



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

RAIMUNDO NONATO COSTA FERREIRA

***MICROARTRÓPODES DO SOLO EM UM AGROECOSSISTEMA IRRIGADO COM
ÁGUA DA EXPLORAÇÃO DE PETRÓLEO NO SEMIÁRIDO***

FORTALEZA

2015

RAIMUNDO NONATO COSTA FERREIRA

***MICROARTRÓPODES DO SOLO EM UM AGROECOSSISTEMA IRRIGADO COM
ÁGUA DA EXPLORAÇÃO DE PETRÓLEO NO SEMIÁRIDO***

Tese submetida à coordenação do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Área de concentração: Ecologia Terrestre

Orientador: Dr. Olmar Baller Weber

FORTALEZA

2015

RAIMUNDO NONATO COSTA FERREIRA

**MICROARTRÓPODES DO SOLO EM UM AGROECOSSISTEMA IRRIGADO COM
ÁGUA DA EXPLORAÇÃO DE PETRÓLEO NO SEMIÁRIDO**

Tese submetida à coordenação do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovado em ___/___/_____

BANCA EXAMINADORA

Dr. Olmar Baller Weber
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA
Titular

Prof. Dr. Jobert Fernando Sobczak
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira – UNILAB
Titular

Prof. Dr. Patrik Luiz Pastori
Universidade Federal do Ceará – UFC
Titular

Prof. Dr. Lorenzo Roberto Sgobero Zanette
Universidade Federal do Ceará – UFC
Titular

Profa. Dra. Carla Ferreira Rezende
Universidade Federal do Ceará – UFC
Titular

Prof. Dr. José Wagner da Silva Melo
Universidade Federal do Ceará – UFC
Suplente

Profa. Dra. Claudia Miranda Martins
Universidade Federal do Ceará – UFC
Suplente

Aos meus pais que me deram
força e confiança para chegar até
aqui. A minha esposa Wanessa
pelo amor e apoio incondicional.
Sem eles, sem conquistas.

AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa de estudo fornecida através do edital Capes-Embrapa.

À Embrapa Agroindústria Tropical por disponibilizar a infraestrutura necessária para a realização deste trabalho.

À Petrobrás pelo apoio logístico e financeiro.

Ao meu orientador Olmar Baller Weber por, mais que orientar, ter tido real comprometimento com esse trabalho.

Aos meus orientadores de mestrado Elizabeth Franklin e Jorge Souza cujo que aprendi com eles permeou toda esta tese.

Aos meus orientadores de graduação, Imeuda Peixoto Furtado e Aníbal Ramadan Oliveira pelos valiosos ensinamentos que continuaram sendo úteis durante toda a pós-graduação.

Aos meus pais, Batista e Otília, que fizeram muito mais do que eu para que essa tese fosse concluída.

Aos meus irmãos, tios e a toda família pelo apoio incondicional e por me manterem sempre motivado.

Ao meu amor Wanessa pela paciência, apoio, sugestões dadas e por me trazer muitas alegrias, sempre.

Aos colegas de laboratório Eva, Adervam, Vinícius, Clarisse, Daniele, Márcio, Dênis, Eugênio e Belchior pelos bons momentos de convivência.

A toda turma que convivi durante as disciplinas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais que fizeram essa parte do curso ser mais divertida.

Aos “tripulantes” que convivi durante a graduação e com os quais aprendi muito também. Foi lá que tudo começou.

Ao Deus que está em tudo e que faz com que nada seja por acaso.

E a quem foi bom de verdade comigo! Agradeço muito, 😊.

RESUMO

Em geral, as áreas sob influência do clima semiárido possuem restrição ao uso de água para atividades agrícolas, que é a realidade de parte do Nordeste brasileiro. Em áreas áridas, onde existem campos de exploração de petróleo continental, a água obtida junto com petróleo, conhecida como “água produzida” (AP), vem sendo sugerida como fonte alternativa para irrigação de culturas agrônômicas não comestíveis. No entanto, a aplicação dessa água sobre o solo, sem monitoramento ambiental, pode afetar a biota. Considerando que os microartrópodes são uma assembleia de organismos importante para manutenção das funções do solo como recurso natural, foram avaliados, em três capítulos, alguns aspectos das perturbações promovidas pela AP sobre esses organismos. No capítulo I, avaliou-se o impacto da irrigação com AP sobre a estrutura da assembleia de microartrópodes em cultivo de mamona e girassol, nos anos de 2012 e 2013 em período seco e chuvoso, respectivamente. Um sistema de irrigação localizada foi instalado e três tipos de água foram usadas na irrigação das plantas: 1- tratamento controle água do aquífero Açú, 2- AP tratada por filtração simples e 3- AP filtrada e tratada por osmose reversa. Nove amostras de solo foram coletadas no período seco e nove no chuvoso para cada cultura, sendo três em cada tratamento de irrigação, dentro de uma área com aproximadamente 20.000 m². Os microartrópodes foram coletados e extraídos das amostras de solo pelo método Berlese-Tullgren e identificados no nível de ordem ou subordem. Cada uma das nove unidades amostrais constou de uma área de 20 X 20 m onde foram coletadas nove subamostras de solo ao longo de cada período sazonal. Para investigar o efeito da irrigação sobre os microartrópodes nas duas culturas, foi utilizada Análise de Variância para riqueza e abundância, e Análise de Variância Multivariada Não Paramétrica sobre a estrutura da assembleia. Na cultura do girassol, a abundância e a riqueza de táxons não foi afetada pela AP, mas na mamona ocorreram alterações nesses dois fatores. No girassol, a estrutura da assembleia de microartrópodes na água tratada por osmose reversa foi diferente da água do aquífero Açú durante a estação chuvosa, enquanto que, na mamona, essa diferença ocorreu nas duas estações. A irrigação com AP promove alterações importantes na assembleia de microartrópodes diferindo significativamente de uma área irrigada com água do aquífero Açú, sugerindo que esses organismos podem ser usados monitoramento ambiental do manejo irrigação. No capítulo II, foi avaliado o efeito da AP, da AP tratada por osmose reversa e do glutaraldeído utilizado no tratamento de osmose reversa sobre os táxons da mesofauna no cultivo de abacaxi ornamental. O cultivo foi implantado e irrigado com os três tipos de água a partir de 2013. Em 2014 a fauna do solo foi coletada e identificada nos três tratamentos de irrigação. Testes ecotoxicológicos foram realizados em amostras de solo coletadas em cada tratamento após um ano de irrigação nos quais as espécies da mesofauna do solo *Folsomia candida* (Arthropoda: Collembola) e *Enchytraeus crypticus* (Annelida: Oligochaeta) foram avaliados quanto à sobrevivência e a reprodução em laboratório. Além disso, foi avaliado o efeito ecotoxicológico do glutaraldeído, biocida utilizado no tratamento

por osmose reversa, sobre estas duas espécies de invertebrados. Foi utilizada a Análise de Espécie Indicadora para avaliar o efeito do tratamento de irrigação sobre os táxons de microartrópodes, o Modelo Linear Generalizado para avaliar o efeito dos tratamentos de irrigação e do glutaraldeído sobre *F. candida* e *E. crypticus* e uma regressão Logística (log) para calcular o efeito da concentração (EC50) de glutaraldeído sobre a sobrevivência das duas espécies. Os tratamentos de AP influenciaram a distribuição de Hymenoptera e de *Cosmochthonius* sp. (Acari, Oribatida), sendo que a abundância de Entomobryomorpha (Collembola) aumentou na AP filtrada. Nos testes ecotoxicológicos, o solo irrigado com AP tratada por osmose reversa afetou negativamente a reprodução de *F. candida* e *E. crypticus* e a AP filtrada afetou a reprodução de *E. crypticus*. O glutaraldeído reduziu a reprodução de *F. candida*, com efeito de concentração (EC50) igual a 44,43 mg/l. A irrigação com AP afeta a relação de abundância entre os táxons em comparação com a irrigação com água do lençol freático. Os organismos da mesofauna podem reduzir sua taxa de reprodução quando expostos a solos irrigados com AP filtrada, AP tratada por osmose reversa e ao glutaraldeído utilizado nesse mesmo tratamento. No capítulo III foi avaliado se a assembleia dos microartrópodes identificados em nível taxonômico de classe ou ordem, responde de forma similar à assembleia de espécies de ácaros Mesostigmata, às perturbações promovidas pela AP. Os microartrópodes foram coletados nos três tratamentos de irrigação já mencionados sob cultivo de mamona, de girassol e na vegetação nativa durante período seco e chuvoso. O delineamento experimental foi similar ao utilizado no capítulo I, exceto pelo número de subamostras por unidade amostral que foram seis em vez de nove. Houve alta correlação entre a abundância de táxons de microartrópodes e abundância de espécies de ácaros Mesostigmata, no entanto a riqueza desses dois grupos não esteve correlacionada. No girassol, as respostas da abundância e riqueza das duas assembleias aos tratamentos de irrigação e à sazonalidade foram similares, sendo que nenhuma com relações significativas. Na mamona, as respostas foram similares apenas para os dados significativos de abundância. Nenhum ácaro associou-se a um dos tratamentos de irrigação, mas os Diplura ocorreram mais frequentemente na irrigação com água do lençol freático. No girassol, a sazonalidade influenciou a assembleia de ácaros, enquanto os tratamentos de irrigação influenciaram na mamona. A assembleia de microartrópodes foi diferente entre os tratamentos de irrigação e período sazonal nas duas culturas. As duas assembleias responderam de forma similar às condições de vegetação natural e área cultivada. Os resultados obtidos com ordens de artrópodes da mesofauna e com espécies de ácaros Mesostigmata tiveram respostas semelhantes aos padrões gerais do ambiente como a sazonalidade e o tipo de cobertura vegetal. No entanto, a assembleia de microartrópodes, que possui maior diversidade funcional, responde melhor à irrigação.

Palavras-chave: Ecologia aplicada, Fauna do solo, Diversidade, Comunidades, Perturbação, Culturas bioenergéticas, Biologia animal, Zoologia.

ABSTRACT

In general, the areas influenced by semi-arid climate have restrictions on the use of water for agricultural activities, and this is the reality of the Brazilian Northeast. In arid areas where there are continental oil fields, the water obtained with oil, known as "produced water" (PW), has been suggested as an alternative source for irrigation of nonfood agronomic crops. However, the use of PW on the ground, without adequate environmental monitoring can affect the soil biota. Considering that microarthropods are an assembly of organisms important for maintenance of soil functions as a natural resource, this study aimed to evaluate, in three chapters, some aspects of disturbances promoted by the PW irrigation on these organisms. In Chapter I, the impact of irrigation with PW on the structure of microarthropod assembly in castor bean and sunflower cultivation was evaluated. Both crops were grown during the dry and rainy season respectively in the years 2012 and 2013. A drip irrigation system was installed and three types of water were used for irrigation of plants: 1- control treatment of groundwater from Açu aquifer, 2- PW treated by simple filtration and 3- PW filtered and then treated by reverse osmosis, implanted in a completely randomized sample design. Nine soil samples were collected at dry period and others nine during the rainy, three in each treatment of irrigation in an area of approximately 20,000 m². Soil microarthropod were collected and extracted from soil samples using Berlese-Tullgren method and identified in the suborder or order level in both cultures and in all treatments. Each of the nine sample units comprised an area of 20 x 20 m which were collected nine soil subsamples along each seasonal period. To investigate the effect of irrigation on the microarthropods in the two crops, we used Analysis of Variance for richness and abundance and Non- Parametric Multivariate Analysis of Variance on the structure of microarthropod assembly. In sunflower cultivation the abundance and richness were not affected by PW. Castor bean, changes in both the abundance and the rich taxa. In sunflower, the structure of microarthropod assembly in PW treated by reverse osmosis was different from the aquifer water during the rainy season, while the castor bean that difference occurred in both seasons. Therefore, irrigation with PW promotes important changes in microarthropod assembly differing significantly from an area irrigated with groundwater, which justifies the use of these organisms in the soil environmental monitoring this type of irrigation management. In Chapter II the effect of PW filtered, PW filtered and then treated by reverse osmosis and the glutaraldehyde used in reverse osmosis the treatment of PW on microarthropods taxa in ornamental pineapple cultivation was evaluated. The cultivation was introduced in early 2013 and irrigated with groundwater, PW filtered and PW filtered and then treated by reverse osmosis for a year. In 2014 soil fauna was collected and identified in all three irrigation treatments. Ecotoxicological tests were conducted on soil samples collected in each treatment after a year of irrigation, and the survival and reproduction of the soil mesofauna species *Folsomia candida* (Arthropoda: Collembola) and *Enchytraeus crypticus* (Annelida: Oligochaeta) were evaluated in laboratory. In addition, the ecotoxicological effects of glutaraldehyde, biocide used in reverse osmosis treatment,

on these two species were evaluated. We used an Analysis of Indicator Species to assess the effect of irrigation treatments on the microarthropods taxa, a Generalized Linear Model to evaluate the effect of irrigation treatments and glutaraldehyde on *F. candida* and *E. crypticus* and a Logistic regression (log) to calculate the effect of concentration (EC50) of glutaraldehyde on the survival of the both species. The two PW treatments influenced the distribution of Hymenoptera and *Cosmochthonius* sp. (Acari, Oribatida) whereas Entomobryomorpha (Collembola) benefited from PW filtered. In ecotoxicological tests, the soil irrigated with PW treated by reverse osmosis reduced the reproduction of *F. Candida* and *E. crypticus* wherein the PW filtered affected the reproduction of *E. crypticus*. Glutaraldehyde decreased the reproduction *F. candida* with a concentration effect (EC50) equal to 44.43 mg/L. Irrigation with PW affects the abundance relationship among the taxa in comparison with the irrigation of groundwater. The soil mesofauna organisms *F. candida* and *E. crypticus* reduce their reproductive rate when exposed to soils irrigated with PW filtered, treated water produced by reverse osmosis or the glutaraldehyde used in the reverse osmosis water treatment. To provide a support to monitor the impact of the water coming from oil exploration, the Chapter III we assessed whether the assembly of microarthropod mesofauna identified in class or order, responds similarly to species assemblages of soil Mesostigmata mites on disturbance promoted by the PW. The soil microarthropods were collected from four irrigation treatments (groundwater, PW filtered, PW filtered and then treated by reverse osmosis) in plant species of castor bean, sunflower and native vegetation during dry and rainy seasons. There was a high correlation between the abundance of taxa microarthropod and Mesostigmata mites species, however richness of these two taxa was not correlated. In sunflower, the responses of abundance and richness of the two assemblies to irrigation treatments and seasonality were similar, none of which showed significant relationships. In castor bean, responses of the two microarthropod groups were similar only to the abundance data, which were significant for both groups. No mite was associated with the irrigation treatments and Diplura were associated to irrigation with groundwater. The seasonality influenced the assembly of mites only in sunflower while irrigation treatments altered this same assembly in castor beans. The microarthropod had their structure influenced by irrigation and seasonality in the two crops. The two taxonomic groups responded similarly to natural vegetation conditions and cultivated area. Therefore, the results obtained with mesofauna arthropod orders and species of Mesostigmata mites showed similar responses to the general standards of the environment as seasonality and vegetation covers. However, microarthropod in general seems to be more responsive to various impacts due probably the largest existing functional diversity in this assemblage.

Keywords: Applied ecology, Soil fauna, Diversity, Communities, Disturbance, Bioenergy crops, Animal biology, Zoology.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figure 1.1. Rainfall data collected between August 2012 and July 2013 by the meteorological station installed in the experimental area.	31
Figure 1.2. Ordination of soil mesofauna in two-dimensional NMDS based on Bray–Curtis for sunflower (stress 0.19) and castor bean (stress 0.15) plots. Black points represent the dry season and gray points the rainy season. The triangles represent samples collected in soil irrigated with filtered produced water, the squares represent groundwater, and the circles represent produced water treated by reverse osmosis.	37
Figure 2.1. Dominance rank diagram of taxa collected in ornamental pineapple cultivation (<i>Ananas comosus</i> var. <i>erectifolius</i>) submitted to three irrigation treatments. Only the most abundant organisms are highlighted.	53
Figure 2.2. Reproduction of <i>F. candida</i> and <i>E. crypticus</i> on soil collected from three irrigation treatments. Identical letters indicate that treatments were not significantly different ($p > 0.05$).	55
Figure 2.3. Reproduction of <i>F. candida</i> in natural soil watered at 60% of field capacity with different aqueous concentrations of glutaraldehyde. Identical letters indicate that treatments were not significantly different ($p > 0.05$).	55
Figura 3.1. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da assembleia de ácaros Mesostigmatas e microartrópodes edáficos realizada a partir do índice de Bray-Curtis para área cultivada e de vegetação nativa.	72

LISTA DE TABELAS

Table 1.1. Chemical composition of water used for the irrigation of castor beans and sunflowers, supplied by the Belém farm.	32
Table 1.2. Number of soil samples and sub-samples collected in each irrigation treatment for mesofauna extraction in a Berlese–Tullgren apparatus.	33
Table 1.3. Relative abundance (Ab) and relative frequency (Fr) of soil organisms collected from nine castor bean and nine sunflower plots in the dry and rainy seasons.	34
Table 1.4. Summary of ANOVA testing the effects of season and irrigation treatments on the log-transformed abundance and richness of soil organisms in sunflower and castor bean cultivation.	35
Table 1.5. Tukey post hoc tests comparing the means of soil fauna among groundwater, reverse osmosis, and filtered treatments in castor bean cultivation. Means followed by the same uppercase letter in rows and lowercase in columns did not have significant ($P < 0.05$) pair-wise differences among treatments.	36
Table 1.6. Summary of non-parametric multivariate analysis of variance (NP-MANOVA) based on 1000 permutations among the mesofauna structure from the Bray–Curtis index with seasonal and irrigation treatments on crops of sunflowers and castor beans.	36
Tabela 2.1. Soil analysis data from plots irrigated with the three types of water used in this study before and after one year of irrigation.	49
Table 2.2. <i>IndVal</i> values for mesofauna of each group collected in the area cultivated with ornamental pineapple (<i>Ananas comosus</i> var. <i>erectifolius</i>) and submitted to three irrigation treatments. The bold numbers represent significant <i>IndVal</i> values ($p \leq 0.05$).	52
Tabela 3.1. Ácaros Mesostigmata e demais Microartrópodes e identificados nos três ambientes avaliados.	68
Tabela 3.2. Análise de variância realizada a partir do período sazonal e tratamentos de irrigação com a abundância e riqueza de ácaros Mesostigmata e demais microartrópodes do solo. Os valores significativos estão representados em negrito.	69
Tabela 3.3. Análise de espécies indicadoras (<i>indval</i>) entre tratamentos de irrigação e espécies de ácaros Mesostigmata e outros de microartrópodes do solo. Indivíduos	

com frequência menor do que quatro não foram incluídos. Os valores significativos estão representados em negrito.....70

Tabela 3.4. Análise de variância não paramétrica (NP-MANOVA) realizada a partir do período sazonal e tratamentos de irrigação com a assembleia de ácaros Mesostigmata do solo e demais microartrópodes para o índice de Bray-Curtis. Os valores significativos estão representados em negrito.....71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

SÍGLA	SIGNIFICADO
AP	Água Produzida
ANOVA	Análise de Variância
NP-MANOVA	Análise Multivariada não Paramétrica
NMDS	Escalonamento Multidimensional não Métrico
pH	Potencial de hidrogênio
GLM	Modelo linear generalizado
CE	Condutividade elétrica
ND	Não detectado
mg	Miligrama
Kg	Quilograma
l	Litro
ds	Decisiemens
m	Metro
mm	Milímetro
BETEX	Benzeno, tolueno, etil-benzeno e xilenos
HPA's	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
mmolc	Milimol de carga
Na	Sódio
Cu	Cobre
Ca	Cálcio
K	Potássio
P	Fósforo
Fe	Ferro
Mn	Manganês
Zn	Zinco

LISTA DE SÍMBOLOS

SÍMBOLO	SIGNIFICADO
°C	Graus Celsius
≥	Maior igual
≤	Menor igual
=	Igual a
°	Graus
'	Minutos
''	Segundos

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	16
REFERÊNCIAS.....	22
CAPÍTULO I.....	27
1 INTRODUCTION.....	29
2 MATERIALS AND METHODS.....	30
2.1 Study area	30
2.2 Experimental design	31
2.3 Irrigation management.....	32
2.4 Sampling and identification of soil mesofauna	32
2.5 Data analysis	33
3 RESULTS.....	33
4 DISCUSSION	37
5 CONCLUSIONS.....	39
REFERENCES.....	39
CAPÍTULO II.....	45
1 INTRODUCTION.....	47
2 MATERIAL AND METHODS	48
3 RESULTS AND DISCUSSION.....	51
REFERENCES.....	57
CAPÍTULO III.....	61
1 INTRODUÇÃO	63
2 MATERIAL E MÉTODOS	64
2.1 Área de estudo	64
2.2 Delineamento experimental.....	65
2.3 Coleta e identificação da fauna do solo	65
2.4 Análise dos dados.....	66

3 RESULTADOS.....	67
3.1 Relação da abundância e riqueza entre os táxons avaliados na área cultivada	69
3.2 Relação das espécies de Mesostigmata e outros microartrópodes com os tratamentos de irrigação.....	70
3.3 Relação das assembleias dos dois grupos taxonômicos com as variáveis	70
4 DISCUSSÃO	72
REFERÊNCIAS.....	75
CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
ANEXOS	81

INTRODUÇÃO GERAL

Até a década de 50 do século XX predominava no Brasil a agricultura convencional pouco intensiva e havia conhecimento limitado sobre sinais de degradação do ambiente no meio rural (ALTIERI, 1992). Em décadas posteriores, em razão principalmente do aumento da demanda por alimentos, da agricultura intensiva e da modernização do setor agrícola, grandes áreas de vegetação natural foram transformadas em campos de cultivo. Com a conseqüente substituição de princípios ecológicos pela especialização na produção, na expansão de monocultivo e na mecanização agrícola, geraram-se também problemas de ordem social, econômico e ambiental (ALTIERI, 1992, 1995). O resultado disso foi uma intensificação dos processos de degradação do solo em agroecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Atualmente, tem-se a degradação do solo como fator de preocupação no setor tecnológico e de produção agrícola. As diferentes formas de agricultura causam mudanças no balanço e no ciclo de nutrientes no ecossistema, limitando suas funções e autorregulação (GLIESSMAN, 2001). Porém, é na agricultura convencional e intensiva onde se observam paisagens homogêneas e quebra dos ciclos de energia e da matéria orgânica, o que leva a diminuir a biodiversidade do solo (PHILPOTT; ARMBRECHT, 2006).

Dentre as práticas agronômicas que impactam a produção de fibras e alimentos e a conseqüente degradação, citam-se o preparo do solo e a irrigação das culturas (GLIESSMAN, 2001). Em áreas áridas e semiáridas a irrigação associada à adubação mineral é muitas vezes mal conduzida, resultando em uma intensa salinização do solo, como o caso do nordeste do Brasil (CIRILO, 2008; DANTAS; SANTOS; HECK, 1998). No entanto, a irrigação é uma prática de manejo essencial para que haja produção agrícola nesses ambientes, e não deve ser desconsiderada.

