


ORGANIZADORES

**Carmem Silvia Fontanetti e Odair Correa Bueno**

UNESP, Instituto de Biociências, campus de Rio Claro

---



# **Cana-de-açúcar e seus impactos: uma visão acadêmica**

**canal6** editora



ORGANIZADORES

**Carmem Silvia Fontanetti e Odair Correa Bueno**

UNESP, Instituto de Biociências, campus de Rio Claro

---

# **Cana-de-açúcar e seus impactos: uma visão acadêmica**



**canal6** editora

1ª edição 2017

Bauru, SP

## CONSELHO EDITORIAL

Profa. Dra. Cassia Letícia Carrara Domiciano  
Profa. Dra. Janira Fainer Bastos  
Prof. Dr. José Carlos Plácido da Silva  
Prof. Dr. Marco Antônio dos Reis Pereira  
Profa. Dra. Maria Angélica Seabra Rodrigues Martins

**canal6** editora

Rua Machado de Assis, 10-35  
Vila América | CEP 17014-038 | Bauru, SP  
Fone/fax (14) 3313-7968 | [www.canal6.com.br](http://www.canal6.com.br)

---

C21212 Cana-de-açúcar e seus impactos: uma visão acadêmica  
/ Carmem Sílvia Fontanetti e Odair Correa Bueno  
(organizadores). — Bauru, SP: Canal 6, 2017.  
275 p. ; 23 cm.

ISBN 978-85-7917-421-6

1. Bioenergia. 2. Cana-de-açúcar. 3. Visão acadêmica.  
I. Fontanetti, Carmem Sílvia. II. Bueno, Odair Correa. III. Título.

CDD: 633.61

---

Copyright© Canal 6, 2017

Direitos reservados. É proibida a reprodução total ou parcial sem a  
autorização prévia da Canal 6 Editora e do autor.

# SUMÁRIO

---

## SEÇÃO I – ASPECTOS GERAIS

### CAPÍTULO 1

HISTÓRICO DA CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL: CONTRIBUIÇÕES E IMPORTÂNCIA ECONÔMICA.....	13
<i>Roberta Cornélio Ferreira Nocelli, Vivian Zambon, Otávio Guilherme Morais da Silva, Maria Santina de Castro Morini</i>	

### CAPÍTULO 2

CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL: MANEJO, IMPACTOS ECONÔMICOS, SOCIAIS E AMBIENTAIS .....	31
<i>Maria Santina de Castro Morini, Otávio Guilherme Morais da Silva, Vivian Zambon, Roberta Cornélio Ferreira Nocelli</i>	

### CAPÍTULO 3

O EMPREGO DE AGROTÓXICOS NA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR .....	51
<i>Cintya Aparecida Christofoletti, Cleiton Pereira de Souza, Thays de Andrade Guedes, Yadira Ansoar-Rodríguez</i>	

### CAPÍTULO 4

O EMPREGO DE DIFERENTES RESÍDUOS UTILIZADOS COMO FERTILIZANTES NA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR .....	63
<i>Cintya Aparecida Christofoletti, Cristina Moreira-de-Sousa, Raphael Bastão de Souza, Annelise Francisco, Vinicius Daquano Gastaldi</i>	

## SEÇÃO II – IMPACTOS AMBIENTAIS DOS PRODUTOS UTILIZADOS E DOS RESÍDUOS GERADOS NO CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR NOS DIFERENTES NÍVEIS

### CAPÍTULO 5

CONTROLE DE PRAGAS NA CANA-DE-AÇÚCAR E SEU IMPACTO SOBRE ORGANISMOS VOADORES NÃO ALVOS .....	89
<i>Roberta Cornélio Ferreira Nocelli, Thaisa Cristina Roat, Priscila Cintra Socolowski, Osmar Malaspina</i>	

### CAPÍTULO 6

IMPACTO DA FERTIRRIGAÇÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR POR VINHAÇA NAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E HIDRÁULICAS DO SOLO .....	103
<i>Miguel Alfaro Soto, Juliana Broggio Basso, Chang Hung Kiang</i>	

**CAPÍTULO 7**

DIVERSIDADE DA FAUNA EDÁFICA EM CULTIVOS DE CANA-DE-AÇÚCAR ..... 125  
*Luiza Paine Saad, Márcia Tiemi Iwasaki, Nathalia Sampaio da Silva, Débora Rodrigues de Souza-Campana, Odair Correa Bueno, Maria Santina de Castro Morini*

**CAPÍTULO 8**

COMUNIDADES DE FORMIGAS EM CULTIVOS DE CANA-DE-AÇÚCAR..... 149  
*Débora Rodrigues de Souza-Campana, Luiza Paine Saad, Otávio Guilherme Morais da Silva, Odair Correa Bueno, Maria Santina de Castro Morini*

**CAPÍTULO 9**

AÇÃO DE PRODUTOS UTILIZADOS NO CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR  
SOBRE AS FORMIGAS CORTADEIRAS ..... 179  
*Gabriela Ortiz, Priscila Cintra Socolowski, Alexsandro Santana Vieira, Odair Correa Bueno*

**CAPÍTULO 10**

IMPACTO DE RESÍDUOS (VINHAÇA E BIOSSÓLIDO) LANÇADOS NO  
CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR EM REPRESENTANTES DA FAUNA EDÁFICA..... 197  
*Raphael Bastão de Souza, Cristina Moreira-de-Sousa, Cintya Aparecida Christofoletti, Cleiton Pereira de Souza, Carmem Silvia Fontanetti*

**CAPÍTULO 11**

IMPACTOS DA FERTIRRIGAÇÃO POR VINHAÇA EM CORPOS D'ÁGUA ..... 215  
*Chang Hung Kiang, Juliana Broggio Basso, Miguel Alfaro Soto*

**CAPÍTULO 12**

PEIXES COMO BIOINDICADORES DO IMPACTO NO AMBIENTE AQUÁTICO  
INDUZIDO POR AGROTÓXICOS EMPREGADOS NO CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR .... 229  
*Sarah Arana, Yadira Ansoar-Rodríguez, Thays de Andrade Guedes, Ana Claudia de Castro Marcato, Jorge Evangelista Correia, Carmem Silvia Fontanetti*

**CAPÍTULO 13**

TOXICIDADE E GENOTOXICIDADE DA VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR EM  
PEIXES EM BIOENSAIOS LABORATORIAIS ..... 251  
*Jorge Evangelista Correia, Ana Claudia de Castro Marcato, Cintya Aparecida Christofoletti, Miguel Alfaro Soto, Carmem Silvia Fontanetti*

**SEÇÃO III – A CULTURA DA CANA-DE-AÇÚCAR À LUZ DA SUSTENTABILIDADE****CAPÍTULO 14**

A CULTURA DA CANA-DE-AÇÚCAR À LUZ DA SUSTENTABILIDADE ..... 267  
*Chang Hung Kiang, Miguel Alfaro Soto, Juliana Broggio Basso*

O cultivo comercial de cana-de-açúcar no Brasil está largamente relacionado ao desenvolvimento econômico, sendo o país responsável por 61,8% das exportações mundiais de açúcar. A maior concentração desse cultivo é no estado de São Paulo, seguido por Goiás e Minas Gerais. Além da produção de açúcar, o Brasil possui lugar de destaque mundial na produção de biocombustível etanol, representando um mercado em constante expansão.

Durante a maior crise mundial do petróleo, o governo brasileiro, em parceria com o setor empresarial, propôs a criação do Programa Nacional do Álcool, o PROÁLCOOL, em 1975, para incentivar a produção de álcool combustível. Nos anos seguintes, o principal resíduo da destilação do álcool – a vinhaça – tornou-se um sério problema ambiental pelo seu despejo nos rios (são produzidos de 10 a 14 litros de vinhaça por litro de álcool); no final dos anos 1970, seu despejo em mananciais superficiais foi proibido. Diante da resolução, no início dos anos 1980 começou a ser utilizada na fertirrigação, sendo aplicada diretamente no solo.

Dados da União da Indústria de Cana-de-Açúcar (UNICA) projetados para 2017 revelam, para a Região Centro Sul do país, a produção de 28 milhões de litros de álcool e 34 milhões de toneladas de açúcar para uma área plantada de 9,6 milhões de hectares, somada aos 1,2 do Norte, totalizando 10,8 milhões de hectares no Brasil. Só o estado de São Paulo tem 5,7 milhões de hectares com cana-de-açúcar, o que equivale a mais de 50% de todo o Brasil. Assim, fazendo uma estimativa, São Paulo produz no mínimo 15 milhões de litros de álcool e, no mínimo, 150 milhões de litros de vinhaça.

Nesse cenário, a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP – lançou em 2008 o Programa de Pesquisa em Bioenergia (BIOEN), o qual “objetiva estimular e articular atividades de pesquisa e desenvolvimento utilizando laboratórios acadêmicos e industriais para promover o avanço do conhecimento e sua aplicação em

áreas relacionadas à produção de bioenergia no Brasil”; o programa reúne hoje uma rede de pesquisas acadêmicas, que visa integrar estudos sobre a cana-de-açúcar e outras plantas para produção de biocombustível e biomassa, almejando a sustentabilidade. Dentro dessa área, recentemente promoveu um evento para divulgação com o tema: “Universidades e empresas: 40 anos de ciência e tecnologia para o etanol brasileiro”, mostrando a importância do setor para o estado de São Paulo. Nesse período, a FAPESP apoiou cerca de 710 projetos e bolsas de estudo e pesquisa.

Dentro desse contexto, pesquisadores de diferentes instituições de pesquisa e ensino se reuniram para o desenvolvimento de um Projeto Temático, o qual foi apoiado pela FAPESP, entre os anos de 2012 a 2017. O projeto intitulado “AÇÃO DE PRODUTOS EMPREGADOS NO CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE ORGANISMOS NÃO ALVOS”, processo 2012/50197-2, foi incluído no Programa BIOEN em dezembro de 2015 a convite dos Coordenadores do Programa FAPESP de Pesquisa em Bioenergia (BIOEN), apesar de o tema central do projeto se incluir na Ecotoxicologia.

O projeto é multidisciplinar e agrupa pesquisadores da Unesp (Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”), Unicamp (Universidade Estadual de Campinas), Ufscar (Universidade Federal de São Carlos) e UMC (Universidade de Mogi das Cruzes). O projeto integra campos de estudos correlatos e o uso de vários organismos, distribuídos no ar, na terra e na água, para avaliar o impacto das substâncias de grande emprego nessa cultura em organismos não alvos, realizando uma análise abrangente que permita obter uma visão integrada dos efeitos dos diversos produtos fitossanitários utilizados nas áreas agrícolas, particularmente na cultura da cana-de-açúcar, empregando vários modelos biológicos associados a análises físico-químicas.

Durante o desenvolvimento do projeto, foram realizados ensaios de percolação de vinhaça em colunas de solo para observação do comportamento desse resíduo no solo e posterior teste do percolado em animais aquáticos; foi verificado que o solo atua como um filtro da vinhaça, diminuindo seu potencial tóxico em diferentes organismos testados. Como a toxicidade da vinhaça foi verificada em diversos organismos, algumas alternativas de tratamento foram testadas com sucesso, como, por exemplo, o ajuste de seu pH (normalmente ácido) para um nível mais neutro.



A composição da fauna edáfica em cultivos de cana-de-açúcar foi avaliada indicando que o aporte de matéria orgânica oriundo da aplicação de vinhaça não influencia a riqueza e a estrutura das comunidades de formigas de solo e epigeicas e favorece a abundância de colêmbolos, por exemplo.

Foi objetivo também observar a ação de diferentes agroquímicos utilizados na cultura de cana. Nesse sentido, analisou-se o fipronil, o imidacloprido, a atrazina, o 2,4-D, entre outros, aplicados em diferentes bioindicadores não alvos. Dentre esses estudos, foi possível a padronização do teste larval para abelhas africanizadas, que permitiu adequar os experimentos realizados no Brasil ao protocolo proposto pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), o qual servirá de parâmetro para todos os testes a serem aplicados às larvas no Brasil. Em peixes, foi possível verificar que mesmo concentrações não letais e realísticas, encontradas em rios brasileiros, induzem alterações hepáticas que podem comprometer a fisiologia dos peixes e dificultar a manutenção das espécies e seu estoque nos rios.

Assim, diante da importância do tema, a presente obra traz os principais resultados obtidos no desenvolvimento do projeto acima citado, traçando um breve histórico da cultura de cana-de-açúcar e sua importância para o país, ressaltando impactos positivos sociais e econômicos. Relata os principais agroquímicos empregados na cultura e os diferentes resíduos gerados pela indústria sucroalcooleira, salientando o impacto da fertirrigação da cana-de-açúcar por vinhaça nas propriedades físicas, químicas e hidráulicas do solo, e em corpos d'água por meio do emprego de diferentes organismos não alvos. Ao final, é discutida a cultura da cana-de-açúcar à luz da sustentabilidade, ressaltando a importância da conservação do solo e água, da biodiversidade, a importância da proteção de florestas e matas ciliares e a redução de emissões de CO<sub>2</sub>, efluentes e resíduos no ambiente.

*Profa. Dra. Carmem S. Fontanetti*

*Prof. Dr. Odair Correa Bueno*

Organizadores





SEÇÃO I  
**ASPECTOS GERAIS**



# HISTÓRICO DA CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL: CONTRIBUIÇÕES E IMPORTÂNCIA ECONÔMICA

---

Roberta Cornélio Ferreira Nocelli, Vivian Zambon, Otávio Guilherme  
Morais da Silva, Maria Santina de Castro Morini

*Entre todas as regiões do globo, talvez a mais apropriada à agricultura seja o Brasil, pois que na sua vasta extensão acham-se climas, terrenos e exposições de quantas qualidades é possível imaginar, de forma que dificilmente nos poderemos lembrar, de uma espécie de vegetal, ou de uma sorte de cultura, que não exista já, ou que não possa, para o futuro, introduzir-se neste abençoado país, tão fecundo e variado em produções, ameno em aspectos e ares, tão regado de águas, revestido de matas, e aprazível à vista, que os primeiros descobridores não duvidaram avançar, que tinham por fim deparado com o paraíso terrestre (TAUNAY, 1839).*

A cana-de-açúcar, *Saccharum officinarum* L., é uma gramínea (Poaceae) derivada do cruzamento de *S. spontaneum* L., *S. arundinaceum* Retzius (Syn: *Erianthus arundinaceus* (Retz.) Jeswiet), *S. robustum* Brandes e Jew e *Miscanthus* sp. (ROACH; DANIELS, 1987), que tem sido cultivada desde a pré-história. Provavelmente seu centro de origem é a Polinésia, e suas espécies foram disseminadas por todo o Sudeste Asiático, onde foi criado em Papua Nova Guiné e Java (Indonésia) um moderno centro de diversidade (CHEAVEGATTI-GIANOTTO et al., 2011).

O cultivo comercial de cana-de-açúcar e de suas variedades ocorre em mais de 70 países e territórios. Brasil, Índia e China são os maiores produtores (Figura 1). No Brasil, o cultivo está largamente relacionado

ao desenvolvimento econômico (UNICA, 2015), e o país é responsável por 61,8% das exportações mundiais de açúcar (MAPA, 2016).



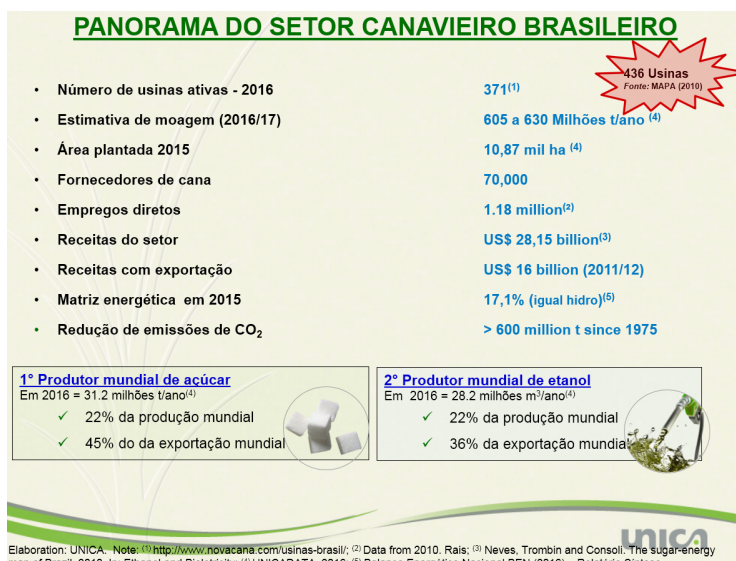
FIGURA 1. Principais produtores de cana-de-açúcar no mundo de acordo com as toneladas produzidas. Fonte: Dados de FAO e CTC modificados; mapa modificado de freepik.com.

Na safra 2014/2015, o Brasil produziu aproximadamente 630 milhões de toneladas, das quais 36 milhões foram destinadas à produção de açúcar, que por sua vez teve cerca de 20 milhões de toneladas exportadas – quantidades equivalentes a 20% da produção global e 40% da exportação mundial, respectivamente (UNICA, 2015). Dados da União da Indústria de Cana-de-Açúcar (UNICA, 2015) também indicam que o Brasil é o segundo maior produtor mundial de etanol, atrás apenas dos Estados Unidos da América, sendo que, na safra de 2014/2015, a produção foi de 28 bilhões de litros.

O plantio de cana-de-açúcar concentra-se fortemente no estado de São Paulo (62%), seguido por Goiás e Minas Gerais (UNICA, 2015). Na safra de 2015/2016, o país produziu 658,7 milhões de toneladas de cana-de-açúcar em cerca de 8,95 milhões de hectares, o que corresponde a um aumento de 3,8% em relação à safra de 2014/2015. A produção só não foi maior porque houve redução de área plantada e a produtividade nos canaviais do estado de São Paulo, que é o maior produtor, sofreu impacto hídrico na safra 2014/2015 (CONAB, 2016a). A estimativa para a safra 2016/2017 é:

A produção de cana-de-açúcar é de 694,54 milhões de toneladas. O crescimento está avaliado em 4,4% em relação à safra anterior. A área a ser colhida está estimada em 9.110,9 mil hectares, aumento de 5,3%, se comparada com a safra 2015/16. A produção de açúcar deverá atingir 39,8 milhões de toneladas, 18,9% superior à safra 2015/16 devido a preços mais rentáveis. A produção de etanol deve se manter acima de 27,9 bilhões de litros, redução de apenas 8,5% em razão da preferência pela produção de açúcar. A produção de etanol anidro, utilizada na mistura com a gasolina, deverá ter aumento de 1,5%, alcançando 11,4 bilhões de litros, impulsionado pelo aumento do consumo de gasolina em detrimento ao etanol hidratado. Para a produção de etanol hidratado o total poderá atingir 16,5 bilhões de litros, redução de 14,3% ou 2,8 bilhões de litros, resultado do menor consumo deste combustível (CONAB, 2016b).

As informações a seguir foram obtidas durante uma palestra ministrada por André Elia Neto, no “Campetro Energy 2016” (www.campetro.org.br/pdfs/UNICA-Andre-Elia.ppsx), que mostra claramente o posicionamento do Brasil no setor canavieiro na atualidade.



O início da indústria açucareira no Brasil se deu em meados do século XIV, início do período colonial, quando foram introduzidas no país mudas de cana-de-açúcar provenientes da Ilha da Madeira, Portugal (CESNIK, 2007). Segundo o autor, tem-se registro de entrega do açúcar brasileiro na alfândega de Lisboa nos anos de 1520 e 1526. Dessa forma, pode-se dizer que a produção de açúcar no Brasil se estabeleceu nas décadas de 1530 e 1540 e tinha como característica primária a instalação de pequenos engenhos, movidos por cavalos ou bois, utilizando principalmente mão de obra indígena, proveniente da população nativa do país (SCHWARTZ, 1988).

Com o avanço do cultivo de cana-de-açúcar no Brasil e aumento da demanda de trabalho, iniciou-se a transição para o trabalho africano, uma vez que a atividade açucareira na Península Ibérica era significativamente alta e os africanos possuíam experiência necessária para trabalhar em engenhos. A principal mão de obra nos engenhos era escrava, porém, devido às técnicas e cuidados exigidos durante a produção de açúcar – desde a plantação da cana até o refinamento –, havia também trabalhadores especializados e remunerados que supervisionavam essas etapas (SILVA, 2010). Atualmente, o setor sucroenergético engloba profissionais de uma ampla gama de áreas – desde o campo até as indústrias –, como agricultores especializados, técnicos e pesquisadores.

A espécie *S. officinarum* se adaptou bem aos solos brasileiros, e durante o período colonial foi intensamente cultivada ao longo da costa do Brasil, apresentando bons resultados especialmente no Recôncavo Baiano e Pernambuco. Nesses locais, foram construídos dezenas de engenhos, que contribuíram muito para o ciclo da economia canavieira no país, durante quase dois séculos (SZMRECSÁNYI, 1979). Com o fim do trabalho escravo e o estabelecimento do assalariado, no final do século 19, houve uma queda da produção canavieira nos estados do Nordeste, com expansão significativa no estado de São Paulo, devido inicialmente à decadência da produção cafeeira e, posteriormente, ao desenvolvimento do mercado interno.

Datam dessa época o estabelecimento dos grandes engenhos, como o Engenho Central de Piracicaba no interior paulista, construído em 1881 e que se tornou um dos principais engenhos do estado de São



Paulo (Figura 2). Esse engenho deixou de funcionar em 1974 e foi tombado pelo patrimônio histórico em 1989; hoje, abriga um importante centro cultural. Na mesma região, a Usina Santa Bárbara, que funcionou de 1914 a 1996, também foi um importante engenho de produção de açúcar e álcool (Figura 3). Os mais de 700 mil metros quadrados da usina hoje pertencem ao município de Santa Bárbara d'Oeste e contam com diversos prédios de interesse histórico.



**FIGURA 2.** Engenho Central em Piracicaba-SP (1881-1974), antes da reforma para abrigar eventos culturais, mostrando o estilo da construção de 1881. Fotos: Luismar Nocelli (1993).



**FIGURA 3.** Usina Santa Bárbara em Santa Bárbara d'Oeste-SP (1914-1996), mostrando a grandiosidade da área pertencente à Usina. Fotos: Juliano Schiavo Sussi (2016).

Atualmente, as usinas brasileiras podem ser divididas em três tipos de instalações, a saber: as usinas de açúcar, que produzem unicamente açúcar; as usinas de açúcar com destilarias anexas, que produzem tanto açúcar, quanto bioetanol; e as instalações que produzem apenas bioetanol. A maior parte das instalações é constituída por usinas de açúcar com destilarias anexas (aproximadamente 60% do total), seguidas pelas destilarias (35%) e algumas unidades de produção exclusiva de açúcar (UNICA, 2015). As usinas de açúcar e bioetanol geralmente localizam-se junto às regiões produtoras de cana, e, nesse sentido, o estado de São Paulo se destaca por apresentar boas condições de solo e clima, adequada infraestrutura de transportes, proximidade dos mercados consumidores e uma grande base de desenvolvimento científico e tecnológico (BNDES, 2008).

O Brasil possui lugar de destaque mundial no setor sucroenergético, representando um mercado em constante expansão tanto na

produção de açúcar, como de biocombustível etanol (RODRIGUES; ORTIZ, 2006). Na produção de açúcar, o país é atualmente o maior produtor e exportador mundial; sendo que o estado de São Paulo se destaca com cerca de 20.000 toneladas produzidas somente na safra 2014/2015 (UNICA, 2015). Quanto ao etanol, em meados da década de 1970 houve uma grande ascensão no setor de produção com o surgimento do Programa Nacional do Alcool (Proálcool). Esse programa foi criado para diminuir a dependência das importações do petróleo (KOHLHEPP, 2010) e trouxe importantes inovações para a produção de bioetanol no país, na genética das plantas e produção de sementes adaptadas, em tecnologias utilizadas nas usinas e destilarias e no desenvolvimento da indústria automobilística (RODRIGUES; ORTIZ, 2006). Nesse mesmo período, surgiu no estado de São Paulo uma grande rede de destilarias, muitas vezes instaladas junto às fábricas de açúcar existentes e em áreas com extenso cultivo, como as regiões de Ribeirão Preto, Campinas e Bauru (UDOP, 2016).

Outro grande incentivo para a utilização e venda do etanol como um biocombustível – desde a década de 1970 até os dias de hoje – é a preocupação da sociedade com as emissões veiculares excessivas, assim como com a qualidade do ar nas grandes cidades (LEITE; LEAL, 2007). A partir da década de 1980, um novo alerta proveniente de grande parte dos cientistas se instaurou no mundo: o fenômeno do aquecimento global, que foi altamente associado à queima de combustíveis fósseis, entre outras causas. Concomitantemente, os preços do petróleo tiveram uma considerável alta, contribuindo, assim, para a instauração definitiva dos biocombustíveis – dentre eles, o bioetanol – no mundo, que assumem pelo menos duas principais responsabilidades: auxiliar na redução da emissão dos gases do efeito estufa e na substituição parcial do petróleo (LEITE; LEAL, 2007).

### **1.1. AÇÚCAR E ÁLCOOL: BREVE HISTÓRICO DE PRODUÇÃO**

Desde a introdução da cultura no Brasil, as indústrias que usam a cana-de-açúcar se multiplicaram. Novas técnicas foram introduzidas, e o país alcançou altos índices internacionais, fornecendo matéria-prima

para as agroindústrias do açúcar, etanol e aguardente (SILVA et al., 2010). Mas seus subprodutos e resíduos também são utilizados para fabricação de ração animal, fertilizante para as lavouras e cogeração de energia elétrica. Em 2014, a energia gerada pelas usinas sucroalcooleiras em todo o Brasil apresentou um crescimento de 7,28%. A cogeração de energia elétrica passou de 18.929,60 gigawatts-hora (GWh) para 20.228,69 GWh em 2015 (NOVACANA, 2016), o que mostra o potencial do setor.

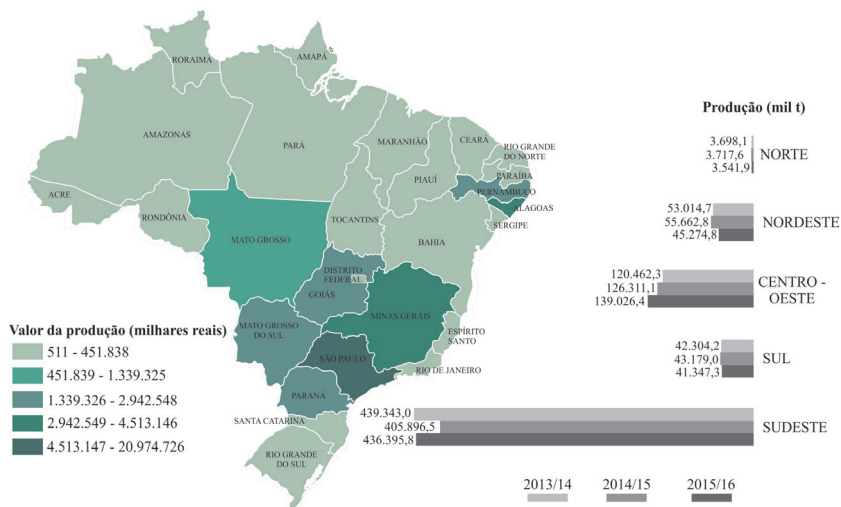
A participação brasileira no volume total de etanol comercializado é 53%, e o produto é vendido principalmente para a União Europeia, Estados Unidos e Japão (MAPA, 2016). A produção é constantemente incentivada com a introdução de novas técnicas e pesquisas, especialmente a partir do Proálcool e da mistura obrigatória do produto à gasolina.

A produção projetada para 2019 é de 58,8 bilhões de litros, que é o dobro da registrada em 2008, e o consumo interno em 50 bilhões de litros e as exportações em 8,8 bilhões (MAPA, 2016). As melhores destilarias produzem aproximadamente 85 litros de etanol anidro por tonelada de cana. A produção das usinas gira em torno de 71 quilos de açúcar e 42 litros de etanol para cada tonelada de cana processada (NOVACANA, 2016). O etanol é extraído da biomassa da cana-de-açúcar e tem reconhecido potencial para sequestrar carbono da atmosfera, o que contribui para a redução do efeito estufa e seus efeitos deletérios ao meio ambiente. Um deles é o aumento da temperatura, que traz consequências graves para o clima do planeta. A redução da temperatura global é um dos maiores desafios enfrentados por todas as nações e representa um dos objetivos do desenvolvimento sustentável.

*Desenvolvimento Sustentável é aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer as possibilidades das gerações futuras atenderem as próprias necessidades (CMMAD, 1988).*

A combinação entre clima, solo e variedades da espécie *S. officinarum* determina a produtividade do cultivo. No Brasil, a cana-de-açúcar é produzida em praticamente todo o território e gera milhares de reais, especialmente para a região Sudeste (Figura 4). O rendimento está diretamente relacionado à seleção da variedade adequada, precipitação pluvial, temperatura e propriedades físicas, químicas e biológicas do

solo, além da resistência a herbívoros e doenças; mas o planejamento agrícola é essencial para que a safra seja produtiva.



**FIGURA 4.** Valor da produção de cana-de-açúcar de acordo com os estados brasileiros em 2011 e produção em mil toneladas das safras de 2013-2016. Fontes: <http://ciagri.iea.sp.gov.br>; CONAB (2016a).

Para atingir o máximo de produtividade, é necessário adequar o manejo do cultivo ao conhecimento dos padrões de crescimento de cada variedade com as características do ambiente, para que as fases de máximo desenvolvimento e períodos de maior disponibilidade hídrica e radiação solar sejam coincidentes (KEATING et al., 1999; STONE et al., 1999). Na grande maioria das vezes, a precipitação a partir de 1.000 mm é suficiente para a obtenção do limite máximo de produtividade, pois garante o desenvolvimento durante as fases de germinação, perfilhamento e alongamento dos colmos (INMAN-BAMBER; SMITH, 2005). Nesse caso, são avaliados alguns parâmetros morfológicos das plantas, como altura e área foliar (ALMEIDA et al., 2008).

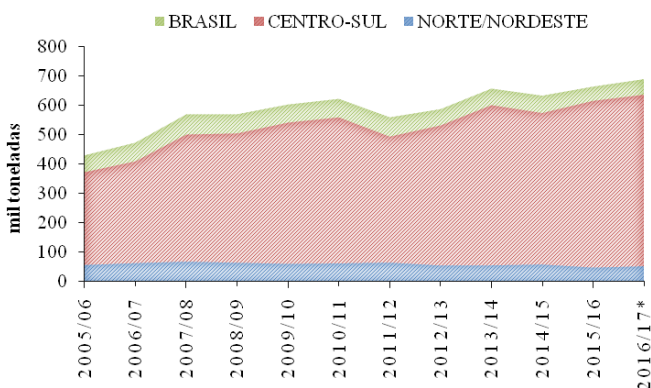
A produtividade dos cultivos de cana-de-açúcar é medida em toneladas por hectare, em volume de açúcar e álcool produzidos por tonelada de cana/ha. A safra de 2014/2015 produziu 654 milhões de toneladas. Desse total, foram produzidos 35,5 milhões de toneladas de

açúcar e 28,6 bilhões de litros de etanol (CONAB, 2016a). A produção de cana-de-açúcar na safra de 2015/2016 foi 3% maior (Figura 5), gerando 37,28 milhões de toneladas de açúcar, 16,6 bilhões de litros de etanol hidratado e 12 bilhões de litros de anidro, que é destinado à mistura na gasolina. Esse volume representa um aumento de 3,2% em relação ao ciclo 2014/2015 (MAPA, 2016).

Esses valores representam 27% da produção mundial. Em média, 55% da cana brasileira são convertidos em álcool, e 45%, em açúcar. As receitas em divisas variam entre US\$ 1,5 e 1,8 bilhões por ano, o que é o equivalente a 3,5% do total das exportações brasileiras (MACHADO; HABIB, 2009).

*SAFRA 2015/2016 NO CENTRO-SUL DEVE ATINGIR 590 MILHÕES DE TONELADAS DE CANA PROCESSADAS, COM PRIORIDADE PARA A PRODUÇÃO DE ETANOL*

*A União da Indústria de Cana-de-Açúcar (UNICA), em conjunto com os demais sindicatos e associações de produtores da região Centro-Sul do Brasil e o Centro de Tecnologia Canavieira (CTC), anunciou hoje, dia 21 de maio de 2016, sua estimativa para a safra 2015/2016 de cana-de-açúcar. A projeção indica uma moagem de 590,00 milhões de toneladas, que é um crescimento de 18,66 milhões de toneladas em relação ao total processado na safra anterior (2014/2015), que somou 571,34 milhões de toneladas (UNICA, 2016).*



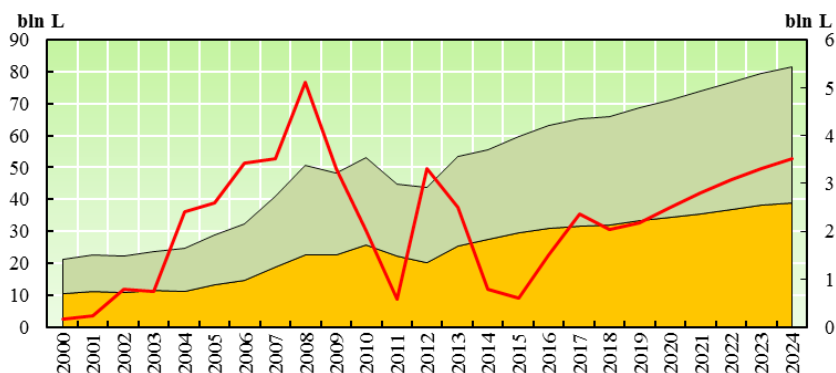
**FIGURA 5.** Dados da produção de cana-de-açúcar no Brasil e de acordo com as regiões Centro-Sul e Norte/Nordeste, ao longo das últimas 11 safras. Legenda: \*previsão. Fonte: CONAB (2016a).

A extensão do cultivo de cana-de-açúcar em solos brasileiros nas duas últimas safras abrange 1,5% das terras cultiváveis de vários estados, especialmente de São Paulo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraná, Alagoas e Pernambuco (Figura 6), que são responsáveis por 92,1% da produção nacional. Os outros 16 estados produtores possuem áreas menores, com representações abaixo de 2,5%, totalizando 8% da área total do país.



**FIGURA 6.** Percentual de área total de cana-de-açúcar de acordo com os estados brasileiros, com destaque para o Estado de São Paulo. Fonte: CONAB (2015).

A área cultivada aumentará a uma taxa anual de 2,9%, atingindo 11,5 milhões de hectares em 2024, e 17 bilhões de litros de etanol anidro e 21 bilhões de litros de etanol hidratado devem ser destinados para o uso em combustível, totalizando aproximadamente 38 bilhões de litros de etanol (Figura 7). O Brasil apresenta dois períodos distintos de safra, abril a novembro na região Centro-Sul e setembro a março na região Norte-Nordeste, o que possibilita a produção de etanol praticamente o ano todo.



**FIGURA 7.** Produção, consumo e comércio líquido de etanol em bilhões de litros (bln L) no Brasil. Legenda: produção ■, consumo ■, comércio líquido (eixo direito) —.  
Fonte: Relatório FAO (2013); modificado.

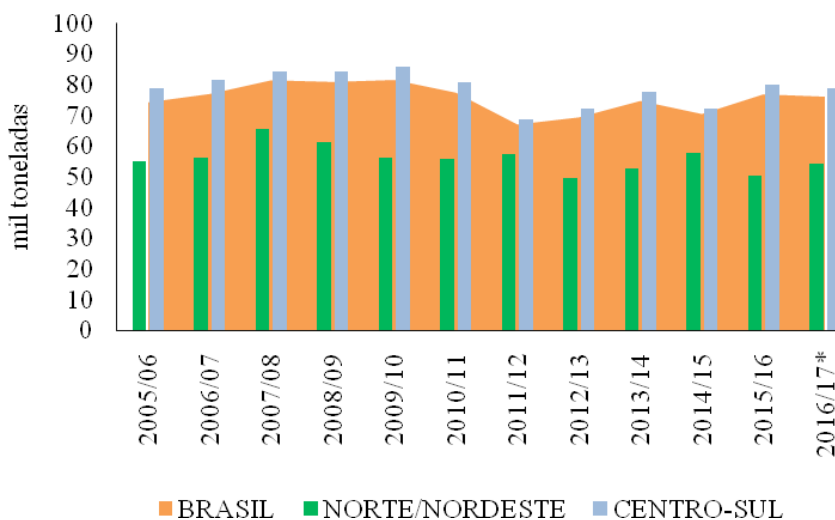
Na safra total de 2014/2015, 46,9% da cana foi destinada para a produção de açúcar, enquanto que 53,1%, para a produção de etanol. Nessa mesma safra, 35 milhões de toneladas de açúcar e 28 bilhões de litros de etanol foram produzidos (Tabela 1). Nas últimas dez safras, a produtividade total de cana-de-açúcar sofreu pequenas oscilações, mas sempre se mantendo próximo de 680 milhões de toneladas (Figura 8). Assim, é um mercado importante para o agronegócio, com tendência à expansão ao longo dos anos (Figura 9), o que é relevante para a economia interna e exportações.

**TABELA 1.** Área de cana-de-açúcar cultivada e quantidade dos principais produtos gerados de acordo com as regiões brasileiras.

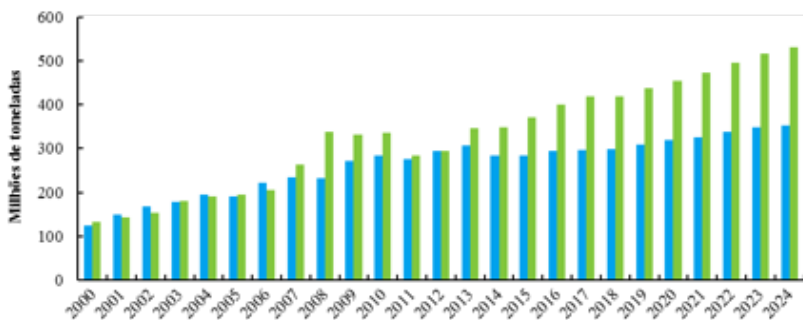
Regiões	Açúcar (milhões de toneladas)		Etanol total (bilhões de litros)	
	2014/2015	2015/2016	2014/2015	2015/2016
Centro-Sul	31.997.7	30.880.5	26.520.570.3	28.466.690.2
Norte-Nordeste	3.562.5	2.608.6	2.139.353.4	1.994.834.3
Total	35.560.2	33.489.1	28.659.923.7	30.461.524.5

Fonte: <http://www.unicadata.com.br> e CONAB - acesso 20 de abril de 2016.





**FIGURA 8.** Produtividade total (kg/ha) no Brasil e de acordo com suas regiões, entre as safras de 2005/2006 até 2015/2016. Legenda: \*estimado. Fonte: CONAB (2016a).



**FIGURA 9.** Total de cana-de-açúcar (milhões de toneladas) destinada à produção de etanol e açúcar no Brasil. Legenda: Açúcar ■; etanol ■. Fonte: Relatório/FAO (2013).

O Brasil possui mais de 400 usinas de processamento de cana-de-açúcar em funcionamento, que contam com aproximadamente 70 mil produtores da matéria-prima. A produção se concentra principalmente no Sudeste do país (Figura 10), sendo que somente o estado de São Paulo foi responsável por cerca de 60% da produção nacional

em 2009 (MAPA, 2016), com uma área de 5,88 milhões de hectares e com 42,4% das usinas produtoras de açúcar e álcool (MAPA, 2012). São mais de 350 municípios com a economia baseada no cultivo da cana-de-açúcar, especialmente na região Centro-Norte do estado, abrangendo Piracicaba, Ribeirão Preto, Franca e Barretos, além de Campinas, Bauru, Jaú, Hortolândia, Araçatuba e Presidente Prudente (INVESTE, 2016). As maiores regiões produtoras são os Escritórios de Desenvolvimento Rural (EDRs) de Barretos, Orlandia e Ribeirão Preto (IEA, 2015) e abarcam aproximadamente 100 mil Unidades de Produção Agropecuária (UPAs) (SÃO PAULO, 2014). Mas a produção de cana-de-açúcar tem um impacto significativo e positivo sobre o PIB *per capita* do município onde o cultivo se localiza, como também nos circunvizinhos (MORAES et al., 2016).

A participação do cultivo de cana-de-açúcar no valor da produção agropecuária e florestal total do estado de São Paulo em 2014 foi 42,55%, ou seja, de R\$ 25,47 bilhões. A produção paulista representou 53,8% da produção nacional de cana-de-açúcar, 49,4% da produção de etanol (14,1 bilhões de litros) e 61,6% da produção do açúcar (21,9 milhões de toneladas) (SILVA et al., 2014).

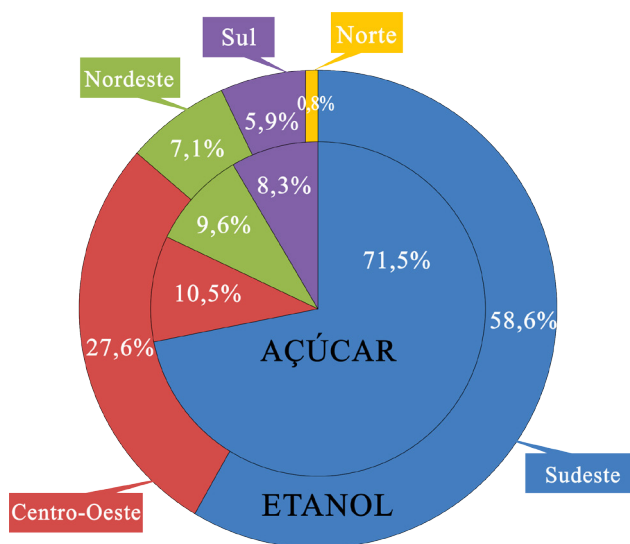


FIGURA 10. Comparação da produção de etanol e açúcar entre as regiões do Brasil na safra de 2014/2015. Fonte: CONAB (2015).

## 1.2. DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO

A expansão da produção sucroalcooleira pelas usinas brasileiras tem amplo apoio de pesquisas acadêmicas e tecnológicas, que incorporam processos inovadores e incrementam a eficiência na produção, ao mesmo tempo em que se busca a redução progressiva dos impactos ambientais (BNDES, 2008). Nessa perspectiva, instituições públicas (federais e estaduais), assim como empresas privadas, têm papel decisivo no desenvolvimento desses estudos, especialmente na cadeia produtiva de bioetanol de cana-de-açúcar, incentivando e financiando pesquisas que envolvem melhoramento genético, mecanização agrícola, controle biológico, reciclagem de efluentes e práticas agrícolas conservacionistas (CGEE, 2005).

As principais inovações tecnológicas no sistema agroindustrial da cana-de-açúcar são automação, melhoramento genético, monitoramento por satélite, fermentação contínua e lançamento de novos produtos (FERREIRA et al., 1985). Segundo Dunham et al. (2010), a estratégia traçada para direcionar a pesquisa agrícola no Brasil foi a seleção de variedades de cana-de-açúcar existentes no país e também no exterior. O desenvolvimento e seleção de variedades de cana têm como objetivo aumentar a produtividade agroindustrial visando maior concentração de sacarose e resistência a pragas e doenças (DUNHAM et al., 2010). No estado de São Paulo, o melhoramento genético da cana-de-açúcar por meio de reprodução sexuada é executado regularmente desde 1947 pelo Instituto Agrônomo (IAC), que foi o precursor da pesquisa agrícola no país (SEGALLA; ALVAREZ, 1964).

No início da década de 1970, tendo como base os modelos empregados nas décadas de 1930 e 1940 e juntamente com a formação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), surgiu o Planalsucar (Programa Nacional de Melhoramento da Cana-de-Açúcar). Esse programa foi criado devido às extensas demandas por aumento da produtividade agrícola e para fomentar estratégias de competitividade para o açúcar produzido no país no mercado externo (DUNHAM, 2009). Segundo Pinazza (1991), desde essa época formou-se uma grande e crescente disponibilidade de tecnologias provenientes do Planalsucar a nível federal, e do Centro de Tecnologia Copersucar (CTC) no estado de São Paulo. O CTC foi organizado pelo governo do

estado, mas é uma instituição privada de pesquisa composta por laboratórios, equipamentos de alta qualidade, campos experimentais e profissionais altamente capacitados e com dedicação exclusiva. Esse centro teve um papel importante no desenvolvimento tecnológico uma vez que, além da realização de novos estudos, foi o responsável pela adaptação e transferência de tecnologias conhecidas em outros setores de produção. Em parte, essa intensa atuação foi graças ao constante intercâmbio e presença de consultores de outros países (BELIK, 1985).

## REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A.C.S.; SOUZA, J.L.; TEODORO, I; BARBOSA, G.V.S.; MOURA- FILHO, G.M; FERREIRA JÚNIOR, R.A. Desenvolvimento vegetativo e produção de variedades de cana-de-açúcar em relação à disponibilidade hídrica e unidades térmicas. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 5, p. 1441-1448, out. 2008.

BELIK, W. A tecnologia em um setor controlado; o caso da agroindústria canavieira em São Paulo. **Cadernos de Difusão de Tecnologia**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 99-136, jan./abr. 1985.

BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. **Bioetanol de cana-de-açúcar: energia para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: BNDES, 2008. 316p.

CESNIK, R. Melhoramento da cana-de-açúcar: marco sucro-alcooleiro no Brasil. **Embrapa Meio Ambiente**. 2007. Disponível em: <[http://www.cnpma.embrapa.br/down\\_hp/344.pdf](http://www.cnpma.embrapa.br/down_hp/344.pdf)>. Acesso em: 4 maio 2016.

CGEE – CENTRO DE GESTÃO DE ESTUDOS ESTRATÉGICOS. Estudo sobre as possibilidades e impactos da produção de grandes quantidades de etanol visando à substituição parcial de gasolina no mundo – Fase 1. **Nipe/Unicamp/Centro de Gestão de Estudos Estratégicos**, Campinas. 2005. Disponível em: <[ftp://ftp.mct.gov.br/Biblioteca/43162-Etanol1\\_Rel%20Final.pdf](ftp://ftp.mct.gov.br/Biblioteca/43162-Etanol1_Rel%20Final.pdf)>. Acesso em: 5 out. 2016.

CHEAVEGATTI-GIANOTTO, A.; ABREU, H.M.C.; ARRUDA, P.; BESPALHOK FILHO, J.C; BURNQUIST, W.L.; CRESTE, S.; DI CIERO, L.; FERRO, J.A.; FIGUEIRA, A.V.O.; FILGUEIRAS, T.S.; GROSSI-DE-SÁ, M.F.; GUZZO, E.C.; HOFFMANN, H.P.; LANDELL, M.G.A.; MACEDO, N.; MATSUOKA, S.; REINACH, F.C.; ROMANO, E.; SILVA, W.J.; SILVA FILHO, M.C.; ULINA, E.C. Sugarcane (*Saccharum X officinarum*): a reference study for the regulation of genetically modified cultivars in Brazil. **Tropical Plant Biology**, California, v. 4, n. 1, p. 62-89, mar. 2011.

CMMAD - Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Nosso futuro comum**. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1988.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. 2016a. **Levantamentos de safra**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/>>. Acesso em: 10 maio 2016.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. 2016b. **Levantamentos de safra**. Disponível em: <[https://www.novacana.com/pdf/Conab\\_cana\\_3o\\_lev\\_-\\_16-17\\_20122016101241.pdf](https://www.novacana.com/pdf/Conab_cana_3o_lev_-_16-17_20122016101241.pdf)>. Acesso em: 9 jan. 2017b.

DUNHAM, F.B. **Co-evolução da mudança tecnológica e institucional em sistemas de inovação: análise histórica da indústria de álcool combustível no Brasil**. 2009. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009, Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.tpqb.eq.ufrj.br/download/analise-historica-do-alcool-combustivel-nobrasil.pdf>>. Acesso em: 5 out. 2016.

DUNHAM, F.B.; BOMTEMPO, J.V.; FLECK, D.L. A estruturação do sistema de produção sucroenergético como base para o Proálcool. **Revista Brasileira de Inovação**, Campinas, v. 10, n. 1, p. 35-72, jan./jun. 2010.

FAO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO. **Perspectivas Agrícolas no Brasil: desafios da agricultura brasileira 2015-2024**. 2015. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/download/PA20142015CB.pdf>>. Acesso em: 9 maio 2016.

FERREIRA, O.P.; REYDON, B.P.; SILVA, J.G.; BELIK, W.A. Geração de tecnologia pelo setor privado: O caso da agroindústria no Brasil. **Cadernos de Difusão de Tecnologia**, Brasília, v. 2, n. 3, p. 329-363, set./dez. 1985.

IEA - INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. **Banco de dados**, São Paulo. 2015. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/>>. Acesso em: 20 maio 2016.

INMAN-BAMBER, N.G.; SMITH, D.M. Water relations in sugarcane and response to water deficits. **Field Crops Research**, Aberdeenshire, v. 92, n. 2-3, p. 185-202, jun. 2005.

INVESTE – PORTAL DE INVESTIMENTOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Agronegócios**. Disponível em: <<http://www.investe.sp.gov.br/>>. Acesso em: 10 abr. 2016.

KEATING, B.A.; ROBERTSON, M.J.; MUCHOW, R.C.; HUTH, N.I. Modelling sugarcane production systems I: development and performance of the sugarcane module. **Field Crops Research**, Aberdeenshire, v. 61, n. 3, p. 253-271, maio 1999.

KOHLHEPP, G. Análise da situação da produção de etanol e biodiesel no Brasil. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 223-253, 2010.

LEITE, R.C.C.; LEAL, M.R.L.V. O biocombustível no Brasil. **Novos Estudos - CEBRAP**, São Paulo, v. 78, p. 15-21, jul. 2007.

MACHADO, L.A.; HABIB, M. Perspectivas e impactos da cultura de cana-de-açúcar no Brasil. **Infobibos – Informações Tecnológicas**. 2009. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2009\\_2/Cana/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2009_2/Cana/index.htm)>. Acesso em: 14 abr. 2016.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. 2016. Relação das unidades produtoras cadastradas no departamento da cana-de-açúcar e agroenergia. Brasília: MAPA. Disponível em: <[http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Desenvolvimento\\_Sustentavel/Agroenergia/Orientacoes\\_Tecnicas/Usinas%20e%20Destilarias%20Cadastradas/DADOS\\_PRODUTORES\\_23-08-2013.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/Orientacoes_Tecnicas/Usinas%20e%20Destilarias%20Cadastradas/DADOS_PRODUTORES_23-08-2013.pdf)>. Acesso em: 9 abr. 2016.

MORAES, M.A.F.D.; BACCHI, M.R.P.; CALDARELLI, C.E. Accelerated growth of the sugarcane, sugar, and ethanol sectors in Brazil (2000 e 2008): Effects on municipal gross domestic product per capita in the south-central region. **Biomass and Bioenergy**, Aberdeen, v. 91, p. 116-125, ago. 2016.

NOVACANA: Tudo sobre etanol, cana, açúcar e cogeração. **Notícias**. Disponível em: <<https://www.novacana.com>>. Acesso em: 15 maio 2016.

PINAZZA, A.P. O processo de integração da P&D junto ao complexo agroindustrial sucro-alcooleiro. *In: P&D no Setor Agroindustrial: Integração x Isolamento*. São Paulo: PENSA/USP, 1991.

ROACH, B.T.; DANIEL, S.J. A review of the origin and improvement of sugarcane. *In: Copersucar International Sugarcane Breeding Workshop*, 1988, Piracicaba. *Anais...* Piracicaba: Copersucar Technology Center, 1988. p. 1-31.

RODRIGUES, D.; ORTIZ, L. **Em direção à sustentabilidade da produção de etanol de cana-de-açúcar no Brasil**. Porto Alegre: Núcleo Amigos da Terra, 2006. 37p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. **Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - Projeto LUPA 2007/2008**. São Paulo, 2014.

SCHWARTZ, S.B. **Segredos internos: engenhos e escravos na sociedade colonial**. São Paulo: Companhia das Letras, 1988. 480p.

SEGALLA, A.L.; ALVAREZ, R. Melhoramento da cana-de-açúcar: I - Experiências com “seedlings” obtidos em 1947, 1948 e 1949. **Bragantia**, Campinas, v. 23, p. 187-223, 1964.

SILVA, A.M.P.; ALMEIDA, J.C.S.; SILVA, R.L.; BONO, J.A.M. Benefícios da fertirrigação com vinhaça na melhoria do solo e à produtividade da cana-de-açúcar. **Cadernos de Agroecologia**, Recife, v. 5, n. 1, p. 1-5, 2010.

SILVA, M.A.; ARANTES, M.T.; RHEIN, A.F.L.; GAVA, G.J.C.; KOLLN, O.T. Potencial produtivo da cana-de-açúcar sob irrigação por gotejamento em função de variedades e ciclos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 3, p. 241-249, nov. 2014.

SILVA, R.O. Cana de mel, sabor de fel – Capitania de Pernambuco: uma intervenção pedagógica com caráter multi e interdisciplinar. **Química Nova na Escola**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 90-94, maio 2010.

STONE, P.J.; SORENSEN, I.B.; JAMIESON, P.D. Effect of soil temperature on phenology, canopy development, biomass and yield of maize in a cool-temperature climate. **Field Crops Research**, Aberdeenshire, v. 63, n. 2, p. 169-178, set. 1999.

SZMRECSÁNYI, T. **O planejamento da agroindústria canavieira no Brasil (1930-1975)**. São Paulo: Hucitec, 1979. 540p.

TAUNAY, C.A. **Manual do Agricultor Brasileiro**. Reedição em 2001. São Paulo: Companhia das Letras, 1839. 328p.

UDOP – União dos Produtores de Bioenergia. **Energia da cana-de-açúcar no Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://www.udop.com.br>>. Acesso em: 9 maio 2016.

UNICA - União da Agroindústria Canavieira do Estado de São Paulo. **Setor Sucoenergético**. 2015. Disponível em: <<http://www.unica.com.br>>. Acesso em: 10 maio 2016.

# CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL: MANEJO, IMPACTOS ECONÔMICOS, SOCIAIS E AMBIENTAIS

---

Maria Santina de Castro Morini, Otávio Guilherme Morais da Silva,  
Vivian Zambon, Roberta Cornélio Ferreira Nocelli

*...a cana era cortada pelos adultos e amontoada em feixes pelas crianças, antes de ser transportada para a usina. Emoldurando o dia a dia, casamentos, batizados, folia de reis e noites embaçadas pela valsa da Siriema: “Teus olhos, quantas cores/De uma Ave Maria/Que um rosário de amargura/eu rezo todo o dia...” (REVISTA PESQUISA FAPESP, 2012).*

Especialmente no início de seu desenvolvimento, o setor sucroenergético influenciou a população brasileira em vários aspectos. Muitas comunidades se estruturaram a partir das áreas de produção, que possuíam atividades de responsabilidade social para com os habitantes das regiões adjacentes aos cultivos. Nos tempos do Brasil colônia, grandes áreas de mata foram desflorestadas para o plantio de cana-de-açúcar, ocasionando mudanças ambientais, nos costumes culturais e no poder econômico.

Segundo Rui (2004), em um primeiro momento, o “usineiro” possuía poderes decisórios na vida e dinâmica da comunidade e, com a formação de negócios familiares, essas empresas acabaram se tornando as principais responsáveis pelo fator social e cultural das regiões onde estavam localizadas, especialmente em pequenas cidades. O autor ainda relata que os auxílios para construção de igrejas, praças públicas, criação e manutenção de times de futebol eram as ações sociais mais praticadas. Além disso, havia uma participação ativa dessa camada social na vida pública como prefeito e vereadores.

A indústria da cana-de-açúcar também contribuiu, e continua contribuindo, com a geração de empregos nos setores agrícola e industrial (BARROS; SILVA, 2011; CIB, 2016; CNPTIA, 2016). A estimativa de empregos gerados em 1991 foi de 800.000 diretos e 250.000 indiretos em todo o país; e em 2001, cerca de 610.000 novos empregos diretos e 930.000 indiretos e induzidos (UDOP, 2016). Em 2010, a cadeia produtiva de cana-de-açúcar empregou mais de 500 mil pessoas direta e indiretamente (UNICA, 2015; 2016). Em 2012, cerca de um milhão de trabalhadores dependia do setor sucroalcooleiro (MORAES et al., 2015). Mas, mesmo diante da grandeza desses números, houve redução nos empregos diretos, e isso está relacionado principalmente às terceirizações, aumento da produtividade e mecanização.

Ao longo da história do cultivo de cana-de-açúcar e de sua cadeia produtiva no Brasil, houve avanços na qualidade do trabalho em todas as categorias de empregados – os dados podem ser consultados na Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílio – IBGE. Ocorreu redução no trabalho infantil, aumento do nível de formalidade, de salários e benefícios, além da elevação do nível de escolaridade de grande parte dos empregados (BALSADI, 2007). Ações de responsabilidade social também vêm sendo praticadas por representantes do setor sucroenergético, ainda que determinadas práticas, como mecanização do corte, tenham afetado uma parcela dos trabalhadores. Para amenizar esses problemas, existem políticas de requalificação no setor agrícola, por meio das quais há programas de capacitação para que as pessoas possam exercer outras atividades no meio rural, como produção orgânica de hortaliças, pesque-pague, entre outras (VIEIRA, 2003).

## 2.1. MANEJO AO LONGO DO TEMPO – ALGUNS ASPECTOS

A cultura de cana-de-açúcar é frequentemente inserida em programas de melhoramento, visando características de interesse agrônômico, como resistência a pragas e patógenos, tolerância a herbicidas e aumento no teor de sacarose. Há também uma busca constante por técnicas de cultivo menos agressivas ao meio ambiente e ao trabalhador.

Atualmente, o plantio da cana-de-açúcar é mecanizado, e esse tipo de manejo possibilita que, em pouco tempo, grandes áreas sejam

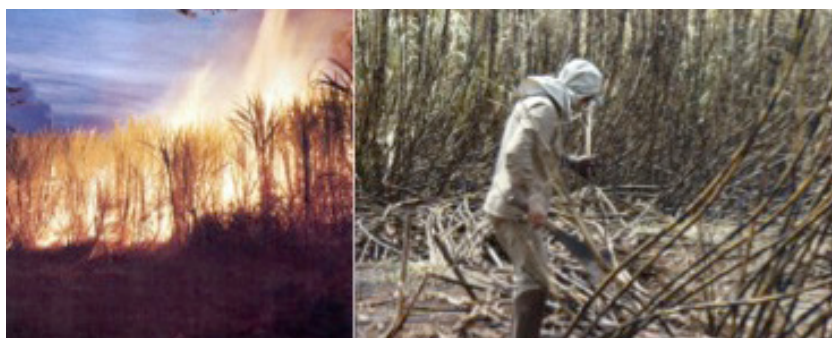


plantadas em um período relativamente curto. Além disso, promove melhores condições aos trabalhadores e ganhos econômicos. Entretanto, falhas nos cultivos de cana-de-açúcar são muito mais frequentes com o uso desse tipo de técnica. Isso ocasiona prejuízos significativos na produtividade, além do alto número de colmos utilizados, atingindo níveis superiores a 20 t/ha. Muitos desses colmos poderiam ser destinados à indústria, e essa prática também aumenta o risco de difusão de pragas e doenças, dificultando o controle. Assim, foi desenvolvido recentemente o sistema de Muda Pré-Brotada (MPB) (Figura 1) com objetivo de reduzir o volume de colmos por hectare, melhorar o controle na qualidade de vigor e sanidade das mudas, resultando em canaviais mais homogêneos, com melhor distribuição espacial das mudas e melhoria na operacionalidade do plantio (LANDELL et al., 2012). Nesse sistema, a construção e manutenção de viveiros são necessárias para a multiplicação de mudas; é um método simples que pode ser adotado por pequenos produtores e associações, não ficando restrito às usinas. E isso proporciona fontes diferenciadas de renda para as comunidades agrícolas.



**FIGURA 1.** Cultivo de cana-de-açúcar usando o sistema de Muda Pré-Brotada.  
Imagens: Mailson Vitalli Pires.

Além do plantio, a colheita também está sendo mecanizada em muitas áreas de cultivo. Nas décadas de 1950 e 1960, acompanhando a revolução mundial ocorrida na agricultura, o setor sucroalcooleiro apresentou grande avanço, estimulando práticas culturais para facilitar o manejo e reduzir a mão de obra (RESENDE et al., 2006). A colheita da cana-de-açúcar foi durante muito tempo manual, onde a queima da palha era imprescindível (ARAÚJO et al., 2004) (Figura 2). Aliado à demanda de novas práticas de manejo, ações de entidades ambientais no estado de São Paulo culminaram na Lei nº 11.241, de 19 de setembro de 2002. Essa lei trata da queima controlada da cana-de-açúcar para despalha e de sua gradual eliminação, e exige um planejamento que deve ser entregue, anualmente, à Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), a qual tem como objetivo adequar as áreas de produção ao plano de eliminação de queimadas (ROSSETTO, 2016).



**FIGURA 2.** Queima e corte manual da cana-de-açúcar. Imagens: Luiz Carlos de Almeida.

A colheita mecanizada da cana-de-açúcar também ajuda na eliminação de ervas daninhas do canavial. A palha mantida sobre o solo impede a germinação e o estabelecimento de espécies com poucas reservas armazenadas na semente, o que diminui a dependência de herbicidas (FERREIRA et al., 2010; SANTIAGO; ROSSETTO, 2016). A cobertura do solo pela palha traz muitos outros benefícios para o meio ambiente, saúde da população e aspectos econômicos. Por outro lado, se discute que a manutenção da palha no cultivo ocasiona o aumento de pragas, especialmente de *Diatraea saccharalis*.

Dentre os insumos utilizados na lavoura de cana-de-açúcar, os herbicidas correspondem a uma grande parcela do custo da produção total. Um tratamento com herbicida aplicado na cultura da cana-de-açúcar colhida pelo sistema de queima da palhada custa, em média, de US\$25 a 60 por hectare (MACHADO; HABIB, 2009). Além disso, cerca de 10 a 15 toneladas de palha picada por hectare podem ser utilizadas como fonte de alimentos para animais ou como combustível na cogeração de energia para as próprias usinas e destilarias, que ainda vendem o excedente. A queima do bagaço gera a produção de bioeletricidade, que é uma das atividades da indústria sucroenergética mais significativas e com maior potencial de crescimento no setor (UNICA, 2016).

Ainda na cadeia produtiva sucroalcooleira, têm-se a liberação de líquidos susceptíveis à fermentação, que formam um vinho. Destilando-se esse produto, recupera-se o etanol, mas é formada uma grande quantidade de um resíduo denominado de vinhaça (veja Capítulo 4). Em 2014, foram gerados no Brasil cerca de 280 bilhões de litros de vinhaça, e 97% desse volume foram usados na própria lavoura.

*vinhaça: líquido derivado da destilação do vinho, que é resultado da fermentação do caldo da cana-de-açúcar ou melado (NT. CETESB P4.231/2006)... Resíduo sólido Classe II-A não perigoso e não inerte (ABNT 10.004).*



FIGURA 3. Fertilização com vinhaça em cultivo de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. Imagens: Maria Santina de Castro Morini.

Quando a vinhaça é aplicada no solo, altera as características edáficas do mesmo, promovendo modificações em parte de suas propriedades químicas, uma vez que altera o pH e os teores de potássio trocáveis (SILVA et al., 2014), o que favorece o aumento da disponibilidade de alguns elementos para as plantas (SILVA et al., 2007). Também é uma alternativa econômica, pois as indústrias sucroalcooleiras gastam menos com adubo (SILVA et al., 2015). Entretanto, esse subproduto pode contaminar corpos d'água (LUNA; COUTINHO, 2008; PREVITALI, 2011) e, quando em excesso, causa diversos tipos de impactos ambientais (CHRISTOFOLETTI et al., 2013). Por outro lado, o seu descarte no solo é a alternativa menos poluente (GRANATO, 2003; LAIME et al., 2011). Estudos relacionados à lixiviação e contaminação de águas subterrâneas pela reciclagem da vinhaça mostram que não há impactos danosos quando as aplicações são inferiores a 300m<sup>3</sup>/ha (LIBONI; CEZARINO, 2012).

As modificações das propriedades físicas do solo por meio da aplicação da vinhaça podem ocorrer de duas formas: (1) melhorando a agregação das partículas, capacidade de infiltração da água, lixiviação de íons e contaminação das águas subterrâneas; e (2) promovendo a dispersão de partículas do solo, com redução da taxa de infiltração de água e elevação do escoamento superficial, com possível contaminação de águas superficiais. Como há diferentes tipos de solo e composições de vinhaça, os resultados das pesquisas são bastante variáveis. Entretanto, é necessário levar em conta que sua distribuição deve ser feita de acordo com a capacidade do solo em trocar e reter íons (SILVA et al., 2007).

A fertirrigação por vinhaça no estado de São Paulo atende à norma técnica P4.231/2006 (Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola) da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), que é uma agência ambiental vinculada à Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Essa norma regulamenta a aplicação da vinhaça em vários aspectos: áreas de risco (proibição), dosagens permitidas e tecnologias de produção. Uma das exigências é manter concentrações de potássio pré-estipuladas em função do tipo de solo e variedade de cana-de-açúcar; a outra é em relação aos tanques de armazenamento e drenos que devem ser impermeáveis, impedindo contaminação dos solos e águas.

## 2.2. CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR E MEIO AMBIENTE

O padrão de produção agrícola proposto pela Revolução Verde, em meados da década de 1970, introduziu nas práticas de cultivo alguns insumos, como fertilizantes, agrotóxicos e, principalmente, máquinas (SANTOS; NASCIMENTO, 2009). De maneira geral, embora esse modelo tenha contribuído efetivamente para o aumento da produção de alimentos, também trouxe consequências prejudiciais ao ambiente e à dinâmica das interações ecológicas, uma vez que é combinado com cultivos extensivos ou monoculturas.

A principal demanda por cana-de-açúcar começou na década de 1970 impulsionada pelo Plano Nacional do Álcool, que foi organizado para estimular a produção de etanol. Assim, o país produziria uma fonte alternativa de energia, renovável e menos poluidora, além de ganhar independência do petróleo, que era, em sua grande maioria, importado. Mas, devido à busca por outras fontes de energia renovável, o baixo custo de produção da cana, a fabricação de carro “flex-fuel” e a criação do Protocolo de Kyoto, hoje a ampliação de unidades produtivas de cana-de-açúcar e implantação de novas usinas têm sido da iniciativa privada (SILVA, 2011).

*O Protocolo de Kyoto foi criado em 1997, e o Brasil o ratificou em 23 de agosto de 2002, tendo sua aprovação interna se dado por meio do Decreto Legislativo nº 144. Mas, este Protocolo, que determina a estabilização dos gases geradores do efeito estufa, entrou em vigor somente em 16 de fevereiro de 2005, logo após o atendimento às condições que exigiam a ratificação por, no mínimo, 55% do total de países-membros da Convenção e que fossem responsáveis por, pelo menos, 55% do total das emissões de 1990.*

A expansão da cultura de cana-de-açúcar também resultou no avanço da fronteira agrícola sobre as áreas naturais, principalmente de Mata Atlântica. Atualmente, esse bioma tem somente 12% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009), distribuídos, na grande maioria, em pequenos fragmentos. Concomitantemente ao desmatamento, as populações nativas foram desagregadas, hábitos culturais perdidos

e houve uma drástica perda de biodiversidade. Além disso, as práticas agrícolas mais antigas resultaram no mau uso e contaminação das águas, principalmente devido à consolidação de relações de trabalho que seguiam largamente as tradições e injustiças do período colonial (RODRIGUES; ORTIZ, 2006).

Durante um longo período, a principal preocupação referente aos danos ambientais causados pela produção de cana-de-açúcar era a queimada da palha (OMETTO et al., 2005). A queima efetuada no cultivo facilitava o corte da cana e a limpeza do terreno pelos trabalhadores; além disso, contribuía para o aumento do teor de sacarose, uma vez que há a geração de calor, que auxilia na evaporação da água (SANTO; ALMEIDA, 2007).

Apesar desses aspectos positivos, essa prática aumenta os gases do efeito estufa na atmosfera e causa uma série de problemas ao meio ambiente (ARAÚJO et al., 2004; BARROS; SILVA, 2011), como: (1) destruição da matéria orgânica do solo, deixando-o exposto a erosões e provocando assoreamento de mananciais; (2) redução e até mesmo eliminação de aves, animais e insetos, que são importantes agentes de controle de pragas; (3) redução de microrganismos do solo; (4) além da volatilização de elementos nutritivos essenciais à planta (SANTIAGO; ROSSETTO, 2016). Assim, se por um lado essa atividade proporcionou um aumento na produtividade do trabalho, por outro contribuiu de forma negativa para o meio ambiente e para a saúde da população, uma vez que grandes concentrações de carbono são liberadas durante a queima. No ano de 2007, discutia-se que mais de 75% das emissões de gases geradores do efeito estufa no Brasil eram causados pelas queimadas e pelo desmatamento (DUFÉY, 2007). A queima da palha origina a fuligem, que é uma substância escura produzida no momento da combustão. Além disso, há a liberação do monóxido de carbono, que é altamente tóxico e provoca irritações no aparelho respiratório do homem e de outros animais (SANTIAGO; ROSSETTO, 2016). Na tentativa de mitigar os efeitos do impacto ambiental, a colheita da cana com a queima da palha vem sendo gradualmente substituída pela mecanizada (NIKO et al., 2013).

*considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos naturais. (Art. 1º da Res. 1, de 23.1.86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA).*

Com o aumento da produção, a responsabilidade de adotar uma política de racionalidade nas práticas de uso e manejo agrícolas é cada vez maior, especialmente no estado de São Paulo (BARROS; SILVA, 2011). O Decreto Estadual 47.700, de 11 de março de 2003, que regulamenta a Lei nº 11.241, prevê a eliminação completa das queimadas na cultura até 2021 em áreas onde a mecanização é possível, e até 2031 em áreas onde a mecanização é tecnicamente inviável. Entretanto, em junho de 2007, foi assinado um protocolo de intenções entre o governo paulista e a União da Indústria de Cana-de-Açúcar que previu a antecipação desses prazos para 2014 e 2017, respectivamente; em março de 2008, o governo do estado de São Paulo solicitou a suspensão da sentença, a fim de minimizar os impactos sociais e econômicos, alegando que: (1) suspensão total da queima da palha trará prejuízos incalculáveis aos produtores e à indústria devido à paralisação por falta de matéria-prima; e (2) a Secretaria de Estado do Meio Ambiente controla de maneira segura a queima, o que gera menos riscos às pessoas e ao meio ambiente (REVISTA TRF, 2008). Assim, segundo a Resolução SMA nº 30 de 15 de maio de 2015, que dispõe sobre os procedimentos relativos à suspensão da queima da palha da cana-de-açúcar ditados pela Lei Estadual nº 11.241, entre 1º de junho a 30 de novembro de 2015, declarou-se proibida a queima da palha da cana-de-açúcar no período das 6 às 20 horas. Quando necessário, a suspensão da queima da palha da cana-de-açúcar nos demais horários será por região, considerando o teor médio da umidade relativa do ar, medido das 12 às 17 horas, nos postos oficiais determinados pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Sempre que o teor de umidade relativa do ar for inferior a 20%, a queima da

palha da cana-de-açúcar será suspensa em qualquer período do dia, ficando sem validade os comunicados de queima previamente encaminhados (SMA, 2016). Após 30 de novembro de 2015, sempre que o teor de umidade relativa do ar se encontrar entre 20 e 29% por um período de dois dias consecutivos, a queima da palha será suspensa das 6 às 20 horas (MAPA, 2016). Conforme a Lei Estadual nº 11.241, as queimadas estão proibidas em áreas localizadas de acordo com os seguintes limites: a um quilômetro do perímetro urbano ou de reservas/locais ocupados por indígenas; a 100 metros de locais de domínio de subestação de energia elétrica; a 50 metros de reservas, parques ecológicos e unidades de conservação; a 25 metros de áreas de domínio de estações de telecomunicação; a 15 metros de faixas de segurança de linhas de transmissão e distribuição de energia elétrica e de áreas ocupadas por rodovias e ferrovias. Diante disso, muitos produtores agrícolas recorreram a financiamentos para adquirir equipamentos mecanizados para o corte de cana como uma medida de proteção tanto ao trabalhador quanto ao meio ambiente (SCOPINHO et al., 1999).

*A safra 2014/2015 foi o prazo final para a eliminação do uso do fogo nas áreas planas no estado de São Paulo, em que as máquinas podem operar. Para as demais áreas, com inclinação superior a 12 graus, o prazo de referência é a safra 2017/2018. Para os fornecedores, a safra 2014/2015 foi o prazo para eliminação da queima em áreas mecanizáveis acima de 150 ha e 2017/2018, em áreas não mecanizáveis e menores que 150 ha. A colheita de cana sem queima no Estado de São Paulo atingiu cerca de 90% da área na safra 2013/2014 (UNICA, 2016).*

Outros grandes impactos ambientais causados pelo cultivo extensivo de cana-de-açúcar se referem ao suprimento de água e uso de defensivos agrícolas. Sabe-se que o uso de água para irrigação é uma atividade essencial para a agricultura no mundo e, embora os canaviais sejam cultivados em sua maioria pelo sistema de sequeiro, que está à mercê de precipitação natural, há certa dependência de sistemas de irrigação (DOORENBOS; KASSAM, 1994). Mas é possível usar nos cultivos água residuária proveniente das próprias usinas: denominada



de “irrigação de salvamento”, atividade que economiza o consumo de água e evita seu desperdício (UNICA, 2015). Segundo Scardua e Rosenfeld (1987), devido às variações locais de clima e variedades, é complicado estabelecer uma relação entre produção e uso de água para a cana-de-açúcar, uma vez que esse consumo pode variar em função da fenologia da planta, ciclo da cultura, condições climáticas e água disponível no solo.

Quanto à utilização de insumos no cultivo da cana-de-açúcar, os defensivos agrícolas, como os herbicidas, fungicidas e inseticidas, correspondem a aproximadamente 56% do volume total comercializado no país (CHRISTOFFOLETI et al., 2005). Apesar dos benefícios provenientes da utilização desses insumos para a produtividade agrícola, a contaminação de corpos d’água, solos e alimentos tem preocupado as autoridades e a população (RISSATO et al., 2006). Determinados defensivos podem sofrer processos de bioacumulação em diferentes níveis tróficos, como, por exemplo, acumulam-se na gordura dos peixes e leite de vacas que utilizam rios e córregos contaminados (DEL GRANDE et al., 2003). Esses defensivos também podem atingir diretamente a fauna e flora nas adjacências dos cultivos, especialmente aqueles que entram em contato direto com as plantas, como os polinizadores.

Dessa forma, levando-se em conta o considerável aumento no declínio de polinizadores nos últimos anos e considerando a necessidade alarmante em se tratar esse problema, a Conferência das Partes para a Convenção e Uso Sustentável de Polinizadores aprovou, no ano de 2000, o estabelecimento da Iniciativa Internacional para a Conservação e Uso Sustentável de Polinizadores e, como parte da mesma, solicitou a elaboração de um plano de ação. Esse plano foi elaborado pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO), tendo como principais metas o monitoramento do declínio de polinizadores, aumento de informações taxonômicas e estimativa do valor monetário dos serviços de polinização, promoção do uso sustentável, conservação e restauração da diversidade de polinizadores (IMPERATRIZ-FONSECA et al., 2007).

O setor sucroenergético, no geral, contribui para minimizar os efeitos negativos de suas atividades, de forma a mitigá-los. Exemplo disso ocorre na região Centro-Sul, onde a expansão recente da cana-de-açúcar

(mais de 60%) está acontecendo em áreas de pastagens, que são em sua maior parte degradadas, fator que diminui o desmatamento de áreas de mata nativa (UNICA, 2015). Assim, os novos plantios de cana-de-açúcar ocupam áreas ecologicamente degradadas, como, por exemplo, as utilizadas pela pecuária. Em 2002, as áreas aptas à expansão cultivadas com pastagens representavam cerca de 37,2 milhões de hectares.

O programa de Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar (ZAE), lançado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA Solos em 2009, com o objetivo de fornecer subsídios técnicos para formulação de políticas públicas visando à expansão e produção sustentável de cana-de-açúcar no território brasileiro, demonstra que o país dispõe de cerca de 64,7 milhões de hectares de áreas aptas à expansão do cultivo com cana-de-açúcar, sendo que, destes, 19,3 milhões de hectares foram considerados com alto potencial produtivo, 41,2 milhões de hectares de média produção e 4,3 milhões de baixo potencial para o cultivo. Essas estimativas demonstram que o país não necessita incorporar novas áreas com cobertura nativa ao processo produtivo, podendo expandir ainda as áreas de cultivos de cana-de-açúcar sem afetar diretamente as terras utilizadas para a produção de alimentos (MANZATTO et al., 2009).

