	S	C	CS
S (%)	0,37a	0,44a	0,42a	0,48a
B (mg kg^{-1})	4,31a	4,29a	4,33a	3,76a
Cu (mg kg^{-1})	7,92b	6,55a	6,21a	7,83b
Mn (mg kg^{-1})	0,99a	0,89a	0,89a	1,03a
Zn (mg kg^{-1})	0,12a	0,14a	0,09a	0,16a
Fe (g kg^{-1})	1,89a	2,01ab	2,22b	2,18b

Valores na mesma linha seguidos da mesma letra, não são estatisticamente diferentes em $p < 0,05$ entre si, segundo ANOVA One-way e teste de Duncan.

Apesar das pequenas variações entre os valores dos nutrientes, em geral, os resultados dos dados são estatisticamente semelhantes na maior parte dos tratamentos. A amostra CS apresentou os maiores teores de macronutrientes (N 2,19%, P 0,65%, K 3,17%, Ca 2,10%, Mg 0,69% e S 0,48%) quando comparado aos demais tratamentos. Os valores de P e S não mostraram diferenças estatisticamente significativas entre todas as amostras (ANOVA One-way, $P < 0,05$).

Em relação aos micronutrientes, os resultados de B, Mn, Zn não apresentaram diferenças estatisticamente significativas. Em geral, os valores dos teores de micronutrientes não variaram significativamente entre a amostra controle e o resíduo de milho vermicompostado, exceto para os teores de Fe e Cu (ANOVA One-way, $P < 0,05$).

Por fim, ao comparar os resultados totais, os melhores resultados associados aos atributos de fertilidade (e.g., CTC, SB e nutrientes) foram determinados nos tratamentos que receberam resíduos de milho, quando comparados à amostra controle. Além disso, os melhores resultados foram observados principalmente no tratamento CS, que recebeu uma mistura de ambos os resíduos, sabugo e palha de milho; o que também pode resultar em economia de tempo, já que é possível processar ambos os resíduos de forma conjunta.

Em relação às normas internacionais de qualidade do vermicomposto, os parâmetros químicos analisados estão de acordo com os critérios de diferentes órgãos. Em geral, os teores de MO e metais pesados são avaliados pelos principais orgãos de agricultura orgânica e/ou agências governamentais de agricultura e segurança alimentar. Comparando com a European Compost Network (ECN) e o United States Department of Agriculture (USDA), os níveis de MO são maiores em todos os vermicompostos preparados (mínimo de 15%) e elementos tóxicos não foram detectados. Parâmetros adicionais sem valores referenciados são apresentados nas Tabelas 3 e 4 (ECN, 2018; NSB, 2006; USDA, 2011).

Assim, com base em nossos relatos, a vermicompostagem foi uma tecnologia eficiente para a produção de insumos agrícolas com alto potencial agronômico, bem como para a reciclagem da MO e nutrientes dos resíduos de milho, além de melhorar a disponibilidade de

nutrientes para a nutrição das plantas e apoiar o desenvolvimento de práticas agrícolas modernas em regiões de clima árido (geralmente de baixo IDH), promovendo o desenvolvimento agrário e regional por meio do aumento da geração de renda no campo.

Além disso, a vermicompostagem demonstrou ser uma tecnologia promissora, capaz de solucionar – ou corroborar para solucionar – o problema do acúmulo de resíduos de milho, agregando valor, evitando a contaminação do solo em decorrência do descarte inadequado, entre outras questões ambientais.

4. CONCLUSÃO

Este estudo confirma que é possível vermicompostar resíduos de milho nas condições culturais e edafoclimáticas do Sertão Brasileiro. Os tratamentos contendo resíduos de milho apresentaram um melhor potencial agronômico quando comparados à amostra controle. Além disso, é recomendado o processamento de ambos os resíduos, sabugo e palha, em um mesmo tratamento, visto que a amostra CS apresentou os melhores resultados. Alterações na MO e TOC indicaram uma intensa transformação do substrato durante a vermicompostagem. Por fim, a produção de vermicompostos pode melhorar as práticas agrícolas e promover o desenvolvimento social no sertão ou em outras regiões de clima árido, sendo capaz de aumentar a produtividade e a geração de renda no campo.

REFERÊNCIAS

AIRA, M. et al. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 10, p. 2511–2516, 2008.

ATIYEH, R. M. et al. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. **Bioresource Tecnology**, v. 84, p. 7–14, 2002.

BHAT, S. A. et al. Bioremediation and detoxification of industrial wastes by earthworms : Vermicompost as powerful crop nutrient in sustainable agriculture. **Bioresource Technology**, v. 252, p. 172–179, 2018.

BUAINAIN, A. M.; GARCIA, J. R. Développement rural dans la région semi-aride du Brésil : transformations récentes, défis et perspectives. **Confins**, n. 19, 2013.

CAO, Y. et al. Vermicomposting of livestock manure as affected by carbon-rich additives (straw, biochar and nanocarbon): A comprehensive evaluation of earthworm performance, microbial activities, metabolic functions and vermicompost quality. **Bioresource Technology**, v. 320, p. 1–10, 2021.

CASTELLANO, M. J.; VALONE, T. J. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. **Journal of Arid Environments**, v. 71, n. 1, p. 97–108, 2007.

CASTRO, C. N. **Sobre a agricultura irrigada no semiárido: uma análise histórica e atual de diferentes opções de política**. Rio de Janeiro: IPEA, 2018.

CHANDER, G. et al. Microbial consortium culture and vermi - composting technologies for recycling on - farm wastes and food production. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 7, n. 2, p. 99–108, 2018.

CHATTOPADHYAY, G. N. Use of vermicomposting biotechnology for recycling organic wastes in agriculture. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 1, n. 1, p. 1–6, 2012.

CORREIA, R. C. et al. The Brazilian semiarid region. **Embrapa Semiárido**, p. 21–48, 2010.

ECN. Specification for the Use of Quality Compost in Growing Media, European Quality Assurance Scheme for Compost and Digestate. **ECN-QAS, Bochum, Germany**, 2018.

EDWARDS, C. A. Historical overview of vermicomposting. **Biocycle**, v. 36, p. 56–58, 1995.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2017.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

IBGE. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2020.

IPEA. Produção agrícola e área plantada por cidade do Brasil. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, 2010.

ISO 17025. **General requirements for the competence of testing and calibration laboratories**. [s.l: s.n.]. v. 2005

ISO 10390. **Soil quality: determination of pH**. Genebra: International Organization for Standardization, 1994.

ISO 10694. **Soil quality: determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)**. Genebra: International Organization for Standardization, 1995.

ISO 11260. **Soil quality: determination of effective cation exchange capacity and base saturation level using barium chloride solution**. Genebra: International Organization for Standardization, 1994.

JUÁREZ, P. D. A.; FUENTE, J. L. DE LA; PAULÍN, R. V. Vermicomposting as a process to stabilize organic waste and sewage sludge as an apllication for soil. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 14, p. 949–963, 2011.

KHARRAZI, S. M.; YOUNESI, H.; ABEDINI-TORGHABEH, J. Microbial biodegradation of waste materials for nutrients enrichment and heavy metals removal.An integrated composting-vermicomposting process. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 92, p. 41–48, 2014.

LIEW, J. X. et al. Synergistic effects of catalytic co-pyrolysis of corn cob and HDPE waste mixtures using weight average global process model. **Renewable Energy**, v. 170, p. 948–963, 2021.

LOURENÇO, N. Manual de vermicompostagem e vermicultura para a agricultura orgânica. **Publindustria, Porto**, 2014.