Devido ao problema da escassez de água nas regiões de climas áridos, fontes alternativas de água são sugeridas para a irrigação, dentre estas estão as águas de reuso e as oriundas da exploração de petróleo (BOYSEN, *et al.*, 2002; QADIR, 2003). O uso desse tipo de água pode trazer uma perturbação adicional sobre o solo das regiões semiáridas além das que conhecidamente já ocorrem (AL-HADDABI; AHMED, 2007) sendo necessário o monitoramento ambiental dessas práticas. Neste estudo, a principal fonte antrópica de perturbação no solo avaliada foi

à promovida pela irrigação com “água produzida” (aqui mencionada como AP), que é definida como toda água que é retirada junto com petróleo e gás de bacias petrolíferas (LAWRENCE et al., 1995; MACHADO et al., 2006; STEPHENSON, 1992; VEIL et al., 2004).

Na bacia petrolífera potiguar, onde realizou-se esse estudo, a exploração de petróleo vem sendo feita desde o final da década de 1970 (MILANI; ARAÚJO, 2003). Segundo a Agência Nacional do Petróleo-ANP, foram produzidos durante os anos de 2012, 2013 e 2014 aproximadamente 213.147,657 m³ de petróleo e 4.139.864,466 m³ de AP (ANP, 2015). Dessa forma, a produção da bacia potiguar esteve em 95% de água para 5% de óleo nesses últimos anos tratando-se, portanto, de poços com baixo rendimento. Toda a AP retirada deve ser devolvida aos poços, visando atender a legislação ambiental vigente (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, 2005).

Em campos com baixo rendimento de óleo, ao invés de devolver a AP aos poços, um descarte alternativo dessa água poderia ser considerado com consequente aumento da produtividade (PAETZ; MALONEY; HYDROLOGIST, 2002), pois a proporção de água em relação a de petróleo diminuiria. A opção de uso da AP passaria pela irrigação de culturas agrônômicas (BOYSEN, *et al.*, 2002; QADIR, 2003) e poderia se transformar em uma fonte de água importante para irrigação em uma região semiárida (ALLEN; ROBINSON, 1993), como no presente caso. Tendo isso em vista, foi proposto o uso da AP para a irrigação de culturas não alimentícias, como pastagens e arbóreas (DEJOIA, 2002; JOHNSTON; VANCE; GANJEGUNTE, 2008). A adoção da AP para irrigação em regiões semiáridas traria, portanto, benefícios econômicos tanto através do aumento da produtividade dos poços de petróleo, quanto pela renda gerada com a atividade agrícola.

No entanto, têm sido detectados alguns compostos nocivos aos seres vivos na composição da AP tais como: hidrocarbonetos, metais pesados e altas concentrações de sais, (ANDRADE et al., 2010; STEPHENSON, 1992). Como a concentração de sais e outras substâncias na AP varia entre as bacias petrolíferas (NEFF, 2002), o seu uso pode ser *in natura*, quando as substâncias nocivas estão em baixa concentração (OTTON, 1997), ou tratada por osmose reversa, quando as substâncias nocivas como sais encontram-se em um teor mais elevado (NEWELL; CONNOR, 2006). A aplicação ou descarga de AP não tratada e não monitorada pode alterar o padrão de funcionamento de ecossistemas (JANKE; SCHAMBER; KUNZE,

1992). Como exemplo, elementos minerais, hidrocarbonetos e radionuclédeos provenientes da AP e acumulados em sedimentos de áreas pantanosas já foram detectados em aves aquáticas. (RAMIREZ, 1993; RATTNER et al., 1995). O descarte de AP nessas regiões pode contribuir para a dispersão de substâncias nocivas para outras localidades através de aves migratórias (ESMOIL; ANDERSON, 1995). Ademais, na exploração petrolífera no mar, o descarte pode promover bioacumulação de contaminantes em organismos marinhos, prejudicar a qualidade dos pescados e alterar a cadeia trófica marinha (NEFF, 2002). Até mesmo o tratamento por osmose reversa deve ser avaliado, sendo devido ao uso de substâncias biocidas adicionadas à água durante esse processo (MELO et al., 2010).

Com isso, apesar de possíveis benefícios econômicos do uso da AP para irrigação, há de se considerar que tal água possui alto teor de sais e pode conter substâncias tóxicas (NEFF, 2002) e o seu descarte deve ser monitorado. Os compostos dissolvidos poderiam alterar a biodiversidade do solo e comprometer o equilíbrio de processos regulatórios da qualidade do ambiente. Dessa forma, assembleias de organismos no solo irrigado com AP poderiam sofrer alterações na abundância e riqueza das espécies e, conseqüentemente, na sua estrutura. Tais alterações, quando observadas, podem ser utilizadas para avaliar se a AP promove impactos sobre os organismos do solo.

O entendimento de alguns processos ecológicos pode ajudar a compreender a importância das variações nas populações de espécies e a estrutura da comunidade como ferramenta para o monitoramento de impactos nos agroecossistemas. A fauna do solo pode ser utilizada como indicadora de impactos promovidos pelas práticas agrícolas (BEHAN-PELLETIER, 1999; DINDAL, 1990). As perturbações no solo podem ser observadas através da alteração nas características da população de uma espécie ou na estrutura da comunidade (BERG, 2010; WARD; LARIVIÈRE, 2004).

Isso quer dizer que as perturbações antrópicas e/ou alterações climáticas podem mudar a composição, a abundância das espécies, e a estrutura das comunidades numa escala espaço-temporal (VERHOEF; MORIN, 2010). De uma forma geral, as perturbações ocorrem naturalmente, como a queda de uma árvore, ventos fortes que formam clareiras em uma floresta (TOWNSEND, *et al.*, 2003) ou podem ocorrer de forma artificial, como a preparação do solo e o plantio, que altera a porosidade natural do ambiente por onde a fauna do solo circula (BATTIGELLI;

BERCH, 2002; BRUSSAARD *et al.*, 2007). Nesse trabalho a fonte de perturbação artificial avaliada foi a irrigação com AP.

Os mais variados eventos são capazes de modificar as características biológicas de uma comunidade no espaço e no tempo (CHASE; BENGTSSON, 2009). A heterogeneidade ambiental é um importante fator para a alteração da diversidade biológica, dentro de um determinado espaço geográfico, e para determinar a estrutura das comunidades, pois fornece condições para a coexistência de espécies (ETTEMA, 2002). Isso se dá porque a heterogeneidade promove maior diversidade de habitats que, por sua vez, resulta em tipos de recursos diferentes que podem ser disponibilizados às necessidades individuais de espécies distintas (MAGURRAN; MCGILL, 2011). Neste estudo a heterogeneidade ambiental foi representada pelo cultivo de espécies vegetais diferentes e irrigação com águas de qualidade distintas.

As perturbações alteram a composição da comunidade ao longo do tempo (BUCKLING *et al.*, 2000) e são representadas por eventos relativamente discretos que removem organismos (TOWNSEND; HILDREW, 1994). Se a perturbação for intensa ao ponto de promover grandes reduções na disponibilidade de recursos, a maioria dos organismos pode não sobreviver e a comunidade em questão tende a um estágio de baixa diversidade e riqueza (PICKETT; WHITE, 1985). Dessa forma, as espécies mais tolerantes às condições adversas de perturbação podem prevalecer e dominar, alterando assim a estrutura da comunidade (FONG; SMITH; WARTIAN, 2006; PRICE *et al.*, 2011).

Em locais com variações sazonais bruscas, a diversidade é reduzida, pois esse tipo de perturbação temporal natural reduz e aumenta ciclicamente a disponibilidade de recursos e condições (TOWNSEND, *et al.*, 2003), e o mesmo pode ser esperado em relação às estações de seca e chuva. O Nordeste do Brasil é uma região onde o recurso que mais varia sazonalmente em disponibilidade é a água. Nesta região, em áreas onde a disponibilidade de água é baixa, a composição de espécies pode ser bastante diferente da observada em regiões com água abundante, como nos brejos de altitude (FERNANDES, 1990). Portanto, a variação sazonal é um aspecto importante que também deve ser avaliado em trabalhos de monitoramento ambiental.

No solo, os fatores que parecem regular os padrões temporais e espaciais referem-se principalmente à heterogeneidade de seu ambiente, especialmente à variabilidade na quantidade e qualidade de recursos e no microclima (BERG, 2010).

Espécies vegetais distintas podem fornecer substratos com qualidade química e volumes diferentes (WARDLE, 2002). A importância da disponibilidade e qualidade de recurso (detritos ou resíduos vegetais no solo) para a fauna do solo foi estabelecida a partir da observação que a composição e abundância das espécies são controladas “de baixo para cima” (VAN VEEN, 2009). Sendo assim, flutuações anuais na disponibilização e qualidade de detritos para os organismos do solo podem promover grandes variações sazonais e espaciais nas suas atividades e abundâncias (WARDLE, 2002).

Alterações na qualidade dos recursos podem modificar os padrões das comunidades de organismos do solo (BERG, 2010). Como exemplo, grupos essencialmente microbívoros e detritívoros, como os ácaros oribatídeos, são afetados quando a disponibilidade de fungos diminui (SCHNEIDER; MARAUN, 2005; REMÉN *et al.*, 2010). Nesse trabalho, a nossa premissa foi que a água proveniente da exploração de petróleo, quando utilizada para irrigação, pode alterar a composição da microbiota e, como consequência, a qualidade dos recursos para a fauna do solo (GRACE LIU *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2007; LOPES *et al.*, 2014) e que essa fauna, nos níveis tróficos acima, depende dos micro-organismos e dos detritos (WARDLE, 2002; BERG, 2010). Para o presente estudo também foi adotado que espécies vegetais distintas podem fornecer detritos com qualidade diferente (WARDLE, 2002), sendo necessárias avaliações da assembleia de microartrópodes para cada tipo de espécie vegetal cultivada.

Os invertebrados que habitam e ajudam a decompor o material vegetal depositado no solo são classificados de acordo com as dimensões as quais fazem parte. São estas: microfauna ($\leq 0,1\text{mm}$), mesofauna ($\leq 2\text{mm}$), macrofauna ($\leq 20\text{mm}$) e megafauna ($\geq 20\text{mm}$), sendo a maioria formados por artrópodes (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2003). Claro que essa classificação é categórica e, portanto, os chamados “microartrópodes de solo” ocorrem desde mesofauna até as dimensões menores da macrofauna, sendo que esses organismos são alvo de inúmeros estudos devido sua capacidade indicadora de perturbação (O’NEILL *et al.*, 2010). O conhecimento da estrutura das assembleias de organismos do solo serve de subsídio para avaliar o funcionamento do ecossistema solo, fornecendo informações sobre o grau de degradação, modificação ou recuperação de determinada área (DINDAL, 1990).

Uma comunidade pode conter um incontável número de espécies de plantas, bactérias, protozoários, fungos, vertebrados e invertebrados, o que requereria um esforço humano muito grande para inventariar toda sua biota (LAWTON; LARSENK, 1998). Sendo assim, a maioria dos estudos restringem-se a um determinado grupo taxonômico ou a vários táxons identificados em uma categoria taxonômica mais abrangente do que espécies, como os microartrópodes do presente estudo.

Este estudo constou de três capítulos, abrangendo dados obtidos em um agroecossistema no semiárido do Brasil durante os anos de 2012, 2013 e 2014. No Capítulo I avaliou-se o impacto da água produzida sobre a estrutura da assembleia de microartrópodes, identificados taxonomicamente no nível de ordem, nos cultivos de mamona e girassol. No Capítulo II, foi avaliado como a água produzida poderia afetar individualmente, em campo e em laboratório, cada táxon da mesofauna em cultivo de abacaxi ornamental e o efeito da AP e do glutaraldeído, utilizado no tratamento de osmose reversa, sobre populações de *Folsomia cándida* (Arthropoda: Colembola) e *Enchytraeus crypticus* (Annelida: Oligochaeta). No capítulo III utilizou-se o impacto promovido pela irrigação com AP para medir se as respostas da assembleia de microartrópodes, nas abordagens taxonômicas de Ordem ou Classe, são similares a assembleias de espécies de ácaros Mesostigmata do solo. Foi destacado que o conhecimento dessa relação é importante na comparação de monitoramentos ambientais que usam assembleias de organismos do solo como foco de estudo.

REFERÊNCIAS

AL-HADDABI, M.; AHMED, M. Land disposal of treated saline oil production water: impacts on soil properties. **Desalination**, v. 212, n. 1-3, p. 54–61, jun. 2007.

ALLEN, R. M.; ROBINSON, K. **Environmental Aspects of Produced Water Disposal**. Proceedings of Middle East Oil Show. Bahrain: Society of Petroleum Engineers, abr. 1993 Disponível em: <<http://www.onepetro.org/mslib/app/Preview.do?paperNumber=00025549&societyCode=SPE>>. Acesso em: 18 fev. 2012

ALTIERI, M. A. **Sustainable agriculture**. Amsterdam: Elsevier, 1992.

ALTIERI, M. A. **Agroecology: the science of sustainable agriculture**. London: Westview Press, 1995.

ANDRADE, V. T. et al. Toxicity assessment of oil field produced water treated by evaporative processes to produce water to irrigation. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 3, p. 693–700, 2010.

ANP. **Agência Nacional do Petróleo**. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/?pg=42181&m=&t1=&t2=&t3=&t4=&ar=&ps=&1437070151237>>. Acesso em: 10 abr. 2015.

BATTIGELLI, J.; BERCH, S. Soil Fauna in the Sub-Boreal Spruce (SBS) Installations of the Long-Term Soil Productivity (LTSP) Study of Central British Columbia : One. **Analysis**, 2002.

BEHAN-PELLETIER, V. M. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, n. 1-3, p. 411–423, 1999.

BERG, M. P. Spatio-temporal structure in soil communities and ecosystem processes. In: VERHOEF, H. A.; MORIN, P. J. (Eds.). **Community ecology: processes, models, and applications**. New York: Oxford University Press, 2010. p. 69–79.

BOYSEN, D. B.; BOYSEN, J. J. E. J. A. **CREATIVE STRATEGIES FOR PRODUCED WATER DISPOSAL IN THE ROCKY MOUNTAIN REGION**^{9th} International Petroleum Environmental Conference. 2002. Disponível em: <http://ipec.utulsa.edu/Conf2002/boysen_89.pdf>

BRUSSAARD, L.; DERUITER, P.; BROWN, G. Soil biodiversity for agricultural sustainability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 121, n. 3, p. 233–244, 2007.

BUCKLING, A. et al. Disturbance and diversity in experimental microcosms. **Nature**, v. 408, n. 6815, p. 961–964, 2000.

CHASE, J. M.; BENGTSSON, J. Increasing spatio-temporal scales: metacommunity ecology. In: VERHOEF, H. A.; MORIN, P. J. (Eds.). **Community Ecology**. New York: Oxford University Press, 2009. p. 57–68.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 61–82, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. **RESOLUÇÃO No 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005** Brasília Ministério do Meio Ambiente , 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 23 fev. 2012

DANTAS, J. A.; SANTOS, M. C.; HECK, R. J. Caracterização de podzólicos amarelos irrigados e não irrigados do submédio São Francisco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 22, p. 761–771, 1998.

DEJOIA, A. J. **Developing sustainable practices for cbm-produced water irrigation**. Disponível em: <http://www.gwpc.org/meetings/special/PW2002/Papers/Aaron_DeJoia_PWC2002.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2012.

DINDAL, D. L. **Soil Biology Guide - Daniel L.** New York: Wiley, 1990.

ESMOIL, B. J.; ANDERSON, S. H. Wildlife mortality associated with oil pits in Wyoming. **Prairie Naturalist**, v. 27, n. 2, p. 81–88, 1 ago. 1995.

ETTEMA, C. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 4, p. 177–183, 1 abr. 2002.

FERNANDES, A. **Temas fitogeográficos**. Fortaleza: Stylus Comunicações, 1990.

FONG, P.; SMITH, T. B.; WARTIAN, M. J. Epiphytic cyanobacteria maintain shifts to macroalgal dominance on coral reefs following ENSO disturbance. **Ecology**, v. 87, n. 5, p. 1162–1168, 2006.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2001.

GRACE LIU, P.-W. et al. Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: Effects of strategies and microbial community shift. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 65, n. 8, p. 1119–1127, dez. 2011.

JANKE, S.; SCHAMBER, H.; KUNZE, C. Effects of heating oil on the soil biological activity. **Angewandte Botanik**, v. 66, p. 42–45, 1992.

JOHNSTON, C.; VANCE, G.; GANJEGUNTE, G. Irrigation with coalbed natural gas co-produced water. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 11, p. 1243–1252, 2008.

LAWRENCE, A. et al. **Regional assessment of produced water treatment and disposal practices and research needs. Topical report, July 1991-December 1994.** Pittsburgh: Inc Pittsburgh PA Remediation Technologies, 1995.

LAWTON, J. H.; LARSENK, T. B. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v. 391, n. January, 1998.

LI, H. et al. Dynamic changes in microbial activity and community structure during biodegradation of petroleum compounds: a laboratory experiment. **Journal of environmental sciences (China)**, v. 19, n. 8, p. 1003–13, jan. 2007.

LOPES, E. D. O. R. et al. Short-term effects of produced water on microbial activity in semiarid soil. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 3, n. 2, p. 295–403, 2014.

MACHADO, J. P. S. E. et al. Effect of temperature on the level of corrosion caused by heavy petroleum on AISI 304 and AISI 444 stainless steel. **Materials Research**, v. 9, n. 2, p. 137–142, 2006.

MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. **Biological diversity frontiers in measurement and assessment.** Malen: Oxford University Press, 2011.

MELO, M. et al. Advanced performance evaluation of a reverse osmosis treatment for oilfield produced water aiming reuse. **Desalination**, v. 250, n. 3, p. 1016–1018, jan. 2010.

MILANI, E. J.; ARAÚJO, L. M. Recursos Minerais Energéticos: Petróleo. In: SCHOBENHAUS, C.; VIDOTTI, R. N.; GNÇALVES, J. H. (Eds.). **RECURSOS MINERAIS DO BRASIL.** Brasília: CPRM, 2003. v. 31p. 541–576.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-Being: Desertification Synthesis** (Z. Adeel et al., Eds.) **World Health.** World Resources Institute, 2005. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org/en/Products.Synthesis.aspx>>.

NEFF, J. M. **Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water.** Amsterdam: Elsevier, 2002.

NEWELL, C. J.; CONNOR, J. A. **Strategies for addressing salt impacts of produced water releases to plants, soil, and groundwater.** 1. ed. Washington, DC: API Publ, 2006.

O'NEILL, K. P. et al. Reducing the dimensionality of soil microinvertebrate community datasets using Indicator Species Analysis: Implications for ecosystem monitoring and soil management. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 2, p. 145–154, 2010.

OTTON, J. **Effects of produced waters at oilfield production sites on the Osage Indian Reservation, northeastern Oklahoma.** Oklahoma City: U.S. Geological Survey, 1997.

PAETZ, R. J.; MALONEY, S.; HYDROLOGIST, P. Cbm-Produced Water. **Water**, 2002.

PHILPOTT, S. M.; ARMBRECHT, I. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. **Ecological Entomology**, v. 31, n. 4, p. 369–377, 2006.

PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. v. 1

PRICE, J. N. et al. Disturbance governs dominance of an invasive forb in a temporary wetland. **Oecologia**, v. 167, p. 759–769, 5 jun. 2011.

QADIR, M. Agricultural water management in water-starved countries: challenges and opportunities. **Agricultural Water Management**, v. 62, n. 3, p. 165–185, 2003.

RAMIREZ, P. **Contaminants in Oil Field Produced Waters Discharged into the Loch Katrine Wetland Complex, Park County, Wyoming and Their Bioconcentration in the Aquatic Bird Food Chain**. Lincoln: University of Nebraska, 1993.

RATTNER, B. A. et al. Exposure and effects of oilfield brine discharges on western sandpipers (*Calidris mauri*) in Nueces Bay, Texas. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 54, n. 5, p. 683–689, 1995.

REMÉN, C.; FRANSSON, P.; PERSSON, T. Population responses of oribatids and enchytraeids to ectomycorrhizal and saprotrophic fungi in plant–soil microcosms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 6, p. 978–985, jun. 2010.

SCHNEIDER, K.; MARAUN, M. Feeding preferences among dark pigmented fungal taxa (“Dematiacea”) indicate limited trophic niche differentiation of oribatid mites (Oribatida, Acari). **Pedobiologia**, v. 49, n. 1, p. 61–67, jan. 2005.

STEPHENSON, M. T. Components of Produced Water: A Compilation of Industry Studies. **Journal of Petroleum Technology**, v. 44, n. 5, p. 548–603, 1992.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, M. J. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. 5. ed. Berkeley: University of California Press, 1979.

TOWNSEND, C.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Essentials of ecology**. 2nd ed. ed. Malden: Blackwell Publishing, 2003.

TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater Biology**, v. 31, n. 3, p. 265–275, 1994.

VAN VEEN, F. J. F. Food webs. **Current biology : CB**, Population and Community Biology Series. v. 19, n. 7, p. 281, 14 abr. 2009.

VEIL, J. A. et al. **A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas, and coal bed methane.** Washington, D.C: United States Department of Energy, 2004.

VERHOEF, H. A.; MORIN, P. J. **Community Ecology: Processes, Models, and Applications.** New York: Oxford University Press, 2010.

WARD, D. F.; LARIVIÈRE, M. Terrestrial invertebrate surveys and rapid biodiversity assessment in New Zealand: lessons from Australia. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 28, n. 1, p. 151–159, 2004.

WARDLE, D. A. **Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components.** Princeton: Princeton University Press, 2002. v. 34

CAPÍTULO I

(Publicado no periódico *Environmental Monitoring and Assessment*)

IRRIGAÇÃO COM ÁGUA PRODUZIDA ALTERA A ESTRUTURA DA MESOFAUNA EM UM ECOSISTEMA SEMIÁRIDO

**Raimundo Nonato Costa Ferreira; Olmar Baller Weber; Lindbergue Araújo
Crisostómo**

Resumo - Devido ao déficit hídrico das regiões semiáridas fontes alternativas de água para a irrigação devem ser consideradas a fim de melhorar a produção agrícola. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da irrigação com água produzida sobre a estrutura da mesofauna de solo durante o período seco e chuvoso em áreas cultivadas com mamona e girassol. Foram estabelecidos três tratamentos de irrigação em parcelas cultivadas com mamona e girassol: água produzida tratada por filtração ou tratada por osmose reversa e água do lençol freático. A mesofauna sobre o cultivo foi coletada durante o período seco e chuvoso. Apesar da abundância e riqueza não ser impactada pela água produzida no cultivo de girassol, a estrutura da comunidade foi alterada. Na mamona, a abundância, riqueza e a comunidade da mesofauna observada em parcelas irrigadas com água produzida diferiu da água do lençol freático. A irrigação com água produzida promove alterações importantes na comunidade o que justifica o uso da mesofauna para monitoramento de agroecossistema irrigados com tal água.

Palavras-chave: Fauna do solo; Estrutura de comunidades; Ácaros do solo; Culturas bioenergéticas; Irrigação com água produzida

PRODUCED WATER IRRIGATION CHANGES THE SOIL MESOFAUNA STRUCTURE IN A SEMI-ARID AGROECOSYSTEM

Abstract - The scarcity of water in semiarid regions requires alternative sources for irrigation to improve agricultural production. Here, we aimed to evaluate the effects of produced water from oil exploration on the structure of soil mesofauna during the dry and rainy seasons in irrigated sunflower and castor bean fields in a Brazilian semiarid region. Three irrigation treatments were applied on plots cultivated with castor beans and sunflowers: produced water treated by filtration (filtrated) or treated by reverse osmosis (reverse osmosis) and groundwater. The mesofauna under the biofuel crops was collected and identified during the dry and rainy seasons. Although the abundance

and richness of the total fauna did not differ between seasons in sunflower plots, the community was altered. In castor beans, the abundance, richness, and community of mesofauna observed in plots irrigated with produced water differed from the groundwater treatment. Irrigation with produced water promotes important changes in soil fauna community that justify their assessment for the maintenance and monitoring of agroecosystems.