*Objetivos do ZAE - Oferecer alternativas econômicas sustentáveis aos produtores rurais; Disponibilizar uma base de dados espaciais para o planejamento do cultivo sustentável das terras com cana-de-açúcar em harmonia com a biodiversidade e a legislação vigente; Fornecer subsídios para o planejamento de futuros pólos de desenvolvimento no espaço rural; Alinhar o estudo com as políticas governamentais sobre energia; Indicar e espacializar áreas aptas à expansão do cultivo de cana-de-açúcar em regime de sequeiro (sem irrigação plena); Fornecer as bases técnicas para a implementação e controle das políticas públicas associadas (MANZATTO et al., 2009).*

Quanto aos resíduos provenientes do cultivo e industrialização da cana-de-açúcar, muitos estudos têm explorado formas de reaproveitá-los, de maneira a evitar o desperdício e contribuir para a

sustentabilidade do setor sucroenergético, bem como fornecer matéria-prima para outros setores. Assim, pode-se dizer que o setor sucroenergético tem contribuído para práticas mais amigáveis ao meio ambiente, especialmente devido ao investimento em novas tecnologias, como melhoramento genético e aproveitamento dos resíduos (SANTO; ALMEIDA, 2007). Entretanto, para que a linha de produção seja efetivamente sustentável, há necessidade em se priorizar os aspectos sociais e ambientais, de maneira que os danos associados à ascensão e expansão do setor sucroalcooleiro sejam mitigados e evitados.

*O etanol oriundo da cana-de-açúcar é ambientalmente melhor do que o etanol produzido, por exemplo, com base no milho. A maior vantagem ambiental da cana-de-açúcar em relação ao milho ocorre pelo balanço energético das duas culturas, o qual corresponde à razão entre a energia liberada pela queima do etanol e a energia necessária para produzi-lo. Ou seja, para fabricar etanol proveniente do milho é necessário gastar muito mais energia, até mesmo energia fóssil poluidora do ambiente, do que para produzir etanol com o uso da cana-de-açúcar. Portanto, a contribuição do etanol de cana no combate ao efeito estufa é muito superior à opção de milho. Esse resultado ambiental positivo é amplamente conhecido, o que garantiu visibilidade internacional ao programa de etanol brasileiro (SOUZA, 2011).*

### 2.3. ASPECTOS SOCIAIS

A expansão da cultura de cana-de-açúcar para as áreas de pastagens, cultivos de citros e cerrados, principalmente no Triângulo Mineiro e no Noroeste Paulista, além de promover a perda de biodiversidade, ocasiona o êxodo rural dos pequenos sítiantes, que não suportam a concorrência e vendem suas propriedades aos usineiros. Esse vem a ser um problema social importante. Atualmente os cultivos de cana ocupam 50% das áreas de terras cultivadas do estado de São Paulo (SANTIAGO; ROSSETTO, 2016).

Além disso, a implementação da mecanização nas fases de plantio e colheita gerou graves impactos sociais, apesar da proibição da queima da palha ter proporcionado ganhos ao meio ambiente. Cada colheitadeira substituiu o trabalho de 80 a 100 homens, além de trabalhar durante 24 horas. Isso causa diminuição na demanda da força de trabalho nas áreas rurais, ocasionando inúmeros desempregos (MACHADO; HABIB, 2009). O setor sucroalcooleiro paulista encerrou o ano de 2014 com 99.842 admissões com carteira assinada; número 25,7% menor que o registrado no ano anterior (FREDO, 2015). Em contrapartida, esse fator negativo possibilita o desaparecimento de empregos considerados subempregos e a discussão de estratégias de realocação e treinamento de pessoas (LIBONI; CEZARINO, 2012). Isso, ao longo do tempo, proporciona uma melhor qualidade de vida àquele cidadão e à comunidade como um todo (MORAES et al., 2015).

Diante dessa nova realidade, iniciativas foram necessárias, e as empresas passaram a implementar ações voltadas para a requalificação da mão de obra para o próprio mercado sucroalcooleiro ou para outros segmentos da economia. Em parte, esse lado negativo do emprego de uma técnica ambientalmente mais aceita foi compensado pela criação de vagas para motoristas, tratoristas, condutores de colheitadeiras e técnicos em eletrônica. Muitos desses trabalhadores foram aproveitados, após cursos de treinamento em obras de requalificação e infraestrutura nas regiões Norte e Nordeste do país (MORAES, 2007).

Essa mudança no cenário agrícola dos municípios do estado de São Paulo, que é o maior produtor da Federação, precisa contar com a participação de vários segmentos da sociedade para discutir e planejar, a partir da realidade atual, alternativas mais seguras e estáveis para as comunidades e o meio ambiente (SANTIAGO; ROSSETTO, 2016). Aos estados, competem a fiscalização e observância do cumprimento da legislação trabalhista; assim, distorções ainda existentes poderão ser coibidas, e as boas condições de trabalho, garantidas, uma vez que o mercado externo compra somente produtos que tenham sistemas de certificação, onde a linha produtiva segue normas rígidas de direitos humanos e ambientais (SOUZA, 2008).

*....Não se trata de defender a volta da queima da cana-de-açúcar como método de despalha. A mudança está dada e a sociedade reclama pela sua extinção. Da mesma forma, ninguém há de ser contrário ao cumprimento da legislação e normas trabalhistas existentes pelos produtores de cana-de-açúcar, sejam eles a indústria do açúcar e do álcool ou fornecedores de cana...O que se procura trazer para reflexão é a falta de escolaridade dos mais de cem mil empregados da cultura da cana-de-açúcar que perderão seus empregos... (MORAES, 2007).*

## 2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil possui uma das maiores áreas de cultivos de cana-de-açúcar do mundo e é o maior produtor de açúcar e etanol. Em seu estado natural, a cana-de-açúcar é usada como pasto para gado ou na forma de ingredientes em alimentos como rapadura e melado, entre outros produtos. A despeito desses usos, igualmente nobres, esse agro-negócio para o país é muito importante, especialmente sob os aspectos econômico e social. O consumo interno e a demanda internacional por açúcar e etanol geram renda e empregos que são fundamentais para o crescimento do país.

A preocupação mundial crescente por fontes de energias renováveis e menos prejudiciais ao planeta tem pressionado os setores de bio-combustíveis para o desenvolvimento de novas técnicas. A produção de etanol comprovadamente é uma excelente alternativa. Mas, para que continue com esse *status*, é necessário que toda a cadeia produtiva garanta as três metas da sustentabilidade ambiental, descrita no sétimo objetivo do Desenvolvimento do Milênio: integrar os princípios do desenvolvimento sustentável nas políticas e programas públicos e reverter a perda de recursos ambientais. E o Brasil tem buscado novas tecnologias desde a fase de plantio, manejo e pós-colheita, com o intuito de aumentar a produtividade da cultura e obter a sustentabilidade ao longo da cadeia produtiva. Nesse sentido, a colheita mecanizada sem a queima da palha e o aproveitamento dos resíduos têm recebido incentivos para que os objetivos preconizados pelo desenvolvimento sustentável

possam ser atingidos em sua totalidade. Mas, como toda intervenção antrópica, acarreta impactos ambientais, os quais muitas vezes podem se tornar irreversíveis, devido ao intenso uso de agrotóxicos e até mesmo de resíduos do próprio cultivo. Entretanto, se adotado um manejo racional que vise, por exemplo, a manutenção da estrutura do solo e de sua biodiversidade, o cultivo da cana-de-açúcar proporciona a mitigação das emissões dos gases de efeito estufa.

Alguns avanços na redução dos impactos negativos da cultura podem ser observados em relação ao meio ambiente e à questão social, nesse caso gerada pela mecanização especialmente da colheita. Há ações pontuais e algumas ações institucionais que podem ser identificadas, mas muitas são a passos lentos, especialmente em relação às políticas públicas aplicadas aos setores ambiental e social.

## REFERÊNCIAS

ARAÚJO, M.S.; LUCIA, T.M.C.D.; VIEGA, C.D.; NASCIMENTO, I.C. Efeito da queima da palha de cana-de-açúcar sobre comunidade de formicídeos. **Ecologia Austral**, Córdoba, v. 14, n. 2, p. 191-200, jul./dez. 2004.

BALSADI, O.V. O mercado de trabalho assalariado na cultura da cana-de-açúcar, no Brasil, no período de 1992-2005. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 2, p. 34-43, 2007.

BARROS, J.D.S.; SILVA, M.F.P. Cultivo sustentável da cana-de-açúcar. **Revista eletrônica do curso de geografia da Universidade Federal de Goiânia, Campos Jataí**, Goiânia, n. 17, p. 1-8, 2011.

CHRISTOFFOLETI, P.J.; LÓPEZ-OVEJERO, R.F.; NICOLAI, M.; CARVALHO, S.J.P. Manejo de plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar: novas moléculas herbicidas. *In*: II Simpósio de Tecnologia de Produção de Cana-de-Açúcar, Piracicaba. **Palestras**. Piracicaba: ESALQ/POTAFOS, 2005.

CHRISTOFFOLETTI, C.A.; ESCHER, J.P.; CORREIA, J.E.; MARINHO, J.F.U.; FONTANETTI, C.S. Sugar cane vinasse: environmental implications of its use. **Waste Management**, Padova, v. 33, n. 12, p. 2752-2761, dez. 2013.

CIB - Conselho de Informações. **Guia da cana-de-açúcar**. 2009. Disponível em: <<http://cib.org.br/>>. Acesso em: 8 maio 2016.

CNPq - Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Embrapa**, Rio de Janeiro. 2016. Disponível em: <<http://www.agencia.cnpq.br/>>. Acesso em: 8 maio 2016.

DEL GRANDE, M.; REZENDE, M.O.O.; ROCHA, O. Distribuição de compostos organoclorados nas águas e sedimentos da bacia do Rio Piracicaba/SP, Brasil. **Química Nova**, São Paulo, v. 26, n. 5, p. 678-686, set./out. 2003.

- DOORENBOS, J.; KASSAM, A.H. **Efeito da água no rendimento das culturas**. Campina Grande: Editora UFPB, 1994. 360p.
- DUFFEY, A. **Biofuels production, trade and sustainable development: emerging issues**. Stevenage: Earthprint Limited, 2007. 62p.
- FERRAZ, J.M.G.; PRADA, L.S.; PAIXÃO, M. **Certificação socioambiental do setor sucroalcooleiro**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 195p.
- FERREIRA, E.A.; PROCÓPIO, S.O.; GALON, L.; FRANCA, A.C.; CONCENÇO, G.; SILVA, A.A.; ASPIAZU, I.; SILVA, A.F.; TIRONI, S.P.; ROCHA, P.R.R. Manejo de plantas daninhas em cana-crua. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 915-925, 2010.
- FREDO, C.E. Setor sucroalcooleiro paulista: crise nos empregos em 2014. **Análises e Indicadores do Agronegócio**, São Paulo, v. 10, p. 1-9, 2015.
- GRANATO, E.F. **Geração de energia através da biodigestão anaeróbica de vinhaça**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2003, Bauru. Disponível em: <[http://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/90820/granato\\_ef\\_me\\_bauru.pdf?sequence=1](http://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/90820/granato_ef_me_bauru.pdf?sequence=1)>. Acesso em: 5 out. 2016.
- IMPERATRIZ-FONSECA, V.L.; SARAIVA, A.M.; GONÇALVES, L. A iniciativa brasileira de polinizadores e os avanços para a compreensão do papel dos polinizadores como produtores de serviços ambientais. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 1, p. 100-106, 2007.
- LAIME, E.M.; FERNANDES, P.D.O.; SOUZA, D.C.D. Possibilidades tecnológicas para a destinação da vinhaça: uma revisão. **Revista trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, Chapadinha, v. 5, n. 3, p. 16-29, 2011.
- LANDELL, M.G.D.A.; CAMPANA, M.P.; FIGUEIREDO, P.; XAVIER, M.A.; ANJOS, I.A.; DINARDO-MIRANDA, L.L.; SCARPARI, M.S.; GARCIA, J.C.; BIDÓIA, M.A.P.; SILVA, D.N.; MENDONÇA, J.R.; KANTHACK, R.A.D.; CAMPOS, M.F.; BRANCALIÃO, S.R.; PETRI, R.H.; MIGUEL, P.E.M. Sistema de multiplicação de cana-de-açúcar com uso de mudas pré-brotadas (MPB), oriundas de gemas individualizadas. **Instituto Agrônomo de Campinas**, Campinas, v. 109, p. 1-17, 2012.
- LIBONI, L.B.; CEZARINO, L.O. Impactos sociais e ambientais da indústria da cana-de-açúcar. **Future Studies Research Journal**, v. 4, n. 1, p. 202-230, 2012.
- LUNA, R.G.; COUTINHO, H.D.M. Efeitos de bagaço de cana-de-açúcar e minhocas (*Pontoscolex corethrurus*) sobre a microbiota do solo (Paraíba, Brasil). **Revista Caatinga da Universidade Federal Rural do Semi-Árido**, Mossoró, v. 21, n. 1, p. 156-161, 2008.
- MACEDO, I.C. (Org.). **A energia da cana-de-açúcar**. São Paulo: UNICA, 2007. Disponível em: <[www.unica.com.br/download.php?idSecao=17&id=2447557](http://www.unica.com.br/download.php?idSecao=17&id=2447557)>. Acesso em: 24 maio 2016.
- MACHADO, L.A.; HABIB, M. Perspectivas e impactos da cultura de cana-de-açúcar no Brasil. **Infobibos - Informações Tecnológicas**. 2009. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2009\\_2/Cana/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2009_2/Cana/index.htm)>. Acesso em: 14 abr. 2016.
- MANZATTO, C.V.; ASSAD, E.D.; BACCA, J.F.M.; ZARONI, M.J.; PEREIRA, S.E.M. **Zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar: Expandir a produção, preservar a vida, garantir o futuro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 55p.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. 2016. Relação das unidades produtoras cadastradas no departamento da cana-de-açúcar e agroenergia. Brasília: MAPA. Disponível em: <[http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Desenvolvimento\\_Sustentavel/Agroenergia/Orientacoes\\_Tecnicas/Usinas%20e%20Destilarias%20Cadastradas/DADOS\\_PRODUTORES\\_23-08-2013.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/Orientacoes_Tecnicas/Usinas%20e%20Destilarias%20Cadastradas/DADOS_PRODUTORES_23-08-2013.pdf)>. Acesso em: 9 abr. 2016.

MARÇAL, C.T. **Efeitos da cultura de cana-de-açúcar e seu manejo (uso de vinhaça e método de colheita) sobre a mesofauna do solo.** 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, 2009, Paraná. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/24030?show=full>>. Acesso em: 5 out. 2016.

MENDOZA, H.N.S.; LIMA, E.; ANJOS, L.H.C.; SILVA, L.A.; CEDDIA, M.B.; ANTUNES, M.V.M. Propriedades químicas e biológicas de solo de tabuleiro cultivado com cana-de-açúcar com e sem queima da palhada. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 201-207, 2000.

MORAES, M.A.F.D. O mercado de trabalho da agroindústria canavieira: desafios e oportunidades. **Economia Aplicada**, Ribeirão Preto, v. 11, n. 4, p. 605-619, 2007.

MORAES, M.A.F.D.; OLIVEIRA, F.C.R.; CHAVEZ-DIAZ, R.A. Socio-economic impacts of Brazilian sugar cane industry. **Environmental Development**, Colorado, v. 16, p. 31-43, 2015.

NIKO, D.; VALENTE, M.S.; MILANEZ, A.Y.; TANAKA, A.K.R.; RODRIGUES, A.V.P. A evolução das tecnologias agrícolas do setor sucroenergético: estagnação passageira ou crise estrutural? **BNDES Setorial**, n. 37, p. 399-442, 2013.

OMETTO, A.R.; MANGABEIRA, J.A.C.; HOTT, M.C. Mapeamento de potenciais impactos ambientais da queima de cana-de-açúcar no Brasil. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Associação de Especialistas Latinoamericanos em Sensoriamento Remoto, 2005. p. 2297-2299.

PREVITALI, N.F. **Uso de vinhaça para fertirrigação.** 2011. Monografia (Graduação em Tecnologia em Biocombustíveis) - Faculdade de Tecnologia de Araçatuba, 2011, Araçatuba. Disponível em: <<https://www.yumpu.com/pt/document/view/12955045/uso-de-vinhaca-para-fertirrigacao-fatec-aracatuba/3>>. Acesso em: 05 out. 2016.

RESENDE, A.S.; SANTOS, A.; XAVIER, R.P.; COELHO, C.H.; GONDIM, A.; OLIVEIRA, O.C.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. Efeito da queima da palhada da cana-de-açúcar e de aplicações de vinhaça e adubo nitrogenado em características tecnológicas da cultura. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 937-941, 2006.

REVISTA TRIBUNAL REGIONAL FEDERAL DA 3ª REGIÃO, nº 88. São Paulo: TRF. Trimestral. 2008.

REVISTA PESQUISA FAPESP. **Reconstrução do passado.** São Paulo: Especial 50 anos Fapesp. 2012.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI F.; HIROTA M.M. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Boston, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RISSATO, S.R.; GALHIANE, M.S.; KNOLL, F.R.N.; ANDRADE, R.M.B.; ALMEIDA, M.V. Método multiresíduo para monitoramento de contaminação ambiental de pesticidas na região de Bauru (SP) usando mel como bio-indicador. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 5, p. 950-955, 2006.

RODRIGUES, D.; ORTIZ, L. **Em direção à sustentabilidade da produção de etanol de cana-de-açúcar no Brasil.** Porto Alegre: Núcleo Amigos da Terra, 2006. 37p.



ROSSETTO, R. Queima da cana-de-açúcar. **Ageitec – Agência Embrapa de Informação Tecnológica**. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01\\_92\\_22122006154841.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_92_22122006154841.html)>. Acesso em: 23 set. 2016.

RUI, J.D. A responsabilidade social no setor sucroenergético. **Jornal Cana**, Ribeirão Preto, dez. 2004. Disponível em: <<http://www.jornalcana.com.br>>. Acesso em: 7 maio 2016.

SANTIAGO, A.D.; ROSSETTO, R. Plantio da cana-de-açúcar. **Ageitec – Agência Embrapa de Informação Tecnológica**. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: 11 abr. 2016.

SANTO, Z.N.E.; ALMEIDA, L.T. Etanol: impactos sócio-ambientais de uma *commodity* em ascensão. In: VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2007, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: International Society for Ecological Economics, 2007. 24 p.

SANTOS, A.B.; NASCIMENTO, F.S. Transformações ocorridas ao longo da evolução da atividade agrícola: algumas considerações. **Centro Científico do Saber – Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 5, n. 8, p. 1-9, 2009.

SANTOS, A.L.S.; PEREIRA, E.C.G.; ANDRADE, L.H.C. A expansão da cana-de-açúcar no espaço alagoano e suas consequências sobre o meio ambiente e a identidade cultural. **Campo-território: Revista de Geografia Agrária**, Uberlândia, v. 2, n. 4, p. 19-37, 2007.

SATYAWALI, Y.; BALAKRISHNAN, M. Wastewater treatment in molasses-based alcohol distilleries for COD and color removal: a review. **Journal of Environmental Management**, Florida, v. 86, n. 3, p. 481-497, 2008.

SCARDUA, R.; ROSENFELD, U. Irrigação da cana-de-açúcar. In: Paranhos, S.B. **Cana-de-açúcar: cultivo e utilização**. Campinas: Fundação Cargill, 1987.

SCOPINHO, R.A.; EID, F.; VIAN, C.E.F.; SILVA, P.R.C. Novas tecnologias e saúde do trabalhador: a mecanização do corte da cana-de-açúcar. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.15, n. 1, p. 147-16, 1999.

SMA - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2016. **Resolução SMA – 38, de 16-05-2008**. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov>>. Acesso em: 9 maio 2016.

SILVA, A.P.M.; BONO, J.A.M.; PEREIRA, A.R. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 1, p. 38-43, 2014.

SILVA, J.P.R. **Impactos da monocultura de cana-de-açúcar (*Saccharum spp*) sobre os aspectos econômicos, sociais e ambientais do Brasil**. 2011. Projeto de Monografia (Graduação em Engenharia Agrônômica) – Centro de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Federal do Maranhão, 2011, São Luís. Disponível em: <<http://www.ebah.com.br/content/ABAAAfkX8AA/impactos-economicos-sociais-ambientais-causados-pela-monocultura-cana-acucar-no-brasil>>. Acesso em: 23 set. 2016.

SILVA, J.R.; COELHO, P.J.; CASER, D.V.; PINATTI, E.; BUENO, C.R.F.; CASTANHO-FILHO, E.P.; BINI, D.L.C. Valor da produção agropecuária do Estado de São Paulo, resultado final de 2014. **Instituto de Economia Agrícola (IEA)**, São Paulo. 2015. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/LerTexto.php?codTexto=13708>>. Acesso em: 25 maio 2016.

SILVA, M.A.S.; GRIEBELER, N.P.; BORGES, L.C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

SOUZA, M.A. A dinâmica territorial da expansão do agronegócio sucroalcooleiro: contribuições teóricas para atuações dos movimentos sociais. **Agrária**, São Paulo, n. 9, p.3-24, 2008.

UDOP – União dos Produtores de Bioenergia. **Energia da cana-de-açúcar no Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://www.udop.com.br>>. Acesso em: 09 maio 2016.

UNICA - União da Agroindústria Canavieira do Estado de São Paulo. **Setor Sucreenergético**. 2015. Disponível em: <<http://www.unica.com.br>>. Acesso em: 10 maio 2016.

UNICA – União da agroindústria canavieira do Estado de São Paulo. **UNICADATA**. 2016. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br/>>. Acesso em: 7 maio 2016.

VIEIRA, G. **Avaliação do custo, produtividade e geração de emprego no corte de cana-de-açúcar, manual e mecanizado, com ou sem queima prévia**. 2003. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2003, Botucatu. Disponível em: <<http://repositorio.unesp.br/handle/11449/90605>>. Acesso em: 5 out. 2016.

## O EMPREGO DE AGROTÓXICOS NA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR

---

Cintya Aparecida Christofolletti, Cleiton Pereira de Souza,  
Thays de Andrade Guedes, Yadira Ansoar-Rodríguez

**D**e acordo com a literatura, estima-se que a demanda energética global aumentará em 37% até 2040. Tais pressupostos indicam, ainda, que o emprego de combustíveis fósseis será predominante. No entanto, já existe uma preocupação mundial em reduzir a emissão de gás carbônico causada pela queima dessa fonte de energia não renovável. Nesse contexto, as tecnologias de energia renováveis, como, por exemplo, os biocombustíveis, ganham destaque (IEA, 2014). Espera-se que os biocombustíveis reduzam o consumo de combustíveis fósseis, contribuam na redução da emissão dos gases responsáveis pelo efeito estufa, além de favorecer o desenvolvimento rural (SCHIESARI; CORRÊA, 2015).

Dentre os biocombustíveis, o etanol brasileiro produzido a partir da cana-de-açúcar merece destaque, pois essa matéria-prima é a mais rentável do ponto de vista energético para a produção de álcool de primeira geração, apresentando, assim, vantagens econômicas e ambientais (SCHIESARI; CORRÊA, 2015; UNICA, 2016a). O Brasil aumentou tanto sua produção que, de acordo com a União da Indústria de Cana-de-Açúcar - UNICA (2016a) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2016), tornou-se o maior produtor mundial dessa cultura. O país se destaca no cenário mundial de produção de biocombustíveis, sendo o segundo maior produtor de etanol, superado apenas pelos Estados Unidos. Em contrapartida, esse aumento na produção da cana-de-açúcar vem acompanhado de um aumento crescente de diferentes agrotóxicos (FILOSO et al., 2015).

A utilização dos agrotóxicos na agricultura se iniciou na década de 1920, época em que eram pouco conhecidos do ponto de vista toxicológico. No Brasil, foram primeiramente utilizados em programas de saúde pública, no combate a vetores e controle de parasitas, passando a ser utilizados mais intensivamente na agricultura a partir da década de 1960 (OPAS, 1997).

A aplicação de agrotóxicos é uma prática rotineira para o controle de pragas e doenças na cultura de cana-de-açúcar. Entretanto, o uso frequente e incorreto está relacionado à contaminação dos solos, da atmosfera, das águas superficiais e subterrâneas e dos alimentos, levando a efeitos negativos em organismos terrestres e aquáticos, intoxicação humana pelo consumo de água e alimentos contaminados e/ou intoxicação ocupacional de trabalhadores e produtores rurais (SPADOTTO, 2006). Por conseguinte, o uso intensivo desses químicos afeta negativamente a abundância, diversidade e saúde de comunidades de animais terrestres (FRANCO et al., 2016). Corpos d'água presentes ou próximos a tais áreas agrícolas também têm apresentado um sério comprometimento da qualidade de suas águas, sejam elas superficiais ou subterrâneas, devido ao escoamento superficial e/ou lixiviação desses produtos (ULRICH et al., 2013; BORTOLOZO et al., 2016).

Os agrotóxicos e afins estão sujeitos às disposições da Lei Federal nº 7.802/89, que se encontra regulamentada pelo Decreto nº 4074/02.

*Para os efeitos desta lei consideram-se agrotóxicos e afins: os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos; substâncias e produtos, empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento (BRASIL, 2016).*

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) é um dos órgãos federais responsáveis pelo registro e controle desses produtos no país, atuando conjuntamente com a Secretaria de Defesa Agropecuária do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (IBAMA, 2012).

De acordo com Schiesari e Grillitsch (2011), 225 formulações de agrotóxicos eram empregadas na cultura de cana-de-açúcar no Brasil naquele ano, com aproximadamente 50% deles classificados como altamente perigosos, especialmente para organismos aquáticos. Dentre as diferentes classes que compõem o grupo dos agrotóxicos usados pelo agronegócio sucroalcooleiro, os herbicidas e os inseticidas são os mais usados (IBAMA, 2014). O estado de São Paulo apresenta grande destaque no cultivo de cana-de-açúcar com destinação de 5,9 milhões de hectares (UNICA, 2016b), sendo a região da cidade de Piracicaba considerada, por muito tempo, a maior produtora de cana do estado (ARMAS et al., 2005). Por esse motivo, de acordo com Ferreira et al. (2008), o estado de São Paulo se destacou em 2006 como o maior consumidor brasileiro de agrotóxicos, representando 20,6% do faturamento total de agrotóxicos negociados no país.

O grupo dos agrotóxicos pode ser classificado consoante ao modo de ação do princípio ativo ao organismo alvo, sendo os inseticidas aqueles que atuam sobre os insetos; os herbicidas aqueles que agem sobre as plantas daninhas; fungicidas, no combate à fungos, dentre outros; ou ainda, com base na classificação toxicológica, sendo esta apontada por estudos que avaliaram a menor ou maior periculosidade desses produtos aos diversos organismos (Tabela 1).

**TABELA 1.** Classificação toxicológica dos agrotóxicos

<b>Classe toxicológica</b>	<b>Toxicidade do produto</b>	<b>Cor indicativa (rótulo)</b>
I	Extremamente tóxicos	Vermelha
II	Altamente tóxicos	Amarela
III	Medianamente tóxicos	Azul
IV	Pouco tóxicos	Verde

Fonte: OPAS (OMS) (1997)

Segundo dados do MAPA, 63 ingredientes ativos eram registrados no Brasil para uso no cultivo da cana-de-açúcar (ARMAS et al., 2005; CETESB, 2010). Atualmente, de acordo com dados do Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários (AGROFIT, 2016), 85 ingredientes ativos estão registrados para o cultivo dessa monocultura, ou seja, um aumento de quase 35%. Os ingredientes ativos dos agrotóxicos empregados na cultura da cana-de-açúcar no Brasil, bem como sua classificação quanto ao grupo químico e organismo alvo, estão listados na Tabela 2.

**TABELA 2.** Principais ingredientes ativos dos agrotóxicos empregados na cultura da cana-de-açúcar.

Nº	Ingrediente Ativo	Grupo Químico	Classe(s)	Quantidade de comerciais
1	abamectina	avermectina	acaricida/inseticida	19
2	acetato de (Z)-11-hexadecenila	acetato insaturado	feromônio	3
3	acetato de (Z)-7-dodecenila	acetato insaturado	feromônio	2
4	acetato de (Z)-9-tetradecenila	acetato insaturado	feromônio	1
5	acetocloro	cloroacetanilida	herbicida	4
6	ácido giberélico	giberelina	regulador de crescimento	5
7	alacloro	cloroacetanilida	herbicida	8
8	aldicarbe	metilcarbamato de oxima	acaricida/inseticida/nematicida	-
9	alfa-cipermetrina	piretróide	inseticida	6
10	ametrina	triazina	herbicida	19
11	Amicarbazona	triazolinona	herbicida	4
12	Asulam	sulfanililcarbamato	herbicida	1
13	Atrazina	triazina	herbicida	38
14	Azoxistrobina	estrobilurina	fungicida	23
15	bacillus thuringiensis	biológico	inseticida microbiológico	12
16	Bifentrina	piretróide	acaricida/formicida/inseticida	26
17	bispiribaque-sódico	ácido pirimidiniloxibenzóico	herbicida	3
18	Cadusafós	organofosforado	inseticida/nematicida	3
19	Carbofurano	metilcarbamato de benzofuranila	acaricida/cupinicida/inseticida/nematicida	10
20	carfentrazona-etilica	triazolona	herbicida	11
21	Cianazina	triazina	herbicida	-

Nº	Ingrediente Ativo	Grupo Químico	Classe(s)	Quantidade de comerciais
22	Ciproconazol	triazol	fungicida	13
23	Cletodim	oxima ciclohexanodiona	herbicida	6
24	Clomazona	isoxazolidinona	herbicida	18
25	Clorantraniliprole	antranilamida	inseticida	11
26	Cotesia flavipes (Cameron, 1891)	biológico	agente biológico de controle	20
27	dicloreto de paraquat	bipiridílio	herbicida	11
28	Diclosulam	sulfonanilida triazolopirimidina	herbicida	2
29	Diuron	ureia	herbicida	45
30	Endosulfan	ciclodienoclorado	acaricida/formicida/ inseticida	-
31	Epoxiconazol	triazol	fungicida	23
32	Etefon	etileno (precursor de)	regulador de crescimento	7
33	Etiprole	fenilpirazol	inseticida	1
34	Etoxisulfurom	sulfonilureia	herbicida	1
35	Fipronil	pirazol	cupinicida/ formicida/inseticida	30
36	Flazasulfuron	sulfonilureia	herbicida	1
37	fluazifope-p-butílico	ácido ariloxifenoxipropiônico	herbicida	3
38	Fluazinam	fenilpiridinilamina	acaricida/fungicida	7
39	Fludioxonil	fenilpirrol	fungicida	8
40	Flumioxazina	ciclohexenodicarboximida	herbicida	4
41	Glifosato	glicina substituída	herbicida	59
42	glifosato-sal de isopropilamina	glicina substituída	herbicida	18
43	halossulfurom-metilico	sulfonilureia	herbicida	1
44	Hexazinona	triazinona	herbicida	27
45	Imazapique	imidazolinona	herbicida	5
46	Imazapir	imidazolinona	herbicida	6
47	Imidacloprido	neonicotinóide	inseticida	37
48	iodossulfurom-metilico	sulfonilureia	herbicida	2
49	Isoxaflutol	isoxazol	herbicida	2
50	lambda-cialotrina	piretróide	inseticida	19
51	Lufenuron	benzoilureia	acaricida/inseticida	4
52	MCPA	ácido ariloxialcanóico	herbicida	2
53	Mesotriona	tricetona	herbicida	3
54	metalaxil-M	acilalaninato	fungicida	9
55	metarhizium anisopliae	biológico	inseticida microbiológico	18
56	Metolaclo	cloroacetanilida	herbicida	4

Nº	Ingrediente Ativo	Grupo Químico	Classe(s)	Quantidade de comerciais
57	Metribuzim	triazinona	herbicida	7
58	metisulfurom-metilico	sulfonilureia	herbicida	7
59	MSMA	organoarsênico	herbicida	7
60	Novalurom	benzoilureia	inseticida	6
61	N-2'S-metilbutil-2-metilbutilamida	amida	feromônio	1
62	Oxadiazona	oxadiazolona	herbicida	2
63	Oxifluorfen	éter difenílico	herbicida	3
64	Paraquate	bipiridílio	herbicida	4
65	Pendimetalina	dinitroanilina	herbicida	5
66	Picloram	ácido piridinocarboxílico	herbicida	37
67	Picoxistrobina	estrobilurina	fungicida	3
68	Simazina	triazina	herbicida	13
69	S-metolacloro	cloroacetanilida	herbicida	5
70	steinernema puertoricense	biológico	inseticida biológico	1
71	Sulfentrazona	triazolona	herbicida	4
72	sulfometuron-metilico	sulfonilureia	herbicida/regulador de crescimento	2
73	Sulfosato	glicina substituída	herbicida	-
74	Tebutiuron	ureia	herbicida	17
75	Terbufós	organofosforado	inseticida/nematicida	1
76	tiametoxam	neonicotinóide	inseticida	21
77	Tiazopir	ácido piridinocarboxílico	herbicida	1
78	triadimefom	triazol	fungicida	-
79	triadimenol	triazol	fungicida	9
80	Triclorfon	organofosforado	acaricida/inseticida	-
81	trifloxissulfurom-sódico	sulfonilureia	herbicida	5
82	triflumuron	benzoilureia	inseticida	7
83	trifluralina	dinitroanilina	herbicida	13
84	trinexapaque-etílico	ácido dioxociclohexanocarboxílico	regulador de crescimento	1
85	2,4-D	ácido ariloxialcanóico	herbicida	22

Fonte: Adaptado de AGROFIT (2016)

Armas et al. (2005) relataram que 63 ingredientes ativos e seus respectivos produtos comerciais empregados na cultura de cana-de-açúcar encontravam-se registrados tanto no MAPA, como na Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. No presente



levantamento, dois dos ingredientes ativos, sulfosato e triadimefom, registrados no MAPA, não constam nos registros da Secretaria de Agricultura e Abastecimento de São Paulo (SÃO PAULO, 2016).

De acordo com dados do Instituto de Economia Agrícola-IEA, com base na relação de troca defensivos-produtos agrícolas, os ingredientes ativos mais empregados no cultivo de cana-de-açúcar no estado de São Paulo, em 2009 e 2015, são praticamente os mesmos: 2,4-D, clomazona, ametrina, hexazinona+diuron, MSMA, fipronil e etefom; a diferença mais marcante está no fato de que em 2009, o inseticida endossulfan também aparecia nessa lista e, em 2015, deixou de aparecer e deu lugar ao inseticida imidacloprido (CETESB, 2010; IEA, 2016).

Dentre os ingredientes ativos que estão registrados para uso na cultura de cana-de-açúcar no Brasil e no estado de São Paulo, uma atenção especial deve ser dada ao herbicida atrazina, devido às suas características físico-químicas que favorecem seu transporte via escoamento superficial, lixiviação e deposição atmosférica (JABLONOWSKI et al. 2009, 2010). Um estudo sobre a presença de contaminantes emergentes em fontes de água no Brasil mostrou que a atrazina é uns dos agrotóxicos mais frequentemente detectados. Foi encontrada em 75% das amostras de água potável em concentrações entre 2,0 e 6,0 µg/L e 15 µg/L (MACHADO et al., 2016). Segundo dados do IBAMA, a atrazina apareceu entre os 10 ingredientes ativos mais vendidos em todos os boletins anuais de vendas de agrotóxicos entre os anos de 2009 e 2014 (IBAMA, 2016).

As formulações comerciais dos diferentes agrotóxicos são compostas basicamente por um ou mais princípios ativos e também pelos chamados ingredientes inertes. Segundo a Lei brasileira 7.802/89: “ingrediente inerte ou outro ingrediente é a substância ou produto não ativo em relação à eficácia dos agrotóxicos e afins, usado apenas como veículo, diluente ou para conferir características próprias às formulações”

No entanto, muitas dessas substâncias ditas inertes possuem elevada atividade química e toxicológica, muitos compostos são solventes orgânicos, como xilenos, toluenos, alcoóis, cetonas, formaldeídos, benzenos, alcanos, amônias, ácidos, etc., além de outros grupos químicos, tais como compostos acrílicos, óleos minerais e vegetais, compostos clorados, cloreto de vinila, entre outros; assim, os compostos inertes

podem interagir de forma aditiva e/ou sinérgica com o princípio ativo, intensificando a toxicidade dos produtos (GRISOLIA, 2005).

Além da possível interação com os inertes, pode-se também haver interação entre os diferentes princípios ativos que compõem uma mesma fórmula, o que pode levar a uma adição, sinergismo ou potenciação de efeitos. Dessa forma, estudos sobre possíveis efeitos em organismos não alvos de formulações comerciais são importantes, pois, em geral, os efeitos dos ingredientes ativos já são bem conhecidos do ponto de vista agrônomo, no entanto, os efeitos ecotoxicológicos das formulações comerciais em diferentes organismos, não (GRISOLIA, 2005).

Em seu livro *Primavera Silenciosa*, Rachel Carson (1962) descreveu pela primeira vez os efeitos adversos do uso dos agrotóxicos sobre as aves. Nos dias de hoje, com a crescente utilização de tais produtos na cultura canavieira, há a descrição de inúmeros impactos dos agrotóxicos nos diferentes compartimentos ambientais e organismos não alvos. Dessa maneira, investigações que avaliem o modo de aplicação, comportamento das moléculas que compõem esses produtos e mecanismo de ação sobre os organismos nas diferentes escalas da organização biológica são cruciais, pois fornecerão informações que poderão ser empregadas como ferramentas que possibilitarão, de fato, uma maior compreensão e possível prevenção dos danos que podem ser causados à saúde do meio ambiente e dos organismos. As informações obtidas poderão, ainda, subsidiar a implementação de políticas governamentais de saúde pública que efetivamente regularizem o uso dos agrotóxicos de modo a prezar pela sustentabilidade.

*[...] Pulverizadores poderosos lançam um jato de veneno a todas as partes das árvores mais altas, matando diretamente não apenas o organismo visado, o besouro, mas outros insetos, até mesmo espécies polinizadoras, além de aranhas e besouros predadores. O veneno forma uma resistente película sobre as folhas e a casca. As chuvas não a eliminam. No outono as folhas caem ao chão, acumulam-se em camadas encharcadas e iniciam o lento processo de união com o solo. Nisso são auxiliadas pelo trabalho das minhocas, que se alimentam de detritos de folhas [...]. O dr. Barker encontrou depósitos de DDT por todo o aparelho digestivo das*

*minhocas, nos vasos sanguíneos, nervos e nas paredes do corpo. Sem dúvida algumas minhocas sucumbem, mas outras sobrevivem e se tornam “amplificadores biológicos” do veneno. Na primavera, os pintarroxos regressam e acrescentam outro elo ao ciclo. Basta onze minhocas grandes para transferir uma dose letal de DDT a um pintarroxo [...] Nem todos os pintarroxos recebem uma dose letal, mas outra consequência pode levar à extinção da espécie tão certamente quanto o envenenamento mortal. A sombra da esterelidade paira sobre todos os estudos a respeito dos pássaros e com efeito, estende-se a ponto de incluir todos os seres vivos de seu hábitat potencial [...] (CARSON, 2010, p. 100).*

## REFERÊNCIAS

ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R. AMÂNCIO, A. V.; CORREA, R. M. L.; GUERCIO, M. A. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Química Nova**, v. 28, p. 975-982, 2005.

AGROFIT - Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários. Brasília, 2016. Disponível em: <[http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit\\_cons/principal\\_agrofit\\_cons](http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons)>. Acesso em: 5 ago. 2016.

BORTOLOZO, F. R.; TERCENIO, R.; AGUIAR, F. A.; HANSEL, E. F.; FILHO, R.; PARRON, L. V.; FROEHNER, S. Peatland as a natural sink for pesticides from no-till systems in subtropical climate. **Agricultural Water Management**, v. 163, p. 19-27, 2016.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L7802.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7802.htm)>. Acesso em: 5 ago. 2016.

CARSON, R. **Primavera Silenciosa**. 1 ed. São Paulo: Gaia, 2010.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Proposta para derivação de critérios para contaminantes ambientais da agricultura**. São Paulo: Cetesb, 2010. Disponível em: <<http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/47/2013/11/2010-Proposta-Derivacao-Agricultura.pdf>>. Acesso em: 4 ago. 2016.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Agência Embrapa de Informação Tecnológica: árvore do conhecimento, cana de açúcar**. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/Abertura.html>>. Acesso em: 4 ago. 2016.

FILOSO, S.; CARMO, J. B.; MARDEGAN, S. F.; LINS, S. R. M.; GOMES, T. F.; MARTINELLI, L. A. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 1847-1856, 2015.

FRANCO, A. L. C.; BARTZ, M. L. C.; CHERUBIN, M. R.; BARETTA, D.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; WALL, D. H.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Loss of soil (macro) fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. **Science of the Total Environment**, v. 563-564, p. 160-168, 2016.

FERREIRA, C. R. R. P.; VEGRO, C. L. R.; CAMARGO, M. L. B. Defensivos agrícolas: rumo a uma retomada sustentável. **Análises e Indicadores de Agronegócio**, v. 3, n. 2, 2008.

GRISOLIA, C. K. **Agrotóxicos: mutação, câncer e reprodução**. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2005. 392 p.

IBAMA- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletim de comercialização agrotóxicos e afins: histórico de vendas- 2000 a 2012**, Brasília: 2012. Disponível em: <[http://www.ibama.gov.br/phocadownload/Qualidade\\_Ambiental/boletim%20de%20comercializacao\\_2000\\_2012.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/Qualidade_Ambiental/boletim%20de%20comercializacao_2000_2012.pdf)>. Acesso em: 3 jul. 2016

IBAMA- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletim 2014: Vendas por classe de uso**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/areas-tematicas-qa/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/pagina-3>>. Acesso em: 4 ago. 2016

IBAMA- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletins, 2009-2014: Vendas de ingredientes ativos por UF**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/areas-tematicas-qa/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/pagina-3>>. Acesso em: 4 ago. 2016

IEA- Instituto de Economia Agrícola. **Relação de trocas entre defensivos e produtos agrícolas**. Disponível em: <<http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/RelaTroca.aspx>>. Acesso em: 4 ago. 2016.

IEA- International Energy Agency. **World Energy Outlook 2014**. Disponível em: <[http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/WEO\\_2014\\_ES\\_English\\_WEB.pdf](http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/WEO_2014_ES_English_WEB.pdf)>. Acesso em: 4 ago. 2016.

JABLONOWSKI N. D.; KÖPPCHEN, S.; HOFMANN, D.; SCHÄFFER, A.; BURAUUEL, P. Persistence of C-14-labeled atrazine and its residues in a field lysimeter soil after 22 years. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 2126-2131, 2009.

JABLONOWSKI, N.D.; HAMACHER, G.; MARTINAZZO, R.; LANGEN, U.; KÖPPCHEN, S.; HOFMANN, D.; BURAUUEL, P. Metabolism and persistence of atrazine in several field soils with different atrazine application histories. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 58, p. 12869-12877, 2010.

MACHADO, K. C.; GRASSI, M. T.; VIDAL, C.; PESCARA, I. C.; JARDIM, W. F.; FERNANDES, A. N.; SODRÉ, F. F.; ALMEIDA, F.V.; SANTANA, J. S.; CANELA, M. C.; NUNES, C. O. R.; BICHINHO, K.M.; SEVERO, F. J. R. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 138-146, 2016.

OPAS- Organização Pan-Americana da Saúde. **Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos**. Brasília, 1997. Disponível em: <<http://bvsm.saude.gov.br/bvs/publicacoes/livro2.pdf>>. Acesso em: 27 set. 2016.

SÃO PAULO. Lista de produtos cadastrados. 2016. Disponível em: <<http://www.defesa.agricultura.sp.gov.br/www/gdsv/agrotoxicosProdutosCadastrados.php>>. Acesso em: 5 ago. 2016.

SCHIESARI L, GRILLITSCH B. Pesticides meet megadiversity in the expansion of biofuel crops. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, p. 215- 221, 2011.

SCHIESARI, L; CORRÊA, D. T. Consequences of agroindustrial sugarcane production to freshwater biodiversity. **Global Change Biology Bioenergy**, p. 1-17, 2015.

SMEETS, E. M. W., FAAIJ, A. P. C., LEWANDOWSKI, I. M., AND TURKENBURG, W. C. (2007). A bottom-up assessment and review of global bio-energy potentials to 2050. *Prog. Energy Combust. Sci.* 33, p. 56-106.

SPADOTTO, C. A. Abordagem interdisciplinar na avaliação ambiental de agrotóxicos. **Revista Núcleo de Pesquisa Interdisciplinar**, p. 1-9, 2006.

ULRICH, U.; DIETRICH, A.; FOHRER, N. Herbicide transport via surface runoff during intermittent artificial rainfall: a laboratory plot scale study. *Catena*, v. 101, p. 38-49, 2013.

UNICA- União da Indústria de Cana-de-Açúcar. Disponível em: <<http://unica.com.br/faq/>>. Acesso em: 4 ago. 2016a.

UNICA- União da Indústria de Cana-de-Açúcar. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br>>. Acesso em: 4 ago. 2016b.



## O EMPREGO DE DIFERENTES RESÍDUOS UTILIZADOS COMO FERTILIZANTES NA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR

---

Cintya Aparecida Christofolletti, Cristina Moreira-de-Sousa,  
Raphael Bastão de Souza, Annelise Francisco,  
Vinicius Daguano Gastaldi

**P**ara uma elevada produtividade da cultura de cana-de-açúcar, é necessário que o solo possua características físicas, químicas e biológicas adequadas. Solos com boa estruturação física possuem poros que permitem drenagem e aeração, bem como propiciam o crescimento do sistema radicular da planta (ELDRIDGE, 2004). A matéria orgânica é essencial para manutenção da boa estruturação do solo, pois é responsável por manter suas partículas (ELDRIDGE, 2004), reduzir a compactação das camadas subsuperficiais (AGUIAR et al., 2006) e propiciar a atuação de organismos benéficos da micro e macrofauna nele presente (PETERSEN; LUXTON, 1982; ALTIERI, 1999).

Além da estruturação física, a constituição química do solo também é determinante para os níveis de produtividade, uma vez que a colheita de elevada quantidade de massa vegetal tem como consequência a remoção do montante de nutrientes que foi absorvido e exportado pelas plantas (OLIVEIRA et al., 2007). Segundo Oliveira et al. (2011), a colheita de diferentes variedades de cana-de-açúcar de uma área de 1 hectare acarreta na remoção de 94,3 a 260 kg de nitrogênio, 19,9 a 29,8 kg de fósforo e 212,5 a 404,4 kg de potássio. Além disso, a colheita de 100 toneladas de colmo de uma área de 1 hectare acarreta na remoção média de 90 kg de cálcio, 50 kg de magnésio e 40 kg de enxofre (macronutrientes), e também 8 kg de ferro, 3 kg de manganês, 0,6 kg de zinco, 0,4 kg de cobre e 0,3 kg de boro (micronutrientes) (ORLANDO-FILHO, 1993). Sabe-se

que o cultivo acarreta prejuízos no solo e, nesse sentido, as deficiências no suprimento dos macro e micronutrientes estão relacionadas ao aparecimento de lesões foliares e caulinares, transtornos de desenvolvimento do sistema radicular, pequeno desenvolvimento das plântulas e, conseqüentemente, redução da produtividade (VITTI et al., 2005; McCRAY et al., 2006). Em contrapartida, o excesso de minerais, tais como alumínio, boro, cloro, enxofre e sódio, pode ser tóxico à cana-de-açúcar, desencadeando transtornos no crescimento da parte aérea, do sistema radicular ou, ainda, lesões foliares (VITTI et al., 2005; McCRAY et al., 2006). Sendo assim, uma correção nutricional do solo deve ser feita com base no conhecimento da composição e capacidade de cada tipo de solo de atender às demandas nutricionais da cultura de cana-de-açúcar.

Adubos químicos podem ser empregados de forma a suprir as necessidades nutricionais da cultura de cana-de-açúcar e incrementar o rendimento econômico da plantação (MOURA et al., 2005; DANTAS-NETO et al., 2006; VITTI et al., 2007). No entanto, bons resultados também podem ser obtidos com a aplicação de subprodutos de outras atividades humanas e até mesmo com a utilização correta dos próprios resíduos provenientes da cultura de cana-de-açúcar.

A aplicação de resíduos orgânicos é reconhecida por provocar efeitos benéficos nas propriedades físicas e químicas do solo. A matéria orgânica, juntamente com a argila do solo, forma um complexo de absorção que propicia melhor retenção de água. O resíduo orgânico deposita no solo micro e macronutrientes que são de suma importância para o desenvolvimento vegetal e também propicia a complexação de elementos tóxicos, tornando-os não tóxicos para as plantas (PAVINATO; ROSOLEM, 2008). Além disso, a melhora das propriedades químicas e físicas contribui para o aumento da capacidade de troca catiônica e diminui a lixiviação de nutrientes, como o nitrogênio (ROCHA et al., 2004; MELO et al., 2008; SILVA, 2008; TEDESCO et al., 2008).

Em contraste com o aspecto ambientalmente positivo, a reutilização desses resíduos orgânicos na agricultura pode acarretar problemas ambientais decorrentes de sua composição (presença de metais e patógenos) e aplicação inadequada (CHRISTOFOLETTI et al., 2012). Dessa forma, tal uso deve seguir normas específicas, de acordo com o resíduo considerado, evitando que a saúde ambiental e humana seja afetada.



#### 4.1. O REUSO AGRÍCOLA DOS RESÍDUOS DO TRATAMENTO DE ESGOTO NO CULTIVO DE CANA

Quando adequadamente destinadas, as águas residuárias municipais, industriais e provenientes do próprio processamento industrial da cana-de-açúcar são tratadas nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), gerando uma grande quantidade de resíduo semissólido, pastoso e de natureza predominantemente orgânico, conhecido como lodo de esgoto (LE) (PIRES, 2006).

A disposição final do LE representa um dos principais problemas para as ETEs, uma vez que pode representar até 50% do seu custo operacional (PIRES, 2006). Consequentemente, um destino comum de tal resíduo é a deposição em áreas de sacrifício, sem que seja feito manejo prévio e adequado. Tal prática, além de gerar odores e atrair vetores potenciais de doenças, pode contaminar solos e águas subterrâneas, gerando impactos ambientais com consequências na biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas, afetando direta ou indiretamente a saúde e o bem-estar das populações humanas (BETTIOL; CAMARGO, 2006; BERTELLI, 2007).

Tal composto possui várias outras possibilidades de destino, dentre as quais se destacam a disposição em aterro sanitário, reuso industrial (fabricação de agregado leve e produção de tijolos, cerâmica e cimento), incineração, produção de óleo combustível, deposição oceânica, recuperação de solos degradados e reuso na agricultura (TSUTYA, 2000; BETTIOL; CAMARGO, 2006; CAMARGO et al., 2008; FYTILI; ZEBANIOTOU, 2008; LIN et al., 2012). Mundialmente, 90% dos lodos de esgoto têm sua disposição final pelos processos de incineração, disposição em aterro e reuso agrícola (FINEP, 2010).

Para incentivar o reuso dos lodos de esgoto, os governos têm encorajado sua reutilização em áreas agrícolas na forma de fertilizantes (PASSUELLO et al., 2012), uma vez que ele possui nitrogênio, fósforo e inúmeros micronutrientes (zinco, cobre e ferro) necessários às plantações (CINCINELLI et al., 2012). Tal alternativa possui importante perspectiva de crescimento devido às demandas crescentes de produção de alimentos, enquanto a disposição em aterros tende a reduzir devido às exigências ambientais mais severas (FINEP, 2010).

Desse modo, o termo biossólido foi criado e divulgado em todo o mundo e definido pela USEPA (United States Environmental Protection Agency, 1995) como qualquer produto orgânico resultante do tratamento de esgotos que pode ser benéficamente utilizado ou reciclado. Logo, os termos lodo de esgoto e biossólido são utilizados indistintamente pela USEPA; porém, academicamente, tem-se observado a utilização do termo biossólido para se referir ao composto gerado após o LE passar por processos complementares de tratamento para a aplicação no solo (USEPA, 2009; BERTELLI, 2007; ARTUSO et al., 2011). No presente capítulo, LE e biossólido serão tratados de acordo com o estabelecido pelos autores em seus respectivos estudos.

O reuso agrícola do LE é benéfico por reduzir o uso de fertilizantes químicos e por ser uma alternativa relativamente barata em relação aos fertilizantes comerciais e também em relação ao custo de outras opções de manejo desse resíduo (LUNDIN et al., 2004; PASSUELLO et al., 2010). No solo, a utilização desse resíduo ainda melhora propriedades como a quantidade de matéria orgânica e de nutrientes, porosidade, densidade e capacidade de retenção de água (SINGH; AGRAWAL, 2010; ANNABI et al., 2011). Em função de tais benefícios, os LEs têm sido utilizados em diversas lavouras, destacando-se também como um fertilizante da cultura de cana-de-açúcar (SILVA et al., 1998; VANZO et al., 2000; CHIBA et al., 2008).

No entanto, seu uso é limitado pela presença de metais, poluentes orgânicos e patógenos, os quais podem acumular-se no solo, serem absorvidos pelas plantas, entrarem na cadeia alimentar e, em última instância, atingir as populações humanas via alimentação. A composição química e a concentração de substâncias tóxicas encontradas nos LEs são variáveis e dependem da origem das águas residuárias que lhes originou e do seu processo de obtenção; mesmo lodos de origem doméstica podem conter concentrações de metais traço superiores àquelas encontradas normalmente no solo (CAMARGO, 2006). Dessa forma, há uma necessidade de manejo adequado desse resíduo, visando evitar a contaminação ambiental.

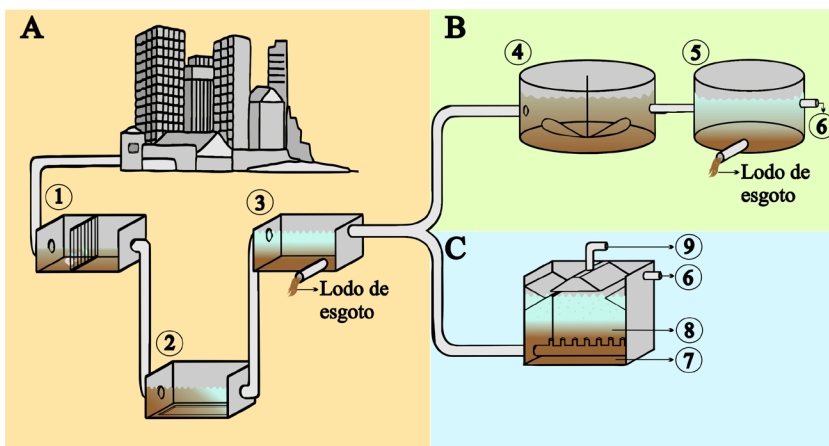
#### 4.1.1. Processos de obtenção do LE

O tratamento do esgoto é constituído por processos físicos (Figura 1A) e biológicos (Figuras 1B e 1C) que visam remover matéria orgânica e poluentes, fazendo com que a água ali presente possa retornar com qualidade adequada aos corpos de água doce ou sistemas de abastecimento urbano (ANDREOLLI et al., 1998; SANEPAR, 1999; AIYUK et al., 2006; COPASA, 2015).

Diferentes processos de tratamento de esgoto são responsáveis por gerar lodos com características variáveis. A maioria desses processos consiste na utilização otimizada dos fenômenos aeróbios (Figura 1B) e anaeróbios (Figura 1C) de biodegradação já existentes na natureza. Assim, os microrganismos presentes no lodo são os responsáveis por degradar a matéria orgânica e purificar a água (SANEPAR, 1999; BAL; DHAGAT, 2001).

Um dos principais métodos utilizados nas grandes ETEs para o tratamento de esgotos domésticos e industriais é denominado Lodos Ativados. Trata-se de um processo biológico aeróbio, no qual o esgoto bruto é misturado a um inócuo biológico (lodo ativado) em tanques de aeração. Posteriormente, o esgoto tratado (fase líquida) e o lodo de esgoto (fase sólida) são separados em um decantador (SABESP, 2015).

Dentre os diferentes processos anaeróbios existentes, os Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB) destacam-se como um dos melhores tratamentos desenvolvidos (SEGHEZZO et al., 1998; AIYUK et al., 2006). A parte superior do reator UASB possui um separador trifásico, que permite a saída do efluente clarificado, a coleta do biogás gerado no processo e a retenção dos sólidos dentro do sistema (COPASA, 2015). Os sólidos retidos constituem uma biomassa imobilizável ou sedimentável, que é retida no reator por tempo suficientemente elevado para que a matéria orgânica seja degradada (LETTINGA, 1995) e, em última instância, originam um lodo que deve ser removido periodicamente (COPASA, 2015).



**FIGURA 1.** Esquema representativo dos diferentes processos de tratamento de esgoto e obtenção do lodo de esgoto utilizados pelas ETEs. **Painel A** – Processos físicos: (1) Antes de ser tratado, o esgoto passa por grades que retêm lixo, como garrafas, embalagens; (2) A caixa de areia retira a areia trazida junto com o esgoto; (3) No decantador primário, ocorre a sedimentação das partículas mais pesadas, formando o primeiro lodo de esgoto do processo.

**Painel B** – Processo de tratamento aeróbio: (4) Nos tanques de aeração, os organismos aeróbios já presentes no lodo de esgoto se multiplicam e se alimentam da matéria orgânica, tratando o esgoto; (5) No decantador secundário, os sólidos restantes sedimentam, formando o lodo de esgoto. **Painel C** – Processo de tratamento por reator anaeróbio de manto de lodo e fluxo: O esgoto entra no reator por um sistema de distribuição na parte inferior; (7) No manto de lodo, ocorre a biodigestão da matéria orgânica presente no lodo por suas bactérias anaeróbias, que formam gases, os quais emergem pela (8) área de manta de lodo. Um separador trifásico separa as partículas sólidas que decantam e formam o lodo de esgoto, (6) o efluente tratado e (9) o biogás produzido. 1. Grade; 2. Floculação; 3. Decantação; 4. Tanque de aeração; 5. Decantador.

#### 4.1.2. Uso do biossólido como fertilizante

O LE, após tratado, origina o biossólido, o qual é considerado um fertilizante orgânico com alto grau de eficiência, aumentando a produtividade de muitas plantações (TSADILAS et al., 1995). Os minerais presentes nos lodos atuam como uma ótima fonte de macro e micronutrientes, enquanto a matéria orgânica atua como condicionante do solo (SINGH; AGRAWAL, 2010). Segundo o Painel Internacional de Mudanças Climáticas, principalmente no século passado, o solo perdeu mais da metade de sua matéria orgânica. Retornar o carbono ao solo

pela aplicação de LE melhora sua qualidade e diminui a quantidade de carbono na atmosfera (SORIANO-DISLA et al., 2010). Além disso, entre 33% e 50% do nitrogênio presente no lodo está disponível para a planta no primeiro ano de aplicação (MARQUES et al., 1996).

Utilizar o LE na agricultura de forma adequada pode diminuir o uso de fertilizantes sintéticos e pesticidas, diminuir a poluição ambiental no meio rural e urbano, melhorar saúde de agricultores e consumidores e reduzir os custos, principalmente para o pequeno produtor (BETTIOL; SANTOS, 2001). Vale ressaltar que a presença de alto teor de matéria orgânica não significa necessariamente boa qualidade agrônômica ou capacidade de alterar a fertilidade do solo (BARRERA et al., 2006).

Os lodos não atuam apenas fornecendo nutrientes para o solo; também interferem nas suas propriedades biológicas ao reduzir a severidade de doenças causadas por fitopatógenos aos quais as plantas estão expostas (SANTOS; BETTIOL, 2003). Por serem ricos em matéria orgânica, os lodos podem contribuir para o controle das doenças que causam tombamento e lesões nas raízes ao aumentar a atividade dos microrganismos presentes no solo e no próprio lodo (BETTIOL; SANTOS, 2001; DISSANAYAKE; HOY, 1999). Os lodos de esgoto já foram testados no combate às doenças causadas por fungos (LUMSDEM et al., 1983; 1986; COTXARRERA et al., 2002; PASCUAL et al., 2000; HUANG et al., 2012; ARAÚJO; BETTIOL, 2009), nematoides (CASTAGNONE-SERENO; KERMARREC, 1991; JARAMILLO-LOPEZ; POWELL, 2013) e bactérias (PRIOR; BÉRAMIS, 1990; GHINI et al., 2007).

A relação entre aplicação de LE e produtividade foi estudada por diferentes pesquisadores na cultura de cana-de-açúcar, tendo sido relatados efeitos positivos relacionados a uma maior produção de colmos e açúcar, principalmente na cana de segundo corte (cana-soca). O aumento da produtividade, sugerem os estudos, está relacionado à diminuição da acidez potencial do solo e fornecimento de nutrientes, principalmente P, S, Ca, Cu, Zn e N (SILVA et al., 1997; TASSO-JUNIOR et al., 2007; FRANCO et al., 2008; CHIBA et al., 2008). Por outro lado, para as canas de 3º e 4º corte, ou seja, as que já passaram por uma reforma de plantio do canavial, não foram observadas diferenças na produtividade na presença de lodo (MARQUES et al., 2005).

Silva et al. (1998) relataram uma maior produtividade da cana-soca tratada com lodo de esgoto. Nesse estudo, as doses de 15 e 30 ton/ha foram responsáveis por diminuir a acidez potencial do solo e fornecer nutrientes, principalmente P, S, Ca, Cu e Zn, refletindo no aumento de produtividade de colmos e de açúcar por hectare.

Tasso-Júnior et al. (2007) também evidenciaram o benefício do lodo para a cana-soca, enquanto que na cana-planta a produtividade não diferiu do tratamento com fertilizante mineral. A maior produtividade na cana-soca pode estar relacionada com a decomposição gradativa da matéria orgânica do lodo, disponibilizando o nitrogênio para as plantas constantemente, enquanto o fornecimento de nutrientes pelo adubo mineral é prontamente disponível e absorvido, estando sujeito à diminuição da disponibilidade em decorrência de lixiviação. Segundo Marques et al. (2005), a adubação da cultura com LE dispensa a utilização da adubação complementar com nitrogênio mineral.

Resultados semelhantes foram encontrados por Franco et al. (2008) ao adicionarem lodo de esgoto em duas doses na cultura de cana. Foi observado que não houve diferença de produção da cana-planta em relação ao tratamento realizado com fertilizante mineral. Porém, na cana-soca, a produção foi maior nos tratamentos onde havia o lodo de esgoto, isoladamente ou combinado com vinhaça. Os autores sugeriram que a maior produtividade se deve à elevada concentração de nitrogênio na planta, possibilitada pela maior disponibilidade de nitrogênio no solo. Aumento na produção de colmos e na quantidade de sacarose contida nos colmos foi observada por Chiba et al. (2008) em decorrência da aplicação de LE.

Apesar dos estudos relatarem aumento na produtividade e benefícios fitossanitários em decorrência da adubação com LE, sem prejuízos à qualidade do caldo (CHIBA et al., 2008), muitos estudos chamam a atenção para o fato de que as concentrações utilizadas para que isso ocorra podem causar aumento da concentração de metais traço no solo, colocando em risco a saúde humana e ambiental.

### 4.1.3. Regulamentações para destinação do LE no solo

O risco de contaminação proveniente do LE torna necessário o desenvolvimento de regulamentações para sua utilização. Cada país possui autonomia para regulamentar seu uso no solo a fim de impedir danos à flora, fauna e, conseqüentemente, populações humanas.

Na União Europeia (EU), a produção de lodo é estimada em 10 milhões de toneladas (massa seca) por ano, sendo que, dessa quantidade, em média 40% são utilizados na agricultura (MMA et al., 2012) (detalhes na Tabela 1). Apenas na Espanha, a produção de lodo cresceu 55% no período de 1997-2006, sendo que 65% é reutilizado na agricultura (MMA, 2009).

**TABELA 1.** Produção de lodo de esgoto em países da Europa e porcentagem utilizada na agricultura.

País	Produção (ton matéria seca/ano)	Uso na agricultura (%)	Referência
Espanha	1.064.972	40	MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MÉDIO AMBIENTE, 2009
Dinamarca	140.021	60	JENSEN; JENPSEN, 2005
Polônia	612.8	16	WERLE; WILK, 2010
França	1.100.000	70	PRADEL et al., 2014
Reino Unido	1.400.000	58	CENTRO DE ENERGIA DE BIOMASSA, 2011
Itália	1.000.000	55	LEBLANC et al., 2006
Alemanha	2.000.000	30	SCHLICH et al., 2013
Portugal	236,703	*	LEBLANC et al., 2006
Holanda	348	0	KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012

\* dado não encontrado

Em todos os países da EU, a coleta e o tratamento do esgoto em cidades com mais de 2000 habitantes são obrigatórios. A deposição do lodo em corpos d'água é proibida desde 1998, e o reuso do lodo é encorajado (CEC, 1991). A principal legislação sobre a gestão do lodo de

esgoto na região é a *Sewage Sludge Directive 86/278/EEC* (CEC, 1986). Ela descreve o uso benéfico do LE/biossólido no solo e especifica regras de amostragem e análise de lodo e solo, limitando o valor de metais traço que pode ser encontrado nos dois (Tabela 2). Adicionalmente, alguns países integrantes da EU possuem legislações ainda mais restritivas em relação às concentrações máximas de metais permitidas no LE e nos solos onde ele será aplicado (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012).

Os Estados Unidos da América (EUA) produzem cerca de 5,6 milhões de toneladas de lodo de esgoto (matéria seca) por ano, sendo que 60% é reutilizado na agricultura (National Research Council, 2002). Os parâmetros que regulam o reuso do LE no país, bem como os valores limites praticáveis, estão contidos na Seção 40 do Código Federal de Regulamentações – Parte 503 (Tabela 2).

O Brasil possui uma produção média de 220 mil toneladas de lodo de esgoto por ano (matéria seca) (PEDROZA et al., 2010), sendo o uso de tais resíduos regulamentado pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA 375/2006. Tal resolução determina o modo de aplicação do lodo de esgoto e derivados no solo, além de métodos de caracterização de pH, compostos orgânicos, metais, sólidos voláteis, patógenos, entre outros. Analisando os valores mínimos permitidos para os metais no Brasil, observa-se que sua legislação é mais restritiva em comparação à europeia e norte-americana (Tabela 2). No país, 23% do lodo produzido é utilizado na agricultura (LeBLANC et al., 2006).

**TABELA 2.** Valores limites de metais permitidos para o lodo de esgoto ser aplicado no solo (mg/kg)

País	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ar	Ba	Mb	Se
União Europeia <sup>1</sup>	40	-	1750	25	400	1200	4000	-	-	-	-
EUA <sup>2</sup>	85	300	4300	57	420	840	7500	-	-	-	-
Brasil <sup>3</sup>	39	1000	1500	17	420	300	2800	41	1300	50	100

<sup>1</sup>86/278/EEC; <sup>2</sup>USA/EPA503; <sup>3</sup>CONAMA 357/2006



## 4.2. REUSO AGRÍCOLA DOS RESÍDUOS DA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR

O processamento da cana-de-açúcar para fabricação de açúcar e etanol gera diversos subprodutos com características físico-químicas distintas entre si, dentre os quais se destacam o bagaço, a torta de filtro, a vinhaça e suas variações. O aproveitamento desses subprodutos é importante não só para racionalizar a produção e aumentar a lucratividade (CORTEZ et al., 1992), como também para que eles não sejam depositados inapropriadamente no ambiente, contaminando o solo e corpos de água doce.

O reuso agrícola dos resíduos da indústria sucroalcooleira é especialmente interessante, uma vez que reduz os custos com adubos químicos, possibilita o reuso de subprodutos gerados pela própria usina, assim como resolve o problema de sua destinação final. No entanto, características desses subprodutos, como pH ácido, grande concentração de sais, íons metálicos e matéria orgânica e elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) podem oferecer risco e limitações à sua aplicação no solo. Dessa forma, há uma necessidade de manejo adequado desse resíduo, visando evitar a contaminação ambiental. A seguir serão listados os principais resíduos que podem ser utilizados na cultura da cana.

### 4.2.1. Torta de filtro

A torta de filtro é o resíduo da filtração mecânica durante a fabricação do açúcar e do etanol, originada da mistura do lodo de decantação (subproduto do processo de clarificação do açúcar) e do bagaço moído, sendo também produzida no filtro rotativo das moendas (ROSSETTO; SANTIAGO, 2005; ALVARENGA; QUEIROZ, 2008). É produzida na proporção de 30 a 40 quilos por tonelada de cana (CORTEZ et al., 1992). As propriedades fertilizantes da torta de filtro são conhecidas desde a década de 1950, entretanto, seu uso com esse objetivo começou na década de 1970, alcançando níveis expressivos em 1999, quando a mudança no cenário econômico a tornou economicamente favorável em relação aos adubos químicos (ROSSETTO; SANTIAGO, 2005). A torta de filtro também é utilizada na produção de concreto celular

após incineração (MAKUL; SUA-IAM, 2016), cera de cana-de-açúcar (YADAV; SOLOMON, 2006) e como parte de ração animal desde que suplementada (PROCKNOR et al., 1981).

A composição da torta de filtro é variável (ALMEIDA JÚNIOR et al., 2011), mas possui em média 75% de umidade e é caracterizada por ser rica em fósforo (1,2% a 1,8% de sua composição), com 50% dele prontamente disponível para uso pela planta (ROSSETTO; SANTIAGO, 2005). A outra fração do fósforo, a qual se torna disponível através da mineralização e ataque de microrganismos, é lentamente liberada, assim como ocorre com o nitrogênio (SANTOS et al., 2010). Além de fósforo e nitrogênio, é rica também em cálcio, magnésio e potássio, com um alto teor de matéria orgânica, aumentando a capacidade de retenção de água e, por consequência, o desenvolvimento da cana-de-açúcar (PENATTI, 1991; DURUOHA et al., 2001; SANTOS et al., 2010). Apesar de suas propriedades, a torta de filtro não contém todos os nutrientes necessários para a cana-de-açúcar, sendo necessária complementação (ROSSETTO; SANTIAGO, 2005).

Fravet et al. (2010) observaram aumento na produtividade de colmos por hectare e na produtividade de sacarose por hectare, ainda que com diminuição do Brix do caldo e Pol da cana, com a aplicação da torta de filtro. Pina et al. (2015) compararam a aplicação de 10 t ha<sup>-1</sup> de torta de filtro com a de 300 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> de vinhaça e relataram uma maior quantidade de raízes e maior produtividade no primeiro e segundo cortes com a aplicação de torta de filtro. Santos et al. (2010) relataram aumento na produtividade de colmos com a aplicação de torta de filtro com até 4 t ha<sup>-1</sup>, sendo esse efeito provavelmente causado pelo acúmulo da umidade no solo e aumento da troca catiônica.

A torta de filtro pode substituir por completo a adubação fosfatada, dependendo da quantidade necessária de pentóxido de fósforo, sendo aplicada prioritariamente em solos arenosos com baixa matéria orgânica (ROSSETTO; SANTIAGO, 2005). A economia gerada pela substituição pode ser de até US\$ 60 por hectare (ALVARENGA; QUEIROZ, 2008).

Segundo Rossetto e Santiago (2005), a adição de gesso, cinzas de caldeira (como as do bagaço) e palhada na compostagem da torta de filtro agregam valor à mesma, pois possibilita seu transporte por maiores

distâncias, além de aumentar sua concentração de nutrientes e reduzir sua umidade. É uma opção para a recuperação de solos com baixa fertilidade ou exauridos (SANTOS et al., 2010).

A aplicação da torta de filtro no cultivo da cana-de-açúcar ocorre através de três maneiras básicas, com equipamentos próprios para essa atividade, com uso de 80 a 100 t ha<sup>-1</sup> (CORTEZ et al., 1992; ROSSETTO; SANTIAGO, 2005). A primeira forma é através da aplicação em superfície total quando da renovação dos canaviais, com incorporação através de gradagens. O segundo método é a incorporação pelo uso de cultivadores de discos nas entrelinhas da cana-soca. A terceira maneira ocorre pela aplicação nos sulcos de plantio, onde menores quantidades de torta de filtro (15 a 35 t ha<sup>-1</sup>) são distribuídas de acordo com o déficit nutricional do solo. A maior resposta ao fósforo é obtida na sua aplicação no fundo do sulco (ROSSETTO; DIAS, 2005).

O uso da torta de filtro não é limitado à cultura canavieira. Santos et al. (2005) utilizaram a torta de filtro após compostagem e adição de nutrientes como substrato para produção de mudas olerícolas com resultados iguais ou superiores a outros substratos, enquanto Serrano et al. (2006) utilizaram-na em conjunto com bagaço na produção de mudas de maracujazeiro-amarelo.

#### **4.2.2. Bagaço de cana-de-açúcar**

O bagaço é um resíduo fibroso produzido após a extração do suco da cana-de-açúcar, composto por aproximadamente 50% de celulose, 25% de hemicelulose e 25% de lignina (PANDEY et al., 2000). Sua proporção depende do tipo de cana-de-açúcar utilizada, sendo que as variedades comumente utilizadas no Brasil produzem entre 270 e 290 kg por tonelada processada (CONAB, 2011).

O bagaço da cana-de-açúcar é uma importante peça na matriz energética brasileira. É comumente queimado nas usinas de processamento para gerar vapor e produzir energia elétrica (DIAS et al., 2009). Cada tonelada de bagaço queimada gera 188,2 quilowatts se feita em conjunto com equipamentos modernos (CONAB, 2011). Em 2015, foram gerados 20.169 GWh, o que a torna a terceira maior fonte de energia elétrica no país (ÚNICA, 2016). Entretanto, esse uso compete com

a produção de etanol de segunda geração, cuja produção estimada em conjunto com a palha da cana-de-açúcar é entre 88 e 101 bilhões de litros (NUNES et al., 2013; MALUF, 2014).

Também pode ser utilizado como um material de substituição parcial de cimento, como matéria-prima para produção de papel, placas de aglomerados, plásticos, ração animal (CORTEZ et al., 1992; PAULA, 2006; YADAV; SOLOMON, 2006), assim como enzimas e aminoácidos (PANDEY et al., 2000). O uso individual do bagaço como fertilizante ou substrato não é comum. Guimarães et al. (2006) relataram que um menor crescimento de mudas de mamona ocorreu utilizando-se de substrato contendo bagaço de cana para fertilização. No entanto, Meunchang et al. (2005) utilizaram com sucesso o bagaço para elevar o conteúdo de carbono na torta de filtro para compostagem.

#### 4.2.3. Vinhaça

A vinhaça é um dos principais subprodutos das destilarias durante a produção de etanol; para cada litro de etanol produzido, são gerados de 10 a 14 litros de vinhaça (GRANATO; SILVA, 2002; CHRISTOFOLETTI et al., 2013) e, adicionalmente, para cada litro de cachaça produzido são gerados de 8 a 10 litros de vinhaça (OLIVEIRA et al., 2009). A utilização da vinhaça na agricultura pode ser benéfica para o planeta como um todo; em cenários de simulação computacional, a substituição de fertilizantes químicos por vinhaça e torta de filtro reduziu a mudança climática, acidificação terrestre, impactos de toxicidade aos humanos e foi capaz de manter bons parâmetros de solo e água se comparado a cenários que usam apenas fertilizantes químicos (MOORE et al., 2016).

A vinhaça possui diversas formas de ser reaproveitada, como, por exemplo, fertirrigação, reaproveitamento na produção de leveduras e produção de energia. Novas metodologias de tratamento com cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) e bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) permitem neutralizar sua acidez e sua utilização como matéria-prima para ração animal (ROBERTIELLO, 1982; DÖLL; FORESTI, 2010). Em 2011, a SCBS (Sugar Cane Business Case Sustainability) desenvolveu e patenteou a vinhaça em pó para sua disponibilização no solo.

As quantidades de vinhaça depositadas no solo não devem ultrapassar a capacidade de retenção de íons que este possui, uma vez que as dosagens devem ser mensuradas de acordo com as características de cada solo. A vinhaça apresenta quantidades desbalanceadas de elementos minerais e orgânicos e pode ocasionar lixiviação de vários íons, sobretudo nitrato e potássio (SILVA et al., 2007). Por essa razão, a Norma Técnica P4.231 (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2015) estabelece os critérios e os procedimentos para aplicação da vinhaça ao solo. Recentemente, em 2015, essa norma recebeu algumas atualizações com o intuito de aprimorá-la diante das inovações ocorridas desde a última edição e também das observações efetuadas durante o período em que foi empregada e que mostraram a necessidade de serem reavaliadas.

Existem vários trabalhos apresentando os efeitos tóxicos da vinhaça *in natura*. Christofolletti et al. (2013b, 2016) e Pedro-Escher et al. (2014, 2016) demonstraram o potencial tóxico desse resíduo proveniente da indústria sucroalcooleira utilizando diferentes bioindicadores. Nesses trabalhos, os autores sugeriram cautela na aplicação da vinhaça mesmo sendo uma prática economicamente viável.