MAIA, H. B. et al. Use of fish farming water in the irrigation of plants with economic interest: a case study in the Brazilian Backwoods. **Amazonian Journal of Plant Research**, v. 3, n. 3, p. 363–368, 2019.

MOHAPATRA, D.; SAHOO, K. K.; SANNIGRAHI, A. K. Impact of Eisenia fetida populations on bio-conversion of paper mill solid wastes. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, n. s1, p. 189–193, 2019.

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. Effects of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids. **Bioresource Tecnology**, v. 75, p. 7–12, 2000.

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A.; DAS, K. C. Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. **Bioresource Technology**, v. 71, n. 1, p. 5–12, 2000.

NSB. Recommendation for Guidance: Use of Compost, Vermicompost, Processed Manure and Compost Tea. **National Organic Standards Board**, 2006.

NUNES, R. R. et al. Vermicomposting as an advanced biological treatment for industrial waste from the leather industry. **Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 51, n. 5, p. 271–277, 2016.

NUNES, R. R. et al. Vermicomposted tannery wastes in the organic cultivation of sweet pepper: growth, nutritive value and production. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, 2018.

PATHMA, J.; SAKTHIVEL, N. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. **SpringerPlus**, v. 1, n. 1, p. 26, dez. 2012.

PELLEJERO, G. et al. Effects of the onion residue compost as an organic fertilizer in a vegetable culture in the Lower Valley of the Rio Negro. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 6, p. 159–166, 2017.

RAJKHOWA, D. J. et al. Bioconversion of agricultural waste and its efficient utilization is the hilly ecosystem of Northeast India. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, n. s1, p. S11–S20, 2019.

RASTETTER, N.; GERHARDT, A. Continuous monitoring of avoidance behaviour with the earthworm Eisenia fetida. **Journal of Soils and Sediments**, p. 957–967, 2018.

ROMERO-FIGUEROA, J. C. et al. Production of vermicompost from maize (Zea mays L.) stubble and milk cattle manure. **Agroproductividad**, v. 8, n. 3, p. 52–59, 2015.

SCAGLIA, B. et al. Investigating organic molecules responsible of auxin-like activity of humic acid fraction extracted from vermicompost. **Science of the Total Environment**, v. 562, p. 289–295, 2016.

SHAHGHOLI, G.; JNATKHAH, J. Investigation of the effects of organic matter application on soil compaction. **Yuzuncu Yil University Journal of Agricultural Sciences**, v. 28, n. 2, p. 175–185, 2018.

TIAMMEE, S.; LIKASIRI, C. Sustainability in corn production management: A multi-objective approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 257, p. 2–14, 2020.

USDA. Compost and Vermicompost in Organic Crop Production. **United States Department of Agriculture**, 2011.

VIANA, J. H. M. et al. Manejo do solo para a cultura do milho. **MAPA/EMBRAPA: Sete Lagoas**, p. 1–14, 2006.

VIG, A. P. et al. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm Eisenia fetida (Savigny). **Bioresource Technology**, v. 102, n. 17, p. 7941–7945, 2011.

WEN, H. et al. A novel strategy for efficient anaerobic co-digestion based on the pretreatment of corn stover with fresh vinegar residue. **Bioresource Technology**, v. 288, p. 1–9, 2019.

WONG, J. W. C. et al. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. **Bioresource Technology**, v. 126, n. 1, p. 437–443, 2012.

YADAV, A.; GARG, V. K. Recycling of organic wastes by employing Eisenia fetida. **Bioresource technology**, v. 102, n. 3, p. 2874–80, fev. 2011.

YADAV, K. D.; TARE, V.; AHAMMED, M. M. Vermicomposting of source-separated human faeces for nutrient recycling. **Waste Management**, v. 30, n. 1, p. 50–56, 2010.

ANEXO – Artigo publicado na Revista Bioresourse Technology Reports.

Referência do artigo publicado:
SILVA, J. C. et al. Vermicomposting corn waste under cultural and climatic conditions of the Brazilian Backwoods. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, n. 100730, p. 1–7, 2021. doi: 10.1016/j.biteb.2021.100730

Bioresource Technology Reports 15 (2021) 100730

Contents lists available at ScienceDirect

Bioresource Technology Reports

journal homepage: www.sciencedirect.com/journal/bioresource-technology-reports

Vermicomposting corn waste under cultural and climatic conditions of the Brazilian Backwoods

Jefferson Campos Silva, Andreza Jayane Nunes Siqueira, Hermogenes Bezerra Maia, Ramom Rachide Nunes *

Laboratory of Environmental Chemistry, Federal Rural University of Pernambuco, Serra Talhada, Brazil.

ARTICLE INFO

Keywords:
Valorization organic matter
Eisenia fetida
Organic farming
Agrarian and social development

ABSTRACT

Vermicomposting has been reported an important technology to recycle organic matter and nutrients from agricultural waste. However, the climatic conditions are obstacles in the semi-arid, since high temperatures and low humidity can interfere negatively in the earthworm adaptation and vermicompost production. Thus, in this study, vermicomposting was applied in the corn waste treatment (corn cob and straw), under cultural (using local residues and replicable field conditions) and climatic conditions of the Brazilian Backwoods. For 120 days a chemical monitoring was conducted. The results showed an increase in the OM stability, besides a considerable rise in the vermicompost agricultural potential: CEC increased from ~37 to 649 $cmol_c\ kg^{-1}$; OM and TOC reduced from ~83 to 49% and ~43 to 27%, respectively. Finally, the prepared vermicomposts are suited to improve the soil quality and promote a modern agriculture, increasing the productivity and income generation in the field.

1. Introduction

Numerous challenges have been faced by the global agriculture during many decades, related mainly to soil quality and production efficiency (e.g., low nutrient levels, soil compaction, low moisture retention etc.). Besides these problems, regions located in the tropics, in special on semi-arid biomes, present also other problems that make agriculture more challenger, for instance, the irregular pattern of rainfall and issues related to the environmental and edaphoclimatic conditions, characterized by high temperatures (~35–40 °C, the whole year) and very low soil moisture. To overcome this situation, investments in agriculture are necessary (e.g., technical support, rural credit, financing of acquisition of inputs and machinery etc.) (Castellano and Valone, 2007; Correia et al., 2010; Foley et al., 2005).

Concerning the Brazilian Backwoods, which covers ~18,2% of the national territory, agriculture are frequently practiced by using outdated and inadequate practices of production and soil management (Buainain and Garcia, 2013; Correia et al., 2010). Because that, backwoods soil is not considered suited to the conventional agriculture, for food or energy large production. However, despite these problems, Brazilian semiarid has a significant production of corn, even showing a small productivity (4.9 t ha^{-1} in opposite to the 12.0 t ha^{-1} produced in other Brazilian biomes), being a culture historically adapted to the region, which is one of the main bases of local and regional economies (Correia et al., 2010; Buainain and Garcia, 2013; IBGE, 2020).

Regarding the corn production, the main residues obtained comprehend mainly the corn cob and straw. Considering the mass proportion that compound an ear corn, the weight of a corn cob corresponds to approximately 33.5% (m/m) of the total mass and, the corn straw, 37.5% (m/m). Considering that, in 2018, Brazil has produced ~82.2 million tons of corn, also was produced a worrying omitted amount of 30 million tons of straw and 27 million tons of cobs (IPEA, 2010; IBGE, 2020).

Normally, mainly in small farms, corn waste are destined for animal feed or applied as soil cover, without technical analysis and professional recommendation. When the reuse is not possible, corn residues are stored/abandoned in the soil or, in most cases, just burned in the open. Thus, these huge volumes are a cause for concern, since the irregular disposal of these materials too can cause many environmental problems, being able to pollute the soil and contaminate water bodies (Liew et al., 2021; Tiammee and Likasiri, 2020; Viana et al., 2006; Wen et al., 2019).