Keywords: Soil fauna; Community structure; Soil mites; Biofuel crop; Irrigation with produced water.

1 INTRODUCTION

In semi-arid climates, where the evaporation rate is higher than precipitation, irrigation is used to maintain plant production during periods of inadequate rainfall. However, not all semi-arid regions have high-quality water available for irrigation, so the use of alternative sources, such as wastewater and produced water from industrial oil and gas plants, has been proposed (Allen and Robinson 1993; Johnston et al. 2008). The use of produced water was initially proposed for the irrigation of pastures and tree crops (Dejoia 2002; Johnston et al. 2008). However, the application or discharge of untreated and unmonitored produced water can alter the normal patterns of ecosystem functioning (Janke et al. 1992).

Wastewater and produced water negatively affect the soil and environment, mainly through the amounts of salts that they carry (Cutz-Pool et al. 2007; Köck-Schulmeyer et al. 2011; Tabatabaei and Najafi 2009; Travis et al. 2012). Irrigation with produced water with a high concentration of sodium, chloride, and potassium can cause soil salinization (Al-Haddabi and Ahmed 2007; Melo et al. 2010; Neff 2002). The salinity and sodicity of the soil may reduce the efficiency of carbon use by microorganisms, with consequent changes in their biomass (Ibekwe et al. 2010; Rietz and Haynes 2003).

Reverse osmosis is typically used to reduce produced water salt content. However, the formation of biofilms on membranes requires the addition of a biocide and anti-scalant during the water treatment process (Melo et al. 2010), which may contaminate the water and compromise its quality. Thus, the biocide added to the reverse osmosis water treatment process could reduce, in the short term, the microbial

activity in soil irrigated with that water. (Lopes et al. 2014), which could affect the structure of the soil community.

The soil mesofauna in various ecosystems is influenced by factors such as soil moisture (Frampton et al. 2000; Lindberg et al. 2002; Morón-Ríos et al. 2010; Ukabi et al. 2009; Whitford et al. 1981) and vegetation cover (Bezemer et al. 2010; Ferreira et al. 2012; Franklin et al. 2005). Such factors are related to spatial and seasonal patterns, as well as microclimate variation and the quantity and quality of resources available for soil fauna (Wardle et al. 2006).

In semi-arid regions, soil moisture levels fluctuate between seasons, with accompanying changes in the abundance and composition of soil organisms (Bedano and Ruf 2007; Wallwork 1972; Whitford et al. 1981). Under constant soil water levels, the mesofauna in irrigated agroecosystems is more stable between the dry and rainy seasons, especially in relation to the abundance of organisms, than native forests (MacKay et al. 1986). The low soil moisture level during the dry period has indirect effects on mesofauna through changes in vegetation and reduced activity and diversity of microorganisms in the soil (Acosta-Martínez et al. 2014; Bachar et al. 2010). Thus, seasonal fluctuations in the availability of resources to soil organisms can promote high seasonal variations in the abundance and activity of soil fauna (Wardle 2002).

Although the effects of humidity and vegetation cover on communities of soil fauna are well characterized (Ukabi et al. 2009; Whitford et al. 1981), almost nothing is known about the impact of water quality, especially produced water, on communities of soil fauna. Here, we aimed to evaluate how the quality of water obtained from oil exploration that is used for irrigation can affect the abundance, richness, and community structure of mesofauna in castor bean and sunflower biofuel crops during the dry and rainy seasons in a semi-arid agroecosystem. We hypothesized that irrigation with produced water obtained by simple filtration or treated by osmosis could change the abundance and structure of the soil fauna community in comparison to using groundwater. In addition, we expected that these changes would differ in various crops and seasons.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Study area

The study was conducted in the experimental area of the farm of the Belém (FZB) oil exploration field managed by Petrobras (4°44'43.2"S, 37°32'19.6"W), located in the Brazilian semi-arid region. The soil of the area was classified as Haplic Arenosol and the vegetation as seasonally dry tropical forest, known locally as caatinga (Sampaio 1995). The climate is hot and semi-arid in the Köppen classification. The annual rainfall is less than 800 mm and is concentrated from January to May, with an annual mean temperature of 26 to 28°C.

2.2 Experimental design

The study was conducted in irrigated areas cultivated with biofuel sunflower plants (*Helianthus annuus* L. 'BRS 321') or castor beans (*Ricinus communis* L. 'BRS Energia'). The sunflower and castor bean plots were irrigated with three water treatments: groundwater collected from the Açu aquifer (200-m depth); produced water treated by filtration (filtered); and produced water filtered and treated by reverse osmosis (reverse osmosis), all captured in FZB. Treatments with water management were composed of three replicates of 400 m² for each crop and were randomly distributed in an area of 19,200 m². Both plants were planted in two cropping cycles in the dry season (September 2012) and rainy season (March 2013, Figure 1.1). The soil mesofauna was collected and identified in all areas in both seasons.

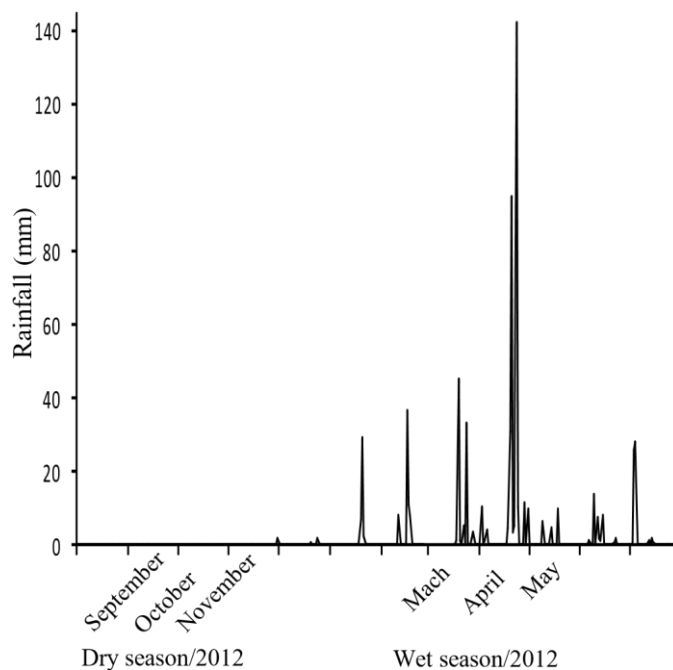


Figure 1.1. Rainfall data collected between August 2012 and July 2013 by the meteorological station installed in the experimental area.

2.3 Irrigation management

A drip irrigation system was used to avoid water contamination among treatments. The system was automated and the daily amount of water supplied was estimated based on crop evapotranspiration and soil drainage, measured using a lysimeter column in the plots. Lysimeters were made by technicians of the Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa, Ceará/Brazil) using plastic columns (0.4 m diameter and 0.7 m deep) where the water drained daily was used to estimate the evapotranspiration of crops. The produced water for the filtered and reverse osmosis treatments had been previously separated in the industrial oil exploration plant (Melo et al. 2010). The water ion concentrations, electrical conductivities, and pH are shown in Table 1.1.

Table 1.1. Chemical composition of water used for the irrigation of castor beans and sunflowers, supplied by the Belém farm.

Waters/season	CE (dS/m)	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl
				mmol _c /l			
Dry							
Filtrated	2.51	8.84	0.11	0.65	24.15	0.68	13.74
Reverse osmosis	0.62	7.35	0.01	0.03	3.75	0.11	2.89
Groundwater	0.65	8.24	0.21	0.10	7.10	0.09	2.06
Rainy							
Filtrated	1.95	9.21	0.11	0.16	18.15	0.56	12.70
Reverse osmosis	0.38	7.52	0.11	0.07	2.95	0.05	1.21
Groundwater	0.66	8.34	0.21	0.11	6.23	0.08	2.41

2.4 Sampling and identification of soil mesofauna

Undisturbed soil sub-samples were collected using cylindrical soil samplers (10-cm diameter; 10-cm depth). The sub-samples were placed individually in plastic bags, stored in boxes, and immediately transported to a Berlese–Tullgren apparatus. Nine soil sub-samples were collected in each 400-m² plot at different plant developmental stages (three samples at germination, three at flowering, and three immediately before the harvests, and all were 8 m distant from each other) forming a composite sample for each plot (Table 1.2). The soil mesofauna were extracted using the Berlese–Tullgren method modified by Franklin and Morais, (2006) and classified at

the level of order or sub-order. Holometabolic taxa were further separated into immature and adult organisms.

Table 1.2. Number of soil samples and sub-samples collected in each irrigation treatment for mesofauna extraction in a Berlese–Tullgren apparatus.

Samples/sub-samples	Sunflower	Castor bean	Total
Plots (composite samples) in each season	3	3	6
Sub-samples in each plot in each season	9	9	16
Sub-samples in dry season	27	27	54
Sub-samples in rainy season	27	27	54

2.5 Data analysis

Analysis of variance (ANOVA) was used to evaluate the influence of irrigation treatments and season on mesofauna abundance and the number of taxa. The abundance data were normalized using a $\log x + 1$ transformation. The water treatment means were compared by the Tukey post hoc test, at 5% probability. The sunflower and castor bean irrigation treatments were used to evaluate the effect of water on mesofauna community structure. The Bray–Curtis index was used to generate a similarity matrix among samples. Each matrix was subjected to a Multivariate Nonparametric Analysis of Variance (NP-MANOVA).

To generate a graphical representation of the composition/abundance of soil mesofauna across irrigation treatments, we used Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) ordered in two dimensions and calculated from the Bray–Curtis index. The scores resulting from the NMDS were plotted, and groupings of samples were evaluated. The statistical program R (R Development Core Team 2014) was used for all analyses.

3 RESULTS

We identified 3022 individuals distributed among 23 arthropod taxa in the studied area. Notably, we did not detect Oribatida, Thysanura, Symphyta, or Isopoda in the cultivated and irrigated areas. Some groups, such as Homoptera, Neuroptera larvae, and Poduromorpha were identified only during the dry season crops, while Blattodea and Orthoptera were found only during the rainy season (Table 1.3).

Table 1.3. Relative abundance (Ab) and relative frequency (Fr) of soil organisms collected from nine castor bean and nine sunflower plots in the dry and rainy seasons.

Taxa	Dry season				Rainy season			
	sunflower		castor bean		sunflower		castor bean	
	Ab	Fr	Ab	Fr	Ab	Fr	Ab	Fr
Astigmata	19.7	100.0	25.2	100.0	12.8	66.7	21.8	100.0
Prostigmata	10.3	44.4	13.7	100.0	9.0	44.4	33.7	100.0
Mesostigmata	5.6	22.2	7.2	33.3	13.6	77.8	14.9	44.4
Acari	35.6	100.0	46.1	100.0	35.4	100.0	70.4	100.0
Aranae	0.0	0.0	1.6	44.4	5.2	77.8	1.2	100.0
Blatoidea	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	11.1
Homoptera	3.5	33.3	0.4	11.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Coleoptera (larvae)	24.6	88.9	8.0	88.9	2.3	66.7	2.6	77.8
Coleoptera	18.0	88.9	11.5	100.0	3.8	55.6	0.5	44.4
Dermaptera	0.4	11.1	0.2	11.1	0.0	0.0	0.1	11.1
Diplura	0.4	11.1	0.0	0.0	1.5	44.4	0.5	55.6
Diptera (larvae)	1.8	44.4	3.2	44.4	5.2	44.4	0.7	77.8
Entomobryomorpha	7.4	55.6	8.7	88.9	14.2	66.7	6.9	88.9
Formicidae	2.8	44.4	10.7	77.8	9.8	66.7	2.6	77.8
Hemiptera	0.4	11.1	0.4	22.2	0.0	0.0	0.1	22.2
Hymenoptera (whithout formicidae)	0.0	0.0	0.2	11.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Isoptera	1.1	22.2	5.8	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Lepidoptera	0.0	0.0	0.2	11.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Lepidoptera (larvae)	0.4	11.1	0.2	11.1	0.0	0.0	0.1	11.1
Neuroptera (larvae)	0.4	11.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Orthoptera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	11.1
Poduromorpha	0.0	0.0	0.2	11.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Pseudoscorpiones	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	11.1	0.1	11.1
Psocoptera	0.7	22.2	0.0	0.0	0.6	33.3	10.8	77.8
Symphyleona	0.7	11.1	0.0	0.0	20.7	66.7	3.3	77.8
Thysanoptera	2.1	44.4	2.6	44.4	0.8	44.4	0.1	22.2

The average number of organisms collected in sunflower plots was not significantly different between seasons (Table 1.4). Among irrigation treatments, abundance in the groundwater did not differ significantly from the other irrigation treatments. There were no differences in the richness of organisms in sunflower plots between seasons or between plots treated with groundwater and filtrated or reverse osmosis water (Table 1.4).

Table 1.4. Summary of ANOVA testing the effects of season and irrigation treatments on the log-transformed abundance and richness of soil organisms in sunflower and castor bean cultivation.

Variables	Df	Abundance			Richness		
		<i>F</i>	<i>p</i>	Mean (Sq)	<i>F</i>	<i>p</i>	Mean (Sq)
Sunflower							
Season	1	2.035	0.179	24.110	0.645	0.438	2.722
Irrigation	2	0.921	0.424	10.920	0.645	0.542	2.722
Season x Irrigation	2	1.350	0.296	16.000	0.645	0.543	2.721
Residuals	12			11.850			4.222
Castor Bean							
Season	1	12.005	0.005	83.720	6.429	0.026	6.006
Irrigation	2	11.737	0.002	81.850	11.514	0.002	10.757
Season x Irrigation	2	4.574	0.033	31.900	0.086	0.918	0.080
Residuals	12			6.970			0.934

The numbers in bold indicate significant effects.

In castor bean plots, the abundance of organisms collected was significantly different between the seasons. In addition, the irrigation treatments influenced the abundance of soil organisms and there was an interaction with season (Table 1.4). In plots irrigated with groundwater, the abundance of organisms in the dry season differed from other irrigation treatments. In the rainy season, the abundance of organisms in soil receiving groundwater was similar to that in the other plots; however, the reverse osmosis treatment differed from filtered water (Table 1.5). The richness of soil mesofauna in castor bean plots was different between seasons and water treatments (Table 1.4). The number of taxa in groundwater treatments was lower in the dry season than the rainy season. In the dry season, the richness of taxa was significantly higher in the groundwater treatment than the filtrated and reverse osmosis treatments. In the rainy season, the richness was not different from the reverse osmosis or filtered treatments (Table 1.5).

Table 1.5. Tukey post hoc tests comparing the means of soil fauna among groundwater, reverse osmosis, and filtered treatments in castor bean cultivation. Means followed by the same uppercase letter in rows and lowercase in columns did not have significant ($P < 0.05$) pair-wise differences among treatments.

Treatments	Abundance		Richness	
	Dry season	Rainy season	Dry season	Rainy season
Groundwater	17.360 Aa	17.610 Aab	6.470 Aa	7.390 Ba
Reverse osmosis	8.630 Ab	12.000 Ab	3.680 Ab	4.850 Aa
Filtered	10.780 Ab	20.100 Ba	4.620 Ab	6.010 Aa

The composition of soil fauna communities in sunflower plots differed significantly between irrigation treatments, but depended on the season (Table 1.6). The NMDS analysis shows that the differences in mesofauna communities were primarily between reverse osmosis and the other treatments in the rainy season (Figure 1.2). In castor bean plots, the community composition of soil fauna differed significantly between irrigation treatments and between seasons, with no significant interaction (Table 1.6). The plots that were irrigated with filtrated water and groundwater had similar mesofauna community structures in both cropping cycles. Treatment with reverse osmosis water resulted in distinct communities that further differed between seasons (Figure 1.2).

Table 1.6. Summary of non-parametric multivariate analysis of variance (NP-MANOVA) based on 1000 permutations among the mesofauna structure from the Bray–Curtis index with seasonal and irrigation treatments on crops of sunflowers and castor beans.

Variables	Df	<i>F model</i>	R^2	<i>p</i>
Sunflower				
Season	1	6.009	0.217	0.001
Irrigation	2	2.483	0.179	0.006
Irrigation x Season	2	2.346	0.170	0.017
Residuals	12		0.434	
Castor beans				
Season	1	10.531	0.340	0.001
Irrigation	2	2.631	0.170	0.008
Irrigation x Season	2	1.599	0.103	0.115
Residuals	12		0.387	

The numbers in bold indicate significant effects.

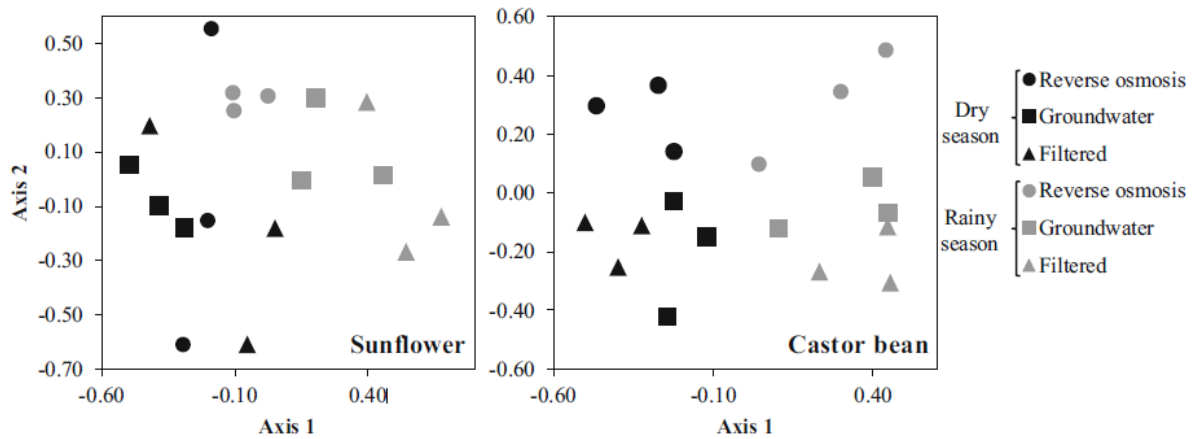


Figure 1.2. Ordination of soil mesofauna in two-dimensional NMSD based on Bray–Curtis for sunflower (stress 0.19) and castor bean (stress 0.15) plots. Black points represent the dry season and gray points the rainy season. The triangles represent samples collected in soil irrigated with filtered produced water, the squares represent groundwater, and the circles represent produced water treated by reverse osmosis.

4 DISCUSSION

Here, we presented data on changes in soil mesofauna promoted by irrigation with produced water. The water composition can potentially induce chemical and/or physical changes in the soil, modifying microorganism communities (Ibekwe et al. 2010) and the growth and health of plants (Qadir et al. 2003). Although irrigation with produced water could promote soil salinization (Al-Haddabi and Ahmed 2007; Melo et al. 2010), in our study results, it changed the abundance of organisms in the soil cropped with castor bean during the dry season. Furthermore, changes in soil fauna abundance or richness were not evident between the produced water and groundwater treatments during either season in sunflower plots.

Salinity is known to affect some mesofauna groups, as observed for mites in semi-arid regions of Australia, where there are species differences between high and low salinity soils (Noble et al. 1996). Organisms such as mites are affected by the number and size of soil pores (Nielsen et al. 2008). Filtered produced water contains high Na content and may reduce soil porosity (Al-Haddabi and Ahmed 2007). Soils with high salinity affect populations of microorganisms that are less diverse and less-efficient at carbon source utilization (Ibekwe et al. 2010; Rietz and Haynes 2003). During the rainy season, the accumulated salts from filtered produced water in the soil may be leached, removing any effects on the structure of mesofauna.

Lopes et al. (2014), studying the short-term effects of produced water on microorganism activity, observed larger populations of filamentous fungi when soils were irrigated with filtered produced water and groundwater than with water treated with reverse osmosis in this same study area. Mesofauna groups that are essentially scavengers and microbivores increase their abundance when there is greater availability of fungi in the soil, which subsequently affects higher trophic levels (de Ruiter et al. 1995; Remén et al. 2010; Schneider and Maraun 2005).

In the produced water treatment process, the addition of glutaraldehyde, which is toxic for some organisms (Leung 2001), during the desalinization process of reverse osmosis (Melo et al. 2010) could decrease the microbial activity of the soil (Lopes et al. 2014). On our plots, we observed changes in the abundance, richness, and structure of the mesofauna. Micro-organisms are an important factor on mesofauna in soil food webs (Berg et al. 2001; de Ruiter et al. 1995). It is believed that these factors have an indirect effect on the composition and abundance of soil mesofauna.

Two possible explanations for the differences in the structure of the soil community between different cropping cycles are as follows: (1) salts and other chemicals have accumulated in the soil during the second crop cycle, and (2) the effect of the rainy season in the semi-arid region. The increase in the concentration of salts in the soil (Elkins and Whitford 1984; Noble et al. 1996), as well as biocides such as glutaraldehyde (Leung 2001), during the dry season may have an effect (directly or indirectly) on some mesofauna organisms. This effect may be due to changes in the physicochemical characteristics of the soil microfauna or changes to the food web (Bezemer et al. 2010; de Ruiter et al. 1994; Rietz and Haynes 2003), based on the principle that changes in resource quality may modify the patterns of communities of soil organisms (Berg 2010).

Although there was no discrepancy in the seasonal availability of water in the cultivated irrigated area, we found that the mesofauna changed between seasons. Therefore, we propose that the mesofauna organisms present in the native forest and around the experimental area may have served as a source for the dispersal of organisms to more cultivated soils during the rainy season (Ettema and Wardle 2002; Pulliam 1988). It is noted that many soil fauna organisms can enter a state of quiescence or cryptobiosis during the dry period, or tend to hatch eggs only in the rainy season, which results in their apparent absence during the dry season (MacKay et al.

1987). In addition, fungi that serve as food for many animals are inactive during the dry season (Whitford 1988).

Oribatid mites were absent from the fields of both types of crops. In fact, they are sensitive to soil management in semi-arid environments (Bosch-Serra et al. 2014). Changes in the composition of mesofauna in agroecosystems can be associated with the type of soil and crop management (Bedano et al. 2006; Crossley et al. 1992; Domínguez et al. 2013; Lalley et al. 2006). Compared to native forests, cultivation potentially alters food webs and microhabitats that reduce the diversity and abundance of some groups of soil organisms (Bedano et al. 2006; de Ruiter et al. 1994; Wardle et al. 1995).

5 CONCLUSIONS

Irrigation with produced water promotes important changes in soil fauna structure that justify its assessment for the maintenance and monitoring of agroecosystems. To our knowledge, this is the first evidence of how the mesofauna structure is influenced by the quality of water used for irrigation. In semi-arid regions, seasonal effects naturally induce variations in the composition and abundance of soil organisms, even if the areas are irrigated. The responses of soil fauna to differences in season differ between the land-use types.

Acknowledgments

This study was financially supported by PETROBRAS. The authors thank CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) and Embrapa Agroindústria Tropical.