Desse modo, alguns aspectos ainda geram discordância em relação à utilização desse resíduo, como a contaminação por metais e o balanço nutricional na cultura causado pela aplicação de elevadas doses de nutrientes ao solo. Mesmo que o solo apresente uma capacidade de atenuação natural dos poluentes, essa característica pode se tornar comprometida pela complexidade das interações entre a composição e a frequência de aplicação do resíduo com as interações físicas, químicas e biológicas do solo (LYRA, 2008).

As formas de reutilização da vinhaça com maior destaque na fertirrigação são a utilização da mesma *in natura*, concentrada e, mais recentemente, a versão em pó.

Segundo Gomez e Rodrigez (2000), a aplicação de vinhaça *in natura* em plantações de cana na região do rio Túrbio (Lara, Venezuela) aumentou o rendimento da plantação e do açúcar por hectare, com o melhor rendimento obtido com a aplicação de  $50 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  de vinhaça por ciclo de planta-cana e  $100 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  para a primeira e segunda soca. Segundo os autores, tal aplicação ainda substitui 55% do N, 72% do

$P_2O_5$  e 100% do  $K_2O$  aplicado por fertilização mineral, substituindo parcialmente a mesma.

A aplicação contínua de vinhaça *in natura* em plantações de cana localizadas em Fusui County, Guangxi (China), durante 2 a 3 anos, causou diminuição da densidade da massa de solo, com aumento da porosidade e capilaridade total na camada arada do solo. Quimicamente, houve aumento do conteúdo de K, mas sem causar acidificação do solo. Tais dados evidenciam que a aplicação contínua de vinhaça no solo é benéfica e permite sustentar o crescimento e produtividade da cultura de cana-de-açúcar (JIANG et al., 2012).

A técnica de concentração da vinhaça surgiu a partir da necessidade de se buscar novos meios não só para a economia com o seu transporte, mas também para a redução da captação de água para lavagem da cana e maquinários. Os primeiros registros sobre evaporadores de vinhaça datam de 1954, quando a empresa austríaca Vogelbusch instalou um sistema concentrador que se utilizava de evaporadores inclinados tipo termo-sifão; em 1958, a mesma empresa desenvolveu o evaporador “falling film” (película fina), o qual previa um maior coeficiente de troca térmica e menor taxa de incrustações (BIASE, 2007; CARVALHO, SILVA, 2010).

No Brasil, as primeiras instalações desenvolvidas para se concentrar a vinhaça ocorreram em 1978, nas usinas Tiúma, em Pernambuco, e Santa Elisa, em São Paulo. A primeira encontra-se desativada, e a segunda interrompeu suas atividades em função do alto consumo de energia, porém, em 1999, com a implantação do sistema de cogeração de energia elétrica, a unidade voltou a funcionar continuamente, produzindo cerca de 3 m<sup>3</sup>/h de vinhaça concentrada (BIASE, 2007; CARVALHO, SILVA, 2010).

Com o intuito de aprimorar e tornar mais eficiente a concentração da vinhaça, no ano de 1984, a destilaria Santa Izabel, em Novo Horizonte, São Paulo, apresentou um conjunto de evaporação que possibilitou uma redução de 50% do volume total de vinhaça produzido (BIASE, 2007).

A partir de então, diversos métodos foram descritos na literatura para tratamento e concentração da vinhaça (NICOLAIEWSKY, 1981; NAVARRO, 2000; NATARAJ et al., 2006; ZAYAS et al., 2007; GOMES

et al., 2010). Larsson e Tengberg (2014) estabeleceram uma unidade de evaporação da vinhaça visando aumentar a capacidade de evaporação. Nesse trabalho, foi demonstrado que é possível evaporar a vinhaça até um elevado teor de sólidos secos de 72%, o que corresponde à remoção de 97% da água da vinhaça original. Zorzenoni et al. (2014) avaliaram a viabilidade econômica desse processo para o cenário agrícola sucroalcooleiro brasileiro, calculando os custos de implantação de uma instalação de concentração de vinhaça, os custos com a concentração propriamente dita, seu transporte e aplicação no campo. Os autores concluíram que, do ponto de vista econômico, a instalação mostrou-se como uma possibilidade de investimento viável, visto que atende os requisitos da legislação em vigor e proporciona redução de custos no transporte, amenizando o aumento dos custos na produção. As projeções de custos e receitas na análise do projeto de instalação permitem afirmar que ele pode ser efetivado por unidades sucroalcooleiras que tenham interesse.

O processo de fertirrigação com a vinhaça concentrada é denominado como biofertirrigação (DALRI et al., 2014), e seu emprego apresenta os mesmos benefícios da vinhaça *in natura*, visto que permanece rica em matéria orgânica, potássio e enxofre, além de adquirir estabilidade biológica, podendo ser armazenada por um longo período e aplicada ao solo quando necessário (REZENDE, 1984; TRANI et al., 2011; DALRI et al., 2014). A concentração da vinhaça é uma atividade bem difundida em alguns países da Europa e Estados Unidos, onde tem refletido na redução de volume em 60-65% de matéria seca.

A possibilidade de minimizar os custos com o transporte é um dos principais fatores econômicos para sua prática, uma vez que a remoção da água, sem perda dos sólidos contidos e com consequente redução do volume, viabiliza o transporte do resíduo para áreas distantes (HOFFMAN, 2004; ZAYAS et al., 2007). Desse modo, a sua viabilidade econômica está diretamente ligada à distância de aplicação em função da adubação mineral substituída; a literatura aponta algumas informações acerca da relação entre a distância máxima economicamente viável para os caminhões, dentre as quais podem ser de 5 a 15 km (CORTEZ et al., 1992), de 13 a 34 km (COPERSUCAR, 1978) e de 41 km (FREIRE; CORTEZ, 2000).

Sabe-se, ainda, que a vinhaça concentrada reduz consideravelmente o risco de se atingir o lençol freático, atenua a emissão de gases do efeito estufa proveniente dos caminhões e permite a reutilização de água condensada. O reuso da água também gera benefícios econômicos e ambientais, uma vez que a água resultante da concentração da vinhaça pode ser reutilizada para a embebição nas moendas, diluição do óxido de cálcio utilizado para aumentar o pH do caldo no processo de clarificação, ser comercializado para indústrias de alimentação animal e substituir o melaço (FREIRE; CORTEZ, 2000; FARIA et al., 2011).

A vinhaça concentrada é uma opção identificada como promissora por algumas usinas e, considerando que a sua aplicação é realizada na linha de plantio, diferentemente da vinhaça *in natura*, aplicada em área total, pouco se conhece sobre os efeitos no solo e a sua eficiência agrônômica, pois as doses muito elevadas poderão acarretar em saturação das cargas do solo, principalmente com  $K^+$ . Podem ocorrer possíveis perdas de nutrientes por lixiviação devido à grande concentração de íons aplicada na linha de plantio e um retardamento da maturação devido ao prolongamento do período vegetativo, causando prejuízos às características tecnológicas como Brix e Pol. Além disso, o excesso de  $K^+$  pode interferir na absorção e disponibilidade de outros nutrientes.

Pesquisas vêm sendo desenvolvidas no sentido de avaliar os benefícios da aplicação da vinhaça concentrada em algumas culturas. Silva (2012) conduziu experimentos com o intuito de conhecer as propriedades físico-químicas da vinhaça concentrada e compará-la com a vinhaça *in natura*, avaliando diversos fatores como, por exemplo, os efeitos das doses da vinhaça concentrada na fertilidade do solo, percolação de íons, produtividade de soqueira de cana-de-açúcar e qualidade tecnológica dos colmos e determinação da mineralização líquida do nitrogênio. Após os tratamentos, verificou-se que o processo de concentração da vinhaça promove grande variação no teor de alguns elementos, especialmente o  $Na^+$  e as formas de nitrogênio amoniacal e nítrica. A aplicação de  $30 m^3 ha^{-1}$  de vinhaça concentrada na linha da cana promoveu aumento nas concentrações de  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$  e  $SO_4^{-2}$  nas soluções coletadas pelos extratores a 0,80 m de profundidade. De maneira geral, foi observado aumento do pH e dos teores dos cátions trocáveis em função das doses, resultando em maior disponibilidade



de nutrientes, aumento da fertilidade do solo e, conseqüentemente, aumento de produtividade.

Uma nova tecnologia surgiu em 2011, a qual permite obter vinhaça em pó rica em potássio, apresentada no 10º Seminário sobre Produtividade e Redução de Custo da Agroindústria Canavieira, em Ribeirão Preto, São Paulo. A nova tecnologia transforma a maior parte do líquido em água reutilizável em processos industriais. A solução foi desenvolvida, patenteada e testada no Brasil por especialistas de diversas nacionalidades a partir do conhecimento do mercado sucroalcooleiro nacional. Desenvolvida pela “Sugar Cane Business Case Sustainability” (SCBCS), essa nova tecnologia retira as impurezas do material e, com a combinação de outros micronutrientes, transforma a vinhaça em adubo em pó de alto valor, sendo de grande utilidade para os próprios canaviais. Com essa nova modalidade de vinhaça, o Brasil poderá diminuir a demanda de importação de fertilizantes, que chega a 90%, pois 1000 L de vinhaça transformada em pó contém no mínimo 2 kg de potássio. Essa metodologia tende a preservar o meio ambiente, uma vez que as fábricas obterão água reutilizável nos seus processos industriais e poderão evitar a contaminação dos campos, águas superficiais e lençóis freáticos. Além disso, haverá um benefício logístico, visto que os produtores não precisarão mais disponibilizar tanques e caminhões para transportar a vinhaça.

## REFERÊNCIAS

AGUIAR, M. I.; LOURENÇO, I. P.; OLIVEIRA, T. S.; LACERDA, N. B. Perda de nutrientes por lixiviação em um argissolo acinzentado cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 811-819, 2006.

ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v. 74, p. 19-31, 1999.

ARAÚJO, F.F.; BETTIOL, W. Effect of sewage sludge in soil-borne pathogens and powdery mildew severity in soybean. **Summa Phytopathologica**, v. 35, 2009.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Embrapa Meio Ambiente: Jaguariúna, 2016, 349p.

BETTIOL, W.; SANTOS, I. **Efeito do lodo de esgoto sobre fitopatógenos veiculados pelo solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 36 p.

BIASE, Luiz Paulo de. Workshop de Gestão de Energia e Resíduos na Agroindústria Sucroalcooleira. Aspectos Gerais da concentração das vinhaças. Pirassununga, 2007. Disponível em: <<http://www.fzea.usp.br/green/GERA/Luis%20Paulo%20DE%20Biase.doc>>. Acesso em: 20 maio 2016.

CARVALHO, T. C.; SILVA, C. L. Redução da quantidade de vinhaça através da evaporação. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 6, p. 1-17, 2010.

CASTAGNONE-SERENO, P.; KERMARREC, A. Invasion of tomato roots and reproduction of *Meloidogyne incognita* as affected by raw sewage sludge. **Supplement to Journal of Nematology**, v. 23, p. 724-728, 1991.

CEC - Council of the European Communities. Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (86/278/EEC). **Official Journal of the European Communities** No. L 181/6-12, 1986.

CEC - Council of the European Communities. Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). **Official Journal of the European Communities** No. L 135/40-52, 1991.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; PEDRO-ESCHER, J.; CORREIA, J. E.; MARINHO, J. F. U.; FONTANETTI, C. S. Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. **Waste Management (Elmsford)**, v. 33, p. 2752-2761, 2013.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; FRANCISCO, A.; PEDRO-ESCHER, J.; GASTALDI, V. D.; FONTANETTI, C. S. Diplopods as soil bioindicators of toxicity after application of residues from sewage treatment plants and ethanol industry. **Microscopy and Microanalysis**, v. 22, p. 1098-1110, 2016.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; FRANCISCO, A.; FONTANETTI, C. S. Biosolid soil application: Toxicity tests under laboratory conditions. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2012, p. 1-9, 2012.

CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; MISURI, L.; LANCIOTTI, E.; SWEETMAN, A.; LASCHI, S.; PALCHETTI, I. PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land application. **Environmental Pollution**, v. 161, p. 229-234, 2012.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, CETESB. Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola, Norma Técnica P4. 231. São Paulo, 2015, 15 p.

COPERSUCAR – Cooperativa Central dos Produtores de Açúcar e Álcool do Estado de São Paulo. Aproveitamento da vinhaça: viabilidade técnico-econômica. **Boletim Técnico Copersucar, Piracicaba**, 1978. 66p.

CORTEZ, L.; MAGALHÃES, P.; HAPPI, J. Principais subprodutos da agroindústria canavieira e sua valorização. **Revista Brasileira de Energia**, v. 2, n. 2, 1992.

COTXARRERA, L.; TRILLAS-GRAY, M.I.; STEINBERG, C.; ALABOUVETTE, C. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress Fusarium wilt of tomato. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 34, p. 467-476, 2002.

DALRI, A. B.; CARVALHO NETO, O. F.; MAZZONETTO, F.; CORBANI, R. Z. Fertilização com vinhaça concentrada no desenvolvimento da alface. **Revista Agrogeoambiental**, v. 6, n. 2, p. 93-100, 2014.

DANTAS-NETO, J.; FIGUEIREDO, J. L. C.; FARIAS, C. H. A.; AZEVEDO, H. M.; AZEVEDO, C. A. V. Resposta da cana-de açúcar, primeira soca, a níveis de irrigação e adubação de cobertura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 283-288, 2006.

- DISSANAYAKE, N.; HOY, J.W. Organic Material Soil Amendment Effects on Root Rot and Sugarcane Growth and Characterization of the Materials. **Plant Disease**, v. 83, p. 1039-1046, 1999.
- DÖLL, M. M. R.; FORESTI, E. (2010). Efeito do bicarbonato de sódio no tratamento de vinhaça em AnSBBR operado a 55 e 35°C. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 15, n. 3, p. 275-282.
- ELDRIDGE, S. Soil management for sugarcane. Orange: NSW Department of Primary FAOSTAT—Food and Agriculture Organization of the United Nation, Statistics Division, 2013. Disponível em: <<<<<<<<<<[http://faostat3.fao.org/browse/Q/\\*E](http://faostat3.fao.org/browse/Q/*E)>>>>>>>>>. Acesso em: 16 mar. 2015.
- FARIA, A. A. A.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Concentração da vinhaça e reaproveitamento da água. **Ciência & Tecnologia: FATEC-JB**, Jaboticabal, v. 3, p. 1-4, 2011.
- FRANCO, A.; MARQUES, M.O.; MELO, W.J. Sugarcane grown in an oxisol amended with sewage sludge and vinasse: nitrogen contents in soil and plant. **Sci. agric.**, v. 65, 2008.
- FREIRE, W.J.; CORTEZ, L.A. Vinhaça de cana-de-açúcar. **Agropecuária**, 2000, 203p.
- GHINI, R.; PATRÍCIO, F.R.A.; BETTIOL, W.; ALMEIDA, I.M.G.; MAIA, A.H.N. Effect of sewage sludge on suppressiveness to soil-borne plant pathogens. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2797-2805, 2007.
- GOMES, M. T. M. S.; EÇA, K. S.; VIOTTO, L. A. Concentração de vinhaça por microfiltração seguida de nanofiltração com membranas. **Pesq. Agropec. Brasil.**, v. 46, n. 6, p. 633-638, 2011.
- GRANATO, E. F.; SILVA, C. L. Geração de energia elétrica a partir do resíduo vinhaça. An. 4. Encontro Energia no Meio Rural, 2002.
- HOFFMAN, P. Plate evaporators in food industry – theory and practice. **Journal of Food Engineering**, v. 61, n. 4, p. 515-520, 2004.
- HUANG, X.; SHI, D.; SUN, F.; LU, H.; LIU, J.; WU, W. Efficacy of sludge and manure compost amendments against Fusarium wilt of cucumber. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, p. 3895-3905, 2012.
- JARAMILLO-LÓPEZ, P.F.; POWELL, M. Application of stabilized biosolids and fly ash mixtures as soil amendments and their impact on free living nematodes and carrot (*Daucus carota*) yield. **International Journal Of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 2, 2013.
- KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A.S.; Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, v. 32, p. 1186-1195, 2012.
- LARSSON, E.; TENGBERG, T. Evaporation of Vinasse. Göteborg, Sweden: Chalmers University of Technology, 2014. Dissertação (Innovative and Sustainable Chemical Engineering).
- LIN, Y.; ZHOU, S.; LI, F.; LIN, Y. Utilization of municipal sewage sludge as additives for the production of eco-cement. **Journal of Hazardous Materials**, v. 213-214, p. 457-465, 2012.
- LUMDSEM, R.D.; LEWIS, J.A.; MILLNER, P.D. Effect of composted sewage sludge on several soil-borne pathogens and diseases. **Phytopathology**, 1983.
- LUMDSEM, R.D.; MILLNER, P.D.; LEWIS, J.A. Suppression of lettuce drop caused by Sclerotinia minor with composted sewage sludge. **Plant disease**, v. 70, p. 197-201, 1986.

MARINHO, J. F. U.; CORREIA, J. E.; MARCATO, A. C. C.; PEDRO-ESCHER, J.; FONTANETTI, C. S. Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n. 110, p. 239-245, 2014.

MARQUES, M.; CAMILOTTI, F.; MARQUES, T.A.; JUNIOR, L.T.; SILVA, A. Cana-de-açúcar cultivada com lodo de esgoto, vinhaça e adubos minerais. **Colloquium Agrariae**, v. 1, p. 43-49, 2005.

McCRAJ, J. M.; RICE, R. W.; EZENWA, I. V.; LANG, T. A.; BAUCUM, L. Sugarcane plant nutrient diagnosis. In: RICE, R. W. (Ed.) **Florida Sugarcane Handbook**. Agronomy Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, 2006.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 32, p. 101-110, 2008.

MMA - MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO, sec. I, p. 19893, n. 49, 2009.

MOURA, M. V. P. S.; FARIAS, C. H. A.; AZEVEDO, C. A. V.; DANTAS-NETO, J.; AZEVEDO, H. M.. PORDEUS, R. V. Doses de adubação nitrogenada e potássica em cobertura na cultura de cana-de-açúcar, primeira soca, com e sem irrigação. **Ciência e Agroecologia**, Lavras, v. 29, n. 4, p. 753-760, 2005.

NATARAJ, S. K.; HOSAMANI, K. M.; AMINABHAVI, T. M. Distillery wastewater treatment by the membrane based nanofiltration and reverse osmosis processes. **Water Research**, v. 40, p. 2349-2356, 2006.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Biosolids Applied to Land**. National. Academies Press, 2002.

NAVARRO, A.R.; SEPÚLVEDA, M. Del C.; RUBIO, M.C. Bio-concentration of vinasse from the alcoholic fermentation of sugar cane molasses. **Waste Management**, v.20, p.581-585, 2000.

NICOLAIEWSKY, E. Tratamento físico-químico do vinhoto: floculação, sedimentação e filtração. **Brasil Açucareiro**, v.98, p.23-30, 1981.

OLIVEIRA, E. L.; ANDRADE, L. A. B.; FARIA, M. A.; CUSTÓDIO, T. N. Vinhaça de alambique e nitrogênio na cana-de-açúcar, em ambiente irrigado e não irrigado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 23, p. 694-699, 2009.

OLIVEIRA, E. C. A.; FREIRE, F. J.; OLIVEIRA, R. I.; OLIVEIRA, A. C.; FREIRE, M. B. G. S. Acúmulo e alocação de nutrientes em cana-de-açúcar. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 3, p. 579-588, 2011.

OLIVEIRA, M. W.; FREIRE, F. M.; MACÊDO, G. A. R.; FERREIRA, J. J. Nutrição mineral e adubação da cana-de-açúcar. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 28, n. 239, p. 30-43, 2007.

ORLANDO-FILHO, J. Calagem e adubação da cana-de-açúcar. In.: CÂMARA, G. M. S.; OLIVEIRA, E. A. M. (eds.). **Produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba, FEALQ/USP, p. 133-147, 1993.

PASCUAL, I.; AZCONA, I.; AGUIRREOLEA, J.; MORALES, F.; CORPAS, F.J.; PALMA, J.M.; RELLÁN-ÁLVAREZ, R.; SÁNCHEZ-DÍAZ, M. Growth, Yield, and Fruit Quality of Pepper Plants Amended with Two Sanitized Sewage Sludges. **J. Agric. Food Chem.** v. 58, p. 6951-6959, 2010.

PASCUAL, J.A.; HERNADEZ, T.; GARCIA, C.; DE LEIJ, F.A.A.M.; LYNCH, J.M. Long-term suppression of *Pythium ultimum* in arid soil using fresh and composted municipal wastes. **Biol Fertil Soils**, v. 30, p. 478-484, 2000.

- PASSUELO, A.; CADIACH, O.; PEREZ, Y.; SCHUHMACHER, M. A spatial multicriteria decision making tool to define the best agricultural areas for sewage sludge amendment. **Environment International**, v. 38, p. 1-9, 2012.
- PASSUELO, A.; MARI, M.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J.L. POP accumulation in the food chain: Integrated risk model for sewage sludge application in agricultural soils. **Environment International**, v. 36, p. 577-583, 2010.
- PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 32, p. 911-920, 2008.
- PEDRO-ESCHER, J.; MAZIVIERO, G. T.; FONTANETTI, C. S. Mutagenic action of sugarcane vinasse in the *Tradescantia pallida* test system. **J. Ecosys Ecograph**, v. 4, p. 2-4, 2014.
- PEDRO-ESCHER, J.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; ANSOAR-RODRÍGUEZ, Y.; FONTANETTI, C. S. Sugarcane vinasse, a residue of ethanol industry: toxic, cytotoxic and genotoxic potential using the *Allium cepa* test. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, p. 602-612, 2016.
- PEDROZA, M.M.; VIEIRA, G.E.G.; SOUSA, J.F.; PICKLER, A.C.; LEAL, E.R.M.; MILHOMEN, C.C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11, p. 89-xx, 2010.
- PETERSEN, H.; LUXTON, M. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. **Oikos**, v. 39, n.3, p. 291-357, 1982.
- PIRES, A.M.M. **Uso agrícola do lodo de esgoto: aspectos legais**. Embrapa Meio Ambiente: Jaguariúna, 2016, 4p.
- PRADEL, M.; REVERDY, A.L.; RICHARD, M.; CHABAT, L.; Environmental impacts of sewage sludge treatment and disposal routes: A Life Cycle Assessment perspective. 4th European Conference on Sludge Management, Izmir, Turkey, 2014, 8 p.
- PRIOR, P.; BÉRAMIS, M. Induction of resistance to bacterial wilt caused by *Pseudomonas solanacearum* E.F. Smith in a susceptible tomato cultivar. **Agronomie**, v. 10, p. 391-401, 1990.
- REZENDE, J. O. (Coordenador). Vinhaça: Outra Grande Ameaça ao Meio Ambiente. UFBA, 1984.
- ROBERTIELLO, A. Upgrading of agricultural and agroindustrial wastes: the treatment of distillery effluents (vinasses) in Italy. **Agric. Wastes**, v. 4, p. 387-395, 1982.
- ROCHA, G. N.; GONÇALVES, J. L. M.; MOURA, I. M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 28, p. 623-639, 2004.
- ROIG, N.; SIERRA, J.; MARTÍ, E.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J.L. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 158, p. 41-48, 2012.
- SCHLIC, K.; KLAWONN, T.; TERYTZE, K.; HUND-RINKE, K. Hazard assessment of a silver nanoparticle in soil applied via sewage sludge. **Environmental Sciences Europe**, v. 25, p. 1-14, 2013.
- SILVA, J. A. S. Concentrado de vinhaça biodigerida como fertilizante: efeito no substrato, no crescimento e nutrição da cana-de-açúcar. 2012. 67f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias e Veterinárias) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2012.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

SILVA, C. A. Uso de Resíduos Orgânicos na Agricultura. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas Tropicais & Subtropicais**. 2 ed. rev. atual. Porto Alegre: Metropole, p. 597- 624, 2008.

SINGH, R.P.; AGRAWAL, M. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 632-641, 2010.

SORIANO-DISLA, M.J.; GÓMEZ, I.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; LAG-BROTOS, A. Evaluation of single chemical extract ants for the prediction of heavy metal uptake by barley in soils amended with polluted sewage sludge. **Plant Soil**, v. 327, p. 303-314, 2010.

TASSO-JÚNIOR, L.C.; MARQUES, M.O.; FRANCO, A.; NOGUEIRA, G.A.; NOBILE, F.O.; CAMILOTTI, F.; SILVA, A. Produtividade e qualidade de cana-de-açúcar cultivada em solo tratado com lodo de esgoto, vinhaça e adubos minerais. **Eng. Agríc.**, v. 27, p.276-283, 2007.

TEDESCO, M. J.; SELBACH, I. C.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, p. 113-125, 2008.

Tecnologia inovadora transforma vinhaça em pó rico em potássio. Disponível em: <<http://www.webioenergias.com.br/noticias/biocombustiveis/1218/tecnologia-inovadora-transforma-vinhaca-em-po-rico-em-potassio.html>>. Acesso em: 10 ago. 2016.

TRANI, P. E.; TIVELLI, S. W. O; CARRIJO, O. A. Fertirrigação em hortaliças. Boletim Técnico. Campinas: Instituto Agrônômico. 2.ed. n. 196, 51p. 2011.

TSADILLAS, C.D.; MATSI, T.; BARBAYIANNIS, N.; DIMOYIANNIS, D. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, p. 2603-2619, v. 26, 1995.


VITTI, A. C.; TRIVELIN, P. C. O.; GAVA, G. J. C.; PENATTI, C. P.; BOLOGNA, I. R.; FARONI, C. E.; FRANCO, H. C. J. Produtividade da cana-de-açúcar relacionada ao nitrogênio residual da adubação do sistema radicular. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 2, p. 249-256, 2007.

VITTI, G. C.; QUEIROZ, F. E. C.; QUINTINO, T. A. Micronutrientes da cana-de-açúcar: mitos e verdades. International Plant Nutrition Institute, Publicações do IPNI Brasil, Anais de Simpósios, II Simpósio de Tecnologia de Produção de Cana-de-Açúcar, 2005.

WERLE, S.; WILK, R. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective. **Renewable Energy**, v. 35, p. 1914-1919, 2010.

ZAYAS, T.; RÓMERO, V.; SALGADO, L.; MERAZ, M.; MORALES, U. Applicability of coagulation/flocculation and electrochemical processes to the purification of biologically treated vinasse effluent. **Separation and Purification Technology**, v. 57, p. 270-276, 2007.

ZORZENONI, T.O.; FREITAS, E. G.; MELETTI, A. P.; MARIANO, D. C.; OKUMURA, R. S.; ZACCHEO, P. V. C. Análise da viabilidade econômica de uma instalação de concentração de vinhaça. **REVISTA TRÓPICA: Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 8, n. 2, p. 14-27, 2014.



SEÇÃO II

**IMPACTOS AMBIENTAIS  
DOS PRODUTOS  
UTILIZADOS E DOS  
RESÍDUOS GERADOS NO  
CULTIVO DE  
CANA-DE-AÇÚCAR NOS  
DIFERENTES NÍVEIS**





# CONTROLE DE PRAGAS NA CANA-DE-AÇÚCAR E SEU IMPACTO SOBRE ORGANISMOS VOADORES NÃO ALVOS

---

Roberta Cornélio Ferreira Nocelli, Thaisa Cristina Roat,  
Priscila Cintra Socolowski, Osmar Malaspina

O estado de São Paulo concentra mais da metade da produção de cana-de-açúcar do Brasil, o que pode ser um fator importante para o controle de pragas e doenças, pois, segundo SPADOTTO et al. (2014), a concentração geográfica de uma determinada cultura favorece a ocorrência de pragas e doenças, aumentando os desafios para o controle.

Várias são as pragas e doenças que atingem a cultura da cana-de-açúcar, como a broca da cana, a broca gigante, a cigarrinha da raiz, cigarrinha das folhas, cupins subterrâneos, formigas, nematoides, entre outros. A extensão dos danos varia de acordo com a praga, mas também em função das condições do canavial e da variedade atingida. Aqui serão tratadas apenas as pragas mais importantes economicamente e seus sistemas de controle.

## 5.1. PRAGAS DA CANA-DE-AÇÚCAR E SEU CONTROLE

A praga mais conhecida da cana-de-açúcar e a mais importante em termos econômicos para o estado de São Paulo é a broca da cana, causada pelas larvas da mariposa *Diatrea saccharalis*, que levam à morte da gema apical e danos internos no colmo (GALLO et al., 2002; MACEDO; MACEDO, 2004; SANDOVAL; SENÔ, 2010). Essa praga ocorre ao longo de todo o ciclo da cultura, porém, com menor incidência em plantas jovens. A mariposa faz a postura dos ovos na face inferior

das folhas. Após a eclosão, as larvas penetram no colmo, onde cavam galerias que podem ocasionar o mau desenvolvimento da planta, perda de peso, morte da gema apical, enraizamento aéreo, quebra do colmo e morte da planta (NAKANO et al., 2002; MACEDO; MACEDO, 2004). Esses fatores também podem favorecer o aparecimento de outras doenças (GUAGLIUMI, 1973; GALLO et al., 1988), considerado um dano indireto causado por essa praga.

O controle deste inseto demanda uma análise multivariada, que envolve conhecimentos quanto à biologia do agente causador, sobre os níveis de danos provocados e as implicações econômicas decorrentes, o custo do controle e os impactos que os métodos de controle podem causar. Atualmente, o controle mais eficiente de *Diatraea saccharalis* é o biológico, por meio do uso do parasitoide de larvas *Cotesia flavipes* e do parasitoide de ovos *Trichogramma galloi* (MACEDO; MACEDO, 2004; NAVA et al., 2009). Quando o controle químico se faz necessário, os produtos mais utilizados são a base de detriflumurom, lufenurom, novalurom (todos do grupo químico benzoilureia), tiametoxam (neonicotinoide) e clorantraniliprole (antranilamida).

Outra importante praga para os canaviais paulistas, principalmente com a adoção da colheita da cana crua, é a cigarrinha-da-raiz (*Mahanarva fimbriolata*) (DINARDO-MIRANDA, 2002). A fase de importância econômica são as ninfas, que se alimentam das raízes mais superficiais, ocasionando danos que podem atingir os vasos lenhosos, comprometendo a circulação de água e nutrientes para a planta (MACEDO; MACEDO, 2004). Essas alterações podem enfraquecer a planta e causar danos na produtividade da cultura (GALLO et al., 2002), assim como diminuir o teor de açúcar (DINARDO-MIRANDA, 2002).

O controle químico tem sido o principal sistema utilizado, principalmente com os produtos tiametoxam (neonicotinoide), fipronil (pirazol) e carbofuran (carbamato) (DINARDO-MIRANDA et al., 2001). O controle biológico também vem sendo estudado e empregado, sendo o mais promissor o controle realizado com o fungo *Metarhizium anisopliae*. Dependendo da cepa do fungo, da variedade da cana, das condições climáticas e do manejo utilizado, os resultados podem chegar a 70% de controle (DINARDO-MIRANDA; FERREIRA, 2004; FREITAS et al., 2012). A associação entre os dois métodos de controle também

pode apresentar resultados eficientes no controle da cigarrinha, conforme demonstrado por Barbosa et al. (2011). No entanto, o sistema mais utilizado atualmente é o controle com produtos à base de tiametoxam.

Os cupins não são necessariamente pragas dos canaviais, mas podem vir a se tornar dependendo das condições da cultura, do solo e do clima. A baixa qualidade do solo e a baixa disponibilidade hídrica podem ser fatores cruciais para que os cupins subterrâneos causem danos econômicos. Apesar de as espécies de maior distribuição nos canaviais do estado de São Paulo pertencerem ao gênero *Cornitermes*, as espécies com maior importância econômica pertencem aos gêneros *Heterotermes* e *Proconitermes* (MACEDO; MACEDO, 2004). O controle é principalmente químico, sendo o fipronil (pirazol) o ingrediente ativo mais utilizado (MACEDO et al., 2012).

Os nematoides do solo são outra praga para a cana-de-açúcar. Existem três espécies economicamente importantes no Brasil, *Meloidogyne javanica*, *M. incógnita* e *Pratylenchus zaeae*, esta última a mais frequente no estado de São Paulo (DINARDO-MIRANDA, 2005). Os nematoides atacam as raízes, de onde sequestram nutrientes para o seu desenvolvimento, causando danos à planta e injúrias às raízes. O manejo integrado, que faz uso de diferentes técnicas, tem sido o mais efetivo no controle dos nematoides nos canaviais, porém, sem o uso de controle biológico, uma vez que os poucos estudos realizados mostraram que esse procedimento não é eficiente nesse caso. As técnicas utilizadas envolvem o uso de variedades resistentes, a escolha do trato cultural e o controle químico (MACEDO et al., 2012). Os produtos autorizados mais utilizados são aldicarbe e carbofurano (carbamatos) e terbufós (organofosforado).

Além do próprio impacto intrínseco da mudança da paisagem com instalação de uma monocultura, independentemente da praga, todos os produtos utilizados no controle químico têm causado impactos ambientais e afetado a biodiversidade do entorno dos cultivos, bem como aquela que se adaptou e é encontrada nas áreas da própria cultura.

## 5.2. BIODIVERSIDADE NA CANA-DE-AÇÚCAR

A grande riqueza de espécies vegetais e animais existentes nos ecossistemas tem sido perdida devido à instalação de grandes áreas de

agricultura, que é caracterizada pela remoção e a erradicação da vegetação natural, frequentemente ecossistemas florestais, e prossegue com a implantação de agroecossistemas desequilibrados e com os impactos ambientais decorrentes (MALCOLM, 1997; RODRIGUEZ; ORTIZ, 2006), principalmente nas áreas onde ainda se pratica a queima da palhada (RONQUIM, 2010). Como a maioria das monoculturas é feita com espécies exóticas, estas ocupam o lugar de outras espécies vegetais mais importantes para a fauna local, a qual utilizava a vegetação original para muitas ações vitais, como a alimentação e a reprodução.

Os ecossistemas agrícolas são marcados por grandes alterações na paisagem que envolvem desmatamentos e a implantação de uma agricultura mais intensiva. Esse novo ambiente oferece às espécies vegetais e animais características muito diferentes do que a que eles habitavam (SUÁREZ-SEOANE et al., 2002). Além disso, ao alterar as cadeias tróficas através das práticas e tecnologias empregadas, ocorre uma redução da biodiversidade do espaço rural. Por exemplo, a presença de insetos herbívoros e carnívoros pode ser reduzida pelo uso intensivo de inseticidas, e, por consequência, toda a cadeia trófica dependente desses animais também pode sofrer alterações (ALTIERI, 2002). Outro agravante para a redução da biodiversidade é o emprego do fogo utilizado até recentemente como forma de manejo para a colheita da cana-de-açúcar, que elimina o substrato alimentar das espécies, alterando a física, a química e a biologia dos solos e reduzindo populações animais pela morte direta devido às elevadas temperaturas.

Outro fato importante é a pouca quantidade, e até mesmo a ausência, de plantas leguminosas, o que interfere na fixação de nitrogênio. Assim, ocorre o descontrole dos ciclos biogeoquímicos existentes no momento em que eliminam os diversos organismos responsáveis por específicas funções ecológicas.

A evolução do estudo da biodiversidade faunística em áreas agrícolas tropicais brasileiras tem uma dimensão histórica relativamente recente (MALCOLM, 1997; RONQUIM, 2010). A presença da fauna silvestre em áreas agrícolas é um fato ainda pouco estudado. Pouca atenção tem sido conferida ao efetivo papel dos agroecossistemas na manutenção da biodiversidade faunística e florística (MIRANDA; MIRANDA, 2004; RONQUIM, 2010).

Alterações da biodiversidade afetam diretamente diversas funções ecológicas, como a predação, dispersão de sementes, polinização e frutivoria, importantes para a manutenção e regeneração de áreas de matas nativas remanescentes (CUARÓN, 2000). Estudos têm demonstrado que alguns animais podem até se beneficiar com a expansão da agricultura, pois são generalistas e de fácil adaptação às condições ambientais; porém, a maioria é afetada negativamente, podendo até se tornar localmente extintas (LAURANCE, 1994; ZOLLNER, 2000; CROOKS, 2002; GEHRING; SWIHART, 2003).

Um estudo realizado por Campos e Santos (2007) em uma área de plantio de cana-de-açúcar em um município do interior do estado de São Paulo apontou a presença de 22 espécies de mamíferos, assim distribuídos nas famílias: (2) Canidae, (1) Cebidae, (2) Cervidae, (2) Dasypodidae, (1) Dasyproctidae, (1) Didelphidae, (3) Felidae, (1) Hydrochaeridae, (1) Leporidae, (4) Muridae, (1) Mustelidae, (1) Phillostomidae e (1) Procyonidae. Interessantemente, o estudo encontrou uma maior diversidade nas áreas de reflorestamento do que nas áreas nativas e de cultivo avaliadas, que apresentaram diversidade semelhante. Os mesmos autores relatam, ainda, espécies exclusivas em cada uma das áreas, com maior diversidade nas áreas de cultivo e reflorestadas. Porém, a maior abundância foi relatada para as áreas nativas.

A diversidade de aves também tem sido estudada em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Um estudo realizado em quatro fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no estado do Rio de Janeiro mostrou a presença de 44 espécies de aves, com diferentes funções ecológicas, como insetívoras, granívoras, carnívoras, frugívoras, piscívoras, nectarívoras, onívoras e detritívoras. De acordo com Piratelli et al. (2005), as espécies eram representadas principalmente por aves generalistas e especialistas de borda, caracterizando remanescentes em estado crítico.

Um levantamento da riqueza de espécies de aves em remanescentes de cerrado no estado de São Paulo registrou 160 espécies, sendo 26 em áreas de cana-de-açúcar e pastagem (MANICA et al., 2010). Outro estudo realizado especificamente em áreas de cultivo de cana na região de Analândia e Descalvado no estado de São Paulo encontrou 43

espécies pertencentes a 22 famílias, com maior abundância de granívoros e insetívoros (TORRESAN, 2010).

Apesar da importância de vários insetos para a funcionalidade dos ecossistemas, poucos estudos avaliam a diversidade desse grupo ecológico em agroecossistemas. Os estudos existentes se concentram, basicamente, nos insetos considerados praga e seus sistemas de controle. Em estudo realizado por Souza e Campos (2008) em uma área de produção de grãos, com entorno ocupado pelo cultivo de cana-de-açúcar, no município de Rio Claro no estado de São Paulo, foram coletadas 456 abelhas pertencentes a 22 espécies e 20 gêneros, a maioria solitárias.

Um levantamento da comunidade de abelhas em uma área de cerrado no estado de São Paulo realizado por Andena et al. (2005) mostrou redução no número de espécies de abelhas, assim como modificação da estrutura da comunidade, quando comparado a estudo anterior realizado por Campos (1989) na mesma área. Os autores apontam como possível causa a substituição da vegetação natural por pastagens e cultivo de cana-de-açúcar.

Todos os organismos presentes nessas áreas de cultivo e em seu entorno podem, através de diferentes rotas, serem expostos aos vários sistemas de manejo da cultura. Os impactos são variados, mas existem e precisam ser estudados e minimizados para garantir a conservação das espécies presentes nos agroecossistemas.

### 5.3. ROTAS DE EXPOSIÇÃO

A rota de exposição é o caminho através do qual um determinado organismo entra em contato com um contaminante ambiental. Avaliações de risco ecotoxicológico desenvolvem perfis de exposição que descrevem a magnitude e a distribuição espacial e temporal da exposição nos diferentes compartimentos ambientais (SPADOTTO et al., 2004). Assim, procura-se entender como cada grupo de organismos será impactado por um determinado contaminante. A caracterização da exposição é um dos principais elementos no estabelecimento das avaliações de risco ecotoxicológico.

Embora a cultura da cana-de-açúcar não seja considerada atrativa para a maioria dos organismos, as vastas extensões de cultivo, a relação direta com os remanescentes de matas nativas existentes no estado de São Paulo e a fragmentação das áreas nativas originais colocam muitos organismos na rota dos produtos utilizados para o controle de suas pragas. A aplicação de diferentes classes de agrotóxicos pode impactar organismos voadores de diferentes grupos animais, como insetos benéficos, aves e mamíferos.

As abelhas são os insetos benéficos mais afetados pela aplicação nas culturas de cana-de-açúcar. Apesar de, invariavelmente, não associarmos as abelhas à cana-de-açúcar pelo fato da colheita ser feita antes do florescimento, elas podem ser expostas de diferentes formas. A exposição pode ocorrer através do forrageamento em áreas da cultura para a coleta do exsudato adocicado produzido pela cana utilizado pelas abelhas como fonte de carboidratos; pela presença de fontes de água dentro ou próximas às áreas de cultivo; coleta de fragrâncias utilizadas pelo macho para atrair a fêmea (MILET-PINHEIRO; SCHLINDEWEIN, 2005); como local de nidificação em troncos preexistentes ou no solo (SOUZA; CAMPOS, 2008).

As aves, principalmente as espécies predadoras de topo de cadeia, são altamente afetadas pela monocultura de cana-de-açúcar. Essas espécies necessitam de grandes áreas para sobreviver e, ao voarem grandes extensões de cultura, expõem-se ao sistema de manejo. Na falta de alimento em áreas nativas, estas frequentam as áreas de cultivo em busca de outros animais adaptados e que vivem na área, como répteis e roedores. Aquelas que nidificam e permanecem nos remanescentes podem ser expostas à deriva dos diferentes sistemas de aplicação, principalmente a aérea. As mesmas rotas podem ser aplicadas a mamíferos, principalmente os morcegos. Além disso, é preciso considerar a exposição indireta através da cadeia alimentar.

A rota e o tempo de exposição serão fatores determinantes nos diferentes tipos de impactos causados aos organismos e que devem ser considerados nos planos de manejo e conservação.

#### 5.4. IMPACTOS DOS PRODUTOS UTILIZADOS NO MANEJO DE CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE A BIODIVERSIDADE

Os benefícios dos diferentes insumos utilizados para a agricultura mascaram os impactos que esses produtos causam sobre organismos não alvos. O impacto econômico de agrotóxicos sobre organismos não alvos, incluindo humanos, foi estimado em mais de U\$ 8 milhões ao ano em países em desenvolvimento (AKTAR et al., 2009). É preciso pesar os custos e benefícios dessa prática e fazer uma avaliação de risco robusta para garantir uma boa produção, minimizando os impactos ao meio ambiente.

Num passado recente, a utilização de inseticidas organoclorados de alto poder residual, como o DDT e o Heptacloro, protegeram as lavouras do ataque de insetos praga. No entanto, esses inseticidas contaminaram progressivamente o solo e também os cereais comestíveis, as ervas e até os animais domésticos, sendo proibidos na década de 80. Tal medida foi importante para que a poluição ambiental fosse reduzida, além da contaminação dos alimentos e os problemas com a resistência desenvolvida pelas pragas. A partir de então, surgiu a necessidade de pesquisar produtos que causassem menores impactos ambientais, assim como repelentes e reguladores de crescimento, que são mais específicos e causam menores danos ao meio ambiente e a organismos não alvos (NAKANO et al., 2001).

A expansão das culturas de cana-de-açúcar no estado de São Paulo tem causado um aumento na abundância local de pequenos roedores, resultando na emergência de doenças infecciosas como o hantavírus e a leptospirose. Além disso, com o aumento do uso de agrotóxicos, há o crescimento da eutrofização dos cursos d'água e poluição do solo (VERDADE et al., 2012).

Apesar da importância da cultura de cana-de-açúcar para o estado de São Paulo, poucos são os estudos sobre o impacto do manejo da cultura sobre espécies não alvos. A maioria dos estudos avalia populações de animais em fragmentos florestais, sem relacioná-los às culturas do entorno. Porém, muitos desses estudos relacionam o declínio dessas populações ao uso de agrotóxicos.

Os impactos causados podem ter um âmbito muito mais amplo que o local. Um estudo comparativo realizado por Betke et al. (2008)



sobre o tamanho das populações de morcegos da espécie *Tadarida brasiliensis* nos Estados Unidos da América encontrou um declínio na população desses morcegos. Essa espécie é nativa do Brasil, frequentemente encontrada no Sul e Sudeste, migratória e significativa para o controle de *Helicoverpa zea*, uma das pragas mais importantes nas culturas americanas. Uma das causas apontadas pelos autores é a frequente exposição aos agrotóxicos utilizados nas lavouras.

Parece haver uma predominância de aves do cerrado em pastagens locais devido ao controle limitado de plantas daninhas (PENTEADO, 2006). Essas espécies não parecem se adaptar bem a canaviais. Portanto, a abundância de espécies de aves tende a declinar com a substituição das pastagens pela cultura decana-de-açúcar. Aves também tendem a ser sensíveis aos agrotóxicos (OELKE, 1981), o que pode contribuir ainda mais para o seu declínio em áreas onde os canaviais estão em expansão.

Estudos têm demonstrado que os agrotóxicos utilizados no manejo de pragas da cana-de-açúcar ao longo da história apresentam diversos efeitos deletérios sobre as aves. A reprodução é um dos mecanismos mais fortemente afetados, pois diferentes substâncias podem afetar a diferenciação sexual, o desenvolvimento embrionário e a reprodução do adulto (FRY, 1995). A maioria dos componentes utilizados é neurotóxico, podendo impactar indiretamente, alterando diferentes padrões comportamentais (WALKER, 2003).

A expansão da cana-de-açúcar no estado de São Paulo também pode impactar na manutenção de áreas nativas e sobre a produção de outras culturas, através do impacto sobre os serviços ecossistêmicos prestados por esses organismos. Isso é bastante evidente no caso das abelhas, tanto as nativas quanto as manejadas.

Estudos com abelhas brasileiras *Scaptotrigona postica*, realizados por Jacob et al. (2013; 2015) e Soares et al. (2015), e com *Melipona scutellaris*, por Lourenço et al. (2012a, b), demonstram que as espécies nativas são mais sensíveis aos agrotóxicos do que o híbrido africanizado, tornando o problema mais preocupante, uma vez que as análises de risco realizadas no Brasil são desenvolvidas com a espécie exótica *Apis mellifera*. Além do comprometimento das abelhas, há uma diminuição nos serviços ambientais por elas prestados. Siqueira et al. (2008),

comparando a polinização em cultivo convencional e orgânico, observaram que a utilização de agrotóxico na época de floração reduziu em 50% a frequência das visitas de abelhas. No estado de São Paulo, a maioria das abelhas está nos remanescentes de matas nativas inseridas na matriz do cultivo da cana-de-açúcar.

## 5.5. PERSPECTIVAS PARA O FUTURO

A cana-de-açúcar é o cultivo economicamente mais importante para o estado de São Paulo, apesar de os dados mostrarem um impacto negativo sobre a biodiversidade de animais voadores. O desafio atual é desenvolver projetos que possam harmonizar essas duas importantes riquezas do estado.

A adoção de relações mais produtivas e harmônicas, como a implementação do diálogo entre produtores e conservacionistas e a adoção de práticas conjuntas, pode trazer resultados produtivos a longo prazo. Porém, para que essas ações aconteçam, é imprescindível o entendimento sobre o que acontece nas áreas de cultivo em relação à biodiversidade.

Conforme descrito, os dados são muito escassos e esparsos ao longo do tempo. Não há registro das espécies que ocorrem nessas áreas, muito menos um monitoramento sistemático daquelas que são registradas. Além disso, as avaliações dos impactos gerados são praticamente inexistentes. Essas informações são elementos-chave para o design de um plano de produção/conservação ainda inédito para a cultura.

## REFERÊNCIAS

- AKTAR, W., SENGUPTA, D., CHOWDHURY, A. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, v.1, n. 2, p. 1-2, 2009.
- ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**. Guaíba: Editora Agropecuária, 2002. 592 p.
- ANDENA, S.R., BEGO, L.R., MECI, M.R. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbatá, SP) e suas visitas às flores. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 7, n. 1, p. 55-91, 2005.

- BARBOSA, R. H.; KASSAB, S. O.; DA FONSECA, P. R. B.; ROSSONI, C.; DE SOUZA SILVA, A. Associação de *Metarhizium anisopliae* (Hyp.:Clavicipitaceae) com thiamethoxam para o controle da cigarrinha-das-raízes em cana-de-açúcar. **Ensaios e Ciência: C. Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 15, n. 5, p. 41-51, 2015.
- BETKE, M., HIRSH, D.E., MAKRIS, N.C., MCCracken, G.F., PROCOPIO, M., HRISTOV, N.I., TANG, S., BAGCHI, A., REICHARD, J., HORN, J.W., CRAMPTON, S. Thermal imaging reveals significantly smaller Brazilian free-tailed bat colonies than previously estimated. **Journal of Mammalogy**, v. 19, n. 89(1), p. 18-24, 2008.
- BORNSCHEIN, M. R.; REINERT, B. L. Aves de três remanescentes florestais do norte do estado do Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 615-636, 2000.
- CAMPOS, M.J.O. **Estudo das interações entre comunidade de Apoidea, na procura de recursos alimentares, e a vegetação de cerrado da Reserva de Corumbataí-SP**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 1989.
- CAMPOS, R. J., AND H. F. SANTOS. Levantamento ecológico de mamíferos em agroecossistema de cana-de-açúcar. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu, MG, 2007.
- CROOKS, K.R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.
- CUARÓN, A.D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rain forest mammals. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1574-1579, 2000.
- DINARDO-MIRANDA, L.L. O papel da retirada da palha no manejo da cigarrinha das raízes. **STAB - Açúcar, Álcool e Subprodutos**, Piracicaba, v. 20, p. 23-24, 2002.
- DINARDO-MIRANDA, L. L.; FERREIRA, J. M. G. Eficiência de inseticidas no controle da cigarrinha das raízes, *Mahanarva fimbriolata* (Stål) (Hemiptera: Cercopidae), em cana-de-açúcar. **STAB**, v. 22, p. 35-39, 2004.
- DINARDO-MIRANDA, L.L. Nematóides e pragas de solo em cana-de-açúcar. **Informações agrônômicas**, v. 110, n. 1, p. 25-32, 2005.
- FILHO, A. B.; ALMEIDA, J. E. M.; SANTOS, A. S.; MACHADO, L. A.; ALVES, S. B. Eficiência de isolados de *Metarhizium anisopliae* no controle de cigarrinha-da-raiz da cana-de-açúcar *Mahanarva fimbriolata* (Hom.:Cercopidae). **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 70, n. 3, p. 309-314, 2003.
- FREITAS, A. F.; LOUREIRO, E. S.; DE ALMEIDA, M. E. B.; PESSOA, L. G. A. Selection of *Metarhizium anisopliae* (Metsch.) Sorok.(Deuteromycotina: Hyphomycetes) isolates for the control of *Mahanarva fimbriolata* (Stal, 1854)(Hemiptera: Cercopidae) in sugarcane. **Arquivos do Instituto Biológico**, v.79, n. 2, p. 247-254, 2012.
- FRY, D.M. Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. **Environmental Health Perspectives**, v. 103, Suppl 7, p.165, 1995.
- GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R.; BATISTA, G. D.; BERTI FILHO, E.; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S.B.; VENDRAMIM, J. **Manual de entomologia agrícola**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1988, 649p.
- GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R.P.L.; BAPTISTA, G.C. DE; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S.B.; VENDRAMIM, J.D.; MARCHINI, L.C.; LOPES, J.R.S.; OMOTO, C. **Entomologia Agrícola**, Piracicaba, Fealq. 920p, 2002.

GEHRING, T.M.; SWIHART, R.K. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biological Conservation**, v. 109, p. 283-295, 2003.

GUAGLIUMI, P. Pragas da cana-de-açúcar no nordeste do Brasil. Rio de Janeiro: Instituto do Açúcar e do Alcool. **Coleção Canaviais**, 622p., 1972/73.

JACOB, C.R.O.; SOARES, H.M.; CARVALHO, S.M.; NOCELLI, R.C.F.; MALASPINA, O. Acute toxicity of fipronil to the stingless bee *Scaptotrigona postica* Latreille. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 1, n. 90(1), p. 69-72, 2013.

JACOB, C.R.O.; SOARES, H.M.; NOCELLI, R.C.F.; MALASPINA, O. Impact of fipronil on the mushroom bodies of the stingless bee *Scaptotrigona postica*. **Pest Management Science**, v. 1, n. 71(1), p. 114-22, 2015.

LAURANCE, W.F. Rain forest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, v. 69, p. 23-32, 1994.

LOURENÇO, C.T.; CARVALHO, S.M.; MALASPINA, O.; NOCELLI, R.C.F. Determination of fipronil LD50 for the Brazilian bee *Melipona scutellaris*. **Julius-Kühn-Archives**, v.2, n. 437, p. 174, 2012.

LOURENÇO, C.T.; CARVALHO, S.M.; MALASPINA, O.; NOCELLI, R.C.F. Oral toxicity of fipronil insecticide against the stingless bee *Melipona scutellaris* (Latreille, 1811). **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 1, n. 89(4), p. 921-4, 2012.

MACEDO, N.; MACEDO, D. As pragas de maior incidência nos canaviais e seus controles. **Visão agrícola**, v. 1, n. 1, p. 38-46, 2004.

MACEDO, N.; MACEDO, D.; CAMPOS, M.; NOVARETTI, W.; FERRAZ, L. C. B. Manejo de pragas e nematoides. **Cana-de-açúcar: bioenergia, açúcar e etanol. 2º ed. UFV, Viçosa-MG**. 2012.

MALCOLM, J. R. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: **Tropical Forest Remnants**. Chicago: University Chicago Press, 1997, p. 207-221.

MANICA, L.T.; TELLES, M.; DIAS, M.M. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 2, p. 243-54, 2010.

MILET-PINHEIRO, P; SCHLINDWEIN, C. Do euglossine males (Apidae, Euglossini) leave tropical rain Forest to collect ragrances in sugarcane monocultures? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 853-8, 2005.

MIRANDA, J.R.; MIRANDA, E.E.D.E. **Biodiversidade e Sistemas de Produção Orgânica: recomendações no caso da cana-de-açúcar**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 94 p., il. (Documentos, 27). 2004.

NAKANO, O.; ROMANO, F.C.B.; PESSINI, M.M.O. Broca do rizoma (*Migdolus* spp.) In: NAKANO, O, ROMANO, F.C.B., PESSINI, M.M.O. (Eds.). **Pragas de Solo**. Piracicaba, SP: ESALQ/USP, p. 25-35, 2001.

NAVA, D. E.; PINTO, A. de S.; SILVA, S.D. dos A. Controle biológico da broca da cana-de-açúcar. **Embrapa Clima Temperado, Documentos**, 2009.

OELKE, H. Limitations of estimating Bird Populations Because of Vegetation Structure and Composition. In: RALPH, C. J.; SCOTT, J. M. (Eds). **Estimating Numbers of Terrestrial Birds: Studies in Avian Biology**. Allen Press, Kansas, pp. 316-321. 1981.

- PEIXOTO, M. F.; BARBOSA, R. V.; FERNANDES, P. M.; AUGUSTO, R. B. S.; DE OLIVEIRA, R. R. C. Controle e perdas provocadas por *Mahanarva fimbriolata* (Stål) (Hemiptera: Cercopidae) em cana-de-açúcar. **Global Science and Technology**, v. 2, n. 1, p. 114-122, 2009.
- PENTEADO, M. **Distribuição e Abundância de Avifauna na Bacia Hidrográfica do Rio Passa Cinco**. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- PIRATELLI, A.; ANDRADE, V.A.; LIMAFILHO, M. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. **Iheringia**, Série Zoológica, v. 95, n. 2, p. 223-4, 2005.
- SANDOVAL, S. S.; SENÔ, K. C. A. Comportamento e controle da *Diatraea saccharalis* na cultura da cana-de-açúcar. **Nucleus**, v. 7, n. 1, p. 1-16, 2010.
- SANTOS, A.S. Doenças causadas por fungos e bactérias em cana-de-açúcar. **Instituto Biológico: Campinas**, 2008.
- SIQUEIRA, K.M.; KIILL, L.H.; MARTINS, C.F.; LEMOS, I.B.; MONTEIRO, S.P.; FEITOZA, E.D. Comparative study of pollination of *Mangifera indica* L. in conventional and organic crops in the region of the Submédio São Francisco valley. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 30, n. 2, p. 303-10, 2008.
- SOUZA, L.D.; CAMPOS, M.J. Composition and diversity of bees (Hymenoptera) attracted by Moericke traps in an agricultural area in Rio Claro, state of São Paulo, Brasil. **Iheringia**. Série Zoológica, v. 98, n. 2, p. 236-43, 2008.
- SOARES, H.M.; JACOB, C.R.; CARVALHO, S.M.; NOCELLI, R.C.F.; MALASPINA, O. Toxicity of imidacloprid to the stingless bee *Scaptotrigona postica* Latreille, 1807 (Hymenoptera: Apidae). **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 1, n. 94(6), p. 675-80, 2015.
- SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A.; LUCHINI, L.C.; de ANDRÉA, M.M. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Embrapa Meio Ambiente. Documentos. 2004.
- SUÁREZ-SEOANE, S.; OSBORNE, P. E.; BAUDRY, J. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. **Biological Conservation**, Essex, v. 105, n. 3, p. 333-344, 2002.
- TORRESAN F. **Caracterização da diversidade de espécies de aves em paisagens agrícolas: estudo de caso nas culturas de cana-de-açúcar, laranja, eucalipto e em pastagens**. Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos. 2010.
- VERDADE, L.M.; GHELER-COSTA, C.; PENTEADO, M.; DOTTA, G. The Impacts of Sugarcane Expansion on Wildlife in the State of São Paulo, Brazil. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, v. 2, p. 138-144, 2012, <http://dx.doi.org/10.4236/jsbs.2012.24020>.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent wood lots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.
- Walker, C.H. Neurotoxic pesticides and behavioural effects upon birds. **Ecotoxicology**, v. 1, n. 12(1-4), p. 307-16, 2003.
- ZOLLNER, PA. Comparing the landscape level perceptual abilities of Forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. **Landscape Ecology**, v. 15, p. 523-533, 2000.



# IMPACTO DA FERTIRRIGAÇÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR POR VINHAÇA NAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E HIDRÁULICAS DO SOLO

---

Miguel Alfaro Soto, Juliana Broggio Basso, Chang Hung Kiang

Devido à sua composição, a presença da vinhaça de cana *in natura* pode alterar as características do solo, promovendo modificações em suas propriedades físicas, químicas e hidráulicas. Algumas alterações das propriedades podem trazer benefícios à cultura devido a seu poder fertilizante, com resultados positivos na produtividade agrícola. No entanto, há aspectos negativos, não totalmente esclarecidos, que requerem mais estudos antes de possibilitar seu uso com total segurança.

Evidências a partir da literatura indicam que a vinhaça de cana pode modificar várias propriedades químicas do solo, tais como: pH do solo; potencial redox (Eh) da solução intersticial; teores de sais; concentração de matéria orgânica (Demanda Biológica de Oxigênio – DBO e Demanda Química de Oxigênio – DQO); capacidade de troca catiônica (CTC); concentração de metais tóxicos como cádmio, chumbo, cobre, cromo e níquel; concentração de amônia; entre outros. As implicações ao meio ambiente abrangem a salinização do solo e da água, assim como o aumento do risco à saúde humana (potencial carcinogênico). Outra questão em relação à contaminação do solo, ainda não relatada na literatura especializada, refere-se à prática comum do uso de antibióticos e antissépticos no processo fermentativo do mosto para criar um ambiente favorável ao desenvolvimento das leveduras e desfavorável aos microrganismos; tal prática pode trazer outros problemas de

contaminação ao solo por meio dos contaminantes emergentes. Alguns autores ainda relatam a presença de poluentes orgânicos, como cloro-fórmio, pentaclorofenol, fenol e cloreto de metileno, e compostos fenólicos, como os ácidos tânico e húmico, oriundos da matéria-prima.

Em relação às propriedades físicas do solo, as alterações são variadas. Dependendo do tipo de solo, a presença da vinhaça pode atuar como dispersante ou floculante de partículas, produzindo mudanças na estrutura, o que implica em variações (aparentes ou não) de diversos parâmetros, tais como: distribuição granulométrica, permeabilidade do solo, plasticidade, densidade, entre outros. As consequências ao meio ambiente, produzidas pelo desequilíbrio nas propriedades do solo, não somente envolvem problemas de contaminação (solos, águas subterrâneas e superficiais), mas também de interferência na dinâmica da água (escoamento superficial, evapotranspiração, infiltração), e até em suas propriedades mecânicas, como resistência e deformação de solos saturados ou não saturados.

## 6.1. EFEITOS DA VINHAÇA NAS PROPRIEDADES FÍSICAS DOS SOLOS

A vinhaça para fertirrigação é aplicada na superfície do solo (zona não saturada), promovendo o acréscimo de matéria orgânica e, conseqüentemente, a agregação das partículas do solo. Segundo Camargo et al. (1983), tal agregação pode resultar da excreção de mucilagens de micro-organismos durante a decomposição de compostos orgânicos existentes na vinhaça.

Rolling e Freire (1997) observaram modificação da distribuição de tamanho das partículas em solos arenoso e argiloso depois da aplicação de vinhaça em porcentagens de 12%, 16% e 20% da massa do solo. Porém, a agregação das partículas também sugere modificações na geometria dos poros e, conseqüentemente, nas propriedades físicas dos solos. Esses mesmos autores encontraram ainda variações dos limites de consistência do solo. No entanto, em contraste com essas afirmações, alguns estudos relatados na bibliografia especializada (CAMARGO et al., 1983; ANDRIOLI, 1986) afirmam que a aplicação da vinhaça não



modificou os parâmetros de densidade seca, porosidade total, macroporosidade e microporosidade do solo.

Estudos de Zolin et al. (2011) avaliaram as modificações da densidade do solo, densidade de partícula, porosidade total, armazenamento e disponibilidade de água para a cultura de cana-de-açúcar, entre outros fatores, pela aplicação de vinhaça ao longo dos anos em uma área experimental. A Figura 1 mostra as variações das densidades do solo e da partícula em um período de mais de 20 anos em um perfil de solo; os resultados mostram dispersão, sem revelar uma tendência esclarecedora.

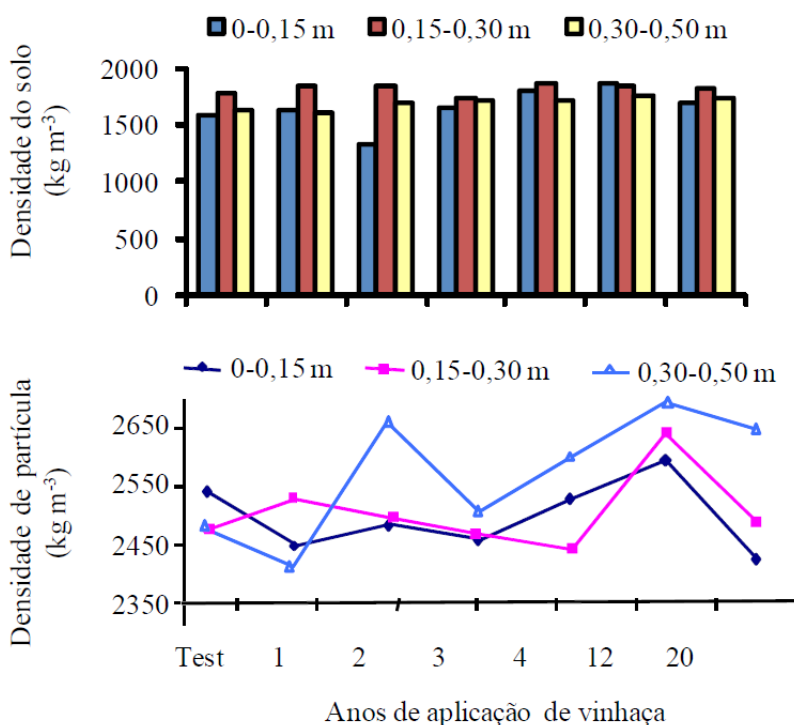


FIGURA 1. Variação da densidade do solo e das partículas ao longo dos anos. Fonte: Zolin et al. (2011).

Não existe consenso se a aplicação da vinhaça, com determinado teor orgânico e tempo de permanência, seja capaz de provocar efeitos

significativos nas propriedades físicas do solo. Cabe ressaltar que a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), em sua decisão de diretoria nº 045/2015/C, *Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola* (CETESB, 2015), não inclui qualquer recomendação relacionada às eventuais modificações das propriedades físicas do solo. Contudo, deve-se lembrar que as mudanças das propriedades físicas, sejam de grande magnitude ou não, podem gerar modificações nas propriedades mecânicas do solo, tais como resistência e deformação.

## 6.2. EFEITOS DA VINHAÇA NAS PROPRIEDADES HIDRÁULICAS DOS SOLOS

Desde os estudos de Hillel nos anos 1970, é sabido que a condutividade hidráulica em solos depende de diversos fatores, como textura, densidade, estruturação e composição da solução do solo, complexo de troca catiônica, atividade microbiana, presença de ar, entre outros. Assim, a presença de um fluido adicional como a vinhaça, embora miscível, pode trazer consequências na movimentação da solução água/vinhaça no meio poroso pela modificação de alguns desses parâmetros.

Contudo, ainda não há consenso sobre o comportamento da condutividade hidráulica após adição da vinhaça no solo. As pesquisas relacionadas a esses fenômenos têm utilizado solos em diferentes condições (alterados, inalterados, diferentes texturas e densidades, em laboratório e campo), sob diferentes dosagens e características de vinhaça, com resultados e conclusões, em alguns casos, conflitantes e de impossível generalização.

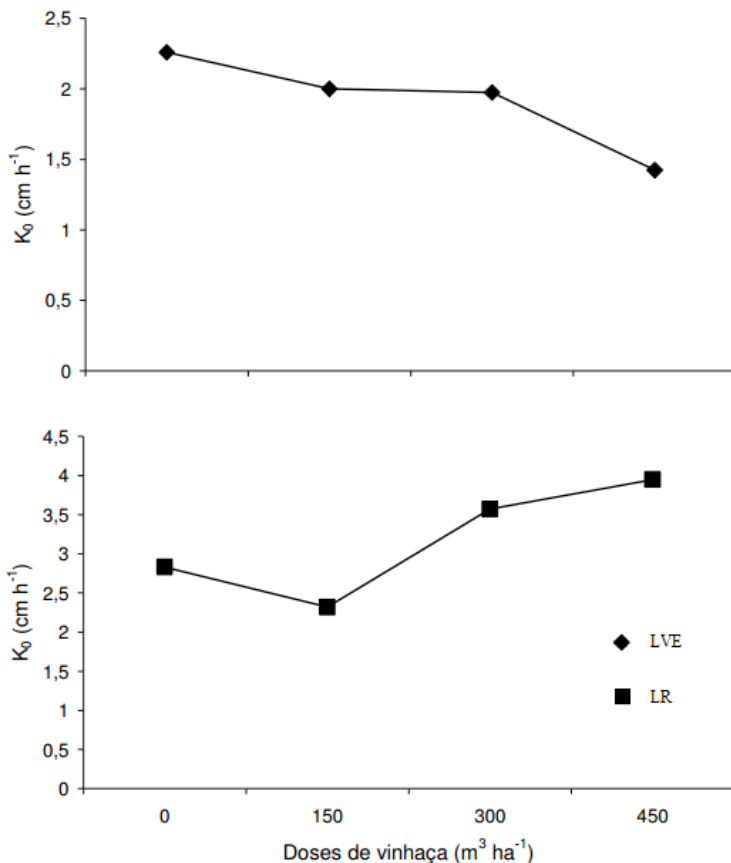
A partir de dados coletados na literatura especializada, pode-se observar que a adição de vinhaça pode exercer efeitos dispersantes e floculantes, a depender da textura do solo. A dualidade desse comportamento foi observada por alguns autores (RIBEIRO et al., 1983; UYEDA et al., 2013), mostrando que, em geral, o acréscimo da vinhaça em solos de textura média pode ocasionar o aumento da condutividade hidráulica saturada, enquanto que em solos de textura fina pode ocasionar o efeito contrário.

A Figura 2 mostra os resultados da condutividade hidráulica saturada *versus* dosagens de vinhaça em testes de colunas realizados em

laboratório por Uyeda et al. (2013); dependendo do tipo de solo, podem ocorrer variações decrescentes ou crescentes no comportamento da condutividade hidráulica com o aumento da dose de vinhaça. Segundo esses autores, o decréscimo da condutividade hidráulica foi observado em testes com latossolo vermelho escuro, indicando que o íon potássio, por ser um cátion monovalente como o sódio, permite a dispersão das partículas de argila nos poros do solo, entupindo a passagem de água e vinhaça. Outros estudos, como o de Bonini et al. (2014), mostraram decréscimo drástico – de cerca de 13 vezes o valor inicial – da condutividade hidráulica saturada em latossolo vermelho escuro.

O efeito da floculação ou dispersão da argila em latossolos depende da natureza da fração argilosa, da concentração de cátions presentes na vinhaça e da quantidade administrada no campo. Outros fatores químicos também influenciam na dispersão, como a valência e o raio hidratado dos cátions; segundo Ribeiro et al. (1983), a sequência quanto ao efeito da dispersão é a seguinte:  $K^+ > Mg^{2+} > Ca^{2+}$ .

Pouco se conhece sobre testes para determinação da função condutividade hidráulica em solos não saturados, porém, a partir dos resultados em solos saturados, presume-se que as maiores variações decorrentes da adição da vinhaça ocorram próximo da saturação, uma vez que os processos de floculação ou dispersão ocorrem na faixa dos macroporos. Lobato et al. (1998) realizaram testes em laboratório utilizando o método do perfil instantâneo em amostras compactadas de latossolo roxo distrófico. Os autores observaram que, para valores de umidade inferiores a  $0,30 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ , a condutividade hidráulica é praticamente nula, enquanto que, para a faixa úmida (superior a  $0,30 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ ), a diferença entre os valores de condutividade hidráulica, obtidos para os tratamentos com água e vinhaça, não foi expressiva, apesar de se notar uma tendência de valores maiores para o tratamento com água.



**FIGURA 2.** Resultados de condutividade hidráulica saturada (cm.h<sup>-1</sup>) versus doses de vinçosa (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) para latossolo vermelho escuro (LVE) e latossolo roxo (LR).  
Fonte: Uyeda et al. (2013).

A aparente aleatoriedade dos resultados da condutividade hidráulica saturada e não saturada pode estar relacionada à falta de padronização dos testes e à própria condutividade hidráulica, cujos resultados podem apresentar coeficientes de variação superiores a 200% (LEE, 1983) em testes de laboratório. Contudo, é importante levar em consideração a possibilidade de redução da condutividade hidráulica, o que pode conduzir à parcial impermeabilização do solo e trazer outros problemas para o cultivo e meio ambiente.

Em CETESB (2015 – nº045/2015/C) não são mencionados aspectos sobre eventuais modificações da condutividade hidráulica do solo, porém, indiretamente, o item 5.11 adverte sobre as alterações prejudiciais ao solo agrícola, recomendando que a aplicação de vinhaça seja suspensa, cabendo à CETESB comunicar o fato à Coordenadoria de Defesa Agropecuária, da Secretaria de Agricultura e Abastecimento, para os fins previstos na Lei Estadual nº 6.171, de 4 de julho de 1988, sem prejuízo de suas atribuições legais.

Vieira (1986) afirma que as quantidades de vinhaça utilizadas na fertirrigação não devem ultrapassar a capacidade de retenção de água do solo, uma vez que pode ocorrer a lixiviação de vários íons, principalmente do nitrato e do potássio, presentes em altas concentrações nesse resíduo, o que pode ocasionar a contaminação de águas subterrâneas.

### **6.3. EFEITOS DA VINHAÇA NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DOS SOLOS**

A vinhaça é um resíduo líquido com elevada turbidez e composição química variável, decorrente do tipo de matéria-prima (natureza e composição da cana-de-açúcar) e do processo de produção do álcool, que inclui o método de fermentação e os equipamentos de destilação. É classificada como resíduo sólido de classe II, ou seja, não inerte e não perigoso, com base em suas características físico-químicas (ABNT NBR 10400).

Os constituintes químicos predominantes na vinhaça são em geral: matéria orgânica na forma de ácidos orgânicos; íons – maiores concentrações de potássio, cálcio e magnésio, seguido por sais de sulfato, cloreto, fosfato (fósforo) e nitrato, e, em menor concentração, metais traço (Tabela 1). O pH normalmente é ácido, e a condutividade elétrica, bastante elevada; os teores de DBO e DQO são altos, em decorrência do elevado conteúdo de matéria orgânica. Esses constituintes, ao mesmo tempo em que acrescentam nutrientes ao solo, melhorando sua fertilidade, também podem causar desequilíbrio iônico na solução do solo, dependendo da concentração e do uso prolongado no solo.

**TABELA 1.** Características químicas da vinhaça

Caracterização da vinhaça	Unidade	Mínimo	Médio	Máximo
pH		3,50	4,15	4,90
Temperatura	°C	65	89	111
DBO	mg/L	6680	16950	75330
DQO	mg/L	9200	28450	97400
Sólidos totais	mg/L	10780	25155	38680
Sólidos suspensos totais	mg/L	260	3967	9500
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	1509	18420	33680
Nitrogênio	mg/L	90	357	885
Nitrogênio amoniacal	mg/L	1	11	65
Fósforo total	mg/L	18	60	188
Potássio total	mg/L	814	2035	3852
Cálcio	mg/L	71	515	1096
Magnésio	mg/L	97	226	456
Manganês	mg/L	1	5	12
Ferro	mg/L	2	25	200
Sódio	mg/L	8	52	220
Cloreto	mg/L	480	1219	2300
Sulfato	mg/L	790	1538	2800
Sulfito	mg/L	5	36	153

Fonte: Elia Neto; Nakahodo (1995).

Os estudos sobre os efeitos da vinhaça no solo abrangem, em geral: caracterização química de amostras de campo coletadas em áreas de cultivo de cana-de-açúcar, experimentos de incubação, ensaios de percolação em coluna com diferentes doses ou *in natura*, sendo raros os trabalhos com ensaios de difusão e ensaios de batelada. Verifica-se, ainda, que grande parte das pesquisas utiliza amostras da camada superficial dos solos (entre 20 cm e 40 cm), porção esta influenciada por fatores, tais como: contato direto da vinhaça com o solo, raízes e micro-organismos, temperatura, maior oxigenação etc.; por outro lado, poucos estudos abrangem o comportamento dos constituintes da vinhaça em camadas mais profundas do solo (superiores a 1 m).

De maneira geral, vários estudos afirmam que elevadas doses de vinhaça aplicadas aos solos contribuem para o aumento da capacidade de troca catiônica, da porcentagem de saturação de bases e para a elevação do índice de pH do solo, promovendo melhoria em sua fertilidade (SANTOS et al., 1981; BIANCHI et al., 2008; BARROS et al., 2010).

De acordo com a CETESB (2015), Decisão de Diretoria n. 045/2015/C, a vinhaça deverá ser caracterizada quanto os seguintes parâmetros (mg.L<sup>-1</sup>): pH; nitrogênio nitrato; nitrogênio nitrito; nitrogênio amoniacal; sódio; cálcio; potássio; sulfato; fósforo total e cloreto.

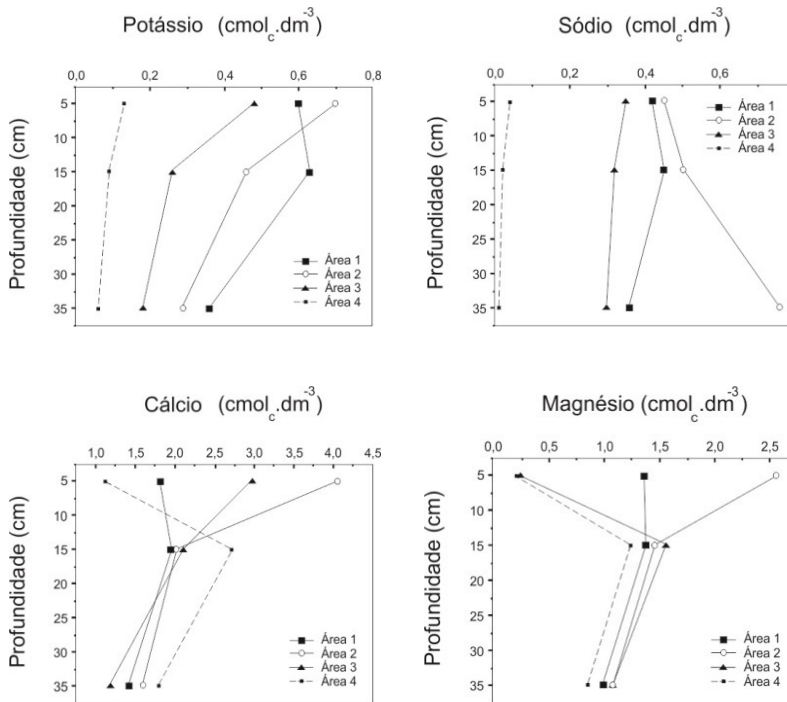
A vinhaça adicionada ao solo possui pH ácido (3,5 a 4,5) e elevada corrosividade devido ao ácido sulfúrico utilizado no tratamento do fermento para favorecer a ação de leveduras e impedir o desenvolvimento de bactérias. Entretanto, a alta concentração de matéria orgânica (DBO e DQO) na vinhaça atua neutralizando a acidez do solo, diminuindo os teores de prótons H<sup>+</sup> e de alumínio trocável (Al<sup>+3</sup>), por meio de reações de oxirredução da matéria orgânica, ocasionadas pela atividade microbiológica, o que resulta no aumento do pH do solo (CAMBUIM; CORDEIRO, 1986; CAMARGO et al., 1987; MATTIAZZO; GLORIA, 1987). Nesse processo, a temperatura é um fator importante que proporciona o aumento da atividade microbiológica e a elevação do pH. Reis e Rodella (2002) observaram, durante ensaio de incubação, que a vinhaça proporcionou valores de pH do solo significativamente maiores à temperatura de 30°C que a de 20°C.