An alternative to solve this problem would be the application of a technology efficient by adding value to the waste, besides the production of a new eco based-material (Edwards, 1995; Hu and Liu, 2012;

* Corresponding author at: Federal Rural University of Pernambuco, Academic Unit of Serra Talhada, Pernambuco, Brazil.
E-mail address: ramom.rachide@ufrpe.br (R. Rachide Nunes).

https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100730
Received 13 March 2021; Received in revised form 30 May 2021; Accepted 31 May 2021
Available online 8 June 2021

Yadav and Garg, 2011; Yadav et al., 2010). Thus, this work suggested vermicomposting as a viable alternative for the production of organic agricultural fertilizers, suited to small family farms and organic/agro-ecological systems of production.

Vermicomposting is a technology based on the OM transformation, prepared from a combined action of earthworms and microflora that lives in their digestive tracts, treating and modifying the waste organic structures. Several studies have demonstrated how vermicomposting is an efficient in recycling organic waste into a high-quality organic matter (OM), through an environmental and sustainable methodology, leading the production of organic agro-inputs. In the process of OM transformation, the toxicity of the residues can be reduced, and the amount of available nutrients increases significantly (Bhat et al., 2018; Castro, 2018; Juárez et al., 2011; Nunes et al., 2016). In addition, vermicomposting has a low cost of production, since the process uses abundant waste available in the own farm, increasing agricultural production; also resulting in an increase in the producer's income and, consequently, an improvement in the farmer's quality of life, besides the social and agrarian development, especially in regions of low HID (Bhat et al., 2018; Maia et al., 2019).

In general, the conditions in which the vermicomposts are prepared (e.g., humidity, temperature, exposure to sunlight etc.) influence the quality of the OM and the humic substances content (Cao et al., 2021; Scaglia et al., 2016; Yadav and Garg, 2011). Cao et al. (2021) studied the vermicomposting corn straw mixed with cow dung, in temperatures around 20–30 °C, presenting satisfactory results of fertility; in addition, corn waste aided in the cocoons incidence and increased the earthworm's growth. Kharrazi et al. (2014) vermicomposted corn waste mixed with cow manure and sewage sludge, also reporting an increase in the agronomic potential, especially in the levels of nitrogen, also showing a decrease in the contents of OM, TOC and C:N ratio. Romero-Figueroa et al. (2015) investigated the vermicomposting as an alternative to the reuse of corn waste and cattle manure, reporting how earthworms change the OM structure, fixing nitrogen and converting waste in humus.

In all these cases, the authors reported vermicomposts with satisfactory agronomic potential. However, local conditions where vermicomposting was conducted make each process unique. For instance, high temperatures and dry weather can be stressful to the earthworms, decreasing the vermicompost production (Bhat et al., 2018; Chattopadhyay, 2012; Yadav and Garg, 2011). Because that, vermicomposting organic waste under semi-arid climate is a challenge. Although several studies on vermicomposting have been reported in the scientific literature, there are few studies performed in cultural and edaphoclimatic conditions similar to those in the Brazilian Backwoods (e.g., the use of livestock/agricultural waste available in this region, in addition to critical conditions of temperature and humidity) — main contribution and novelty of this study.

Finally, low soil fertility is frequently associated with the small content of OM and nutrients. In soils under semi-arid climate, OM is usually quantified around 0.1% or less and, due chemical and physical characteristics, soils in these areas usually are not very recommended to extensive agriculture and livestock (Maia et al., 2019; Shahgholi and Jnatkhah, 2018). The vermicompost addition — through the high-quality OM incorporation to the soil — can improve the substrate fertility in addition to promoting a modern model of agriculture, besides increasing the plant production and consequent income generation in the countryside (Atiyeh et al., 2002; Maia et al., 2019; Nunes et al., 2018; Shahgholi and Jnatkhah, 2018). This perspective is valid not only for the Brazilian Backwoods, but also for other regions with arid climates that present similar challenges in agriculture.

Thus, this work aimed to produce vermicompost from corn waste — under cultural e climatic conditions of the Brazilian Backwoods — recycling their organic matter and nutrients, in addition to conducting a chemical study of the vermicomposting dynamics.

2. Materials and methods

2.1. Feedstocks

This study was conducted on corn waste in the form of cob (C) and straw (S), obtained in a family farm (Espirito Santo Farm) located in the municipality of Triunfo, Pernambuco, Brazilian Backwoods (7°50′09.2″S 38°08′02.5″W). In addition, corn waste was mixed with goat manure (from closed corral of goat feedlot) and sawdust. Firstly, the material was air-dried and then the corn cob was milled (hammer mill) and corn straw was manually torn; other residues were used without pre-treatment.

Aiming to characterize the feedstocks, samples of each material were ground and sieved to 0.5 mm. In triplicate, the following attributes were determined: pH (using a pH meter Tecnal TEC-2; Piracicaba, Brazil) (ISO, 1994), electrical conductivity (EC) (using a conductivity meter Tecnopon MCA 150; Piracicaba, Brazil) (ISO, 1994), OM (EMBRAPA, 2017, by method of loss-on-ignition), total organic carbon (TOC) (ISO 10694), cation exchange capacity (CEC) (ISO 11260), macro (N, P, K, Ca, S, and Mg) and micronutrients (B, Cu, Mn, Zn, and Fe) (EMBRAPA, 2017, using a ICP OES Optima 8000 Dual View, Perkin Elmer; Waltham, EUA), and C:N ratio (via elementary analysis - CHNO, using a Perkin Elmer 2400; North Billerica, USA).

2.2. Vermicompost production

Vermicomposters were set up in 25 L plastic vessels containing different proportions of feedstocks (based on dry volume). Experiments were conducted at the Laboratory of Environmental Chemistry (LQA), Federal Rural University of Pernambuco (UFRPE), Serra Talhada, Brazil. This study was performed under real and applicable/replicable conditions of experimentation, using residues locally produced and of easy access.

The mixture of goat manure and sawdust composed an organic substrate (OS), which was added to the vermicomposters along the corn waste. The OS aimed to support the earthworm ambiance besides other functions during the vermicomposting: *i.* Goat manure was the main base of the mixture (added in larger quantity) and is well-known for its harmless effect to the earthworms, serving as a carbon source for microorganisms and food for earthworms. *ii.* Sawdust acted as a structuring element, e.g., assisting air circulation and O_2 supply to the earthworms, beside incorporate N to the vermicomposting, consumed by the microorganisms (Chattopadhyay, 2012; Lourenço, 2014; Yadav and Garg, 2011).

Each barrel received 20 L of the mixture of wastes: cob, straw, or cob + straw, in addition to the organic substrate. The amount of each substrate was determined aiming to reach a C:N ratio ranging between 20 and 30 (calculated through the C and N molecular weight, determined by elemental analysis - CHNO, using a Perkin Elmer 2400; North Billerica, USA). Thus, the following amounts were added for each treatment: *i.* STD (control vermicomposter; with no corn waste): 10.0 kg of goat manure and 1.3 kg of sawdust; *ii.* Corn straw (S): 8.5 kg of goat manure, 1.1 kg of sawdust, and 1.4 kg of corn straw; *iii.* Corn cob (C): 8.2 kg of goat manure, 0.9 kg of sawdust, and 0.7 kg of corn cob; and *iv.* CS (Cob + Straw): 8.2 kg of goat manure, 0.9 kg of sawdust, 0.7 kg of corn cob, and 1.2 kg of corn straw.