REFERENCES

- Acosta-Martínez, V., Cotton, J., Gardner, T., Moore-Kucera, J., Zak, J., Wester, D., & Cox, S. (2014). Predominant bacterial and fungal assemblages in agricultural soils during a record drought/heat wave and linkages to enzyme activities of biogeochemical cycling. *Applied Soil Ecology*, *84*, 69–82.
doi:10.1016/j.apsoil.2014.06.005

- Al-Haddabi, M., & Ahmed, M. (2007). Land disposal of treated saline oil production water: impacts on soil properties. *Desalination*, 212(1-3), 54–61. doi:10.1016/j.desal.2006.09.019
- Allen, R. M., & Robinson, K. (1993). Environmental Aspects of Produced Water Disposal. In *Proceedings of Middle East Oil Show* (pp. 1–16). Bahrain: Society of Petroleum Engineers. doi:10.2118/25549-MS
- Bachar, A., Al-Ashhab, A., Soares, M. I. M., Sklarz, M. Y., Angel, R., Ungar, E. D., & Gillor, O. (2010). Soil microbial abundance and diversity along a low precipitation gradient. *Microbial ecology*, 60(2), 453–61. doi:10.1007/s00248-010-9727-1
- Bedano, J. C., Cantú, M. P., & Doucet, M. E. (2006). Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to a natural soil. *Applied Soil Ecology*, 32(3), 293–304. doi:10.1016/j.apsoil.2005.07.009
- Bedano, J. C., & Ruf, A. (2007). Soil predatory mite communities (Acari: Gamasina) in agroecosystems of Central Argentina. *Applied Soil Ecology*, 36(1), 22–31. doi:10.1016/j.apsoil.2006.11.008
- Berg, M., De Ruiter, P., Didden, W., Janssen, M., Schouten, T., & Verhoef, H. (2001). Community food web, decomposition and nitrogen mineralisation in a stratified Scots pine forest soil. *Oikos*, 94(1), 130–142. doi:10.1034/j.1600-0706.2001.09121.x
- Berg, M. P. (2010). Spatio-temporal structure in soil communities and ecosystem processes. In H. A. Verhoef & P. J. Morin (Eds.), *Community ecology: processes, models, and applications* (pp. 69–79). New York: Oxford University Press. doi:10.1093/acprof:oso/9780199228973.003.0007
- Bezemer, T. M., Fountain, M. T., Barea, J. M., Christensen, S., Dekker, S. C., Duyts, H., et al. (2010). Divergent composition but similar function of soil food webs of individual plants: plant species and community effects. *Ecology*, 91(10), 3027–36.
- Bosch-Serra, À. D., Padró, R., Boixadera-Bosch, R. R., Orobitg, J., & Yagüe, M. R. (2014). Tillage and slurry over-fertilization affect oribatid mite communities in a semiarid Mediterranean environment. *Applied Soil Ecology*, 84, 124–139. doi:10.1016/j.apsoil.2014.06.010
- Crossley, D. A., Mueller, B. R., & Perdue, J. C. (1992). Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relations to processes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40(1-4), 37–46. doi:10.1016/0167-8809(92)90082-M
- Cutz-Pool, L. Q., Palacios-Vargas, J. G., Castaño-Meneses, G., & García-Calderón, N. E. (2007). Edaphic Collembola from two agroecosystems with contrasting irrigation type in Hidalgo State, Mexico. *Applied Soil Ecology*, 36(1), 46–52. doi:10.1016/j.apsoil.2006.11.009

- De Ruiter, P. C., Neutel, a M., & Moore, J. C. (1994). Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 9(10), 378–83. doi:10.1016/0169-5347(94)90059-0
- De Ruiter, P. C., Neutel, a M., & Moore, J. C. (1995). Energetics, patterns of interaction strengths, and stability in real ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, 269(5228), 1257–60. doi:10.1126/science.269.5228.1257
- Dejoia, A. J. (2002). Developing sustainable practices for cbm-produced water irrigation. *The national association of state groundwater agencies*. http://www.gwpc.org/meetings/special/PW2002/Papers/Aaron_DeJoia_PWC2002.pdf. Accessed 18 February 2012
- Domínguez, A., Bedano, J. C., Becker, A. R., & Arolfo, R. V. (2013). Organic farming fosters agroecosystem functioning in Argentinian temperate soils: Evidence from litter decomposition and soil fauna. *Applied Soil Ecology*. doi:10.1016/j.apsoil.2013.11.008
- Elkins, N. Z., & Whitford, W. G. (1984). The effects of high salt concentration on desert soil microarthropod density and diversity. *Southwestern naturalist*, 30(2), 239–241.
- Ettema, C., & Wardle, D. A. (2002). Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 177–183. doi:10.1016/S0169-5347(02)02496-5
- Ferreira, R. N. C., Franklin, E., de Souza, J. L. P., & de Moraes, J. (2012). Soil oribatid mite (Acari: Oribatida) diversity and composition in semi-deciduous forest fragments in eastern Amazonia and comparison with the surrounding savanna matrix. *Journal of Natural History*, 46(33-34), 2131–2144. doi:10.1080/00222933.2012.707245
- Frampton, G. K., Van den Brink, P. J., & Gould, P. J. (2000). Effects of spring precipitation on a temperate arable collembolan community analysed using Principal Response Curves. *Applied Soil Ecology*, 14(3), 231–248. doi:10.1016/S0929-1393(00)00051-2
- Franklin, E., Magnusson, W. E., Luizao, F., & Luizão, F. J. (2005). Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition of soil invertebrate communities in an Amazonian savanna. *Applied Soil Ecology*, 29(3), 259–273. doi:10.1016/j.apsoil.2004.12.004
- Franklin, E., & Morais, J. W. (2006). Soil mesofauna in Central Amazon. In F. M. S. Moreira, J. O. Siqueira, & L. Brossaard (Eds.), *Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems* (Vol. 78, pp. 142–162). Wallingford: CABI Publishing.
- Ibekwe, A. M., Poss, J. A., Grattan, S. R., Grieve, C. M., & Suarez, D. (2010). Bacterial diversity in cucumber (*Cucumis sativus*) rhizosphere in response to salinity, soil pH, and boron. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(4), 567–575. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.11.033

- Janke, S., Schamber, H., & Kunze, C. (1992). Effects of heating oil on the soil biological activity. *Angewandte Botanik*, 66, 42–45.
- Johnston, C. R., Vance, G. F., & Ganjegunte, G. K. (2008). Irrigation with coalbed natural gas co-produced water. *Agricultural Water Management*, 95(11), 1243–1252. doi:10.1016/j.agwat.2008.04.015
- Köck-Schulmeyer, M., Ginebreda, A., Postigo, C., López-Serna, R., Pérez, S., Brix, R., et al. (2011). Wastewater reuse in Mediterranean semi-arid areas: The impact of discharges of tertiary treated sewage on the load of polar micro pollutants in the Llobregat river (NE Spain). *Chemosphere*, 82(5), 670–678. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.11.005
- Lalley, J. S., Viles, H. a., Henschel, J. R., & Lalley, V. (2006). Lichen-dominated soil crusts as arthropod habitat in warm deserts. *Journal of Arid Environments*, 67(4), 579–593. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.03.017
- Leung, H. W. (2001). Ecotoxicology of glutaraldehyde: review of environmental fate and effects studies. *Ecotoxicology and environmental safety*, 49(1), 26–39. doi:10.1006/eesa.2000.2031
- Lindberg, N., Engtsson, J. B., & Persson, T. (2002). Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. *Journal of Applied Ecology*, 39(6), 924–936. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00769.x
- Lopes, E. D. O. R., Weber, O. B., Crisóstomo, L. A., & Mattos, E. P. N. B. de. (2014). Short-term effects of produced water on microbial activity in semiarid soil. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 3(2), 295–403.
- MacKay, W. P., Silva, S. I., & Whitford, W. G. (1987). Diurnal activity patterns and vertical migration in desert soil microarthropods. *Pedobiologia*, 30, 65–71.
- MacKay, W. P., Silva, S., Lightfoot, D. C., Inez Pagani, M., & Whitford, W. G. (1986). Effect of increased soil moisture and reduced soil temperature on a desert soil arthropod community. *American Midland Naturalist*, 116(1), 45–56.
- Melo, M., Schluter, H., Ferreira, J., Magda, R., Júnior, A., & de Aquino, O. (2010). Advanced performance evaluation of a reverse osmosis treatment for oilfield produced water aiming reuse. *Desalination*, 250(3), 1016–1018. doi:10.1016/j.desal.2009.09.095
- Morón-Ríos, A., Rodríguez, M. Á., Pérez-Camacho, L., & Rebollo, S. (2010). Effects of seasonal grazing and precipitation regime on the soil macroinvertebrates of a Mediterranean old-field. *European Journal of Soil Biology*, 46(2), 91–96. doi:10.1016/j.ejsobi.2009.12.008
- Neff, J. M. (2002). *Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water*. Amsterdam: Elsevier.

- Nielsen, U. N., Osler, G. H. R., van der Wal, R., Campbell, C. D., & Burslem, D. F. R. P. (2008). Soil pore volume and the abundance of soil mites in two contrasting habitats. *Soil Biology and Biochemistry*, *40*(6), 1538–1541. doi:10.1016/j.soilbio.2007.12.029
- Noble, J. C., Whitford, W. G., & Kaliszewski, M. (1996). Soil and litter microarthropod populations from two contrasting ecosystems in semi-arid eastern Australia. *Journal of Arid Environments*, *32*(3), 329–346. doi:10.1006/jare.1996.0027
- Pulliam, R. (1988). Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist*, *132*(5), 652–661. citeulike-article-id:9645301
- Qadir, M., Boers, T. ., Schubert, S., Ghafoor, A., & Murtaza, G. (2003). Agricultural water management in water-starved countries: challenges and opportunities. *Agricultural Water Management*, *62*(3), 165–185. doi:10.1016/S0378-3774(03)00146-X
- R Development Core Team. (2014). R: A language and environment for statistical computing. (R Development Core Team, Ed.)*R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing.
- Remén, C., Krüger, M., & Cassel-Lundhagen, A. (2010). Successful analysis of gut contents in fungal-feeding oribatid mites by combining body-surface washing and PCR. *Soil Biology and Biochemistry*, *42*(11), 1952–1957. doi:10.1016/j.soilbio.2010.07.007
- Rietz, D. ., & Haynes, R. (2003). Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, *35*(6), 845–854. doi:10.1016/S0038-0717(03)00125-1
- Sampaio, E. V. S. B. (1995). *Seasonally Dry Tropical Forests*. (S. H. Bullock, H. A. Mooney, & E. Medina, Eds.). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511753398
- Schneider, K., & Maraun, M. (2005). Feeding preferences among dark pigmented fungal taxa (“Dematiacea”) indicate limited trophic niche differentiation of oribatid mites (Oribatida, Acari). *Pedobiologia*, *49*(1), 61–67. doi:10.1016/j.pedobi.2004.07.010
- Tabatabaei, S. H., & Najafi, P. (2009). Effects of irrigation with treated municipal wastewater on soil properties in arid and semi-arid regions. *Irrigation and Drainage*, *58*(5), 551–560. doi:10.1002/ird.449
- Travis, M. J., Weisbrod, N., & Gross, A. (2012). Decentralized wetland-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. *Ecological Engineering*, *39*, 81–89. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.11.008
- Ukabi, S., Whitford, W. G., & Steinberger, Y. (2009). Faunal perturbation effects on soil microarthropods in the Negev Desert. *Journal of Arid Environments*, *73*(10), 907–911. doi:10.1016/j.jaridenv.2009.04.001

- Wallwork, J. A. (1972). Distribution Patterns and Population Dynamics of the Micro-Arthropods of a Desert Soil in Southern California. *Journal of Animal Ecology*, 41(2), 291–310. doi:10.2307/3470
- Wardle, D. A. (2002). *Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components*. (S. A. Levin & H. S. Horn, Eds.) *Monographs in Population Biology* (Vol. 34). Princeton: Princeton University Press. <http://press.princeton.edu/titles/7314.html>
- Wardle, D. a., Yeates, G. W., Watson, R. N., & Nicholson, K. S. (1995). The detritus food-web and the diversity of soil fauna as indicators of disturbance regimes in agro-ecosystems. *Plant and Soil*, 170(1), 35–43.
- Wardle, D., Yeates, G., Barker, G., & Bonner, K. (2006). The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(5), 1052–1062. doi:10.1016/j.soilbio.2005.09.003
- Whitford, W. (1988). Abiotic controls on the functional structure of soil food webs. *Biology and Fertility of Soils*, 8(1), 1–6. doi:10.1007/BF00260508
- Whitford, W. G., Freckman, D. W., Elkins, N. Z., Parker, L. W., Parmalee, R., Phillips, J., & Tucker, S. (1981). Diurnal migration and responses to simulated rainfall in desert soil microarthropods and nematodes. *Soil Biology and Biochemistry*, 13(5), 417–425. doi:10.1016/0038-0717(81)90087-0

CAPÍTULO II

(Submetido ao periódico *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*)

EFEITO DA IRRIGAÇÃO COM ÁGUA PRODUZIDA ORIUNDA DA EXPLORAÇÃO DE PETRÓLEO SOBRE A MESOFAUNA DO SOLO

Raimundo Nonato Costa Ferreira, Olmar Baller Weber, Maria Elizabeth Fernandes Correia, Eloísa dos Santos Benazzi-Ikeda, Rafael Nogueira Scoriza, Antonio Lindemberg Martins Mesquita

Resumo - A água oriunda da exploração petrolífera pode conter substâncias que alteram a diversidade de organismos do solo. Neste trabalho foi avaliado se a água produzida tratada por filtração simples ou por osmose reversa afeta negativamente a mesofauna em uma área irrigada. Em campo a irrigação com água produzida tratada por osmose reversa e filtração influenciou Hymenoptera e *Cosmochthonius* sp. enquanto colêmbolos Entomobryomorpha pela água tratada por osmose reversa. Nos testes ecotoxicológicos a reprodução de *Folsomia candida* foi influenciada pelo tratamento de osmose reversa e *Enchytraeus crypticus* foi afetado pelos dois tratamentos de água produzida. O Glutaraldeído utilizado no tratamento de osmose reversa reduziu a reprodução de *F. candida* iniciando em 100 mg/L com um valor de EC50 de 44,43mg/L, mas não houve efeito da concentração de até 1000 mg/L sobre *E. crypticus*. Esses resultados sugerem que alguns tipos de água produzida, quando utilizadas na agricultura, pode afetar a mesofauna do solo.

Palavras chave: reuso de água, fauna do solo, toxicologia, glutaraldeído

EFFECTS OF IRRIGATION WITH PRODUCED WATER FROM OIL EXPLORATION ON SOIL MESOFAUNA

Abstract- Wastewater from oil exploration might contain substances that can alter the diversity of soil organisms. This study evaluated whether produced water treated by filtration or reverse osmosis and glutaraldehyde from reverse osmosis treatments negatively affect the mesofauna in an irrigated area. In the field, irrigation with produced water treated by reverse osmosis and filtration influenced Hymenoptera and *Cosmochthonius* sp., while springtails were affected by the reverse osmosis treatment. In the ecotoxicological tests, *Folsomia candida* reproduction was influenced by the reverse osmosis treatment and *Enchytraeus crypticus* was affected by both water

treatments. Glutaraldehyde reduced *F. candida* reproduction starting at 100 mg/L, with an EC₅₀ of 44.43 mg/L, but there was no effect at the highest concentration, 1000 mg/L, on *E. crypticus*. These results indicate that some types of produced water, when used in irrigated agriculture, may affect soil functional mesofauna.

Keywords: water reuse, soil fauna, toxicology, glutaraldehyde.

1 INTRODUCTION

Treated water from petroleum exploration (produced water) is unfit for human consumption, but can be used for irrigation (Johnston et al 2008). In arid and semi-arid regions with scarce water sources, it is important to reuse water (Travis et al 2012). To be usable in crop irrigation, produced water must pass through treatment processes that remove salts, metals, and other components (Murray-Gulde et al 2003; Melo et al 2010).

Simple filtration of the produced water is not effective in desalting, causing salinization of the soil (Al-Haddabi and Ahmed 2007). Soil salinity can negatively affect the mesofauna (Elkins and Whitford 1984) and also change the microorganism community (Ibekwe et al 2010), which is important as a food resource for soil fauna (de Ruiter et al 1994). Other water treatment processes, such as reverse osmosis and ultrafiltration, are efficient in removing salts and metals. However, in these treatments, glutaraldehyde is used to prevent the formation of a biofilm on the reverse osmosis membrane, prolonging its service life (Melo et al 2010) but reducing the microorganism activity in the soil when this water is used in irrigation (Lopes et al 2014).

Any negative impact on soil communities and trophic webs reduces the benefits of these organisms to the soil (Brussaard et al 2007; Barrios 2007). In such cases, mesofauna taxa, such as nematodes, mites, worms, isopods, enchytraeids, and springtails, can serve as biomarkers of pollution (Cortet et al 1999). Because of the importance of these animals in the nutrient cycling processes and their role in the maintenance of the physical and chemical quality of soil (Dindal 1990), the impacts on communities and populations of soil organisms should be taken into consideration when using produced water for irrigation. Because glutaraldehyde is used in disinfecting hospitals, its direct effects has been evaluated only on aquatic organisms such as mollusks (SINTEF 1991), algae (Sano et al 2005), fishes (Pereira et al 2014),

worms, and crustaceans (Sano et al 2003; Sano et al 2004; Sano et al 2005; Boillot and Perrodin 2008). However, the direct and indirect effects of glutaraldehyde on soil mesofauna remain unknown. Thus, we hypothesized that the mesofauna can be affected by saline produced water or the glutaraldehyde used in reverse osmosis treatments.

The aim of this study was to evaluate whether irrigation with treated produced water affected soil mesofauna taxa in an agricultural area as compared with groundwater irrigation. We investigated the effect of irrigation on higher-level taxa that are commonly used in environmental monitoring, and on oribatid mite species. This study also evaluated whether the soils under the irrigation treatments or exposed to glutaraldehyde had a potential ecotoxicological effect on the mesofauna species *Folsomia candida* and *Enchytraeus crypticus*.

2 MATERIAL AND METHODS

The study was conducted in fields irrigated with different types of water or non-irrigated land cultivated with ornamental pineapple plants (*Ananas comosus* var. *erectifolius* (L.B. Smith) Coppens & Leal) on the Belém farm (FZB) of Petrobras, located in the municipality of Aracati, State of Ceará (Brazil) (4°44'4.23"S, 37°32'23.56"W). The soil of the area was classified as Haplic Arenosol with the following size fractions (g/kg): 978 sand, 27.4 silt, and 26.6 clay. In this area, air temperature ranges from 26 to 28°C, annual rainfall is up to 800 mm, and it has a hot, semi-arid climate according to the Köppen classification.

The sampling units comprised nine plots of 400 m² that were arranged in a completely randomized design with three replications for each irrigation treatment and distributed in an area of 19,200 m². The three treatments included: 1) control treatment with groundwater (Groundwater); 2) produced water filtered in sand filters and then treated by reverse osmosis (APO); and 3) produced water that was only filtered (APF). The concentration of glutaraldehyde present in the water from the reverse osmosis treatment was approximately 0.198 mg/L (Melo et al 2010). Each treatment modified the chemical characteristics of the soil (Table 2.1).

Tabela 2.1. Soil analysis data from plots irrigated with the three types of water used in this study before and after one year of irrigation.

Soil analysis	Groundwater		APO		APF	
	Before	After	Before	After	Before	After
Electrical conductivity (dS/m ²)	0.57	1.97	0.69	1.87	1.39	2.85
pH (in water 1:2.5)	8.49	8.17	8.08	6.63	8.59	8.07
Ca (mg/kg)	10.43	16.68	14.46	18.23	11.18	15.88
Mg (mg/kg)	1.98	10.44	2.31	10.18	2.69	9.39
K (mg/kg)	0.55	1.74	0.64	1.66	0.54	2.06
Na (mg/kg)	0.12	7.45	0.16	4.69	0.15	11.08
Cu (mg/kg)	0.03	1.13	0.03	0.39	0.03	0.16
Fe (mg/kg)	7.13	47.06	6.02	37.20	8.22	35.69
Mn (mg/kg)	14.76	31.21	11.79	30.23	21.56	20.95
Zn (mg/kg)	0.83	5.86	0.91	3.59	0.74	5.96
P (mg/kg)	201.23	126.71	286.34	149.46	242.00	141.17
HPA's ^a	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BETEX ^b	ND	ND	ND	ND	ND	ND

^a Detection level 2.7 mg/kg. ^b Detection level 2 mg/kg.

The plots were planted with ornamental pineapples in February 2013, with a 1-m spacing between rows and a 0.3-m spacing between plants in each row. These areas were previously equipped with a drip irrigation system. The total amount of water applied during the year was 803 l/m² for the Groundwater and APO treatments, and 843 l/m² in the APF treatment. Irrigation was applied daily (approximately 2.3 l/m²), and water depths were calculated based on the estimated crop evapotranspiration and drainage losses measured with small-scale lysimeters (diameter = 0.4 m and depth = 0.7 m). The plants received appropriate fertilizers, Ethrel flowering inductor (2-chloroethylphosphonic acid, 24% m/v), and other common practices in pineapple cultivation (Souza and Rheinhardt 2009).

The mesofauna was sampled 12 months after the beginning of ornamental pineapple cultivation irrigated using the three water treatments. For sampling, three undisturbed sub-samples of soil were collected in each plot using cylindrical PVC tubes (10 cm high and 10 cm diameter). After collection, the arthropods were extracted using a Berlese-Tullgren funnel. Arthropod mesofauna were counted and identified to order or suborder, and holometabolous insects were divided into adults and larvae. The Oribatid mites were identified to the species level.

In controlled laboratory conditions at Embrapa Tropical Agroindustry (Fortaleza, Ceará, Brazil), we conducted two ecotoxicological tests using *Folsomia*

candida (ISO 11267, 1999) and *Enchytraeus crypticus* (ISO 16387, 2004) obtained from the Soil Fauna Laboratory of Embrapa Agrobiologia in Seropédica (RJ, Brazil). In the first assay, reproduction of these two species was evaluated in soil samples collected from the surface layer (0–0.1 m) of field plots (Groundwater, APO, and APF), after one year of irrigation in ornamental pineapple cultivation at FZB. In the second assay, we tested the reproduction of *F. candida* and *E. crypticus* on a non-irrigated soil sample collected from the pineapple field at FZB that received varying glutaraldehyde dosages in the laboratory (from 0.02 to 1000 mg/L). The concentration of glutaraldehyde in produced water treated by reverse osmosis used in this study was 0.198 mg/L, which represented the daily normal exposure of soil mesofauna. Thus, the concentrations tested represent both the lowest concentrations and those larger than a normal exposure of 0.198 mg /L.

For each of these two trials, we used four replicates, each with ten specimens kept in a plastic pot (diameter 4 cm and 7 cm high) containing 30 g of natural non-irrigated soils from the FZB. The concentrations of glutaraldehyde (0.02, 0.05, 0.2, 0.4, 0.79, 10, 100, and 1000 mg/L) were prepared in deionized tap water and the soil was watered to 60% of its field capacity with each glutaraldehyde concentration. Approximately 2 mg of lyophilized yeast was provided as food for springtails and 4 mg of autoclaved oatmeal for the enchytraeids on the first and 14th days of the experiment. The temperature was $20 \pm 1^\circ\text{C}$, and the pH, electrical conductivity, and moisture were evaluated at the beginning and end of the tests according to the protocol validation criteria for the two species.

To evaluate whether an irrigation treatment affected individual mesofauna taxa, the analysis of indicator species (*IndVal*) proposed by Dufrêne and Legendre (1997) was used. *IndVal* values range from 0 to 1. Values closer to 1 indicate stronger associations of a species with a specific treatment. Significance values associated with *IndVal* were calculated by randomization tests. We did not include taxa with a frequency $\leq 10\%$ because that is a precondition for the *IndVal* analysis to be valid. Dominance ranking diagrams were constructed to evaluate changes in the patterns of dominance among the irrigation treatments. In the diagrams, the dominance gradient was represented by the X-axis and calculated from the relative abundance (on the Y-axis) of each taxon collected in the irrigation treatments. We considered the groundwater to be the control treatment.