Muitos autores consideram que a elevação do pH do solo é temporária, estando relacionada ao período de decomposição da matéria orgânica da vinhaça. Mudanças no pH do solo em função do tempo após a aplicação de vinhaça foram observadas em experimentos em colunas de solos; verificou-se diminuição do pH do percolado de vinhaça após 30 dias de incubação e elevação do pH após 60 dias, sugerindo que, no início, a matéria orgânica coloidal da vinhaça não teria sido decomposta e, posteriormente, sua decomposição teria ocasionado o aumento do pH do solo (BRITO et al., 2007; PEREIRA et al., 1992; ALMEIDA; 1952).

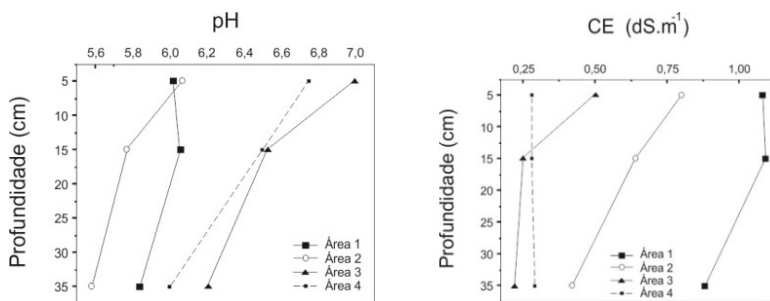
A acidificação do pH do solo foi observada por Basso et al. (2016) em ensaios de colunas em solos arenosos da Formação Rio Claro com percolação da vinhaça *in natura*; os experimentos foram iniciados com valores de pH do solo levemente ácidos (5,7), sendo percolado por água; após a adição de vinhaça, os valores de pH do efluente diminuíram ao longo do ensaio, até atingir valores próximos ao pH da vinhaça inicial (4,1). Segundo os autores, não houve biodegradação da matéria orgânica, possivelmente devido ao curto tempo de ensaio e às condições controladas de temperatura, em torno de 20°C.

A aplicação de níveis elevados de vinhaça tende a causar aumento na concentração salina do solo, atribuída à alta concentração de potássio e de outras bases trocáveis contidas no efluente (ORLANDO FILHO et al., 1983; BRITO et al., 2005). Além do acúmulo de sais no solo e da possível lixiviação desses sais para camadas inferiores, a maior quantidade de potássio na vinhaça em relação às outras bases pode promover um desbalanço desses nutrientes no solo, influenciando a absorção pelas plantas.

A Figura 3 mostra alterações físico-químicas e concentração de cátions associadas à profundidade e a diferentes períodos de fertirrigação de vinhaça (3 anos, 7 anos e 15 anos), segundo estudos de Bebe et al. (2009). De modo geral, as maiores mudanças ocorreram na camada superficial dos solos estudados (espodossolo – áreas 1 e 2, e argissolos – áreas 3 e 4); o incremento em Ca, Mg e K resultou no aumento da condutividade elétrica; ocorreu acréscimo de todos os íons estudados (Ca, Mg, Na e K) na camada superficial ( $\leq 0,20$  m) e redução da concentração desses íons com a profundidade.







**FIGURA 3.** Valores médios das variáveis (potássio, sódio, cálcio, magnésio, pH e condutividade elétrica) em função da profundidade para Área 1 (3 anos de aplicação de vinhaça), Área 2 (7 anos), Área 3 (15 anos) e Área 4 (sem aplicação de vinhaça).

Fonte: Bebe et al. (2009).

Em experimentos de laboratório realizados por Santos et al. (1981), foi observado o aumento da condutividade elétrica e do pH do solo (Tabela 2) com a aplicação de doses crescentes de vinhaça ao solo, ocorrendo acúmulo crescente de potássio na parte aérea e na raiz das plantas cultivadas no solo.

**TABELA 2.** Valores de pH e de condutividade elétrica do solo em função da aplicação de doses crescentes de vinhaça

Tratamentos m <sup>3</sup> /ha	pH do Solo		$\Delta$ pH	Condutividade elétrica
	Após aplicação da vinhaça	Após a colheita das plantas		CE <sub>e</sub> (mS/cm) a 25° C
0	5,82	5,97	-0,15	0,23
50	5,84	5,84	0,00	0,31
100	5,80	5,75	0,05	0,50
200	6,05	5,94	0,11	0,80
400	6,10	5,95	0,15	1,62
800	6,21	6,14	0,07	3,30
1600	6,81	6,50	0,31	1,95
D.M.S. 0,05 (Tukey)	0,19	0,15	-	0,70

Fonte: Santos et al. (1981).

As bases trocáveis – K, Ca, Na e Mg – envolvem os complexos de troca do solo, sendo influenciadas pela concentração da solução, textura e mineralogia do solo etc. A maior concentração do potássio na vinhaça, em relação aos outros íons, permite que esse cátion seja

preferencialmente adsorvido na superfície de argilominerais. Algumas teorias sustentam que o potássio em excesso desloca as bases do complexo de troca do solo, ocasionando baixa interação solo-soluto e a lixiviação dos cátions. A adsorção ocorre principalmente em argilominerais que apresentam cargas negativas, em função do desbalanceamento elétrico em sua superfície específica; porém, a capacidade de fixar e trocar cátions também ocorre em óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e manganê, e na matéria orgânica do solo. Outro fator envolvido na sorção e troca desses cátions são as forças de substituição; quanto maior as cargas elétricas, maior a força de atração, razão pela qual os cátions bivalentes ( $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ) são atraídos pela superfície da argila com maior força eletrostática que monovalentes ( $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ ), e os cátions de menor raio hidratado tendem a substituir os de maior raio hidratado.

Na Figura 4, tem-se representadas as concentrações de K, Ca e Mg para seis áreas com aplicação de vinhaça, estudadas por Paulino et al. (2011). Os autores verificaram elevada concentração de potássio na camada superficial do solo em todas as áreas estudadas, exceto naquelas com apenas 2 e 3 anos de aplicação de vinhaça; além disso, as áreas que receberam aplicações de vinhaça apresentaram maior teor de potássio em relação à área onde não houve aplicação. O cálcio apresentou as maiores concentrações em relação às outras bases e diminuiu com o passar do tempo.

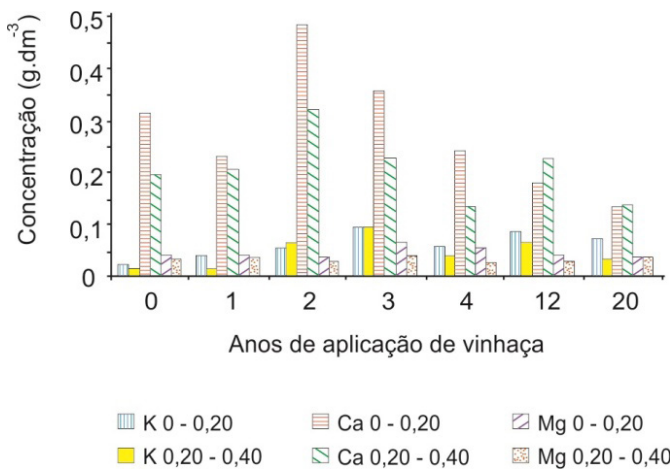


FIGURA 4. Concentração de K, Ca e Mg (g.dm<sup>-3</sup>), em duas profundidades (0 a 0,20 m e 0,20 m a 0,40 m), em função dos anos de aplicação de vinhaça. Fonte: Paulino et al. (2011).

Em geral, é comum avaliar o comportamento dos íons K, Ca, Na e Mg da vinhaça aplicada em diferentes tipos de solos. A obtenção dos parâmetros de transporte e retenção tem gerado muitas informações, porém, ensaios de laboratório são realizados em diferentes condições, o que muitas vezes torna difícil a comparação dos resultados e o entendimento geral do deslocamento desses cátions.

A determinação de parâmetros de retenção e de transporte de fluxo dos íons da vinhaça permite apontar a quantidade e os íons que serão adsorvidos pela zona não saturada e saturada, e que poderão comprometer a água subterrânea nos aquíferos.

O fator de retardamento,  $R_d$ , representa a capacidade de retenção de um solo em relação a determinadas espécies químicas. É definido pela razão entre a velocidade do fluido e a velocidade de transporte de um soluto reativo para o centro de massa (FREEZE; CHERRY, 1979), de forma que, para  $R_d < 1$ , tem-se um soluto reativo transportado a uma velocidade menor que a do solvente, e, para  $R_d \leq 1$ , têm-se um soluto não reativo.

De maneira geral, os estudos indicam baixa retenção dos íons K, Ca, Na e Mg da vinhaça aplicada em diferentes tipos de solos. Os baixos valores de  $R_d$  desses íons caracterizam baixa interação solo-soluto e forte deslocamento dos íons.

O potássio tem apresentado o maior valor de retardamento, principalmente devido à sua maior concentração em relação aos demais íons disponíveis na vinhaça. Textura, porosidade e densidade do solo são características que influenciam diretamente no deslocamento dos íons e na adsorção. A literatura nacional traz alguns valores de  $R_d$  ( $K^+$ : 2,17 a 1,39;  $Na^+$ : 2,03;  $Ca^{2+}$ : 1,98 a 1,11;  $Mg^{2+}$ : 1,49 a 0,85) obtidos em colunas de percolação para diferentes tipos de solos (LELIS NETO, 2008; MATOS et al., 2013; DA SILVA et al., 2012).

É importante observar que valores de fator de retardamento próximos a 1 podem estar relacionados ao deslocamento do cátion para a solução do solo, situação que caracteriza risco de aporte para as águas subterrâneas.

A CETESB (2015), Decisão de Diretoria nº 045/2015/C, entre seus critérios e procedimentos para aplicação de vinhaça no solo agrícola, considera que a concentração máxima de potássio disponível no solo

não poderá exceder 5% da capacidade de troca catiônica. Quando esse limite for atingido, a aplicação de vinhaça deverá se restringir à reposição desse nutriente em conformidade com a extração média ocasionada pela cultura de cana, que é de 185 kg  $K_2O$ /hectare. Entretanto, na maioria dos estados brasileiros, não existem critérios para utilização da vinhaça como fertilizante, podendo ocorrer situações de áreas com elevada saturação de potássio.

De acordo com o item 9.1.2 dos critérios estabelecidos pela CETESB (2015), a dosagem de aplicação de vinhaça deve considerar, dentre outros fatores, a concentração de potássio na vinhaça e a extração média desse elemento pela cultura, de modo a impedir o excesso desse elemento pelo acúmulo superficial de vinhaça. Ainda, a caracterização do solo é dividida em termos de qualidade ambiental e de fertilidade química para as áreas de aplicação de vinhaça.

A análise de fertilidade do solo deve utilizar amostras coletadas à profundidade de 0 a 0,80 m para determinação dos seguintes parâmetros ( $mmolc\ dm^{-3}$ ): alumínio trocável, cálcio, magnésio, sódio, acidez potencial, potássio, CTC, além de sulfato ( $mg\ dm^{-3}$ ), matéria orgânica ( $g\ dm^{-3}$ ), pH (adimensional, e saturação de bases (V %)). As análises devem ser avaliadas conforme o que determina a Resolução SMA nº 100, de 17 de outubro de 2013 (SÃO PAULO, 2013).

A caracterização de qualidade do solo, baseada nos valores orientadores para solo no estado de São Paul, relacionados na Decisão de Diretoria nº 045/2015/C/I de CETESB (2015), deve ser realizada a cada cinco anos nas áreas que recebem vinhaça, e uma vez antes da primeira aplicação em áreas que ainda não a receba. As concentrações de substâncias químicas de interesse no solo não podem ultrapassar os respectivos valores de prevenção – VP – nas áreas que já tenham recebido aplicação de vinhaça, devendo ser suspensa a aplicação se os valores dos elementos forem superiores.

Alguns trabalhos avançam na determinação da concentração adsorvid, por meio do coeficiente de distribuição ( $K_d$ ;  $cm^3.g^{-1}$ ), e na determinação do coeficiente de difusão efetiva ( $De$ ), utilizando a vinhaça como solução; entretanto, ainda se tem carência de parâmetros de sorção de cátions e metais da vinhaça. Nicochelli (2011) estudou a quantidade de potássio sorvido, utilizando modelos não lineares de sorção de

solução de vinhaça *in natura* em três tipos de solos. O estudo mostrou que a quantidade de potássio sorvida foi maior para a menor razão de solo: solução estudada (1:50); o estabelecimento do equilíbrio químico no processo de sorção do potássio dependeu do tempo de contato entre o solo e a solução, tendo ocorrido para o intervalo de 24 horas. Já os coeficientes de difusão efetiva do nitrato e do potássio foram determinados por Nascentes et al. (2011, a partir de ensaios de difusão utilizando vinhaça em um solo argiloso caulinitico. Os resultados demonstraram valores médios no reservatório-fonte, em função do tempo, da ordem de  $14 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{ano}$  para o  $\text{K}^+$ , com  $K_d = 1,18 \text{ cm}^3/\text{g}$ , e de  $3 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{ano}$  para o  $\text{NO}_3^-$  com  $K_d = 1,65 \text{ cm}^3/\text{g}$ .

Cloreto, sulfato, fosfato, nitrato e pequenas quantidades de bicarbonatos representam os principais ânions presentes na vinhaça. Nos solos, esses ânions podem ter dois tipos de comportamento, a depender das cargas na superfície das partículas. Caso ocorra predomínio de cargas elétricas negativas, os ânions não serão adsorvidos pela partícula coloidal do solo e, conseqüentemente, podem ser lixiviados para a água subterrânea. Solos em cuja composição predominam argilominerais 2:1 possuem cargas elétricas negativas permanentes. Em situações em que as cargas elétricas são variáveis, ou seja, modificam-se em função do pH do meio, esses ânions podem ser adsorvidos principalmente pelos óxidos de ferro e de alumínio.

Cargas elétricas variáveis são comuns em solos tropicais altamente intemperizados e representam mais de 70% da carga total em amostras da superfície de latossolos. Conforme Ribeiro et al. (2011), em solos ricos em óxidos de ferro e de alumínio, como os latossolos, a vinhaça proporciona alterações nas cargas superficiais dos colóides minerais do solo, com redução do PCZ (Ponto de Carga Zero) e aumento das cargas negativas nos argilominerais. A adsorção de fósforo pela aplicação de vinhaça torna as superfícies mais eletronegativas, reduzindo o PCZ da fração argila. Os autores verificaram, ainda, que a adsorção de fósforo foi reduzida devido à competição por sítios de adsorção a partir da adição de matéria orgânica da vinhaça, uma vez que compostos orgânicos negativamente carregados presentes na vinhaça podem competir pelos mesmos sítios de adsorção desse elemento. A maior capacidade de adsorção dos óxidos é atribuída aos seus altos valores de

PCZ, fazendo com que esses materiais desenvolvam cargas positivas, como, por exemplo, em condições de pH entre 5 e 6, como na maioria dos solos cultivados, favorecendo a adsorção dos compostos orgânicos. Em condições de pH 5,5, a espécie predominante do fósforo é o  $H_2PO_4^-$ .

A adsorção de cloreto em latossolos ou solos caulíníticos com soluções salinas, principalmente de KCl, é relatada por vários autores (LEITE et al., 2003; SHACKELFORD; REDMOND, 1995; BASSO; CHANG, 2011).

A matéria orgânica contida na vinhaça aplicada ao solo exerce grande influência sobre suas propriedades químicas, físicas e biológicas. A alta quantidade de matéria orgânica presente na vinhaça, quando incorporada ao solo, altera suas características químicas: aumento de pH; diminuição do potencial de oxirredução causada pelas reações de redução; aumento da capacidade de troca catiônica pela elevação de cargas negativas; e concentração de nitrogênio no solo.

Geralmente, a concentração de matéria orgânica da vinhaça é equivalente a uma DBO da ordem de  $25.000 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $45.000 \text{ mg.L}^{-1}$  e uma DQO de  $70.000 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $120.000 \text{ mg.L}^{-1}$  (LEAL et al., 2003). O emprego da vinhaça aumenta a população microbiana dos solos; entretanto, em contato com oxigênio, a maior parte da matéria orgânica é facilmente degradada por micro-organismos, podendo se transformar em húmus. A matéria orgânica oxidada, ou seja, aquela que está estabilizada ou humificada, libera diretamente ao solo os ácidos solúveis húmicos e fúlvicos.

A matéria orgânica também pode ser mineralizada, sendo que, além da liberação de  $CO_2$  durante o processo de decomposição, tem-se a formação de compostos minerais e orgânicos. Na vinhaça, o nitrogênio ocorre predominantemente na forma orgânica e posteriormente é mineralizado por processos biológicos no solo, transformando-se nos ânions nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ), cátion amônia ( $NH_4^+$ ), gás amônio ( $NH_3$ ) e nitrogênio molecular ( $N_2$ ).

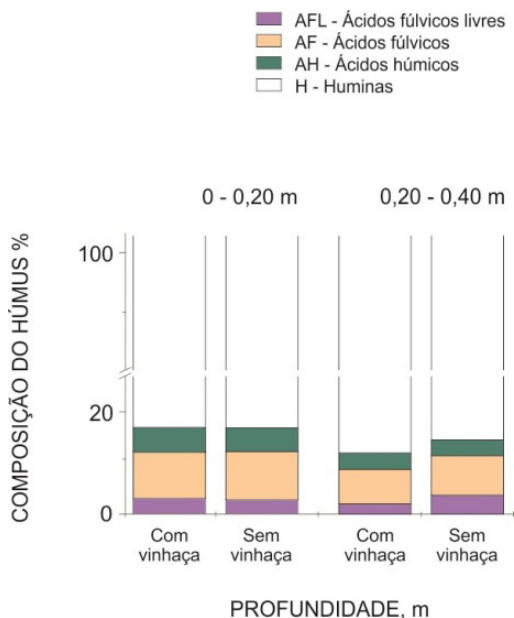
O nitrogênio pode ficar estável na forma de amônia, sendo retido nos sítios de troca das argilas 1:1 e 2:1 e matéria orgânica do solo, ou ser fixado por certos tipos de argila 2:1; ser convertido a nitrito ou nitrato por nitrificação; ser absorvido pelas plantas; ou ser utilizado (imobilizado) por organismos heterotróficos na decomposição de outros

resíduos orgânicos. Em condições aeróbicas, nas porções superiores da zona não saturada, o nitrato é preservado; em condições anaeróbicas, na porção inferior da zona não saturada, o nitrato é transformado pelo processo de desnitrificação. A presença de vinhaça afeta todos esses processos bioquímicos, como a mineralização e imobilização de nitrogênio, nitrificação e desnitrificação (AMARAL SOBRINHO et al., 1983; CAMARGO et al., 1984).

O aparecimento de cargas elétricas negativas e positivas na superfície da matéria orgânica depende do pH. Os ácidos húmicos contribuem para o aumento de cargas negativas na fase sólida do solo, de forma que o aumento do pH favorece o aparecimento de cargas negativas, e a diminuição do pH reduz a quantidade de cargas negativas.

Em geral, quando se adiciona material orgânico ao solo em condições aeróbicas, ocorre oxidação do carbono orgânico, que perde elétrons para o  $O_2$ , gerando o íon  $O_2^-$ , que apresenta forte característica básica, ou para o íon  $H^+$ , consumindo os íons geradores de acidez. Outra possível reação é a complexação entre o  $Al^{3+}$  e ânions orgânicos presentes na vinhaça. A multiplicação de micro-organismos e as transformações da matéria orgânica, principalmente do nitrogênio, pela redução do nitrato para nitrito, consome íons  $H^+$ , com consequente elevação do pH no solo (LEAL et al., 1983).

A Figura 5 mostra a correlação das frações orgânicas (frações humificadas do solo) em uma área composta por cambissolo e fertirrigada com vinhaça, por um período de 35 anos, nas camadas 0 m a 0,20 m e 0,20 m a 0,40 m, e em outra área sem vinhaça, estudada por CANELLAS et al. (2003). Os resultados revelaram correlação muito significativa entre a CTC efetiva e o teor de carbono orgânico oxidável do solo, indicando que parte da variação da CTC se deve à matéria orgânica. Também se verificou acréscimo nos teores de carbono do solo, na fração de ácidos fúlvicos da camada subsuperficial e, em menor escala, no teor de ácidos húmicos. Os teores de nitrogênio no solo não se alteraram, e a fração humificada residual aumentou em 35% com a adição de vinhaça. A maior parte do húmus nas amostras era composta por humina.



**FIGURA 5.** Distribuição percentual das frações humificadas da matéria orgânica do solo, com vinhaça e sem vinhaça, nas profundidades 0 a 20 cm e 20 cm a 40 cm.

Fonte: Canellas et al. (2003).

Estudos de Brito et al. (2007) e Brito e Rolim (2005) em colunas de três solos com texturas diferentes – nitossolo, argissolo e espodossolo – irrigadas com vinhaça indicaram que o tempo de incubação de 30 a 40 dias é suficiente para redução dos valores de DBO e DQO. Esses solos apresentaram elevado poder de retenção de DBO, com uma taxa de remoção após 30 dias de incubação de 99,9% no nitossolo, para dose de 350 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de vinhaça. A taxa de remoção de DBO está relacionada ao teor de argila, sendo mais eficiente o solo com maior teor de argila (nitossolo), seguido pelo argiloso e pelo solo arenoso (espodossolo).

Apesar da ocorrência de metais traço na vinhaça, a Decisão de Diretoria nº 045/2015/C de CETESB (2015), quanto aos critérios e procedimentos para sua aplicação em solo agrícola, não considera a análise de concentração de metais na solução. Para avaliação da qualidade ambiental do solo, a norma determina que amostras coletadas na profundidade entre 0 cm e 20 cm tenham os seguintes elementos analisados (mg kg<sup>-1</sup>): antimônio; arsênio; bário; cádmio; chumbo; cobalto;



cobre; cromo; mercúrio; molibdênio; níquel; selênio; zinco; Varredura de VOC; Varredura de SVOC.

Metais traço foram detectados em efluentes de usinas de destilarias de álcool por Wilkie et al. (2000). Especificamente, foram encontrados cromo, cobre, níquel e zinco em níveis significativo, em efluentes de várias destilarias. Enquanto alguns metais traço podem ser introduzidos pelas substâncias químicas usadas no processo de fabricação do etanol, a corrosão esperada da tubulação e dos tanques pode contribuir para a presença desses elementos nos efluentes.

Poucos trabalhos avaliando teores de metais traço em solos irrigados com vinhaça foram feitos. Estudos de Canellas et al. (2003), em áreas de cultivo de cana fertirrigada com vinhaça durante 35 anos, mostraram acréscimo significativo nos teores de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Mn}^{2+}$  na camada de solo entre 0 m e 0,20 m, e de  $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Fe}^3$ , na camada entre 0,20 m e 0,40 m de um cambissolo osílico-argiloso). Em área estudada por Ramalho e Sobrinho (2001), fertirrigada com vinhaça durante 10 anos, foram avaliados os teores totais de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn e constatou-se aumento na concentração de zinco nos dois tipos de solos estudados (cambissolo e Gley pouco húmico), além de significativos aumentos nas concentrações de P, Mn e Co na profundidade de 0 cm a 10 cm.

Experimentos realizados por Camilotti et al. (2007) avaliaram teores dos metais traço – Cd, Cr, Ni e Pb – aplicando doses de vinhaça em um latossolo (argilo-arenoso) durante 3 anos. Os autores verificaram que não ocorreu aumento dos metais traço nas diferentes camadas (0 m a 0,5 m) do solo, quando utilizadas doses de  $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  e  $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J.R. O problema da vinhaça em São Paulo. Piracicaba: Instituto Zimotécnico da ESALQ. 1952. 24p. (Boletim - IZ-ESALQ, 3).
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; LEAL, R.; ROSSIELLO, R.O.P. Desnitrificação e imobilização de nitrogênio em solo tratado com vinhaça. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 7, n. 3, p. 263-268, 1983.
- ANDRIOLI, I. Efeitos da vinhaça em algumas propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro textura média. Piracicaba: ESALQ, 1986. 85p. Tese Doutorado.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10.004: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BARROS, R. P.; VIÉGAS, P. R. A.; DA SILVA, T. L.; DE SOUZA, R. M.; BARBOSA, L.; VIÉGAS, R. A.; BARRETTO, M. C. V.; DE MELO, A. S. Alterações em Atributos Químicos de Solo Cultivado Com Cana-De-Açúcar e Adição de Vinhaça. e-ISSN 1983-4063 - www.agro.ufg.br/pat - **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 40, n. 3, p. 341-346, 2010.

BASSO, J.B.; CHANG, H.K. Coeficiente de Distribuição (Kd) de cobre, potássio e cloreto em Solos Residuais do Subgrupo Itararé no Estado de São Paulo. In: **II Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**, São Paulo, 2011.

BASSO, J. B.; ALFARO SOTO, M.A.; CHANG, H.K. Percolação de vinhaça através de coluna de solo arenoso da Formação Rio claro. **R. Bras. de Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 1, p. 52-65, 2017.

BEBÉ, F. V.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R.; SILVA, G. B.; OLIVEIRA, V. S. Avaliação de solos sob diferentes períodos de aplicação com vinhaça. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 78--787, 2009.

BIANCHI, S.R.; NOGUEIRA, A.R.A.; MOREIRA, A.; SOUZA, G.B.; MENEZES, E.A.; LOPES, W.V. Alterações nos atributos químicos de um latossolo vermelho amarelo distrófico com adição de vinhaça. In: **Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas**. Londrina. Fertbio, 2008.

BONINI, M. A.; SATO, L. M.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Alterações nos atributos químicos e físicos de um Latossolo Vermelho irrigado com água residuária e vinhaça. **Revista Biociências**, Taubaté, v. 20, n. 1, p. 56-63, jan. 2014.

BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Teores de potássio e sódio no lixiviado e em solos após a aplicação de vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 5--56, 2005.

BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; DA SILVA J. A. A.; PEDROSA, E. M. R. Qualidade do percolado de solos que receberam vinhaça em diferentes doses e tempo de incubação. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 31--323, 2007.

CAMARGO, O.A.; BERTON, R.S.; GERALDI, R.N.; VALADARES, J.M.A.S. Alterações de características químicas em um Latossolo Roxo distrófico incubado com resíduo de indústria de álcool açucareira. **Bragantia**, vol. 43, p.:125-139, 1984.

CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S.; BERTON, R. S.; TEÓFILO SOBRINHO, J.; MENK, J. R. F. Alteração de características químicas de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico pela aplicação de vinhaça. Campinas: **Instituto Agrônomo**, 1987. 23p. Boletim n.9.

CAMARGO O.A.; VALADARES J.M.A.S.; GERALDI R.N. Características físicas e químicas de solo que recebeu vinhaça por longo tempo. Campinas: **Instituto Agrônomo**, 1983. 30p. (Boletim Técnico, 76).

CAMBUIM, F. A.; CORDEIRO, D. A. Ação de vinhaça sobre pH, acidez total e acumulação de nutrientes em solo arenoso. **STAB**, Ribeirão Preto, v. 4, p. 23-30, 1986.

CAMILOTTI, F.; MARQUES, M.O.; ANDRIOLI, I.; SILVA, A. R.; TASSO JUNIOR, L. C.; NOBILE, F. O. Acúmulo de metais pesados em cana-de-açúcar mediante a aplicação de lodo de esgoto e vinhaça. **Revista de Eng. Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 284-293. 2007.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 935-944, 2003.

CETESB. Norma P 4.231: Vinhaça e Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo. CETESB, Decisão de diretoria Nº 045/2015/C, de 12 de fevereiro de 2015.

SILVA, N. F.; LELIS NETO, J. A.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F.N.; MIRANDA, J. H.; COELHO, R. D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. **Irriga**, Botucatu Edição especial, p. 340-350, 2012.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. **Groundwater**. Englewood Cliff. Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 1979.

FREIRE, W. J.; CORTEZ, L.B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba-RS. Livraria e Editora Agropecuária, 2000.

ELIA NETO, A.; NAKAHODO, T. Caracterização físico-química da vinhaça. Projeto nº 9500278. Relatório Técnico da Seção de Tecnologia de Tratamento de Águas do Centro de Tecnologia Copersucar, Piracicaba, 1995. 26p.

LEAL, J.R.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; ROSSIELLO, R.O.P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, n. 1, p.257-261, 1983.

LEAL, G. I.; CHIRINOS, E.; LEAL, M.; MORÁN, H. Characterization physicochemical of vinasse of *Agave cocui* and your possible use agroindustrial. **Multiciências**, v. 3, p. 83-88, 2003.

LEE, I,K.; WHITE, W.E.; INGLES, O.G. **Geotechnical Engineering**.USA, Pitman Publishing INC., Cap 2, 1983, 508 p.

LELIS NETO, J. A. Monitoramento dos componentes químicos da vinhaça aplicados em diferentes tipos de solo. 2008. 89 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, 2008.

LEITE, A.L., PARAGUASSÚ, A.B., ROWE, R.K. Sorption of Cd<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, F<sup>-</sup> and Cl<sup>-</sup> on some tropical soils. **Canadian Geotechnical Journal/Rev. Can. Geotech.**, v. 40, n. 3, p. 629-642, 2003.

LOBATO, E.J.V.; LIBARDI, P.L.; CAMARGO, O.A. Condutividade hidráulica de amostras remoldadas de um latossolo roxo distrófico tratado com água/vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 181-188, 1998.

MATOS, A.T.; GARIGLIO, H. A. DE A.; MONACO, P.A.V. L. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, p.74--749, 2013.

MATTIAZO, M.E., GLORIA, N.A. Effect of vinasse on soil acidity. **Water Science and Technology**. Great Britain, v. 19, p. 1293-1296, 1987.

NASCENTES, R., AZEVEDO, I.C.D.; JESUS, S. C.; TIBANA, S.; GUIMARAES, L. M.; PORTELINHA, F. H. M. Coeficiente de difusão de nitrato e potássio em solo fertirrigado com vinhaça. **Geotecnia** (Lisboa), v. 117, p. 43-69, 2011.

NICOCELLI, L. M. Sorção ao potássio de diferentes materiais submetidos à aplicação de vinhaça 2011. 82 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Universidade Federal de Mato Grosso. Mato Grosso, MG, 2011.

ORLANDO FILHO, J.; SILVA, G.M.A.; LEME, E.J.A. Utilização agrícola dos resíduos da agricultura canavieira. In: **Nutrição e Adubação de Cana-de-açúcar no Brasil**. Piracicaba, Sepreg-Planalsucar, p. 227-264, 1983.

PAULINO, J.; ZOLIN, C. A.; BERTONHA, A.; FREITAS, P. S. L.; FOLEGATTI, M. V. Estudo exploratório do uso da vinhaça ao longo do tempo. II. Características da cana-de-açúcar. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 24--249, 2011.

PEREIRA, J.,P; ALVARENGA, E.M; TOSTES, R.P; FONTES, L.E.F. Efeito da adição de diferentes dosagens de vinhaça a um latossolo vermelho-amarelo distrófico na germinação e vigor de sementes de milho. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 14, n. 2, p. 147-150, 1992.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n. 1, p.120-129, 2001.

REIS, T.C.; RODELLA, A. A. Cinética de degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 619-626, 2002.

RIBEIRO, B.T.; LIMA, J. M.; CURI, N.; OLIVEIRA, G. C.; LIMA, P. L. T. Cargas superficiais da Fração argila de solos influenciadas pela vinhaça e fósforo. **Quim. Nova**, v. 34, n. 1, p. 5-10, 2011.

RIBEIRO, A. C.; NOVAIS, R. F.; BAHIA FILHO, A. F. C. Efeitos da vinhaça sobre a dispersão de argila de amostras de Latossolos. **Revista Ceres**, v. 30, n. 167, p. 12-18, 1983.

SANTOS G.; ROSSIELLO R. O. P.; FERNANDES M.; GRADY P. C. O. Efeitos da vinhaça sobre o pH do solo, a germinação e o acúmulo de potássio em milho. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 16, n. 4, p. 489-493, 1981.

SHACKELFORD, C.D.; REDMOND, P. L. Solute breakthrough curves for processed kaolin at low flow rates. **Journal of Geotechnical Engineering Division**, American Society of Civil Engineers, v. 121, n. 1, p. 17-32, 1995.

UYEDA, C.A.; MIRANDA, J.H.; DUARTE, S.N.; MEDEIROS, P.R.F.; DIAS, C.T.S. Avaliação dos efeitos da aplicação de vinhaça em caraterísticas físicoquímicas de diferentes solos. **Engenharia Agrícola**, vol. 33, p: 1-10. 2013.

WILKIE, A. C.; RIEDESEL, K. J.; OWENS, J. M. Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 19, n. 2, p. 63-102, 2000.

## DIVERSIDADE DA FAUNA EDÁFICA EM CULTIVOS DE CANA-DE-AÇÚCAR

---

Luiza Paine Saad, Márcia Tiemi Iwasaki, Nathalia Sampaio da Silva,  
Débora Rodrigues de Souza-Campana, Odair Correa Bueno,  
Maria Santina de Castro Morini

O Brasil possui a maior biodiversidade do planeta, e os organismos do solo são um importante componente dessa diversidade. A fauna edáfica atua em diversos compartimentos mantendo processos ecológicos fundamentais para a estrutura e morfologia do solo. Muitos invertebrados alteram as populações e atividades de micro-organismos que são responsáveis pelos processos de mineralização e umidificação, influenciando o ciclo e incorporação da matéria orgânica nas diferentes camadas do solo. Essa fauna está intimamente associada aos recursos oferecidos pelo sistema solo-serapilheira; difere em tamanho e metabolismo e é responsável por diversas funções ecológicas. Neste capítulo, foi analisada a fauna de invertebrados que forrageia na palha, na superfície do solo e abaixo do solo em cultivos de cana-de-açúcar irrigados ou não com vinhaça. Os resultados mostram que os grupos mais abundantes são Acari, Collembola e Hymenoptera, o que é similar a outros ecossistemas naturais e agrícolas. O manejo com vinhaça não influencia a abundância dos grupos funcionais. A palha, independentemente do manejo aplicado ao cultivo, é o estrato que apresenta o maior número de invertebrados, especialmente ácaros e colêmbolos.

## 7.1. FAUNA EDÁFICA

O solo consiste de camadas ou horizontes de variadas espessuras, com propriedades morfológicas, físicas, químicas, mineralógicas e biológicas próprias (BIRKELAND, 1974). É formado por fases aquosa, sólida e gasosa (LANGMUIR, 1997; LUCHESE et al., 2001) e possui diversas comunidades de animais intimamente inter-relacionadas que modificam suas propriedades, tornando o sistema dinâmico. É o único ambiente que tem essa associação de elementos, constituindo uma matriz tridimensional (KORASAKI et al., 2013), onde se encontra a maior parte da biodiversidade da Terra (MOREIRA et al., 2008).

A fauna denominada edáfica possui um importante papel na provisão dos serviços ecossistêmicos, pois atua em diferentes processos que ocorrem no solo, como ciclagem de nutrientes, aeração e controle da cadeia trófica (BARROS et al., 2004). Essa fauna difere em tamanho, metabolismo, comportamentos e estratégias de forrageamento (alimentação e escavação). Embora seja importante, a fauna edáfica é pouco valorizada em programas de manejo (BROWN et al., 2015).

Muitos componentes da fauna edáfica são invertebrados (Figura 1), especialmente artrópodes, que vivem permanentemente ou passam algumas fases de desenvolvimento no solo, serapilheira ou no sistema solo-serapilheira (AQUINO; CORREIA, 2005; BARETTA et al., 2011). Parte desses animais é detritívora, e esse hábito favorece a permanência e desempenho dos micro-organismos que atuam nos processos de mineralização e humificação e, conseqüentemente, na ciclagem de matéria orgânica que melhora as propriedades físico-químicas do solo (DECAËNS et al., 2003).

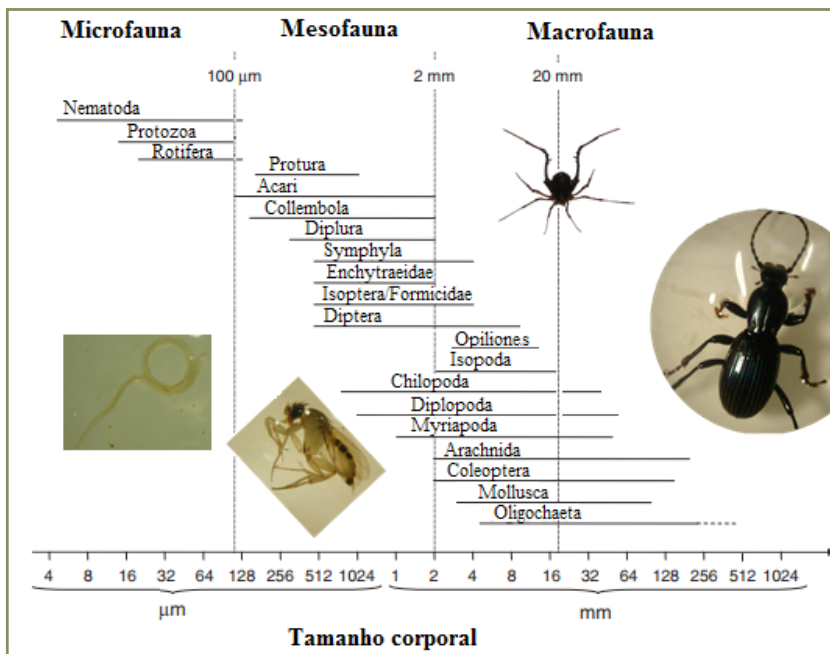


FIGURA 1. Representação dos principais grupos taxonômicos da fauna edáfica baseada no tamanho corporal. Fonte: Modificado de Melo (2009) e Decaëns (2010).

A diversidade da fauna edáfica e de seus grupos funcionais está diretamente associada aos recursos oferecidos pela cobertura vegetal e micro-habitats no sistema solo-serapilheira. É classificada em micro, meso e macrofauna (Figura 1), e seu monitoramento é usado para medir a qualidade do solo sob diferentes práticas de manejo (CORREIA; OLIVEIRA, 2000; SILVA et al., 2006), o que é fundamental para um sistema produtivo.

O Brasil possui 20% da biodiversidade (LEWINSOHN; PRADO, 2002) do planeta, e a fauna do solo, descrita a seguir, é um importante componente dessa biodiversidade (BROWN et al., 2015).

- Microfauna – composta por organismos que variam de 4 a 100 µm de tamanho corporal, como Protozoa e Nematoda, que influenciam indiretamente a ciclagem de nutrientes ao regular as populações de fungos e bactérias. Essa fauna atua

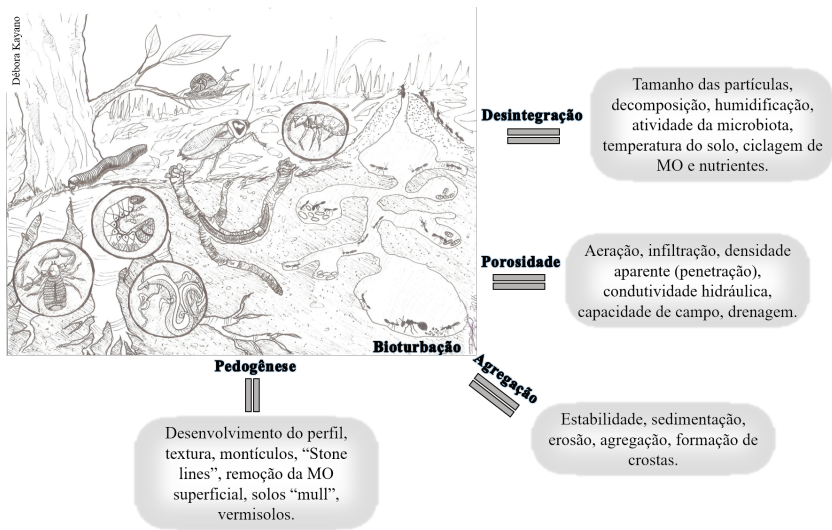
na modificação funcional e estrutural do solo (SEASTED; CROSSLEY, 1984; LAVELLE, 1996) e também pode ser presa em potencial para diversos animais em diferentes etapas de seu desenvolvimento (WARDLE; LAVELLE, 1997; ZEPPELLINI FILHO; BELLINI, 2004). Segundo Young e Crawford (2004), um grama de solo fértil possui  $10^4$  de protozoários e  $10^4$  de nematoides.

- Mesofauna – composta por invertebrados que variam de 100  $\mu\text{m}$  a 2 mm de tamanho corporal, como Acari, Collembola, Chilopoda, Diplopoda, Diptera, Diplura, Isoptera, Protura, Symphyla e Oligochaeta (Ex.: Enchytraenidae), dentre outros invertebrados que se movimentam no solo e na interface solo-serapilheira (PETERSEN; LUXTON, 1982); em parte são responsáveis por controlar as populações de micro-organismos edáficos, e muitos são predados por outros animais (DECAËNS, 2010). Segundo Swift et al. (1979), a contribuição dessa fauna é insignificante na fragmentação do resíduo vegetal.
- Macrofauna – composta por animais de tamanho corporal entre 2 a 20 mm, que vivem no solo na fase adulta ou imatura (PETERSEN; LUXTON, 1982), como Arachnida, Annelida, Blattaria, Chilopoda, Diplopoda, Coleoptera, Diptera, Formicidae, Isopoda, Lepidoptera, Hemiptera e Orthoptera, dentre outros. Esses invertebrados apresentam grande mobilidade nos interstícios do solo, são importantes no transporte de materiais orgânicos, contribuem diretamente na estruturação da matriz edáfica, pois, ao construírem estruturas biogênicas (túneis, canais, câmaras, coprólitos e ninhos), modificam as propriedades físico-químicas do solo que influenciam diretamente a distribuição de nutrientes para as plantas (KORASAKI et al., 2013). Dentre as atividades tróficas dessa fauna, destaca-se a fragmentação de resíduos vegetais (SWIFT et al., 1979; MOÇO et al., 2005), que muitas vezes é realizada de maneira associada entre os organismos, promovendo uma ação sinérgica no processo de decomposição. Assim, esses invertebrados são conhecidos como “engenheiros”, sendo usados como indicadores da qualidade do solo (LAVELLE, 1996; SILVA et



al., 2007; AQUINO et al., 2008). Essa fauna é a mais afetada pelas práticas agrícolas (EGGLETON et al., 2005), o que prejudica diversos serviços ecossistêmicos, especialmente o controle natural de pragas que é efetuado, em parte, por Arachnida e Formicidae (OFFENBERG, 2015).

Muitas vezes a fauna edáfica é classificada em grupos funcionais (Tabela 1), devido à riqueza dos táxons e número reduzido de taxonomistas para a identificação. O conceito de grupo funcional é usado para facilitar a (1) descrição das comunidades da fauna do solo (BROWN et al., 2015); (2) a compreensão de suas funções (Figura 2); e (3) a complexidade de suas comunidades (JOUQUET et al., 2014). Assim, o monitoramento da fauna edáfica é importante para programas de manejo que visem a proteção da estrutura do solo e aumento de produtividade do sistema agrícola.



**FIGURA 2.** Efeitos das atividades da fauna edáfica. A imagem mostra a representação de alguns táxons que fazem parte do processo de bioturbação, como Acari, Coleoptera, Collembola, Formicidae e Oligochaeta, além de parte do ciclo de vida (larvas) de muitos invertebrados. MO = matéria orgânica. "Stones lines" = depósitos de vertentes associados à morfogênese mecânica, que controlam a erosão no solo. Solos "mull" = solos com menor acumulação de matéria orgânica. (Adaptado de BROWN et al., 2015).

**TABELA 1.** Classificação da fauna registrada no solo em grupos funcionais de acordo com a literatura.

Categoria Taxonômica		Grupos funcionais	Autores	
Annelida	Oligochaeta	Detritívoro, geófago, engenheiro de ecossistema, transformador de serapilheira, decompositor	Brown et al. (2001); Merlim (2005); Moço et al. (2005); Swift et al. (2010); Korasaki et al. (2013).	
	Araneae	Predador	Brown et al. (2001); Merlim (2005); Moço et al. (2005).	
	Blattaria	Fitófago, onívoro, detritívoro, transformador de serapilheira	Brown et al. (2001); Moço et al. (2005); Swift et al. (2010).	
	Chilopoda	Predador	Merlim (2005); Moço et al. (2005).	
	Coleoptera	Fitófago, detritívoro, rizófago, predador, parasita, transformador de serapilheira	Brown et al. (2001); Moço et al. (2005); Swift et al. (2010); Korasaki et al. (2013).	
	Collembola	Decompositores/saprófago	Zeppelini Filho e Bellini (2004); Moço et al. (2005).	
	Dermaptera	Fitófago, onívoro, predador, transformador de serapilheira	Brown et al. (2001); Merlim (2005); Swift et al. (2010).	
	Arthropoda	Diplopoda	Detritívoro, transformador de serapilheira, decompositor	Brown et al. (2001); Merlim (2005); Moço et al. (2005); Swift et al. (2010).
		Diplura	Saprófago, predador	Merlim (2005); Moço et al. (2005).
		Diptera	Transformador de serapilheira, detritívoro, predador, parasita	Brown et al. (2001); Swift et al. (2010).
		Escorpiones	Predador	Brown et al. (2001); Moço et al. (2005).
		Hemiptera	Sem funcionalidade conhecida; não edáfico	Correia et al. (1995).
		Homoptera	Herbívoro	Merlim (2005).
Hymenoptera (Formicidae)		Fitófago, onívoro, detritívoro, rizófagos, engenheiro de ecossistema, controlador de pragas	Brown et al. (2001); Moço et al. (2005); Korasaki et al. (2013).	
Isopoda		Detritívoro, xilófago, húmido, geófago, ceifador, fungívoro, decompositor	Brown et al. (2001); Merlim (2005); Korasaki et al. (2013).	

<b>Categoria Taxonômica</b>	<b>Grupos funcionais</b>	<b>Autores</b>	
Arthropoda	Isoptera	Fitófago, detritívoro, geófago, rizófago, engenheiro de ecossistema, transformador de serapilheira	Brown et al. (2001); Swift et al. (2010).
	Lepidoptera	Fitófago, praga	Brown et al. (2001); Swift et al. (2010).
	Neuroptera	Predador	Brown et al. (2001).
	Opiliones	Predador	Brown et al. (2001).
	Orthoptera	Fitófago, onívoro, detritívoro, rizófago	Brown et al. (2001); Swift et al. (2010).
	Pseudoescorpiones	Predador	Moço et al. (2005).
	Psocoptera	Saprófago, decompositor	Merlim (2005); Moço et al. (2005).
	Symphyla	Saprófago, decompositor	Merlim (2005); Moço et al. (2005).
	Thysanoptera	Predador, saprófago, herbívoro	Merlim (2005); Moço et al. (2005).
	Trichoptera	Sem funcionalidade conhecida; não edáfico	Correia et al. (1995).
Mollusca	Fitófago, detritívoro, transformador de serapilheira	Brown et al. (2001); Swift et al. (2010).	

## 7.2. FAUNA EDÁFICA EM CULTIVOS DE CANA-DE-AÇÚCAR

Os efeitos da conversão do ecossistema natural em agrícola sobre a fauna edáfica dependem do sistema de plantio (convencional ou direto), do tipo de manejo, da diversidade e rotação de culturas, dos insumos utilizados, das condições de conservação do ambiente de entorno e das condições edafoclimáticas locais (AQUINO et al., 2008). Fatores como lavração, exposição ao sol e uso de adubos químicos afetam diretamente a fauna edáfica (PRIMAVESI, 1999; AQUINO; CORREIA, 2005), que pode ser usada como bioindicadora da qualidade do solo por ser sensível a mudanças no ambiente (MARÇAL, 2009; VELÁSQUES et al., 2012). Dentre os indicadores ecológicos, tem-se Oligochaeta, Coleoptera (larva e adulto), Chilopoda, Diplopoda, Isoptera, Formicidae, Isopoda e Arachnida (LAVELLE; SPAIN, 2001),

que ocupam todos os níveis tróficos na cadeia alimentar do solo e afetam a produção primária (ODUM, 1989).

Cultivos extensivos e manejo convencional com o uso de arados, grades pesadas e subsoladores (CEDDIA et al., 1999; SOUZA et al., 2005), como é caso da cana-de-açúcar, afetam vários grupos taxonômicos, pois influenciam a agregação dos componentes do solo e reduzem a atividade biológica (SILVA et al., 2007). Relatos na literatura mostram que cultivos de cana-de-açúcar possuem baixa diversidade edáfica, mas que aumenta quando a palha é mantida sobre o solo (ABREU et al., 2014). Coleoptera, Diptera e Hymenoptera (principalmente formigas) são os táxons mais frequentes, de acordo com a comparação de dados disponíveis na literatura. Em relação à abundância, tem-se os mesmos táxons, exceto Diptera, que é substituído por Araneae (Figura 3).

Muitos animais que forrageiam e nidificam no solo atuam como controladores naturais de pragas; e isso também ocorre em cultivos de cana-de-açúcar. Formigas e outros invertebrados podem preda pragas da cana, como: 1. *Mahanarva fimbriolata*, que, dependendo dos níveis populacionais, ocasiona perdas significativas de 15 toneladas de cana/ha.ano em média, além da redução de 1,5% no teor de açúcar; 2. *Migdolus fryanus*, que ocasiona redução de 30 t/ha.ano nas áreas infestadas; e 3. *Sphenophorus levis*, que causa prejuízos de 20 a 23 t/ha.ano nas áreas infestadas (ARRIGONI; ALMEIDA, 2007).

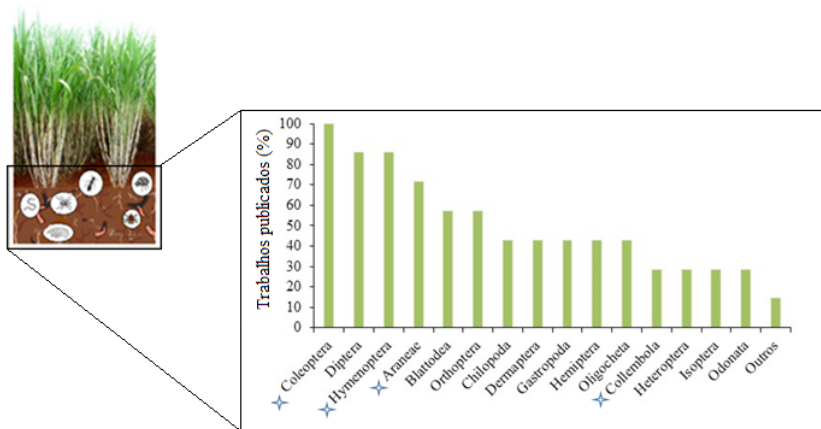


FIGURA 3. Invertebrados registrados em cultivos de cana-de-açúcar de acordo com trabalhos elaborados no Brasil a partir de 2005. Grupos destacados (↗) são os mais abundantes.

### 7.3. FAUNA EDÁFICA EM CULTIVOS DE CANA-DE-AÇÚCAR COM PALHA E FERTIRRIGADOS COM VINHAÇA

A colheita mecanizada da cana-de-açúcar está cada vez mais presente nos sistemas de produção, formando uma cobertura de palha sobre o solo (Capítulo 2). O acúmulo de palha nos cultivos está relacionado ao manejo conservacionista, pois proporciona ambiente favorável à recuperação ou manutenção das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (BARETTA et al., 2006). A palha protege o solo da erosão e radiação solar, diminui a taxa de evaporação da água do solo, aumenta a quantidade de magnésio e potássio e diminui a de alumínio; além disso, possibilita a redução da quantidade de herbicida utilizado (URQUIAGA et al., 1991).

Ao proteger o solo, a palha permite a criação de microclimas variados e aumenta o valor nutricional, favorecendo o desenvolvimento de comunidade biológica associada à decomposição da matéria orgânica (CARVALHO, 2011; BENAZZI et al., 2013). A ação de decompositores permite a presença de outros organismos, como protozoários e nematódeos e, conseqüentemente, favorece a interação da fauna edáfica como um todo. Em cultivos de cana-de-açúcar onde a palha é mantida, nota-se a presença especialmente de colêmbolos (PASQUALIN et al., 2012), pois são hexápodes que se alimentam de matéria orgânica em decomposição (ZPELLINI FILHO; BELLINI, 2004). Outro tipo de manejo muito usado atualmente é a fertirrigação com vinhaça (Capítulo 2).

Neste capítulo, estão sendo apresentados os resultados da análise de 14 cultivos de cana-de-açúcar com palha (10 cm em média de profundidade) e fertirrigados com vinhaça. Expedições de coleta foram realizadas em áreas pertencentes aos municípios de Analândia (S 22° 06' 15,3"; O 47° 45' 42", 804 m de altitude), Araras (S 22° 19' 44,7"; O 47° 24' 09,8", 700 m), Corumbataí (S 22° 14' 34,1"; O 47° 41' 07,9", 815 m), Ipeúna (S 22° 27' 31,1"; O 47° 41' 10,3", 611 m), Leme (S 22° 11' 21"; O 47° 23' 53", 208 m), Pirassununga (S 21° 56' 42,5"; O 47° 19' 49,6", 598 m) e Rio Claro (S 22° 24' 28"; O 47° 34' 11", 592 m). O clima da região é do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e úmidos e invernos frios e secos (CARDOSO-LEITE et al., 2004).

Em sete cultivos, a vinhaça foi aplicada por dispersão após cada ciclo de corte. Esse procedimento tem sido efetuado nos últimos dez

anos nas áreas de estudo. Nos demais cultivos, a vinhaça não foi aplicada. As coletas foram realizadas em outubro de 2013, junho e outubro de 2014. As áreas de cana-de-açúcar (cana soca) tinham cinco meses quando as coletas foram efetuadas. Como a composição da vinhaça varia de acordo com o tipo de processamento (SILVA et al., 2007; NETO, 2008), foram escolhidas áreas fertirrigadas com esse produto oriundo de uma mesma usina. Para ambos os tratamentos (com e sem aplicação de vinhaça), foram aplicados Regent® (princípio ativo: fipronil), para controle de cupim, e herbicida (princípio ativo: atrazina).

Em cada área de coleta, foram distribuídos 20 “pitfalls” equidistantes, ao longo de um transecto linear de 200 m, para a coleta de invertebrados que forrageiam sobre o solo; as armadilhas permaneceram no campo por 48 horas. Em um transecto paralelo, a cada 20 m, 1 kg de solo (excluindo a palha e a camada superficial) foi coletado com uma cavadeira manual até a profundidade de 20 cm para análise da fauna que forrageia no solo; esse material foi colocado em funis de Berlese-Tüllgren modificados, onde permaneceu por 120 horas. A palha foi coletada nesse mesmo transecto e transferida para funis de Berlese-Tüllgren modificados. Esse desenho amostral também pode ser verificado no Capítulo 8.

Assim, os invertebrados que forrageiam na superfície e interstícios do solo e na palha foram quantificados e separados em grupos taxonômicos de acordo com Gullan e Cranston (2008) e Triplehorn e Johnson (2011). Independentemente do táxon, os imaturos foram reunidos em um único grupo.

Foi coletado um total de 70.771 indivíduos, distribuídos em 24 táxons, além de imaturos pertencentes a diversos grupos. Nos cultivos sem vinhaça, foram coletados 38.358 espécimes, enquanto que, naqueles com vinhaça, 32.413. Independentemente do manejo do cultivo, Acari, Collembola e Hymenoptera foram os táxons mais abundantes (Tabela 2). Moço et al. (2005), usando solo com diferentes coberturas vegetais, também registraram estes táxons como sendo os mais abundantes. Entretanto, quando se analisa diferentes inventários realizados em cultivos cana-de-açúcar, apenas Collembola e Hymenoptera aparecem entre os mais abundantes (Figura 3). Collembola é um grupo de reconhecida importância ecológica, conforme descrito no Capítulo 10.

A palha foi o estrato com o maior número de indivíduos (Figura 4) devido, provavelmente, a permanência de resíduos vegetais sobre o solo. Esse material orgânico contribui para a disponibilidade de micro-hábitats, favorecendo a colonização por diversos grupos de invertebrados (SILVA; MENDONÇA, 2007). Mas a fauna edáfica não é influenciada pela fertirrigação, pois não foi constatada diferença significativa na abundância de invertebrados que forrageia na palha quando o cultivo recebe ou não vinhaça. O mesmo foi observado em relação à abundância da fauna edáfica que forrageia sobre e nos interstícios do solo (Figura 5). Essa fauna é constituída especialmente de invertebrados classificados como mesofauna e possui funções ecológicas associadas a diferentes processos, revolvimento do solo, incorporação da matéria orgânica e até mesmo de controle biológico (MELO et al., 2009). Os táxons mais abundantes registrados neste trabalho fazem parte dessa fauna e são dominantes em diferentes ecossistemas (MOÇO et al., 2005).

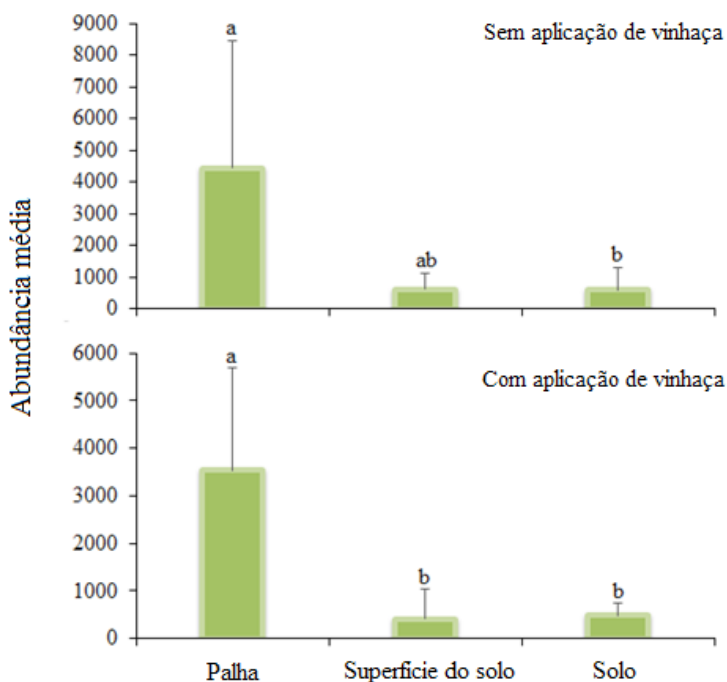


FIGURA 4. Comparação da abundância média da fauna edáfica entre os estratos de cultivos de cana-de-açúcar. Letras iguais: não significativo de acordo com o teste de Kruskal-Wallis (teste à posteriori de Dunn).

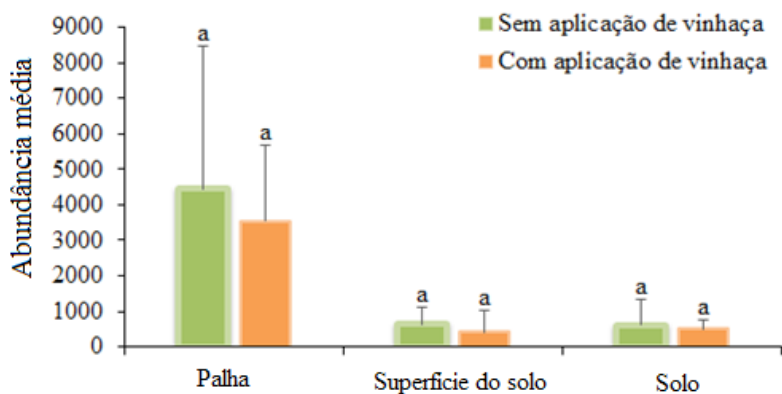
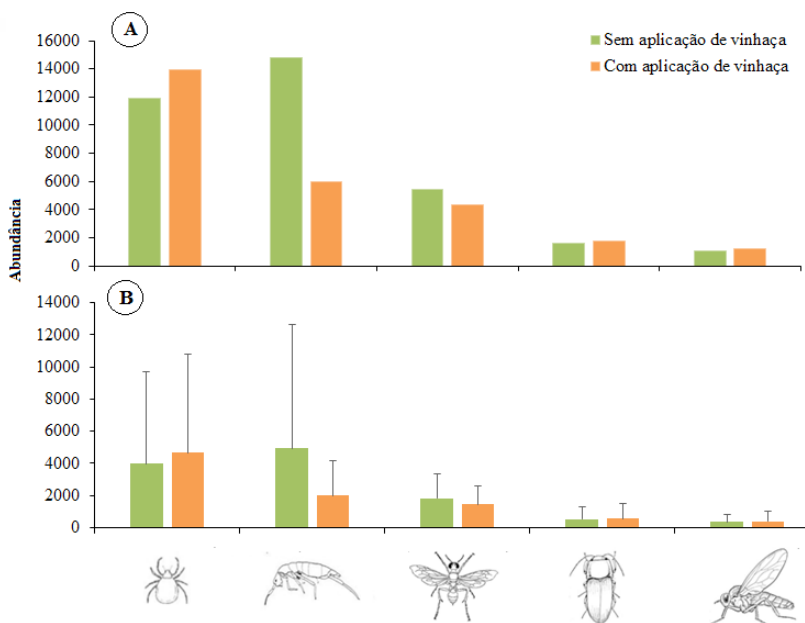


FIGURA 5. Comparação da abundância média da fauna edáfica entre os cultivos, de acordo com o estrato. Letras iguais: não significativo de acordo com o teste de Mann-Whitney.

Neste trabalho, os ácaros foram os mais abundantes, e sua população não aumenta quando o cultivo é fertirrigado (Figura 6). Os ácaros são pouco contabilizados em inventários realizados em cultivos de cana-de-açúcar no Brasil, sendo categorizados muitas vezes como “outros” (Figura 3). Nos sistemas agrícolas, ácaros predadores são importantes, pois controlam a população de outros artrópodes. Pesquisadores do Instituto Biológico desenvolvem trabalhos com esse objetivo, e os resultados foram apresentados no 14º Congresso de Iniciação Científica em Ciências Agrárias, Biológicas e Ambientais – CICAM – 2016.





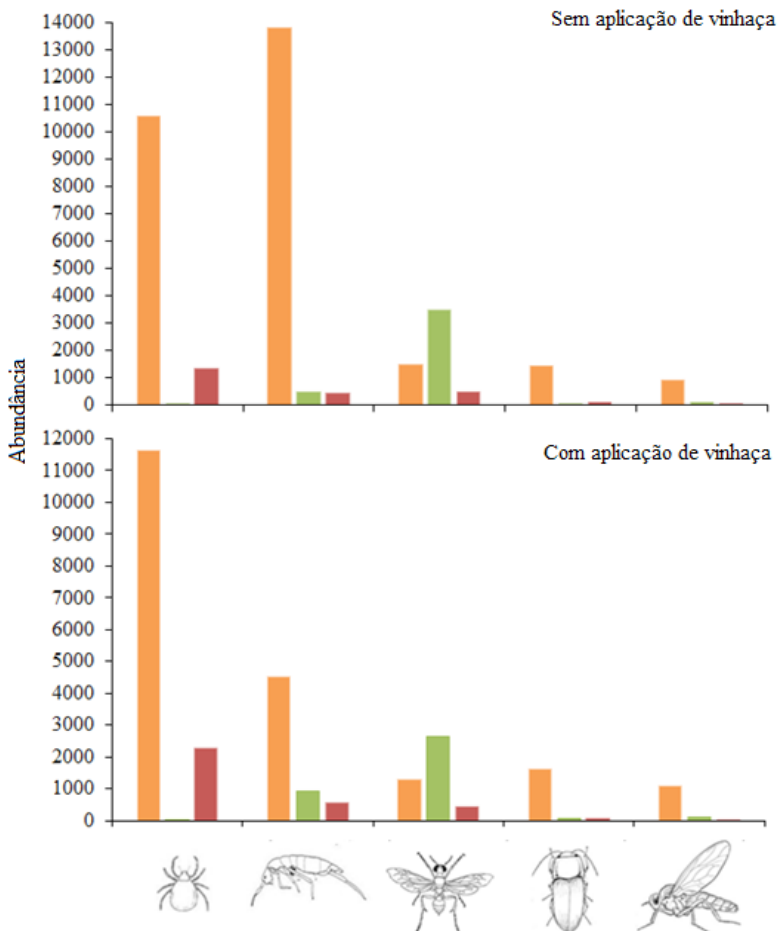
**FIGURA 6.** Táxons mais abundantes de acordo com o cultivo de cana-de-açúcar, independentemente do estrato. **A.** Abundância total; **B.** Abundância média. Da esquerda para a direita: Acari, Collembola, Hymenoptera, Coleoptera e Diptera.

Collembola é igualmente abundante nos cultivos independentemente do manejo, especialmente na palha (Figura 7). Juntamente com fungos e bactérias, esses hexápodes são responsáveis pela microfragmentação da matéria orgânica e enriquecimento da maior parte do solo, mesmo nos sistemas agrícolas (ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004; SALAMON et al., 2008). São sensíveis ao estresse ambiental, principalmente em relação à acidez e composição química, podendo servir como importantes indicadores da qualidade do solo (SAUTTER et al., 1994).

A abundância desse grupo pode estar relacionada à presença de cobertura do solo, matéria orgânica em decomposição, sistemas radiculares e umidade (LANGMAACK et al., 2001); e também à presença de poluentes encontrados nos solos agrícolas, pois estudos sobre a densidade de colêmbolos são usados como indicadores de áreas degradadas e

solos contaminados por defensivos agrícolas. Alguns pesticidas causam um aumento rápido e repentino das populações de determinadas espécies desse grupo; muitas são resistentes a metais pesados e outros poluentes e conseguem sobreviver em ambientes onde seus predadores e competidores foram eliminados (ZEPPELLINI FILHO; BELLINI, 2004).

Neste trabalho, Hymenoptera foi mais abundante na superfície do solo; mas, de uma maneira geral, cultivos com palha possuem mais espécimes deste táxon (PORTILHO et al., 2011); mas a fertirrigação com vinhaça não tem relação com essa abundância (Figura 7). Dentre os Hymenoptera, a maioria pertence à família Formicidae, o que corrobora diversos estudos sobre a fauna que forrageia em solos com diferentes coberturas (MOÇO et al., 2005; MELO et al., 2009; MOÇO et al., 2009). A fertirrigação com vinhaça também não proporciona aumento na abundância de formigas e riqueza das comunidades (veja Capítulo 8).



**FIGURA 7.** Táxons mais abundantes nos diferentes estratos de cultivos de cana-de-açúcar. Da esquerda para a direita: Acari, Collembola, Hymenoptera, Coleoptera e Diptera. Legenda: palha; superfície do solo; solo.

O uso de vinhaça afeta diversas propriedades físico-químicas que são importantes para a fauna edáfica, o que pode influenciar suas comunidades (PASQUALIN et al., 2012). Mas, neste trabalho, não foi constatada influência da vinhaça sobre a abundância e número de táxons (24 táxons + imaturos para cada tipo de cultivo). No geral, foi

observado que a vinhaça favorece a abundância de alguns táxons; mas esse resultado não é uma novidade, pois cada técnica de manejo aplicada ao solo afeta os grupos de maneira particular.

Um dos objetivos da fertirrigação com vinhaça é o aumento da matéria orgânica no solo, o que contribui para a produtividade do cultivo (SILVA et al., 2014). Isoptera e Blattaria, pelo fato de serem sensíveis à menor disponibilidade de matéria orgânica, tendem a desaparecer de acordo com o manejo agrícola (MOREIRA et al., 2008). Assim, a baixa abundância desses táxons no presente trabalho demonstra que a quantidade de matéria orgânica não deve estar sendo adequada.

Os demais grupos de organismos da macrofauna do solo, como Araneae, Coleoptera, Diptera, Hemiptera e Orthoptera, foram pouco abundantes, independentemente do tipo de manejo do cultivo. Mas, apesar desse resultado, a abundância de Araneae, especialmente na superfície do solo, provavelmente, está sendo influenciada pela fertirrigação com vinhaça (Tabela 2). A atividade predadora desse táxon é uma importante ferramenta no controle de pragas, o que contribui positivamente com a produtividade das culturas (CORREIA; OLIVEIRA, 2005).

Os grupos funcionais mais frequentes e abundantes foram os detritívoros e predadores, independentemente de o cultivo ser fertirrigado ou não com vinhaça (Tabela 3). Esses grupos são fundamentais para a ciclagem de nutrientes no sistema edáfico e para o controle natural de pragas.

**TABELA 2.** Abundância relativa e total da fauna edáfica em diferentes substratos de cultivos de cana-de-açúcar.

Táxons	Sem aplicação de vinhaça			Com aplicação de vinhaça		
	palha	superfície do solo	solo	palha	superfície do solo	solo
Acari	34,03	0,59	45,81	47,02	0,88	65,78
Annelida	-	-	0,59	-	-	0,12
Araneae	0,83	0,84	1,76	0,90	2,56	0,17
Blattaria	0,01	0,02	0,07	0,06	-	-
Chilopoda	0,14	0,02	0,03	0,13	-	0,03
Coleoptera	4,56	1,67	2,77	6,50	1,85	1,31
Collembola	44,49	11,36	14,98	18,18	21,91	16,59
Dermaptera	0,15	0,09	0,69	0,70	0,02	-
Diplopoda	0,04	0,07	0,03	0,05	0,09	0,03
Diptera	2,90	2,35	2,11	4,44	2,49	0,06
Gastropoda	0,02	-	-	-	-	-
Hemiptera	0,35	0,34	0,31	0,59	0,62	0,03
Homoptera	-	0,02	0,10	-	0,07	-
Hymenoptera	4,74	79,22	16,47	5,28	62,56	12,14
Isopoda	-	-	0,10	0,41	0,05	-
Isoptera	-	-	0,21	0,01	-	0,03
Lepidoptera	0,03	-	0,17	0,03	-	-
Nematoda	0,02	-	0,45	0,00	-	0,44
Oligochaeta	0,01	-	0,07	0,02	-	-
Opiliones	-	-	-	0,00	0,02	-
Orthoptera	0,01	0,75	0,03	0,02	0,74	-
Protura	-	-	0,69	-	-	0,03
Pseudoescorpiones	-	-	0,03	0,01	-	-
Psocoptera	0,79	0,02	0,24	0,64	0,21	-
Thysanoptera	0,69	0,05	1,25	1,38	-	0,49
Imaturos	6,19	2,58	11,00	13,64	5,93	2,76
<b>Abundância total</b>	<b>31.085</b>	<b>4.383</b>	<b>2.890</b>	<b>24.754</b>	<b>4.217</b>	<b>3.442</b>

**TABELA 3.** Grupos funcionais de acordo com os tratamentos nos cultivos de cana-de-açúcar.

Táxon	Grupo Funcional*	Abundância	
		Sem vinhaça	Com vinhaça
Acari	Detritívoros/hematófagos	11.929	13.940
Annelida	Detritívoros /decompositores	17	4
Araneae	Predadores/parasitas	347	337
Blattaria	Fitófagos/pragas	6	14
Chilopoda	Predadores/parasitas	45	32
Coleoptera	Fitófagos/pragas/predadores/ parasitas	1.569	1.732
Collembola	Detritívoros/decompositores	14.761	5.995
Dermaptera	Fitófago/pragas/predadores/ parasitas	72	174
Diplopoda	Detritívoros /decompositores	17	17
Diptera	Detritívoros /decompositores/ predadores/parasitas	1.065	1.207
Hemiptera	Não edáficos/sem funcionalidade conhecida	134	174
Homoptera	Não edáficos/sem funcionalidade conhecida	4	3
Hymenoptera	Fitófagos/pragas/detritívoros / decompositores/predadores	5.422	4.364
Isopoda	Detritívoros /decompositores	3	104
Isoptera	Detritívoros/decompositores	7	3
Lepidoptera	Fitófagos/pragas	13	7
Nematoda	Ciclagem de nutrientes	20	15
Oligochaeta	Detritívoros/decompositores	4	4
Opilliones	Predadores/parasitas	-	1
Orthoptera	Detritívoros/decompositores/ fitófagos/pragas	36	35
Protura	Controle de micro-organismos	20	1
Pseudoescorpiones	Predadores/parasitas	1	3
Psocoptera	Detritívoros/decompositores	255	167
Thysanoptera	Predadores/parasitas	251	359

\* Os grupos funcionais foram denominados de acordo com os autores que constam na Tabela 1.

## 7.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil tem se mantido como o maior produtor mundial de cana-de-açúcar e derivados; assim, a responsabilidade e necessidade de implementar políticas de racionalidade nas práticas de uso e manejo agrícola são imensas. A compreensão das modificações nas propriedades edáficas, em virtude do cultivo prolongado da cana-de-açúcar, pode ser uma ferramenta útil para fornecer dados para uma produção sustentável no decorrer do tempo. Alternativas sustentáveis, como a aplicação da vinhaça, que é um resíduo da produção sucroalcooleira, e a colheita da cana-de-açúcar sem a queima da palhada, são manejos importantes que apresentam como objetivo a produtividade e preservação ambiental. Entretanto, monitoramentos são necessários para que se saiba como esses manejos influenciam a fauna edáfica ao longo do tempo e, assim, traçar estratégias visando o uso correto do solo.

*Conhecer as comunidades da fauna edáfica é um requisito essencial na busca por um adequado e sustentável manejo do solo que, além de conservar a biodiversidade, também possibilita ações importantes desses organismos no ecossistema. Sabendo-se que cada organismo pode ter uma influência distinta sobre os processos edáficos e a produtividade vegetal, sua abundância ou biomassa pode alcançar patamares importantes, tanto positivos quanto negativos...* (BROWN et al., 2001; 2015).

## REFERÊNCIAS

- ABREU, R.R.L.; LIMA, S.S.; OLIVEIRA, N.C.R.; LEITE, L.F.C. Fauna edáfica sob diferentes níveis de palhada em cultivo de cana-de-açúcar. **Pesqui. Agropec. Trop.**, v. 44, n. 4, p. 409-416, 2014.
- AQUINO, A.M.; CORREIA, M.E.F. **Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005. 52p.
- AQUINO, A.M.; CORREIA, M.E.F.; ALVES, M.V. Biodiversidade da macrofauna edáfica no Brasil. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.; BRUSSAARD, L. (Orgs.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008, p. 143-170.
- AQUINO, A.M. et al. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 44, p. 191-197, 2008.

- ARRIGONI, E.B.; ALMEIDA, L.C. Defensivos (pesticidas e outros). In: MACEDO, L.C. (Org.). **A energia da cana-de-açúcar: doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e a sua sustentabilidade**. São Paulo: Berlendis & Vertecchia: UNICA – União da Agroindústria Canavieira do Estado de São Paulo, 2005. 235p.
- BARETTA, D.; MAFRA, A. L.; SANTOS, J. C. P.; AMARANTE, C. V. T.; BERTOL, I. Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 41, p. 1675-1679, 2006.
- BARETTA, D. et al. Fauna edáfica e qualidade do solo. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011. p. 119-170.
- BARROS, M. D. F.; FONTES, M. P.; ALVEREZ, V.; VICTOR, H.; RUIZ, H. A. Recuperação de solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil. **Rev. Bras. Eng. Agric. e Ambient.**, v. 8, n. 1, p. 59-64, 2004.
- BENAZZI, E. S.; BIANCHI, M. O.; CORREIRA, M. E. F.; LIMA, E.; ZONTA, E. Impactos dos métodos de colheita da cana-de-açúcar sobre a macrofauna do solo em área de produção no Espírito Santo – Brasil. **Semin. Cien. Agric.**, v. 34, n. 6, 2013.
- BIRKELAND, P. W. **Weathering, and Geomorphological Research**. London: Oxford. University Press. Pedology, 1974. 285p.
- BROWN, G.G. et al. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica em los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zool. Mex.**: Nueva Série, Xalapa, n. especial, p. 79-110, 2001.
- BROWN, G.G. et al. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L.M. et al. (Orgs.). **Serviços ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. p. 122-154.
- CARDOSO-LEITE, E. et al. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de Mata Ciliar, em Rio Claro/SP, como subsídio à recuperação da área. **Rev. Instit. Flor.**, v. 16, n. 1, p. 31-41, 2004.
- CARVALHO, P.N. **Valoração das externalidades negativas do ciclo de vida do etanol – o caso da queima da palha da cana-de-açúcar**. 2011. 163f. Dissertação (Mestrado em Planejamento energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2011.
- CEDDIA, M.B. et al. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar e alterações nas propriedades físicas de um solo Podzólico Amarelo no Estado do Espírito Santo. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 34, p. 1467-1473, 1999.
- CORREIA, M.E.F.; FARIA, S.M.; CAMPELLO, E.F.; FRANCO, A.A. Organização da comunidade de macroartrópodos edáficos em plantios de eucalipto e leguminosas arbóreas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25, Viçosa, 1995. Anais. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 1995. p. 442-444.
- CORREIA, M.E.F.; OLIVEIRA, L.C.M. **Fauna de Solo: Aspectos gerais e metodológicos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000. 46p.
- CORREIA, M.E.F.; OLIVEIRA, L.C.M. Importância da fauna de solo para a ciclagem de nutrientes. In: **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. p. 77-99.
- DECAËNS, T. Macroecological patterns in soil communities. **Global Ecol. Biogeogr.**, v. 19, p. 287-302, 2010.