After the mixture was made, the material rested for 1 week. Then, all of the content was turned over manually. For vermicompost production, 500 newborn earthworms (*Eisenia fetida*) were added to each vermicomposter (biologically certified, UAST Serra Talhada, Brazil).

On the top, a layer of dry leaves of *Tabebuia impetigosa* was added, aiming to promote the earthworm adaptation and to avoid the direct sun contact with the vermicompost surface. The vermicomposters were covered with a nylon screen (0.4 mm mesh) to avoid the entrance of other animals and to keep the earthworms inside, preserving the system. To promote aeration and the O_2 supply for the earthworms and

microorganisms, the vermicomposters were manually turned over weekly. To adjust the moisture (set to nearly 75%), approximately 2 L of tap water were added weekly.

The experiments were conducted during the months of 2019 April–August (120 days), with maximum temperatures (average) per month of 38 °C (Apr), 37 °C (May), 37 °C (Jun), 38 °C (Jul) and 37 °C (Aug); and minimum temperatures of 22 °C (Apr), 20 °C (May), 19 °C (Jun), 23 °C (Jul) and 20 °C (Aug). During this time, the rainfall was approximately 84 (Apr), 45 (May), 30 (Jun), 20 (Jul) and 6 mm (Aug).

2.3. Earthworm monitoring

Earthworms were assessed in terms of their adaptation through the percent gain in mass (%PGM) and length (%PGL). The monitoring is necessary also to assess any possible harmful effects on the earthworms, mainly due to the possible toxicity. In general, well adapted earthworms tend to feed, grow and increase their mass and length during the vermicomposting process (Juárez et al., 2011; Nunes et al., 2016; Rastetter and Gerhardt, 2018; Yadav and Garg, 2011).

Earthworm samplings were performed at 0, 15, 30, 45, 60, 90, and 120 days; and two parameters were assessed: *i.* Percent gain in mass (%PGM). Three groups of five earthworms from each vermicomposter were collected and washed. Thus, organisms were dried on paper and then weighed. The %PGM was calculated by comparing the mass at any time with the result obtained at time zero; *ii.* Percent gain in length (%PGL). A group of five earthworms was collected and sacrificed/asphyxiated with ethanol, from each vermicomposter. Individual earthworms were air-dried and had their sizes (length) recorded. The %PGL was calculated by comparing the mean length at any time with the result obtained at time zero.

2.4. Vermicomposting monitoring

Using a plastic vessel, 0.5 L of sample was collected from each vermicomposter and the material was air-dried, ground and sieved to 0.5 mm. In triplicate, the following parameters were assessed: pH (using a pH meter Tecnal TEC-2; Piracicaba, Brazil) (ISO, 1994), electrical conductivity (EC) (using a conductivity meter Tecnopon MCA 150; Piracicaba, Brazil) (ISO, 1994), OM (EMBRAPA, 2017, by method of loss-on-ignition), TOC (ISO 10694), CEC (ISO 11260), macro (N, P, K, Ca, S, and Mg) and micronutrients (B, Cu, Mn, Zn, and Fe) (EMBRAPA, 2017, using a ICP OES Optima 8000 Dual View, Perkin Elmer; Waltham, EUA), and C:N ratio (via elementary analysis - CHNO, using a Perkin Elmer 2400; North Billerica, USA). Samplings were performed at 0, 15, 30, 45, 60, 90, and 120 days.

2.5. Statistical analyses

Initially, data were tested for normality (Shapiro-Wilk test) and homoscedasticity (Bartellet test) at $p < 0.05$ and $n = 3$. Parametric and heteroscedastic data were compared by one-way bootstrap ANOVA and differences between means were evaluated using Duncan's new multiple range test (MRT). Nonparametric and heteroscedastic data were compared using one-way ANOVA and the differences between medians were evaluated using Kruskal-Wallis test. The IBM SPSS statistical software package v. 20 was used for data analyses (licensed software).

2.6. Laboratory procedures

The laboratory procedures, analytical or not, were carried out in accordance to the requirements, when applicable, of the ISO 17025 (General requirements for the competence of testing and calibration laboratories) and the principles of GLP (Good Laboratory Practices), in order to guarantee traceability and quality data management (ISO, 2005).

3. Results and discussion

3.1. Feedstock characterization

Firstly, results from feedstock characterization (Table 1) indicated the possibility of applying vermicomposting as a technology in the treatment and recycling of the OM and nutrients present in the corn waste.

Among the results obtained, some chemical attributes related to fertility indicated low values (e.g., CEC and BS), indicating that the use *in natura* is not indicated in agronomic terms such as agro-input or soil cover.

On the other hand, levels of OM were quantified at values above 80%, an important result regarding the vermicompost production, since the OM supply the *E. fetida* nutrition. All samples did not present statistically significant differences in the levels of OM (~96%), except for the goat manure sample (78%) (ANOVA One-way, $P < 0.05$). Values of TOC were also quantified with high values (42–57%, Table 1) (ANOVA One-way, $P < 0.05$).

Regarding to the exchangeable acidity (A), there were no statistically significant differences in corn waste results (cob and straw, ~ 4 $cmol_c\ kg^{-1}$); values that are different to the other. Goat manure presented the highest value (6.92 $cmol_c\ kg^{-1}$) and, in other hand, sawdust presented the lowest value (0.6 $cmol_c\ kg^{-1}$).

Regarding the BS, an important attribute of fertility for agro-inputs, corn straw presented the lowest BS (55%). In other waste, samples goat manure and corn cob presented results with no significant statistical differences (~88%). Higher BS was determined in the sawdust, 97%.

All feedstocks presented values of pH statistically different (ANOVA One-way, $P < 0.05$). The highest pH was determined in the goat manure (6.42) and the lowest in the corn cob (4.32). Outlier values of pH (very high or low) can harm the earthworms, in addition to interfering negatively in their adaptations (Mohapatra et al., 2019; Rajkhowa et al., 2019).

Finally, values of C:N ratio ranged in all feedstocks, as expected (Table 1). Goat manure presented the smallest C:N ratio (18) and, on the other hand, sawdust showed the highest (321). The proportion of both residues determined the quantity of each waste in the vermicomposter,

Table 1
Feedstock characterization (mean followed by one-way bootstrap ANOVA and Duncan's test, n = 3, $p < 0.05$, based on the dry weight of the materials).

	Organic substrate (OS)		Corn waste	
	Goat manure	Sawdust	Cob	Straw
pH	6.42d	4.63b	4.32a	5.15c
TOC (%)	44.47a	57.07b	43.87a	42.77a
OM (%)	78.87a	95.27b	97.56b	96.83b
A ($cmol_c\ kg^{-1}$)	6.92c	0.60a	3.86b	4.05b
SB ($cmol_c\ kg^{-1}$)	41.86c	26.46b	28.88b	5.03a
CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	48.78d	27.06b	32.85c	9.08a
BS	85.76b	97.78c	88.30b	55.35a
C:N ratio	18.02a	321.71d	96.03b	61.66c
Nutrients				
N (%)	0.57b	0.92c	0.27a	0.74bc
P (%)	0.08a	0.25b	0.02a	0.01a
K (%)	1.14ab	1.72b	0.24a	1.99b
Ca (%)	1.23ab	2.61b	0.84a	1.80b
Mg (%)	0.19a	0.91c	0.29a	0.44ab
S (%)	0.15a	1.12b	0.14a	1.07b
B ($mg\ kg^{-1}$)	3.08c	2.16b	2.08ab	1.34a
Cu ($mg\ kg^{-1}$)	3.25a	4.32a	3.23a	7.92b
Mn ($mg\ kg^{-1}$)	0.79b	1.00b	0.08a	0.15a
Zn ($mg\ kg^{-1}$)	0.04a	0.19b	0.03a	0.48c
Fe ($mg\ kg^{-1}$)	27.38a	91.04d	50.14c	36.89b

TOC total organic carbon, OM organic matter, A exchangeable acidity, SB sum of bases, CEC cation exchange capacity, BS base saturation.
Values in the same row followed by the same letter, are not statistically different at $p < 0.05$ from each other, according to ANOVA One-way and Duncan's test.

aiming to reach values between 20 and 30 at the vermicomposting beginning. Results reported to corn cob and straw were statistically different, corn cob 96 and straw 61 (ANOVA One-way, P < 0.05).