In ecotoxicological tests, the reproduction and survival of *F. candida* and *E. crypticus* were measured and the effect of glutaraldehyde evaluated using generalized linear models (GLM) modeled by the Poisson distribution. Effective concentration values (EC50) were calculated for organisms that had a significant decrease in their reproduction rates with glutaraldehyde by fitting the data to a logistic regression (log). In all analyses, we used the statistical program R (R Development Core Team 2014).

3 RESULTS AND DISCUSSION

We identified 18 taxonomic groups of arthropods in the three irrigation treatments evaluated. Astigmata, Mesostigmata, and Oribatida mites were the most common organisms collected in the soil under both water-impacted treatments; however, Prostigmata mites occurred in small numbers. In this study, the greatest soil salinity disturbance occurred in the APF treatment. Astigmata are mites that rapidly colonize disturbed areas because of their rapid development and high reproductive rate (Philips 1990; Norton 1994). Predatory mites, such as Mesostigmata, have good dispersion rates and usually have a rapid lifecycle (Koehler 1999); therefore, they can colonize many impacted ecosystems (Lindquist et al 2009).

Five species of Oribatid mites were found in all treatments. Among these species, only *Cosmochthonius* sp., commonly found in more arid environments, was significantly associated with one of the treatments, in this case, the Groundwater treatment (Table 2.2). Species of the family Cosmochthoniidae are relatively abundant in environments with more open vegetation in arid and semi-arid climates (Silva et al 1989; Penttinen and Gordeeva 2010), savannas (Santos et al 2008; Ferreira et al 2012), and agro-ecosystems (Osler and Murphy 2005). However, their abundance is higher in less contaminated areas (Osler and Murphy 2005).

Table 2.2. *IndVal* values for mesofauna of each group collected in the area cultivated with ornamental pineapple (*Ananas comosus* var. *erectifolius*) and submitted to three irrigation treatments. The bold numbers represent significant *IndVal* values ($p \leq 0.05$).

Treatment	Taxa	<i>IndVal</i>	<i>p</i>	Frequency ^a (%)
Groundwater	Hymenoptera	0.53	0.01	29.63
Groundwater	Formicidae	0.17	0.62	18.52
Groundwater	<i>Cosmochthonius</i> sp.	0.44	0.02	14.81
Groundwater	<i>Lamellobates molecula</i>	0.20	0.53	11.11
APO	Coleoptera (larvae)	0.30	0.33	29.63
APO	Prostigmata	0.29	0.23	33.33
APO	Coleoptera (adult)	0.22	0.99	62.96
APO	Psocoptera	0.15	0.87	22.22
APO	<i>Galumna</i> sp.	0.28	0.15	14.81
APO	<i>Afronothrus</i> sp.	0.23	0.56	29.63
APO	<i>Archezogetes longisetosus</i>	0.10	1.00	11.11
APF	Entomobryomorpha	0.56	0.05	66.67
APF	Mesostigmata	0.45	0.18	81.48
APF	Astigmata	0.22	0.91	51.85

Numbers in bold represent significant *IndVal* values ($p \leq 0.05$). ^aCalculated as the percentage of samples where each taxon occurs.

A few organisms were related to one of the irrigation treatments, including the order Hymenoptera (excluding Formicidae), which occurred in the less impacted treatment (Groundwater). Some species of Hymenoptera that nest in the soil are sensitive to some soil disturbances, such as physical impacts like trampling by animals (Bonte 2005), while others may be less abundant in soils with higher heavy metal concentrations (Nahmani and Rossi 2003). However, because of the low taxonomic specificity of some taxa in this study, little can be explained about the relationships of these organisms, since salinity and the presence of biocide treatment effects were observed in this area. In the case of Collembola in the order Entomobryomorpha, which were affected by the APO treatment, the biocide may have affected their populations because they have greater sensitivity to various types of contaminants (Cortet et al 1999).

Although most taxa were not significantly different among the irrigation treatments, we observed changes in dominance patterns. In the Groundwater treatment, the four dominant groups were in the following order: *L. molecula*, Entomobryomorpha, Astigmata, and Mesostigmata. The species *Cosmochthonius* sp. and the order Hymenoptera (excluding Formicidae), which were significantly

associated with the Groundwater treatment (Table 2.2), were the sixth and the ninth most dominant groups, respectively (Figure. 1.1).

In the APO treatment, the pattern of dominance was the most different from the others. Astigmata, *A. longisetosus*, Mesostigmata, and Entomobryomorpha were dominant, although *A. longisetosus* was among the less dominant in the Groundwater treatment and did not occur in the APF treatment (Figure. 2.1). Collembola of the order Entomobryomorpha were dominant in APF and were significantly associated with this treatment (Table 2.2). The Entomobryomorpha were the organisms that most changed in terms of the dominance patterns, notably in APO.

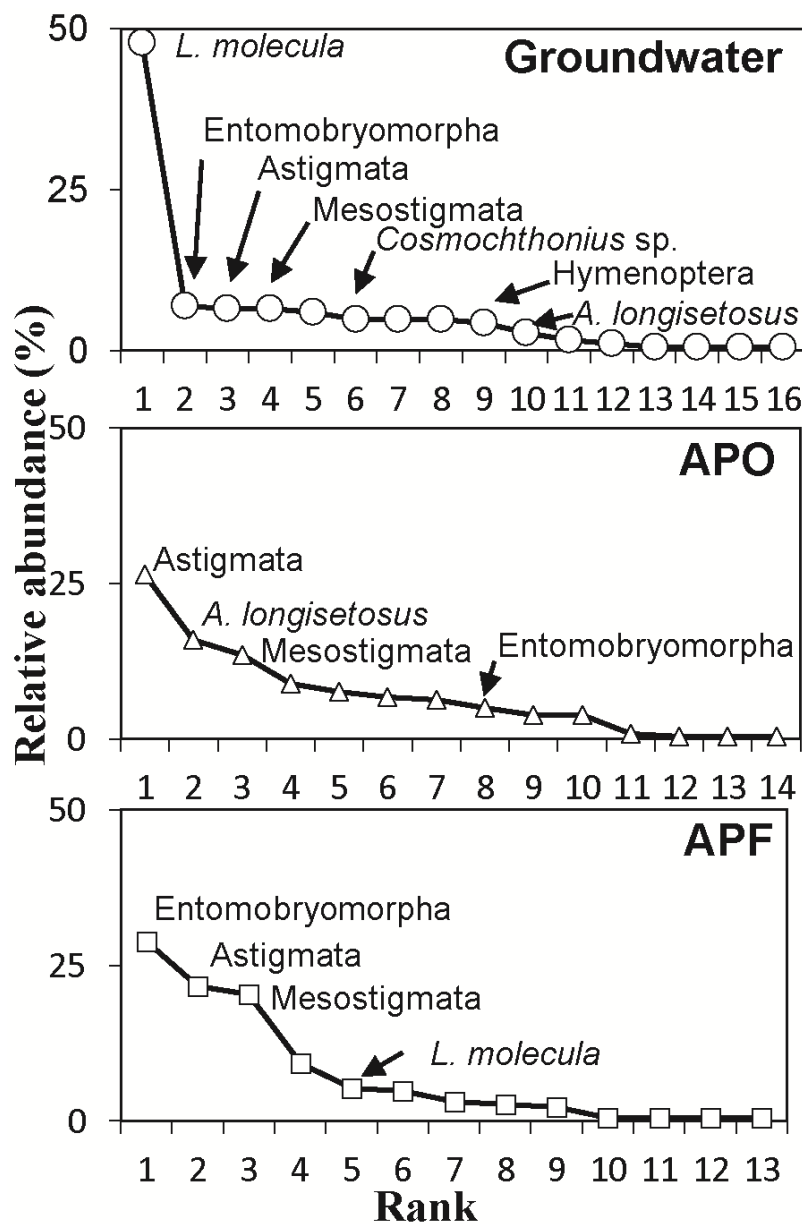


Figure 2.1. Dominance rank diagram of taxa collected in ornamental pineapple cultivation (*Ananas comosus* var. *erectifolius*) submitted to three irrigation treatments. Only the most abundant organisms are highlighted.

Changes in dominance observed among the treatments can occur due to variations in biotic or abiotic conditions (Rae et al 2006; Gilbert et al 2009) or in the availability of resources. There were changes in habitat promoted by irrigation with APF (which is rich in salts) or APO (with the presence of biocides) in relation to the Groundwater treatment. This indicates that the irrigation treatments somehow inhibit with reproduction in some organisms, thereby changing the dominance patterns among taxa.

The ecotoxicological tests demonstrated that produced water had some effect on the reproduction of *F. candida* and *E. crypticus*, but not on their survival. In fact, the survival of an Enchytraeidae species and *F. candida* are not affected by high salinity (Owojori et al 2009). Despite the higher salt content in soil irrigated with APF than that in the other treatments, the reproduction of *F. candida* was significantly lower only in soil irrigated with APO ($p < 0.001$), probably because of glutaraldehyde. Reproduction in the APF treatment was similar to that in the Groundwater treatment ($p = 0.38$) (Figure 2.2).

In the case of *E. crypticus*, both APO ($p = 0.02$) and APF negatively affected the reproduction ($p = 0.02$) of these organisms (Figure 2.2). Terrestrial annelids like *E. crypticus* have more sensitive teguments and have direct contact with the soil solution (Laverack 1963). The long period of presence of glutaraldehyde in water concentrated that contaminant in the soil, and its effect, combined with other characteristics of APO, altered the physiology of these soil organisms. APF increased the salt content of the soil. Ions such as sodium and chlorine, can also adversely affect the reproduction of annelids, most of which are not tolerant to higher salt concentrations in the soil solution (Jänsch et al 2005).

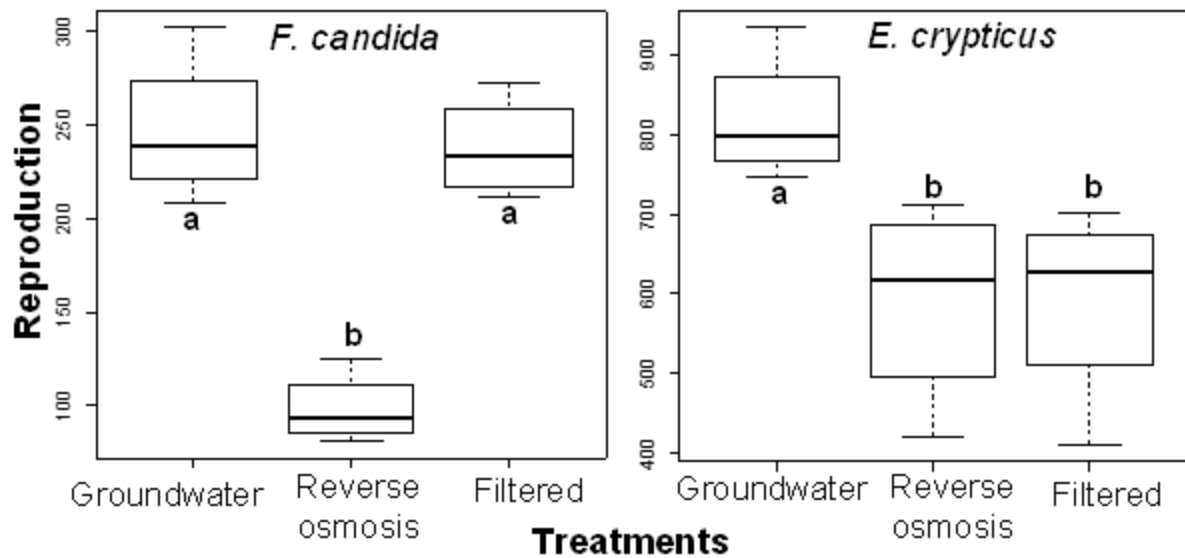


Figure 2.2. Reproduction of *F. candida* and *E. crypticus* on soil collected from three irrigation treatments. Identical letters indicate that treatments were not significantly different ($p > 0.05$).

Mortality in the control, juvenile production, and the coefficient of variation occurred within the range established by the protocols used. No effects were observed in natural soil concentrations of up to 1000 mg/L of glutaraldehyde on the survival of *F. candida*. However, there was a negative impact on the reproduction during exposure to 100 ($p < 0.001$) and 1000 mg/L ($p < 0.001$) (Figure 2.3). The EC₅₀ value for reproduction was 44.43 mg glutaraldehyde per liter of water in the soil.

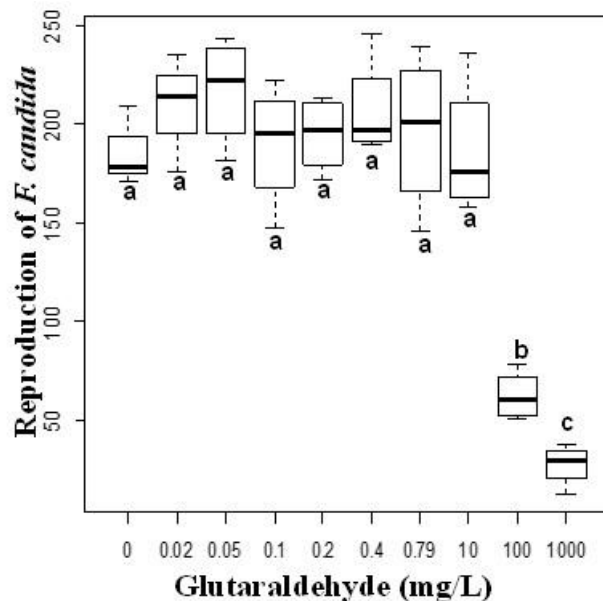


Figure 2.3. Reproduction of *F. candida* in natural soil watered at 60% of field capacity with different aqueous concentrations of glutaraldehyde. Identical letters indicate that treatments were not significantly different ($p > 0.05$).

Because it is a more common contaminant in wastewater (especially from hospitals) and in aquaculture, the ecotoxicological effects of glutaraldehyde have been evaluated for the survival of aquatic organisms (Leung 2001; Pereira et al 2014). In the present study, the EC50 value of glutaraldehyde at 44.43 mg/L for *F. candida* is higher than that found for the reproduction of other arthropods. Reproduction tests showed a low concentration effect in crustaceans ranging from 4.25 mg/L for *Daphnia magna* (Leung 2001) to 4.9 mg/L (Sano et al 2005) for *Ceriodaphnia dubia*. Thus, more glutaraldehyde in the soil was necessary to reduce the reproduction rate.

There was no effect of concentrations up to 1000 mg/L of glutaraldehyde on the survival of *F. candida* or *E. crypticus* in our study. The survival of invertebrates in glutaraldehyde was better evaluated by other studies in aquatic organisms, and the only arthropods evaluated were crustaceans. In aquatic arthropod tests, the EC50 of glutaraldehyde ranged from 0.11 mg/L for Copepoda to 582 mg/L for Amphipoda (see Pereira et al 2014). The present study indicates that a glutaraldehyde concentration much higher than 1000 mg/L is necessary to cause mortality of organisms in soil.

The reproduction and survival of *E. crypticus* was not affected at a concentration of 1000 mg/L in the soil. As for arthropods, ecotoxicological tests with glutaraldehyde were conducted only for aquatic annelids, and these studies found that EC50 values were lower than 1000 mg/L. In the survival tests of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus*, EC50 values observed are 11.1 (Sano et al 2003), and 6.3–16 mg/L (Sano et al 2004). In fact, in terrestrial environments, glutaraldehyde is exposed to a wider range of temperatures, light, and chemical substances, which indicate that its toxic activity is reduced faster than in water (Leung 2001). Therefore, since terrestrial organisms have less contact with water and glutaraldehyde is more easily degraded in soil, a greater concentration may be required to affect the reproduction of the organisms evaluated.

Irrigation with produced water affect soil mesofauna identified at a high taxa level and species of oribatid mites, in relation to groundwater. The dominance relations among taxa are changed in soils irrigated with produced water from different treatment processes. Some mesofauna taxa exhibit a reduced reproductive rate when exposed to soils under irrigation with produced water, regardless of how the water was treated. Although the high doses of glutaraldehyde used in the treatment of reverse osmosis do not affect the survival of the mesofauna, reproduction is clearly affected in arthropod groups.

Acknowledgements

This study is part of a project on the reuse of produced water for irrigation. The authors thank Petrobras for financial support, Capes for a doctoral student scholarship, and Embrapa Agrobiology and Embrapa Tropical Agroindustry for logistics and laboratory facilities.

REFERENCES

- ISO 11267 (1999). Soil quality - inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. International Organization For Standardization. Switzerland.
- ISO 16387 (2004). Soil quality - effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.): Determination of effects on reproduction and survival. International Organization For Standardization. Switzerland.
- Al-Haddabi M, Ahmed M (2007) Land disposal of treated saline oil production water: impacts on soil properties. *Desalination* 212:54–61. doi: 10.1016/j.desal.2006.09.019
- Barrios E (2007) Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol Econ* 64:269–285. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.004>
- Boillot C, Perrodin Y (2008) Joint-action ecotoxicity of binary mixtures of glutaraldehyde and surfactants used in hospitals: Use of the Toxicity Index model and isoblogram representation. *Ecotoxicol Environ Saf* 71:252–259. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.08.010>
- Bonte D (2005) Anthropogenic induced changes in nesting densities of the dune-specialised digger wasp *Bembix rostrata* (Hymenoptera: Sphecidae). *Eur J Entomol* 102:809–812. doi: 10.14411/eje.2005.114
- Brussaard L, Deruiter P, Brown GG, de Ruyter PC (2007) Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agric Ecosyst Environ* 121:233–244. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.013
- Cortet J, Vauflery AG-D, Poinso-Balaguer N, et al (1999) The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *Eur J Soil Biol* 35:115–134. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)00116-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1164-5563(00)00116-3)
- Dindal DL (1990) *Soil Biology Guide* - Daniel L. Wiley, New York

- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345–366. doi: 10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2
- Elkins NZ, Whitford WG (1984) The effects of high salt concentration on desert soil microarthropod density and diversity. *Southwest Nat* 30:239–241.
- Ferreira RNC, Franklin E, de Souza JLP, de Moraes J (2012) Soil oribatid mite (Acari: Oribatida) diversity and composition in semi-deciduous forest fragments in eastern Amazonia and comparison with the surrounding savanna matrix. *J Nat Hist* 46:2131–2144. doi: 10.1080/00222933.2012.707245
- Gilbert B, Turkington R, Srivastava DS (2009) Dominant species and diversity: linking relative abundance to controls of species establishment. *Am Nat* 174:850–62. doi: 10.1086/647903
- Ibekwe AM, Poss JA, Grattan SR, et al (2010) Bacterial diversity in cucumber (*Cucumis sativus*) rhizosphere in response to salinity, soil pH, and boron. *Soil Biol Biochem* 42:567–575. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.11.033
- Jänsch S, Römbke J, Didden W (2005) The use of enchytraeids in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicol Environ Saf* 62:266–277. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.10.025>
- Johnston CR, Vance GF, Ganjegunte GK (2008) Irrigation with coalbed natural gas co-produced water. *Agric Water Manag* 95:1243–1252. doi: 10.1016/j.agwat.2008.04.015
- Koehler HH (1999) Predatory mites (Gamasina, Mesostigmata). *Agric Ecosyst Environ* 74:395–410. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00045-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00045-6)
- Krantz GW, Walter DE (eds) (2009) *A Manual of Acarology*, 3rd edn. Texas Tech University Press, Lubbock,
- Laverack M. (1963) *The Physiology of Earthworms*. Pergamon Press, Oxford
- Leung HW (2001) Ecotoxicology of glutaraldehyde: review of environmental fate and effects studies. *Ecotoxicol Environ Saf* 49:26–39. doi: 10.1006/eesa.2000.2031
- Lindquist EE, Krantz GW, Walter DE (2009) Order Mesostigmata. In: Krantz GW, Walter DE (eds) *A Man. Acarol.*, 3rd edn. Texas Tech University Press, Lubbock, pp 124–232
- Lopes EDOR, Weber OB, Crisóstomo LA, Mattos EPNB de (2014) Short-term effects of produced water on microbial activity in semiarid soil. *Int J Curr Microbiol Appl Sci* 3:295–403.

- Melo M, Schluter H, Ferreira J, et al (2010) Advanced performance evaluation of a reverse osmosis treatment for oilfield produced water aiming reuse. *Desalination* 250:1016–1018. doi: 10.1016/j.desal.2009.09.095
- Murray-Gulde C, Heatley JE, Karanfil T, et al (2003) Performance of a hybrid reverse osmosis-constructed wetland treatment system for brackish oil field produced water. *Water Res* 37:705–713. doi: 10.1016/S0043-1354(02)00353-6
- Nahmani J, Rossi J-P (2003) Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *C R Biol* 326:295–303. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00070-2](http://dx.doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00070-2)
- Norton R (1994) Evolutionary Aspects of Oribatid Mite Life Histories and Consequences for the Origin of the Astigmata. In: Houck M (ed) *Mites SE - 5*. Springer US, pp 99–135
- Osler GHR, Murphy D V (2005) Oribatid mite species richness and soil organic matter fractions in agricultural and native vegetation soils in Western Australia. *Appl Soil Ecol* 29:93–98. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.09.002>
- Owojori OJ, Reinecke AJ, et al (2009) Comparative study of the effects of salinity on life-cycle parameters of four soil-dwelling species (*Folsomia candida*, *Enchytraeus doerjesi*, *Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*). *Pedobi* 52: 351-360. doi:10.1016/j.pedobi.2008.12.002
- Penttinen R, Gordeeva E (2010) Distribution of Cosmochthonius species (Oribatida: Cosmochthoniidae) in the eastern part of the Mediterranean, Ukraine and Tajikistan. In: Sabelis MW, Bruin J (eds) *Trends Acarol. SE - 27*. Springer Netherlands, pp 171–174
- Pereira SPP, Oliveira R, Coelho S, et al (2014) From sub cellular to community level: toxicity of glutaraldehyde to several aquatic organisms. In: Dindal D. (ed) *Soil Biol. Guid.* Wiley, New York, pp 757–778
- R Development Core Team (2014) *R: A language and environment for statistical computing*. R A Lang. Environ. Stat.
- Rae DA, Armbruster WS, Edwards ME, Svengård-Barre M (2006) Influence of microclimate and species interactions on the composition of plant and invertebrate communities in alpine northern Norway. *Acta Oecologica* 29:266–282. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2005.11.007>
- Sano LL, Krueger AM, Landrum PF (2005) Chronic toxicity of glutaraldehyde: differential sensitivity of three freshwater organisms. *Aquat Toxicol* 71:283–296. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.12.001>
- Sano LL, Mapili MA, Krueger A, et al (2004) Comparative Efficacy of Potential Chemical Disinfectants for Treating Unballasted Vessels. *J Great Lakes Res* 30:201–216. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330\(04\)70340-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330(04)70340-8)

- Sano LL, Moll RA, Krueger AM, Landrum PF (2003) Assessing the Potential Efficacy of Glutaraldehyde for Biocide Treatment of Un-ballasted Transoceanic Vessels. *J Great Lakes Res* 29:545–557. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330\(03\)70458-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330(03)70458-4)
- Santos EMR, Franklin E, Magnusson WE (2008) Cost-efficiency of Subsampling Protocols to Evaluate Oribatid-Mite Communities in an Amazonian Savanna. *Biotropica* 40:728–735. doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00425.x
- Silva S, Whitford WG, Jarrell WM, Virginia RA (1989) The microarthropod fauna associated with a deep rooted legume, *Prosopis glandulosa*, in the Chihuahuan Desert. *Biol Fertil Soils* 7:330–335. doi: 10.1007/BF00257828
- SINTEF (1991) Ucarcide 150. Acute toxicity to mussel (*Mytilus edulis*), Marine phytoplankton (*Skeletonema costatum*) — inhibition of growth rate, Acorn barnacle (*Balanus improvisus*) — repressing of the settlement and metamorphosis. Oslo
- Souza LFS, Reinhardt DH (2009). Pineapple. In LA Crisóstomo, A Naumov (eds.) *Fertilizing for High Yield and Quality Tropical Fruits fo Brazil*. International Potash Institute, Horgen, Switzerland. pp.179-201. ISBN 978-3-9523243-1-8
- Travis MJ, Weisbrod N, Gross A (2012) Decentralized wetland-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. *Ecol Eng* 39:81–89. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.11.008

CAPÍTULO III

(Submetido ao periódico *Agricultural Water Management*)

USANDO MICROARTRÓPODES PARA MONITORAR IRRIGAÇÃO COM ÁGUA DA EXPLORAÇÃO PETROLÍFERA: ESPÉCIES OU OUTRAS CATEGORIAS TAXONÔMICAS?