- DECAËNS, T. et al. Impacto del uso de la tierra em la macrofauna del suelo de los Llanos Orientales de Colombia. 2003. 439f. In: JIMÉNEZ, J. J.; THOMAS, R.J. El arado natural: **Las comunidades de macroinvertebrados del suelo em las sabanas neotropicales de Colombia**. Cali: Centro Internacional de Agricultura Tropical, 2003.
- EGGLETON, P. et al. Assemblages of soil macrofauna across a Scottish land-use intensification gradient: influences of habitat quality, heterogeneity and area. **J. Appl. Ecol.**, v. 42, n. 6, p. 1153-1164, 2005.
- GULLAN, P.J.; CRANSTON, P.S. **Os insetos: um resumo de entomologia**. 3. ed. São Paulo: Roca, 2008. 440 p.
- JOUQUET, P.; BLANCHART, E.; CAPOWIEZ, Y. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. **Appl. Soil Ecol.**, v. 73, n. 1, p. 34-40, 2014.
- KORASAKI, V.; MORAIS, J.W.; BRAGA, R.F. Macrofauna. In: MOREIRA, F.M.S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R. **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras: Editora da UFLA, 2013. p. 79-128.
- LANGMAACK, M.; SCHRADER, S.; HELMING, K. Effect of mesofaunal activity on the rehabilitation of sealed surfaces. **Appl. Soil Ecol.**, v. 16, p. 121-130, 2001.
- LANGMUIR, D. **Aqueous environmental geochemistry**. New York, Printice-Hall, 1997. 600p.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biol. Int.**, n. 33, p. 3-16, 1996.
- LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. **Soil Ecology**. Dordrecht: KluwerAcademic, 2001, 654p.
- LEWINSOHN, T.; PRADO, P.I. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo: Editora Contexto. 2002. 176p.
- LUCHESE, E.B.; FAVERO, L.O.B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo**. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 2001. 182p.
- MARÇAL, C.T. **Efeitos da cultura de cana-de-açúcar e seu manejo (uso de vinhaça e método de colheita) sobre a mesofauna do solo**. 2009. 124f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná. Paraná.
- MELO, F.V. et al. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. In: **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2009. v. 34, p. 39-43.
- MERLIM, A. O. **Macrofauna edáfica em ecossistemas preservados e degradados de Araucária no Parque Estadual de Campos do Jordão - SP**. 2005. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- MOÇO, M.K.S et al. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Agroforest System**, v. 76, p. 127-138, 2009.
- MOÇO, M.K.S et al. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, v. 29, p. 555-564, 2005.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.; BRUSSAARD, L. **Biodiversidade do solo em Ecossistemas Brasileiros**. Lavras: Editora UFLA, 2008. 768 p.

NETO, J.A.L. **Monitoramento de componentes químicos da vinhaça aplicados em diferentes tipos de solo**. 2008. 89f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

ODUM, E.P. **Ecology and our endangered life-support systems**. Sinauer Associates Inc. Mass. 1989, 283 p.

OFFENBERG, J. Review: Ants as tools in sustainable agriculture. **J. Appl. Ecol.**, v. 52, n. 5, p. 1197-1205, 2015.

PASQUALIN, L.A. et al. Macrofauna edáfica em lavouras de cana-de-açúcar e mata no noroeste do Paraná – Brasil. **Semin. Ciênc. Agrar.**, v. 33, n. 1, 2012.

PETERSEN, H.; LUXTON, M.A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. **Oikos**, p. 288-388, 1982.

PORTILHO, I.R. et al. Resíduos da cultura da cana-de-açúcar e seus efeitos sobre a fauna invertebrada epigeica. **Semin. Ciênc. Agrar.**, v. 32, n. 3, p. 959-970, 2011.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: A agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 1999. 550 p.

SALAMON, J.A.; SCHEU, S.; SCHAEFER, M. The Collembola community of pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) of different age. **Pedobiologia**, v. 51, p. 385-396, 2008.

SAUTTER, K.D.; USHIWATA, C.T.; KOBIYAMA, M.; MACHADO, G.E.; SANTOS, H.R. dos. Influência do lodo de esgoto doméstico sobre a mesofauna edáfica. **Rev. Set. Ciênc. Agr.**, v. 13, p: 199-203, 1994.

SEASTED, T.R.; CROSSLEY, O.A. The influence of arthropods on ecosystems. **BioScience**, v. 34, p. 157-161, 1984.

SILVA, A.P.M.; BONO, J.A.M.; PEREIRA, A.R. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 18, p. 38-43, 2014.

SILVA, M.A.S.; GREIBELER, N.P.; BORGES, L.C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

SILVA, M.A.S. et al. Potencial produtivo da cana-de-açúcar sob irrigação por gotejamento em função de variedades e ciclos. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 18, n. 3, p. 241-249, 2014.

SILVA, R.F. et al. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. **Pesqui. Agropec. Bras.**, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006.

SILVA, R.S.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F. et al. (Orgs). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS/ UFV. 2007, p. 645-736.

SILVA, S.R. et al. Alterações do solo influenciadas pelo tráfego e carga de um “forwarder” nas entrelinhas de uma floresta de eucalipto. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 31, p. 371-377, 2007.

SOUZA, M.Z. et al. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesqui. Agropec. Bras.**, v. 40, n. 3, p. 271-278, 2005.

SWIFT, M.J. et al. O inventário da biodiversidade biológica do solo: conceitos e orientações gerais. In: MOREIRA, F.M.S.; HUISING, E.J.; BIGNELL, D.E. **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade**. Lavras: Editora da UFLA, 2010. p. 23-41.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. California: University of California Press, 1979. v. 5, 306p.

TRIPLEHORN, C.A.; JOHNSON, N.F. **Estudos dos Insetos**. Tradução de Borror and Delong's: introduction to the study of insects. São Paulo: Cengagelearning, 2011. 809p.

URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; OLIVEIRA, O.C.; LIMA, E.; GUIMARÃES, D.H.V. **Importância de não queimar a palha da cana-de-açúcar**. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1991. 12p.

VELÁSQUEZ, E. et al. Soil macrofauna-mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. **Appl. Soil Ecol.**, v. 56, n. 1, p. 43-50, 2012.

WARDLE, D.A.; LAVELLE, P. Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. In: CADISCH, G.; GILLER, K. E. **Driven by nature: Plant litter quality and decomposition**. Cambridge: CAB International, 1997. p. 107-124.

YOUNG, I. M.; CRAWFORD, J. W. Interactions and self organization in the soil-microbe complex. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1634-1637, 2004.

ZEPPELLINI FILHO, D.; BELLINI, B.C. **Introdução ao estudo dos Collembola**. João Pessoa: Editora Universitária, 2004. 82 p.



## COMUNIDADES DE FORMIGAS EM CULTIVOS DE CANA-DE-AÇÚCAR

---

Débora Rodrigues de Souza-Campana, Luiza Paine Saad,  
Otávio Guilherme Morais da Silva, Odair Correa Bueno,  
Maria Santina de Castro Morini

*... pelas cartas de Dr. Lincecum, a agricultura não foi inventada pelos homens. Os primeiros semeadores e coletores, segundo ele, teriam sido as formigas. Eis o motivo de espanto: a agricultura como tantas outras coisas, faria parte das chamadas invenções pré-humanas. Charles Darwin leu as cartas sobre as formigas do Texas, nas quais o médico americano afirmava, com muitos pormenores, com bases em observações de 12 anos, que esses insetos cultivam intencionalmente (e depois colhiam) uma espécie de “arroz de formiga” (Aristida stricta), esmerando-se nos tratos culturais, durante um ciclo de dois anos. Esse tipo de monocultura seria praticado pelas formigas unicamente com esta espécie.... (CUNHA, 2012).*

Cultivos de cana-de-açúcar são muito importantes para a economia do Brasil, e o aumento da produtividade é cada vez mais incentivado devido às demandas nacional e internacional. Atrelada à produtividade, surge a preocupação dos impactos negativos ocasionados ao meio ambiente. A vinhaça é o resíduo mais volumoso de toda a cadeia produtiva, sendo produzidos cerca de dez litros para cada litro de etanol, e grande parte é usado na própria lavoura. Seus efeitos sobre a macrofauna edáfica ainda não são totalmente conhecidos, especialmente no caso das formigas. Parte dessa lacuna está relacionada ao fato de as espécies,

na grande maioria das vezes, não serem identificadas. Neste capítulo, está sendo apresentada a revisão bibliográfica que menciona formigas em cultivos de cana-de-açúcar sob diferentes manejos. Além disso, estão sendo apresentados resultados sobre as comunidades de formigas associadas à palha e solo de canaviais fertirrigados ou não com vinhaça. Embora a vinhaça seja rica em matéria orgânica, esse resíduo não influencia as comunidades de formigas, mas pode estar possibilitando maior ocorrência de espécies predadoras na palha.

Dentre as matérias-primas produzidas e exportadas em larga escala no Brasil, têm-se aquelas oriundas da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) e de suas variedades. Devido à grande demanda nacional e internacional pelos produtos e subprodutos da cana-de-açúcar, medidas de preservação ambiental são cada vez mais necessárias (ARAÚJO et al., 2005; MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2016). Nesse contexto, o processo de colheita sofreu muitas modificações ao longo das últimas décadas, sempre visando a produtividade (referencial teórico nos Capítulos 1 e 2). Independente do tipo de cultivo, a produtividade está atrelada à qualidade do solo. Esta, por sua vez, é avaliada por indicadores físicos, químicos e biológicos (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

O solo pode ser considerado um sistema que, além de ser um substrato para o crescimento de plantas e produção de alimentos, também é um “ente” vivo, pois contém milhares de animais e micro-organismos (BROWN et al., 2015), com diferentes funções, mobilidade e tamanhos (KORASAKI et al., 2013). Nesse local, são encontrados organismos que variam desde poucos micrômetros (microfauna) até metros de comprimento (macrofauna), com ciclos de vida que compreendem alguns dias até mais de 10 anos (BROWN et al., 2015). A interação desses organismos nas regiões acima e abaixo da superfície do solo, dentro de canais e câmaras, na interface solo-serapilheira é extremamente importante para diversos processos ecológicos e serviços ambientais (KORASAKI et al., 2013).

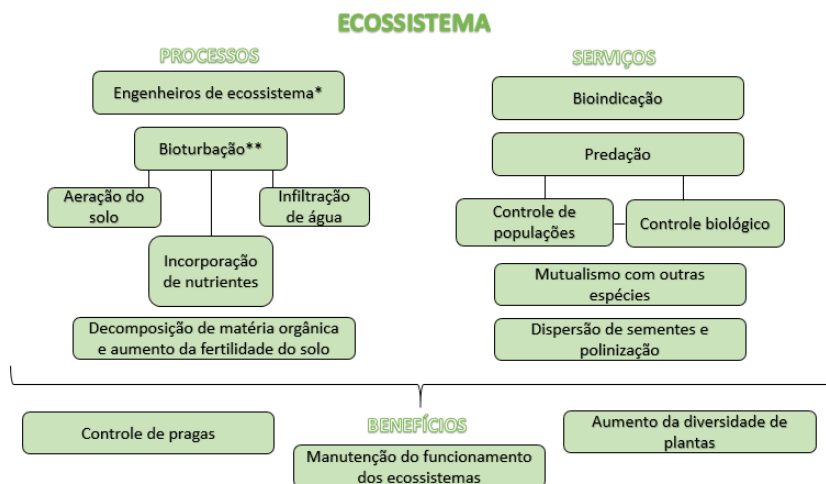
As formigas (Hymenoptera: Formicidae) estão entre os componentes da macrofauna edáfica mais abundantes; correspondem a 95% da biomassa animal do solo em algumas localidades (MOFFETT, 2000).

Além disso, é um grupo muito diverso composto por 15.184 espécies e subespécies válidas, distribuídas em 17 subfamílias em todo o mundo. Para a região Neotropical, são estimadas mais de 4.122 espécies e subespécies distribuídas em 14 subfamílias e 142 gêneros, sendo 12 gêneros e 1.826 espécies endêmicas. Para o Brasil, são reconhecidas atualmente 1.481 espécies e subespécies (sendo 529 endêmicas), e 111 gêneros (ANTWIK, 2017; ANTWEB, 2017). Graças à grande diversidade e alta plasticidade ambiental, as formigas são fundamentais na dinâmica do ambiente (DELABIE et al., 2015), e suas atividades afetam uma gama de processos ecossistêmicos que contribuem direta e indiretamente para uma série de serviços ambientais essenciais (Figura 1).

Todas as formigas possuem alto grau de organização social, são eussociais; ou seja, caracterizadas pela sobreposição de gerações, cuidado cooperativo com a prole e divisão de trabalho reprodutivo (WILSON, 1976). Essas características favorecem o estabelecimento e sobrevivência das colônias, uma vez que aumentam as oportunidades de defesa contra predadores e competição na busca por alimento e outros recursos (BUENO; CAMPOS-FARINHA, 1999). Muitas são dominantes localmente e regionalmente (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; DAVIDSON et al., 2003; ELLWOOD; FOSTER, 2004; WILSON; HÖLLDOBLER, 2005), possuem diversas interações com outros organismos, o que contribui para o controle de diferentes populações de artrópodes e, até mesmo, alteração da fitofisionomia do ambiente (PHILPOTT; ARMBRECHT, 2006), por meio da dispersão primária ou secundária de sementes (RICO-GRAY; OLIVEIRA, 2007). Em ecossistemas naturais, cerca de 80 famílias (~3.000 espécies) de plantas possuem sementes adaptadas ao transporte pelas formigas (mirmecocoria), mas estima-se que pelo menos 11.000 espécies de angiospermas dependem das formigas como dispersoras (DELABIE et al., 2003; LENGYEL et al., 2009).

Os hábitos alimentares das formigas são muito diversos; há formigas onívoras, predadoras especialistas ou generalistas, cultivadoras de fungo e também as que se alimentam de secreções açucaradas (*honeydew*) (KORASAKI et al., 2013). São denominadas “engenheiros do ecossistema” (Figura 1), pois suas atividades originam galerias, ninhos, câmaras e bolotas fecais, denominadas de estruturas biogênicas. Essas estruturas modificam as propriedades físicas e químicas dos solos e

disponibilidade de recursos para outros componentes da fauna edáfica (FOLGARAIT, 1998; LAVELLE et al., 2006; DEL TORO et al., 2012).



**FIGURA 1.** Processos, serviços e benefícios exercidos pelas formigas nos ecossistemas.

\*Engenheiros de ecossistema: Espécies que promovem alterações nos estados de materiais bióticos e abióticos, influenciando, assim, a disponibilidade de recursos para outros organismos; \*\*Bioturbação: movimento das partículas do solo realizado por formigas para a construção e manutenção de ninhos, afetando as características e textura do solo, bem como a distribuição de nutrientes (baseado em ALMEIDA; QUEIROZ, 2015).

As formigas são tão importantes quanto as minhocas para a fertilidade dos solos tropicais (LOUZADA; ZANETTI, 2013), mas a intensificação da agricultura afeta suas comunidades e o funcionamento do ecossistema, pois, em áreas cultivadas, a diversidade de formigas geralmente é muito baixa (ADAMS et al., 1981; RISCH; CARROL, 1982; BOTELHO et al., 1986). As atividades agrícolas simplificam os ecossistemas naturais, pois alteram os habitats ao desmatar e substituir a vegetação e também pelo uso de insumos agrícolas (LOUZADA; ZANETTI, 2013). Essas atividades causam impacto direto na riqueza das comunidades e abundância de indivíduos. Entretanto, a manutenção da biodiversidade nos sistemas agrícolas, além de ser fundamental para a estrutura do solo, é uma importante fonte de inimigos contra as pragas das lavouras.



Estudos sobre biodiversidade de formigas são fundamentais para compreender as perturbações ocasionadas pelas ações antrópicas. São insetos que respondem ao estresse do meio, apresentam ampla distribuição e abundância local, alta riqueza de espécies, são facilmente amostradas e relativamente mais fáceis de serem identificadas que outros organismos (AGOSTI; ALONSO, 2000). Diante dessas características, também podem ser usadas como bioindicadores da qualidade de sistemas naturais (RIBAS et al., 2012).

Um dos critérios para escolha de parâmetros como indicadores da qualidade do solo na agricultura é a capacidade de interferir nos processos ecológicos, integrar as propriedades físicas, químicas e biológicas, além da facilidade de uso por especialistas, técnicos e agricultores (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

Diferentes técnicas são utilizadas para acessar parte dos componentes da diversidade animal em um bioma ou localidade e em determinado tempo e espaço (SILVEIRA et al., 2010). Especificamente no caso das formigas, dentre as técnicas existentes, podem ser citadas “pitfall”, funil de Berlese, iscas, manual e mini-extratores de Winkler (BESTELMEYER et al., 2000). Nos cultivos de cana-de-açúcar, inventários faunísticos foram realizados usando diferentes técnicas. Assim o objetivo é conhecer a fauna que utiliza os canais como locais de refúgio, para construção de ninhos, estabelecimento de colônias e forrageamento. Na maioria deles, “pitfall” é a técnica frequente (Tabela 1), pois é a mais indicada para o registro da fauna de formigas nesse tipo de sistema agrícola (SOUZA et al., 2010a).

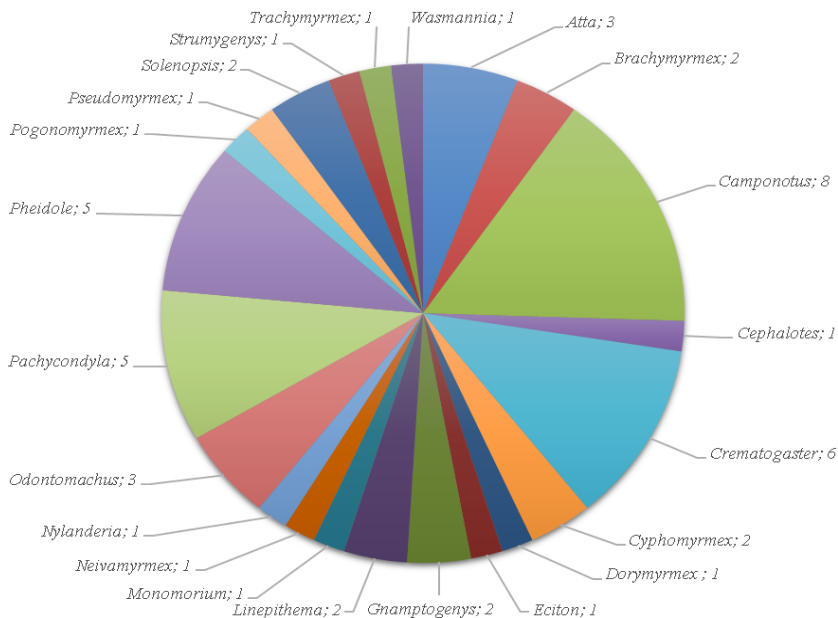
TABELA 1. Alguns estudos sobre a fauna edáfica em cultivos de cana-de-açúcar ao longo de 10 anos no Brasil.

Ano	Autor(es)	Variedade cana	Idade plantio	Técnica	Objeto de coleta	Estado
2004a	Araújo et al.	Não informado	8 meses pós queima	observação	Fauna de formigas: gênero <i>Atta</i>	Minas Gerais
2004b	Araújo et al.	Não informado	antes e pós queima da palhada	“pitfall”	Fauna de formigas	Minas Gerais
2004	Rossi; Fowler	SP79-1011 e ERB83-5486	3 meses	isca (atrativo sardinha)	Fauna de formigas	São Paulo
2005	Araújo et al.	Não informado	início da primavera - palhada seca	“pitfall”	Entomofauna	Minas Gerais
2008	Barbosa	Não informado	Não informado	“pitfall”	Entomofauna	Piauí
2010	Branco et al.	SP73-2577, SP83-2847, SP81-3250, SP79-1011 e RB92-579	Ciclo cana planta até 4 anos	armadilha luminosa (modelo Luiz de Queiroz)	Entomofauna	Piauí
2010	Marçal	SP80-3280 e RB72-454	3º e 4º ciclo de corte	funil de Berlese modificado	Mesofauna	Paraná
2010	Matos*	RB863129	Não informado	Amostragem de solo	Nematofauna	Pernambuco
2010a	Souza et al.	SP81-3250	3º ciclo de corte	“pitfall”, isca, e armadilha subterrânea (atrativos: mel e sardinha)	Fauna de formigas	São Paulo
2010b	Souza et al.	SP81-3250	3º ciclo de corte	“pitfall”	Fauna de formigas	São Paulo
2011	Portilho et al.	RB72454	Pós colheita	-	Fauna de invertebrados	Mato Grosso do Sul
2011	Caixeta*	RB863129	Não informado	coleta de solo	Nematofauna	Pernambuco

Ano	Autor(es)	Variedade cana	Idade plantio	Técnica	Objeto de coleta	Estado
2012	Oliveira et al.	CTC15	Não informado	isca (com ovos e imaturos de <i>Diatraea sacharalis</i> )	Formigas com potencial predador	São Paulo
2012	Santos et al.	Não informado	Não informado	“pitfall” e funis de Berlese Tülgren	Fauna de formigas	Pernambuco
2012	Leite-Rossi e Trivinho-Strixino**	-	-	-	Macroinvertebrados	São Paulo
2012	Pasqualin et al.*	Não informado	cana de segunda soca”, ou seja, o rebrote de três cortes anteriores	monólito de solo	Macrofauna edáfica	Paraná
2013	Dinardo-Miranda; Fracasso	-	-	-	Invertebrados edáficos	São Paulo
2013	Benazzi et al.	SP79-1011	Não informado	coleta manual em monólito de solo	Macrofauna	Espirito Santo
2013	Santos et al.	RB5536	4 meses	“pitfall”	Entomofauna	São Paulo
2014	Abreu et al.	SP813250	5 anos	“pitfall”	Fauna edáfica geral	Piauí

\*Efeito da fertirrigação de vinhaça sobre nematofauna/macrofauna. \*\* Macrofauna associada à decomposição de cana-de-açúcar.

Muitos desses inventários são especialmente relacionados aos cultivos de cana-de-açúcar, submetidos ou não à queima da palha (ARAÚJO 2004a, 2004b, 2005; BENAZZI et al., 2013; ABREU et al., 2014) ou fertirrigados com vinhaça (MATOS, 2010; CAIXETA, 2011; PASQUALIN et al., 2012). Embora esses trabalhos tenham sido realizados, poucos são os que fornecem informações sobre as espécies de formigas que ocorrem nos canaviais; apenas 35% dos realizados nos últimos 12 anos apresentam o levantamento com pelo menos 47% das espécies identificadas (Figura 2).



**FIGURA 2.** Relação dos gêneros e espécies identificados em cultivos de cana-de-açúcar entre 2004 e 2014. O número citado após o gênero representa a riqueza.

Dentre os trabalhos pioneiros no Brasil que discutem o papel das formigas no controle natural de pragas nos canaviais, há os de Sousa-Silva et al. (1992), Campiolo (1994) e Rossi e Fowler (2002, 2004). Esses autores indicam que formigas dos gêneros *Crematogaster*, *Dorymyrmex*, *Ectatomma*, *Gnampptogenys*, *Pheidole* e *Solenopsis* predam especialmente os imaturos de *Diatraea saccharalis*, fato corroborado por Oliveira et

al. (2012). Essa broca é uma das principais pragas dos canaviais e causa danos diretos, por meio da alimentação do inseto, e indiretos pela infecção de microrganismos (*Fusarium moniliforme* e/ou *Colletotrichum falcatum*), que invadem o entrenó usando o orifício aberto na casca da cana pela larva (BOTELHO; MACEDO, 2002).

O controle natural de pragas é classificado como um Serviço de Regulamentação pela Avaliação Ecológica do Milênio (PARRON; GARCIA, 2015). Sua importância é incalculável para o meio ambiente e pode ser desempenhado por diversas espécies de formigas, pois a maioria das espécies usa uma variedade de artrópodes como fonte de nutrientes. As formigas, ao preda ativamente as pragas de um cultivo, possibilitam um menor gasto com defensivos agrícolas (OFFENBERG, 2015). O menor uso de defensivos agrícolas é fundamental para a saúde da população.

### 8.1. FORMIGAS EM CULTIVOS DE CANA-DE-AÇÚCAR FERTIRRIGADOS COM VINHAÇA

Durante o processamento da cana-de-açúcar para a produção de açúcar e etanol, ocorre a formação de resíduos, e um deles é a vinhaça (revisão nos Capítulos 2 e 4). No geral, as práticas agrícolas convencionais provocam diversas alterações na composição e diversidade da fauna edáfica, ocasionando a diminuição e mudanças na estrutura da população de determinados grupos (BARROS et al., 2003), especialmente nas comunidades de formigas. Assim, nesta parte do capítulo, estão sendo apresentados resultados sobre as comunidades de formigas de cultivos de cana-de-açúcar fertirrigados ou não com vinhaça. O objetivo é indicar as espécies que forrageiam na superfície e abaixo do solo, bem como aquelas que buscam seus recursos na palha mantida no cultivo devido à colheita mecanizada (revisão no Capítulo 2).

Expedições de coleta foram realizadas em 14 áreas, sendo sete com vinhaça e sete sem esse produto. Todas as áreas são pertencentes aos municípios de Analândia (S 22° 06' 15,3"; O 47° 45' 42", 804 m de altitude), Araras (S 22° 19' 44,7"; O 47° 24' 09,8", 700 m), Corumbataí (S 22° 14' 34,1"; O 47° 41' 07,9", 815 m), Ipeúna (S 22° 27' 31,1"; O 47° 41' 10,3", 611 m), Leme (S 22° 11' 21"; O 47° 23' 53", 208 m), Pirassununga

(S 21° 56' 42,5"; O 47° 19' 49,6", 598 m) e Rio Claro (S 22° 24' 28"; O 47° 34' 11", 592 m). O clima da região é do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e úmidos e invernos frios e secos (CARDOSO-LEITE et al., 2004).

As coletas foram realizadas cinco meses após o plantio, usando duas técnicas: 1. "pitfall" para as formigas que forrageiam na superfície do solo; e 2. funis de Berlese-Tüllgren modificados para as formigas que forrageiam nos interstícios do solo e palha (Figura 3).

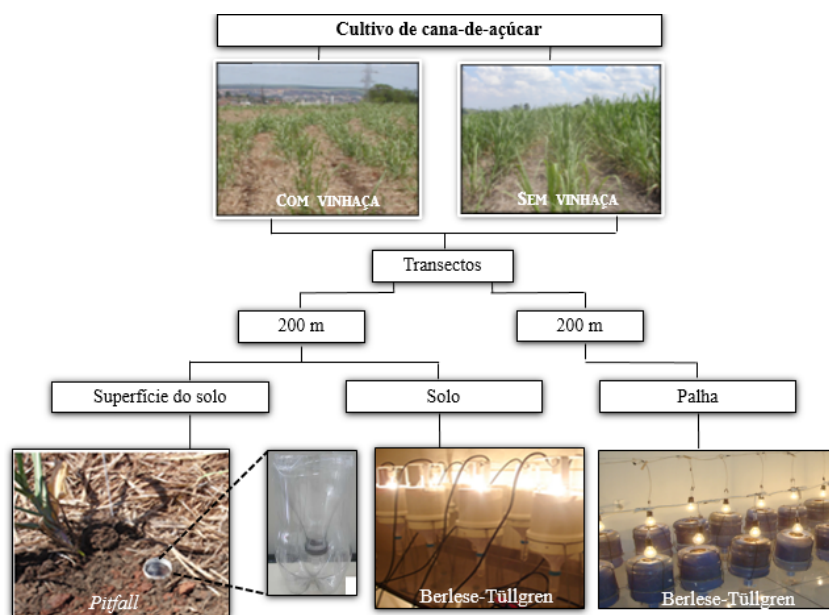


FIGURA 3. Técnicas de coleta aplicadas aos cultivos de cana-de-açúcar das áreas experimentais.

O solo possui textura, ou granulometria, que se refere à proporção de argila, silte e areia. A composição dessas partículas minerais influencia a riqueza de formigas, pois a proporção de espécies menores que um centímetro aumenta quando o sedimento tem menor quantidade de grãos finos (COSTA, 2007). Além disso, as formigas constroem os ninhos, preferencialmente, em solos argilosos, que retêm mais água (DIEHL-FLEIG; ROCHA, 1998; VASCONCELOS et al.,

2008); solos arenosos apresentam baixa capacidade de retenção de água (GROHMANN, 1960).

As partículas minerais do solo podem ser divididas e caracterizadas de acordo com seus diferentes tamanhos, em: areia (tamanho entre 0,05 mm e 2,00 mm), silte (tamanho entre 0,02 mm e 0,05 mm), e argila (grânulos menores que 0,002 mm) (Figura 4). A agregação dessas partículas determina a estrutura; e a quantidade, as características texturais (COELHO et al., 2013). Assim, neste trabalho, a textura do solo foi determinada para que esse parâmetro não interfira nas análises de riqueza e abundância de formigas. Para isso, amostras de solo foram coletadas de acordo com os procedimentos do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) (<http://www.iac.sp.gov.br/UniPesquisa/Solo/Service/RetirarAmostra.asp>); e os grânulos classificados em argila, silte e areia (total, fina e grossa) (Tabela 2).

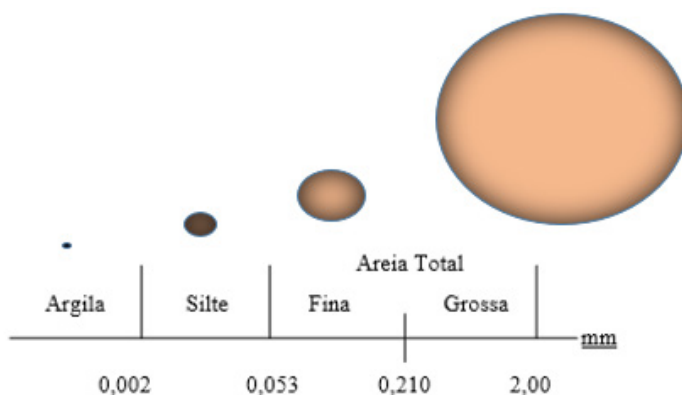


FIGURA 4. Escala granulométrica segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Os solos das áreas de cultivo de cana-de-açúcar são, em grande parte, argilosos; os que recebem vinhaça apresentam ainda características franco-argilossiltosa. Dados descritivos da textura do solo estão expressos na Tabela 2. Comparativamente, não há diferença significativa entre a quantidade de argila ( $F = 0,06$ ,  $df = 1$ ,  $p > 0,05$ ), silte ( $F = 4,54$ ,  $df = 1$ ,  $p > 0,05$ ), areia total ( $K-W = 1,64$ ,  $df = 1$ ,  $p > 0,05$ ), areia grossa ( $K-W =$

1,26,  $df = 1$ ,  $p > 0,05$ ) e areia fina ( $K-W = 1,45$ ,  $df = 1$ ,  $p > 0,05$ ); evidenciando que os solos dos cultivos são uniformes quanto à textura.

**TABELA 2.** Caracterização da textura do solo de acordo com quantidade das partículas (valores em g/Kg).

Cultivo	Estatística descritiva	Argila	Silte	Areia		
				total	grossa	fina
sem vinhaça	variação	92 a 608	29 a 223	183 a 879	54 a 565	128 a 423
	média	432,66	138	429	194,33	235,16
	SE*	86,75	28,83	114,32	78,75	46,85
com vinhaça	variação	101 a 604	43 a 474	158 a 856	48 a 511	90 a 345
	média	402,16	294,33	303,66	142,33	161,16
	SE	80,10	67,38	110,92	73,91	37,47

\*SE – erro padrão da média

As formigas foram separadas em subfamílias e gêneros (BACCARO et al., 2015), e espécies/morfoespécies (SUGUITURU et al., 2015); também foram comparadas com exemplares da coleção de referência do Alto Tietê (Lamat), acervo da Universidade de Mogi das Cruzes, onde os “vouchers” foram depositados.

Curvas de rarefação foram construídas para cada estrato, baseando-se na ocorrência das espécies. A riqueza esperada foi determinada com o estimador Chao 2 (*software* EstimateS versão 9.1, COLWELL, 2013). A riqueza entre os cultivos foi comparada pelo teste de Mann-Whitney (*software* BioEstat 2.0, AYRES et al., 2007), e as comunidades, por meio de dendograma de similaridade (Jaccard) (*software* R, versão 3.22, R CORE TEAM, 2015). A associação das espécies com os diferentes estratos foi analisada usando “Indicator Value Method” (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997), seguido pelo teste de Monte Carlo (com nível de significância de 1% e 999 randomizações; *software* PCord, versão 6.2) (MCCUNE; MEFFORD, 2011). Todos os dados foram submetidos ao teste de normalidade (Lilliefors), com o auxílio do *software* BioEstat 2.0 (AYRES et al., 2007); o nível de significância adotado foi de  $p < 0,05$ .

Foram coletadas 3.972 formigas, distribuídas em seis subfamílias, 19 gêneros e 52 espécies nos cultivos com vinhaça; e 3.094 formigas, seis subfamílias, 23 gêneros e 47 espécies naqueles não fertirrigados. Myrmicinae, Ponerinae e Formicinae foram as subfamílias mais



ricas (Tabela 3), o que corrobora trabalhos realizados em outros cultivos e ecossistemas (DELABIE et al., 2000; MARINHO et al., 2002; MENTONE et al., 2011; SOUZA, 2014).

Os cultivos sem vinhaça analisados neste trabalho são 7,5% mais ricos. Mas Pasqualin et al. (2012) mostram que cultivos com vinhaça apresentam maior riqueza de espécies de formigas. Os autores discutem que esse resultado é devido à fertilidade, estrutura e pH do solo proporcionados pela fertirrigação, pois esses atributos aumentam a complexidade do hábitat, proporcionando maior riqueza. Isso é observado em ambientes naturais, onde o aumento na complexidade estrutural do hábitat geralmente leva a um concomitante aumento na riqueza de espécies de formigas (RIBAS et al., 2003).

Cerca de 43% das espécies são compartilhadas entre os diferentes cultivos (Figura 5; Tabela 3). Somente *Brachymyrmex admotus*, *Solenopsis* sp.2 e *Solenopsis* sp.4 foram registradas em ambos os tipos de cultivo, e em todos os estratos (Figura 6). Rossi e Fowler (2004) discutem a importância de espécies desses gêneros para o controle da broca da cana-de-açúcar, muito embora espécies de *Brachymyrmex* sejam categorizadas por Silvestre et al. (2003) como onívoras e detritívoras.

TABELA 3. Frequência e ocorrência total de espécies de formigas registradas nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar.

Subfamília	Espécies	Cultivo sem vinhaça			Cultivo com vinhaça		
		Palha	Superfície do solo	Solo	Palha	Superfície do solo	Solo
Amblyoponinae	<i>Prionopelta punctulata</i>	-	-	-	0,9 (2)	-	-
	<i>Dorymyrmex brunneus</i>	1,2 (2)	26,7 (56)	-	-	22,8 (42)	-
Dolichoderinae	<i>Linepithema iniquum</i>	-	-	2,0 (1)	-	-	-
	<i>Linepithema neotropicum</i>	0,6 (1)	1,9 (4)	-	0,5 (1)	6,5 (12)	5,6 (2)
Ectatomminae	<i>Ectatomma brunneum</i>	-	2,9 (6)	-	-	-	-
	<i>Ectatomma edentatum</i>	-	1,4(3)	-	-	3,3 (6)	-
	<i>Gnamptogenys continua</i>	0,6 (1)	-	-	-	-	-
	<i>Gnamptogenys striatula</i>	0,6 (1)	-	-	1,9 (4)	-	-
Formicinae	<i>Brachymyrmex admotus</i>	17,3 (28)	20,5 (43)	26,5 (13)	11,1 (24)	17,4 (32)	47,7 (15)
	<i>Brachymyrmex heeri</i>	1,9 (3)	-	-	1,4 (3)	0,5 (1)	-
	<i>Camponotus crassus</i>	-	1,4 (3)	-	-	1,1 (2)	-
	<i>Camponotus</i> pr. sp.10	-	0,5 (1)	-	-	-	-
	<i>Camponotus rufipes</i>	-	0,5 (1)	2,0 (1)	-	-	-
	<i>Nylanderia</i> sp.1	-	1,9 (4)	2,0 (1)	4,2 (9)	3,3 (6)	11,1 (4)
Myrmicinae	<i>Atta sexdens</i>	-	1,0 (2)	-	-	1,6 (3)	-
	<i>Basiceros disciger</i>	-	-	-	0,9 (2)	-	-
	<i>Carebara brevipilosa</i>	0,6 (1)	-	-	-	-	-
	<i>Crematogaster arata</i>	0,6 (1)	-	-	-	-	-

Subfamília	Espécies	Cultivo sem vinhaça			Cultivo com vinhaça		
		Palha	Superfície do solo	Solo	Palha	Superfície do solo	Solo
Myrmicinae	<i>Crematogaster arcuata</i>	0,6 (1)	-	-	0,5 (1)	-	-
	<i>Crematogaster bryophila</i>	0,6 (1)	1,0 (2)	-	1,9 (4)	0,5 (1)	-
	<i>Crematogaster</i> sp.7	-	1,0 (2)	-	-	1,1 (2)	-
	<i>Cyphomyrmex</i> gr. <i>rimosus</i>	-	-	2,0 (1)	0,9 (2)	2,7 (5)	2,8 (1)
	<i>Cyphomyrmex transversus</i>	-	0,5 (1)	-	-	-	-
	<i>Mycocepurus goeldii</i>	-	2,4 (5)	4,1 (2)	-	2,7 (5)	-
	<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	5,6 (9)	-	-	2,8 (6)	-	-
	<i>Pheidole aberrans</i>	-	0,5 (1)	-	-	-	-
	<i>Pheidole</i> gr. <i>flavens</i>	2,5 (4)	0,5 (1)	-	2,3 (5)	-	-
	<i>Pheidole oxyops</i>	0,6 (1)	18,6 (39)	2,0 (1)	-	15,2 (28)	-
	<i>Pheidole</i> pr. <i>sospes</i>	-	1,0 (2)	-	-	-	-
	<i>Pheidole radoskowskii</i>	-	5,7 (12)	2,0 (1)	-	7,1 (13)	-
	<i>Pheidole sospes</i>	-	1,0 (2)	-	-	-	-
	<i>Pheidole</i> sp. ( <i>dione</i> )	-	-	-	-	2,7 (5)	-
	<i>Pheidole</i> sp.16	-	-	-	0,5 (1)	-	-
	<i>Pheidole</i> sp.17	-	0,5 (1)	-	-	-	-
	<i>Pheidole</i> sp.19	-	-	-	0,5 (1)	-	-
	<i>Pheidole</i> sp.24	0,6 (1)	-	-	-	-	-
	<i>Pheidole</i> sp.36	-	1,0 (2)	-	-	-	-

Subfamília	Espécies	Cultivo sem vinhaça			Cultivo com vinhaça		
		Palha	Superfície do solo	Solo	Palha	Superfície do solo	Solo
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp.40	-	0,5 (1)	-	-	-	-
	<i>Pheidole</i> sp.43	0,6 (1)	-	-	-	0,5 (1)	-
	<i>Pheidole subarmata</i>	0,6 (1)	-	-	-	2,7 (5)	-
	<i>Pheidole triconstricta</i>	-	0,5 (1)	-	0,9 (2)	-	-
	<i>Pogonomyrmex naegelli</i>	-	-	-	0,5 (1)	-	-
	<i>Rogeria</i> sp.2	-	-	-	0,9 (2)	-	-
	<i>Rogeria</i> sp.3	-	-	-	0,9 (2)	-	-
	<i>Solenopsis saevissima</i>	10,5 (17)	1,4 (3)	-	5,6 (12)	3,8 (7)	5,6 (2)
	<i>Solenopsis</i> sp.2	6,2 (10)	1,0 (2)	18,4 (9)	5,6 (12)	0,5 (1)	13,9 (5)
	<i>Solenopsis</i> sp.3	2,5 (4)	0,5 (1)	4,1 (2)	2,8 (6)	-	5,6 (2)
	<i>Solenopsis</i> sp.4	3,7 (6)	0,5 (1)	8,2 (4)	2,8 (6)	0,5 (1)	2,8 (1)
	<i>Solenopsis</i> sp.5	0,6 (1)	-	-	-	-	-
	<i>Solenopsis</i> sp.7	11,1 (18)	-	-	9,7(21)	-	-
	<i>Strumigenys denticulata</i>	0,6 (1)	-	2,0 (1)	1,4 (3)	-	-
	<i>Strumigenys eggersi</i>	-	-	-	-	-	2,8 (1)
	<i>Strumigenys louisiane</i>	6,8 (11)	-	-	10,2 (22)	-	-
	<i>Wasmannia affinis</i>	-	-	-	1,4 (3)	-	-
<i>Wasmannia auropunctata</i>	4,3 (7)	1,4 (3)	6,1 (3)	1,9 (4)	-	-	

Subfamília	Espécies	Cultivo sem vinhaça			Cultivo com vinhaça		
		Palha	Superfície do solo	Solo	Palha	Superfície do solo	Solo
Ponerinae	<i>Anochetus neglectus</i>	1,2 (2)	-	-	1,4 (3)	0,5 (1)	2,8 (1)
	<i>Hypoponera</i> sp.1	-	-	2,0 (1)	0,5 (1)	-	-
	<i>Hypoponera</i> sp.4	14,8 (24)	-	2,0 (1)	17,6 (38)	-	5,6 (2)
	<i>Hypoponera</i> sp.5	2,5 (4)	-	4,1 (2)	2,3 (5)	-	-
	<i>Hypoponera</i> sp.11	-	-	10,2 (5)	-	-	-
	<i>Hypoponera</i> sp.14	-	-	-	0,9 (2)	-	-
	<i>Neoponera verenae</i>	-	0,5 (1)	-	-	-	-
	<i>Odontomachus meinerti</i>	-	-	-	2,3 (5)	-	-
	<i>Pachycondyla marginata</i>	-	-	-	-	0,5 (1)	-
	<i>Pachycondyla striata</i>	-	-	-	0,5 (1)	2,2 (4)	-
Pseudomyrmecinae	<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	-	1,9 (4)	-	-	-	-
<b>Riqueza parcial (por área de coleta)</b>		<b>28</b>	<b>31</b>	<b>17</b>	<b>34</b>	<b>23</b>	<b>11</b>
<b>Riqueza parcial (por tipo de área)</b>			<b>52</b>			<b>47</b>	
<b>Riqueza total</b>					<b>66</b>		
<b>Abundância por área de coleta</b>		<b>1.400</b>	<b>2.212</b>	<b>360</b>	<b>1.238</b>	<b>1.597</b>	<b>259</b>
<b>Abundância total</b>					<b>7.066</b>		

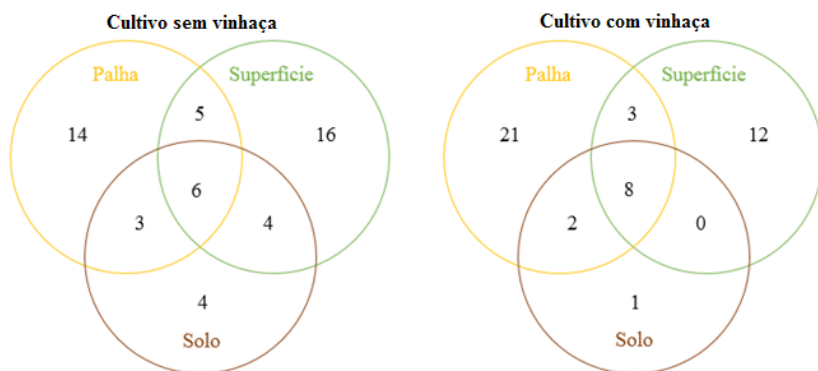


FIGURA 5. Número de espécies de formigas compartilhado entre os estratos de cultivos de cana-de-açúcar com diferentes tratamentos.

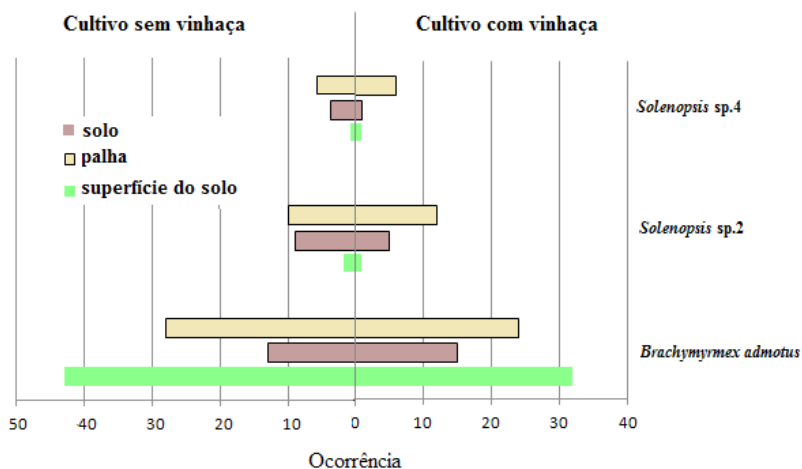


FIGURA 6. Espécies mais frequentes e compartilhadas entre os estratos de cultivos de cana-de-açúcar com diferentes tratamentos.

A palha e a superfície do solo são os estratos mais ricos quando o cultivo é fertirrigado ou não, respectivamente (Figura 7). A presença de palha e adição de vinhaça ao solo proporcionam aumento da fauna edáfica que forrageia no cultivo de cana-de-açúcar (PASQUALIN et al.,

2012), devido ao maior teor de matéria orgânica e de recursos, como abrigo e fontes de alimento (ABREU et al., 2014). Independentemente do tipo de manejo efetuado no cultivo, o sistema palha-superfície do solo é o mais rico em relação à fauna de formigas (Figura 8). Mas a palha é o estrato que abriga a maioria das espécies predadoras (Figura 9) e onde ocorre, provavelmente, a maior parte do controle natural de pragas.

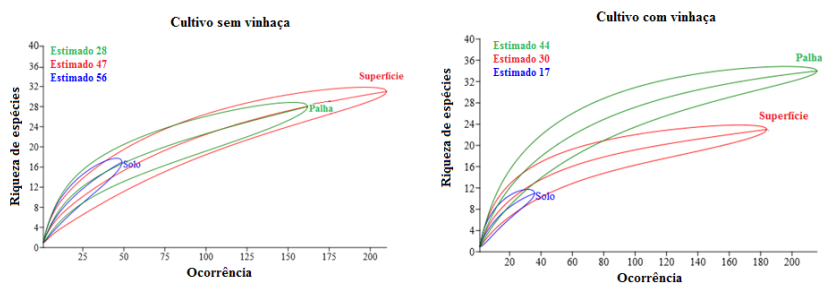


FIGURA 7. Riqueza observada (curvas de rarefação com intervalos de confiança de 95%) e estimada entre os estratos de diferentes cultivos de cana-de-açúcar.

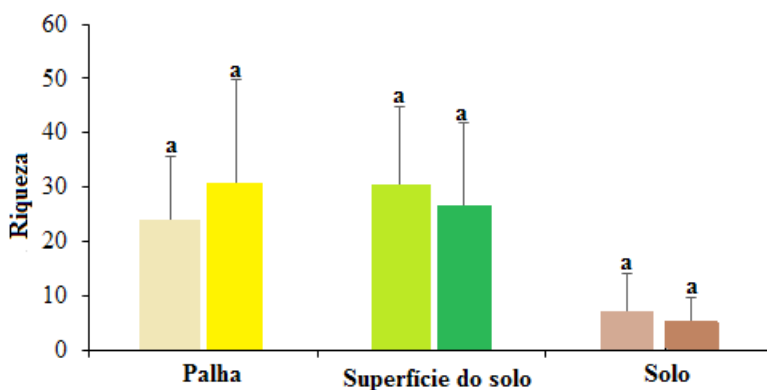


FIGURA 8. Riqueza média de formigas nos cultivos de cana-de-açúcar.  
 Legenda: ■ ■ ■ Cultivo sem vinhaça, ■ ■ Cultivo com vinhaça.  
 Letras iguais:  $p > 0,05$  – teste de Mann-Whitney.

Em ecossistemas naturais, o sistema serapilheira-solo também é o mais rico em espécies de formigas e outros animais da fauna edáfica (MOÇO et al., 2005, 2009), que são responsáveis pela estruturação e fertilidade do solo (DECAËNS, 2010; KORASAKI et al., 2013), mas a vinhaça adicionada aos cultivos não incrementa suas comunidades. Além disso, a estratificação vertical observada nos ecossistemas naturais (FOWLER et al., 2000; ANDERSEN; BRAULT, 2010) é mantida nos cultivos independentemente do tratamento (Figura 10).

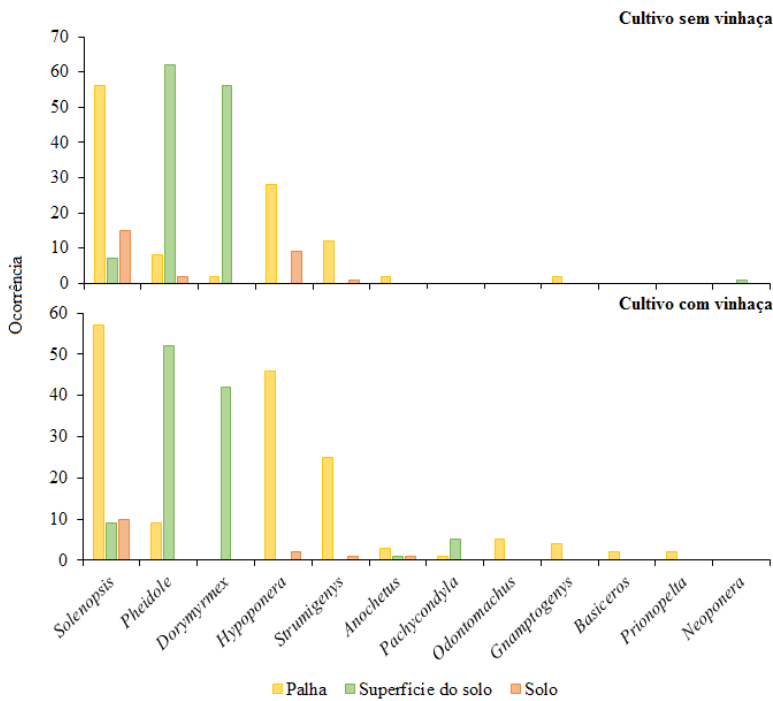


FIGURA 9. Ocorrência de gêneros predadores de acordo com os estratos e tratamento do cultivo de cana-de-açúcar.



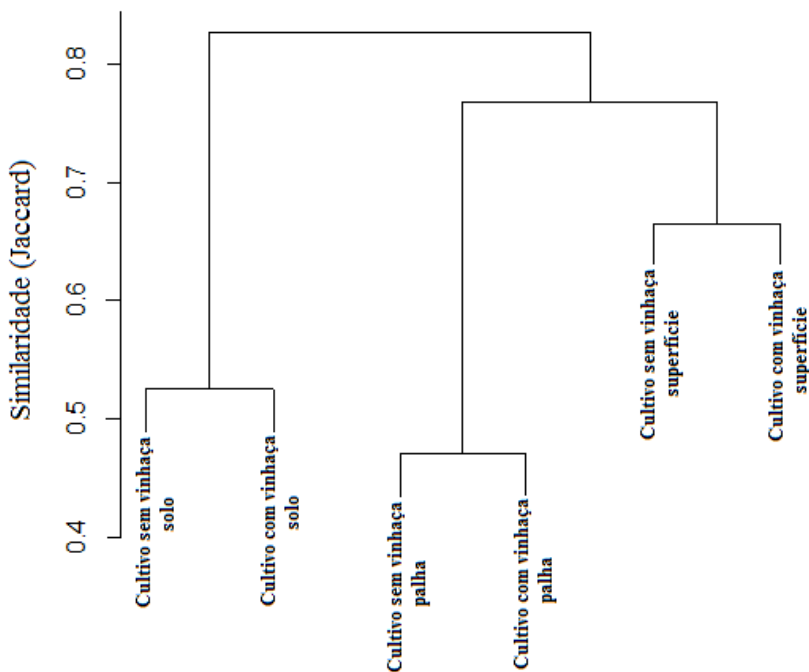
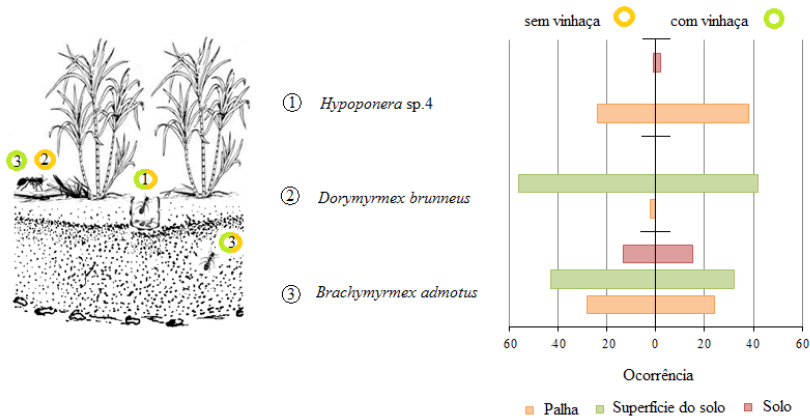


FIGURA 10. Dendrograma de similaridade de acordo com a ocorrência das espécies nos diferentes estratos dos cultivos de cana-de-açúcar que recebem ou não vinhaça.

Nos cultivos estudados, as espécies de formigas mais frequentes são *D. brunneus*, *B. admotus* e *Hypoponera* sp.4 (Figura 11). Trabalhos publicados até então sobre a fauna de formigas em canaviais mostram que *D. brunneus* é uma espécie frequente, onde inclusive preda a broca da cana (ROSSI; FOWLER, 2004). Também é registrada com alta frequência em outros sistemas agrícolas, como relatado por Pacheco et al. (2013). Sua dominância em áreas de cultivo talvez esteja relacionada à competitividade em ambientes perturbados (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; ANDERSEN, 1997; MAJER; NICHOLS, 1998) e abertos (CUEZZO; GUERRERO, 2012).



**FIGURA 11.** Espécies mais frequentes em cada estrato de acordo com o manejo do cultivo de cana-de-açúcar.

Se por um lado a manutenção da palha traz inúmeros benefícios ambientais (ABREU et al., 2014) (veja Capítulo 2), por outro, pragas como *Mahanarva fimbriolata* e *D. saccharalis* são favorecidas (DINARDO-MIRANDA; GIL, 2007). Assim, a presença de formigas predadoras no sistema palha-superfície do solo pode controlar naturalmente estas e outras pragas no cultivo. Mas fatores como técnicas de colheita e manejo do solo são determinantes para o processo de predação (SANTOS, 2013) e manutenção da biodiversidade nos cultivos (BENAZZI et al., 2013).

Neste trabalho, do total de espécies analisadas, seis (7,5%) foram consideradas detectoras, ou seja, menos exigentes em relação à estrutura da paisagem, quando comparadas as espécies indicadoras (VERDÚ et al., 2011); e todas com potencial de predação (Tabela 4, Figura 12). Das espécies consideradas como detectoras, o registro de *Hypoponera sp.4* é inusitado, pois é uma formiga encontrada com frequência na serapilheira de áreas de Mata Atlântica ou de cultivos de eucalipto abandonados e com sub-bosque desenvolvido (SUGUITURU et al., 2015). Assim, o registro dessa formiga, que pertence à guilda de formigas predadoras generalistas, pode estar associado à presença de mata nativa nas adjacências, que é fundamental para a manutenção da

biodiversidade nos ecossistemas agrícolas (PACHECO et al., 2013). Mas a fertirrigação também pode estar contribuindo, pois, em cultivos com vinhaça, a ocorrência da espécie foi maior. O mesmo foi observado para as espécies de *Strumigenys*, que são formigas especializadas em predar colêmbolos. Esses hexápodes são abundantemente encontrados nos cultivos de cana-de-açúcar (veja Capítulo 7), e importantes na ecologia do sistema solo (veja Capítulo 10).

**TABELA 4.** Valor indicador de acordo com a área de coleta e o local do solo de registro da espécie.

Espécies	Valor de indicação (%)	Cultivo sem vinhaça			Cultivo com vinhaça			Grau de indicação
		Palha	Superfície do solo	Solo	Palha	Superfície do solo	Solo	
<i>Solenopsis</i> sp.2	67,3	10/4	2/2	9/3	<b>12/6</b>	1/1	5/2	Detectora
<i>Hypoponera</i> sp.4	58,3	24/5	-	1/1	<b>38/7</b>	-	2/2	Detectora
<i>Solenopsis saevissima</i>	58,1	<b>17/5</b>	3/1	-	12/3	7/2	2/1	Detectora
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	56,7	2/2	<b>56/7</b>	-	-	42/7	-	Detectora
<i>Brachymyrmex admotus</i>	53,7	28/6	<b>43/6</b>	13/5	24/7	32/7	15/5	Detectora
<i>Pheidole oxyops</i>	52,8	1/1	39/7	1/1	-	<b>28/6</b>	-	Detectora

\*Os números das colunas representam o total de amostras e áreas onde a espécie foi registrada. Valores em negrito indicam o estrato associado à espécie.

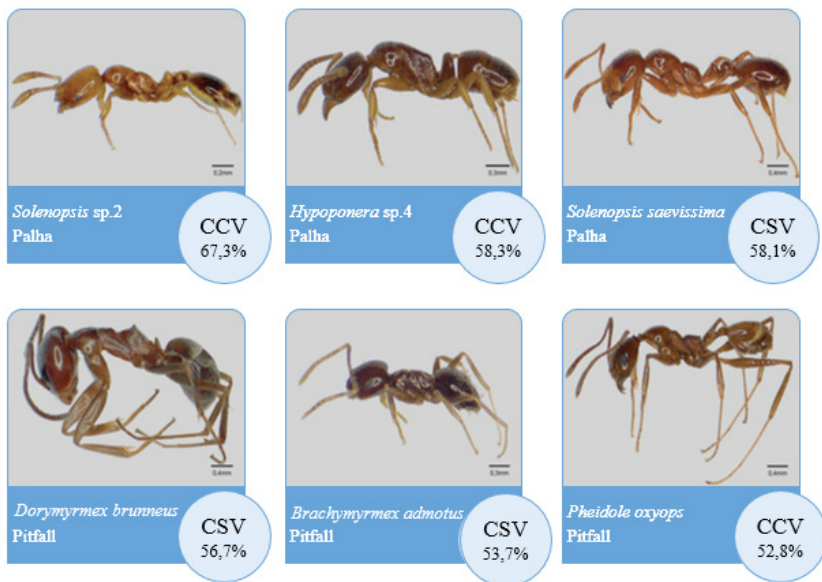


FIGURA 12. Espécies de formigas detectoras na palha e superfície do solo de cultivos de cana-de-açúcar que recebem (CCV) ou não (CSV) vinhaça de acordo com o valor de indicação (%).

## 8.2. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A agricultura tem uma importância vital para a maioria dos países em desenvolvimento, pois mais da metade da população economicamente ativa e da economia rural está envolvida com essa prática. Entretanto, é uma das atividades que mais causa impactos negativos à biodiversidade. Assim, o desenvolvimento de tecnologias atrelado às práticas agrícolas que aumentem a produtividade sem degradar o meio ambiente é um imenso desafio.

O Brasil possui a maior biodiversidade do planeta, e as formigas são um importante componente, porém, nos ecossistemas agrícolas, essa fauna é negligenciada. De uma forma geral, está arraigado no público leigo que todas as formigas causam prejuízos, mas isso é restrito a poucas espécies, especialmente àquelas que cultivam fungos, conhecidas como formigas cortadeiras (*Atta* spp. e *Acromyrmex* spp.).

A grande maioria das espécies de formigas contribui para a manutenção de diversos serviços ambientais, como controle de pragas,

polinização, dispersão de sementes e estruturação dos solos. Esses serviços são muitas vezes “invisíveis”, mas fazem parte de uma rede de interações que mantém a produtividade dos ecossistemas. Conhecer as comunidades de formigas é um requisito essencial na busca por um manejo sustentável e adequado ao sistema agrícola, devido às funções ecológicas que essa fauna desempenha.

Os cultivos de cana-de-açúcar são importantes para a economia do país em diversos setores, especialmente para o energético. Nesse sentido, medidas que visem a produção atrelada ao desenvolvimento sustentável são cada vez mais exigidas a nível nacional e, principalmente, internacional. O uso da vinhaça surge nesse cenário como uma alternativa para aumentar a produtividade do sistema agrícola e melhorar a estrutura e os componentes bióticos do solo. Além disso, possibilita o uso de uma menor quantidade de água e insumos agrícolas, pois o resíduo gerado pelo processo de produção pode ser usado na própria lavoura.

Entretanto, os resultados deste trabalho demonstram que a fertirrigação com vinhaça não influencia as comunidades de formigas. Contudo, a vinhaça pode estar possibilitando maior ocorrência de espécies predadoras na palha.

Diversos trabalhos mostram que a manutenção da palha sobre o solo favorece as populações da broca da cana (*Diatraea saccharalis*), da cigarrinha da raiz (*Mahanarva fimbriolata*) e bicudo da cana (*Sphenophorus levis*). Assim, formigas predadoras têm potencial para controlar naturalmente essas pragas. Mas o quanto é realmente controlado cabe a nós aperfeiçoar formas efetivas e comparáveis de avaliar e quantificar essa função desempenhada pelas formigas. Além disso, difundir esse conhecimento para subsidiar o manejo sustentável dos canaviais em prol da atual e futuras gerações.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, R.R.L. et al. Fauna edáfica sob diferentes níveis de palhada em cultivo de cana-de-açúcar. **Pesq. Agropecu. Trop.**, v. 44, n. 4, p. 409-416, 2014.
- ADAMS, C.T. et al. Interrelationship of ants and the sugarcane borer in Florida sugarcane fields. **Environ. Entomol.**, v. 10, p. 415-418, 1981.

ALMEIDA, F.S.; QUEIROZ, J.M. Formigas poneromorfas como engenheiras de ecossistemas: impactos sobre a biologia, estrutura e fertilidade dos solos. In: DELABIE, J.C. et al. (Orgs.). **As formigas poneromorfas do Brasil**. Ilhéus: v. 1, 2015, p. 439-449.

AGOSTI, D.; ALONSO, L. The A.L.L. protocol. A standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In: AGOSTI, D. et al. (Orgs.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000, p. 204-206.

ANDERSEN, A.N. Function groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. **J. Biogeogr.**, v. 24, p. 433-460, 1997.

ANDERSEN, A.N.; BRAULT, A. Exploring a new biodiversity frontier: subterranean ants in northern Australia. **Biodivers. Conserv.**, v. 19, p. 2741-2750, 2010.

ANTWIKI. Base de dados de Formicidae. 2017. Disponível em: <<http://www.antwiki.org/>>. Acesso em: 11 jan. 2017.

ANTWEB. Base de dados de Formicidae. 2017. Disponível em: <<https://www.antweb.org>>. Acesso em: 11 jan. 2017.

ARAÚJO, M.S.; DELLA-LUCIA, T.M.C.; PICANÇO, M.C. Impacto da palhada da cana-de-açúcar no ritmo diário de forrageamento de *Atta bisphaerica* Forel (Hymenoptera: Formicidae). **Rev. Bras. Zool.**, v. 21, n. 1, p. 33-38, 2004a.

ARAÚJO, M.S. et al. Efeito da queima da palhada de cana-de-açúcar sobre comunidade de formicídios. **Ecol. Austral**, v. 14, p. 191-200, 2004b.

ARAÚJO, R.A. et al. Impacto da queima controlada da palhada da cana-de-açúcar sobre a comunidade de insetos locais. **Neotrop. Entomol.**, v. 34, n. 4, p. 649-658, 2005.

ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.R.T. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Biosci. J.**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

AYRES, M. et al. **BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas de Ciências Biológicas e Médicas**. Belém: Instituto do desenvolvimento Sustentável Mamirauá. IDS/MCT/CNPQ, 2007. 367 p. Disponível em: <<<<,huisahsuiahuihttp://www.mamiraua.org.br/pt-br/downloads/programas/bioestat-versao-53/>>>>. Acesso em: 1 set. 2016.

BACCARO, F.B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: Editora IMPA, 2015. 388p. Disponível em: <[https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Livro\\_Formigas\\_2015\\_0.pdf](https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Livro_Formigas_2015_0.pdf)>. Acesso em: 1 set. 2016.

BARBOSA, O.A.A. **Entomofauna de solo em áreas de vegetação nativa e de cultivo de cana-de-açúcar no município de União Piauí**. 2008. 96f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Piauí, Piauí, 2008.

BARROS, E. et al. Development of the soil macrofauna community under silvopastoral and agrosilvicultural systems in Amazonia. **Pedobiologia**, v. 47, n. 3, p. 273-280, 2003.

BENAZZI, E.S. et al. Impactos dos métodos de colheita da cana-de-açúcar sobre a macrofauna do solo em área de produção no Espírito Santo – Brasil. **Semin. Cien. Agrar.**, v. 34, n. 6, p. 3425-3442, 2013.

BESTELMEYER, B.T. et al. Field techniques for the study of ground-living ants: An Overview, description, and evaluation. In: AGOSTI, D. et al. (Orgs.). **Ants: standart methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 122-144.

- BOTELHO, P.S.M. et al. Technological innovation aiming at the integrated control of *Diatraea saccharalis*. In: BOTELHO, P.S.M. (Org.). **Evaluation of biological control of broca's sugarcane, *Diatraea saccharalis***. Cooperucar, Sertãozinho, SP, Brazil. 1986, p. 50-79.
- BOTELHO, P.S.M.; MACEDO, N. *Cotesia flavipes* para o controle de *Diatraea saccharalis*. In: PARRA, J.R.P. et al. (Orgs) **Controle biológico no Brasil *Cotesia flavipes* para o controle de *Diatraea saccharalis***. São Paulo: Manole, 2002. p. 409-421.
- BRANCO, R.T.P.C. et al. Análise faunística de insetos associados à cultura da cana-de-açúcar, em área de transição floresta amazônica – cerrado (mata de cocal), no município de União – Piauí – Brasil. **Semin. Cien. Agrar.**, v. 31, p. 1113-1120, 2010.
- BROWN, G.G. et al. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L.M. et al. (Orgs.). **Serviços ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. p. 122-154.
- BUENO, O.C.; CAMPOS-FARINHA, A.E.C. As formigas domésticas, In: MARICONI, F.A.M. (Orgs) **Insetos e outros invasores de residências**. Piracicaba: FEALQ, 1999. p. 135-180.
- CAMPIOLO, S. Predação de *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera: Pyralidae) por formigas (Hymenoptera: Formicidae). 1994. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1994.
- CAIXETA, L.B. **Dinâmica da nematofauna em resposta ao corte da cana-de-açúcar e fertirrigação com vinhaça**. 2011. 98f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2011.
- CARDOSO-LEITE, E. et al. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de Mata Ciliar, em Rio Claro/SP, como subsídio à recuperação da área. **Rev. Inst. Flor.**, v. 16, n. 1, p. 31-41, 2004.
- COELHO, M.R. et al. Solos: tipos, suas funções no ambiente, como se formam e sua relação com o crescimento das plantas. p.47-62 In: MOREIRA, F.M.S. et al. (Orgs.). **Ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras: Editora UFLA, 2013. p. 47-62.
- COLWELL, R.K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5 User's Guide and application, 2013. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 1 set 2016.
- COSTA, C.B. Avaliação da consistência e evolução da reabilitação de áreas mineradas nos aluviões do Rio Jequitinhonha com base nos condicionantes geológicos e na fauna de formigas. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto, 2007.
- CUEZZO F.; GUERRERO, R.J. The ant genus *Dorymyrmex* Mayr (Hymenoptera: Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia. **Psyche**, p. 1-24, 2012.
- CUNHA, G.R. **Cientista no divã**. Projeto passo fundo. E-book, 2012.
- DAVIDSON, D.W. et al. Explaining the abundance of ants in lowland tropical rainforest canopies. **Science**, v. 300, p. 969-973, 2003.
- DECAËNS, T. Macroecological patterns in soil communities. **Global Ecol. Biogeogr.**, v. 19, p. 287-302, 2010.
- DELABIE, J.H.C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I.C. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D. et al (Orgs.). **Sampling Ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests**. Curtin University, School of Environmental Biology (Bulletin, 18), 2000, p. 1-17.

DELABIE, J.H.C.; OSPINA, M.; ZABALA, G. Relaciones entre hormigas y plantas: una introducción. In: FERNÁNDEZ, F. **Introducción a las hormigas ed la región Neotropical**, Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, 2003. p. 167-180.

DELABIE, J.H.C. et al. Importância das formigas em estudos de biodiversidade e o papel desses insetos nos ecossistemas. In: SUGUITURU, S.S. et al. (Orgs) **Formigas do Alto Tietê**. 1. ed. Bauru: Canal 6 Editora, 2015. p. 57-72.

DEL TORO, I.; RIBBONS, R. R.; PELINI, S. L. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecol. News**, v. 17, p. 133-146, 2012.

DIEHL-FLEIG, H.; ROCHA, E.S. Escolha de solo por fêmeas de *Acromyrmex striatus* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae) para construção do ninho. **An. Soc. Entomol. Brasil**, v. 27, n. 1, p. 41-45, 1998.

DINARDO-MIRANDA, L.L.; GIL, M.A. Estimativa do nível de dano econômico de *Mahanarva fimbriolata* (Stål) (Hemiptera: Cercopidae) em cana-de-açúcar. **Bragantia**, v. 66, n. 1, p. 81-88, 2007.

DINARDO-MIRANDA, L.L.; FRACASSO, J.V. Sugarcane straw and the populations of pests and nematodes. **Sci. Agric.**, v. 70, n. 5, p. 305-310, 2013.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecol. Monog.**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

ELLWOOD, M.D.F.; FOSTER, W.A. Doubling the estimate of invertebrate, biomass in a rainforest canopy. **Nature**, v. 429, p. 549-551, 2004.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodivers. Conserv.**, v. 7, p. 1221-1244, 1998.

FOWLER, H.G., DELABIE, J.H.C.; MOUTINHO, P.R.S. Hypogaecic and epigaecic ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages of Atlantic coastal rainforest and dry mature and secondary Amazon forest in Brazil: continuums or communities. **Trop. Ecol.**, v. 41, p. 73-80, 2000.

GROHMANN, F. Distribuição e tamanhos de poros em três tipos de solos do estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 19, n. 21, p. 319-328, 1960.

HÖLDOBLER, B; WILSON, E.O. **The ants**. Massachussets: Belknap Press, 1990, 732p.

KORASAKI, V.; MORAIS, J.W.; BRAGA, R.F. Macrofauna. In: MOREIRA, F.M.S. et al. (Orgs) **O ecossistema solo**: Componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras: Editora UFLA. 2013. p. 121-137.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 42, p. 3-5, 2006.

LEITE-ROSSI, L.A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Are sugarcane leaf-detritus well colonized by aquatic macroinvertebrates? **Acta Limnol. Bras.**, v. 24, n. 3, p. 303-313.

LENGYEL, S. et al. Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. **PLoS One**, v. 4, n. 5, p. 1-6, 2009.

LOUZADA, J.; ZANETTI, R. Bioindicadores de impactos ambientais. In: MOREIRA, F.M.S. (Orgs). **O ecossistema solo**: Componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras: Editora UFLA. 2013. p. 141-169.

MARÇAL, C.T. **Efeitos da cultura de cana-de-açúcar e seu manejo (uso de vinhaça e método de colheita) sobre a mesofauna do solo**. 2010. 124f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2010.



- MAJER, J.D.; NICHOLS, O.G. Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. **J. Appl. Ecol.**, v. 35, p. 161-182, 1998.
- MARINHO, C.G.S. et al. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. **Neotrop. Entomol.**, v. 31, n. 2, p. 187-195, 2002.
- MATOS, D.S.S. **Amostragem e efeito da vinhaça sobre a distribuição de nematoides associados à cana-de-açúcar em áreas de encosta e tabuleiro da mata norte de Pernambuco.** 2010. 90f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pernambuco, 2010.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ord.** Multivariate analysis of ecological data, version 6, 2011.
- MENTONE, T.O. et al. Composição da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em florestas semidecídua e de *Eucalyptus* spp., na região sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 11, p. 237-246, 2011.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA 2016. Disponível em <<http://www.agricultura.gov.br/vegetal/culturas/cana-de-acucar>>. Acesso em: 21 fev. 2016.
- MOÇO, M.K.S. et al. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na Região Norte Fluminense. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 29, p. 555-564, 2005.
- MOÇO, M. K.S. et al. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Agroforest Syst.**, v. 76, p. 127-138, 2009.
- MOFFET, M. W. What's "up"? A critical look at the basic terms in canopy biology. **Biotropica**, v. 32, p. 569-596, 2000.
- OLIVEIRA, R.F. et al. Ant diversity (Hymenoptera: Formicidae) and predation by ants on the different stages of the sugarcane borer life cycle *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera: Crambidae). **Eur. J. Entomol.**, v. 109, p. 381-387, 2012.
- OFFENBERG, J. Ants as tools in sustainable agriculture. **J. Appl. Ecol.**, v. 52, p. 1197-1205, 2015.
- PACHECO, R. et al. The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. **Biodivers. Conserv.**, v. 22, p. 983-997, 2013.
- PARRON, L.M.; GARCIA, J.R. Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos. In: PARRON, L.M. et al. (Orgs.). **Serviços ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica.** Embrapa, 2015. p. 29-35.
- PASQUALIN, L.A. et al. Macrofauna edáfica em lavouras de cana-de-açúcar e mata no noroeste do Paraná - Brasil. **Semin. Ciênc. Agrár.**, v. 33, n. 1, p. 7-18, 2012.
- PHILPOTT, S.M.; ARMBRECHT, I. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and the diversity in predatory function. **Ecol. Entomol.**, v. 31, p. 369-377, 2006.
- PORTILHO, I.I.R. et al. Resíduos da cultura da cana-de-açúcar e seus efeitos sobre a fauna invertebrada epigeica. **Semin. Cien. Agrar.**, v. 32, n. 3, p. 959-970, 2011.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2015. Disponível em <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 1 jun. 2016.
- RIBAS, C.R. et al. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecol.**, v. 28, p. 305-314, 2003.