Regarding to micro and macronutrients content (Table 1), sawdust presented the highest levels of N (0.92%), P (0.25%), Ca (2.61%), Mg (0.91%), and S (1.12%); the highest concentration of K was quantified on corn straw (1.99%). On the other hand, corn cob presented the lowest levels of N (0.27%), K (0.24%), Ca (0.84%), and S (0.14%).

Regarding to micronutrients, the data results ranged randomly between feedstocks. Goat manure presented the highest content of B (3.08 mg kg^{-1}), sawdust of Mn (1.00 mg kg^{-1}), and Fe (91.04 mg kg^{-1}); and corn straw presented the highest concentrations of Cu (7.92 mg kg^{-1}) and Zn (0.48 mg kg^{-1}).

In respect of outlier results or discrepant data between samples, values tend to be leveled (diluted) on the vermicomposter, mixing the residues in different proportions.

In general, although the chemical attributes analyzed apparently do not indicate any deleterious effect on the soil, plant production, or earthworms (considering the vermiculture), the agricultural potential of feedstocks (fresh waste) is limited, based on the indicators of fertility. Thus, the vermicomposting can significantly increase their levels of nutrients, CEC and BS, besides increasing the OM quality, converting waste in an organic agro-input of high quality, as presented in the following items.

3.2. Monitoring of earthworm

Earthworm monitoring was assessed through the indexes % PGM and % PGL (Table 2). In general, results indicated that is possible to produce vermicomposts, using earthworms *E. fetida*, in the experimented conditions and residues of this study, in the climatic conditions of the Brazilian Backwoods.

From the vermicomposting beginning ($t = 0$ days), a gradual increase in the values of % PGM and % PGL was observed, indicating the *E. fetida* adaptation into the vermicomposters, feeding, growing, and gaining mass over the days. In addition, % PGM and % PGL evolution also indicated the waste absence of toxicity to the earthworms or any deleterious effect, even allowing the reproduction during the vermicomposting (after 60 days).

Table 2
Monitored *E. fetida* percentage gain in mass (% PGM) and in length (% PGL) during the corn waste vermicomposting (mean followed by one-way bootstrap ANOVA and Duncan's test, $n = 5$, $p < 0.05$, based on the dry weight of the materials). Unit in %.

		STD	C	S	CS
% PGM	0 days	0.31a	0.31a	0.31a	0.31a
	15 days	0.94e	0.94 g	0.90e	0.99e
	30 days	0.93e	0.98 fg	0.83d	0.97e
	45 days	0.87e	0.81ef	0.82de	0.87e
	60 days	0.75d	0.72e	0.77c	0.77d
	75 days	0.58c	0.77de	0.56b	0.50c
	90 days	0.54c	0.64 cd	0.52b	0.48abc
	105 days	0.51bc	0.50bc	0.52b	0.51bc
	120 days	0.30aA	0.41bB	0.39bB	0.41bcB
% PGL	0 days	4.3c	4.3 cd	4.3c	4.3d
	15 days	4.2bc	4.5d	4.2c	4.4d
	30 days	4.3c	4.5d	4.1bc	4.0bcd
	45 days	4.2bc	4.2bc	4.2c	4.3d
	60 days	3.8ab	3.8ab	3.9bc	4.1 cd
	75 days	3.6a	4.0bc	3.3a	3.6abc
	90 days	3.5a	3.7a	3.3a	3.4a
	105 days	3.5a	3.6a	3.3a	3.30a
	120 days	3.3aA	3.5aA	3.6abA	3.5abA

STD sample control (only organic substrate), C vermicomposting corn cob + organic substrate, S vermicomposting corn straw + organic substrate; CS vermicomposting corn cob + corn straw + organic substrate.
Values followed by the same letter, are not statistically different at p < 0.05 from each other, according to ANOVA One-way and Duncan's test. Lowercase letters in the same column compare the results of % PGM or % PGL along time. Uppercase letters in the same row compare the results of % PGM or % PGL at 120 days (final vermicompost).

After 30 days of vermicomposting, a decrease in % PGM was observed, probably due to the stress as a consequence of the increase in temperature observed after the 3rd week, inside the vermicomposters. Thus, values of % PGM continue slowly decreasing in other analyzed times (45, 60, 75, 90, and 105 days), probably due to the *E. fetida* reproduction, which generated data of smaller and lighter younger earthworms. In addition, food supply (fresh OM) tended to decrease over the vermicomposting, resulting also in malnourished earthworms. At the end (120 days), only the sample control (STD) presented a % PGM (0.30%) statistically different to the vermicompost beginning; all other samples that received corn waste (C, S and CS) presented close results (~ 0.40%), and statistically different when compared to the vermicomposting beginning (ANOVA One-way, $P < 0.05$, Table 2).

About %PGL (Table 2), at 120 days of vermicomposting, all treatments — including the sample control (STD) — presented values of % PGL ranging between 3.3 and 3.6%, with no statistically significant differences (ANOVA One-way, P < 0.05), reinforcing that corn waste addition did not affect the earthworms during the vermicomposting.

In general, data of % PGM and % PGL indicate an ambiance capacity into the vermicomposting mixture, leading to a more intense OM transformation. In cases where the residues present some toxicity, earthworms do not adapt and, consequently, do not feed or reproduce, decreasing the potential for OM degradation (Juárez et al., 2011; Nunes et al., 2016; Rastetter and Gerhardt, 2018; Yadav and Garg, 2011).

Thus, the use of *E. fetida* in the production of agro-input, via the OM transformation, was efficient and viable, changing in a short period of time the structure of the vermicomposting residue. Macroscopically, after 15 days, changes in color (gradual blacker tone) and a decrease in particles size were clearly observed, continuing under constant transformation until the vermicomposting end.

3.3. Vermicomposting monitoring

Data from monitoring chemical attributes indicated the potential of vermicomposting to transform and mature the fresh waste, increasing values of fertility and the agronomic potential to plant production, as expected (Table 3).

Firstly, total solids were quantified in high and constant values during all vermicomposting (around ~90–95%), as expected, since the Brazilian Backwoods weather is characterized by high temperatures (32–38 °C) and very low humidity, around 15% (Buainain and Garcia, 2013; Correia et al., 2010).

Values of pH in the samples C, S, CS showed a decrease between the initial and the final vermicomposting (7.0–6.8, Table 3). Sample C showed the higher decrease, passing from 7.23 ($t = 0$ days) to 6.82 ($t =$ 120 days), followed by the other treatments. At 120 days, vermicomposted corn waste presented values of pH statistically equal (6.8); on other hand, sample control (STD) showed an increase, passing from pH 7.04 (0 days) to 7.11 (120 days), statistically different when compared to the other samples (ANOVA One-way, $P < 0.05$). pH decrease usually is attributed mainly to the nitrogen mineralization in NO_3 and/or NO_2, the CO_2 production, in addition to the bioconversion of organic molecules into carboxylic, aromatic and aliphatic acids (Ndegwa et al., 2000; Ndegwa and Thompson, 2000).