Resumo - Investigações sobre impactos da atividade agrícola no solo são realizadas utilizando a mesofauna como indicadora dessas perturbações. Para tanto, são abordadas desde identificações em nível de ordem, classe ou até espécies de alguns táxons de microartrópodes. O objetivo desse trabalho foi avaliar se a assembleia dos microartrópodes da mesofauna, identificados em classe ou ordem, responde de forma similar a assembleias de espécies, no caso ácaros Mesostigmata edáficos. Um ciclo de girassol e mamona no período seco e outro no chuvoso foram cultivados em uma área de semiárido. Utilizou-se água produzida proveniente da exploração petrolífera e água do lençol freático na irrigação. Os microartrópodes foram coletados no solo sob as culturas, durante dois períodos sazonais, em três tratamentos de irrigação e em área de mata nativa. A abundância de microartrópodes e de espécies de ácaros correlacionaram-se, no entanto, a riqueza não apresentou correlação. As respostas da abundância e riqueza das duas assembleias às condições avaliadas foram similares no girassol. Um grupo de microartrópodes (Diplura) associou-se ao tratamento de irrigação controle e nenhuma espécie de Mesostigmata pode indicar impacto da irrigação. Tanto os estudos com ordens de microartrópodes quanto de espécies de ácaros do solo possuem respostas semelhantes aos padrões gerais do ambiente. No entanto, a estrutura da assembleia dos microartrópodes em geral parece ser mais sensível aos impactos de irrigação.

Palavras-chave: Monitoramento ambiental, Agroecossistemas, Biologia do solo, Semiárido.

1 INTRODUÇÃO

Devido à expansão das fronteiras agrícolas e, conseqüentemente, ao impacto promovido por estas atividades, o monitoramento ambiental da qualidade do solo tem despertado o interesse das instituições de pesquisa e ganhado relevância governamental. Diversos meios de monitoramentos temporal e espacial da fauna de artrópodes têm sido propostos, adotando que estes organismos podem refletir as condições/perturbações promovidas no solo (Pik et al., 2002). No entanto, devido à grande diversidade de microartrópodes no solo e das técnicas utilizadas para a identificação taxonômica desses grupos, é necessário muito tempo e vários taxonomistas para a caracterização de toda a fauna no nível de espécies (Giller, 1996). Estas demandas chegam, muitas vezes, a inviabilizar o monitoramento ambiental através desses organismos (Lawton et al., 1998). Em casos em que há uma grande diversidade de organismos, as alternativas mais utilizadas em monitoramentos são: a escolha de um grupo taxonômico mais restrito, como alguns grupos de ácaros (Moraes et al., 2011; Santos et al., 2008), que geralmente requerem menos taxonomistas para identificação ou a identificação em categorias taxonômicas superiores à espécie, que é mais simples e pode ser feita com maior rapidez (Bates et al., 2007; Oliver and Beattie, 1993).

A principal desvantagem do uso de assembleia da mesofauna identificada no nível de classe, ordem ou subordem no monitoramento ambiental é que essas categorias taxonômicas são muito gerais e englobam organismos com respostas ambientais diferentes, o que pode obscurecer as respostas das espécies às condições ambientais (Franklin et al., 2005). Além disso, há maior dificuldade quando se compara resultados de estudos entre áreas diferentes, devido a estas resoluções taxonômicas não permitirem o acesso à similaridade de espécies e representarem muito mal os padrões de beta diversidade (Prinzing et al., 2003). No entanto, essa abordagem abrange a maior diversidade funcional do ambiente, refletindo melhor as funções do ecossistema do que quando se utiliza uma assembleia funcionalmente menos diversa (Heemsbergen et al., 2004).

Dentre os organismos que compõe os microartrópodes e que podem ser utilizados no monitoramento das condições do solo estão os ácaros Mesostigmata. Os Mesostigmata edáficos de agroecossistemas são, no geral, um grupo predominantemente predador (Koehler, 1999, 1997) com isso, ocorrem geralmente

junto com outros microartrópodes que são suas presas (Walter and Proctor, 1998). Este padrão de co-ocorrência pode indicar que as respostas destes ácaros e da mesofauna a certas condições ambientais podem ser semelhantes.

Como não existe um protocolo padrão para o monitoramento, as várias avaliações ambientais são feitas utilizando diversas abordagens, desde o uso de microartrópodes nas categorias taxonômicas mais superiores ou a seleção de qualquer um dos grupos taxonômicos que compõe a mesofauna para identificação em espécies (UNEP, 2011). Estas abordagens dificultam as comparações e as interpretações entre as diversas avaliações ambientais. Com isso, se torna interessante a elaboração de propostas que ajudem a descrever como as diferentes categorias taxonômicas das assembleias de microartrópodes do solo respondem a determinadas práticas agrícolas, como a irrigação.

A irrigação com água produzida submetida a diferentes processos de tratamentos promove diversos impactos no solo como a salinização e alteração da estrutura física (Al-Haddabi and Ahmed, 2007), bem como redução da atividade microbiológica (Lopes et al., 2014). Ressalta-se que o objetivo deste estudo não foi descrever os padrões da assembleia de microartrópodes associados à sazonalidade, uso do solo ou irrigação, mas investigar quais as similaridades entre as respostas dessa assembleia, identificada no nível de ordem ou classe, com a fauna de ácaros Mesostigmata edáficos, identificada no nível de espécie. Teve-se como hipótese que, como maioria dos Mesostigmata são classificados como predadores de outros organismos da mesofauna (Walter and Proctor, 2013), a interação desses ácaros com outros microartrópodes pode favorecer respostas semelhantes desses dois grupos às mesmas variações/impactos ambientais. Por outro lado, a estrutura dos microartrópodes em identificação mais geral, por ser funcionalmente mais diversa, pode ser mais sensível às variações ambientais em relação aos Mesostigmata identificados no nível de espécie, que é mais habitat específica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em área da fazenda Belém, no estado do Ceará. Esta região do Brasil possui clima quente, semiárido, com precipitação pluviométrica

anual de 800 mm e caracterizado por duas estações bem definidas: a estação chuvosa entre os meses de janeiro a maio e seca de junho a dezembro. A temperatura média na região varia de 26 a 28 °C. O solo da área experimental foi classificado como Neossolo Quatzarênico (Haplic Arenosol) e a vegetação predominante é a Floresta tropical sazonalmente seca, conhecida regionalmente como Caatinga (Sampaio, 1995). Próximo ao local onde foram instaladas as parcelas deste estudo (4° 44' 4,23" S; 37° 32' 23,56" W), encontra-se o campo de exploração de petróleo na fazenda Belém, gerenciado pela Petrobrás, que foi responsável pelo fornecimento da água produzida para os tratamentos de irrigação.

2.2 Delineamento experimental

Foram instaladas, em um delineamento amostral inteiramente casualizado, nove subparcelas cultivadas com as oleaginosas: mamona (*Ricinus communis* L., cultivar BRS Energia) e nove de girassol oleífero (*Helianthus annuus* L., cultivar BRS 321) com 400 m² cada. Em uma área de vegetação nativa com aproximadamente 400 x 1000 m foram estabelecidas nove unidades amostrais distantes aproximadamente 130 m uma da outra. As áreas cultivadas com oleaginosas e de vegetação nativa foram amostradas durante dois ciclos sucessivos, envolvendo um no período seco (setembro de 2012) e outro no período chuvoso (março de 2013). A precipitação acumulada foi de 1,8 milímetros durante o ciclo de cultivo no período seco e 446,6 mm no chuvoso. A irrigação das plantas foi localizada (gotejamento) sendo que a lâmina de água aplicada diariamente foi estimada pela evapotranspiração das culturas e a drenagem, utilizando lisímetros de coluna (0,4 de diâmetro e 0,7 de profundidade). Na irrigação foram utilizadas: um tratamento controle com água coletada a partir do aquífero Açú (200 m de profundidade); água produzida filtrada; e água produzida filtrada e tratada por osmose reversa em três repetições para cada cultura, durante os dois ciclos de cultivo.

2.3 Coleta e identificação da fauna do solo

Os microartrópodes do solo foram coletados nos dois períodos sazonais em cada ciclo de cultivos (seca e chuvoso), nas duas oleaginosas (mamona e girassol) e em três tratamentos de irrigação (aquífero, produzida e osmose reversa). Utilizaram-

se sondas cilíndricas de amostragem de solo (10 cm de diâmetro por 10 cm de profundidade) para coletar seis subamostras indeformadas em cada parcela (três durante a germinação e mais três antes da colheita). Estas seis subamostras foram combinadas para formar uma amostra por parcela. Na área cultivada, as subamostras foram coletadas a uma distância de sete metros uma da outra. Nesses mesmos períodos, coletaram-se duas subamostras em cada uma das nove unidades amostrais estabelecidas na vegetação. Da mesma forma que nas culturas, as subamostras da vegetação nativa foram combinadas para formarem nove amostras compostas.

Os microartrópodes foram extraídos das amostras de solo utilizando o método de Berlese–Tullgren modificado (Franklin and Morais, 2006). Os microartrópodes que compuseram a mesofauna foram identificados no nível de ordem e os organismos holometábolos foram divididos entre adultos e larvas. Os aracnídeos foram divididos nos grupos: Araneae, Acari, e Pseudoscorpionida. A assembleia de ácaros Mesostigmata foi identificada no nível de espécie.

2.4 Análise dos dados

Duas assembleias compostas por táxons de níveis taxonômicos diferentes foram estabelecidas. Na primeira, incluíram-se os microartrópodes coletados e identificados em nível taxonômico de ordem ou classe e na segunda apenas os ácaros Mesostigmata identificados no nível de espécie. Comparou-se as respostas das duas assembleias em relação à riqueza, abundância, relação da riqueza da abundância com as variáveis disponíveis, efeito dos tratamentos de irrigação sobre os táxons e a estrutura das assembleias entre a área cultivada e vegetação nativa.

Um teste de correlação de Pearson (r) com correção de Bonferroni foi utilizado para avaliar se a riqueza ou abundância de Mesostigmata estava relacionada com riqueza ou abundância dos microartrópodes totais. Avaliou-se as relações dos dois grupos de organismos com as variáveis: sazonalidade, irrigação e cultura utilizando uma análise de variância (ANOVA). Um teste de Shapiro-Wilk (W) detectou a não normalidade dos dados de abundância ($W = 0,652$; $p < 0,001$) e riqueza ($W = 0,790$; $p < 0,001$) de ácaros, e abundância ($W = 0,711$; $p < 0,001$) e riqueza ($W = 0,890$; $p = 0,049$) de outros táxons de microartrópodes. Com isso, os dados foram transformados em $\log(x + 1)$ para serem avaliados nos testes. Utilizou-se a análise de espécies indicadoras (*indval*) proposta por Dufrene e Legendre, (1997) para avaliar

se alguns dos organismos das duas assembleias testadas esteve associado a um dos tratamentos de irrigação. A diferença na estrutura das assembleias entre os tratamentos de irrigação e a sazonalidade e entre a vegetação nativa e a área cultivada foi investigada utilizando uma Análise Multivariada não Paramétrica (NP-MANOVA). Uma análise de Escalonamento Multidimensional não Métrica (NMDS) foi usada para gerar uma representação visual da estrutura das duas assembleias em área cultivada e na vegetação nativa. O programa estatístico R (R Development Core Team, 2014) foi utilizado nas análises.

3 RESULTADOS

Nas áreas cultivadas e de vegetação nativa foram identificadas 15 espécies de Mesostigmata e 23 grupos de outros microartrópodes durante os períodos de chuva e de seca. Na vegetação nativa foram registrados 20 grupos de microartrópodes nas duas estações e oito espécies de ácaros, presentes apenas na estação chuvosa. Na área de agroecossistema identificou-se 19 táxons de microartrópodes e dez espécies de ácaros (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Ácaros Mesostigmata e demais Microartrópodes identificados nos três tipos de vegetação avaliados.

Organismo	Abundância relativa (%)			Frequência relativa (%)		
	Girassol	Mamona	Mata	Girassol	Mamona	Mata
Acari	35,43	63,66	50,41	100,00	100,00	100,00
Araenae	3,28	1,28	0,25	77,78	100,00	44,44
Blattodea	0,00	0,04	0,38	0,00	11,11	33,33
Hemiptera-Sternorrhyncha	1,31	0,09	0,00	33,33	11,11	0,00
Coleoptera (larva)	10,63	3,76	0,44	100,00	100,00	55,56
Coleoptera	9,06	2,92	0,50	88,89	100,00	55,56
Dermaptera	0,13	0,09	0,00	11,11	22,22	0,00
Diplura	1,05	0,35	0,19	44,44	55,56	33,33
Diptera (larva)	3,94	1,24	1,26	77,78	77,78	66,67
Collembola	24,93	10,52	38,58	100,00	100,00	100,00
Hymenoptera-Formicidae	7,22	4,29	1,57	88,89	88,89	55,56
Hemiptera-Heteroptera	0,13	0,18	0,06	11,11	44,44	11,11
Hymenoptera	0,00	0,04	0,06	0,00	11,11	11,11
Isoptera	0,39	1,28	0,06	22,22	33,33	11,11
Isopoda	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	11,11
Lepidoptera	0,00	0,04	0,00	0,00	11,11	0,00
Lepidoptera (larva)	0,13	0,09	0,06	11,11	11,11	11,11
Neuroptera (larva)	0,13	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00
Orthoptera	0,00	0,04	0,76	0,00	11,11	44,44
Polyxenida	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	11,11
Pseudoscorpiones	0,26	0,04	1,70	11,11	11,11	88,89
Psocoptera	0,66	9,37	2,08	33,33	77,78	100,00
Symphyla	0,00	0,00	0,88	0,00	0,00	44,44
Thysanoptera	1,31	0,66	0,50	66,67	44,44	66,67
Zygentoma	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	22,22
Ácaros Mesostigmata						
<i>Asca</i> sp.	0,00	0,00	43,33	0,00	0,00	0,54
<i>Cosmolaelaps</i> sp.	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,18
<i>Gaeolaelaps</i> sp. 1	50,00	25,85	0,00	88,89	100,00	0,00
<i>Gaeolaelaps</i> sp.3	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,18
<i>Geolaelaps</i> sp. 2	2,50	2,44	0,00	22,22	33,33	0,00
<i>Gamasellodes</i> sp.	0,00	0,98	23,33	0,00	22,22	0,36
<i>Gymnolaelaps</i> sp.	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,18
<i>Macrocheles</i> sp.	2,50	0,49	0,00	22,22	11,11	0,00
<i>Neoseiulus</i> sp.	0,00	0,89	0,00	0,00	11,11	0,00
<i>Oplitis</i> sp.	5,00	5,37	0,00	22,22	33,33	0,00
<i>Proprioseiopsis</i> sp.	0,00	0,00	3,33	0,00	0,00	0,09
<i>Protogamasellopsis posnaniensis</i>	0,00	20,49	0,00	0,00	22,22	0,00
<i>Protogamasellus mica</i>	40,00	32,68	0,00	88,89	77,78	0,00
Uropodidae sp.3	0,00	10,24	0,00	0,00	11,11	0,00
Uropodidae sp.4	0,00	0,49	0,00	0,00	11,11	0,00

3.1 Relação da abundância e riqueza entre os táxons avaliados na área cultivada

A correlação entre assembleias foi observada para abundância de organismos da área irrigada e cultivada (Pearson $r = 0,91$; $p < 0,001$), o que leva a inferir que os Mesostigmata possuem resposta semelhante ao restante dos microartrópodes. No entanto, as riquezas dos dois grupos não estiveram correlacionadas (Pearson $r = 0,11$; $p < 0,661$), indicando que o número de espécies de ácaros não reflete a quantidade total dos outros táxons de microartrópodes.

As variações em abundância e riqueza de microartrópodes em relação aos períodos sazonais (seco e chuvoso), cultura (mamona e girassol) e tratamentos de irrigação (aquífero, filtrada e osmose reversa) dos Mesostigmata e dos demais microartrópodes foram demonstradas (Tabela 3.2). A abundância e a riqueza de ácaros e dos outros microartrópodes não foram afetadas por nenhuma das variáveis avaliadas na cultura do girassol. No entanto, para a mamona, a abundância de ambas as assembleias foi afetada pelo período sazonal e pelas culturas. Diferentemente dos ácaros, as respostas da assembleia de microartrópodes foi mais complexa, pois sofreu interação entre período sazonal e tratamentos de irrigação. Para a riqueza, foi observado que os Mesostigmata são influenciados pelo período sazonal, enquanto os demais microartrópodes pela irrigação. As respostas dos dois grupos taxonômicos abordados às interações do período sazonal com os tratamentos de irrigação foram diferentes.

Tabela 3.2. Análise de variância realizada a partir do período sazonal e tratamentos de irrigação com a abundância e riqueza de ácaros Mesostigmata e demais microartrópodes do solo. Os valores significativos estão representados em negrito.

Variáveis	Abundância				Riqueza			
	Mesostigmata		Microartrópodes		Mesostigmata		Microartrópodes	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Girassol								
Período sazonal	3,45	0,09	3,08	0,11	2,08	0,17	0,13	0,73
Irrigação	1,19	0,34	1,27	0,32	1,33	0,30	0,90	0,43
Período X Irrigação	2,68	0,11	0,67	0,53	4,33	0,06	0,30	0,75
Mamona								
Período sazonal	9,07	0,01	27,36	<0,01	7,20	0,02	3,03	0,11
Irrigação	6,03	0,02	11,43	<0,01	2,02	0,18	11,12	<0,01
Período X Irrigação	2,24	0,15	15,93	<0,01	2,47	0,13	0,03	0,97

3.2 Relação das espécies de Mesostigmata e outros microartrópodes com os tratamentos de irrigação

Nenhuma das espécies de Mesostigmata avaliadas esteve associada aos tratamentos de irrigação. Dentre os outros microartrópodes identificados no nível de ordem, apenas Diplura esteve relacionado com a água do aquífero, o que indicou a sensibilidade desses organismos aos outros tratamentos de irrigação avaliados (Tabela 3.3).

Tabela 3.3. Análise de espécies indicadoras (*indval*) entre tratamentos de irrigação e espécies de ácaros Mesostigmata e outros de microartrópodes do solo. Indivíduos com frequência menor do que quatro não foram incluídos. Os valores significativos estão representados em negrito.

Grupo	Tratamento	Táxon	<i>indval</i>	<i>P</i>
Ácaros Mesostigmata	Aquífero	<i>Geolaelaps</i> sp.2	0,22	0,731
	Osmose	<i>Geolaelaps</i> sp.1	0,32	0,973
	Produzida	<i>Protogamasellus mica</i>	0,48	0,222
	Produzida	<i>Oplitis</i> sp.	0,42	0,188
Outros Microartrópodes	Aquífero	Diplura	0,63	0,009
	Aquífero	Araneae	0,56	0,086
	Aquífero	Hemiptera - Heteroptera	0,53	0,064
	Aquífero	Hymenoptera - Formicidae	0,47	0,371
	Aquífero	Coleoptera	0,46	0,138
	Aquífero	Hemiptera - Sternorrhyncha	0,46	0,136
	Aquífero	Coleoptera (larva)	0,42	0,632
	Aquífero	Isoptera	0,24	0,574
	Osmose	Collembola	0,49	0,278
	Osmose	Thysanoptera	0,21	0,987
	Produzida	Diptera (larva)	0,62	0,061
	Produzida	Acari	0,57	0,204
	Produzida	Psocoptera	0,51	0,335

3.3 Relação das assembleias dos dois grupos taxonômicos com as variáveis

No geral, as respostas dos Mesostigmata foram diferentes em cada tipo de cultura. Para a o girassol, tanto os ácaros quanto a assembleia de outros microartrópodes foram influenciados pelo período sazonal. Porém, a irrigação influenciou apenas a estrutura da assembleia dos outros microartrópodes, com

interação indicando que o efeito da irrigação depende do período sazonal avaliado (Tabela 3.4).

Na cultura da mamona, as respostas das duas assembleias não foram similares para o período sazonal, que influenciou apenas a comunidade de microartrópodes. Apesar disto, ambos os grupos avaliados responderam significativamente aos tratamentos de irrigação e não houve interação com o período sazonal.

Tabela 3.4. Análise de variância não paramétrica (NP-MANOVA) realizada a partir do período sazonal e tratamentos de irrigação com a assembleia de ácaros Mesostigmata do solo e demais microartrópodes para o índice de Bray-Curtis. Os valores significativos estão representados em negrito.

Variáveis	Ácaros Mesostigmata			Demais Microartrópodes		
	<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i>
Girassol						
Período sazonal	5,74	0,31	0,04	5,57	0,21	<0,01
Irrigação	0,35	0,04	0,79	2,03	0,16	0,02
Período sazonal X Irrigação	3,65	0,39	0,09	2,18	0,17	0,02
Mamona						
Período sazonal	0,62	0,04	0,70	9,96	0,33	<0,01
Irrigação	2,46	0,29	0,03	2,51	0,17	0,02
Período sazonal X Irrigação	0,69	0,08	0,71	1,68	0,11	0,10

Diferenças na estrutura das duas assembleias também ocorreram nas comparações entre a área cultivada e a vegetação nativa. Mesostigmata não ocorreram durante a estação seca no solo da vegetação nativa com isso, avaliou-se as duas assembleias apenas durante o período chuvoso. Nesse caso, tanto a assembleia de Mesostigmata ($F_{model} = 14,45$; $R^2 = 0,42$; $p = 0,001$) quanto a dos demais microartrópodes ($F_{model} = 4,35$; $R^2 = 0,18$; $p = 0,001$) foram influenciadas pelos tipos de cobertura vegetal. Com isso, evidenciou-se que a estrutura de ambas as assembleias diferenciam-se entre os dois tipos de uso do solo, o que indicou semelhança nas respostas das duas abordagens taxonômicas. Apesar das respostas similares, a separação entre as áreas avaliadas foi mais evidente quando considerou-se a assembleia de Mesostigmata, o que indicou maior especificidade desses organismos por uma das áreas (Figura 3.1).