- RIBAS, C.R. et al. Ants as Indicators in Brazil: A review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche**, p. 1-23, 2012.
- RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P.S. **The ecology and evolution of ant-plant interactions**. The University of Chicago Press, Chicago, 2007, 331p.
- RISCH, S.; CARROL, R.C. The ecological role of ants in two Mexican agroecosystems. **Oecologia**, v. 55, p. 114-119, 1982.
- ROSSI, M.N.; FOWLER, H.G. Manipulation of fire ant density, *Solenopsis* spp., for short-term reduction of *Diatraea saccharalis* larval densities in Brazil. **Sci. Agric.**, v. 59, n. 2, p. 389-392, 2002.
- ROSSI, M.N.; FOWLER, H.G. Predaceous ant fauna in new sugarcane fields in the state of São Paulo, Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 47, p. 805-811, 2004.
- SANTOS, M.P.C.J.; CARRANO-MOREIRA, A.F.; TORRES, J.B. Diversidade de formigas epigeicas (Hymenoptera: Formicidae) em floresta ombrófila densa e em cultivo de cana-de-açúcar, no município de Igarassu, PE. **Rev. Bras. Ciênc. Agr.**, v. 7, n. 4, p. 648-656, 2012.
- SANTOS, L.A.O. et al. Impacto da queimada da palha de cana-de-açúcar sobre populações de artrópodes edáficos. **FAZU em Revista**, n. 10, p. 27-35, 2013.
- SILVEIRA, L.F. et al. Para que servem os inventários de fauna? **Estud. Av.**, v. 24, n. 68, 2010.
- SILVESTRE, R.R.; BRANDÃO, C.R.F.; SILVA, R.R. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los grêmios del Cerrado, In: FERNÁNDEZ, F. (Org.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos, Alexander von Humboldt, 2003. p. 113-148.
- SOUZA, D.R. et al. Field methods for the study of ants in sugarcane plantations in southeastern Brazil. **Sci. Agric.**, v. 67, n. 6, p. 651-657, 2010a.
- SOUZA, D.R. et al. Ant diversity in a sugarcane culture without the use of straw burning in southeast, São Paulo, Brazil. **Am. J. Agric. Biol. Sci.**, v. 5, n. 2, p. 183-188, 2010b.
- SOUZA-SILVA, C.R. et al. Uso do P-32 no estudo de predadores de *Diatraea saccharalis* (Fabricius, 1794) (Lepidoptera: Pyralidae). **An. Soc. Entomol. Bras.**, v. 21, p. 133-138, 1992.
- SOUZA, D.R. Estrutura das comunidades de formigas de serapilheira em florestas de *Eucalyptus saligna* SM e de Mata Atlântica. 2014. 163f. Tese (Doutorado), Universidade de Mogi das Cruzes, Mogi das Cruzes, 2014.
- SUGUITURU, S.S. et al. (Orgs.). **Formigas do Alto Tietê**. Bauru: Canal 6, 2015. 456p.
- VASCONCELOS, H.L., LEITE, M.F., VILHENA, J.M.S., LIMA, A.P.; MAGNUSSON, W.E. Ant diversity in an Amazonian savanna: relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. **Austral Ecol.**, v. 33, p. 221-231, 2008.
- VERDÚ, J.R.; NUMA, C.; HERNÁNDEZ-CUBA, O. The influence of landscape structure on ants and dung beetles diversity in a Mediterranean savana – Forest ecosystem. **Ecol. Indic.**, v. 11, p. 831-839, 2011.
- WILSON, E.O. Which are the most prevalent ant genera? **Stud. Entomol.**, v. 19, p. 187-200, 1976.
- WILSON, E.O.; HÖLDOBLER, B. Eusociality: origin and consequences. **Proc. Nat. Acad. Sci.**, v. 102, p. 13367-13371, 2005.

## AÇÃO DE PRODUTOS UTILIZADOS NO CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE AS FORMIGAS CORTADEIRAS

---

Gabriela Ortiz, Priscila Cintra Socolowski,  
Alexsandro Santana Vieira, Odair Correa Bueno

As formigas cortadeiras são apontadas como as principais pragas de ecossistemas agrícolas e florestais. Elas atacam as plantas em qualquer fase de desenvolvimento e são de difícil controle. Por esse motivo, são apontadas como as principais pragas de ecossistemas agrícolas e florestais, causando prejuízos consideráveis ao atacar as plantas em qualquer fase de desenvolvimento e sob vasta ocorrência (CALDATO et al., 2011).

A maior parte das investigações sobre a ação de pesticidas sobre formigas limita-se à erradicação de espécies-alvos, sem considerar os efeitos sobre as comunidades (CHONG et al., 2007). Porém, considerando-se a grande quantidade utilizada, a alta toxicidade do fipronil e o alto potencial de contaminação da rede hidrográfica e solo, tornam-se relevantes os estudos ecotoxicológicos e de avaliação do potencial de risco desse inseticida também sobre os organismos-alvos.

A avaliação do comprometimento ambiental, resultante da ação de contaminantes químicos presentes no meio ambiente, deve ser feita de maneira integrada, utilizando tanto organismos indicadores capazes de responder às possíveis alterações induzidas na biota, como também por outras metodologias que auxiliem no diagnóstico. As análises devem levar em consideração os conceitos ecológicos, toxicológicos e químicos, para que se possa obter um resultado adequado e abrangente dos efeitos sofridos pelo ambiente e que possibilite a compreensão dos

impactos gerados pelos compostos xenobióticos sobre os organismos eventualmente expostos.

Em 2010, o Brasil foi considerado o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, com uma área plantada de cerca de nove milhões de hectares e 731 milhões de toneladas colhidas (IBGE, 2010). Após um ano de 2014 ruim, quando a produção de cana-de-açúcar do país retraiu 4% na relação com 2013 em função dos preços externos, e de um ano muito seco e quente nas principais regiões produtoras, em 2015, a produção cresceu 2,4% em comparação com 2014 e alcançou 755 milhões de toneladas (IBGE, 2015).

A aplicação de pesticidas é comum em ecossistemas agrícolas, porém, poucos estudos têm considerado as alterações morfológicas e fisiológicas de xenobióticos sobre formigas e seu impacto no ecossistema. O fipronil age no sistema nervoso ligando-se aos receptores do ácido gama-aminobutírico (GABA), que controlam o fluxo de íons cloro através da membrana da célula nervosa, causando inibição da transmissão sináptica. Dessa forma, a ausência de inibição sináptica causa hiperexcitação, convulsão e paralisia do sistema nervoso central (SNC), levando o organismo à morte (EL HASSANI et al., 2005). O tiametoxam faz parte de um grupo químico denominado de neonicotinoide. Nas doses letais, pode levar o inseto à morte pela hiperexcitação ou paralização do metabolismo (BORTOLLI et al., 2003).

A busca por novos ingredientes ativos é intensa, mobilizando setores da indústria. Até o momento, porém, nenhum produto, seja ele biológico ou de origem botânica, sintético ou natural, apresentou resultados satisfatórios ao ponto de usá-lo em condições de campo, apesar do esforço mútuo de todos os agentes envolvidos para que isso ocorra o mais breve possível. Apesar de muitos estudos toxicológicos serem realizados com inseticidas, os quais podem ser químicos ou de origem vegetal, com o intuito de buscar alternativas que causem o menor dano ambiental e interfira o menos possível no equilíbrio natural dos ecossistemas e/ou agroecossistemas, poucos estudos estão voltados para conhecimento das alterações morfológicas causadas nos órgãos das formigas pelo uso desses produtos (CALDATO et al., 2011).

Dessa maneira, o presente capítulo apresenta os resultados da avaliação da toxicidade da vinhaça da cana-de-açúcar *in natura*,

concentrada e também de extratos *in natura* e após fermentação, e principalmente a toxicidade dos pesticidas fipronil e tiametoxam realizada pela observação de alterações morfológicas nos seguintes órgãos das formigas cortadeiras: cérebro, intestino médio, túbulos de Malpighi, corpo gorduroso e glândula pós-faríngea avaliados por diferentes ferramentas microscópicas.

### 9.1. AÇÃO DA VINHAÇA SOBRE O TEMPO DE SOBREVIVÊNCIA DAS FORMIGAS CORTADEIRAS

Os resultados obtidos para os bioensaios realizados com a vinhaça para a avaliação da sobrevivência das formigas cortadeiras estão apresentados através das análises gráficas das curvas de sobrevivência e das tabelas que resumem as porcentagens acumuladas de mortalidade diária, o tempo de sobrevivência mediana (Md) e a interpretação do teste “log rank” (Figura 1).

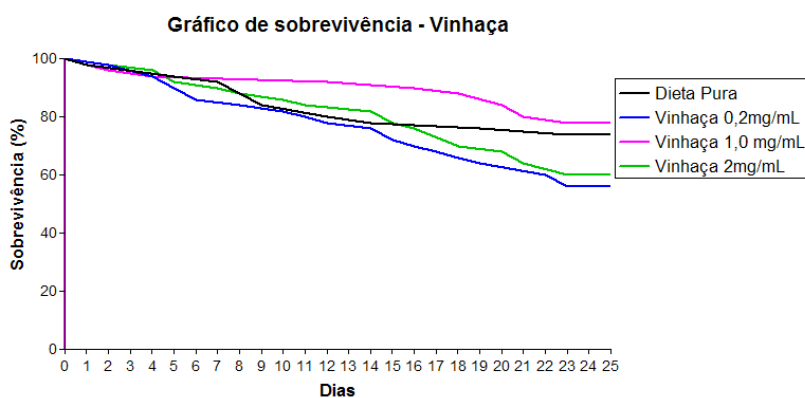


FIGURA 1. Curvas de sobrevivência de operárias de *Atta sexdens rubropilosa* submetidas a bioensaio de incorporação em dieta artificial com vinhaça nas concentrações 0,2mg/mL, 1mg/mL e 2mg/mL.

A análise estatística revelou que as concentrações 0,2mg/mL, 1mg/mL e 2mg/mL dos extratos de vinhaça não apresentaram valores significativos quando comparadas com o controle dieta pura. O tempo

de sobrevivência mediana das formigas tratadas com os extratos de vinhaça foram superiores a 25 dias para as concentrações 0,2mg/mL, 1mg/mL e 2mg/mL. O controle dieta pura também apresentou mediana superior a 25 dias. As concentrações 0,2mg/mL, 1mg/mL e 2mg/ml apresentaram, respectivamente, 42%, 22% e 40% de mortalidade das operárias até o término do experimento (Tabela 1).

**TABELA 1.** Mortalidade acumulada e sobrevivência mediana (Md) de operárias de *Atta sexdens rubropilosa* submetidas ao bioensaio de incorporação em dieta artificial com vinhaça nas concentrações 0,2mg/mL, 1mg/mL e 2mg/mL.

Tratamento	% acumulada de mortalidade por dia										Md *
	1	2	3	6	8	10	14	17	21	25	
<b>Dieta Pura</b>	2	2	2	6	12	16	22	22	24	26	>25a
<b>Vinhaça 0,2mg/mL</b>	0	2	2	14	16	18	24	32	36	42	>25a
<b>Vinhaça 1mg/mL</b>	2	4	4	6	6	6	8	10	20	22	>25a
<b>Vinhaça 2mg/mL</b>	0	2	2	8	12	14	18	24	36	40	>25a

\* Letras distintas em relação ao controle indicam diferença significativa de acordo com o teste “log rank” (p<0,05).

## 9.2. AÇÃO DOS INSETICIDAS FIPRONIL E TIAMETOXAM SOBRE OS DIFERENTES ÓRGÃOS DE FORMIGAS CORTADEIRAS

### 9.2.1. Cérebro

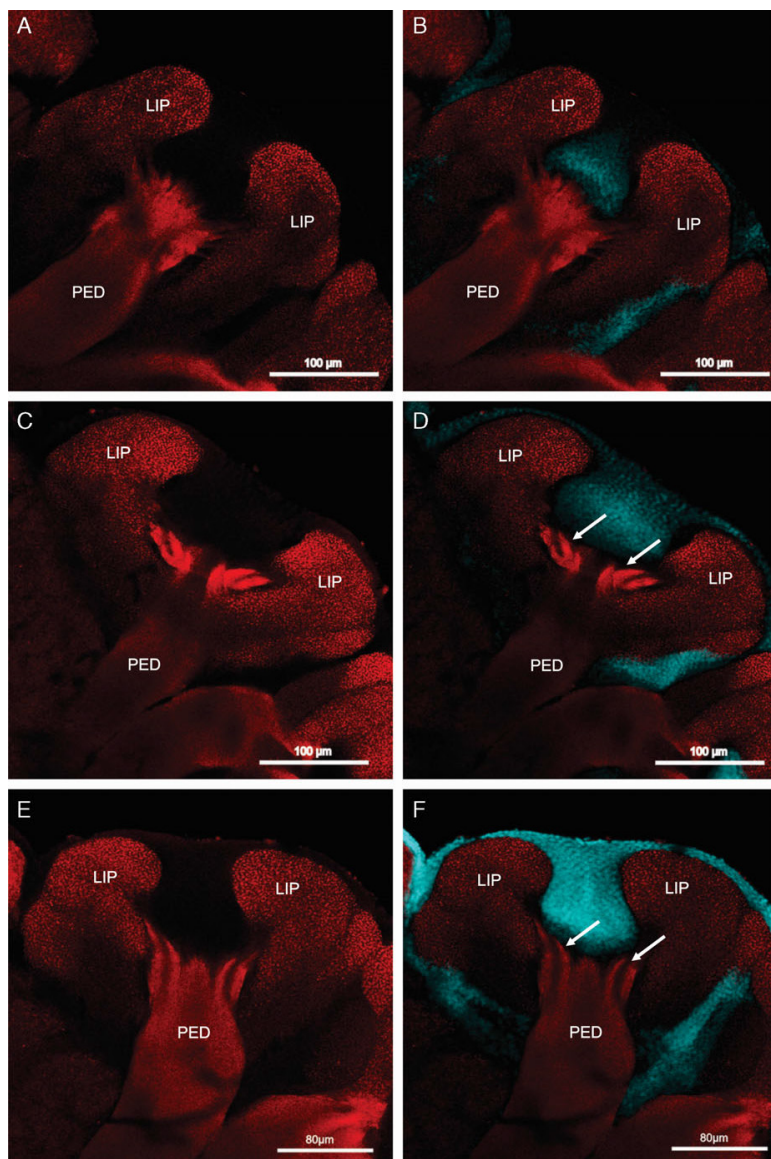
A notoriedade das formigas cortadeiras como pragas não é evidente em áreas onde elas são nativas (ecossistemas da floresta tropical americana), entretanto, essas formigas são reconhecidas como pragas em ambientes alterados pelo homem, como agriculturas e campos de reflorestamento, mas não em ambientes naturais (DELLA LUCIA et al., 2014). A aplicação de inseticidas, como o fipronil e o tiametoxam, e das adubações nitrogenada e fosfatada são práticas necessárias para se atingir maior produtividade.

Estudos morfológicos que consideram os efeitos dos inseticidas são raros. A maioria dos estudos aplica testes que envolveram atratividade, controle na eficácia e tratamento com iscas granuladas com base em polpa cítrica e diferentes ingredientes ativos aplicados.

O protocolo de imunofluorescência, combinando anti-sinapsina e coloração para faloidina f-actina com observação sob microscopia confocal de alta resolução, tem se mostrado uma ferramenta importante para visualizar e analisar estruturas sinápticas nos insetos em geral. Quando insetos dos gêneros *Apis*, *Bombus*, *Osmia*, *Atta* e *Camponotus* foram examinados, os dados revelaram altas densidades de microglômeros (complexos sinápticos) na região do lobo cerebral em formigas. Esses resultados se devem à grande importância do olfato para as formigas (GROH; ROSSLER, 2011).

Em estudo publicado recentemente, a ação neurotóxica de doses do fipronil foi avaliada nos corpos pedunculados dos cérebros da formiga-cortadeira *Atta sexdens rubropilosa* por meio de imunofluorescência para a proteína sinapsina. Para a realização dos bioensaios, foi estabelecido o valor da  $DL_{50}$ , que resultou em 1,42ng/formiga.

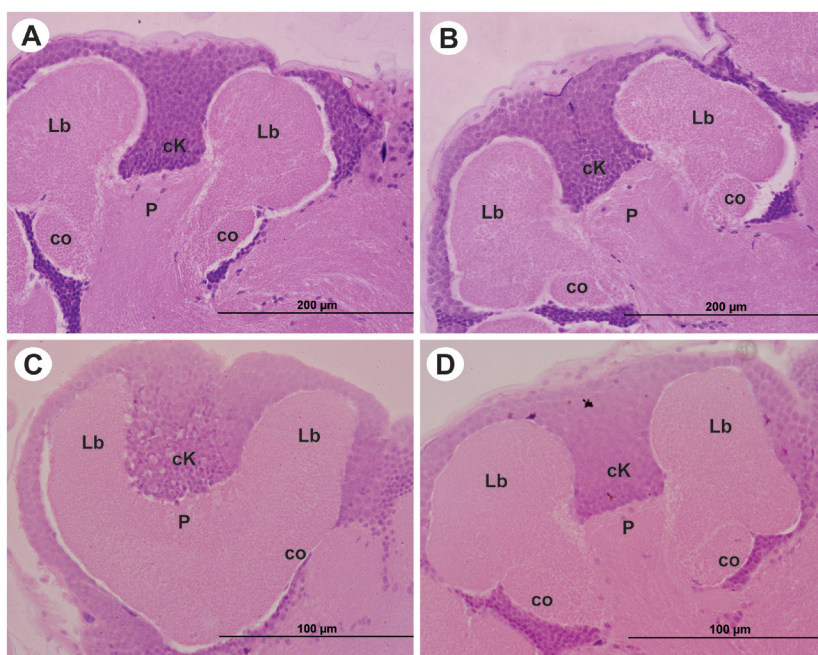
Os resultados revelaram que a marcação para a proteína sinapsina foi mais evidente nos cérebros de formigas expostas ao inseticida, especificamente nas regiões dos corpos pedunculados, comparando-se aos grupos-controle. A intensidade da fluorescência emitida foi medida nas áreas dos corpos pedunculados, e os resultados estatísticos evidenciaram que a intensidade da fluorescência nos grupos tratados com  $DL_{50/10}$  e  $DL_{50/100}$  foi quase o dobro se comparadas ao grupo-controle (Figura 2) (CINTRA-SOCOLOWSKI et al., 2015). A ação do fipronil sobre as formigas, mesmo em doses subletais, intensificou a marcação para sinapsina, sugerindo aumento da liberação de neurotransmissores cerebrais, que são relacionados à neurotoxicidade e à super excitação. O uso desse inseticida, mesmo em doses subletais, pode ocasionar dois efeitos diferentes: comprometimento das operações de manutenção das colônias e estabelecimento de resistência nos insetos (CINTRA-SOCOLOWSKI et al., 2015).



**FIGURA 2.** Sinapsina no cérebro da formiga-cortadeira *A. sexdens rubropilosa*. Imagens de microscopia confocal mostrando a marcação da sinapsina na cor vermelha (anti-Synorf-1 e Cy5) e núcleo na cor ciano (DAPI). A - B. Projeção máxima de secções ópticas de montagem total dos cérebros. Grupo-controle C - D. Corpos pedunculados dos grupos tratamento com DL<sub>50/100</sub>. E - F. Corpos pedunculados dos grupos tratamento DL<sub>50/100</sub>. LIP: lobo infero-partietal; PED: pedúnculo. Intensa



Os inseticidas fipronil e tiametoxam também foram utilizados no experimento com o objetivo de verificar possíveis alterações morfológicas no cérebro de formigas cortadeiras *A. sexdens rubropilosa* por microscopia de luz. Os resultados obtidos estão presentes na Figura 3. Alterações morfológicas nos corpos pedunculados não foram observadas nos grupos de formigas expostas ao fipronil na concentração de  $DL_{50/10}$  e no grupo de controle (Figura 3A e 3B). Os resultados mostraram que no grupo tratamento e no grupo-controle foram observados núcleos celulares preservados, coloração uniforme pela Hematoxilina-Eosina, ausência de células condensadas e quaisquer indicativos de morte celular (Figuras 3A e 3B). Os resultados obtidos para o tiametoxam foram similares aos obtidos com o uso do fipronil (Figuras 3C e 3D).



**FIGURA 3.** Corpos pedunculados de *A. sexdens rubropilosa* nas condições experimentais controle 24 horas (A) e tratado topicamente com fipronil na dose  $DL_{50/10}$  após 24 horas (B) e controle 24 horas (C), e tratado topicamente com tiametoxam na dose de  $DL_{50/10}$  por 24 horas (D). Coloração: Hematoxilina – Eosina. Lb- Lobo; co- colar; cK- células de Kenyon; P- pedúnculo (JUNQUEIRA; JUNQUEIRA, 1983) (Figuras A e B modificadas de CINTRA-SOŁOŁOWSKI, 2015).

Nos cérebros complexos de Hymenoptera, os cálices dos corpos pedunculados recebem estímulos olfatórios, visuais e gustativos, sendo que, nas formigas, esses circuitos são muito densos (GROH et al., 2014; GRONENBER; HÖLLDOBLER, 1999; SCHRÖTER; MENZEL, 2003). Portanto, moléculas que interferem nestas conexões entre as áreas de recepção dos estímulos e as células responsáveis pelo processamento podem prejudicar atividades neurais importantes. Formigas podem ter uma maior capacidade de processar informações e de constituir memórias, especialmente a integração da região olfatória, que é importante para o relacionamento com o meio ambiente, afetando os indivíduos e a colônia. Os resultados obtidos evidenciaram a ação das doses subletais do fipronil, precisamente sobre essas áreas, bloqueando os canais de cloro nos neurônios GABA (CINTRA-SOCOLOWSKI et al., 2015).

### 9.2.2. Intestino médio (ventrículo), túbulos de Malpighi, glândula pós-faríngea e corpo gorduroso da formiga-cortadeira *Atta sexdens rubropilosa*

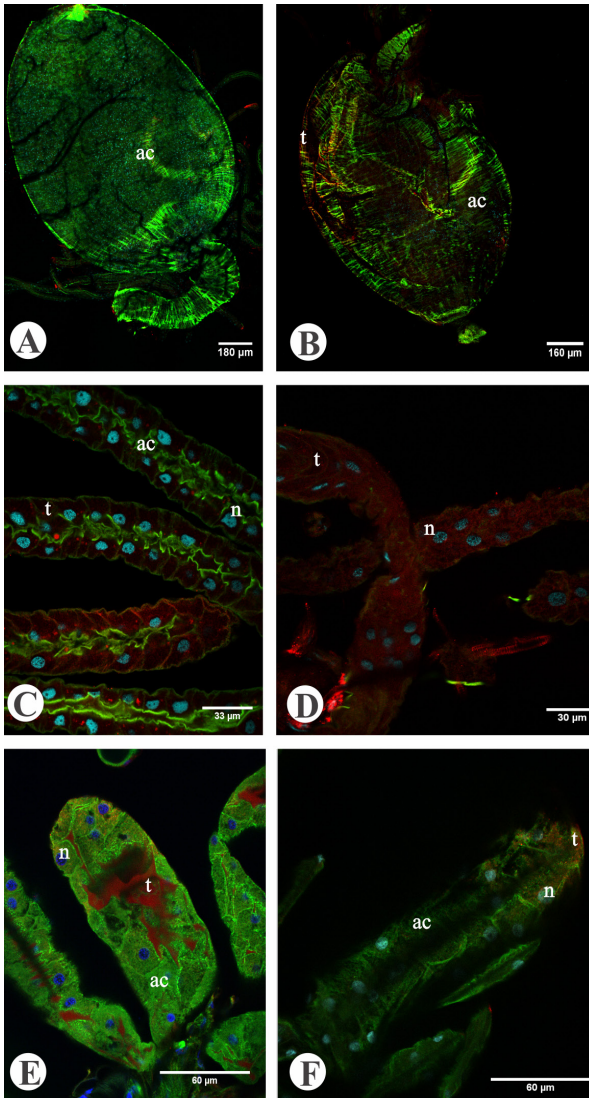
Em ambientes agrícolas, onde é necessário o controle de populações de *A. sexdens*, a dose média indicada para o controle dessas formigas nas plantações de cana-de-açúcar é de 600 ng $\mu$ L<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> (AGROFIT, 2013) acima dos valores de DL<sub>50</sub> estabelecidos. No entanto, não existem sistemas de aplicação desenvolvidos para assegurar que as doses atinjam os insetos-alvos, levando à utilização da molécula em doses mais elevadas do que as necessárias para controlar a população. A utilização de grandes quantidades de produtos agroquímicos pode ser considerada como prejudicial sobre outras espécies de formigas que não afetam a agricultura ou outros insetos benéficos, tais como abelhas. Populações de interesse agrícola em contato contínuo com essas doses letais ou mesmo subletais podem desenvolver resistência e requerem novos métodos de controle.

O ventrículo, os túbulos de Malpighi e as glândulas pós-faríngeas foram dissecados após 4h, 24h e 48h após a aplicação de fipronil de 1.42 (DL<sub>50</sub>), 0.142 (DL<sub>50/10</sub>) e 0.0142 (DL<sub>50/100</sub>) ng por formiga; e aplicação de tiametoxam de 9.31 (DL<sub>50</sub>), 0.931 (DL<sub>50/10</sub>) e 0.0931 (DL<sub>50/100</sub>) ng por formiga. Nos órgãos, foram utilizados marcadores para o citoesqueleto

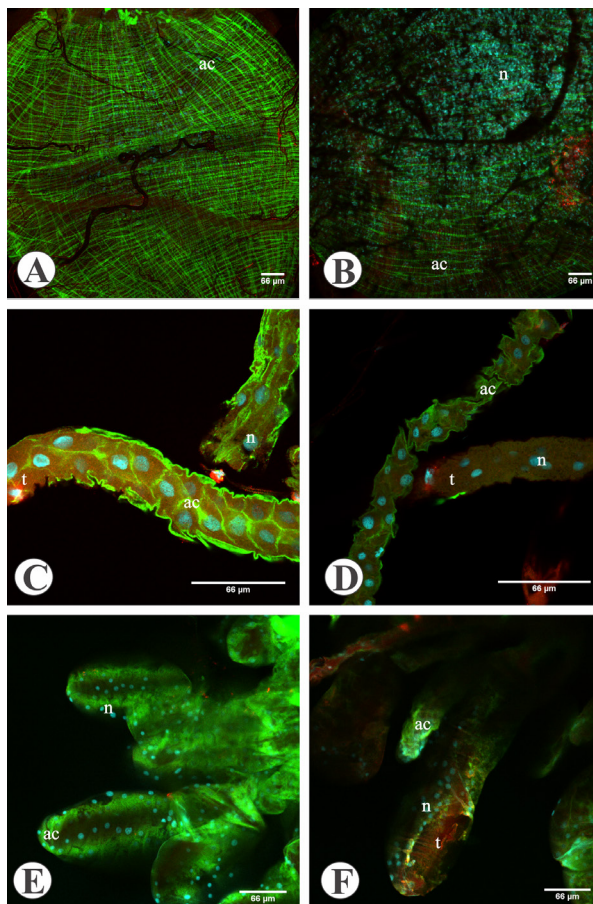
como a actina-F conjugado com Alexa Fluor® 488 Phalloidin (Thermo Fisher, Life Invitrogen) e como a alfa e beta-tubulina conjugado com Cy5 (Thermo Fisher, Life Invitrogen) e contracolorados com DAPI para marcação do núcleo, após os órgãos foram examinados por microscópio confocal de varredura a laser. A intensidade da fluorescência emitida para actina-F e alfa e beta-tubulina foi medida usando o programa ImageJ e foi aplicado o teste estatístico paramétrico ANOVA one-way usando o programa BioEstat. Os resultados da análise estatística mostram que existem diferenças estatísticas significativas entre o grupo-controle e os grupos DL<sub>50/10</sub> e DL<sub>50/100</sub> nos grupos de formigas expostos ao fipronil durante 48 horas na glândula pós-faríngea para actina-F (F= 44.2616, p<0.0001) e alfa e beta-tubulina (F=8.1588, p<0.0019), no ventrículo para actina-F (F=57.3034, p<0.0001) e alfa e beta-tubulina (F=69.2708, p<0.0001), e nos túbulos de Malpighi para actina-F (F=45.6081, p<0.0001) e alfa e beta-tubulina (F=20.266, p<0.0001). As diferenças estatísticas significativas também ocorreram entre o grupo-controle e os grupos DL<sub>50/10</sub> e DL<sub>50/100</sub> nos grupos de formigas expostos ao tiametoxam durante 48 horas na glândula pós-faríngea para actina-F (F=100.0791, p<0.0001) e alfa e beta-tubulina (F=14.8226, p<0.0002), no ventrículo para actina-F (F=44.2578, p<0.0001) e alfa e beta-tubulina (F=18.8794, p<0.0001), nos túbulos de Malpighi para actina-F (F=31.9036, p<0.0001) e alfa e beta-tubulina (F=18.9105, p<0.0001). Portanto, ambos inseticidas, fipronil e tiametoxam, provocaram alterações no citoesqueleto dos órgãos investigados da formiga-cortadeira *A. sexdens rubropilosa*.

A fim de mostrar essas alterações no citoesqueleto, as imagens obtidas por meio da microscopia confocal mostram a perda da fluorescência tanto na glândula pós-faríngea, quanto no ventrículo e nos túbulos de Malpighi em formigas expostas a ambos inseticidas. Os principais resultados mostraram uma fluorescência bem mais intensa no grupo não expostos ao fipronil, marcação na cor verde da actina-F, na cor vermelho a alfa e beta-tubulina, e na cor azul a marcação do núcleo, a intensidade das fluorescências emitidas vão diminuindo gradativamente até se mostrar bem mais fraca na maior dose subletal DL<sub>50</sub> (Figura 4). Nos grupos de formigas expostas ao tiametoxam, também pode ser observada a perda da intensidade da fluorescência emitida nos

órgãos (Figura 5). Dessa maneira, as análises evidenciaram a degradação do citoesqueleto dos órgãos investigados.



**FIGURA 4.** Microscopia Confocal mostrando a perda da fluorescência nos órgãos durante o tratamento com fipronil, marcação de actina-F (ac) na cor verde, a alfa e beta-tubulina (t) na cor vermelho, e os núcleos (n) na cor azul. A. B. Ventrículo: A. Controle 4h. B. DL<sub>50</sub> 48h. C. D. Túbulos de Malpighi: C. Controle 4h. D. DL<sub>50</sub> 48h. E. F. Glândula pós-faríngea: E. Controle 4h. F. DL<sub>50</sub> 48h.

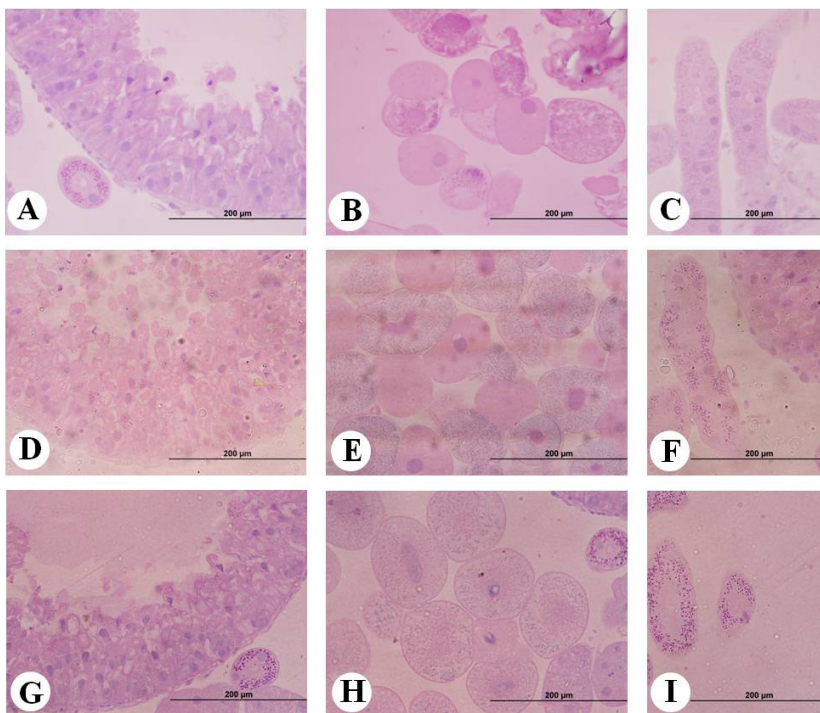


**FIGURA 5.** Microscopia Confocal mostrando a perda da fluorescência nos órgãos durante o tratamento com tiametoxam, marcação de actina-F (ac) na cor verde, a alfa e beta-tubulina (t) na cor vermelho, e os núcleos (n) na cor azul. **A.B.** Ventrículo: **A.** Controle 4h. **B.** DL<sub>50</sub> 48h. **C. D.** Túbulos de Malpighi: **C.** Controle 4h. **D.** DL<sub>50</sub> 48h. **E. F.** Glândula pós-faríngea: **E.** Controle 4h. **F.** DL<sub>50</sub> 48h.

As alterações morfológicas em diferentes órgãos foram observadas tanto na microscopia confocal quanto na microscopia de luz quando o grupo de formigas foi exposto a concentrações letais (CL). Os resultados obtidos a partir do ventrículo, túbulos de Malpighi, glândula pós-faríngea e corpo gorduroso de formigas cortadeiras encontram-se apresentados nas Figuras 6 e 7. Na análise histológica por meio da microscopia

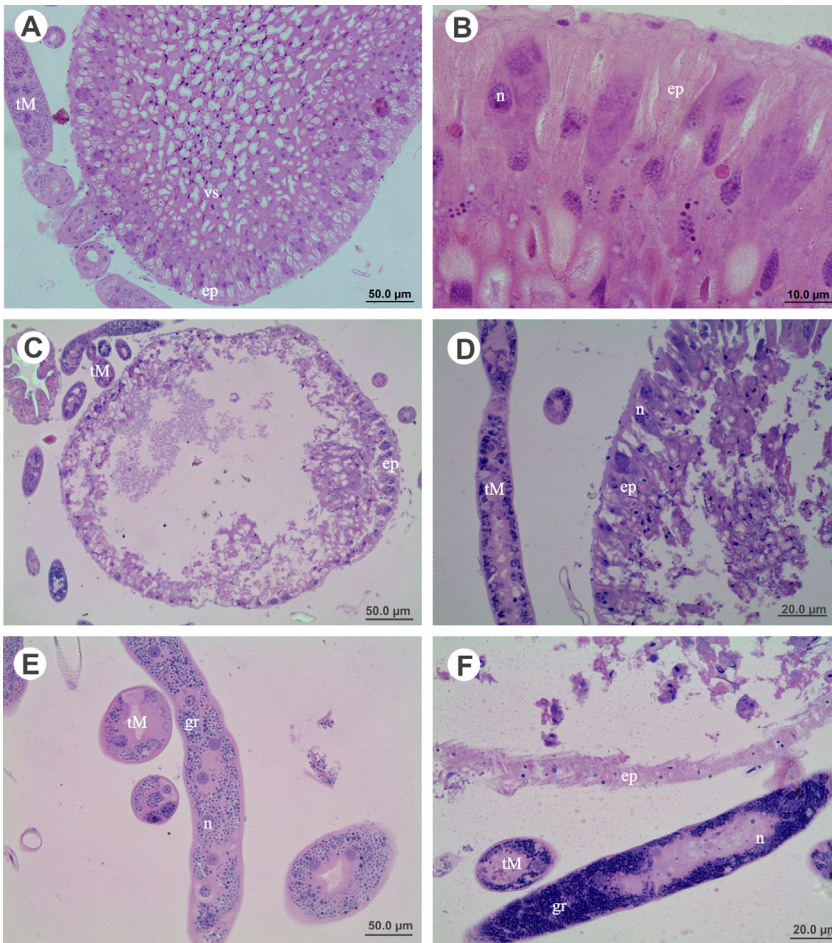
de luz, nos grupos-controle, o ventrículo, os túbulos de Malpighi e a glândula pós-faríngea não apresentaram alterações morfológicas evidentes (Figuras 6A-C, 7A, C, 8A e 8C). No entanto, no ventrículo dos grupos tratados tanto com o fipronil quanto com o tiametoxam, foi observada a picnose nuclear de células durante o tratamento, além da drástica diminuição da quantidade de vesículas de secreção no epitélio ventricular e a grande quantidade de vacuolização do citoplasma das células digestivas (Figuras 6D, G, 7C e 7D). Tais vacúolos podem ser reflexo de morte celular programada do tipo autofágica. Nos dados obtidos para os túbulos de Malpighi, verificou-se novamente regiões citoplasmáticas vacuolizadas, além de núcleos picnóticos e uma aparente diminuição na quantidade de grânulos mineralizados em relação aos grupos-controle, embora seja difícil quantificar esses grânulos (Figuras 6F, I, 7F). De acordo com Caetano e Cruz-Landim (1983), esses grânulos são compostos de resíduos metabólicos de filtrados da hemo-linfa. Como a grande quantidade e grau de desenvolvimento de grânulos basofílicos indicam elevada atividade metabólica celular (ARAB; CAETANO, 1999), a redução de anéis concêntricos dentro dos grânulos observados nos órgãos das formigas dos grupos tratamentos sugere que o tratamento com os inseticidas pode ter diminuído a atividade secretora da célula dos túbulos de Malpighi.

Nas células do corpo gorduroso, os resultados mostraram nos tratamentos trofócitos com substâncias acumuladas e enócitos com núcleos alterados (Figuras 6E, H).



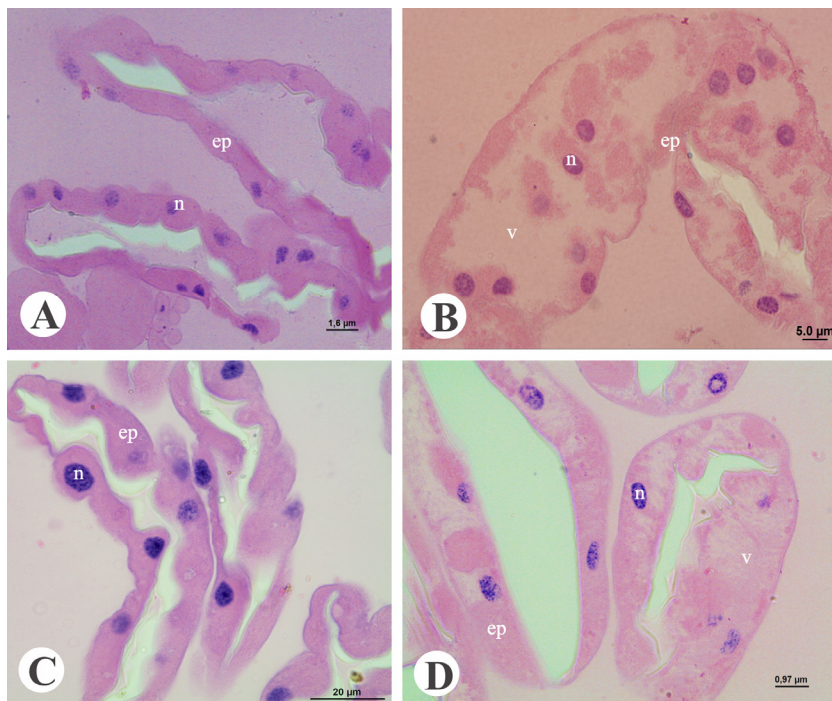
**FIGURA 6.** Ventrículo, corpo gorduroso e túbulos de Malpighi de *A. sexdens rubropilosa* nas condições experimentais: controle 24 horas (A-C) tratados com o inseticida fipronil nas concentrações de  $CL_{50/10}$  por 24h (D-F), e  $CL_{50/100}$  por 24 h (G-I). Coloração Hematoxilina-Eosina.

O grupo-controle da glândula pós-faríngea não apresentou alterações morfológicas evidentes (Figuras 7A e 7C). No entanto, durante o tratamento, houve uma diferença notável na espessura do epitélio das glândulas, além de características indicativas de morte celular evidenciada pela presença de picnose nuclear, núcleos com marginalização cromatínica indicativos de apoptose e regiões citoplasmáticas vacuolizadas (Figuras 8B e 8D).



**FIGURA 7.** Seções histológicas do ventrículo e túbulos de Malpighi dos grupos-controle e dos tratados com tiametoxam– **A.B.** Ventrículo, controle 4h. **C.D.** Ventrículo, DL<sub>50</sub> 48h. – **E.** Túbulos de Malpighi, controle 4h. **F:** Túbulos de Malpighi, DL<sub>50</sub> 48h; onde: ep: epitélio; n: núcleo; vs: vesículas secretoras, tM: túbulos de Malpighi; gr: grânulos basófilos.





**FIGURA 8.** Secções histológicas da glândula pós-faríngea dos grupos-controle e dos tratados – A.B. Fipronil: A. controle 4h. B. DL<sub>50</sub> 48h. C. D. Tiametoxam: C. controle 4h. D. DL<sub>50</sub> 48h; onde: ep: epitélio; n: núcleo; v: regiões citoplasmáticas vacuolizadas.

É interessante notar que as análises morfológicas, no presente estudo, revelaram que as seguintes características típicas de morte celular foram observadas com mais intensidade nos órgãos das formigas tratadas com os inseticidas: picnose nuclear e núcleos com cromatina marginalizados (BOWEN; BOWEN, 1990; BOWEN et al., 1998) e regiões de vacuolização citoplasmática, bem como a presença de vacúolos autofágicos, que são indicativos de macroautofagia (SILVA-ZACARIN, 2007).

As características de morte celular foram notadas com a aplicação de ambos os inseticidas, porém, notou-se uma ação muito mais intensa, ou seja, uma maior degradação dos tecidos com o uso do fipronil, quando comparado ao tiametoxam, ao se analisar o ventrículo,

os túbulos de Malpighi (Figuras 6 e 7), assim como também a glândula pós-faríngea (Figura 8).

Nas formigas expostas às doses subletais dos inseticidas, a intensidade da fluorescência emitida foi bem diferente ao se comparar os grupos-controle e tratados ( $DL_{50/100}$ ,  $DL_{50/10}$  e  $DL_{50}$ ), mostrando-se cada vez mais fraca. Substâncias tóxicas, como as utilizadas no presente estudo, podem ter diferentes efeitos nas diferentes castas e estágios de desenvolvimento, podendo afetar a colônia inteira. Decio et al. (2013) obtiveram os mesmos resultados ao se estudar a glândula pós-faríngea, o ventrículo e os túbulos de Malpighi de formigas expostas ao pesticida hidrametilnona; os autores verificaram que a toxicidade da hidrametilnona foi significativamente maior na presença de óleo de soja, evidenciado pela taxa de mortalidade mais elevada das formigas tratadas com esse composto.

### 9.3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise estatística revelou que as diversas concentrações dos extratos de vinhaça não apresentaram valores significativos quando comparadas com o controle dieta pura. Isto é, a vinhaça não interfere na taxa de sobrevivências da formiga-cortadeira *A. sexdens rubropilosa*.

A atividade do fipronil sobre o cérebro das formigas, mesmo em doses subletais, intensificou a marcação para sinapsina, sugerindo aumento da liberação de neurotransmissores cerebrais, que são relacionados à neurotoxicidade e à super excitação. O uso desse inseticida, mesmo em doses subletais, pode ocasionar dois efeitos diferentes: comprometimento das operações de manutenção das colônias e estabelecimento de resistência nos insetos. Porém, alterações morfológicas nos corpos pedunculados não foram observadas nos grupos de formigas expostas ao fipronil quando comparadas aos grupos-controle.

Os dados toxicológicos, corroborados pelos morfológicos, sugerem que o inseticida fipronil atua diretamente nos outros órgãos aqui analisados, a saber: ventrículo, corpo gorduroso, túbulos de Malpighi e glândula pós-faríngea, bem como na taxa de mortalidade das formigas,

com uma maior eficiência que o inseticida tiametoxam, podendo, assim, ser considerado mais tóxico no presente estudo.

## REFERÊNCIAS

- AGROFIT: Sistema de Agrotóxicos Fitossanitarios. [Online]. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília, Brazil (2010). Disponível em: <[http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit\\_cons/principal\\_agrofit\\_cons](http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons)>. Acesso em: 12 nov. 2013.
- ARAB, A.; CAETANO, F. H. Estudo ultramorfológico dos túbulos de Malpighi de operárias de *Solenopsis* sp. (Hymenoptera, Formicidae). **Naturalia**, v. 24, p. 151-153, 1999.
- BORTOLLI, L.; MONTANARI, R.; MARCELINO, J.; MENDRZYCHI, P.; MAINI, S.; PORRINI, C. Effects of sub-lethal imidacloprid doses on the homing rate and foraging activity of honey bees. **Bulletin of Insectology**, Bologna, v. 56, n. 1, p. 63-67, 2003.
- BOWEN, I. D.; BOWEN, S. M. **Programmed Cell Death in Tumours and Tissues**. London: Chapman and Hall, 1990. 268 p.
- BOWEN, I. D.; BOWEN, S. M.; JONES, A. H. **Mitosis and Apoptosis: Matters of Life and Death**. London: Chapman and Hall, 1998. 182 p.
- CAETANO, F. H.; CRUZ-LANDIM, C. Ultra-estrutura das células colunares do ventrículo de *Camponotus arboreus* (Hymenoptera, Formicidae). **Naturalia**, São Paulo, v. 8, p. 91-100, 1983.
- CALDATO, N.; SILVA, M. S.; FUJIHARA, R. T.; FORTI, L. C. 2011. **Fotossíndade. A Granja - O Brasil Agrícola, Edição 751**.
- CINTRA-SOLOWSKI, P.; ROAT, T. C.; NOCELLI, R. C. F.; NUNES, P. H. FERREIRA, R. A. C.; MALAPINA, O.; BUENO, O. C. Sublethal doses of fipronil intensify synapsin immunostaining in *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae) brains. **Pest. Manag. Sci**, v. 72, p. 907-912, 2015.
- CHONG, C. S.; HOFFMAN, A. A.; THOMSON L. J. Commercial agrochemical applications in Vineyards do not influence ant communities. **Environ. Entomol**, v. 36, p. 1374-1383, 2007.
- DELLA LUCIA, T. M. C.; GANDRA, L. C.; GUEDES, R. N. C. 2014. Managing leaf-cutting ants: peculiarities, trends and challenges. **Pest Manag Sci**, v. 70, p. 14-23, 2014.
- EL HASSANI, A. K. E.; DACHER, M.; GAUTHIER, M.; ARMENGAUD, C. Effects of sublethal doses of fipronil on the behavior of the honeybee *Apis mellifera*. **Pharmacol Biochem Behav**, v. 82, p. 30-39, 2005.
- GROH, C.; RÖSSLER, W. Comparison of microglomerular structures in the mushroombody calyx of neopteran insects. **Arthropod Struct Dev**, v. 40, p. 358-367, 2011.
- GROH, C.; KELBER, C.; GRÜBEL, K.; RÖSSLER, W. Density of mushroom body synaptic complexes limits intraspecies brain miniaturization in highly polymorphic leaf-cutting ant workers. **Proc Biol Sci**, v. 281, DOI: 10.1098/rspb.2014.0432, 2014.
- GRONENBERG, W.; HÖLDOBLER, B. Morphologic representation of visual and antennal information in the ant brain. **J Comp Neurol**, v. 412, p. 229-240, 1999.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. [Online]. Disponível em: <[ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao\\_Agricola/Producao\\_Agricola\\_Municipal\\_\[anual\]/2013/pam2013.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_Agricola_Municipal_[anual]/2013/pam2013.pdf)>. Acesso em: 15 dez. 2014.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. [Online]. Disponível em: <<http://www.fetecpr.org.br/valor-bruto-da-producao-da-pecuaria-brasileira-atingira-r-195-bilhoes-em-2015/>>. Acesso em: 20 out. 2016.

JUNQUEIRA, L. C. U.; JUNQUEIRA, L. M. M. S. **Técnicas básicas de citologia e histologia**. Livraria Editora Santos, p. 48-81, 1983.

SILVA-ZACARIN, E. C. M. Autophagy and apoptosis coordinate physiological cell death in larval salivary glands of *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). **Autophagy**, v. 3, p. 516-518, 2007.

SCHRÖTER, U.; MENZEL, R. A new ascending sensory tract to the calyces of the honeybee mushroom body, the subesophageal-calycal tract. **J Comp Neurol**, v. 465, p. 168-178, 2003.

# IMPACTO DE RESÍDUOS (VINHAÇA E BIOSSÓLIDO) LANÇADOS NO CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR EM REPRESENTANTES DA FAUNA EDÁFICA

---

Raphael Bastão de Souza, Cristina Moreira-de-Souza,  
Cintya Aparecida Christofolletti, Cleiton Pereira de Souza,  
Carmem Silvia Fontanetti

Os invertebrados da fauna terrestre têm sido os mais utilizados como organismos bioindicadores com o intuito de avaliar os efeitos causados por substâncias tóxicas aplicadas no solo (FONTANETTI et al., 2011). Esses organismos são recomendados para estudos ecotoxicológicos, principalmente, por estarem em contato direto com o solo e seus possíveis contaminantes. Além disso, são fáceis de coletar, manusear e manter em laboratório e permitem a avaliação de vários parâmetros.

Ao se utilizar o lodo de esgoto, o biossólido e a vinhaça (*in natura*, concentrada ou remediada) como fertilizante, deve-se atentar para o potencial tóxico que eles possuem, uma vez que tais resíduos podem apresentar nas suas constituições diferentes contaminantes. Para a avaliação das respectivas toxicidades, os organismos mais empregados são diplópodos (Figura 1A), minhocas (Figura 1B), colêmbolos (Figura 1C) e enquitreídeos (Figura 1D). O uso desses organismos, por meio de testes histopatológicos, de reprodução, de mortalidade e de fuga, permite avaliar como os resíduos mencionados agem no solo e afetam sua biodiversidade.

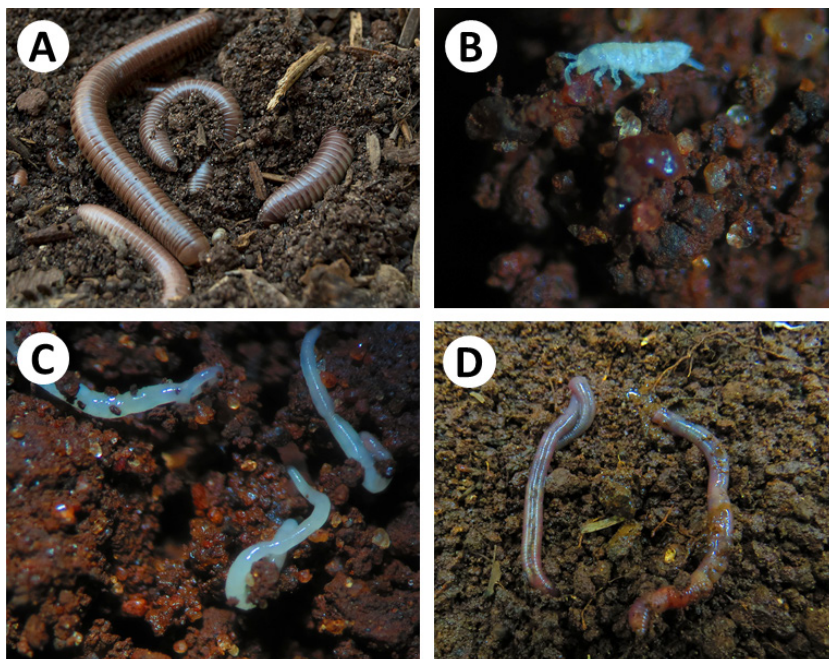


FIGURA 1. A. Diplópodo (*Rhinocricus padbergi*); B. Colêmbolo (*Folsomia candida*); C. Enchytraeídeo (*Enchytraeus crypticus*); D. Minhoca (*Eisenia fetida*).

Os processos de tratamentos primários e secundários que originam o lodo concentram metais traço, os quais podem entrar na cadeia trófica e causar distúrbios na biodiversidade (NOGUEIRA et al., 2013; USMAN et al, 2012). Dentre os mais comuns, encontram-se o arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn). As concentrações encontradas em cada tipo de lodo dependem de sua procedência (residencial, industrial ou mista) e também do tipo de processo de tratamento empregado (ALVAREZ et al., 2008). Assim como os metais, a maior parte dos compostos xenobióticos presentes no lodo também não é removida pelos processos de tratamento que dão origem ao biossólido (ÖĞLENİ; ÖZDEMİR, 2010).

A composição química da vinhaça de cana-de-açúcar também varia em função da individualidade de cada planta utilizada na produção do etanol, bem como do posterior processo de destilação empregado

pela indústria sucroalcooleira (CHRISTOFOLETTI et al., 2013a). No geral, a matéria orgânica é um dos principais constituintes da vinhaça, sob a forma de ácidos orgânicos e cátions como o potássio, cálcio e magnésio (GIANCHINI; FERRAZ, 2009). No entanto, estudos realizados por Christofolletti et al. (2012; 2013a) revelaram que, além do alto conteúdo de matéria orgânica, a vinhaça da cana-de-açúcar apresenta vários metais em sua composição, tais como cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni) e zinco (Zn).

No Brasil, considerando a destinação desses resíduos no solo, têm-se a norma P4.231 da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), responsável por normatizar a aplicação de vinhaça no solo; contudo, essa norma beneficia apenas os critérios para a prevenção de mudanças nas características químicas; efeitos ecológicos da sua aplicação não são considerados, principalmente aqueles relacionados à fauna do solo (ALVES et al., 2015). Para o lodo de esgoto, o órgão responsável por regulamentar sua destinação é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da resolução 375/2006. De acordo com essa normativa, a aplicação máxima anual de lodo e produtos derivados em toneladas por hectare não pode exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura e o teor de nitrogênio disponível no lodo ou seu derivado.

A vinhaça possui conhecido potencial tóxico para organismos aquáticos (MARINHO et al., 2014), porém, os estudos sobre sua toxicidade para organismos do solo são escassos. Sabe-se, no entanto, que, por possuir elevado conteúdo de matéria orgânica, apresenta prejuízo em potencial à biodiversidade do solo, tanto que pode ser utilizado no controle de fitonematoides na própria cultura de cana-de-açúcar (PEDROSA et al., 2005; CAIXETA et al., 2011; MATOS et al., 2011). Devido a isso, estudos com enfoques ecotoxicológicos ainda são necessários a fim de avaliar o seu real impacto na fauna edáfica. Por outro lado, o lodo de esgoto possui vários dados que indicam sua toxicidade sobre esses organismos.

Dessa forma, a disposição de resíduos como os supracitados pode apresentar riscos para o meio ambiente, principalmente a organismos não alvos. Como a fauna edáfica possui papel fundamental na decomposição e mineralização do solo e, conseqüentemente, na sua

fertilidade, as consequências geradas pela aplicação desses resíduos na agricultura devem ser identificadas e avaliadas com vistas a favorecer a sustentabilidade.

Várias ferramentas podem ser utilizadas e aplicadas nos diferentes bioindicadores citados acima para avaliação de amostras de solo, dentre estas destacaremos a histopatologia, a imunohistoquímica e as avaliações comportamentais.

## 10.1. HISTOPATOLOGIA

A detecção de vários tipos de danos em diferentes tecidos e células é possível por meio do uso de biomarcadores morfológicos, os quais são capazes de prover evidências qualitativas de adaptações funcionais devido à exposição aos contaminantes. Sendo assim, a análise qualitativa de tais alterações antes da morte do organismo é uma ferramenta utilizada para indicar um nível inicial de toxicidade (FONTANETTI et al., 2011).

Os estudos envolvendo a utilização de diplópodos como bioindicadores para a avaliação da toxicidade da vinhaça e do lodo de esgoto ressaltam, sobretudo, as alterações histopatológicas do intestino médio da espécie. Esse órgão é composto por um epitélio, membrana basal, camada muscular, células hepáticas e membrana externa (Figura 2A); o epitélio possui três diferentes tipos celulares: as células absorptivas, regenerativas e secretoras. Além de participar da maior parte do processo de digestão, o intestino médio desses animais atua como uma barreira para prevenir a entrada de substâncias tóxicas e impedir sua disseminação pelo resto do organismo, funcionando, assim, como um órgão de detoxicação (FONTANETTI et al., 2015).

Nogarol e Fontanetti (2010) expuseram diplópodos a três diferentes concentrações de lodo (1, 10 e 50%) por três períodos (7, 15 e 90 dias). Nos animais expostos por sete dias nas concentrações de 1 e 10%, a principal alteração observada foi renovação epitelial (Figura 2B) e liberação de vesículas de secreção (Figura 2C). Nos animais expostos a 50%, além da intensa renovação epitelial, foi observada grande quantidade de grânulos citoplasmáticos nas células hepáticas (Figura 2D). Nos animais expostos por 15 dias, foram observadas as mesmas alterações em todas as



concentrações; presença de hemócitos (Figura 2B) também foi observada, principalmente nos animais expostos na concentração de 50%. Nos animais expostos por 90 dias, a principal alteração foi a presença de grânulos citoplasmáticos nas células hepáticas e na região apical das células absortivas do epitélio. As alterações encontradas sugerem a existência de substâncias tóxicas na amostra analisada, sendo que diferentes concentrações desencadeiam respostas com intensidades distintas.

Ao expor diplópodos a uma amostra de lodo proveniente de uma cidade do interior do estado de São Paulo, Godoy e Fontanetti (2010) observaram grande quantidade de grânulos citoplasmáticos nas células hepáticas dos indivíduos expostos por uma semana, enquanto que intensa renovação epitelial e presença de hemócitos por entre as células hepáticas foi observada nos indivíduos expostos por duas semanas. Portanto, nesse estudo, a amostra de lodo utilizado também apresentou toxicidade para a espécie.

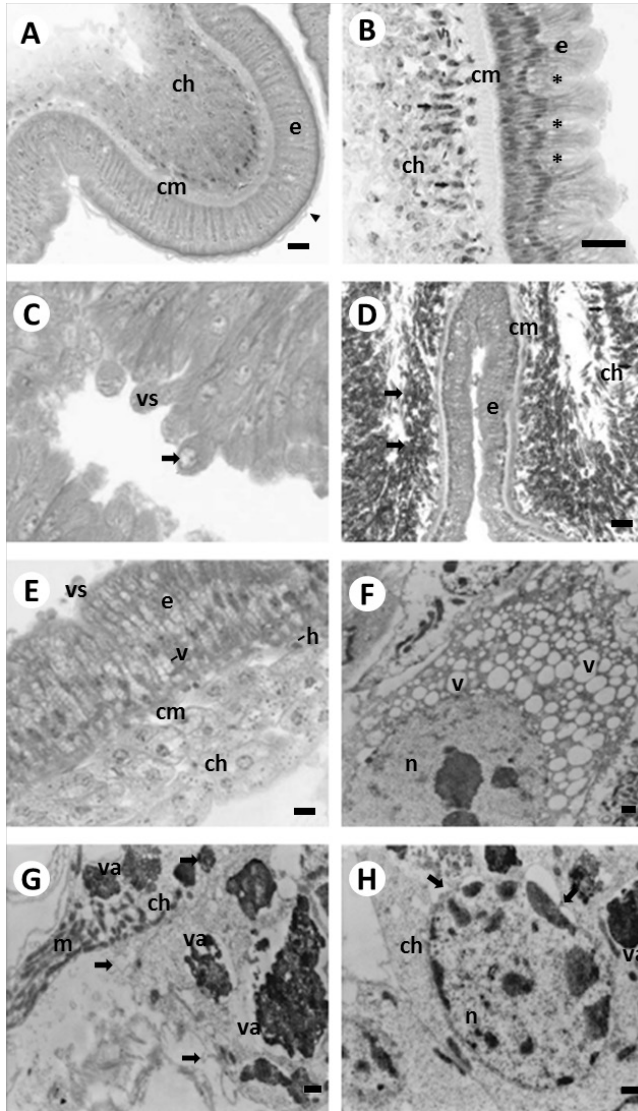
No estudo conduzido por Perez e Fontanetti (2011a) com lodo puro e a 10%, foram encontradas as mesmas alterações. Vacuolização citoplasmática (Figura 2E), não observada anteriormente, foi encontrada em 70% dos indivíduos expostos. Amostra de lodo puro também foi responsável por causar desorganização epitelial e redução do volume das células hepáticas a partir da exposição por sete dias (CHRISTOFOLETTI et al., 2012). Ultra-estruturalmente, Nogarol e Fontanetti (2011) observaram vacuolização citoplasmática (Figura 2F), além de perda da membrana plasmática (Figura 2G) e do envelope nuclear (Figura 2H), indicativos de morte celular.

Com o intuito de avaliar os efeitos desses resíduos dispostos no solo, Christofolletti et al. (2016) seguiram as normas vigentes no Brasil para simular a aplicação de campo de lodo de esgoto (SL), biossólido (SB), vinhaça (SV) e a combinação de solo+lodo+vinhaça (SLV) e solo+biossólido+vinhaça (SBV), em condições laboratoriais. Para tanto, utilizaram o diplópodo *Rhinocricus padbergi* como bioindicador e a avaliação morfológica do intestino médio desses animais como biomarcador. As principais respostas tissulares observadas para todas as amostras em todos os períodos avaliados foram aumento na taxa de renovação epitelial. Após 30 dias de exposição, foi observado um espessamento do bordo em escova e um acúmulo de grânulos citoplasmáticos

nas células hepáticas, para as amostras de SB. Por meio da análise ultra-estrutural, os autores observaram que houve alterações na ultra-estrutura dos microvilos constituintes do bordo em escova e que o espessamento observado provavelmente decorreu da intensa produção de uma substância amorfa, com o intuito de impedir a assimilação de compostos tóxicos presentes nas diferentes amostras. Após 90 dias, a amostra de SV apresentou um intenso processo de renovação epitelial, aumento na presença de hemócitos agrupados, assim como células hepáticas com núcleo heteropicnótico e degradação do citoplasma. Os autores concluíram que a espécie é capaz de bioprocessar o lodo de esgoto e que as análises histológicas, histoquímicas e ultraestruturais são biomarcadoras de estresse nesses animais. Afirmam, também, que há a necessidade de avaliação de amostras a serem lançadas no ambiente, mesmo quando estas apresentem concentrações de substâncias tóxicas abaixo do nível permitido.

O epitélio do intestino de invertebrados atua como uma barreira entre o meio externo e o interno. Quando essa barreira não funciona como o esperado, podemos observar alterações morfológicas causadas pelas substâncias tóxicas (HOPKIN et al., 1985). Algumas das alterações encontradas nesses estudos estão relacionadas com o processo de detoxicação do organismo, ou seja, uma tentativa de impedir que substâncias indesejadas danifiquem o organismo.

Os diplópodos têm a capacidade de neutralizar substâncias tóxicas, como metais, em grânulos citoplasmáticos, encontrados, principalmente, nas células hepáticas, absorptivas e do corpo gorduroso. Desse modo, as substâncias ficam armazenadas e não atingem outras regiões do organismo. Caso o limite de armazenamento seja atingido, esses grânulos são expelidos para o lúmen do intestino através de vesículas de secreção ou por meio da perda de células do epitélio. As células regenerativas, presentes na base do epitélio, são responsáveis pela renovação das células perdidas. A presença de hemócitos entre as células hepáticas é considerada um indicativo de inflamação do tecido, uma vez que essas células circulam livremente pela hemolinfa e reconhecem material estranho ao organismo, com o objetivo de mediar a defesa celular, por meio de processos de fagocitose, nodulação e encapsulamento (PEREZ; FONTANETTI, 2011b).



**FIGURA 2.** Intestino médio de diplópodos da espécie *R. padbergi* corado por hematoxilina-eosina (A-E) e em análise ultraestrutural (F-H). A: grupo controle;

B-H: após exposição a lodo de esgoto.

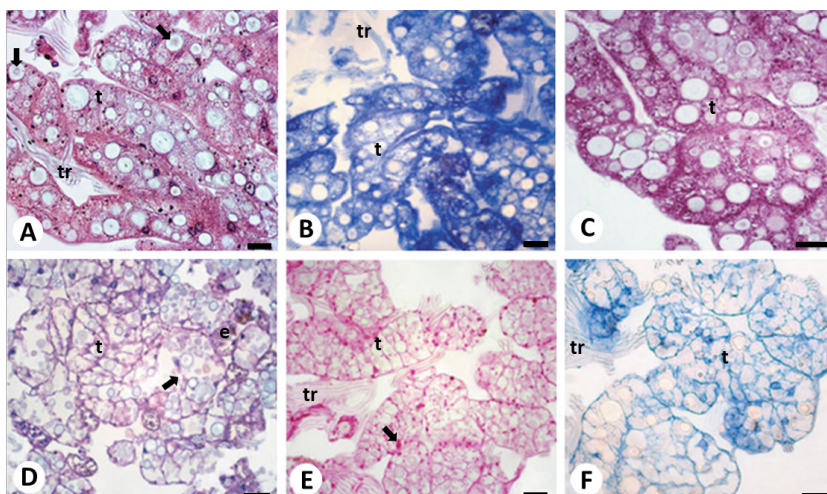
ch = célula hepática; cm = camada muscular; e = epitélio; h = hemócito; n = núcleo; v = vacúolo; va = vacúolo autofágico; vs = vesícula de secreção; cabeça de seta em A: bordo em escova; \* em B = renovação epitelial; seta em C = secreção holócrina; setas em D = grânulos citoplasmáticos; setas em G = perda da membrana citoplasmática; setas em H = “blebs” nucleares.

Outro órgão analisado em estudos ecotoxicológicos em diplópodos é o corpo gorduroso. Este é constituído por um tecido difuso, distribuído por toda a cavidade corpórea do animal, relacionado ao armazenamento de lipídios, glicogênio, proteínas, necessários ao metabolismo do animal, ou ainda de substâncias a serem excretadas. Fontanetti et al. (2004) atestaram que o corpo gorduroso de diplópodos é encontrado em regiões distintas do organismo, sendo classificado em parietal (camada periférica, que recobre internamente todo o corpo do animal, aderido firmemente ao tegumento) e perivisceral (tecido que preenche as cavidades do corpo e envolve diferentes órgãos, como o trato digestivo).

Ao analisar histologicamente e histoquimicamente o corpo gorduroso da espécie, composto por trofócitos e enócitos (Figuras 3A, B e C) e localizado ao redor do trato digestivo preenchendo a cavidade corpórea, Souza e Fontanetti (2012) observaram aumento no número de grânulos citoplasmáticos, ruptura da membrana plasmática (Figura 3D), redução na quantidade de polissacarídeos (Figura 3E) e proteína (Figura 3F) decorrentes da exposição ao lodo de esgoto. Nos animais expostos a maior concentração de lodo, foi observada total desintegração do tecido. Como o corpo gorduroso é o local de síntese de proteínas e glicogênio, a depleção desses componentes indica que a célula foi afetada, prejudicando o organismo como um todo. O corpo gorduroso parietal, encontrado próximo ao tegumento, não sofreu alterações. Esse fato indica que o processo de detoxicação do organismo no intestino médio não foi suficiente para barrar a difusão das substâncias tóxicas para o corpo gorduroso, porém, os processos de detoxicação no corpo gorduroso perivisceral foram capazes de impedir a difusão para o corpo gorduroso parietal.

Francisco et al. (2015) também seguiram a norma brasileira para aplicação de biossólido na agricultura e avaliaram os efeitos de uma amostra de biossólido no corpo gorduroso perivisceral dessa mesma espécie de diplópodo, após 7, 30 e 90 dias de exposição. A amostra investigada foi capaz de induzir alterações comportamentais e histopatológicas nos indivíduos expostos a ela. Os autores observaram que, após 30 dias de exposição, houve alta mortalidade dos animais expostos, não havendo nenhum indivíduo para ser avaliado após 90 dias de exposição. Dentre as principais alterações histológicas observadas, estão a

ocorrência de perda de limites celulares, desorganização citoplasmática, rompimento celular e cariólise. Ao analisar semi-quantitativamente o órgão, os autores computaram um aumento significativo de enócitos para 7 e 30 dias de exposição, ressaltando-se que, no grupo exposto por 30 dias, este ainda foi 2,5 vezes superior ao aumento observado no grupo exposto por 7 dias. O número médio de esferocristais presentes nos trofócitos foi significativamente maior no grupo exposto por 30 dias. De acordo com as autoras, a gravidade dos efeitos detectados foi relacionada com o tempo de exposição avaliado. Dessa forma, os resultados obtidos reforçaram a necessidade de cuidado na disposição final do biossólido e do aprimoramento das técnicas para tratamento de resíduos, de forma a obter um produto final ambientalmente inócuo.



**FIGURA 3.** Corpo gorduroso perivisceral de diplópodos da espécie *R. padbergi* submetidos à hematoxilina-eosina (A e D) e às técnicas para detecção de proteínas (B e F) e polissacarídeos neutros (C e E). A-C: grupo controle; D-E: após exposição a lodo de esgoto.

e = enócito; t = trofócito; tr = traqueíola; setas em A = esferocristais; seta em D = perda da integridade da membrana citoplasmática; seta em E = acúmulo de polissacarídeo.

De acordo com Christofolletti et al. (2012; 2013b), os diplópodos possuem a capacidade de bioprocessar as amostras dispostas no solo e torná-las menos tóxicas ao ambiente. Estudos conduzidos por esses mesmos

autores demonstraram efeitos genotóxicos do lodo antes da exposição aos diplópodos. Após exposição, os efeitos genotóxicos foram significativamente reduzidos. Dessa forma, o bioprocessamento por diplópodos pode ser uma alternativa eficaz para a redução da toxicidade do lodo.

Em minhocas, a histopatologia revelou que o lodo de esgoto apresenta um sério fator de risco para a espécie. Em animais expostos, as células da epiderme sofreram hiperplasia e hipertrofia, com consequente aumento da espessura do tecido, uma defesa do organismo para aumentar a distância entre o meio externo e o interno a fim de dificultar a entrada de xenobióticos. Após 14 dias de exposição, a parede corporal sofreu atrofia e consequente necrose e erupção de todo o corpo. A mucosa intestinal apresentou edemas e alteração no tamanho e formato dos núcleos celulares, bem como aumento do espaço intercelular, atrofia, hiperplasia e formação de agregados celulares (BABIC et al., 2016).

Estudos conduzidos por Mazzeo (2013) empregaram organismos da espécie *Eisenia andrei* na investigação da toxicidade do lodo de esgoto de origem doméstica (LE) e de associações de solo+lodo (solo/LE), após diferentes períodos de atenuação natural monitorada (0, 2, 6 e 12 meses). Após cada período de atenuação, a autora avaliou os parâmetros de mortalidade, massa corpórea e alterações histopatológicas no intestino desses animais. Nos dois primeiros períodos de atenuação natural (0 e 2 meses), a amostra de LE 100% induziu um efeito letal severo, possivelmente devido à presença de altas concentrações de m e p-cresol detectadas na amostra avaliada. Contudo, após 6 meses de atenuação, esse efeito não foi mais observado. Alterações na massa corpórea dessa espécie decorreram pela presença de matéria orgânica disponível nas amostras. Assim, a autora observou que, nos tempos iniciais, as amostras não tóxicas apresentavam uma maior quantidade de LE e favoreceram o aumento do peso corpóreo dos organismos, todavia, todas as amostras testadas induziram alterações teciduais e celulares no revestimento intestinal, bem como nas células cloragênicas.

Os processos de detoxicação e as alterações morfológicas avaliadas por meio de técnicas histológicas no intestino médio e no corpo gorduroso de *R. padbergi* e em diferentes órgãos de minhocas tornam evidente o potencial tóxico tanto do lodo de esgoto quanto da vinhaça e esclarecem como eles agem no organismo. Ainda, corrobora o uso de

diplópodos e minhocas como organismos bioindicadores para a avaliação de toxicidade dos solos.

## 10.2. IMUNOHISTOQUÍMICA

Além da histopatologia, a imunohistoquímica é utilizada para avaliar alterações nos tecidos de animais expostos a contaminantes por meio da expressão de proteínas de estresse, tais como as proteínas de choque térmico, conhecidas por *Heat Shock Protein* (HSP). Essas proteínas estão presentes em todos os seres vivos, são filogeneticamente conservadas e possuem função citoprotetora por responder a diversas alterações homeostáticas induzidas por estresse (LIU et al., 2015). Níveis elevados de HSPs podem ser encontrados em invertebrados coletados em locais contaminados quando comparados a animais de áreas sem contaminação (BIERKENS, 2000; MALASPINA; SILVA-ZACARIN, 2006). Coelho et al. (2016) empregaram a técnica de HSP70 no intestino médio de diplópodos expostos a vinhaça e biossólido, com intuito de validar essa ferramenta como biomarcador de testes ecotoxicológicos nesses animais. O grupo exposto à vinhaça apresentou marcação positiva, significativa em relação ao controle, principalmente no epitélio, tanto na região basal e apical, e nas células hepáticas. O biossólido também foi capaz de alterar a expressão das proteínas, entretanto, a imunomarcação nos animais a ele exposto foi menos intensa quando comparada aos animais expostos à vinhaça, sem resultados estatisticamente significativos em relação ao controle. Contudo, tanto nos animais expostos à vinhaça quanto ao biossólido, foi observado aumento da expressão de HSP em regiões do órgão relacionadas ao processo de detoxicação, como a região apical do epitélio e as células hepáticas (COELHO et al., 2016).

## 10.3. ALTERAÇÕES COMPORTAMENTAIS

A avaliação do comportamento é extremamente relevante do ponto de vista ecológico, uma vez que a perda da biodiversidade, seja por diminuição na taxa de reprodução, mortalidade ou migração, acarreta

perda dos benefícios que a presença da fauna edáfica gera ao solo. Desse modo, testes que levam em consideração o comportamento devem ser incluídos na bateria de testes ecotoxicológicos para determinar os impactos tóxicos que uma substância química pode provocar no meio ambiente (SCHAEFER, 2003).

Desse modo, testes com o objetivo de analisar os efeitos de possíveis compostos tóxicos na reprodução e na preferência de solo por invertebrados terrestres têm sido utilizados e recomendados por diversos países e organizações internacionais. Os testes possuem padronização internacional (ISO 11267; ISO 11268-2; ISO 16387), utilizam espécies com reconhecida importância ecológica para o solo, como minhocas, colêmbolos e enquitreídeos, e possuem ótimo custo-benefício.

Alves et al. (2015) realizaram testes de fuga e reprodução com diferentes espécies para analisar a toxicidade da vinhaça em dois tipos de solo. Os organismos utilizados foram minhocas (*Eisenia andrei*), colêmbolos (*Folsomia candida*), enquitreídeos (*Enchytraeus crypticus*) e ácaros (*Hypoaspis aculeifer*) expostos em solos tropicais naturais e artificial na presença de concentrações de vinhaças de duas usinas e uma produzida em laboratório. As maiores concentrações das vinhaças provenientes das usinas foram evitadas pelas minhocas em todos os solos testados e, principalmente, no solo tropical artificial, pelos colêmbolos. A reprodução de minhocas, colêmbolos e enquitreídeos apresentou redução na maior concentração testada para as duas vinhaças da usina nos solos naturais. No solo artificial tropical, uma das amostras da usina reduziu a reprodução para todas as espécies, enquanto que a outra foi tóxica apenas para *E. andrei*. A reprodução dos ácaros foi alterada apenas no solo tropical artificial, e a vinhaça produzida em laboratório não apresentou toxicidade para as espécies.

Com o intuito de contribuir com o desenvolvimento de uma bateria de testes para a avaliação ecotoxicológica de lodos, Natal-da-Luz et al. (2009) analisaram lodo proveniente de fontes distintas (urbana, industrial e agrícola). Os testes de fuga com colêmbolos e minhocas revelaram que apenas o lodo industrial induziu resposta. Nos testes de reprodução, apenas esse mesmo lodo foi responsável por diminuir o número de juvenis; a reprodução dos colêmbolos não foi afetada por nenhum lodo analisado. Moreira et al. (2008) também não observaram



toxicidade para o lodo de esgoto urbano nos testes de reprodução e fuga com minhocas e colêmbolos.

Em estudo conduzido por Domene et al. (2006) com colêmbolos, a espécie *F. candida* apresentou sensibilidade distinta aos diferentes tipos de lodo analisado (lodo de esgoto desidratado, seco por processo térmico e compostado). A reprodução foi mais sensível que a sobrevivência, uma vez que foi afetada pelas menores concentrações testadas; a análise da massa corporal não se mostrou sensível ao teste. De acordo com os autores, a concentração de substâncias tóxicas presentes no lodo não é capaz de prever sua toxicidade para organismos de solo, uma vez que não foi observada relação entre a concentração e os efeitos. Em relação ao tratamento do lodo por compostagem, há diminuição na sua toxicidade devido a menor concentração de compostos orgânicos não persistentes; por outro lado, o lodo seco por processo térmico possui maior toxicidade, atribuída à sua baixa estabilidade.

De acordo com Domene et al. (2010), as propriedades do solo estão entre os fatores mais importantes quando se analisa sua toxicidade. Porém, para o lodo de esgoto, pouco é conhecido sobre a relação solo/lodo. O estudo realizado pelos autores com a espécie *F. candida* revelou que o amônio possui papel fundamental na toxicidade de solos pelo lodo, principalmente em relação à mortalidade dos organismos. A alta capacidade de sorção catiônica, responsável por diminuir a biodisponibilidade do amônio, faz com que solos com grande quantidade de matéria orgânica apresentem menor toxicidade. Em relação ao teste de reprodução, nitratos solúveis foram responsáveis pela toxicidade, enquanto que uma alta relação carbono/nitrogênio e pH elevado aumentaram a toxicidade do solo.

As propriedades do solo também afetam a toxicidade do lodo de esgoto para as minhocas. Ao analisar dois tipos de solo tropicais, ferralsolo e chernossolo, com aplicação de lodo, Cesar et al. (2012) observaram maior toxicidade do primeiro. As diferenças de pH, fertilidade e concentração de minerais de argila, parâmetros que interferem na biodisponibilidade dos metais, foram as responsáveis pela diferença dos efeitos tóxicos. A abundância de minerais de argila, característica do chernossolo, reduz a concentração de metais disponíveis no solo devido à sua alta sorção catiônica. Além disso, o chernossolo possui maior

fertilidade, fazendo com que as minhocas presentes nesse tipo de solo sejam mais saudáveis e, portanto, suportem maiores níveis de toxicidade. Em relação ao pH, como ferralsolos são mais ácidos, a concentração de metais na fração solúvel do solo tende a ser maior e, como consequência, há maior disponibilidade para absorção através da via dérmica.