Values of cation exchange capacity (CEC) increased significantly during the vermicomposting, as expected. At the vermicomposting beginning (t = 0 days), all CEC values ranged around 37–47 $cmol_c\ kg^{-1}$ and, at the end (t = 120 days), values were quantified in a ranging of 400–650 $cmol_c\ kg^{-1}$. Higher increase was observed in the sample CS, presenting 605 cmolc kg^{-1} of difference between 0 and 120 days, a significant increase of 1419.76%. Higher increases were followed by the samples S and C (1219.78% and 1099.32%, respectively); on the other hand, the smallest increasing was observed in the sample control (STD),

Table 3
Monitored chemical attributes during the vermicomposting corn waste, prepared under cultural and climatic conditions of the Brazilian Backwoods (mean followed by one-way bootstrap ANOVA and Duncan's test, $n = 3$, $p < 0.05$, based on the dry weight of the materials).

	TS	pH	EC	TOC	OM	N	CEC	BS	C:N ratio	
	%	–	μS cm^{-1}	%	%	%	$cmol_c\ kg^{-1}$	–	–	
STD	92.93a	7.04bc	141.44a	43.30d	71.42a	0.89a	44.85a	86,22a	26.46d	0 days
S	90.50a	7.08b	142.25a	39.07b	83.79a	0.91a	37.51a	85,37a	23.60c	
C	90.20ab	7.23b	143.45a	36.00c	58.34a	0.85a	47.09a	79,57a	27.96d	
CS	90.01a	7.05c	148.28a	38.43c	62.97a	1.04a	42.67a	86,81a	23.13c	
STD	93.27a	7.25e	147.66a	39.87 cd	69.10ab	1.06a	44.00a	93,97b	21.52 cd	15 days
S	90.23a	6.87a	142.04a	37.90b	66.05a	1.18a	35.69a	94,99b	19.38b	
C	90.43ab	6.91a	143.69b	35.45c	52.88ab	0.94a	49.92a	92,62b	21.31c	
CS	90.51a	6.93abc	142.29ab	39.20c	67.16a	1.35ab	44.41a	94,60b	19.49bc	
STD	83.55a	6.97b	147.43ab	39.70 cd	65.08ab	1.84b	62.19a	95,34bc	19.82c	30 days
S	92.85a	6.91a	149.21ab	36.53b	63.58a	1.82b	96.42b	97,92c	15.10ab	
C	90.72ab	6.9 a	146.69b	32.50b	6.16ab	2.00b	118.90b	97,32bc	19.00bc	
CS	92.35a	6.95abc	144.82abc	33.77b	59.16a	1.85b	146.81b	98,12c	19.25bc	
STD	90.79a	7.03bc	149.54abc	36.87bc	59.32abc	1.96b	119.33b	97,99 cd	13.62bc	45 days
S	93.39a	6.83a	142.56ab	37.67b	61.35ab	2.05bc	196.58c	99,36c	13.54ab	
C	76.70a	6.77a	149.53b	28.47a	51.49ab	2.14b	382.34c	98,78c	15.55b	
CS	93.58a	6.89ab	147.37abc	31.97ab	57.76ab	2.19c	417.88c	99,40c	17.00b	
STD	87.48a	6.81a	142.53bc	33.60ab	59.18bcd	2.08b	350.97c	99,33d	11.60b	60 days
S	93.87a	7.06b	143.49ab	31.37a	57.20ab	2.07b	371.18d	99,49c	7.69a	
C	86.78ab	6.97a	142.79b	27.70a	51.44b	2.24bc	473.73d	99,46c	8.89a	
CS	93.55a	6.84a	142.82bc	31.77ab	53.36b	2.25c	480.65d	99,34c	8.15a	
STD	93.00a	7.14d	139.29bc	30.57a	54.91 cd	2.08b	378.91d	99,44d	7.85ab	90 days
S	91.12a	6.79a	131.55ab	30.57a	53.06ab	2.19c	409.82e	99,54c	6.31a	
C	90.25ab	6.91a	144.34b	26.87a	47.82c	2.30c	521.71de	99,34c	6.90a	
CS	95.44a	7.02bc	135.71c	29.33a	53.03bc	2.33c	546.48e	99,59c	5.75a	
STD	92.79aAB	7.11cdB	136.45cA	31.45aA	62.87 cdA	2.11bA	410.47deA	99,58dA	4.99aA	120 days
S	91.42aA	6.86aA	133.93bA	31.05aA	59.13bA	2.25cA	495.05efB	99,72cB	5.53aA	
C	96.95bB	6.82aA	133.60bA	27.6aA	49.88cA	2.37cA	564.76eC	99,68cB	5.90aA	
CS	92.48aAB	6.86aA	137.78cA	30.07abA	53.66cA	2.49cdA	648.48fD	99,72cB	4.59aA	

STD sample control (only organic substrate), C vermicomposting corn cob + organic substrate, S vermicomposting corn straw + organic substrate, VRC-CS vermicomposting corn cob + corn straw + organic substrate. TS total solids, CE electrical conductivity, TOC total organic carbon, OM organic matter, CEC cation exchange capacity, BS base saturation.
Values in the same column followed by the same letter, are not statistically different at $p < 0.05$ from each other, according to ANOVA One-way and Duncan's test. Lowercase letters compare the same sample along time. Uppercase letters compare the results of a chemical attribute between different samples at 120 days (final vermicompost).

410.47 $cmol_c\ kg^{-1}$ of difference between 0 and 120 days.

In addition, data of CEC reinforce that *in natura* corn waste application on cover soil is not recommended due to their low agronomic potential, when compared to the vermicomposts (CEC 9–48 $cmol_c\ kg^{-1}$ in the feedstock, Table 1; vs. CEC 410–648 $cmol_c\ kg^{-1}$ in the vermicomposts, Table 3). These values indicate a promotion in the capacity to the particle compost exchange cations essential to plant nutrition/production (e.g., Na^+, K^+, Mg^{2+} and Ca^{2+}), swapping with other non-essential or toxic to the plant metabolism (e.g., Al^{3+} and H^+); as consequence of the OM transformation during the vermicomposting process. About values of BS, all vermicomposts presented results around 99.2–99.6%, including the sample control, significantly higher when compared to the feedstock (Table 1), around 55.3%.

Concerning the monitored contents of organic matter and carbon, values of TOC and OM decreased in all treatments. Usually, carbon losses during the vermicomposting are mainly associated with the C releases in the form of CO_2. All vermicompost presented results of TOC did not present statistically significant differences at 120 days and, in addition, presented variation of ~30% when compared to the initial and the final vermicomposting (Table 3). Regarding the OM content, results were initially quantified around 58–72% and, at 120 days, vermicomposts presented an OM content between 49 and 62%, with no statistically significant differences between treatments (ANOVA One-way, $P < 0.05$). The reduction in the organic contents evidence the modification/transformation occurred in the OM, leading a more recalcitrant and mature material, able to increase soil quality and fertility (Chander et al., 2018; Chattopadhyay, 2012; Pellejero et al., 2017; Rajkhowa et al., 2019). In some cases, a relationship or trend was not observed between the results of TOC and OM, which is attributed to the natural/field conditions of the experiments.