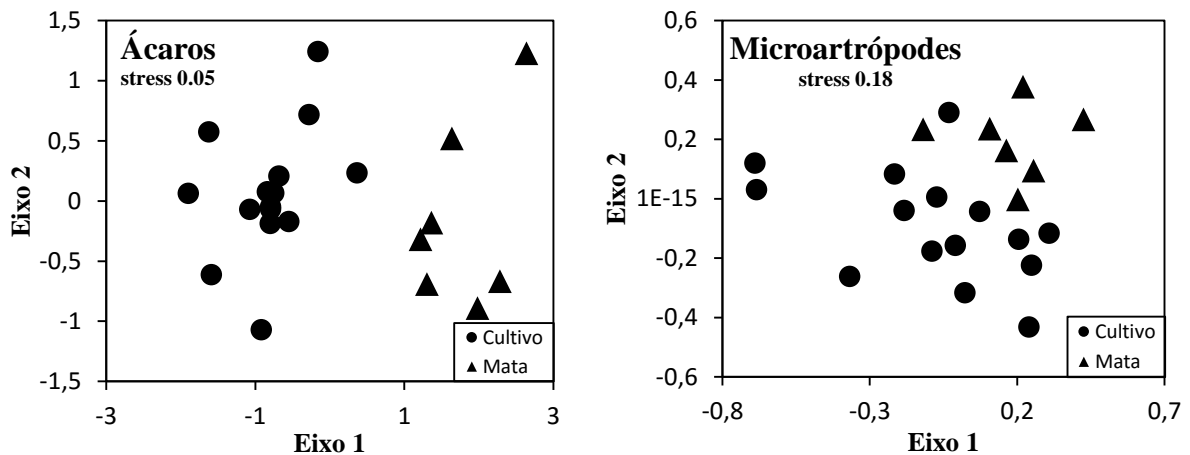


Figura 3.1. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da assembleia de ácaros Mesostigmata e microartrópodes edáficos realizada a partir do índice de Bray-Curtis para área cultivada e de vegetação nativa.

4 DISCUSSÃO

A abundância de Mesostigmata no solo correlacionou-se com os demais microartrópodes. Enquanto isso, houve baixa correlação entre a riqueza dos dois grupos taxonômicos. Comparações utilizando abundância de espécies entre categorias taxonômicas diferentes não são comuns na literatura, o que torna mais difícil a explicação dessa correlação. Talvez, devido ao fato dos Mesostigmata encontrados serem considerados predadores (exceto Uropodidae), esses organismos ocorram com maior abundância onde haja maior disponibilidade de presas potenciais como colêmbolos, outros ácaros ou pequenos insetos imaturos (Walter and Proctor, 1998). Normalmente, para um mesmo táxon, é comum haver alta correlação da riqueza de espécies com gêneros (Andersen, 1995; Cardoso et al., 2004; Kallimanis et al., 2012; Prinzing et al., 2003) famílias (Kallimanis et al., 2012; Prinzing et al., 2003) ou até mesmo ordens (Prinzing et al., 2003) quando se comparam todas as espécies de um grupo com suas categorias taxonômicas superiores. No caso do presente estudo, esse padrão diferiu porque as comparações foram feitas entre táxons diferentes, ou seja, ácaros Mesostigmata foram comparados a outros táxons de aracnídeos e traqueados.

No geral, a abundância das duas assembleias respondeu de forma semelhante às variáveis ambientais na cultura do girassol e da mamona (Tabela 2). Normalmente, variáveis correlacionadas respondem de forma semelhante aos mesmos modelos estatísticos (Legendre and Legendre, 2012), com isso a correlação

entre abundância de organismos das duas assembleias pode implicar na semelhança de respostas à diversas variações ambientais. A resposta da abundância dos demais microartrópodes possuiu interações estatísticas entre as variáveis avaliadas na mamona, indicando que as relações desse grupo como ambiente são mais complexas. Essa complexidade provavelmente ocorre devido à assembleia da mesofauna englobar maior diversidade funcional (Dindal, 1990) do que os ácaros Mesostigmata, que são predominantemente predadores (Koehler, 1999; Lindquist et al., 2009). De fato, as respostas de uma comunidade com maior diversidade funcional a certas variáveis tendem a ser mais complexas, pois não é o número de espécies, mas o grau de diferenças funcionais entre espécies que comandam os processos dos ecossistemas (Heemsbergen et al., 2004). Nesses casos, certo grupo funcional pode, por exemplo, ser dependente da sazonalidade ou tipo de cobertura vegetal enquanto outros não são influenciados por essas variáveis, e isso é refletido pelas interações estatísticas significativas encontradas.

O padrão de respostas da riqueza de espécies de Mesostigmata às variáveis não diferiu da resposta observada para os demais microartrópodes na cultura do girassol, mas houve diferenças no cultivo de mamona. Tal resposta foi reflexo da baixa correlação entre a riqueza de espécies dos ácaros avaliados com a de táxons dos outros microartrópodes, assumindo que a baixa correlação entre variáveis pode implicar em respostas diferentes aos mesmos modelos estatísticos (Legendre and Legendre, 2012). A riqueza de Mesostigmata foi mais sensível nas relações com o período sazonal, mas não com a irrigação, do que com os outros táxons de microartrópodes. Quando as avaliações são feitas com grupos taxonômicos mais refinados, os modelos estatísticos recebem dados de organismos que possuem respostas mais diretas as variações do que em avaliações feitas com categorias taxonômicas mais gerais (Bates et al., 2007). Com isso, identificações em uma categoria taxonômica mais elevada tendem a obscurecer a riqueza, o que não ocorre em uma assembleia identificada no nível de espécies (Franklin et al., 2005). Portanto, as respostas da riqueza de categorias taxonômicas mais gerais a certas condições ambientais (ex. sazonalidade) tendem a ser menos precisas.

Apenas os Diplura sofreram alterações devido a irrigação feita a partir de água produzida. Em estudos de monitoramento ambiental, os dipluros estão associados à áreas com menor impacto antrópico em relação a compactação do solo (Blasi et al., 2013) ou outros tipos de manejo agrícola como a capina (Addison, 2007).

No caso da assembleia de Mesostigmata, a relação das espécies com a qualidade da água não foi perceptível. Ao se utilizar identificações em categorias supraespecíficas, algumas informações a respeito da distribuição das espécies que estão dentro dessa mesma categoria taxonômica são obscurecidas (Prinzing et al., 2003). No entanto, assembleias compostas por várias ordens, além de necessitar menor logística para a identificação (Bates et al., 2007; Oliver and Beattie, 1993), possuem diversidade funcional maior do que quando se utilizam apenas ácaros Mesostigmata, que apresentam maior redundância funcional. Em uma assembleia com maior diversidade funcional, é maior a possibilidade de um dos táxons que a compõe (nesse caso foram os Diplura) sofrer alguma alteração na sua distribuição devido à ocorrência de impactos (Andrén et al., 1995). Nesse caso, as identificações no nível de espécies não possibilitaram monitorar os impactos da irrigação através da riqueza de e nem na presença de uma espécie indicadora.

A assembleia de Mesostigmata foi menos sensível à irrigação na cultura do girassol e ao período sazonal na mamona do que os demais microartrópodes. Isso indica que as especificidades de cada hábitat, nesse nível de impacto (águas com qualidades diferentes), foram melhor refletidas pela assembleia dos demais microartrópodes nas duas culturas (Tabela 4). A importância da avaliação de grupos com maior diversidade funcional, no caso da assembleia de microartrópodes em geral, se dá pelo fato da maior diversidade funcional refletir melhor as funções do ecossistema (Heemsbergen et al., 2004). Com isso, o impacto da sazonalidade e do manejo da irrigação sobre a assembleia funcionalmente mais diversa pode refletir melhor o efeito dessas práticas sobre as funções desse ecossistema.

Com exceção dos tratamentos de irrigação no girassol, do período sazonal na mamona e resguardando as interações entre fatores que ocorrem nos microartrópodes no girassol, as variáveis influenciaram de forma semelhante composição dos dois grupos de organismos (Tabela 4). Além disso, entre os diferentes tipos de uso do solo (vegetação nativa x cultivo irrigado) os Mesostigmata responderam de forma muito semelhante à mesofauna (Figura 1), porém com separação mais evidente das assembleias entre as áreas, indicado maior especificidade às coberturas avaliadas. Em ambientes áridos e semiáridos Mesostigmata edáficos são conhecidos por serem sensíveis a fatores como sazonalidade (Kinnear and Tongway, 2004), estrutura da vegetação (Noble et al., 1996) e práticas agrônômicas de manejo do solo (Bedano and Ruf, 2007). Outros

organismos da mesofauna são também impactados pelos mesmos fatores em climas semiáridos (Santos and Whitford, 1983). A sensibilidade das assembleias avaliadas a esses fatores sugere que as duas abordagens taxonômicas podem ser utilizadas nesse tipo de análise.

Com isso, pode-se inferir que tanto os estudos com categorias taxonômicas supra-específicas de artrópodes da mesofauna quanto de espécies de Mesostigmata edáficos possuem respostas semelhantes aos padrões gerais do ambiente. No entanto, categorias taxonômicas supra-específicas, provavelmente devido a maior diversidade funcional encontrada, parecem responder melhor as diversas perturbações avaliadas. Aliado a isso, o fato de ser necessária uma logística menor na identificação de microartrópodes em níveis taxonômicos supra-específicas, como ordem (Bates et al., 2007; Oliver and Beattie, 1993) incentiva o uso dessa abordagem em monitoramentos ambientais. Os resultados de avaliações ambientais feitas com qualquer um dos dois grupos taxonômicos são comparáveis para padrões mais gerais do ambiente, como tipo de cobertura vegetal envolvida.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa de doutorado ao aluno Raimundo Nonato, a Petrobrás pelo suporte financeiro e a Embrapa Agroindústria Tropical pelo apoio logístico.

REFERÊNCIAS

- Addison, J., 2007. Green Tree Retention: A Tool to Maintain Ecosystem Health and Function in Second-Growth Coastal Forests, in: Langor, W.D. (Ed.), *Arthropods of Canadian Forest*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ottawa, pp. 6–9.
- Al-Haddabi, M., Ahmed, M., 2007. Land disposal of treated saline oil production water: impacts on soil properties. *Desalination* 212, 54–61.
doi:10.1016/j.desal.2006.09.019
- Andersen, A.N., 1995. Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biol. Conserv.* 73, 39–43.
doi:10.1016/0006-3207(95)90059-4

- Andrén, O., Bengtsson, J., Clarholm, M., 1995. Biodiversity and species redundancy among litter decomposers, in: Collins, H.P., Robertson, G.P., Klug, M.J. (Eds.), *The Significance and Regulation of Soil Biodiversity SE - 12, Developments in Plant and Soil Sciences*. Springer Netherlands, pp. 141–151. doi:10.1007/978-94-011-0479-1_12
- Bates, C.R., Scott, G., Tobin, M., Thompson, R., 2007. Weighing the costs and benefits of reduced sampling resolution in biomonitoring studies: Perspectives from the temperate rocky intertidal. *Biol. Conserv.* 137, 617–625. doi:10.1016/j.biocon.2007.03.019
- Bedano, J.C., Ruf, A., 2007. Soil predatory mite communities (Acari: Gamasina) in agroecosystems of Central Argentina. *Appl. Soil Ecol.* 36, 22–31. doi:10.1016/j.apsoil.2006.11.008
- Blasi, S., Menta, C., Balducci, L., Conti, F., Petrini, E., Piovesan, G., 2013. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environ. Monit. Assess.* 185, 1637–1655. doi:10.1007/s10661-012-2657-2
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N.G., Serrano, A.R.M., 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biol. Conserv.* 117, 453–459. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.013
- Dindal, D.L., 1990. *Soil Biology Guide* - Daniel L. Wiley, New York.
- Dufrene, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIST]2.0.CO;2
- Franklin, E., Magnusson, W.E., Luizao, F., Luizão, F.J., 2005. Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition of soil invertebrate communities in an Amazonian savanna. *Appl. Soil Ecol.* 29, 259–273. doi:10.1016/j.apsoil.2004.12.004
- Franklin, E., Morais, J.W., 2006. Soil mesofauna in Central Amazon, in: Moreira, F.M.S., Siqueira, J.O., Brossaard, L. (Eds.), *Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems*. CABI Publishing, Wallingford, pp. 142–162.
- Giller, P., 1996. The diversity of soil communities, the “poor man”s tropical rainforest’. *Biodivers. Conserv.* 5, 135–168. doi:10.1007/BF00055827
- Heemsbergen, D.A., Berg, M.P., Loreau, M., van Hal, J.R., Faber, J.H., Verhoef, H.A., 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science* 306, 1019–1020. doi:10.1126/science.1101865
- Kallimanis, A.S., Mazaris, A.D., Tsakanikas, D., Dimopoulos, P., Pantis, J.D., Sgardelis, S.P., 2012. Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? *Ecol. Indic.* 15, 100–104. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.024

- Kinneer, A., Tongway, D., 2004. Grazing impacts on soil mites of semi-arid chenopod shrublands in Western Australia. *J. Arid Environ.* 56, 63–82. doi:10.1016/S0140-1963(03)00023-5
- Koehler, H.H., 1999. Predatory mites (Gamasina, Mesostigmata). *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 395–410. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00045-6
- Koehler, H.H., 1997. Mesostigmata (Gamasina, Uropodina), efficient predators in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62, 105–117. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01141-3
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S., Watt, A.D., 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nat.* 391, 72–76. doi:10.1038/34166
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. *Numerical Ecology*, 3rd ed, Developments in Environmental Modelling. Elsevier, Amsterdam.
- Lindquist, E.E., Krantz, G.W., Walter, D.E., 2009. Order Mesostigmata, in: Krantz, G.W., Walter, D.E. (Eds.), *A Manual of Acarology*. Texas Tech University Press, Lubbock, pp. 124–232.
- Lopes, E.D.O.R., Weber, O.B., Crisóstomo, L.A., Mattos, E.P.N.B. de, 2014. Short-term effects of produced water on microbial activity in semiarid soil. *Int. J. Curr. Microbiol. Appl. Sci.* 3, 295–403.
- Moraes, J., Franklin, E., Morais, J.W., Souza, J.L.P., 2011. Species diversity of edaphic mites (Acari: Oribatida) and effects of topography, soil properties and litter gradients on their qualitative and quantitative composition in 64 km² of forest in Amazonia. *Exp. Appl. Acarol.* 55, 39–63.
- Noble, J.C., Whitford, W.G., Kaliszewski, M., 1996. Soil and litter microarthropod populations from two contrasting ecosystems in semi-arid eastern Australia. *J. Arid Environ.* 32, 329–346. doi:10.1006/jare.1996.0027
- Oliver, I., Beattie, A.J., 1993. A Possible Method for the Rapid Assessment of Biodiversity. *Conserv. Biol.* 7, 562–568. doi:10.1046/j.1523-1739.1993.07030562.x
- Pik, A., Dangerfield, J.M., Bramble, R., Angus, C., Nipperess, D., 2002. The Use of Invertebrates to Detect Small-scale Habitat Heterogeneity and its Application to Restoration Practices. *Environ. Monit. Assess.* 75, 179–199. doi:10.1023/A:1014444032375
- Prinzing, A., Klotz, S., Stadler, J., Brandl, R., 2003. Woody plants in Kenya: Expanding the Higher-Taxon Approach. *Biol. Conserv.* 110, 307–314. doi:10.1016/S0006-3207(02)00242-2

- R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. *R A Lang. Environ. Stat. Comput.*
- Sampaio, E.V.S.B., 1995. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge. doi:10.1017/CBO9780511753398
- Santos, E.M.R., Franklin, E., Magnusson, W.E., 2008. Cost-efficiency of Subsampling Protocols to Evaluate Oribatid-Mite Communities in an Amazonian Savanna. *Biotropica* 40, 728–735. doi:10.1111/j.1744-7429.2008.00425.x
- Santos, P.F., Whitford, W.G., 1983. Seasonal and Spatial Variation in the Soil Microarthropod Fauna of the White Sands National Monument. *Southwest. Nat.* 28, 417–421. doi:10.2307/3670821
- UNEP, 2011. *No Title Emerging issues in our global environment*. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Walter, D., Proctor, H., 1998. Feeding behaviour and phylogeny: observations on early derivative Acari. *Exp. Appl. Acarol.* 22, 39–50. doi:10.1023/A:1006033407957
- Walter, D.E., Proctor, H., 2013. *Mites – Ecology, Evolution and Behaviour: Life at a Microscale*, 2nd ed. Springer, Sydney.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com este estudo, procurou-se compreender o comportamento da fauna do solo mediante o uso de água oriunda da exploração petrolífera para a irrigação. Sugerir a estrutura da comunidade como uma propriedade ecológica a ser utilizada no monitoramento de impactos ambientais requer uma “comunidade padrão” a qual as comunidades sob impacto possam ser comparadas. O papel de padrão foi desempenhado pela irrigação com água do subsolo já que o uso dessa água não sofre restrições ambientais legais.

A irrigação com água produzida promove impactos principalmente sobre a estrutura da assembleia de microartrópodes. Tais perturbações ocorrem de forma diferente dentre cultivos avaliados e entre períodos sazonais distintos. Os dados de abundância e riqueza de microartrópodes do solo sob o cultivo de girassol oleífero não indicaram alteração promovida pela irrigação com AP, porém houve mudança na estrutura da assembleia. Ocorre o impacto da AP sobre a riqueza de microartrópodes na mamona apenas durante o período seco. Essas variações confirmam que a heterogeneidade espacial e temporal são fatores que dificultam a avaliação do impacto da irrigação com AP sobre os microartrópodes. Essas dificuldades foram contornadas avaliando-se a biota do solo individualmente para cada espécie vegetal cultivada.

Com isso, observa-se que perturbações promovidas no solo são detectadas através da estrutura das assembleias de microartrópodes. As práticas agrícolas podem ser uma fonte antrópica de perturbação desta fauna, no entanto as variações sazonais são uma causa natural que também interferem nessas assembleias. Além disso, algumas populações desses organismos podem ser indicadoras de impacto do solo. Todos esses fatores devem ser cuidadosamente considerados durante o monitoramento para que os padrões naturais de variação não interfiram na interpretação dos resultados dos impactos da AP.

Tanto a AP filtrada quanto a tratada por osmose reversa pode reduzir a reprodução de espécies de organismos da mesofauna. Por exemplo, AP tratada por osmose reversa diminui a reprodução de *F. candida* e os dois tipos de tratamento reduzem a reprodução de *E. crypticus*. Observa-se que o glutaraldeído utilizado no tratamento de osmose reversa limita a reprodução de *F. candida*. As duas espécies

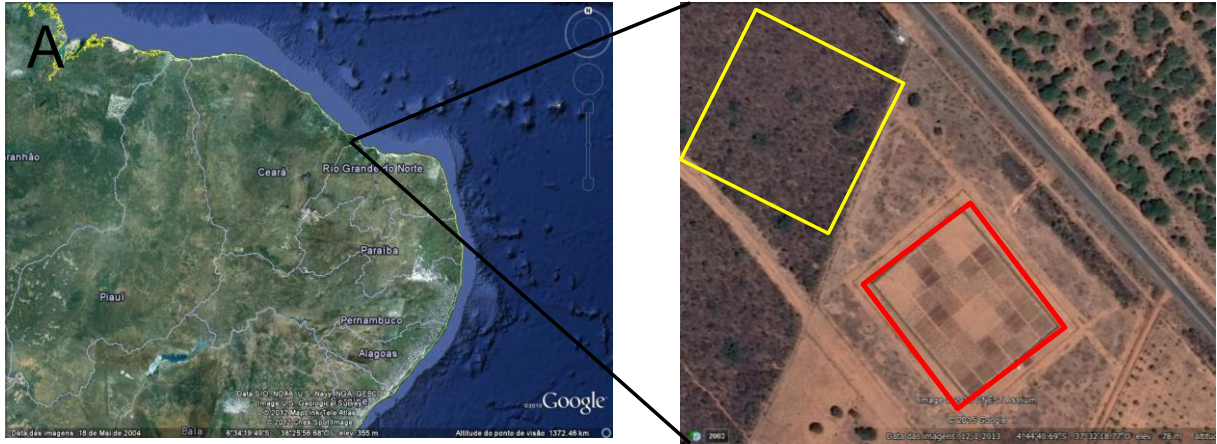
avaliadas são representantes da mesofauna e as alterações em suas taxas de reprodução dão uma ideia de como a AP e suas diversas formas de tratamentos podem agir para alterar a estrutura da assembleia de microartrópodes. Portanto, o efeito da redução da taxa de reprodução de alguns organismos da mesofauna pode ser observado na estrutura da assembleia.

Avaliações ambientais utilizando microartrópodes do solo são comumente feitas tanto com identificações taxonômicas mais abrangentes, como ordem ou classe, ou no nível de espécies. O uso destas duas abordagens taxonômicas dificulta, por exemplo, a comparação dos resultados de um estudo que realiza identificação no nível de ordem com outros em que a assembleia é identificada no nível de espécie. Dessa forma, a avaliação da similaridade nas respostas dessas assembleias (identificada no nível de ordem x espécies) aos mesmos impactos, pode ajudar na comparação de estudos diferentes.

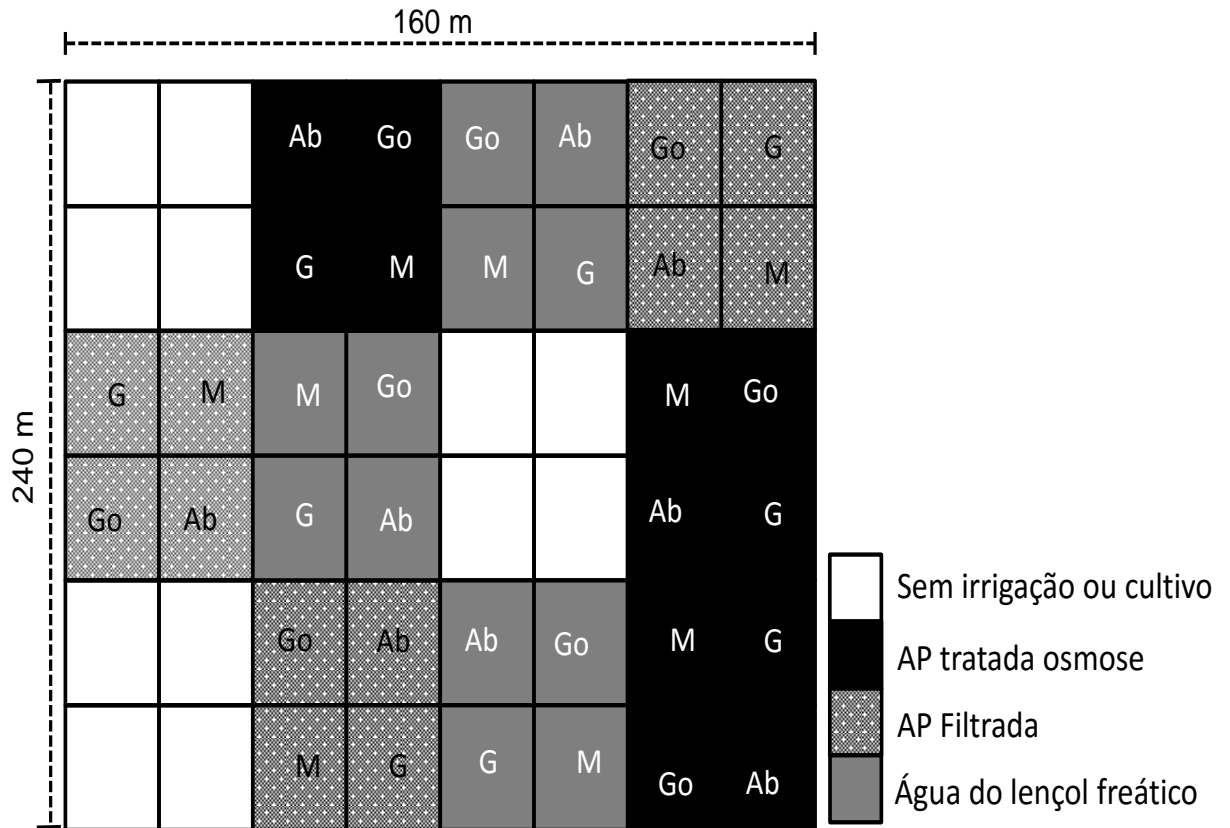
Os resultados obtidos nesse trabalho, juntamente com outros que ainda estão em andamento, ajudarão a compor banco de informações para uma avaliação criteriosa sobre o uso da AP na irrigação. Ressalta-se que as informações sobre os microartrópodes obtidas poderão ajudar em decisões como qual espécie vegetal cultivar ou se o cultivo deve ocorrer em apenas um dos períodos sazonais ou nos dois. Dados de outros trabalhos envolvendo a estrutura química do solo, a microbiota e como a decomposição do material vegetal é afetada pela AP poderão ser correlacionados com a abundância, riqueza e estrutura da assembleia de microartrópodes. Essas correlações fornecerão uma noção de como utilizar melhor os microartrópodes nas avaliações do impacto da AP sobre o solo.