Sabe-se que o lodo de esgoto pode apresentar grandes quantidades de metais em sua constituição dependendo de sua origem. Quando expostos a tais substâncias, organismos distintos possuem diferentes processos de detoxicação: (1) não acumular metal no organismo; (2) acumular o metal, mas sob uma forma não tóxica; (3) ou excretá-lo para o ambiente (DAVIS et al. 2003). Estudos sugerem que as minhocas, quando expostas ao lodo de esgoto, têm a capacidade de acumular os metais presentes, como cobre, zinco, cromo, cádmio, chumbo e ferro (KIZILKAYA, 2004; SHAHMANSOURI et al., 2005). Essa característica faz com que elas sejam utilizadas com grande eficiência na vermicompostagem de misturas complexas tóxicas, porém, do ponto de vista ecológico, pode ser problemática, uma vez que podem contaminar a cadeia alimentar ao transferir os metais para seus predadores, como os pássaros (SUTHAR; SINGH, 2008).

Fontanetti et al. (2012) analisaram o efeito de diferentes amostras de lodo provenientes de três Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) na mortalidade de diplópodos, em dois períodos distintos. Os autores concluíram que quanto menor a concentração de lodo, maior a taxa de sobrevivência dos animais, sendo que apenas as concentrações de 50% de lodo misturado ao solo e lodo puro causaram mortalidade estatisticamente significativa em relação ao controle. Algumas amostras de lodo provenientes da mesma ETE, mas coletadas em períodos distintos, apresentaram taxas de mortalidade diferentes, pois, dependendo da época de tratamento do lodo, ele pode apresentar contaminantes específicos.

#### 10.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Face ao exposto, é possível observar a amplitude de danos, que variam desde alterações comportamentais e morfológicas a fisiológicas que os organismos da fauna edáfica sofrem em decorrência do

contato com esses tipos de resíduos, comprovados pelos diversos trabalhos abordados. Nesse ínterim, é de extrema importância a realização de estudos que avaliem não só os efeitos desses resíduos após a disposição no solo sobre os organismos da fauna edáfica, bem como a possibilidade de dispersão dos diferentes contaminantes presentes nos diferentes rejeitos para camadas mais profundas do solo, as quais podem ainda migrar para águas superficiais e/ou subterrâneas, por meio de processos de lixiviação e percolação, maleficiando também organismos aquáticos.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, P. R. L.; NATAL-DA-LUZ, T.; SOUSA, J. P.; CARDOSO, E. J. B. N. Ecotoxicological characterization of sugarcane vinasses when applied to tropical soils. *Science of the Total Environment*, v. 526, p. 222-232, 2015.
- BABIC, S.; BARISIC, J.; MALEV, O.; KLOBUCAR, G.; POPOVIC, N.T.; STRUNJAK-PEROVIC, I.; KRASNICI, N.; COZ-RAKOVAC, R.; KLOBUCAR, R.S. Sewage sludge toxicity assessment using earthworm *Eisenia fetida*: can biochemical and histopathological analysis provide fast and accurate insight? *Environ Sci Pollut Res*, v. 23, p. 12150-12263, 2016.
- BIERKENS, J. G. E. A. Applications and pitfalls of stress proteins in biomonitoring. *Toxicology*, v. 153, p. 61-72, 2000.
- CAIXETA, L. B.; PEDROSA, E. M. R.; GUIMARÃES, L. M. P.; BARROS, P.A.; ROLIM, M. M. Variações no solo e nematofauna após o corte da cana-de-açúcar e aplicação de vinhaça. *Nematropica*, v. 41, n. 2, p. 271-280, 2011.
- CESAR, R.; SILVA, M.; COLONESE, J.; BIDONE, E.; EGLER, S.; CASTILHOS, Z.; POLIANOV, H. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. *Environmental Earth Sciences*, v. 66, p. 2281-2292, 2012.
- CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma Técnica P4. 231 Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. Disponível em:<[http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2013/11/P4.231\\_Vinha%C3%A7a\\_-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplica%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%83O.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2013/11/P4.231_Vinha%C3%A7a_-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplica%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%83O.pdf)>. Acesso em: 29 set. 2016.
- CHRISTOFOLETTI, C. A.; FRANCISCO, A.; FONTANETTI, C.S. Biosolid Soil Application: Toxicity Tests under Laboratory Conditions. *Applied and Environmental Soil Science*, v. 2012, p. 1-9, 2012.
- CHRISTOFOLETTI, C. A.; PEDRO-ESCHER, J.; CORREIA, J. E.; MARINHO, J. F. U.; FONTANETTI, C.S. Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. *Waste Management*, v. 33, p. 2752-2761, 2013a.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; PEDRO-ESCHER, J.; FONTANETTI, C.S. Assessment of the Genotoxicity of Two Agricultural Residues After Processing by Diplopods Using the *Allium cepa* Assay. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 224, p. 1523, 2013b.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; FRANCISMO, A.; PEDRO-ESCHER, J.; GASTALDI, V.D.; FONTANETTI, C.S. Diplopods as Soil Bioindicators of Toxicity After Application of Residues From Sewage Treatment Plants and Ethanol Industry. **Microsc. Microanal.**, v. 22, p. 1098-1110, 2016.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 375/2006**. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2016.

COELHO, M.P.M.; MOREIRA-DE-SOUSA, C.; SOUZA, R.B.; ANSOAR-RODRÍGUES, Y.; SILVA-ZACARIN, E.C.M.; FONTANETTI, C.S. Avaliação da toxicidade de dois resíduos utilizados na agricultura no intestino médio de diplópodos por meio da imunomarcagem de proteínas de estresse HSP70. **Anais III Simpósio de Ecotoxicologia**, Rio Claro/SP, 2016.

DOMENE, X.; ALCAÑIZ, J.M.; ANDRÉS, P. Ecotoxicological assessment of organic wastes using the soil collembolan *Folsomia candida*. **Applied Soil Ecology**, v. 35, p. 461-472, 2007.

DOMENE, X.; CHELINHO, S.; SOUSA, J.P. Effects of nonylphenol on a soil community using microcosms. **J Soils Sediments**, 2010.

FONTANETTI, C.S.; CAMARGO-MATHIAS, M.I.; TIRITAN, B.M.S. The fat body in *Rhinocricus padbergi* (Diplopoda, Spirobolida). **Lheringia**, v. 94, p. 351-355, 2004.

FONTANETTI, C.S.; NOGAROL, L. R.; SOUZA, R. B.; PEREZ, D. G.; MAZIVIERO, G. Bioindicators and Biomarkers in the Assessment of Soil Toxicity. In: PASCUCCL, S. (Org.). **Soil Contamination**. Rijeka, Croácia: InTech, 2011, p. 143-168.

FONTANETTI, C.S.; NOGAROL, L.R.; SOUZA, R.B.; BOZZATTO, V.; PEREZ, D.G. Biomonitoring of substrates containing sewage sludge: assessment of the feasibility in using the diplopod *Rhinocricus padbergi*. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 7, p. 49-54, 2012.

FONTANETTI, C. S.; MOREIRA-DE-SOUSA, C. M.; PINHEIRO, T. G.; SOUZA, R. B.; FRANCISCO, A. Diplopoda-Digestive System. In: Alessandro Minelli. (Org.). **Treatise on Zoology-Anatomy, Taxonomy, Biology: THE MYRIAPODA**. Leiden-Boston: Brill, 2015, v. 2, p. 109-128.

FRANCISCO, A.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; NETO, N. R.; FONTANETTI, C. S. Histopathological changes in the perivisceral fat body of *Rhinocricus padbergi* (Diplopoda, Spirobolida) triggered by biosolids. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 22, p. 18590-18600, 2015.

GIACHINI, C. F.; FERRAZ, M. V. Benefícios da utilização de vinhaça em terras de plantio de cana-de-açúcar - revisão de literatura. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, v. 3, p. 1-15, 2009.

GODOY, J. A. P.; FONTANETTI, C.S. Diplopods as Bioindicators of Soils: Analysis of Midgut of Individuals Maintained in Substrate Containing Sewage Sludge. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 210, p. 389-398, 2010.

HOPKIN, S. P.; WATSON, K.; MARTIN, M. H.; MOULD, M. L. The assimilation of heavy metals by *Lithobius variegatus* and *Glomeris marginata* (Chilopoda; Diplopoda). **Bijdragen tot de Dierkunde**, v. 55, p. 88-94, 1985.

ISO (International Organisation for Standardisation). Soil Quality – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. ISO 11267, 1999.

- ISO (International Organisation for Standardisation). Soil quality – effects of pollutants on earthworm – Part 2: determination of effects on reproduction of *Eisenia fetida/Eisenia andrei*, ISO 11268-2, 2012.
- ISO (International Organisation for Standardisation). Soil Quality – Effects of Pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.). Determination of effects on reproduction. ISO 16387, 2002.
- KIZILKAYA, R. Cu and Zn accumulation in earthworm *Lumbricus terrestris* L. in sewage sludge amended soil and fractions of Cu. and Zn in casts and surrounding soil **Ecological Engineering**, v. 22, p. 141-151, 2004.
- LIU, T.; PAN, L.; CAI, Y.; MIAO, J. Molecular cloning and sequence analysis of heat shock proteins 70 (HSP70) and 90 (HSP90) and their expression analysis when exposed to benzo(a)pyrene in the clam *Ruditapes philippinarum*. **Gene**, v. 555, p. 108-118, 2015.
- MALASPINA, O.; SILVA-ZACARIN, E.C.M. Cell markers for ecotoxicological studies in target organs of bees. **Braz. J. morphol. Sci.**, v. 23, p. 129-136, 2006.
- MATOS, D. S. S.; PEDROSA, E. M. R.; GUIMARÃES, L. M. P.; RODRIGUES, C.V. M. A.; BARBOSA, N. M. R. Relações entre a nematofauna e atributos químicos de solo com vinhaça. **Nematropica**, v. 41, p. 23-38, 2011.
- MARINHO, J. F. U.; CORREIA, J. E.; MARCATO, A. C. C.; PEDRO-ESCHER, J.; FONTANETTI, C. S. Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 110, p. 239-245, 2014.
- MAZZEO, D.E.C. Avaliação da viabilidade do lodo de esgoto como recondicionante de solos agrícolas, após processo de atenuação natural, por meio de diferentes bioensaios. 2013. 221 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- MOREIRA, R.; SOUSA, J.P.; CANHOTO, C. Biological testing of a digested sewage sludge and derived composts. **Bioresource Technology**, 2008.
- NATAL-DA-LUZ, T.; TIDONA, S.; VAN GESTEL, C. A. M.; MORAIS, P. V.; SOUSA, J. P. The use of Collembola avoidance tests to characterize sewage sludges as soil amendments. **Chemosphere**, v. 77, p. 1526-1533, 2009.
- NOGAROL, L. R.; FONTANETTI, C.S. Acute and subchronic exposure of diplopods to substrate containing sewage mud: Tissue responses of the midgut. **Micron**, v. 41, p. 239-246, 2010.
- NOGAROL, L. R.; FONTANETTI, C.S. Ultrastructural alterations the midgut of diplopods after subchronic exposure to substrate containing sewage mud. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 128, p. 539-547, 2011.
- NOGUEIRA, T.A.R.; FRANCO, A.; HE, Z.; BRAGA, V.S.; FIRME, L.P.; ABREU-JUNIOR, C.H. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 168-177, 2013.
- ÖĞLENİ, N.; ÖZDEMİR, S. Pathogen reduction effects of solar drying and soil application in sewage sludge. **Turk J Agric For**, v. 34, p. 509-515, 2010.
- PEDROSA, E.M.R.; ROLIM, M.M.; ALBUQUERQUE, P.H.S.; CUNHA, A.C. Supressividade de nematóides cana-de-açúcar por adição de vinhaça ao solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 197-201, 200

- PEREZ, D. G.; FONTANETTI, C.S. Assessment of the toxic potential of sewage sludge in the midgut of the diplopod *Rhinocricus padbergi*. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 128, p. 437-444, 2011a.
- PEREZ, D. G.; FONTANETTI, C.S. Hemocitical responses to environmental stress in invertebrates: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 177, p. 437-447, 2011b.
- SCHAEFER, M. Behavioural Endpoints in Earthworm Ecotoxicology: Evaluation of Different Test Systems in Soil Toxicity Assessment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 3, p. 79-84, 2003.
- SHAHMANSOURI, M. R.; POUMOGHADAS, H.; PARVARESH, A. R.; ALIDADI, H. Heavy Metals Bioaccumulation by Iranian and Australian Earthworms (*Eisenia fetida*) in the Sewage Sludge Vermicomposting. **Iranian J Env Health Sci Eng**, v. 2, p. 28-32, 2005.
- SOUZA, R.B.; FONTANETTI, C.S. Alterations in the Fat Body Cells of *Rhinocricus padbergi* (Diplopoda) Resulting from Exposure to Substrate Containing Sewage Sludge. **Microscopy and Microanalysis**, v. 18, p. 317-323, 2012.
- SUTHAR, S.; SINGH, S. Bioconcentrations of Metals (Fe, Cu, Zn, Pb) in Earthworms (*Eisenia fetida*), Inoculated in Municipal Sewage Sludge: Do Earthworms Pose a Possible Risk of Terrestrial Food Chain Contamination? **Environmental Toxicology**, p. 25-32, 2008.
- USMAN, K.; KHAN, S.; GHULAM, S.; KHAN, M.U.; KHAN, N.; KHAN, M.A.; KHALIL, S.K. Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. **American Journal of Plant Sciences**, v. 3, p. 1-14, 2012.

## IMPACTOS DA FERTIRRIGAÇÃO POR VINHAÇA EM CORPOS D'ÁGUA

---

Chang Hung Kiang, Juliana Broggio Basso, Miguel Alfaro Soto

A água subterrânea pode ser atingida pelos componentes da vinhaça através de uma rota que contempla a área de fertirrigação como fonte e o movimento vertical de contaminantes pelo meio não saturado (lixiviação) como mecanismo de transporte. No entanto, deve-se considerar que no Brasil podem ser encontrados solos que apresentam características de laterização e distribuição de poros diferenciada, sendo necessário impor tal condição aos modelos de fluxo e transporte de contaminantes. Conseqüentemente, a avaliação dos impactos nas águas subterrâneas deve ter mais uma variável a ser considerada para sua quantificação, principalmente quando se trata de solos não saturados.

Uma vez impactada a água subterrânea, os componentes da vinhaça podem continuar seu percurso por transporte lateral, sendo possível atingir algum corpo d'água superficial (lagoas, rios) pela descarga do aquífero. A vinhaça também pode ser transportada desde a área de fertirrigação até as águas superficiais quando outros fatores (precipitação, características físicas e hidráulicas do solo, declividade do terreno, manejo do solo, entre outros) permitirem o escoamento superficial (água de enxurrada ou *runoff*).

Testes biológicos como já mostrados em capítulos anteriores podem causar impactos pela presença da vinhaça nas águas subterrâneas e superficiais (resultados obtidos em diferentes condições de testes, solos e tipos de vinhaça, etc.). Conseqüentemente, é recomendável que a aplicação possa garantir a capacidade do solo de trocar e reter íons; caso contrário, poderá ocorrer acúmulo e/ou percolação de contaminantes, com risco de contaminação dos mananciais e possibilidade de salinização da água.

Grande parte das áreas de atividade canavieira encontra-se sobre aquíferos, o que torna essas áreas vulneráveis à contaminação devido à infiltração dos íons presentes na composição da vinhaça ou em função da mobilização de íons da zona não saturada, a partir de mudanças físico-químicas provocadas pela aplicação da vinhaça. A maior preocupação reside no aumento das concentrações dos elementos e compostos acima dos padrões de potabilidade, tornando a água subterrânea inadequada para o consumo humano.

Atualmente, o uso da água subterrânea é cada vez maior para abastecimento doméstico e industrial, em particular nas regiões com maior população, de forma que a proteção e o monitoramento da qualidade desse recurso hídrico são de grande importância. Os principais elementos que podem causar contaminação nas águas subterrâneas e superficiais, a partir da infiltração da vinhaça no solo, são: metais traço (ainda que com baixa concentração, uma vez que esses íons têm caráter cumulativo); cátions solúveis, como o sódio, o magnésio, o cálcio e principalmente o potássio (devido à sua alta concentração na vinhaça); ânions específicos (sulfato) e não específicos (nitrito e cloreto), os quais comumente não são adsorvidos na superfície dos minerais. Outros compostos orgânicos e emergentes também são mencionados na literatura, apesar de não se dispor de informações a respeito de suas concentrações.

O armazenamento em tanques ou lagoas de distribuição de vinhaça, ou ainda sua condução para distribuição em canais ou valetas não revestidas podem ser consideradas fontes de contaminação pontual, por meio de infiltração com altas concentrações. Já a contaminação difusa decorre de aplicações contínuas, ainda que em pequenas concentrações, que tendem a crescer com o passar do tempo.

### **11.1.1. IMPACTOS CAUSADOS PELO TRANSPORTE DE VINHAÇA DESDE A SUPERFÍCIE ATÉ AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (ZONA NÃO SATURADA)**

O período de permanência dos componentes da vinhaça na zona não saturada (entre a superfície e o lençol freático) depende de diversos fatores, tais como: precipitação, características do solo não saturado



e da vinhaça, profundidade do lençol freático, entre outros. Porém, o transporte de contaminantes em solos não saturados possui características diferenciadas se considerado que depende do grau de saturação do meio (ou pressão capilar), uma vez que, nos poros, água/vinhaça e ar dividem o espaço, resultando dúvidas sobre sua representação ou modelo matemático.

Em geral, presume-se que a lei de Darcy-Buckingham seja válida para a água/vinhaça em solos não saturados, dadas as características similares de densidade (FREIRE; CORTEZ, 2000). Sendo assim, a equação constitutiva é dada por:

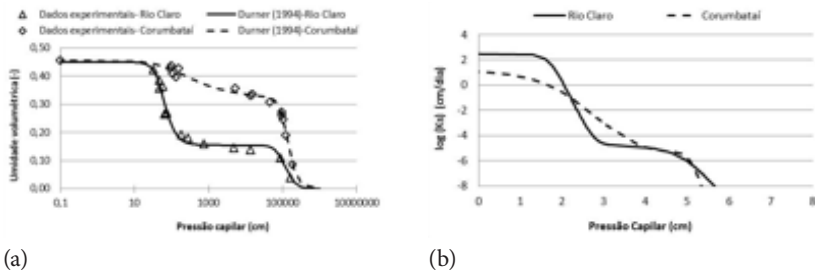
$$q_z = -K(\theta) \frac{\partial h}{\partial z} \quad (1)$$

$$h = y + z$$

Onde  $q_z$  representa o vetor densidade de fluxo,  $K(\theta)$  a função condutividade hidráulica não saturada,  $y$  e  $z$  os potenciais matricial e gravitacional.

A função condutividade hidráulica pode ser obtida em laboratório, campo ou através de métodos indiretos, com base em modelos matemáticos que relacionam a condutividade hidráulica com a curva de retenção de água no solo. Os métodos indiretos são mais utilizados, uma vez que os demais são de complexa execução, e também devido à não disponibilidade comercial de equipamentos para aquisição. Adicionalmente, a determinação da curva de retenção em solos é mais fácil de ser obtida, porém, é importante considerar que solos com características lateríticas, como os comumente encontrados no Brasil, podem ter comportamentos diferenciados devido à estruturação. Esse fenômeno tem como resultado distribuições multimodais de tamanhos de poros (diferentemente dos solos não lateríticos), devido à formação adicional de poros causados pela agregação de partículas de menor tamanho.

Alfaro Soto e Chang (2008, 2013) e Alfaro Soto et al. (2015) constataram a presença de características multimodais nas propriedades hidráulicas de solos das formações Rio Claro e Corumbataí no estado de São Paulo. A Figura 1 mostra as características de retenção de água e condutividade hidráulica não saturada, resultantes de distribuição multimodal de poros nesses solos.



**FIGURA 1.** (a) Curvas de retenção de solos das formações Rio Claro e Corumbataí; (b) Função condutividade hidráulica de solos das formações Rio Claro e Corumbataí. Fonte: Alfaro Soto et al. (2015).

Atualmente, não se tem conhecimento de testes de laboratório ou campo para quantificação do transporte de componentes da vinhaça através do solo não saturado, de forma que são necessários mais esforços para elucidar o fenômeno. Por outro lado, alguns trabalhos, como o de Cruz et al. (2008), têm mostrado a utilização de métodos indiretos para identificação da vinhaça em solos saturados ou não saturados mediante ensaios de eletrorresistividade. A Figura 2 mostra os resultados de testes em um antigo tanque de infiltração localizado no Assentamento Sepé-Tiarajú, em Ribeirão Preto, SP. A presença da vinhaça é caracterizada por baixos valores de resistividade (entre 10 ohm.m e 90 ohm.m) no solo não saturado. Os menores valores de resistividade observados na Figura 2a ocorrem em um antigo tanque, cuja anomalia pode estar relacionada à presença de sais e à elevada quantidade de matéria orgânica da vinhaça na matriz de textura argilosa. Além disso, a Figura 2b indica que a presença da vinhaça se encontra além da área do antigo tanque, provavelmente devido a algum mecanismo de transporte.

Oliva e Chang (2011, 2013) também avaliaram a eficiência do método da eletrorresistividade para a detecção e mapeamento das anomalias causadas pela disposição de vinhaça em duas áreas com cultivo de cana-de-açúcar, com disposição de vinhaça por aspersão e em canaletas, mediante imageamentos elétricos 2D e 3D. Os ensaios geofísicos mostraram que o método da eletrorresistividade é eficiente no

mapeamento da zona saturada, não saturada e da geologia local (alteração de basalto), bem como para identificar as anomalias decorrentes da disposição de grandes quantidades de vinhaça no solo; a influência da vinhaça, neste estudo, pode ser caracterizada por baixos valores de resistividade, inferiores a 70 ohm.m.

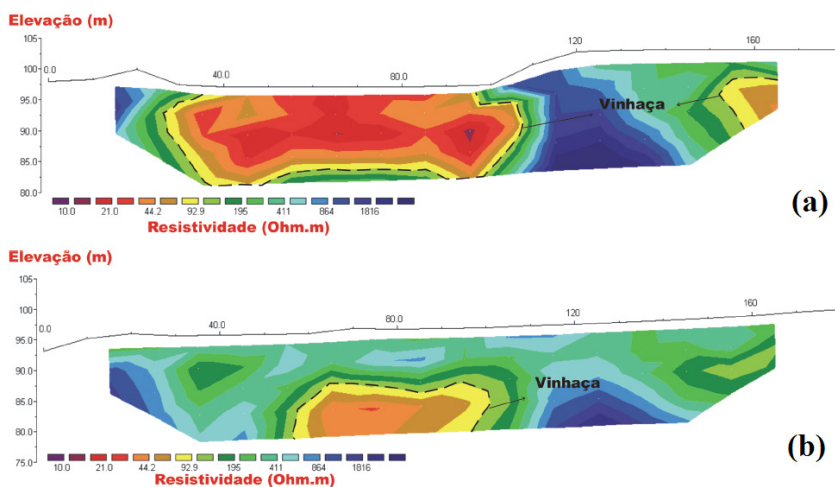


FIGURA 2. Seções resistividade versus elevação topográfica. Seção levantada (a) dentro do antigo tanque; (b) fora do antigo tanque. Fonte: Cruz et al. (2008).

A Figura 3 ilustra os resultados de imageamento realizado nas proximidades da área de disposição da vinhaça em canaletas, enquanto a Figura 4, o imageamento do mesmo local, porém em três dimensões e mostrando apenas os resultados inferiores a 70 ohm.m, provavelmente associados à presença de ácidos orgânicos, que é o constituinte principal da vinhaça.

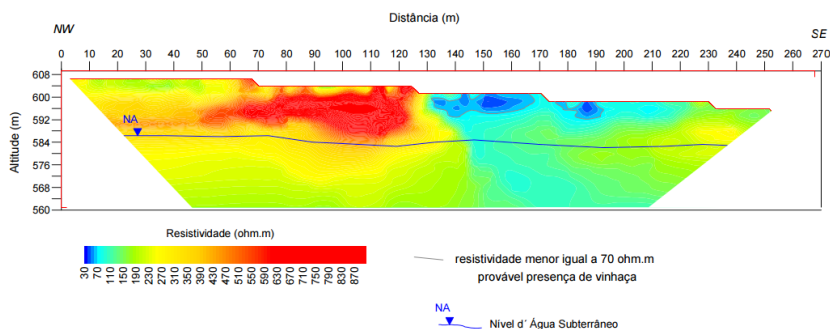


FIGURA 3. Seções resistividade versus elevação topográfica. Seção levantada nas proximidades da canaleta para disposição de vinhaça. Fonte: Oliva e Chang (2011).

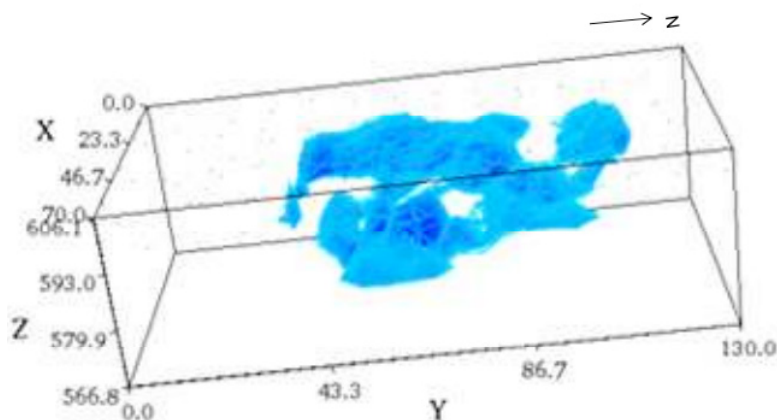


FIGURA 4. Imageamento elétrico 3D para resistividades inferiores a 70 ohm.m. Fonte: Oliva e Chang (2013).

Oscilações no nível d'água (NA) do lençol freático podem contribuir para acelerar ou retardar a chegada dos elementos da vinhaça, quando estes se encontram nas proximidades do NA, promovendo aumento ou redução das concentrações desses elementos na água subterrânea. Assim, em períodos de recarga, os elementos podem ser dissolvidos ou lixiviados do solo, fazendo com que suas concentrações possam atingir máximos valores no aquífero. Em contrapartida, as

concentrações desses elementos no aquífero podem ser reduzidas em épocas de seca, devido ao aumento da capacidade de retenção da água com solutos no solo, causada pela redução do grau de saturação na zona não saturada.

Vários ensaios de laboratório relacionados à lixiviação de efluentes da vinhaça podem ser encontrados na literatura. Brito et al. (2007) avaliaram a qualidade do lixiviado de solos (Nitossolo Háplico, Argissolo amarelo e Espodosolo Cárbico) que receberam diferentes doses de vinhaça, em diferentes tempos de incubação. Os autores realizaram testes em colunas de solos de 20 cm de diâmetro e 110 cm de altura. As análises para quantificação de K, Ca, Mg e Na nos efluentes coletados mostraram que as concentrações foram significativamente reduzidas em relação aos da vinhaça *in natura*, indicando o elevado poder dos solos para retenção dos vários constituintes da vinhaça.

A contaminação de águas subterrâneas pela vinhaça está relacionada ao tipo e condições do solo local, profundidade do lençol freático, proximidade de nascentes e intensidade da aplicação de vinhaça, além da capacidade de absorção do solo.

## **11.2. IMPACTOS CAUSADOS PELO TRANSPORTE DE VINHAÇA NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (ZONA SATURADA)**

A aplicação de dosagens excessivas de vinhaça, infiltrações em depósitos ou canais de distribuição tornam as águas subterrâneas um potencial receptor e, entre os elementos contidos na vinhaça, K, Ca, Mg, Al, Fe, metais traço e matéria orgânica podem gerar riscos à saúde humana.

A caracterização e o monitoramento de qualidade da água subterrânea devem basear-se nos valores orientadores para o Estado de São Paulo, conforme Decisão de Diretoria nº 045/2014/E/C/I de Cetesb (2014), e nos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde, nº 2.914, de Brasil (2011). As concentrações de substâncias químicas de interesse na água subterrânea não podem ultrapassar os respectivos valores orientadores – VI (valor de intervenção) nas áreas com aplicação de vinhaça. A norma exige a instalação de

no mínimo quatro poços de monitoramento nas áreas dos tanques de armazenamento de vinhaça, sendo um a montante e três imediatamente a jusante dos tanques, localizados com base no mapa potenciométrico, com frequência anual da amostragem para análise.

Poucos são os estudos que tratam da influência da vinhaça e suas alterações na água subterrânea, verificando-se maior ênfase à caracterização do solo e às alterações na vegetação após aplicação de vinhaça. Mesmo os textos normativos vinculados a órgãos ambientais são brandos no que se refere à caracterização dos parâmetros de qualidade das águas subterrâneas, assim como ao seu monitoramento. Os textos normativos sugerem a necessidade de instalação de poços de monitoramento também nas áreas de aplicação e próximo aos canais de condução de vinhaça, e não somente nas proximidades dos reservatórios, para o efetivo monitoramento das águas subterrâneas.

Segundo determinação da Cetesb (2015) para o Estado de São Paulo, os elementos químicos e parâmetros que deverão ser analisados na água coletada dos poços de monitoramento ( $\text{mg L}^{-1}$ ) são: sulfato, nitrogênio nitrato, nitrogênio nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldhal, potássio, cálcio, cloreto, sódio, magnésio, fósforo total, além do pH (adimensional) e da condutividade elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ).

Em área de ocorrência do Aquífero Bauru, na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Hassuda et al. (1990) estudaram o impacto causado pelos componentes da vinhaça na zona não saturada, bem como o impacto causado pela infiltração da vinhaça na água subterrânea. Esse aquífero é do tipo livre e tem seu uso direcionado ao abastecimento doméstico e industrial na região. Os autores comprovaram a transferência de altas concentrações de nitrogênio amoniacal, magnésio, alumínio, ferro, manganês, cloreto e matéria orgânica, que ultrapassaram valores de referência de potabilidade para consumo humano. Na área de estudo, em condições naturais, as águas do Aquífero Bauru são bicarbonatadas sódicas, porém, sob o efeito da vinhaça passam, com o tempo, a cloretadas cálcicas. Para os autores, mudanças na salinidade da água subterrânea ocorreram devido à transferência de altas concentrações de cloreto, bicarbonato, potássio, magnésio e cálcio, constituintes da vinhaça; ao infiltrar na zona não saturada, no entanto, a vinhaça sofre reações químicas, tais como reações de

troca iônica, oxirredução, complexação e biodegradação e, em consequência, nem todos os componentes alcançam o aquífero a ponto de contaminá-lo.

Hassuda et al. (1990) verificaram, ainda, baixas concentrações de nitrogênio, sulfato e fósforo em águas subterrâneas de área fertirrigada, apesar da vinhaça apresentar altos teores desses ânions. As concentrações de amônia foram maiores que as de nitrato, em consequência da perda do nitrogênio na forma de amônio e de nitrogênio molecular na zona não saturada. O carbono e o nitrogênio, principais componentes da vinhaça, sofreram intensa atividade microbiana e foram biodegradados no primeiro metro do solo, passando apenas uma pequena parcela desses compostos para a água subterrânea. Já o sulfato e o fosfato apresentaram forte tendência a formar íons pouco solúveis. Na água subterrânea, o sulfato em geral forma íons e compostos complexos, comumente do tipo  $\text{NaSO}_4$  e  $\text{CaSO}_4$ . O fósforo tende a permanecer imobilizado, formando fosfato de cálcio e fosfato de ferro e alumínio. Alta concentração de cloreto foi identificada na zona saturada em área com aplicação de vinhaça, fato este associado à característica conservativa desse ânion, que não é comumente sorvido pela superfície dos minerais, nem participa de reações bioquímicas, sendo transferido juntamente com o fluxo de água sem sofrer retardamento.

A dinâmica do nitrogênio no solo com vinhaça é complexa devido às transformações bioquímicas. Por ser um ânion, o nitrato não é retido pela maioria dos solos com predominância de cargas negativas; por isso, apresenta grande potencial de lixiviação, podendo causar contaminação das águas subterrâneas, movendo-se com o fluxo da água juntamente com outros sais solúveis. A lixiviação do nitrato pode ocorrer pelo excesso desse nutriente no solo e também por irrigação ou chuva, quando excederem a capacidade de retenção do solo.

A vinhaça também pode adicionar metais traço ao meio, os quais em baixas concentrações proporcionam micronutrientes ao solo; entretanto, a depender das condições de pH e Eh, a vinhaça pode modificar e favorecer o processo de solubilização desses metais existentes na zona não saturada, de forma a serem carreados para o aquífero.

Empregando ensaios em colunas de Nitossolo Vermelho Eutrófico e mediante modelagem numérica, Da Silva et al. (2012) determinaram

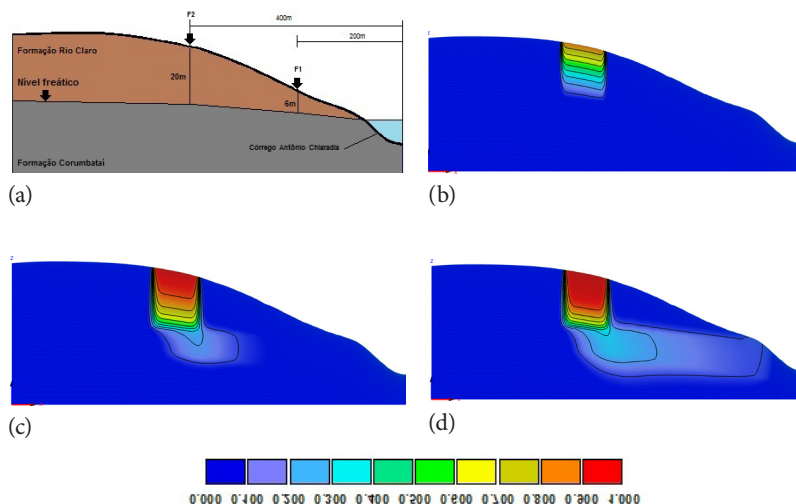
alguns parâmetros de transporte de Na e K oriundos da vinhaça, velocidade de escoamento da água, fator de retardamento, dispersividade e coeficiente de dispersão; os resultados evidenciaram os efeitos de adsorção e deslocamento de Na e, principalmente, de K presentes na vinhaça.

No Brasil, estudos sobre impactos decorrentes da aplicação de vinhaça e mecanismos de transporte são desenvolvidos preferencialmente em ensaios de laboratório, em detrimento de estudos sobre o transporte de contaminantes na zona não saturada. Esse fato é relevante se considerado que, a depender da concentração dos elementos da vinhaça, das características do solo e da topografia, o impacto causado pode ser estendido a locais não afetados e até mesmo atingir corpos de águas superficiais.

Alfaro Soto et al. (2015) fizeram uma análise hipotética do transporte de vinhaça a partir de duas fontes de contaminação por fertirrigação na superfície de um solo areno-argiloso do distrito de Ajapi, Rio Claro, SP. Hipoteticamente, a solução com concentração inicial dos íons infiltra-se verticalmente até atingir o aquífero granular (zona saturada). Nessa zona, a vinhaça passa por um processo natural de diluição, deslocando-se em sentido horizontal com a água subterrânea até atingir um córrego localizado a 200 m e a 400 m das fontes consideradas. A simulação do transporte dos solutos na água subterrânea fez uso do *software* HYDRUS 2D/3D (SIMUNEK et al., 1999), que utiliza a equação geral de Richards e a equação de advecção-dispersão para o transporte de soluto em um meio variavelmente saturado. Para a simulação de transporte de solutos, foi escolhido um tipo arbitrário de íon, não reativo com o meio, cuja concentração foi assumida como igual a  $1 \text{ mmol/cm}^3$ . O resultado mostra a fração de concentração final ( $C_i$ ) em relação à inicial ( $C_o$ ), servindo de referência para a determinação expedita do transporte de outros tipos de contaminantes, uma vez que possuem uma relação proporcional entre eles. Para tanto, foram adotados apenas os mecanismos de advecção e dispersão hidrodinâmica, não sendo consideradas as reações de adsorção. A disposição geométrica da fonte e os potenciais receptores (água subterrânea e córrego) são mostrados na Figura 5a; a evolução do transporte do soluto ( $\text{mmol/cm}^3$ ) da vinhaça a 400 m do córrego, após 5 anos, 17,5 anos

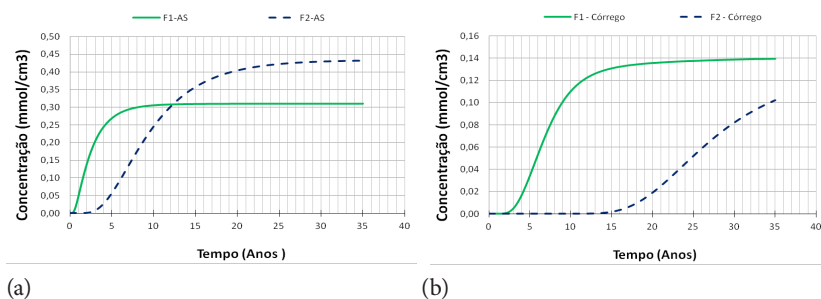


e 35 anos, são apresentados nas Figuras 5b, 5c e 5d, respectivamente. A distribuição mostrada nessa figura evidencia que o soluto já atingiu o lençol freático em 17,5 anos, dando início a seu transporte lateral e atingindo um corpo d'água em 35 anos.



**FIGURA 5.** (a) Características geométricas da fonte, distâncias e receptores. Distribuição do soluto ( $\text{mmol}/\text{cm}^3$ ) da vinhaça a 400 m do córrego após: (b) 5 anos; (c) 17,5 anos; (d) 35 anos. Fonte: Alfaro Soto et al. (2015).

Considerando as concentrações provenientes de cada fonte de contaminação (F1 e F2, Figura 5a), o comportamento das concentrações ( $\text{mmol}/\text{cm}^3$ ) do soluto com o tempo (anos), para os pontos de observação localizados na água subterrânea e na margem do córrego, é apresentado na Figura 6.



**FIGURA 6.** Concentrações (mmol/cm<sup>3</sup>) do soluto *versus* tempo (anos) provenientes de cada fonte de contaminação (F1 e F2), para os pontos de observação localizados em: (a) água subterrânea e (b) na margem do córrego. Fonte: Alfaro Soto et al. (2015).

Verifica-se que o soluto deverá atingir a água subterrânea (AS) em menos de 1 ano a partir da fonte F1 (AS a 6 m de profundidade, Figura 6a), e em menos de 3 anos a partir da fonte F2 (AS a 20 m de profundidade). Ainda, a fonte F2 forneceria no máximo 44% da concentração inicial após um período de aproximadamente 30 anos, e a fonte F1 forneceria 31% da concentração original após 10 anos. O gráfico da Figura 6b sugere que o córrego será atingido pelo soluto em apenas 2,2 anos e 14,2 anos, a partir das fontes F1 (a 200 m de distância) e F2 (a 400 m de distância), respectivamente. No máximo 14% e 10% da concentração inicial atingirão o córrego após um período de 30 anos e 35 anos, a partir das fontes F1 e F2, respectivamente.

Embora os resultados da simulação sejam de caráter hipotético (porém, aplicados num perfil de solo real), tanto a água subterrânea como a superficial são vulneráveis à contaminação. Em relação à água superficial, além da descarga subterrânea, a chegada dos solutos pode se dar por meio do escoamento superficial que, dependendo da concentração dos solutos, pode ter efeitos indesejáveis e até causar o fenômeno de eutrofização, isto é, a produção em excesso de nutrientes nas águas superficiais; nesse caso, pode ocorrer o crescimento de uma série de espécies vegetais aquáticas, cuja presença implica em significativo consumo do oxigênio disponível, dificultando a sobrevivência de peixes ou outros seres aquáticos.

## REFERÊNCIAS

- ALFARO SOTO, M. A.; KIANG, C. H. & VILAR, O. M. Avaliação do escalonamento fractal de alguns solos brasileiros. **R. Bras. Geoci.**, v. 38, p. 253-262, 2008.
- ALFARO SOTO, M. A.; CHANG, H. K. Permeabilidade relativa em zona vadosa com porosidade bimodal: um estudo em solos brasileiros. **Revista Águas Subterrâneas**. São Paulo: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas (ABAS), v. 27, n. 2, p. 93-103, 2013.
- ALFARO SOTO, M. A.; BASSO J. B.; CHANG H. K.; VAN GENUCHTEN M. T. Simulação de fluxo e transporte de íons de vinhaça através de vertente da formação Rio Claro. **Revista Águas Subterrâneas**. São Paulo: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas (ABAS), v. 29, n. 2, p. 162-174, 2015.
- BRASIL, 2011. Portaria do Ministério da Saúde n. 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.
- BRITTO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Concentração de cátions presentes no lixiviado de solos tratados com vinhaça. **Revista Eng. Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 773-781, 2007.
- CETESB. Companhia De Tecnologia e de Saneamento Ambiental de São Paulo. Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria DD 045/2014/E/C/I e DD 330/2014/E/C/I, de 21 de fevereiro de 2014. 4p.
- CETESB. Companhia de Tecnologia e de Saneamento Ambiental de São Paulo. Norma P 4.231: Vinhaça e Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo. CETESB, Decisão de diretoria Nº 045/2015/C, de 12 de fevereiro de 2015.
- CRUZ, J. I.; PORTUGAL, R. S.; LUCENDO, M. C. H.; ELIS, V. R.; FACHIN, S. J. S.; USTRA, A. T.; BORGES, W. R. Detecção de contaminação de solo por vinhaça através de análise de dados de eletrorresistividade. **Brazilian Journal of Geophysics**, v. 26, n. 4, p. 481-492, 2008.
- DA SILVA, N. F.; LELIS J. A.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; MIRANDA, J. H.; COELHO, R. D. Distribuição de solutos em coluna, de solo com vinhaça. **Irriga Botucatu**, Ed. Especial, p. 340-350, 2012.
- FREYRE W. J.; CORTEZ L. A. B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba: Agropecuária, 203p. 2000 (Serie Engenharia Agrícola).
- HASSUDA, S.; REBOUÇAS, A. C.; CUNHA, R. C. A. Aspectos Qualitativos da Infiltração da Vinhaça de Cana no Aquífero Bauru. **Revista IG**, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 5-20, 1990.
- OLIVA, A.; CHANG, H. K. Técnicas de Imageamento Elétrico 2D e 3D na Identificação de Vinhaça em Subsuperfície. In: **I CIMAS – Congresso Internacional do Meio Ambiente Subterrâneo**, São Paulo - SP, 2011.
- OLIVA, A.; CHANG, H. K. Application of electrical imaging techniques to identify the impact of sugar cane stillage in subsurface. In: **12th International UFZ-Deltares Conference on Groundwater-Soil-Systems and Water Resource Management**, p. 16-19, abr. 2013, Barcelona, Spain, 2013.



# PEIXES COMO BIOINDICADORES DO IMPACTO NO AMBIENTE AQUÁTICO INDUZIDO POR AGROTÓXICOS EMPREGADOS NO CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR

---

Sarah Arana, Yadira Ansoar-Rodríguez, Thays de Andrade Guedes,  
Ana Claudia de Castro Marcato, Jorge Evangelista Correia,  
Carmem Silvia Fontanetti

Os agrotóxicos, segundo a legislação brasileira (**Lei Nº 7.802, de 11 de julho de 1989**) são definidos como: os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, proteção de florestas, nativas ou introduzidas, de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos.

Como já abordado no Capítulo 3, são vários os agrotóxicos empregados no cultivo da cana-de-açúcar no Brasil, que podem alcançar os recursos hídricos (águas superficiais ou subterrâneas). A forma pela qual os agrotóxicos são transportados ao ambiente aquático pode variar: por lançamento intencional (dispersão do produto sobre os rios durante a pulverização das áreas cultivadas), escoamento superficial dos locais onde são aplicados, volatilização e dispersão atmosférica, e pela lixiviação do produto no solo até alcançar o lençol freático (Figura 1).

Os recursos hídricos representam um destino para os agrotóxicos, o que provoca sérios danos ao ambiente aquático. Portanto, a lei que regulamenta e fiscaliza o registro desses produtos no Brasil (Portaria

Normativa IBAMA Nº 84, de 15 de outubro de 1996) determina a obrigatoriedade de testes de toxicidade em organismos aquáticos, como peixes, onde são exigidos ensaios agudos, crônicos e de bioacumulação.

De fato, os peixes têm se mostrado um importante e adequado bioindicador de contaminação aquática, tanto em avaliações toxicológicas como em ensaios de biomonitoramento ambiental. Isso se deve por um conjunto de características, como: 1) ciclo de vida na água; 2) diferem em tolerância, de acordo com a espécie, quanto à quantidade e tipo de xenobiótico; 3) fácil captura com o adequado equipamento; 4) longevidade, podendo, assim, refletir efeitos de longo prazo; 5) algumas espécies são de fácil manuseio e cultivo em condições de biotério; e 6) constituírem o último elo da cadeia alimentar no ambiente aquático, sendo diretamente afetados pelos produtores (fitoplâncton e plantas superiores) ou os consumidores inferiores (zooplâncton, protozoários e pequenos crustáceos), refletindo o estado de todo o ecossistema.

Para avaliar a sensibilidade e os efeitos dos agrotóxicos em peixes, variados biomarcadores são empregados, sendo aqui conveniente rever a definição de biomarcador em ecotoxicologia: alteração na resposta biológica, que pode se manifestar desde o nível molecular, passando por respostas celulares e/ou fisiológicas até manifestações comportamentais, as quais podem ser correlacionadas à exposição ou efeitos tóxicos de xenobióticos dispersos no meio ambiente (PEAKAL; WALKER, 1994).

Assim, biomarcadores bioquímicos, moleculares, de genotoxicidade, morfológicos e comportamentais têm sido empregados em peixes para avaliar o impacto de agrotóxicos nas diferentes fases de vida, na fisiologia reprodutiva e endócrina, na fisiologia hepática e renal, por se tratarem de órgãos metabolizadores e relacionados à detoxificação de xenobióticos, e na fisiologia do sistema nervoso, cujos efeitos podem se expressar também em alterações comportamentais que comprometam a sobrevivência e perpetuação da espécie, sendo de grande importância para a determinação de múltiplos biomarcadores, em ensaios de toxicidade e biomonitoramento, para avaliar os múltiplos efeitos que esses produtos podem induzir em peixes.

A seguir, serão apresentados resultados obtidos por diferentes pesquisadores sobre o efeito em peixes de alguns agrotóxicos empregados no cultivo de cana-de-açúcar, com o emprego de variados biomarcadores entre os citados acima.

## 12.1. BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS

Numerosos parâmetros bioquímicos podem ser utilizados como biomarcadores, os quais oferecem informações importantes dos possíveis riscos, em seu estágio inicial, que os organismos expostos a contaminantes ambientais podem apresentar. Alguns agrotóxicos, por exemplo, endossulfan e atrazina, induzem estresse oxidativo (desequilíbrio entre a geração de espécies reativas de oxigênio (ROS) e a eficiência das defesas antioxidantes para sua eliminação) nos organismos, ressaltando, assim, a importância de avaliar biomarcadores bioquímicos (LUSHCHAK et al., 2011; PÉREZ et al., 2014; GRIBOFF et al., 2014). Na avaliação de estresse oxidativo, é importante realizar aferições de enzimas antioxidantes e enzimas de desintoxicação de fase I e II. Na fase I, ocorrem reações de oxidação, redução e hidrólise dos compostos químicos, onde intervém o Sistema Oxidase de Função Mista, cujo principal componente é a citocromo P450 (CYP) (CASTRO, 1985). Em peixes, a isoenzima responsável pela biotransformação de um grande número de xenobióticos é a citocromo P4501A (CYP1A), convertendo a enzima em um bom biomarcador de contaminação ambiental (VAN DER OOST et al., 2003). Na fase II de detoxificação, são produzidas reações de conjugação mediante a adição de moléculas endógenas ao composto químico contaminante, ou metabólitos provenientes da fase I. As enzimas envolvidas nessa etapa são, por exemplo, glutatona-S-transferases (GST) e uridin difosfogluturoniltransferase (UDPGT) (TUTUNDJIAN et al., 2002). Moléculas antioxidantes como glutatona reduzida (GSH), GST, superóxido desmutase (SOD) e enzimas de biotransformação detoxificante como GST, CYP1A e UDG Transferases, oferecem informações importantes sobre o estado dos organismos testados (LIANG et al., 2007; LUSHCHAK et al., 2011). Enzimas como a superóxido dismutase, a catalase, a glutatona peroxidase e a glutatona redutase têm sido empregadas para avaliar possíveis efeitos da atrazina em vários tecidos e órgãos de peixes (WANG et al., 2013; SANTOS; MARTINEZ, 2012).

Para a avaliação de comprometimento neurológico de peixes expostos à atrazina, foi empregada como biomarcador a análise bioquímica da atividade da enzima ou da expressão do mRNA da acetilcolinesterase (XING et al., 2013), contudo são raros estudos que associem

a avaliação desses biomarcadores aos ensaios de avaliação comportamental (SCHIMIDEL et al., 2014). Particularmente, quanto à atrazina, em várias espécies de teleósteos testadas não têm sido identificados danos neurológicos com o emprego desses biomarcadores (SANTOS; MARTINEZ, 2012, MCCARTHY; FUIMAN, 2008), somente ensaios que testaram doses elevadas desse herbicida registraram esse tipo de comprometimento (COSSARINI-DUNIER et al., 1988).

Outro herbicida muito empregado em cana-de-açúcar é a ametrina, de classificação toxicológica III, sendo considerado moderadamente tóxico (EPA, 2005). Pereira (2012) analisou espécimes de *Prochilodus lineatus* expostos a ametrina e observou alterações sanguíneas como diminuição do hematócrito (Hcto), hemoglobina (Hb), hemoglobina corpuscular média (HCM) e concentração de hemoglobina corpuscular média (CHCM), que podem indicar anemia. Foi observado também alteração no número de eritrócitos (RBC); os peixes expostos à menor concentração testada apresentaram aumento de eritrócitos, refletindo possível resposta de estresse com liberação de eritrócitos jovens na corrente sanguínea.

Além da ametrina, outro agrotóxico empregado no cultivo da cana-de-açúcar no Brasil é o imidacloprido (IMI), um inseticida neonicotinoide de amplo uso, que alcança facilmente os recursos hídricos pelos mecanismos já explicados acima; assim, sua presença no meio aquático é cada vez mais preocupante, frente ao uso excessivo de produtos comerciais formulados com essa substância (TIŠLER et al., 2009).

Biomarcadores bioquímicos empregados para avaliar os efeitos do IMI no metabolismo incluem enzimas como alanina aminotransferase (ALT), aspartato aminotransferase (AST), fosfatase alcalina (ALP) e glutamato-desidrogenase (GDH). Assim, em *Oreochromis mossambicus* e *Labeo rohita* expostos ao IMI, foi detectado o aumento da atividade dessas enzimas em diferentes tecidos, o que demonstra o potencial tóxico desse inseticida para esses teleósteos de água doce (DESAI; PARIKH, 2013). Além dessas enzimas, em outro estudo realizado também em *L. rohita* exposto ao IMI, outras determinações bioquímicas foram avaliadas. Entre elas, parâmetros hematológicos como hemoglobina, volume celular total, volume celular médio, eritrócitos, hemoglobina celular média, concentração média de hemoglobina e contagem



de plaquetas. Isso mostrou a condição de anemia grave, hiperglicemia, hipercalcemia e hipoproteinemia, indicando alta demanda energética desses peixes para combater os efeitos da substância tóxica (QADIR et al., 2014). As determinações dos níveis enzimáticos de catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD), glutatona-S-transferase (GST) e malondialdeído (MDA) no fígado de *Danio rerio*, espécie muito empregada em ensaios ecotoxicológicos, mostram que o IMI pode induzir estresse oxidativo nessa espécie (GE et al., 2015).

Os agrotóxicos clorofenoxiácidos constituem uma importante classe de herbicidas (SANCHEZ-BRUNETE, 1994), sendo o 2,4-D um membro dessa classe (TOMLIN, 1994). É frequentemente empregado no cultivo da cana-de-açúcar. Esse composto, lançado para o meio ambiente, principalmente a partir de fontes antropogênicas, é caracterizado pela alta toxicidade, persistência e capacidade de bioacumulação (MICHALOWICZ, 2005; MICHALOWICZ; DUDA, 2007; AYDIN et al., 2005).

Segundo Gallagher e Di Giulio (1991), o herbicida 2,4-D é geralmente considerado como não tóxico para os peixes em doses baixas. Porém, diversos autores relatam os efeitos nocivos desse agrotóxico. Segundo Fonseca et al. (2008), o 2,4-D afeta a atividade da acetilcolinesterase (AChE), que foi bastante reduzida no cérebro e nos músculos, e alguns parâmetros metabólicos do sangue e tecidos de *Leporinus obtusidens*, como redução de glicogênio e lactato muscular, redução de lactato e proteína no fígado e redução de glicose sanguínea e aumento de proteínas plasmáticas, provavelmente devido ao estresse gerado pela toxicidade do herbicida.

O fipronil foi descoberto e desenvolvido nos anos 1990 (TINGLE et al., 2003) e chegou ao mercado em 1993 (TOMLIN, 2000). Seu uso no Brasil foi registrado em 2000 em culturas da região Nordeste (MASUTTI; MERMUT, 2007) e tem sido utilizado no controle de insetos pragas na agricultura, inclusive cana-de-açúcar, no tratamento de ectoparasitas de animais domésticos (IKEDA, 2001; TINGLE et al., 2003; THEODORIDIS, 2006) e em saúde pública, para o controle de vetores de doenças (ALI et al., 1998). Segundo o fabricante, possui classificação toxicológica classe II (altamente tóxico), caracterizado como um composto de contato e ingestão.

Em análise das respostas hemato-bioquímicas da exposição de alevinos de carpas-comum (*Cyprinus carpio*) ao fipronil, Gupta et al.

(2013) observaram aumento nos níveis de glóbulos brancos, de proteína c-reativa, da glicemia e do cortisol. Do mesmo modo, a atividade das enzimas SOD, CAT e AST também foi aumentada, demonstrando tentativa de desintoxicação do fipronil, enquanto os níveis de fosfatase alcalina, malato desidrogenase (MDH) e acetilcolinesterase (AChE) diminuíram, acarretando na degradação de aminoácidos e no possível comprometimento da coordenação muscular do animal. Nesse mesmo contexto, a exposição de indivíduos da espécie *Danio rerio* a esse inseticida acarretou em um aumento na atividade citocromo P450 no cérebro, brânquias, fígado e músculo, indicando aumento na demanda da biotransformação do fipronil (WU et al., 2014).

Outro estudo demonstrou que o fipronil inibiu a produção de AChE no cérebro e músculo e causou aumento de substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS) no fígado, brânquias e cérebro em *C. carpio*, acarretando, conseqüentemente, um aumento na peroxidação lipídica desses animais. Do mesmo modo, o inseticida inibiu AChE e aumentou os níveis de TBARS no músculo e, ainda, diminuiu GST no fígado e músculo e aumentou a glicemia no sangue em *Rhamdia quelen*, resultados estes advindos das tentativas de diminuir a toxicidade do inseticida causada nesses animais (MENEZES et al., 2016).

Entre os herbicidas recomendados para aplicação em pós-emergência na cultura de cana-de-açúcar, destaca-se o metano-arseniato ácido monossódico (MSMA) e a mistura formulada comercialmente composta de diuron+hexazinona (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005). O MSMA é um herbicida de contato do grupo químico organoarsênico, indicado para o controle de plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar. O uso de MSMA é proibido em diversos países, devido ao risco para o meio ambiente, pela bioacumulação, persistência ambiental e potencial mutagênico, teratogênico e carcinogênico. Apesar de sua proibição em outros países, ele é um dos agrotóxicos mais utilizados no Brasil na cultura de cana-de-açúcar (GALON et al., 2012; MPF, 2016). É um herbicida persistente no ambiente, portanto, tem um alto risco de mobilidade e acesso aos recursos hídricos (DAVIS et al., 2014).

Estudos realizados com o herbicida hexazinona em salmão do Atlântico (*Salmo salar*) mostraram os efeitos desse agrotóxico no desenvolvimento de juvenis, alterando alguns parâmetros como, por exemplo,

níveis plasmáticos de cortisol, hormônio do crescimento e íons plasmáticos (NIEVES-PUIGDOLLER et al., 2007). Estudos de toxicidade aguda em embriões de *Danio rerio* demonstraram um atraso no desenvolvimento em geral induzido por hexazinona (MOURA et al., 2011). A mistura comercial de diuron e hexazinona em alevinos de tilápia-do-Nilo (*O. niloticus*) induziu moderada toxicidade (manifestação de efeitos tóxicos e perda de coordenação do movimento), o que pode contribuir para o estabelecimento de limites máximos admissíveis para esses herbicidas em corpos d'água brasileiros (MOURA; JONSSON, 2016).

Estudos de biomarcadores bioquímicos em peixes *Ictalurus punctatus* expostos ao MSMA por uma semana mostraram uma indução de dose dependente de metalotioneína hepática (SCHLENK et al., 1997). Como já foi dito, esse herbicida é geralmente utilizado em associação com outros produtos de efeito residual no solo, como a mistura diuron+hexazinone. O diuron pertence ao grupo dos derivados da ureia e é pouco móvel no solo (DIAS et al., 2003). O hexazinona (grupo da triazinonas) é altamente solúvel em água e móvel no solo (CELIS et al., 2002), sendo considerado um dos pesticidas mais susceptível à contaminação de águas (MENDES et al., 2013). Devido à chegada desses compostos ao ambiente aquático, várias pesquisas têm sido realizadas sobre seus efeitos em peixes. Assim, foi avaliada atividade da AChE em cérebro e músculo esquelético de juvenis de *Carassius auratus* expostos ao diuron. Resultados demonstram que o músculo esquelético apresentou maior atividade de AChE do que o cérebro, sendo a determinação na atividade da AChE, sensível biomarcador para caracterizar os impactos toxicológicos do dituron (BRETAUD et al., 2000). Outros estudos nesse mesmo nível, realizados em fêmeas de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) expostas ao diuron, mostraram um aumento da atividade estrogênica (17 $\beta$ -estradiol (E2)) (PEREIRA et al., 2016), o que pode acarretar prejuízos para o processo reprodutivo da espécie.

Entre os herbicidas mais utilizados nas lavouras no controle pré e pós-emergente de plantas infestantes, está o clomazone (2-[(2-clo-robenzil)]-4,4- dimetil-1,2-oxazolidin-3-ona), que pertence ao grupo químico isoxazolidinona e age como inibidor da síntese de carotenoides (DUKE, 1990). Classificado como moderadamente tóxico (Classe III), o clomazone é um herbicida muito usado para grandes culturas

como algodão, tabaco, soja, arroz, cana-de-açúcar e uma variedade de hortaliças (EPA, 2007). Em 2009, esse herbicida ficou entre os dez herbicidas mais utilizados no Brasil (IBAMA, 2010). A alta solubilidade do clomazone na água aumenta seu potencial de contaminação das águas superficiais e, conseqüentemente, das águas subterrâneas (PRIMEL, 2005; QUAYLE et al., 2006).

Espécimes de *Prochilodus lineatus* expostos ao clomazone apresentaram ativação da via de biotransformação, constatada pelo aumento da atividade hepática da enzima GST e ativação hepática da enzima antioxidante CAT nas concentrações mais elevadas. A glutathione peroxidase (GPx) hepática apresentou inibição significativa nas maiores concentrações testadas, podendo indicar eficiente atuação da CAT na eliminação do  $H_2O_2$  ou pela competição pelo mesmo substrato (GSH) com a GST. A atividade cerebral e muscular da AChE foi inibida nas maiores concentrações, indicando efeitos neurotóxicos do herbicida no peixe (PEREIRA, 2012).

## 12.2. BIOMARCADORES MOLECULARES

Além do nível bioquímico, biomarcadores moleculares, como determinação de proteínas de estresse, oferecem informações importantes sobre toxicidade de agrotóxicos. As chamadas proteínas de estresse, ou proteínas de choque térmico (Heat Shock Protein-HSP), são chaperonas moleculares que desempenham um papel integral das vias de resposta ao estresse celular pelo que também são amplamente utilizadas como biomarcadores de exposição a estressores ambientais (DEANE; WOO, 2011; CHADWICK et al., 2015). Essas proteínas estão relacionadas a processos celulares importantes como: biogênese de proteínas, proteção do proteoma frente ao estresse, recuperação de proteínas agregadas e facilitação da translocação de proteína através das membranas, e demais funções especializadas, como desmontagem de complexos proteicos (CLERICO et al., 2015).

Yang et al. (2010), empregando a metodologia molecular da reação em cadeia da polimerase com transcriptase reversa (RT-PCR), verificaram que a expressão hepática de chaperonas da família “Heat Shock

Protein” (HSP70 e 90) foi significativamente aumentada no teleósteo *Grobioocypris rarus* adulto exposto à atrazina por 28 dias. Resultado similar foi encontrado por Xing et al. (2015) ao quantificar o mRNA e a expressão de HSP60, 70 e 90 com o emprego de RT-PCR e de Western blot, respectivamente, em rim de carpas expostas à atrazina por 40 dias.

Além da atrazina, são encontrados estudos com IMI e fipronil. Análise de fígado de *Oreochromis niloticus* expostos ao IMI mostraram um aumento na expressão de HSP70 nos hepatócitos, evidenciando uma ativação dos mecanismos de defesa dos animais para manter a integridade morfofisiológica do órgão (ANSOAR-RODRÍGUEZ et al., 2016).

Um estudo com embriões de vairão (*Pimephales promelas*) investigou os efeitos subletais do fipronil em diferentes concentrações e períodos de tempo. Com 24 horas de exposição à concentração 31 µg/L, mudanças muito significativas na transcrição gênica foram observadas para aspartoacilase, metalotioneína, receptor de glucocorticóide, 3A126, citocromo P450 e vitelogenina. Do mesmo modo, efeitos endócrinos foram observados com aumento de 90x da expressão de vitelogenina à 61 µg/L em 144 horas de exposição, demonstrando, assim, que fipronil pode afetar negativamente os sistemas neuromuscular e endócrino de larvas de peixes (BEGGEL et al., 2012).

O fipronil ainda foi capaz de reduzir a regulação de genes dos receptores das gonadotrofinas como o receptor do hormônio luteinizante (*lhr*) e receptor do hormônio folículo-estimulante (*fshr*) em alevinos da espécie *Oryzias latipes*, causando, assim, uma desregulação endócrina nos indivíduos (SUN et al., 2014).

### 12.3. BIOMARCADORES MORFOLÓGICOS

Biomarcadores morfológicos também têm sido amplamente utilizados em peixes. Assim, alterações histológicas em diferentes órgãos desses animais se mostram biomarcadores úteis para avaliar as relações entre danos em peixes e poluição ambiental (DYK et al., 2012; MAHROUS et al., 2015).

Segundo Johnson et al. (1993), a análise histológica provê um método rápido para detectar os efeitos de substâncias, especialmente os

crônicos, em vários tecidos e órgãos. Além das análises qualitativas das alterações histológicas, a análise quantitativa tem sido recomendada, uma vez que esta última permite inferir com mais segurança o grau de comprometimento do órgão ou tecido em análise e, ainda, na população-alvo. Para essa análise quantitativa, sem dúvida os critérios estabelecidos por Bernet et al. (1999) têm sido amplamente empregados (LUZIO et al., 2016); Bernet et al. (1999) propõem a atribuição de fatores de importância (escore) para os diferentes tipos de alteração histopatológica encontrados no parênquima e no estroma de órgãos alvos de xenobióticos, os quais são empregados em fórmulas matemáticas para o cálculo do índice de comprometimento de cada órgão e, ainda, de cada animal, considerando-se os vários órgãos analisados. Assim, dada a importância de se atribuir um grau de severidade (ou dano) a partir do registro da ocorrência de alterações histológicas em um órgão, vários métodos de análise quantitativa têm sido propostos, além daquele já referido de Bernet et al (1999) (POLEKSIC; MITROVIC-TUTUDZIC, 1994; MONTEIRO et al., 2008; MARINHO et al., 2014).

Assim, com o emprego de biomarcadores morfológicos associados à técnica imuno-histoquímica, foi possível identificar significativo aumento da apoptose no cérebro de peixe zebra exposto à atrazina, indicando o efeito neurotóxico desse agroquímico (TON et al., 2006).

Vários são os estudos que avaliam dano morfológico em órgãos de diferentes espécies expostos ao inseticida IMI. Por exemplo, um estudo em brânquia, fígado e rim de *Labeo rohita* expostos à formulação comercial Confidor®, cuja base é IMI, mostra várias alterações na morfologia desses órgãos. Entre elas, alterações degenerativas no fígado, como vacuolização citoplasmática e alteração da forma e tamanho dos hepatócitos, e ainda no rim ocorreu necrose de túbulos renais, desorganização do tecido conjuntivo e comprometimento dos glomérulos, desintegração da membrana celular e edema (REDDY et al., 2015). Outro estudo realizado em brânquias e rins de *O. mossambicus* mostra danos de moderado a severo que revelam a incapacidade desses órgãos para suportar os efeitos tóxicos induzidos pela exposição de IMI. Mais detalhadamente, esse estudo registrou necrose das células do epitélio tubular do rim, espessamento da cápsula de Bowman e redução de tamanho dos glomérulos, e hemorragia; nas brânquias,

observou-se desorganização e ruptura das lamelas secundárias, hemorragia em lamelas primárias e abaulamento na ponta do filamento primário (PATEL et al., 2016). Peixes da espécie *O. niloticus* expostos ao IMI também mostraram alterações nos hetapócitos, como: degeneração hidrópica, núcleos picnóticos e perda do limite celular (ANSOAR-RODRÍGUEZ et al., 2016).

Ateeq et al. (2006) fizeram análises histológicas das gônadas de machos e fêmeas de peixes da espécie *Clarias batrachus* para verificar os efeitos da exposição máxima de 96 horas ao 2,4-D. Nos ovários, os indivíduos apresentaram a indução da apoptose pelo herbicida, confirmada pela presença de ovócitos atrésicos, blebbing nuclear, cariólise, hipertrofia e vacuolização, além de deformidades mitocondriais, citoplasma eletrondenso, dano da membrana plasmática, vacuolização do citoplasma e heterocromatinização. Nos testículos, os túbulos eram relativamente menores em tamanho e continham principalmente espermátides. Algumas células nos túbulos seminíferos apresentaram necrose. As células de Leydig apresentaram hipertrofia, que pode ser uma resposta ao aumento da demanda funcional do órgão. Essas alterações podem afirmar a toxicidade do herbicida para os órgãos reprodutivos dessa espécie.

Marcato (2014) analisou brânquias de *O. niloticus* expostos a diferentes concentrações de 2,4-D por 96 horas. As análises morfológicas do tecido branquial apresentaram desprendimento epitelial nas lamelas secundárias das brânquias de todos os animais expostos ao herbicida, assim como hipertrofia das células do epitélio e aumento na presença de células clorídricas entre essas células. A análise histoquímica demonstrou indução da proliferação de células mucosas em todos os animais expostos, indicando, assim, uma resposta adaptativa do animal aos efeitos tóxicos desse composto.

O fipronil causa diferentes alterações morfológicas. Esse inseticida induziu efeitos teratogênicos em embriões e larvas de peixes da espécie *Danio rerio* como degeneração da notocorda, falhas na locomoção e no desenvolvimento dos membros locomotores (STEHR et al., 2006). Ainda, a exposição a diferentes concentrações de fipronil (0,014 a 0,02 mg/L) causou alterações em tilápia-do-Nilo (*O. niloticus*), como: degeneração hidrópica, vacuolização hepatocitária, necrose e hemorragia hepática; hiperplasia leve no epitélio das lamelas secundárias

branquiais, congestionamento e hemorragia nas brânquias; hemorragia intestinal (EL-MURR et al., 2015).

## 12.4. BIOMARCADORES DE GENOTOXICIDADE

Diferentes ferramentas têm sido utilizadas na avaliação de efeito genotóxico em animais aquáticos a fim de detectar lesões potencialmente pré-mutagênicas, tais como formação de adutos de DNA, modificações de bases, ligação cruzada de DNA-DNA ou DNA-proteína e quebra de fita do DNA (FRENZILLI et al., 2009). Assim, os estudos que avaliam a genotoxicidade de determinados compostos utilizados no cultivo de cana-de-açúcar, usando biomarcadores que detectem danos no nível primário e cromossômico da molécula de DNA, são extensivamente empregados. Dentre estes se pode citar o ensaio do cometa e o teste do micronúcleo (MN) associado a anormalidades nucleares (AN).

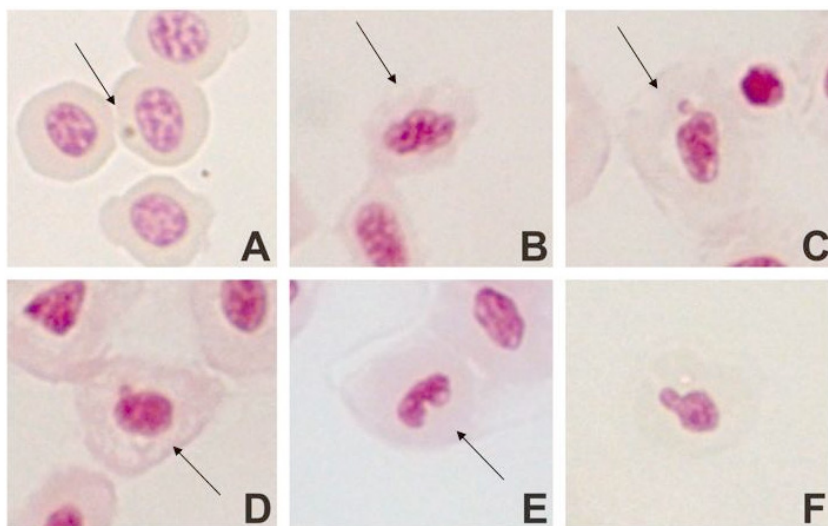
O teste de micronúcleo tem se mostrado de grande valia por ser um teste rápido, confiável, sensível e se abstém de equipamentos caros para sua realização (BARŠIENE; LOVEJOY, 2000). Os MNs são formados por meio de quebras cromossômicas (clastogênese) e distúrbios no fuso mitótico (aneugênese), fazendo com que os fragmentos consequentes desses eventos não sejam incorporados ao núcleo das células-filhas durante a divisão celular (ARKHIPCHUK; GARANKO, 2005; BOLOGNESI; FENECH, 2012).

Em mamíferos, vários tecidos e órgãos são utilizados para a pesquisa de genotoxicidade com o emprego do teste do micronúcleo, como no ensaio realizado por Nikoloff et al (2013), que investigou o efeito genotóxico do metolachlor em hepatócitos, e Ateeq et al. (2006), que utilizaram análises do tecido hepático de peixes expostos ao 2,4-D para verificar fragmentação do DNA, confirmando seu efeito genotóxico. Porém, em peixes, o sangue periférico tem sido o tecido mais empregado em estudos de genotoxicidade pela facilidade de obtenção da amostra, por dispensar o sacrifício do animal e por não necessitar de etapas de isolamento celular, utilizando técnicas específicas que não danifiquem o DNA.

Juntamente com os MNs, as anormalidades nucleares (AN) (Figura 1) também podem ser observadas nos eritrócitos de peixes como um endpoint de genotoxicidade. Elas são classificadas em “blebbed”, “lobed”,



“notched” (CARRASCO et al., 1990), brotos nucleares e broken eggs, que se distinguem de acordo com a morfologia que o núcleo apresenta (CERQUEIRA; MEIRELES, 2014). As anormalidades nucleares e os micronúcleos em eritrócitos do sangue periférico se destacam como biomarcadores citogenéticos de efeitos genotóxicos (FUZINATTO et al., 2013; ANSOAR-RODRIGUEZ et al., 2015; ARALDI et al., 2015).



**FIGURA 1.** Eritrócitos de exemplares de *O. niloticus* com micronúcleo e anormalidades nucleares, corados pela reação de Feulgen. A. micronúcleo; B. “lobed”; C. “broken-egg”; D. E. “notched”; F. “blebbed”.

O ensaio do cometa também é um teste muito utilizado, que tem como objetivo detectar danos no DNA (COLLINS et al., 2014), sejam eles quebras de fita simples e/ou duplas, bem como sítios álcali-lábeis (SPEIT; HARTMANM, 1995; SOUZA et al., 2005); entretanto, essas lesões são consideradas primárias e, dessa forma, são passíveis de reparo. Assim, podem ou não resultar em alterações genéticas (COLLINS et al., 2014).

Esses biomarcadores de genotoxicidade foram utilizados para avaliar o ethiprole, um inseticida desenvolvido para substituir o fipronil, representante da família fenilpirazol, que vem sendo muito encontrado no cenário agrícola, em especial em monoculturas como cana-de-açúcar.

Guedes (2015) avaliou a ação do ethiprole em tilápias-do-Nilo (*O. niloticus*) e observou os efeitos deletérios na morfologia das células sanguíneas expostas. Por meio do teste de MN juntamente com a análise das AN, o inseticida se mostrou genotóxico na menor dose testada (0,25 µL/L).

Outro exemplo é o estudo do potencial genotóxico de IMI em *O. niloticus*. O IMI provocou dano primário no DNA e em nível cromossômico, observado em eritrócitos de peixes expostos em concentrações empregadas na cultura de cana-de-açúcar no Brasil. O estudo foi realizado utilizando o ensaio do cometa e o teste de MN e AN (ANSOAR-RODRÍGUEZ et al., 2015). Estudo realizado em *Danio rerio*, também exposto ao IMI, mostrou dano no DNA dependente do tempo e da dose de exposição (GE et al., 2015).

Peixes da espécie *P. lineatus* expostos à ametrina e submetidos ao ensaio do cometa apresentaram aumento dos danos no DNA de eritrócitos, indicando a genotoxicidade do herbicida (PEREIRA, 2012).

## 12.5. BIOMARCADORES COMPORTAMENTAIS

Dentre todos os biomarcadores apresentados, os mais amplamente utilizados no nível de indivíduo são as alterações no comportamento. Eles são excelentes integradores de todas as respostas ao nível suborganísmico. Isso ocorre porque a resposta comportamental integra numerosos processos celulares que são essenciais para a viabilidade do organismo, da população e da comunidade. Portanto, mudanças no comportamento dos organismos bioindicadores fornecem informações toxicológicas de grande importância (LITTLE et al., 1990). Tais modificações do comportamento podem afetar a sobrevivência do animal, resultando em alterações não desejadas e que colocam em risco toda uma população de organismos (BREWER et al., 2001).

Em peixes, alterações de comportamento como letargia e natação errática foram descritas por Cattaneo et al. (2008) durante o período de 96 horas de exposição dos peixes *Rhamdia quelen* ao herbicida 2,4-D.

A determinação desses biomarcadores muitas vezes justifica os mecanismos de ação tóxica desses produtos, os quais podem se manifestar no comportamento dos peixes. Por exemplo, juvenis da espécie

japonesa medaka (*Oryzias latipes*) sofrem síndrome de estresse (perda de peso e infestação por *Trichodina ectoparasite*) na presença de IMI. Um trabalho de campo demonstrou que 5% dos exemplares de medakas morrem quando as concentrações do IMI em água são maiores que 30µg/L (SÁNCHEZ-BAYO; GOKA, 2005). *Danio rerio*, também é muito sensível ao IMI, sofrendo efeitos na função neurocomportamental avaliada pela resposta sensorio-motora, os quais são persistentes durante o desenvolvimento desse organismo (CROSBY et al., 2015).

## 12.6. O USO DE BIOMARCADORES COMO FERRAMENTA NOS ESTUDOS DE RECUPERAÇÃO

Assim como os biomarcadores fornecem informações importantes para a compreensão de como os xenobióticos atuam nos organismos não alvos, estudos de recuperação que observam esses mesmos biomarcadores contribuem para a promoção de práticas que visam a preservação do meio ambiente.

Kubrak et al. (2013) observaram que a presença do herbicida 2,4-D causa alterações nos parâmetros sanguíneos (hemoglobina total, hematócrito, glicose, aspartato e atividades de acetilcolinesterase) dos peixes da espécie *Carassius auratus* e que a retirada do herbicida resulta numa excelente recuperação dos parâmetros analisados. Resultado semelhante foi observado por Marcato (2014), após a retirada do herbicida 2,4-D da água em que tilápias foram expostas; a subtração do herbicida fez com que as alterações encontradas nos peixes regressem até a recuperação total do tecido/órgão lesionado.