Finally, C:N ratio was an important parameter to evidence the vermicompost production under conditions tested in this study. At the beginning, vermicomposters were set up mixing the feedstocks (fresh waste) in different proportion aiming to start the process with an initial C:N ratio around 20 ($t = 0$ days). After prepared, C:N ratio (before earthworm addition) was quantified ranging between 23 and 27. Through the passing days, values of C:N ratio gradually decreased in all samples, reaching values between 4.5 and 5.9 in the vermicomposts ($t =$ 120 days). C:N ratio decrease is result of a combination of different factors that caused, concomitantly, the reduction of carbon content (as previously discussed), besides a nitrogen incorporation through microbiological N-fixation and other nitrogenous compounds liberated by the earthworms, normally at ~45 days of vermicomposting (Aira et al., 2008; Pathma and Sakthivel, 2012; Vig et al., 2011; Wong et al., 2012). At 120 days, all samples (including sample control, STD) presented values of C:N ratio with no statistically significant differences (ANOVA One-way, $P < 0.05$).

Levels of macro and micronutrient contents determined on the vermicomposts (Table 4) varied between treatments without significant differences (vermicomposted corn waste and sample control); few exceptions observed (ANOVA One-way, $P < 0.05$).

Despite to the small variations between nutrient values, in general, data results are statistically similar in a major part of the treatments. Sample CS presented the highest levels of macronutrients (N 2.19%, P 0.65%, K 3.17%, Ca 2.10%, Mg 0.69%, and S 0.48%) when compared to the other treatments. Values of P and S did not show statistically significant differences between all samples (ANOVA One-way, $P < 0.05$).

Regarding the micronutrients, results of B, Mn, Zn did not show statistically significant differences. In general, nutrient contents values did not vary significantly between sample control and vermicomposted

Table 4
Micro and macronutrients quantified on the vermicomposts (mean followed by one-way bootstrap ANOVA and Duncan's test, $n = 3$, $p < 0.05$, based on the dry weight of the materials).

	STD	S	C	CS
N (%)	2.01a	2.19b	2.17b	2.19b
P (%)	0.55a	0.57a	0.60a	0.65a
K (%)	2.82b	2.22a	2.31a	3.17c
Ca (%)	1.64a	1.62a	1.70b	2.10c
Mg (%)	0.61ab	0.57a	0.66b	0.69b
S (%)	0.37a	0.44a	0.42a	0.48a
B (mg kg^{-1})	4.31a	4.29a	4.33a	3.76a
Cu (mg kg^{-1})	7.92b	6.55a	6.21a	7.83b
Mn (mg kg^{-1})	0.99a	0.89a	0.89a	1.03a
Zn (mg kg^{-1})	0.12a	0.14a	0.09a	0.16a
Fe (g kg^{-1})	1.89a	2.01ab	2.22b	2.18b

Values in the same row followed by the same letter, are not statistically different at $p < 0.05$ from each other, according to ANOVA One-way and Duncan's test.

corn waste, excepted to the levels of Fe and Cu (ANOVA One-way, $P < 0.05$).

Finally, when comparing the whole results, best results associated with the fertility attributes (for instance, CEC, SB, and nutrients) were determined in the treatment that received corn waste, when compared to the sample control. In addition, the best results were observed mainly in the treatment CS, that received a mix of both residues, corn cob and straw; what can also result in an economy of time, since the processing of both the waste is possible in a single time.

Regarding international standards for vermicompost quality, the chemical parameters analyzed are in agreement to the criteria of different organs. In general, the contents of OM and heavy metal are assessed by the main organisms for organic agriculture and/or government agencies for agriculture and food security. Comparing to the European Compost Network (ECN) and United States Department of Agriculture (USDA), levels of OM are higher at all prepared vermicomposts (minimum of 15%) and heavy metals were not detected. Additional parameters without referenced values are presented in Tables 3 and 4 (ECN, 2018; NSB, 2006; USDA, 2011).

Thus, based on our reports, vermicomposting was an efficient technology for the production of agricultural inputs with high agronomic potential, recycling OM and nutrients from the corn waste, improving nutrients availability to the plant nutrition; in addition to support the development of modern agricultural practices in regions of arid climate (commonly of low HDI), promoting agrarian and regional development by increasing income generation in the countryside.

In addition, vermicomposting demonstrated to be a promising technology, capable of solving — or corroborate to solve — the problem of the corn residues accumulation, adding value, avoiding the soil contamination as a consequence of the inadequate disposal, among other environmental issues.

4. Conclusion

This study confirms that is possible vermicomposting corn waste under cultural and climatic conditions of the Brazilian Backwoods. Treatments containing corn waste presented better agronomic potential when compared to the sample control. The processing of both residues, cob and straw, in a same treatment is recommended, since sample CS presented better results. Changes in the OM and TOC indicated an intense substrate transformation during the vermicomposting. Finally, vermicompost production can improve the agricultural practices and promote the social development in the Brazilian Backwoods or in other regions under arid climate, able to increase productivity and income generation in the field.

CRediT authorship contribution statement

Jefferson Campos Silva: Conceptualization, Visualization, Formal analysis, Data curation, Writing – original draft, Writing – review & editing. **Andreza Jayane Nunes Siqueira:** Writing – original draft, Conceptualization, Visualization, Investigation, Data curation. **Hermogenes Bezerra Maia:** Conceptualization, Visualization, Investigation, Data curation, Writing – original draft. **Ramom Rachide Nunes:** Project administration, Funding acquisition, Supervision, Conceptualization, Methodology.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

The authors thank FACEPE (Pernambuco Science Foundation, State of Pernambuco, Brazil) for providing grants to J.C. Silva (Processes BIC-1450-1.06/19 and BIC-0645-1.06/20).

References

Aira, M., Sampedro, L., Monroy, F., Domínguez, J., 2008. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. Soil Biol. Biochem. 40, 2511–2516. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.06.010.

Atiyeh, R.M., Lee, S., Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Metzger, J.D., 2002. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. Bioresour. Technol. 84, 7–14. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00017-2.

Bhat, S.A., Singh, S., Singh, J., Kumar, S., Bhawana, Vig, A.P., 2018. Bioremediation and detoxification of industrial wastes by earthworms: vermicompost as powerful crop nutrient in sustainable agriculture. Bioresour. Technol. 252, 172–179. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.003.

Buainain, A.M., Garcia, J.R., 2013. Développement rural dans la région semi-aride du Brésil: transformations récentes, défis et perspectives. Confins. https://doi.org/10.4000/confins.8633.

Cao, Y., Tian, Y., Wu, Q., Li, J., Zhu, H., 2021. Vermicomposting of livestock manure as affected by carbon-rich additives (straw, biochar and nanocarbon): a comprehensive evaluation of earthworm performance, microbial activities, metabolic functions and vermicompost quality. Bioresour. Technol. 320, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124404.

Castellano, M.J., Valone, T.J., 2007. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: evaluating a potential desertification recovery mechanism. J. Arid Environ. 71, 97–108. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.03.009.

Castro, C.N. de, 2018. Sobre a agricultura irrigada no semiárido: uma análise histórica e atual de diferentes opções de política. IPEA, Rio de Janeiro.

Chander, G., Wani, S.P., Gopalakrishnan, S., Mahapatra, A., Chaudhury, S., Pawar, C.S., Kaushal, M., Kesava Rao, A.V.R., 2018. Microbial consortium culture and vermi - composting technologies for recycling on - farm wastes and food production. Int. J. Recycl. Org. Waste Agric. 7, 99–108. https://doi.org/10.1007/s40093-018-0195-9.

Chattopadhyay, G.N., 2012. Use of vermicomposting biotechnology for recycling organic wastes in agriculture. Int. J. Recycl. Org. Waste Agric. 1, 1–6. https://doi.org/10.1186/2251-7715-1-8.