ANEXOS

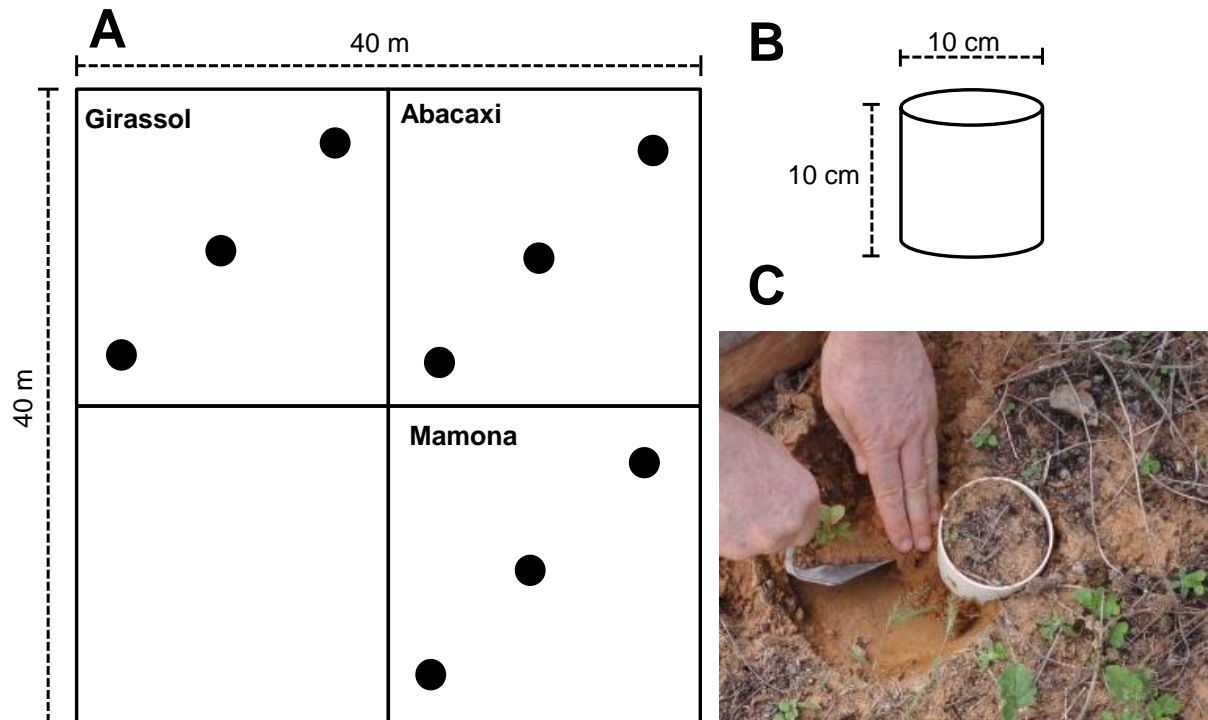
Anexo 1. Imagens de satélite obtidas através do programa Google Earth® evidenciando na área de estudo a vegetação nativa (quadrado amarelo) e a área de cultivo (quadrado vermelho) (A). Aspecto da vegetação antes da implantação do experimento de irrigação (B).



Anexo 2. Delineamento experimental implantado na Fazenda Belém em Aracati-CE para avaliar o efeito da irrigação com água produzida sobre as culturas de Mamona (M), Girassol oleífero (G), Girassol ornamental (Go) e Abacaxi ornamental (Ab).



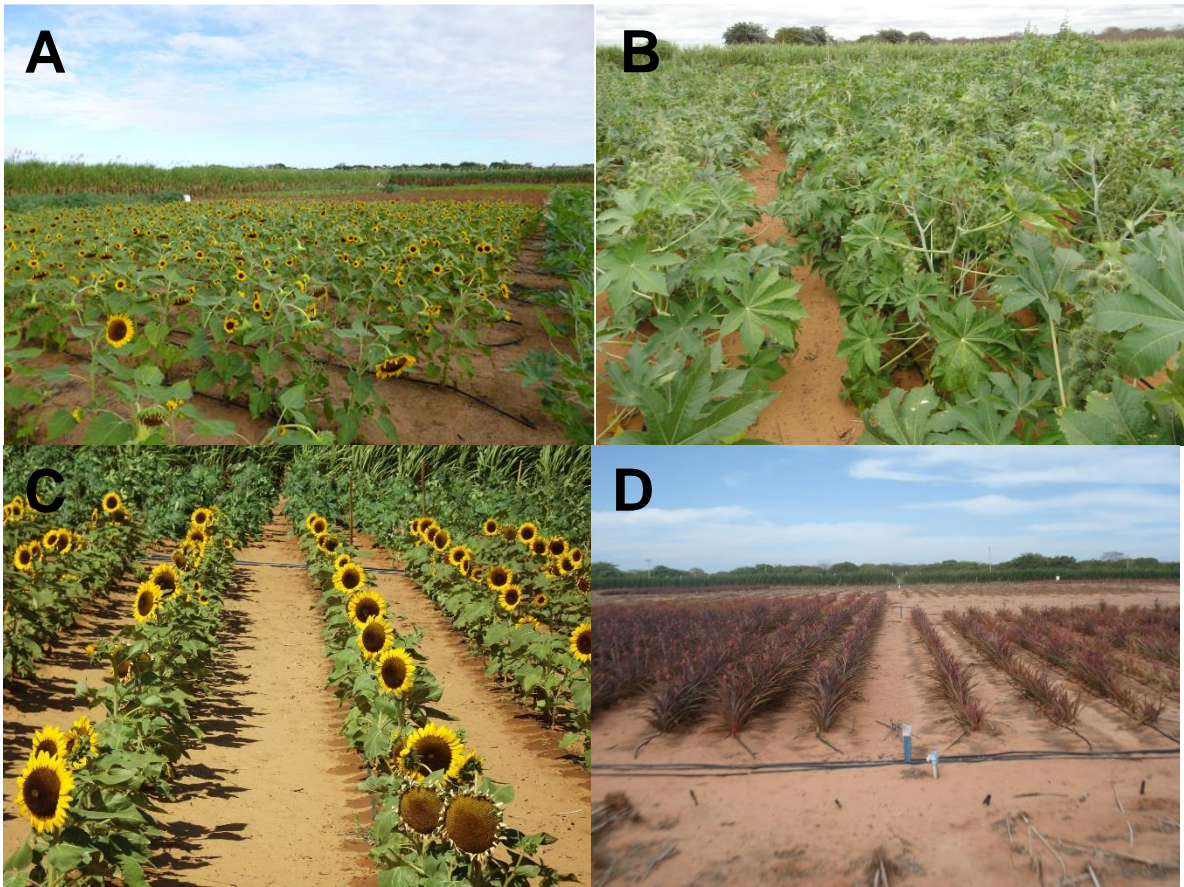
Anexo 3. Esquema de amostragem de solo para extração dos microartrópodes (os pontos pretos de evidenciam os locais de amostragem) (A), as dimensões da sonda utilizada na amostragem (B) e processo de amostragem (C).



Anexo 5. Imagem da área experimental antes (A) e durante o cultivo das espécies vegetais avaliadas (B).



Anexo 6. Cultivo de girassol ornamental (A), mamona (B) girassol oleífero (C) e abacaxi ornamental (D).



Anexo 7. Abundância de espécies de ácaros oribatídeos coletados na área cultivada com mamona, girassol e na vegetação nativa.

Espécies	Estação seca			Estação chuvosa		
	Mamona	Girassol	Vegetação nativa	Mamona	Girassol	Vegetação nativa
<i>Aphelacarus acarinus</i>	-	-	9	-	-	14
<i>Atropacarus</i> (<i>Hoplophorella</i>) <i>hamatus</i>	-	-	4	-	-	72
<i>Cosmochthonius</i> <i>lanatus</i>	-	-	2	-	-	-
<i>Epilomania</i> sp.	-	-	4	-	-	9
<i>Eremaezetes</i> sp.	-	-	-	-	-	28
<i>Galumna</i> sp.	-	-	-	-	-	39
<i>Globoppia</i> sp.1	-	-	11	-	-	13
<i>Haplochthonius</i> sp.	-	-	3	-	-	9
<i>Liodes</i> sp.	-	-	4	-	-	10
<i>Peloribates</i> sp.	-	-	3	-	-	18
<i>Pergalumna</i> sp.1	-	-	-	-	-	169
<i>Pergalumna</i> sp.2	-	-	2	-	-	13
<i>Pergalumna</i> sp.3	-	-	-	-	-	14
<i>Rhysotritia</i> sp.1	-	-	6	-	-	-
<i>Scheloribates</i> sp.	-	-	51	-	-	-
<i>Teleioliodes zikani</i>	-	-	-	-	-	10

Anexo 8. Abundância relativa dos microartrópodes coletados em cada tratamento de irrigação no cultivo de abacaxi ornamental.

Taxa	Aquífero	Osmose	Produzida
Ácaros oribatídeos (Oribatida)			
<i>Lamellobates</i> sp.	47,85	0,00	4,87
<i>Afronothrus</i> sp.	0,54	7,56	3,10
<i>Archegozetes longisetosus</i>	2,69	15,97	0,00
<i>Galumna</i> sp.	0,00	6,30	9,29
<i>Cosmochthonius</i> sp.	4,84	0,00	0,00
Demais microartrópodes			
Entomobriomorpha	6,99	5,04	28,76
Astigmata	6,45	26,47	21,68
Mesostigmata	6,45	13,45	20,35
Coleoptera	5,91	3,78	5,31
Hymenoptera-Formicidae	4,84	0,84	0,44
Psocoptera	4,84	8,82	0,44
Hymenoptera (sem Formicidae)	4,30	0,42	0,44
Coleoptera (larva)	1,61	6,72	2,21
Prostigmata	1,08	3,78	2,65
Araneae	0,54	0,42	0,00
Diptera	0,54	0,00	0,44
Symphipleona	0,54	0,00	0,00
Orthoptera	0,00	0,42	0,00

Anexo 9. Testes ecotoxicológicos avaliando a reprodução de *E. crypticus* e *F. candida* em solo irrigado com água produzida e solo contaminado com glutaraldeído.



Anexo 10. Efeito do preparo do solo sobre a fauna de ácaros. Resumo expandido publicado nos anais do II Congresso Brasileiro de Recursos Genéticos 2012.

FAUNA DE ÁCAROS DO SOLO EM ÁREA PREPARADA COM GRADAGEM E ADUBAÇÃO ORGÂNICA

Raimundo Nonato Costa Ferreira¹, Olmar Baller Weber²

¹ Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Ceará, nonatocferreira@gmail.com

² Pesquisador da Embrapa Agroindústria Tropical, Laboratório de Solos, olmar@cpat.embrapa.br

Resumo: Até a década de 50's do século passado, a ecologia e a agricultura eram fortemente relacionadas e havia menos sinais de degradação do ambiente rural. Em décadas posteriores, em razão principalmente do aumento da demanda por alimentos, foram desenvolvidas técnicas de manejo do solo como uns dos meios para aumentar a oferta de alimentos. Com isso, a mesofauna edáfica, que são organismos importantes no processo de ciclagem de nutrientes, tentem a sofrer os impactos provocados pelas diferentes técnicas de manejo do solo. Esse é o caso dos ácaros, os quais são uns dos táxons de organismos mais abundantes e diversos dos solos de florestas e cultivados. Para avaliar o efeito da gradagem e incorporação de composto orgânico sobre a fauna de ácaros do solo, coletou-se amostras de solo em área a ser cultivada com mamona e girassol e em uma mata nativa adjacente antes (dezembro/2011) e depois (abril/2012) do cultivo. As coletas foram realizadas no início e meio da estação chuvosa na Fazenda Belém localizada no município de Aracati-CE. Identificou-se os ácaros da subordem oribatida no nível de espécies e gêneros sendo os demais grupos morfotipados no nível de famílias. Nove morfoespécies foram registradas na área cultivada antes da gradagem e incorporação de composto orgânico e seis após o solo ser manejado, sendo que apenas Acaridae sp. 1 permaneceu após essa perturbação. Na área de mata, foram identificadas 26 espécies no primeiro período e 17 no segundo, porém houve pouca diferença na composição de espécies. Diferentes espécies foram registradas na área cultivada após incorporação do adubo orgânico, pois nesse tipo de insumo espécies da família Uropodidae e outros ácaros Mesostigmata comumente são encontradas. Por outro lado, o revolvimento do solo pode ter eliminado as espécies que ocorriam antes na área. No entanto, esses são resultados preliminares que poderão ser reforçados após novas coletas e acompanhamento do processo de sucessão ao longo das estações seca e chuvosa.

Palavras-chave: fauna do solo, diversidade, perturbação

Introdução

Com o objetivo de melhorar a produtividade, agricultura moderna tende a utilizar técnicas de manejo do solo as quais podem interferir na sua estrutura física e dinâmica dos nutrientes (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Os distúrbios mecânicos do solo podem promover uma redução na abundância, diversidade e riqueza de organismos que compõe a fauna do solo (COLE et. al., 2008). As populações de alguns grupos de ácaros do solo declinam rapidamente com a alteração do hábitat (BEHAN-PELLETIER, 1999), devido ao seu ciclo de vida relativamente longo, e à sua baixa fecundidade (NORTON, 1994). Com isso, a hipótese desse estudo é que gradagem e adubação orgânica podem promover a alteração na abundância e composição de espécies de ácaros do solo, em comparação com áreas de vegetação natural.

Material e Métodos

O estudo foi realizado em uma área de Neossolo Quatzarênico da Fazenda Belém (4° 44' 4,23''S; 37° 32' 23,56''W) que está localizada entre os Municípios de Aracati e Icapuí no Litoral leste do estado do Ceará. Nesta fazenda, amostras de solo foram coletadas em uma área experimental a ser cultivada com mamona e girassol. Para avaliar o efeito da gradagem e incorporação de composto orgânico sobre a assembleia de ácaros do solo, foram coletadas doze amostras antes (dezembro/2011) e aproximadamente um mês após o preparo do solo (abril/2012) durante o início e meio da estação chuvosa, respectivamente. Como parâmetro, foi avaliado o padrão de distribuição de espécies e morfoespécies de ácaros do solo em uma área de mata nativa adjacente durante o mesmo período. As amostras de solo foram obtidas a partir de sondas cilíndricas de 10 X 10 cm e os ácaros foram extraídos utilizando o aparelho Berlese-Tüllgren. Diagramas de ranking de dominância foram construídos para avaliar a alteração na composição de das espécies de ácaros antes e depois do preparo do solo. Os ácaros da subordem oribatida foram identificados no nível de espécies e gêneros e os demais grupos foram identificados no nível de famílias e morfotipados.

Resultados e Discussão

No total, 37 espécies e morfoespécies foram registradas para a área cultivada e na mata nativa. Apenas uma espécie permaneceu após a aplicação do adubo orgânico na área de capoeira (Figura 1). Isso demonstrou que a perturbação mecânica do solo (COLE et. al., 2008), promovida pela gradagem, que possui o potencial de eliminar algumas espécies de ácaros.

Em contrapartida, a adubação orgânica promoveu a incorporação de outras espécies, como é o caso dos ácaros da família Uropodidae, às quais são comuns em esterco de gado como o utilizado na presente área de estudo (EVANS & TILL, 1979). Além disso, o padrão de distribuição das espécies mudou após o preparo do solo (Figura 1).

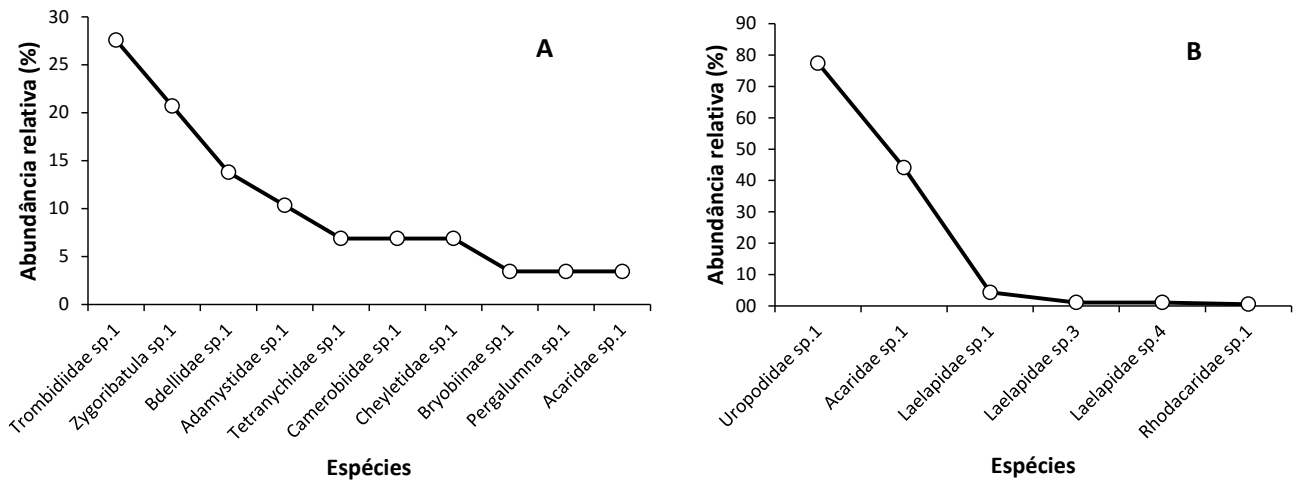


Figura 1. Distribuição de espécies de ácaros do solo registradas antes (A) e depois da gradagem e adubação orgânica do solo (B) em uma área de capoeira na Fazenda Belém, Aracati-CE.

No mesmo período, o solo da mata nativa não sofreu grandes alterações na composição e abundância das morfoespécies de ácaros. Com exceção da morfoespécie Trombididae sp. 1, as espécies mais abundantes encontradas no primeiro período de coleta permaneceram dominantes na segunda coleta. Dessa forma, o ambiente mais estável da mata proporcionou, além da maior riqueza e abundância de espécies, uma menor alteração do padrão de dominância durante o período estudado (BERG, 2010) (Figura 2).

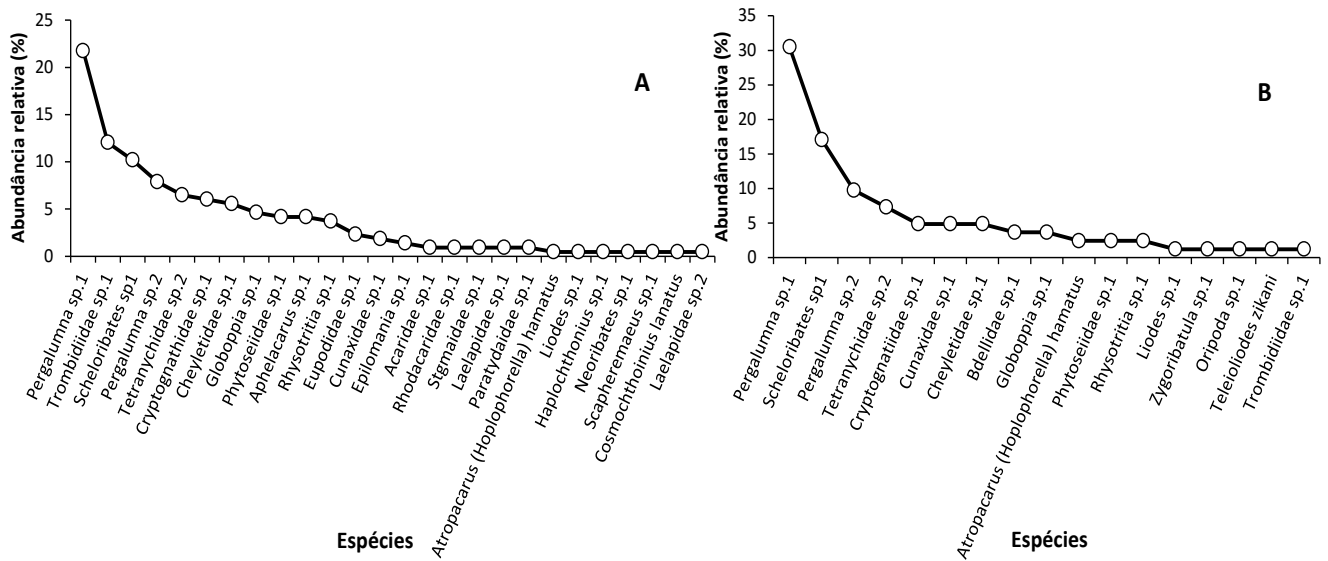


Figura 2. Distribuição de espécies de ácaros do solo coletadas em dezembro de 2011 (A) e abril/2012 (B) em uma área de capoeira na Fazenda Belém, Aracati-CE.

Conclusão

O processo de gradagem e incorporação de matéria orgânica do solo possui o potencial de alterar a composição e abundância das espécies de ácaros. Esse fator também pode ser reforçado pela menor alteração na composição de espécies ocorrida na vegetação nativa em comparação com a área cultivada. Os dados apresentados são preliminares e o acompanhamento da dinâmica da assembleia de ácaros do solo será efetuado durante um ano para abranger as estações chuvosa e seca.

Agradecimentos

A Embrapa Agroindústria Tropical pela estrutura de trabalho, à Capes pela concessão da bolsa de estudos e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará.

Referências Bibliográficas

- BEHAN-PELLETIER, V. M. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 74, n. 1-3, p. 411-423, 1999.
- BERG, M. P. Spatio-temporal structure in soil communities and ecosystem processes. In: VERHOEF, H. A.; MORIN, P. J. (Eds.). *Community ecology: processes, models, and applications*. New York: Oxford University Press, 2010. p. 69-79.

EVANS, G. O. & TILL, W. M. 1979. Mesostigmatic mites of Britain and Ireland (Chelicerata: Acari-Parasitiformes). An introduction to their external morphology and classification. – Transactions of the Zoological Society of London 35: 139–270.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and Human Well-Being: Desertification Synthesis. (Z. Adeel, U. Safriel, D. Niemeijer, et al., Eds.) World Health. World Resources Institute.

Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org/en/Products.Synthesis.aspx>>, 2005

NORTON, R. A. Evolutionary aspects of oribatid mite life histories. In: HOUCK, M. (Ed.). Mites. ecological and evolutionary analyses of life history patterns. New York: Chapman & Hall, 1994. p. 99-135.