Os bioindicadores sugerem uma sequência de eventos desde o nível bioquímico, molecular, passando por respostas celulares e/ou fisiológicas, até danos morfológicos e manifestações comportamentais; o processo de recuperação se dá da mesma maneira, onde os mecanismos de reparo atuam nos danos primários para depois serem reparados os demais danos.

Como exemplo dessa sequência de recuperação pode ser citado o estudo de Cerqueira e Fernandes (2002), que observaram a recuperação de animais após exposição ao cobre. Os resultados revelaram que a

recuperação dos parâmetros sanguíneos analisados foi mais rápida do que a restauração da morfologia do tecido branquial de *Prochilodus scrofa*.

Finalmente, considerando-se todos os dados apresentados neste capítulo, pode-se inferir que os agroquímicos utilizados no cultivo da cana-de-açúcar interferem nos parâmetros funcionais estudados nos peixes, podendo comprometer a saúde desses animais, o processo reprodutivo e, conseqüentemente, todo o ecossistema aquático do qual fazem parte.

## REFERÊNCIAS

ALI, A.; NAYAR, J. K.; GU, W. D. Toxicity of a phenyl pyrazole insecticide, fipronil, to mosquito and chironomid midge larvae in the laboratory. **Journal of the American Mosquito Control Association**, v. 14, n. 2, p. 216-218, 1998.

ANSOAR-RODRÍGUEZ, Y.; CHRISTOFOLETTI, C.A.; MARCATO, A.C.; CORREIA, J.E.; CORREA BUENO, O.; MALASPINA, O.; FONTANETTI, C.S. Genotoxic Potential of the Insecticide Imidacloprid in a Non-Target Organism (*Oreochromis niloticus*-Pisces). **Journal of Environmental Protection**, v. 6, p. 1360-1367, 2015.

ANSOAR-RODRÍGUEZ, Y.; CHRISTOFOLETTI, C.A.; CORREIA, J.E.; DE SOUZA, R.B.; DE SOUZA, C.M.; MARCATO, A.C.; BUENO, O.C.; MALASPINA, O.; SILVA-ZACARIN, E.C.M.; FONTANETTI, C.S. Liver alterations in *Oreochromis niloticus* (Pisces) induced by insecticide imidacloprid: histopathology and heat shock protein in situ localization. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 51, (12), 2016.

ARALDI, R. P.; MELO, T. C.; MENDES, T. B.; JÚNIOR, P. L. S.; NOZIMA, B. H. N.; ITO, E. T.; CARVALHO, R. F.; SOUZA, E. B.; STOCCO, R. C. Using the comet and micronucleus assays for genotoxicity studies: a review. **Biomedicine & Pharmacotherapy**, v. 72, p. 74-82, 2015.

ARKHIPCHUK, V. V.; GARANKO, N. N. Using the nucleolar biomarker and the micronucleus test on in vivo fish fin cells. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 62, n. 1, p. 42-52, 2005.

ATEEQ, B.; FARAH, M. A.; AHMAD, W. Evidence of apoptotic effects of 2,4-D and butachlor on walking catfish, *Clarias batrachus*, by transmission electron microscopy and DNA degradation studies. **Life Sciences**, v. 78, p. 977-986, 2006.

AYDIN, H.; ÖZDEMİR, N.; UZUNÖREN, N. Investigation of the accumulation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) in rat kidneys. **Forensic Science International**, v. 153, p. 53-57, 2005.

BEGGEL, S.; WERNER, I.; CONNON, R. E.; GEIST, J. P. Impacts of the phenylpyrazole insecticide fipronil on larval fish: time-series gene transcription responses in fathead minnow (*Pimephales promelas*) following short-term exposure. **Science of the Total Environment**, v. 426, p. 160-165, 2012.

BERNET, D.; SCHMIDT, H.; MEIER, W.; BURKHARDT-HOLM, P.; WAHLI, T. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of fish diseases**, v. 22, p. 25-34, 1999.

BOLOGNESI, C.; FENECH, M. Mussel micronucleus cytome assay. **Nature protocols**, v. 7, n. 6, p. 1125-1137, 2012.

- BRETAUD, S.; TOUTANT, J.O.; SAGLIO, P. Effects of Carbofuran, Diuron, and Nicosulfuron on Acetylcholinesterase Activity in Goldfish (*Carassius auratus*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 47, p. 117-124, 2000.
- BREWER, S. K.; LITTLE, E. E.; DE LONAY, A. J.; BEAUVAIS, S. L.; JONES, S. B.; ELLERSIECK, M. R. Behavioral dysfunctions correlate to altered physiology in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to cholinesterase-inhibiting chemicals. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 40, p. 70-76, 2001.
- CARRASCO, K.R.; TILBURY, K.L.; MAYERS, M.S. Assessment of the piscine micronuclei test as in situ biological indicator of chemical contaminants effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, Ottawa, v. 47, p. 2123-2136, 1990.
- CASTRO, G. Biotransformación de sustancias extrañas al organismo. Reacciones y enzimas involucradas. **Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana**, v. 19, p. 201-213, 1985.
- CATTANEO, R., LORO, V. L., SPANEVELLO, R., SILVEIRA, F. A., LUZ, L., MIRON, D. S., FONSECA, M.B., MORAES, B. S., CLASEN, B. Metabolic and histological parameters of silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to commercial formulation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) herbicide. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 92, p. 133-137, 2008.
- CELIS, R.; HERMOSÍN, M. C.; CARRIZOSA, M. J.; CORNEJO, J. Inorganic and organic clays as carriers for controlled release of the herbicide hexazinone. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**. v. 50, n. 8, p. 2324-2330, 2002.
- CERQUEIRA, C. C. C.; FERNANDES, M. N. Gill Tissue Recovery after Copper Exposure and Blood Parameter Responses in the Tropical Fish *Prochilodus scrofa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 52, p. 83-91, 2002.
- CERQUEIRA, E. D. M. M.; MEIRELES, J. R. C. The Use of the Micronucleus Test to Monitor Individuals at Risk of Oral Cancer. In: Concept Press Admin Team. (Org.). **The Research and Biology of Cancer**. 1ed. Hong Kong: iConcept Press Ltd., 2014, p. 3358.
- CHADWICK, J.G.; NISLOW, K.H.; MCCORMICK, S.D. Thermal onset of cellular and endocrine stress responses correspond to ecological limits in brook trout, an iconic coldwater fish. **Cons. Physiology**, v. 3, p. 1-12, 2015.
- CHINGOMBE, P., SAHA, B., WAKEMAN, R. J. Effect of surface modification of activated carbon on the sorption of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid and benazolin from water. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 297, p. 434-442, 2006.
- CLERICO, E.M.; TILITSKY, J.M.; MENG, W.; GIERASCH, L.M. How Hsp70 Molecular Machines Interact with Their Substrates to Mediate Diverse Physiological Functions. **Journal of Molecular Biology**, v. 427, n. 7, p. 1575-1588, 2015.
- COLLINS, A., KOPPEN, G., VALDIGLESIAS, V., DUSINSKA, M., KRUSZEWSKI, M., MÖLLER, P.; ROJAS, E.; DHAWAN, A.; BENZIE, I.; COSKUN, E.; MORETTI, M.; SPEIT, G.; BONASSI, S. The comet assay as a tool for human biomonitoring studies: The ComNet Project. **Mutation Research/ Reviews in Mutation Research**, v. 759, p. 27-39, 2014.
- COSSARINI-DUNIER, M.; DEMAËL, A.; RIVIERE, J. L.; LEPOT, D. Effects of oral doses of the herbicide atrazine on carp (*Cyprinus carpio*). **Ambio**, p. 401-405, 1988.
- CROSBY, E. B.; BAILEY, J. M.; OLIVERI, A. N.; LEVIN, E. D. Neurobehavioral impairments caused by developmental imidacloprid exposure in zebrafish. **Neurotoxicology and Teratology**, v. 49, p. 81-90, 2015.

DAVIS, A.M.; LEWIS, S.E.; BRODIE, J.E.; BENSON, A. The potential benefits of herbicide regulation: A cautionary note for the Great Barrier Reef catchment area. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 81-92, 2014.

DEANE, E.E.; WOO, N.Y.S. Advances and perspectives on the regulation and expression of piscine heat shock proteins. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 21, p. 153-185, 2011.

DESAI, B.; PARIKH, P. Biochemical Alterations on Exposure of Imidacloprid and Curzate on Fresh Water Fish *Oreochromis Mossambicus* and *Labeo Rohita*. **Indian Journal of Forensic Medicine & Toxicology**, v. 7, n. 2, p. 87, 2013.

DIAS, N. M. P.; REGITANO, J. B.; CHRISTOFFOLETI, P. J.; TORNISIELO, V. L. Absorção e translocação do herbicida diuron por espécies suscetível e tolerante de capim-colchão (*Digitaria* spp.). **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 293-300, 2003.

DYK, J.C.V.; COCHRANE, M.J.; WAGENAAR, G.M. Liver histopathology of the sharp-toothed catfish *Clarias gariepinus* as a biomarker of aquatic pollution. **Chemosphere**, v. 87, p. 301-311, 2012.

DUKE, S.O. Overview of Herbicide Mechanisms of Action. **Environ. Health. Persp.**, v. 87, p. 263-271, 1990.

EL-MURR, A. E.; IMAM, T. S.; HAKIM, Y.; GHONIMI, W. A. Histopathological, Immunological, Hematological and Biochemical Effects of Fipronil on Nile Tilapia (*Oreochromis Niloticus*). **Journal of Veterinary Science & Technology**, v. 2015, 2015.

EPA (Environmental Protection Agency), 2005. .E.D. Facts Ametryn. Disponível em: <[http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/ametryn\\_fact.pdf](http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/ametryn_fact.pdf)>. Acesso em: ago. 2011.

EPA (Environmental Protection Agency), 2007. Clomazone Summary Document Registration Review: Initial Docket January, 2007. Disponível em: <[http://www.epa.gov/oppsrrd1/registration\\_review/clomazone/](http://www.epa.gov/oppsrrd1/registration_review/clomazone/)>. Acesso em: abr. 2010.

FONSECA, M. B., GLUSCZAK, L., MORAES, B. S., MENEZES, C. C., PRETTO, A., TIERNO, M. A., ZANELLA, R., GONÇALVES, F. F., LORO, V. L. The 2,4-D herbicide effects on acetylcholinesterase activity and metabolic parameters of piava freshwater fish (*Leporinus obtusidens*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 69, p. 416-420, 2008.

FRENZILLI, G.; NIGRO, M.; LYONS, B. P. The Comet assay for the evaluation of genotoxic impact in aquatic environments. **Mutation research**, v. 681, n. 1, p. 80-92, 2009.

FUZINATTO, C. F., FLOHR, L., MELEGARI, S. P.; MATIAS, W. G. Induction of micronucleus of *Oreochromis niloticus* exposed to waters from the Cubatão do Sul River, southern Brazil. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 98, p. 103-109. 2013.

GALLAGHER, E., DI GIULIO, R. Effects of 2,4-D dichlorophenoxyacetic acid and picloran on bio-transformation, peroxisomal and serum enzyme activities in channel catfish (*Ictalurus punctatus*). **Toxicology Letters**, v. 57, p. 65-72, 1991.

GALON, L., TIRONI, S. P., SILVA, A. A., SILVA, A. F., CONCENCO, G., ROCHA, P. R. R., et al. Efficiency of *Brachiaria brizantha* control and selectivity of the herbicides (diuron plus hexazinone) plus MSMA applied on sugarcane. **Planta Daninha**, v. 30, p. 367-376, 2012.

GE, W.; YAN, S.; WANG, J. ZHU L, CHEN A, WANG J. Oxidative stress and DNA damage induced by imidacloprid in zebrafish (*Danio rerio*). **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 63, n. 6, p. 1856-1862, 2015.

GRIBOFF, J.; MORALES, D.; BERTRAND, L.; BONANSEA, R.I., MONFERRÁN, M.V.; ASIS, R. et al. Oxidative stress response induced by atrazine in *Palaemonetes argentinus*: The protective effect of vitamin E. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 108, p. 1-8, 2014.

GUEDES, T. A. Investigação dos efeitos tóxicos, citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos do inseticida Curbix® 200SC (ethiprole) em organismos não alvos. **Dissertação de Mestrado**. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2015, 80p.

GUPTA, S. K.; PAL, A.K.; SAHU, N. P.; JHA, A. K.; AKHTAR, M. S.; MANDAL, S. C.; DAS, P.; PRUSTY, A. K. Supplementation of microbial levan in the diet of *Cyprinus carpio* fry (Linnaeus, 1758) exposed to sublethal toxicity of fipronil: Effect on growth and metabolic responses. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1513-1524, 2013.

IBAMA. Portaria normativa nº 84. Disponível em: <[http://www.ibama.gov.br/servicosonline/phoca-download/legislacao/portaria\\_84.pdf](http://www.ibama.gov.br/servicosonline/phoca-download/legislacao/portaria_84.pdf)>. Acesso em: 7 nov. 2016.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), 2010. Produtos Agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: Uma abordagem ambiental. Rebelo, R.F.; Vasconcelos, R.A.; Buys, B.D.M.C.; Rezende, J.A.; Moraes, K. O.C.; Oliveira, R.P. Brasília. Ibama.

IKEDA, T.; ZHAO, X.; NAGATA, K.; KONO, Y.; SHONO, T.; YEH, J. Z.; NARAHASHI, T., Fipronil modulation of gamma-aminobutyric acid receptors in rat dorsal root ganglion neurons. **Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics**, v. 296, p. 914-921, 2001.

JOHNSON, L.L.; STEHR, C.M.; OLSON, O.P.; MYERS, M.S.; PIERCE, S.M.; WIGREN, C.A.; MCCAIN, B.B.; VARANASI, U. Chemical contaminants and hepatic lesions in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) from the Northeast Coast of the United States. **Environmental Science and Technology**, v. 27, p. 2759-2771, 1993.

KUBRAK, O. I.; ATAMANIUK, T. M.; STOREY, K. B.; LUSHCHAK, V. I. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C, Gold fish can recover after short-term exposure to 2,4- dichlorophenoxyacetate: Use of blood parameters as vital biomarkers. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 157, n. 3, p. 259-265, 2013.

LITTLE, E.E., FINGER, S.E. Swimming behavior as an indicator of sublethal toxicity in fish. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 9, p. 13-19, 1990.

LUSHCHAK, V.I. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. **Aquatic Toxicology**, v. 101, p. 13-30, 2011.

LUZIO, A.; MONTEIRO, S. M.; ROCHA, E.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A. A.; COIMBRA, A. M. Development and recovery of histopathological alterations in the gonads of zebrafish (*Danio rerio*) after single and combined exposure to endocrine disruptors (17 $\alpha$ -ethinylestradiol and fadrozole). **Aquatic Toxicology**, v. 175, p. 90-105, 2016.

MAHROUS, K.F.; HASSAN, A.M.; RADWAN, H.A.; MAHMOUD, M.A. Inhibition of cadmium-induced genotoxicity and histopathological Changes in Nile tilapia fish by Egyptian and Tunisian montmorillonite clay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 119, p. 140-147, 2015.

MARCATO, A. C. C. Investigação da toxicidade e da capacidade de recuperação do herbicida 2,4-d comercial (2,4- diclorofenoxiacético) empregando brânquias de tilápias, *Oreochromis niloticus*, como biomarcador. **Dissertação de mestrado**, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, Rio Claro, SP, 2014.

MARINHO, J.F.U.; CORREIA, J.E.; MARCATO, A.C.C.; PEDRO-ESCHER, J. FONTANETTI, C.S. Sugar cane vinasse in water bodies: impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 110, p. 239-245, 2014.

MCCARTHY, I. D.; FUIAMAN, L. A. Growth and protein metabolism in red drum (*Sciaenops ocellatus*) larvae exposed to environmental levels of atrazine and malathion. **Aquatic toxicology**, v. 88, n. 4, p. 220-229, 2008.

MASUTTI, C. S. M.; MERMUT, A. R. Sorption of fipronil and its sulfide derivative by soils and goethite. **Geoderma**, v. 140, n. 1, p. 1-7, 2007.

MENDES, K.F.; GOULART, B.F.; POSSAMAI, A.C.S.; INOUE, M.H.; ALVES DE MATOS, A.K.; TSCHOPE, M.C. Lixiviação do hexazinone e da mistura hexazinone + diuron em colunas de solos com texturas distintas. **Revista Agro@ambiente On-line**. v. 7, n. 2, p. 218-224, 2013.

MENEZES, C.; LEITEMPERGER, J.; MURUSSI, C.; VIERA, M. S.; ADAIME, M. B.; ZANELLA, R.; LORO, V. L. Effect of diphenyl diselenide diet supplementation on oxidative stress biomarkers in two species of freshwater fish exposed to the insecticide fipronil. **Fish physiology and biochemistry**, p. 1-12, 2016.

MICHAŁOWICZ, J. The occurrence of chlorophenols, chlorocatechols and chlorinated methoxyphenols in drinking water of the largest cities in Poland. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 14, p. 327-333, 2005.

MICHAŁOWICZ, J., DUDA, W. Phenols – the sources and toxicity. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 16, p. 78-92, 2007.

MONTEIRO, S. M.; ROCHA, E.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A.; SOUSA, M. Quantitative histopathology of *Oreochromis niloticus* gills after copper exposure. **Journal of Fish Biology**, v. 73, n. 6, p. 1376-1392, 2008.

MOURA, M.A.M.; DOMINGUES, I.; OLIVEIRA, R.; JONSSON, C.M.; NOGUEIRA, A.J.A. Toxicity of the sugar cane herbicides ametryn and hexazinone in zebrafish (*Danio rerio*) early-life stages. 4<sup>o</sup> Workshop de Ecotoxicologia, 1<sup>o</sup> **Simpósio de Ecotoxicologia**, 2011, Rio Claro. Resumos. Rio Claro: UNESP - Instituto de Biociências, 2011, p. 58.

MOURA, M.A.M.; JONSSON, C.M. Acute toxicity of mixture of sugarcane herbicides to tilapia fingerlings. **Ecotoxicol. Environ. Contam.** v. 11, n. 1, p. 15-20, 2016.

MPF - Ministério Público Federal. Disponível em: <[www.prsp.mpf.gov.br](http://www.prsp.mpf.gov.br)> Acesso em: 16 de setembro de 2016.

NIKOLOFF, N.; ESCOBAR, L.; SOLONESKI, S.; LARRAMENDY, M. L. Comparative study of cytotoxic and genotoxic effects induced by herbicide S-metolachlor and its commercial formulation Twin Pack Gold® in human hepatoma (HepG2) cells. **Food and chemical toxicology**, v. 62, p. 777-781, 2013.

NIEVES-PUIGDOLLER, K.; BJORNSSON, B.T.; MCCORMICK, S.D. Effects of hexazinone and atrazine on the physiology and endocrinology of smolt development in Atlantic salmon. **Aquatic Toxicology**. v. 84, p. 27-37, 2007.

PATEL, B., UPADHYA, A., PARIKH, P. Histological changes in the tissues of *Oreochromis mossambicus* and *Labeo rohita* on exposure to imidacloprid and curzate. **International Journal of Research in Applied, Natural and Social Sciences**, v.4 (5), p.147-158. 2016.

PEAKALL, D. B.; WALKER, C. H. The role of biomarkers in environmental assessment (3). Vertebrates. **Ecotoxicology**, v. 3, n. 3, p. 173-179, 1994.



PEREIRA, L. Efeitos dos herbicidas clomazone e ametrina em parâmetros funcionais da espécie de peixe neotropical *Prochilodus lineatus*. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de São Carlos, 2012, 85p.

PEREIRA, T.C.P.; BOSCOLO, C.N.P.; FELÍCIO, A.A.; BATLOUNI, S.R.; SCHLENK, D.; de ALMEIDA, E.A. Estrogenic activities of diuron metabolites in female Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Chemosphere**. v. 146, p. 497-502, 2016.

PÉREZ, D.J.; LUKASZEWICZ, G., MENONE, M.L.; AMÉ, M.V.; CAMADRO, E.L. Genetic and Biochemical Biomarkers in the Macrophyte *Bidens laevis* L. Exposed to a Commercial Formulation of Endosulfan. **Environmental Toxicology**, v. 29, n. 9, p. 1063-1071, 2014.

POLEKSIC, V.; MITOVIC-TUTUNDZIC, V. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: MÜLLER, R.; LLOYD, R. **Sublethal and chronic effects of pollutants and freshwater fish**. Oxford: Fishing News Book, cap. 30; p. 339-352, 1994.

PRIMEL, E.G. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: Predição teórica e monitoramento. **Quím. Nova**. v. 28, p. 605-609, 2005.

QADIR, S.; LATIF, A.; ALI, M.; IQBAL, F. Effects of Imidacloprid on the Hematological and Serum Biochemical Profile of *Labeo rohita*. **Pakistan Journal of Zoology**, v. 46, n. 4, p. 1085-1090, 2014.

QUAYLE, W.; OLIVER, D.P.; ZRNA, S.L. Field dissipation and environmental hazard assessment of clomazone, molinate, and thiobencarb in Australian rice culture. **J. Agr. Food Chem.** vol. 54, p. 7213-7220, 2006.

REDDY P, VEERAAIAH K, TATA RAO S AND CH VIVEK. The effect of CONFIDOR on histology of the gill, liver and kidney of fish *Labeo rohita* (Hamilton). **International Journal of Bioassays**, v. 4, n. 2, p. 3682-3685, 2015.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbicidas**. 5. ed. Londrina: 2005. p. 275-289.

SÁNCHEZ-BAYO, F.; GOKA, K. Unexpected effects of zinc pyriithione and imidacloprid on Japanese medaka fish (*Oryzias latipes*). **Aquatic toxicology**, v. 74, n. 4, p. 285-293, 2005.

SANCHEZ-BRUNETE, C., GARCIA-VALCARCEL, A. I., TADEO, J. L. Determination of residues of phenoxy acid herbicides in soil and cereals by gas chromatography-ion trap detection. **Journal of Chromatography**, v. 675, p. 213-218, 1994.

SANTOS, T.G; MARTINEZ, C, B. Atrazine promotes biochemical changes and DNA damage in a Neotropical fish species. **Chemosphere**. v. 89 (9), p. 1118-1125, 2012.

SCHLENK, D.; WOLFORD, L.; CHELIUS, M.; STEVENS, J.; CHAN, K.M. Effect of arsenite, arsenate, and the herbicide monosodium methyl arsonate (MSMA) on hepatic metallothionein expression and lipid peroxidation in channel catfish. **Comp. Biochem. Physiol. C.**, v. 118, p. 177-183, 1997.

SCHMIDEL, A.J.; ASSMANN, K L.; WERLANG, C.C.; BERTONCELLO, K.T.; FRANCESCON, F.; RAMBO, C.L.; BELTRAME, G.M.; CALEGARI, D.; BATISTA, C.B.; BLASER, R.E.; ROMAN JÚNIOR, W.A.; CONTERATO, GM.; PIATO, A.L.; ZANATTA, L.; MAGRO, J.D.; ROSEMBERG, D.B. Subchronic atrazine exposure changes defensive behaviour profile and disrupts brain acetylcholinesterase activity of zebrafish. **Neurotoxicology and Teratology**, v. 44, p. 62-69, 2014.

SPEIT, G.; HARTMANM, A. The contribution of excision repair to the DNA effects seen in the alkaline single cell gel test (comet assay). **Mutagenesis**, v. 10, p. 555-560, 1995.

STEHR et al., 2006 STEHR, C. M.; LIMBO, T. L.; INCARDONA, J. P.; SCHOLZ, N. L. The Developmental Neurotoxicity of Fipronil: Notochord Degeneration and Locomotor Defects in Zebrafish Embryos and Larvae. **Toxicological Sciences**, v. 92, p. 270-278, 2006.

SUN, L.; JIN, R.; PENG, Z.; ZHOU, Q.; QIAN, H.; FU, Z. Effects of trilostane and fipronil on the reproductive axis in an early life stage of the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). **Ecotoxicology**, v. 23, n. 6, p. 1044-1054, 2014.

THEODORIDIS, G. Fluorine-Containing Agrochemicals: An Overview of Recent Developments. **Fluorine and the Environment**, v. 2, p. 121-175, 2006.

TIŠLER, T.; JEMEC, A.; MOZETIC, B.; TREBSE, P. Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment. **Chemosphere**, v. 76, n. 7, p. 907-914, 2009.

TINGLE, C. C. D.; ROTHER, J. A.; DEWHURST, C. F.; LAUER, S.; KING, W. J. Fipronil: Environmental Fate, Ecotoxicology and Human Health Concerns. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 176, p. 1-66, 2003.

TOMLIN, C. The pesticide manual: incorporating the agrochemicals handbook. Cambridge: British Crop Protection Council. 1994.

TOMLIN, C. D. S. The pesticide manual. **British Crop Production Council**, Surrey, UK, v. 12, p. 413-415, 2000.

TON, C.; LIN, Y.; WILLETT, C. Zebrafish as a model for developmental neurotoxicity testing. **Birth Defects Research Part A: Clinical and Molecular Teratology**, v. 76, n. 7, p. 553-567, 2006.

TUTUNDJIAN, R., CACHOT, J., LÉBOULENGER, F., MINIER, C. Genetic and immunological characterisation of a multixenobiotic resistance system in the turbot (*Scophthalmus maximus*). **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology**, v. 132, p. 463-471, 2002.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N.P.E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, n. 2, p. 57-149, 2003.

WANG, X.; XING, H.; JIANG, Y.; WU, H.; SUN, G.; XU, Q.; XU, S. Accumulation, histopathological effects and response of biochemical markers in the spleens and head kidneys of common carp exposed to atrazine and chlorpyrifos. **Food and Chemical Toxicology**, v. 62, p. 148-158, 2013.

WU, H.; GAO, C.; GUO, Y.; ZHANG, Y.; ZHANG, J.; MA, E. Acute toxicity and sublethal effects of fipronil on detoxification enzymes in juvenile zebrafish (*Danio rerio*). **Pesticide biochemistry and physiology**, v. 115, p. 9-14, 2014.

XING, H.; WU, H.; SUN, G.; ZHANG, Z.; XU, S.; LI, S. Alterations in activity and mRNA expression of acetylcholinesterase in the liver, kidney and gill of common carp exposed to atrazine and chlorpyrifos. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 35, n. 1, p. 47-54, 2013.

XING, H., WANG, Z., WU, H., ZHAO, X., LIU, T., LI, S., & XU, S. Assessment of pesticide residues and gene expression in common carp exposed to atrazine and chlorpyrifos: Health risk assessments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 491-498, 2015.

YANG, L.; ZHA, J.; ZHANG, X.; LI, W.; LI, Z.; WANG, Z. Alterations in mRNA expression of steroid receptors and heat shock proteins in the liver of rare minnow (*Grobiocypris rarus*) exposed to atrazine and p, p-DDE. **Aquatic Toxicology**, v. 98, n. 4, p. 381-387, 2010.

# TOXICIDADE E GENOTOXICIDADE DA VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR EM PEIXES EM BIOENSAIOS LABORATORIAIS

---

Jorge Evangelista Correia, Ana Claudia de Castro Marcato,  
Cintya Aparecida Christofoletti, Miguel Alfaro Soto,  
Carmem Silvia Fontanetti

Os estudos ecotoxicológicos podem seguir dois caminhos para avaliação de possíveis impactos ambientais: avaliação do impacto *in locus*, em condições naturais, ou avaliação por meio de bioensaios laboratoriais, em condições controladas. O caminho a se seguir vai depender da pergunta que se quer responder.

Na avaliação *in locus*, o pesquisador analisa as populações expostas a um possível xenobionte na natureza, variáveis como pluviosidade, interações entre populações e inúmeras outras, dependendo do local do estudo, devem ser levadas em consideração. Esses estudos dimensionam o real impacto ambiental causado por alguma fonte de contaminação, entretanto, por causa das inúmeras interações entre moléculas, indivíduos, populações e outras variáveis existentes, fica muito difícil precisar a real causa de alterações encontradas nos indivíduos analisados.

Os ensaios laboratoriais são os mais indicados para conhecer os efeitos específicos causados pela substância a ser testada, uma vez que em laboratório é possível controlar a maioria dos parâmetros abióticos e mantê-los estáveis ao longo do tempo de exposição do organismo-teste; o uso de tratamentos-controle é essencial para precisar a influência da substância a ser testada nos outros tratamentos, uma vez que

sempre existe uma taxa de danos basais em qualquer nível biológico. Sendo assim, quando alguma alteração é estatisticamente significativa em relação ao controle, pode-se afirmar que a causa das mesmas foi o toxicante testado. Ensaios laboratoriais são altamente indicados quando não se sabe os possíveis efeitos tóxicos de alguma substância que será lançada no ambiente, ou que já é utilizada no ambiente para uma finalidade específica, mas não se sabe os efeitos adversos para organismos não alvos, sendo o caso dos agroquímicos e resíduos como a vinhaça.

Nas últimas décadas, com a intensificação dos processos de urbanização e industrialização, o despejo de contaminantes na natureza foi intensificado, principalmente nos ecossistemas de água doce e estuários, que propiciam um descarte barato e cômodo para os efluentes gerados pelas atividades humanas (ODUM, 1988). Por causa disso, a contaminação aquática proveniente de ações antrópicas sempre foi alvo de preocupação da comunidade científica e é um dos focos deste capítulo.

Primeiramente, antes de discorrermos sobre os efeitos da vinhaça em peixes, é necessário explicar todo o contexto em que a vinhaça se encaixa na contaminação aquática. Até a década de 70, volumes crescentes de vinhaça eram lançados em corpos d'água superficiais, principalmente em córregos, ribeirões e/ou rios localizados nas proximidades das usinas de açúcar e álcool (FREIRE; CORTEZ, 2000; KANNAN; UPRETI, 2008; CHRISTOFOLETTI et al., 2013). As consequências do lançamento desse resíduo sobre ecossistemas aquáticos estão descritas na literatura há algum tempo.

A alta carga orgânica presente na vinhaça induz a proliferação de microrganismos que esgotam o oxigênio dissolvido na água, destruindo, conseqüentemente, pela falta de oxigenação a fauna e a flora aquáticas. Além disso, o despejo da vinhaça nos cursos d'água provoca mau cheiro e contribui para o agravamento de endemias como a malária, a amebíase e a esquistossomose (ALMEIDA, 1952; LAIME et al., 2011).

Até a década de 70, por falta de uma legislação ambiental mais rigorosa, muitos resíduos eram destinados aos corpos d'água, causando sérios danos aos ecossistemas aquáticos. Após essa década, houve maior preocupação com o meio ambiente e valorização da biodiversidade. Encorajado e impulsionado por alguns tratados internacionais de cunho ambiental, o Brasil adotou medidas mais rigorosas com o intuito

de preservar os recursos naturais, caracterizando a fase holística da legislação brasileira (FARIAS, 2009). Assim, resíduos que antes eram descartados diretamente nos rios precisaram receber outro destino; a vinhaça foi um dos exemplos. A partir da safra 78/79, foi proibido o despejo da vinhaça nos mananciais superficiais (HASSUDA, 1989).

Entretanto, a proibição de seu descarte em meio aquático não resolveu por completo o impacto que a vinhaça pode causar a organismos aquáticos, uma vez que ela é lançada em alta quantidade nas monoculturas canavieiras como fertilizante, podendo, assim, percolar e/ou lixiviar e atingir os recursos hídricos. A Figura 1 mostra a legislação sobre a vinhaça desde a proibição de seu descarte em meio aquático até seu uso.

Legislação	Descrição
Portaria MINTER nº 323, de 29/11/1978	Proíbe o lançamento da vinhaça nos mananciais superficiais.
Portaria MINTER nº 323, de 03/11/1980	Proíbe o lançamento da vinhaça nos mananciais superficiais.
Resolução CONAMA nº 0002, de 05/06/1984	Determinação da realização de estudos e apresentação de projeto de resolução contendo normas para controle da poluição causada pelos efluentes das destilarias de álcool e pelas águas de lavagem da cana
Resolução CONAMA nº 0001, de 23/01/1986	Obrigatoriedade da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) e do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) para novas indústrias instaladas ou qualquer ampliação efetuada nas já existentes.
Lei nº 6.134, de 02/06/1988, art. 5º, do Estado de São Paulo.	“Os resíduos líquidos, sólidos ou gasosos, provenientes de atividades agropecuárias, industriais, comerciais ou de qualquer outra natureza, só poderão ser conduzidos ou lançados de forma a não poluírem as águas subterrâneas”.
Norma Técnica P 4.231/2005 (CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo)	Estabelece os critérios e procedimentos para o armazenamento, transporte e aplicação da vinhaça, gerada pela atividade sucroalcooleira no processamento de cana-de-açúcar.
Norma Técnica P 4.231/3ª ed 2015 (CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo)	Atualização da norma técnica 4.231/2005.

FIGURA 1. Evolução da regulamentação da disposição da vinhaça.

Fonte: Adaptado de Hassuda (1989).

### 13.1. TOXICIDADE DA VINHAÇA *IN NATURA* EM PEIXES

De acordo com Sisinho e Oliveira-Filho (2013), a toxicidade pode ser definida como a propriedade inerente de uma substância ou amostra ambiental complexa de produzir um efeito adverso sobre um organismo vivo, desde níveis moleculares, celulares e bioquímicos, até sobre uma comunidade, após exposição durante um período e em determinadas doses ou concentrações.

Ao se tratar de amostras complexas, como a vinhaça da cana-de-açúcar, estudos de toxicidade e genotoxicidade utilizando peixes têm se mostrado ferramentas importantes e eficientes na avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos.

Os primeiros estudos realizados para avaliação da toxicidade da vinhaça aos peixes foram conduzidos por Verma e Dalala (1976). Esses autores investigaram a capacidade de sobrevivência de duas espécies de peixes expostos a diluições de vinhaça em diferentes temperaturas e pHs. Os autores observaram que diferentes concentrações mataram 50% dos peixes no teste de  $LC_{50}$ , dentro de 96h. Tais autores foram, portanto, os primeiros a afirmar que esse resíduo bruto não deveria ser lançado nos cursos d'água.

Esses mesmos efeitos deletérios foram observados em estudos realizados por Kumar e Gopal (2001), no qual diluições de vinhaça de cana-de-açúcar induziram grande produção de muco e redução na quantidade de proteínas em diferentes órgãos, como fígado, cérebro, rins e músculos, em peixes da espécie *Channa punctatus*.

Gómez e Rodríguez (2000) reportaram a ação corrosiva da vinhaça e seu alto poder de contaminação de águas superficiais. Estudos realizados por Gunkel et al. (2007) no rio Ipojuca, localizado no Nordeste do Brasil, mostraram que a fertirrigação da cultura de cana constitui um dos principais problemas de contaminação das águas do rio, causando o aquecimento e a acidificação da água, aumentando a turbidez e a depleção do oxigênio.

Marinho et al. (2014) avaliaram histológica e histoquimicamente os efeitos agudos de diluições de vinhaça de cana-de-açúcar em fígados de tilápias (*Oreochromis niloticus*). Os autores observaram alterações histopatológicas significativas, como perda da integridade

citoplasmática, perda de limite celular, desorganização do tecido e redução no acúmulo de polissacarídeos de acordo com o aumento das diluições desse resíduo.

Da Silva et al. (2015) testaram a toxicidade de diluições de vinhaça (0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0; 4,5; 5,0; 7,5 e 10%) utilizando *Hyphessobrycon eques*, popularmente conhecido como mato grosso, estimando a  $CL_{50}$  e as porcentagens de mortalidade no período de safra da cana-de-açúcar, testando amostras de vinhaça de maio a novembro. Os valores de  $CL_{50}$  para o peixe variaram de 0,75 a 7,72%; foram obtidos altos índices de mortalidade para todas as amostras de vinhaça, atingindo 100% em diluições de 4,5%.

Correia et al. (2017a) observaram os efeitos agudos da vinhaça nas brânquias de *O. niloticus*. Os resultados revelaram a ação tóxica da vinhaça, uma vez que foram observadas alterações histopatológicas em nível ultramorfológico, com redução das cristas das células pavimentosas, e em nível histológico, com desprendimento e desorganização epitelial. Foi observado também um aumento significativo das células mucosas entre os animais do grupo-controle e aqueles das diluições testadas.

### 13.2. TOXICIDADE DO PERCOLADO DA VINHAÇA

Ao promover modificações nas propriedades físicas do solo, a vinhaça pode tanto elevar a capacidade de infiltração da terra, contaminando as águas subterrâneas, como diminuí-la, promovendo o aumento do escoamento, com possível contaminação de águas superficiais. Além disso, os mecanismos de recarga dos lençóis freáticos e aquíferos são controlados principalmente pelos eventos de chuva. Desse modo, ao atingir o solo contendo vinhaça, a água pluvial pode infiltrar ou escoar superficialmente, poluindo os corpos d'água (SILVA et al., 2007). Tendo isso em vista, alguns trabalhos objetivaram analisar os efeitos da vinhaça em organismos aquáticos após percolação.

Alfaro Soto et al. (2015) simularam fluxo e transporte de íons de vinhaça aplicados a um corte bidimensional de solo de Ajapí (Rio Claro, SP). As simulações tiveram a finalidade de avaliar a potencial

contaminação das águas subterrâneas e de um córrego localizado próximo às fontes de infiltração. Os resultados obtidos apontaram que, para os cenários hipotéticos do estudo, íons provenientes da vinhaça podem alcançar o nível freático em pouco tempo de percolação (1 a 3 anos), dependendo de sua profundidade (6m a 20m). Adicionalmente, concentrações entre 31% e 44% da concentração inicial do soluto podem ser atingidas em períodos de tempo de 10 a 30 anos.

Tendo em vista o alto volume de vinhaça lançados ao solo como fertilizante e a capacidade potencial de esse resíduo chegar à água subterrânea, dimensionar seus efeitos após percolação é de grande importância. O Laboratório de Estudos de Bacias (LEBAC) da UNESP, campus de Rio Claro, coordenado pelo Prof. Dr. Chang Hung Kiang, montou uma estrutura de colunas de percolação de vinhaça (Figura 2) para estudar a mobilidade dos íons na coluna de solo e obtenção do percolado da vinhaça.

O equipamento para a percolação da vinhaça é composto por um permeâmetro à carga constante modificado para provir vinhaça ao solo em condições homogêneas. Para esse objetivo, o equipamento consta de dois reservatórios de solução influente (vinhaça). O primeiro reservatório serve de depósito (Figura 2 – Item 3) para abastecer o segundo reservatório (Figura 2 – Item 7), ambos interconectados e abastecidos de dispersores elétricos capazes de homogeneizar e impedir decantação dos particulados da solução. O segundo reservatório é dotado de um controle de carga hidráulica constante devido a conter uma válvula tipo boia para esse fim e conectado às colunas de solos mediante um tubo distribuidor (Figura 2 – Item 12).

As colunas de solos (Figura 2 – Item 13) consistem em porta-amostras cilíndricos de PVC (19 cm de altura e 6,5 cm de diâmetro) confinado por *caps* nas extremidades. Os *caps* são compostos por um duto (para entrada no topo ou saída na base do corpo de prova), placas crivadas com sulcos anelares e radiais (para distribuição na área transversal do corpo de prova) e telas de *nylon* (para impedir a passagem das partículas de solo na base e filtrar materiais em suspensão no topo da coluna). As amostras de solo foram compactadas estaticamente nas colunas com densidade seca do solo próxima aos valores de campo.

Antes do ensaio, as amostras foram previamente saturadas por capilaridade com água deionizada durante 24 horas, posteriormente



foram conectadas ao tubo de distribuição (Figura 2 – Item 12) e iniciada a percolação com água deionizada, para lixiviação dos íons solúveis no solo e até atingir o fluxo estacionário *steady-state* ou vazão constante. Seguidamente, foi realizada a troca da água deionizada por vinhaça para determinação dos parâmetros de contaminação (fator de retardamento, dispersão hidrodinâmica, íons presentes na vinhaça, entre outros) e, de acordo com o escopo do projeto de pesquisa, separada uma alíquota equivalente a um volume de vazios (295 cm<sup>3</sup>) para ser utilizada em bioensaios com peixes, com o intuito de avaliar o potencial tóxico nesses animais.

Cabe ressaltar que os testes foram conduzidos em condições atmosféricas controladas, em sala climatizada e temperatura em torno de 20 ± 3°C. As amostras de efluente dos ensaios foram armazenadas em frascos de polipropileno e conservadas em refrigeração em torno de 5 °C.

Basso et al. (2017) observaram uma acidificação do solo após a passagem de vinhaça *in natura* pelas colunas, o pH do solo reduziu de 5,7 para 4,1, valor próximo ao pH da própria vinhaça. Como após 60 dias o pH do percolado da vinhaça subiu, indicando o início da decomposição da matéria orgânica coloidal, sugere-se que após esse período o pH do solo teria aumentado.

Após percolação, o percolado da vinhaça foi utilizado em ensaios de toxicidade em tilápias. Santos et al. (2016) relataram os efeitos da vinhaça percolada utilizando o teste do micronúcleo e o ensaio do cometa em células sanguíneas. Foram observados valores significativamente menores de micronúcleo e anormalidades nucleares em relação à vinhaça *in natura*, porém, os valores do grupo exposto ao percolado da vinhaça ainda foram estatisticamente significativos em relação ao controle. Houve também diferenças significativas entre vinhaça *in natura* e percolada para comprimento de cauda do cometa e *tail moment*. Esses resultados indicaram que o solo atua como um filtro protetor, uma vez que houve a minimização dos efeitos genotóxicos da vinhaça bruta.

Vasques et al. (2016) testaram a toxicidade do percolado da vinhaça em brânquias de *O. niloticus* por meio de análise histológica e histoquímica. A análise dos metais presentes nas vinhaças *in natura* e percolada comprovou a hipótese de retenção de metais traço pelo solo. Todas as alterações histopatológicas tiveram índices de alteração baixos. Apesar

da vinhaça *in natura* apresentar o maior índice para a maioria das alterações no tecido, não houve nenhuma diferença estatística entre os tratamentos e o controle para nenhuma das alterações. Não houve diferença estatística significativa entre o grupo-controle e o grupo exposto ao percolado da vinhaça na diluição de 2,5%. Estudos conduzidos por Correia et al. (2017a) demonstraram que a vinhaça *in natura* aumentou significativamente a quantidade de células mucosas nas brânquias na mesma concentração (2,5%).

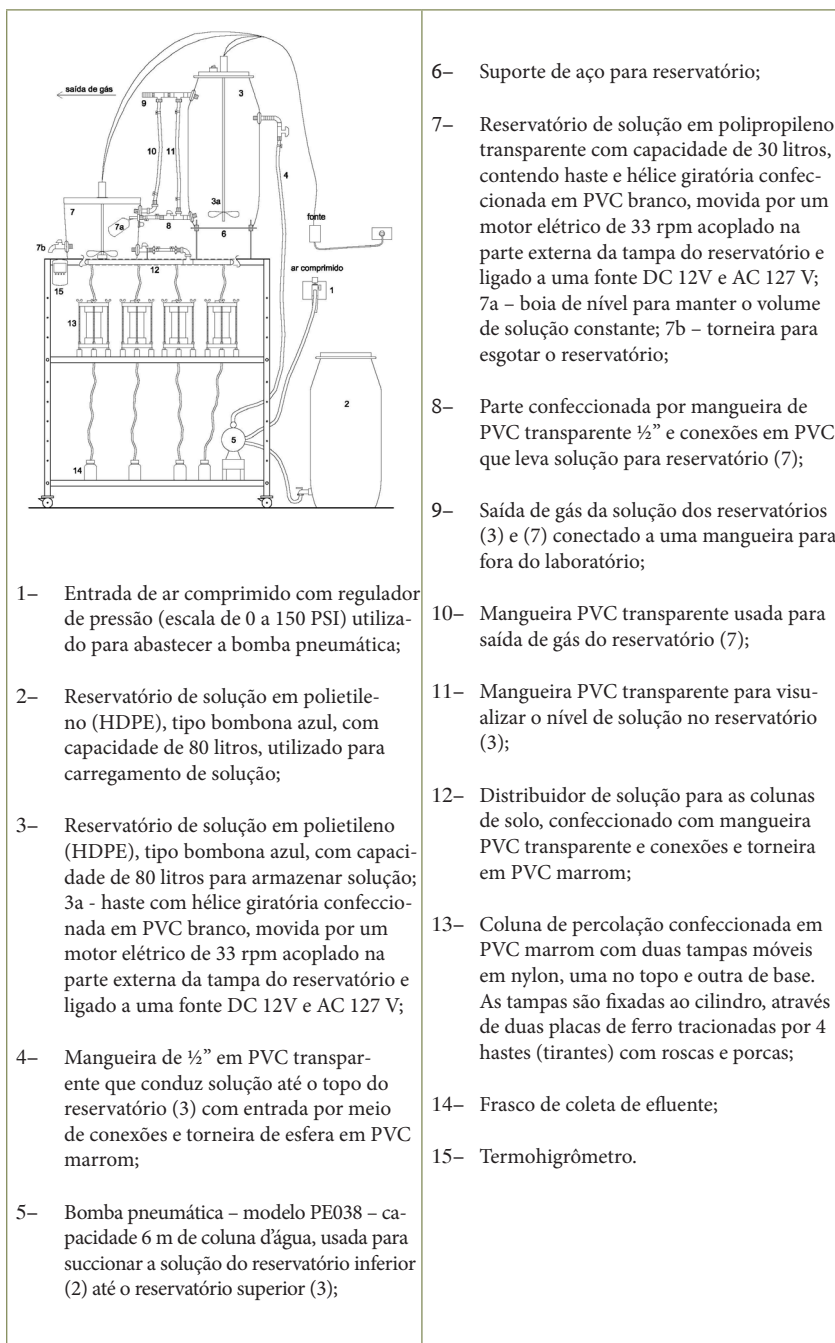


FIGURA 2. Sistema de colunas de percolação de vinhaça.

### 13.3. TRATAMENTOS DA VINHAÇA PARA REDUÇÃO DA TOXICIDADE

O tratamento de qualquer resíduo não é uma tarefa fácil, uma vez que precisam ser consideradas muitas variáveis, frente aos interesses políticos e econômicos. Para que o tratamento seja posto em prática, o mesmo tem que ser efetivo, não gerar resíduos igualmente ou mais tóxicos do que o tratado, a eficiência do processo tem que ser mantida ao se passar de uma escala laboratorial para uma escala industrial, e o custo benefício do tratamento precisa ser favorável. A vinhaça, além de ser uma mistura complexa, tem sua composição variada de acordo com a destilaria que a gera, com o processo de destilação empregado, e até mesmo difere entre as safras (CHRISTOFOLETTI et al., 2013). Esses fatores dificultam ainda mais o tratamento desse resíduo.

Devido aos efeitos tóxicos da vinhaça, muitas tecnologias vêm surgindo com o objetivo de reutilizar ou tratar a vinhaça para a redução de sua toxicidade (MANE et al. 2006; MOHANA et al., 2009). De acordo com a literatura, a vinhaça pode ser tratada tanto por processos físico-químicos como biológicos, que podem reduzir a toxicidade pela degradação de componentes orgânicos; os primeiros normalmente envolvem reagentes para oxidar compostos orgânicos, enquanto os tratamentos biológicos são classificados como técnicas aeróbicas ou anaeróbicas (BOTELHO et al., 2012).

Ferreira et al. (2011) avaliaram a redução da toxicidade da vinhaça tratada pelo fungo *Pleurotus sajor-caju* utilizando organismos aquáticos, como *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna*, *Daphnia similis* e *Hydra attenuata*, como organismos-teste. Houve reduções de 82,8% na DQO, 75,3% na DBO, 99,2% na coloração e 99,7% na turbidez da vinhaça, além de uma redução de sua toxicidade.

Santana et al. (2008) testaram a degradação fotolítica da vinhaça por radiação solar por meio de catalisadores à base de titânio. Os autores observaram que o tratamento não foi eficaz na mineralização da vinhaça, porém, conseguiu reduzir a mortalidade do microcrustáceo *Artemia salina*, reduzindo, assim, a toxicidade da vinhaça.

Botelho et al. (2012) avaliaram a toxicidade da vinhaça de cana-de-açúcar em microcrustáceos *Ceriodaphnia dubia* e *D. magna* e no peixe

*Danio rerio*, antes e depois de ajuste de pH. Os autores observaram uma diminuição na mortalidade desses organismos após o aumento do pH.

A maioria dos tratamentos propostos na literatura mistura tanto processos físico-químicos quanto biológicos. O tratamento biológico mais empregado é a digestão anaeróbia em reator de fermentação. A digestão anaeróbia consiste de vários processos bioquímicos complexos e sequenciais que ocorrem na ausência de oxigênio e dependem de pelo menos três grupos de microrganismos para promover estabilidade e autoregulação do sistema, resultando na liberação de metano e dióxido de carbono (SPEECE, 1996; MADSEN et al., 2011; MORAES et al., 2015). Esses grupos de microrganismos incluem bactérias acidogênicas (ou fermentativas), bactérias acetogênicas e bactérias metanogênicas (MOSEY, 1982). Na presença de sulfato, sulfito ou tiosulfato, há também a atividade de bactérias redutoras de sulfato (O'FLAHERTY et al., 2006). O biogás produzido pelas bactérias na digestão anaeróbia pode, ainda, ser usado para fornecer energia para a própria usina de forma sustentável (MORAES et al., 2015).

Essa tecnologia surgiu no final do século XIX, mas nunca foi interessante para o setor sulcroalcooleiro devido à baixa viabilidade econômica da geração de eletricidade a partir do biogás (CRAVEIRO et al., 1986). Contudo, devido à necessidade de diminuir a carga orgânica da vinhaça sem perder seus minerais para sua utilização como fertilizante, juntamente com economia energética da própria usina, a digestão anaeróbica vem ganhando espaço novamente (MORAES et al., 2015).

De acordo com Moraes et al. (2015), no Brasil, há apenas uma usina no interior de São Paulo que utiliza a fermentação anaeróbia da vinhaça para a produção de biogás, mas, ainda assim, o foco não é ambiental, e sim econômico. Para esses mesmos autores, a falta de investimentos para o tratamento anaeróbio da vinhaça em escala industrial nas usinas é o principal fator para esse tratamento não ocorrer, uma vez que, com a fertirrigação, os custos são menores para a maioria das usinas.

Embora haja estudos para o tratamento da vinhaça, poucos possuem o enfoque ambiental com o intuito de diminuir a toxicidade desse resíduo para uma destinação mais segura ao meio ambiente.

Tendo em vista a necessidade de redução da toxicidade da vinhaça utilizando métodos mais baratos, Correia et al. (2017b) avaliaram a

eficácia do tratamento da vinhaça pela correção de seu pH utilizando cal (CaO), produto relativamente barato e utilizado nas lavouras. Os autores observaram potencial genotóxico de diluições de vinhaça *in natura*, uma vez que essa induziu taxas significativas de micronúcleo em tilápias e mortalidade elevada; nas amostras de vinhaças tratadas, com pH neutro/alcalino, houve uma menor taxa de micronúcleos e redução da mortalidade. Sardinha et al. (2016) avaliaram os efeitos da vinhaça com o mesmo tratamento (ajuste de pH) em fígados de tilápias. Os padrões histoquímicos para a detecção de proteínas e polissacarídeos não sofreram alteração, quando comparados grupos controle e expostos. A análise para a detecção de proteína apresentou o citoplasma dos hepatócitos positivos aos testes, apresentando áreas menos e mais coradas, conforme o padrão observado também na coloração histológica. Em contrapartida, estudos com vinhaça *in natura* (sem ajuste de pH) (MARINHO et al., 2014) indicaram maior acúmulo de polissacarídeos, tanto ácidos quanto neutros, em grupos tratados com diferentes diluições do resíduo, podendo esse fato ser explicado pela alta quantidade de compostos orgânicos presentes no efluente.

A grande pressão econômica em busca de redução de gastos na produção do setor sulcroatoolcooleiro não favorece os investimentos em projetos que visem a proteção do meio ambiente e a transição de estudos promissores de tratamentos desse resíduo de uma escala laboratorial para a escala industrial. Por isso, estudos que alertem a problemática da disposição de resíduos no meio ambiente e proponham tratamentos economicamente viáveis são de extrema importância nos dias de hoje.

## REFERÊNCIAS

BASSO, J. B.; ALFARO SOTO, M.A.; CHANG, H.K. Percolação de vinhaça através de coluna de solo arenoso da Formação Rio claro. **R. Bras. de Águas Subterrâneas**, v. 31, p. 52-65, 2017.

BOTELHO, R.G.; TORNISIELO, V.L.; de OLINDA, R.A.; MARANHO, L.A.; MACHADO-NETO, L. Acute toxicity of sugarcane vinasse to aquatic organisms before and after pH adjustment. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 94, p. 1-11, 2012.

CHRISTOFOLETTI, C.A.; PEDRO-ESCHER, J; CORREIA, J.E.; MARINHO, J.F.U.; FONTANETTI, C.S. Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, p. 2752-2761, 2013.

- CORREIA, J.E.; CHRISTOFOLETTI, C.A.; MARCATO, A.C.C.; MARINHO, J.F.U.; FONTANETTI, C.S. Histopathological analysis of tilapia gills (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) exposed to sugarcane vinasse. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 135, p. 319-326, 2017a.
- CORREIA, J.E.; CHRISTOFOLETTI, C.A.; ANSOAR-RODRÍGUEZ, Y.; GUEDES, T.A.; FONTANETTI, C.S. Comet assay and micronucleus tests on *Oreochromis niloticus* (Perciforme: Cichlidae) exposed to raw sugarcane vinasse and to physicochemical treated vinasse by Ph adjustment with lime (CaO). **Chemosphere**, v. 173, p. 494-501, 2017b.
- CRAVEIRO A.M.; SOARES H.M.; SCHMIDELL W. Technical aspects and cost estimations for anaerobic systems treating vinasse and brewery/soft drink wastewaters. **Water Science Technology**, v. 18, p. 123-134, 1986.
- DA SILVA, A. F.; CARRASCHI, S. P.; GÍRIO, A. C. F.; NETO, A. N.; CRUZ, C.; PITELLI, R. A. Ecotoxicidade da vinhaça para o peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) e para a macrófita lenticilha d'água (*Lemna minor*). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 41, n. 3, p. 557-565, 2015.
- FARIAS, T.Q. Competência legislativa em matéria ambiental. **Revista Direito e Liberdade**, v. 5, p. 1-19, 2009.
- FERREIRA, L.F.R.; AGUIAR, M.M.; MESSIAS, T.G.; POMPEU, G.B.; QUEIJEIRO LOPEZ, A.M.; SILVA, D.P.; MONTEIRO, R.T Evaluation of sugar-cane vinasse treated with *Pleurotus sajor-caju* utilizing aquatic organisms as toxicological indicators. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 44, p. 132-137, 2011.
- GÓMEZ, J.; RODRÍGUEZ, O. Effects of vinasse on sugarcane (*Saccharum officinarum*) productivity. **Revista Facultad Agronomia**, v. 17, p. 318-326, 2000.
- GUNKEL, G.; KOSMOL, J.; SOBRAL, M.; ROHN, H.; MONTENEGRO, S.; AURELIANO, J. Sugar cane industry as a source of water pollution – case study on the situation in Ipojuca river, Pernambuco, Brazil. **Water, air and soil pollution**, v. 180, p. 261-269, 2007.
- HASSUDA, S. **Impactos da infiltração da vinhaça de cana no aquífero de Bauru**. 1989. 99f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. São Paulo.
- KUMAR, S.; GOPAL, K. Impact of Distillery Effluent on Physiological Consequences in the Freshwater Teleost *Channa punctatus*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 66, p. 617-622, 2001.
- MADSEN M.; HOLM-NIELSEN J.B.; ESBENSEN K.H. Monitoring of anaerobic digestion processes: a review perspective. **Renewable Sustainable Energy Revisions**, v. 15, p. 3141-3155, 2011.
- MANE, J.D.; MODI, S.; NAGAWADE, S.; PHADNIS, S.P.; BHANDARI, V.M.. Treatment of spent wash using chemically modified bagasse and colour removal studies. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1752-1755, 2006.
- MOHANA, S.; ACHARYA, B.K.; MADAMWAR, D. Distillery spent wash: Treatment technologies and potential applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, p. 12- 25, 2009.
- MORAES, B.S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888-903, 2015.

MOSEY F. New developments in the anaerobic treatment of industrial wastes. **Water Pollution Control**, v. 81, p. 540-552, 1982.

ODUM, E.P. Breve descrição dos principais tipos de ecossistema natural na biosfera. In: **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, p. 367-369, 1988.

O'FLAHERTY V.; COLLINS G.; MAHONY T. The microbiology and biochemistry of anaerobic bioreactors with relevance to domestic sewage treatment. **Reviews of Environmental Science Biotechnology**, v. 5, p. 39-55, 2006.

SANTOS, M.C.F. ; CHRISTOFOLETTI, C. A. ; ANSOAR-RODRIGUEZ, Y. ; CORREIA, J.E.; MARCATO, A.C.C. ; VASQUES, L.I. ; COELHO, M. P. M. ; SOUZA, C.P. ; SOTO, MA ; BASSO, JB ; KIANG, CH ; FONTANETTI, C.S. . Toxicidade e genotoxicidade do percolato da vinhaça da cana-de-açúcar em tilápias (*Oreochromis niloticus*) avaliadas pelo ensaio do cometa. In: XIV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 2016, Curitiba. Anais do ECOTOX 2016, 2016. p. 1465.

SANTANA, V.S.; MACHADO, N.R.C.F. Photocatalytic degradation of the vinasse under solar radiation. **Catalysis Today**, v. 133, p. 606-610, 2008.

SARDINHA, L.F.; CORREIA, J.E.; MARCATO, A.C.C.; FONTANETTI, C.S.. Análise histoquímica de fígado de peixes expostos à vinhaça após correção de pH. In: XIV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia 2016, 2016, Curitiba. Anais do ECOTOX 2016, 2016. p. 1029.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Princípios de toxicologia ambiental. In: **Princípios de toxicologia ambiental**. Interciência, p. 198, 2013.

SILVA, M.A.S.; GRIEBELER, N.P.; BORGES, L.C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 11, p. 108-114, 2007.

SOTO, M.A.A.; BASSO, J.B.; KIANG, C.H.; van GENUCHTEN, M.T. Simulação de fluxo e transporte de íons de vinhaça através de vertente da formação rio claro. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 2, p. 162-174, 2015.

SPEECE, R.E. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. **Archae Press**; 1996.

VASQUES, L. I. **Avaliação da toxicidade de vinhaça percolada em brânquias de tilápias**. 2016. 55f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) – Ciências Biológicas Integral – UNESP, Rio Claro, 2016.

VERMA, S. R.; DALALA, R. C. Toxicity of distillery waste to *Puntius sophore* (Ham) and *Mystus vittatus* (Bloch) (Pisces: Cyprinidae: Bagridae) Part 3. Bioassay studies and TL<sub>50</sub> determination. **Acta Hydrochimica et Hydrobiologica**, v. 4, p. 534-547, 1976.





SEÇÃO III  
**A CULTURA DA  
CANA-DE-AÇÚCAR À LUZ  
DA SUSTENTABILIDADE**



# A CULTURA DA CANA-DE-AÇÚCAR À LUZ DA SUSTENTABILIDADE

---

Chang Hung Kiang, Miguel Alfaro Soto, Juliana Broggio Basso

## 14.1. SUSTENTABILIDADE

A idealização do desenvolvimento sustentável desde a “Declaração de Estocolmo” na Conferência das Nações Unidas, em 1972, passou por redefinições e discussões, com a finalidade de estabelecer critérios e princípios comuns que oferecessem a todos os povos inspiração e guia para preservar e melhorar o meio ambiente.

Segundo o relatório Brundtland da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD, 1998), o desenvolvimento sustentável é aquele que deve atender às necessidades da geração presente, sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades.

A partir dos anos 1990, o conceito de sustentabilidade adotou, além dos fatores ambientais, os aspectos social e econômico, quando o sociólogo britânico John Elkington, fundador da consultoria de comércio *SustainAbility*, introduziu a expressão *Triple Bottom Line* (TBL) para medir o desempenho financeiro, social e ambiental da empresa, durante um período de tempo.

A questão social envolve o bem-estar das pessoas (trabalhadores) e da sociedade em geral, em decorrência de sua inter-relação com as atividades da empresa. O aspecto econômico diz respeito aos processos que permitam a recuperação do capital financeiro ou benefício econômico para a empresa e a sociedade de acolhimento, sem prejudicar o meio ambiente à sua volta. A questão ambiental refere-se a todos os

procedimentos que direta ou indiretamente possam gerar algum impacto no meio ambiente, seja a curto, médio ou longo prazo.

## 14.2. SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

A importância das recomendações da CMMAD (1972) levou à realização da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, em 1992, quando foi proposto um programa para a proteção do planeta e seu desenvolvimento sustentável, a denominada “Agenda 21”. Nesse evento, não somente foram priorizadas atividades para proteção e renovação dos recursos ambientais, das quais o crescimento e o desenvolvimento dependem, mas também foram incluídas questões sociais e econômicas.

A Agenda 21 foi implementada e revisada em 1997 na denominada “Cúpula da Terra +5”. Como resultado, a sessão recomendou como metas, além da erradicação da pobreza para o desenvolvimento sustentável, a redução de emissões de gases geradores de efeito estufa e o estabelecimento de padrões sustentáveis de distribuição de energia, produção e uso.

Ao longo do tempo, o desenvolvimento sustentável tem sido tratado em conferências da Organização das Nações Unidas-ONU (Istambul, 1999; Nova York, 1999 e 2000; Johannesburgo, 2002; Ilhas Maurício, 2005, entre outros). Entre os oito Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM) tratados durante a Cúpula do Milênio (NOVA YORK, 2000), firmou-se o compromisso de garantir a sustentabilidade ambiental como uma de suas metas. Para tanto, as nações deveriam, antes, cumprir com quatro requisitos, quais sejam: integrar os princípios do desenvolvimento sustentável às políticas e programas nacionais e inverter a atual tendência de perda de recursos ambientais; reduzir a perda de biodiversidade e alcançar, até 2010, uma diminuição significativa da taxa de perda; reduzir para a metade, até 2015, a porcentagem da população sem acesso permanente a água potável e a saneamento básico; melhorar consideravelmente, até 2020, a vida de pelo menos 100 milhões de pessoas que vivem em locais degradados.

O último relatório relativo aos ODM, de 2015, mostra avanços no Brasil e no mundo, porém, ainda são necessários esforços para o desenvolvimento sustentável do ponto de vista ambiental.

Entre os esforços no âmbito nacional, pode-se mencionar o documento “Estratégia para o Desenvolvimento Sustentável do Estado”, que conta com 40 metas a serem cumpridas até 2020, e que foi apresentado durante a Cúpula Mundial de Estados e Regiões da RIO+20, em 2012. Dentre os principais compromissos relacionados com a sustentabilidade ambiental, destacam-se: aumento da participação (até 69%) de energias renováveis no consumo final de energia do estado; aumento da cobertura vegetal no território paulista em até 20%; redução de 20% da emissão de dióxido de carbono (em relação ao ano de 2005); melhora do saneamento com fornecimento de 100% de água, 100% de coleta e 100% de tratamento de esgotos em todos os municípios.

#### **14.2.1. Conservação de solo e água**

Os recursos naturais são patrimônios da humanidade e, dentre eles, o solo e a água constituem componentes vitais do meio ambiente; logo, sua conservação torna-se fundamental, sendo necessárias medidas para manutenção e, em alguns casos, recuperação de suas condições físicas, químicas e biológicas. Nesse contexto, é necessário que as atividades provenientes do cultivo de cana-de-açúcar valham-se de estratégias para evitar o desequilíbrio da natureza e sua capacidade produtiva.

O desequilíbrio é estabelecido, por exemplo, quando ações como o cultivo da cana promovem a modificação da inter-relação entre solo e planta. As técnicas de cultivo são capazes de induzir modificações na estrutura do solo ao alterar a distribuição de seus poros. Essa distribuição pode ser ainda mais complexa quando se tratam de solos com características lateríticas, como os encontrados no Brasil. Solos lateríticos apresentam o fenômeno de estruturação, que resulta na formação adicional de macroporos gerados pela agregação de partículas de menor tamanho.

O aumento expressivo de macroporos interfere na porção drenável do solo, ou seja, aumenta a permeabilidade de água e gases e a capacidade de penetração de plantas, o que pode afetar o meio ambiente.

A alteração da macroporosidade pode ser decorrente das práticas de cultivo, podendo ser reduzida devido ao aumento da densidade do solo, fator que, por sua vez, torna o solo menos permeável, provocando acúmulos de água na superfície e até escoamento superficial,

a depender da intensidade de precipitação. O escoamento superficial pode promover a erosão do solo, bem como a perda de sua capacidade produtiva e o transporte de sedimentos para águas superficiais (rios, lagos e lagoas), provocando assoreamento, contaminação ou desajustes ecológicos. Por esse motivo, a conservação do solo e da água em áreas de cultivo da cana tem como foco os efeitos da precipitação, de modo a garantir a infiltração efetiva no solo e a recarga do lençol freático, o controle do escoamento superficial, entre outros.

Em geral, a prática de conservação do solo leva em consideração a redução da erosão ou melhoria da qualidade do solo mediante práticas vegetativas (florestamento e reflorestamento, formação e manejo de pastagem, cordão vegetativo permanente etc.), edáficas (cultivo coerente com a capacidade de uso do solo, controle de solo, adubação etc.) e mecânicas simples (preparo e cultivo em nível, terraceamento, irrigação e drenagem etc.). Sobre o tema, a Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo está desenvolvendo o Boletim “Recomendações Gerais para Conservação do Solo e Água na Cultura de Cana-de-açúcar”. O boletim trará importantes atualizações na legislação, nos conceitos de classificação e nas práticas do segmento, graças à colaboração de pesquisadores e acadêmicos de diversas instituições como a Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP, campus de Jaboticabal e Ilha Solteira), além de técnicos especialistas de empresas como a AGInfo, Agrícola Rio Claro, Agrícola Ouro Verde e Grupo Ioshida (Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo)

#### **14.2.2. Conservação da biodiversidade**

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), o Brasil é um país de proporções continentais (8,5 milhões km<sup>2</sup>), contendo zonas biogeográficas ou biomas muito distintos, como: Floresta Amazônica (maior floresta tropical úmida do mundo), Pantanal (maior planície inundável), Cerrado de savanas e bosques, Caatinga de florestas semiáridas, Campos dos Pampas e Floresta tropical pluvial da Mata Atlântica, além de uma costa marinha de 3,5 milhões km<sup>2</sup> contendo diferentes ecossistemas (recifes de corais, dunas, manguezais, lagoas, estuários e pântanos). Tal

variedade abriga a maior biodiversidade do planeta, que corresponde a 20% do número total de espécies da Terra, além de proporcionar benefícios à economia nacional. Adicionalmente, a biomassa vegetal (incluindo o etanol da cana-de-açúcar, a lenha e o carvão derivados de florestas nativas e plantadas) permite atender 30% da matriz energética nacional, bem como mais da metade da demanda energética industrial e residencial em alguns outros setores, como no Nordeste.

Nesse contexto, a biodiversidade apresenta enormes benefícios para o Brasil e para a humanidade, sendo sua sustentabilidade uma grande responsabilidade. No entanto, ações antrópicas como perdas de *habitats* têm gerado grandes perdas ao longo do tempo. Os biomas continuam sendo ocupados irregularmente, resultando na devastação de extensas áreas de vegetação nativa. Segundo o MMA, os principais processos responsáveis pela perda de biodiversidade são: perda e fragmentação dos *habitats*, introdução de espécies e doenças exóticas, exploração excessiva de espécies de plantas e animais, uso de híbridos e monoculturas na agroindústria e nos programas de reflorestamento, contaminação do solo, água e atmosfera por poluentes e mudanças climáticas.

A preocupação com a conservação da biodiversidade no estado de São Paulo fez com que, em 2011, para o acompanhamento e implantação das Metas de Aichi-Nagoia, fosse instituída a Comissão Paulista de Biodiversidade, com a finalidade de coordenar a elaboração e implantação de estratégias, o que resultou na definição de objetivos estratégicos de atuação.

Segundo o MMA, São Paulo está à frente com pesquisas e ações, realizadas por pesquisadores qualificados, relacionadas à caracterização, conservação, restauração e uso sustentável da biodiversidade e mudanças climáticas globais, bem como a programas de fomento e apoio à pesquisa, uma vez que possui, em seus órgãos governamentais, corpo técnico preparado para aperfeiçoar a interface ciência-política pública. Um resultado dessas ações são os mapas de áreas Prioritárias para Conservação e Restauração da Biodiversidade (Programa BIOTA), amplamente utilizados para aperfeiçoamento da legislação ambiental do estado pela Secretaria do Meio Ambiente.

### 14.2.3. Redução de emissões de CO<sub>2</sub>, efluentes e resíduos

Atuações que constituíram progresso na redução de emissões de CO<sub>2</sub>, efluentes e resíduos incluem: acordo oficial para acabar com a queima da cana no estado de São Paulo; esforço para reduzir o uso da água nas usinas; regulamentação da aplicação de vinhaça em áreas com contaminação de potássio em águas subterrâneas; e execução de diretrizes do Código Florestal para proteger e restaurar matas ciliares e fragmentos florestais em fazendas de cana-de-açúcar. Melhorias são necessárias no que diz respeito à prevenção de erosão e degradação, proteção dos recursos hídricos contra a contaminação por pesticidas e outros produtos químicos tóxicos, além da prevenção à expansão da agricultura da cana para áreas de vegetação natural, especialmente em biomas ameaçados.

Diferentes indicadores têm sido usados para avaliar a sustentabilidade dos biocombustíveis. Os critérios normalmente empregados incluem uma avaliação do balanço de emissões de gás estufa e impactos da produção de biocombustíveis na biodiversidade, solo, água e atmosfera.

Nos últimos anos, o aumento no consumo de bioetanol no país e a produção de bioeletricidade a partir de resíduos da cana têm também garantido uma considerável redução de emissão de gases de efeito estufa. Para Tilman et al. (2009), a sociedade moderna não poderia perder a oportunidade de usar biocombustíveis para ajudar a atenuar as emissões de gases de efeito estufa, enfatizando a importância da produção de biocombustível de forma sustentável e sem competir com a produção de alimentos.

A avaliação da qualidade do solo aborda a sua degradação a partir de erosão e compactação, assim como a acidificação e a perda de indicadores como o carbono, nitrogênio e fósforo. Os impactos quantitativos na água são, em geral, avaliados com relação ao uso da água na agricultura e na fase industrial da produção de biocombustível, enquanto que os impactos na qualidade da água são usualmente avaliados considerando-se o uso de fertilizantes e pesticidas na agricultura.

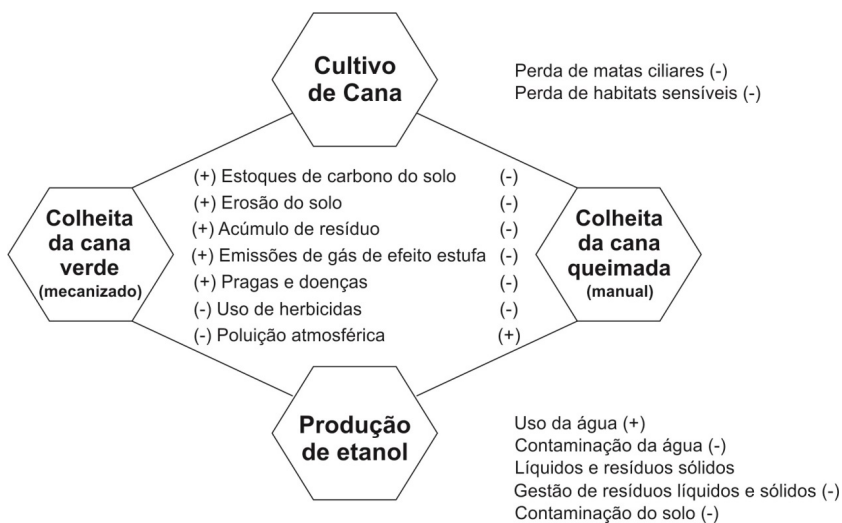
No que concerne à atmosfera, a questão da poluição do ar é abordada a partir de práticas usuais na agricultura e na produção industrial. No caso brasileiro, a poluição do ar está associada com a prática de “queima da cana” no campo, antes da colheita manual. Entretanto,



o Estado de São Paulo tem feito progressos significativos no sentido de acabar com a queima da cana antes de 2021 em áreas com declives inferiores a 12°. Uma série de estudos destinados a avaliar os impactos na atmosfera, em áreas de cultivo intensivo de cana, mostra que a composição química das chuvas é fortemente influenciada pelo material particulado originado a partir da biomassa de cana. Concentrações de material particulado na atmosfera são elevadas durante a temporada de queimada, enquanto que, na água de chuva, são encontradas altas concentrações de carbono orgânico dissolvido, nitrato e amônia, em comparação com regiões intactas.

A degradação do solo resulta da degradação física, bem como da erosão e gradual perda de nutrientes e de estoque de carbono. A degradação física do solo é resultado de mudanças nas suas características físicas, como compactação e desagregação, decorrentes do uso de máquinas pesadas que diminui a permeabilidade do solo e, posteriormente, causa erosão como consequência do aumento de *runoff* durante eventos de chuva. A compactação do solo também conduz à perda de nutrientes e carbono e reduz a sorção na parte superior do perfil de solo.

Filoso et al. (2015) tratam dos potenciais impactos ambientais da agricultura da cana e produção do etanol de cana. Os autores tratam dos aspectos que influenciam a produção de etanol a partir do cultivo de cana-de-açúcar, indicando fatores que evoluíram positivamente e aspectos que não melhoraram ou pioraram (Figura 1).



**FIGURA 1.** Esquema mostrando aspectos que influenciam no cultivo de cana-de-açúcar e produção de etanol no Brasil. (+) Aspectos que apresentaram evolução positiva; (-) Aspectos que não melhoraram ou pioraram. Fonte: Filoso et al. (2015).

Estudos sobre os impactos das práticas agrícolas no estoque de carbono orgânico em áreas de cultivo de cana em São Paulo mostraram que a queima da cana reduz os estoques de carbono no solo; em contrapartida, a aplicação de vinhaça pode aumentar a quantidade de carbono orgânico no solo.

Outro fator importante na avaliação do balanço do gás de efeito estufa é a emissão de  $N_2O$ . As emissões desse composto variam, a depender do tipo de solo e do fertilizante utilizado durante o cultivo de cana. Características do solo, regime de precipitação e tipo de fertilizante são fatores importantes na determinação de emissões de  $N_2O$ , assim como o uso da vinhaça e fertilizantes nitrogenados, que aumentam as emissões de  $N_2O$ .

Estudos mostram que o impacto da quantidade de água utilizada na agricultura de cana-de-açúcar pode afetar mecanismos como a evapotranspiração e a temperatura do ar em escala regional. Dentre os impactos na qualidade da água, está o uso de fertilizantes e pesticidas (antrazina, simazina e ametrina), além do resíduo característico gerado

durante a produção de etanol (vinhaça), os quais podem ser transferidos através de escoamento superficial e/ou lixiviados para águas superficiais e subterrâneas.

No cultivo da cana-de-açúcar, as fontes de emissão de gás de efeito estufa relatados são: emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ) a partir do manejo do solo pelo uso de fertilizantes sintéticos, compostos orgânicos (vinhaça e torta de filtro) e resíduos da cultura a partir da colheita; emissões de  $CH_4$  e  $N_2O$  a partir de resíduos da cana queimada; emissões de  $CO_2$  a partir do uso de calcário para correção da acidez do solo; e emissões decorrentes do uso de pesticidas.

## REFERÊNCIAS

CMMAD. Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Nosso futuro comum. 2a. Ed. Rio de Janeiro. Editora da Fundação Getúlio Vargas. 1998.

FILOSO, S.; CARMO, J. B.; MARDEGAN, S. F.; LINS, S. R. M.; GOMES T. F.; MARTINELLI, L. A. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52 (2015) 1847–1856.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em: <Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>>. Acesso em: jun. 2016.

SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <<http://www.agricultura.sp.gov.br/noticias/secretaria-lanca-consulta-publica-para-ouvir-sugestoes-em-boletim-de-conservacao-do-solo-e-da-agua-d/>>. Acesso em: jul. 2016

TILMAN D, SOCOLOW R, FOLEY J. A, HILL J, LARSON E, LYND L, et al. Beneficial biofuels: the food, energy, and environment trilemma. *Science*, vol. 325, n. 5938, p. 270-271, jul. 2009.

## **Sobre o livro**

*Formato* 15,5 x 23 cm

*Tipologia* Minion Pro (texto)  
ITC Franklin Gothic Std (títulos)

*Projeto Gráfico* Canal 6 Editora  
[www.canal6.com.br](http://www.canal6.com.br)

*Capa e Diagramação* Erika Woelke

*Foto da capa* Yadira Ansoar Rodríguez