Correia, R.C., Kiill, L.H.P., Moura, M.S.B. de, Cunha, T.J.F., Júnior, L.A. de J., Araújo, J.L. P. de, 2010. The Brazilian Semi-arid Region. Embrapa Semiárido, pp. 21–48.

ECN, 2018. Specification for the Use of Quality Compost in Growing Media, European Quality Assurance Scheme for Compost and Digestate. ECN-QAS, Bochum, Germany.

Edwards, C.A., 1995. Historical overview of vermicomposting. Biocycle 36, 56–58.

EMBRAPA, 2017. Manual de métodos de análise de solo, 3rd ed. EMBRAPA Solos, Rio de Janeiro.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E. a, Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J. a, Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570–574. https://doi.org/10.1126/science.1111772.

Hu, E., Liu, H., 2012. Qualitative analysis of the stability of a continuous vermicomposting system. Bioresour. Technol. 126, 345–349. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.115.

IBGE, 2020. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasília.

IPEA, 2010. Produção agrícola e área plantada por cidade do Brasil. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Brasília.

ISO, 2005. General Requirements for the Competence of Testing and Calibration Laboratories. International Organization for Standardization, Genebra.

ISO 10390, 1994. Soil Quality: Determination of pH. International Organization for Standardization, Genebra.
ISO 10694, 1995. Soil Quality: Determination of Organic and Total Carbon After Dry Combustion (Elementary Analysis). International Organization for Standardization, Genebra.
ISO 11260, 1994. Soil Quality: Determination of Effective Cation Exchange Capacity and Base Saturation Level Using Barium Chloride Solution. International Organization for Standardization, Genebra.
Juárez, P.D.A., Fuente, J.L. de la, Paulín, R.V., 2011. Vermicomposting as a process to stabilize organic waste and sewage sludge as an apllication for soil. Trop. Subtrop. Agroecosyst. 14, 949–963.
Kharrazi, S.M., Younesi, H., Abedini-Torghabeh, J., 2014. Microbial biodegradation of waste materials for nutrients enrichment and heavy metals removal. An integrated composting-vermicomposting process. Int. Biodeterior. Biodegradation 92, 41–48. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.04.011.
Liew, J.X., Loy, A.C.M., Chin, B.L.F., AlNouss, A., Shahbaz, M., Al-Ansari, T., Govindan, R., Chai, Y.H., 2021. Synergistic effects of catalytic co-pyrolysis of corn cob and HDPE waste mixtures using weight average global process model. Renew. Energy 170, 948–963. https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.02.053.
Lourenço, N., 2014. Manual de vermicompostagem e vermicultura para a agricultura orgânica. Publindustria, Porto.
Maia, H.B., Queiroz, É.M.S., Shinozaki-Mendes, R.A., Nunes, R.R., 2019. Use of fish farming water in the irrigation of plants with economic interest: a case study in the Brazilian Backwoods. Amaz. J. Plant Res. 3, 363–368. https://doi.org/10.26545/ajpr.2019.b00045x.
Mohapatra, D., Sahoo, K.K., Sannigrahi, A.K., 2019. Impact of Eisenia fetida populations on bio-conversion of paper mill solid wastes. Int. J. Recycl. Org. Waste Agric. 8, 189–193. https://doi.org/10.1007/s40093-019-0288-0.
Ndegwa, P.M., Thompson, S.A., 2000. Effects of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids. Bioresour. Technol. 75, 7–12.
Ndegwa, P.M., Thompson, S.A., Das, K.C., 2000. Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. Bioresour. Technol. 71, 5–12. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00055-3.
NSB, 2006. NOSB Recommendation for Guidance: Use of Compost, Vermicompost, Processed Manure and Compost Tea. National Organic Standards Board, Washington, DC.
Nunes, R.R., Bontempi, R.M., Mendonça, G., Galetti, G., Rezende, M.O.O., 2016. Vermicomposting as an advanced biological treatment for industrial waste from the leather industry (tanneries). J. Environ. Sci. Health B 51, 271–277. https://doi.org/10.1080/03601234.2015.1128737.
Nunes, R.R., Pigatin, L.B.F., Oliveira, T.S., Bontempi, R.M., Rezende, M.O.O., 2018. Vermicomposted tannery wastes in the organic cultivation of sweet pepper: growth, nutritive value and production. Int. J. Recycl. Org. Waste Agric. 7, 313–324. https://doi.org/10.1007/s40093-018-0217-7.
Pathma, J., Sakthivel, N., 2012. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. Springerplus 1, 26. https://doi.org/10.1186/2193-1801-1-26.
Pellejero, G., Miglierina, A., Aschkar, G., Turcato, M., Jiménez- Ballesta, R., 2017. Effects of the onion residue compost as an organic fertilizer in a vegetable culture in the Lower Valley of the Rio Negro. Int. J. Recycl. Org. Waste Agric. 6, 159–166. https://doi.org/10.1007/s40093-017-0164-8.
Rajkhowa, D.J., Sarma, A.K., Bhattacharyya, P.N., Mahanta, K., 2019. Bioconversion of agricultural waste and its efficient utilization is the hilly ecosystem of Northeast India. Int. J. Recycl. Org. Waste Agric. 8, S11–S20. https://doi.org/10.1007/s40093-019-0253-y.
Rastetter, N., Gerhardt, A., 2018. Continuous monitoring of avoidance behaviour with the earthworm Eisenia fetida. J. Soils Sediments 957–967. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1791-4.
Romero-Figueroa, J.C., Sánchez-Escudero, J., Rodríguez-Mendoza, M.N., Gutiérrez-Castorena, M.C., 2015. Production of vermicompost from maize (Zea mays L.) stubble and milk cattle manure. Agroproductividad 8, 52–59.
Scaglia, B., Nunes, R.R., Rezende, M.O.O., Tambone, F., Adani, F., 2016. Investigating organic molecules responsible of auxin-like activity of humic acid fraction extracted from vermicompost. Sci. Total Environ. 562, 289–295. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.212.
Shahgholi, G., Jnatkhah, J., 2018. Investigation of the effects of organic matter application on soil compaction. Yuz. Yil Univ. J. Agric. Sci. 28, 175–185. https://doi.org/10.29133/yyutbd.348036.
Tiammee, S., Likasiri, C., 2020. Sustainability in corn production management: a multi-objective approach. J. Clean. Prod. 257, 2–14. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120855.
USDA, 2011. NOP 5021. Compost and Vermicompost in Organic Crop Production. United States Department of Agriculture, Washington, DC.
Viana, J.H.M., Cruz, J.C., Alvarenga, R.C., Santana, D.P., 2006. Manejo do solo para a cultura do milho. MAPA/EMBRAPA Sete Lagoas, pp. 1–14.
Vig, A.P., Singh, J., Wani, S.H., Dhaliwal, S.S., 2011. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm Eisenia fetida (Savigny). Bioresour. Technol. 102, 7941–7945. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.056.
Wen, H., Wachemo, A.C., Zhang, L., Zuo, X., Yuan, H., Li, X., 2019. A novel strategy for efficient anaerobic co-digestion based on the pretreatment of corn stover with fresh vinegar residue. Bioresour. Technol. 288, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121412.
Wong, J.W.C., Lee, D.J., Nair, J., Garg, V.K., Suthar, S., Yadav, A., 2012. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. Bioresour. Technol. 126, 437–443.
Yadav, A., Garg, V.K., 2011. Recycling of organic wastes by employing Eisenia fetida. Bioresour. Technol. 102, 2874–2880. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.083.
Yadav, K.D., Tare, V., Ahammed, M.M., 2010. Vermicomposting of source-separated human faeces for nutrient recycling. Waste Manag. 30, 50–56. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.034.