

# II SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS

ANAIS

VOLUME I  
Palestras





# II SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS

ANAIS

VOLUME I  
Palestras

15 a 17 de março de 2011  
Foz do Iguaçu – PR

**Sociedade Brasileira dos Especialistas  
nos Resíduos das Produções  
Agropecuária e Agroindustrial - Sbera**  
Caixa Postal 373  
CEP 89.700-000  
Concórdia – SC  
Fax: (49) 3442 4694  
E-mail: [falecom@sbera.org.br](mailto:falecom@sbera.org.br)  
Site: <http://www.sbera.org.br/>

**Embrapa Suínos e Aves**  
BR 153, Km 110  
Caixa Postal 21  
CEP 89.700-000  
Concórdia – SC  
Fone: (49) 3441 0400  
Fax: (49) 3441 0497  
E-mail: [sac@cnpsa.embrapa.br](mailto:sac@cnpsa.embrapa.br)  
Site: <http://www.cnpsa.embrapa.br>

**Tiragem:** 500 exemplares (versão eletrônica)

**Coordenação Editorial\*:** Tânia M.B. Celant  
**Editoração Eletrônica:** Vivian Fracasso  
**Normalização bibliográfica:** Cláudia A. Arrieche

Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos  
Agropecuários e Agroindustriais (2.: 2011: Foz do Iguaçu,  
PR).

Anais do II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento  
de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. - Concórdia:  
Embrapa Suínos e Aves, 2011.

2 v., 29 cm.

Conteúdo: v.1 - Palestras. v.2 - Trabalhos Científicos.

1. Resíduos. 2. Tratamento. 3. Uso no solo. 4. Emissões. 5.  
Energia. I. Título

CDD 628.7

© EMBRAPA 2011

---

\*As Palestras foram formatados diretamente dos originais enviados eletronicamente pelos autores.

## PROMOÇÃO



Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos  
das Produções Agropecuária e Agroindustrial

## CO-PROMOÇÃO



*Agroindústria Tropical*



*Suínos e Aves*



## APOIO



Ministério da  
Agricultura, Pecuária  
e Abastecimento





## COMISSÃO ORGANIZADORA

*Presidente*

**Airton Kunz**

Embrapa Suínos e Aves

*Vice-Presidente*

**Sílvio Cezar Sampaio**

Unioeste Cascavel

*Diretor Científico*

**Julio Cesar P. Palhares**

Embrapa Pecuária Sudeste

*Diretor Científico de Área (Agricultura)*

**Edna I. Bertoncini**

Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios

*Diretor Científico de Área (Agroindústria)*

**Renato Leitão**

Embrapa Agroindústria Tropical

*Diretor Científico de Área (Pecuária)*

**Jorge de Lucas Junior**

Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP/Jaboticabal

*Tesoureiro*

**Ricardo L.R. Steinmetz**

Embrapa Suínos e Aves

## COMISSÃO EDITORIAL

**Darci Dambrós Junior**

**Geordano Dalmédico**

**Julio Cesar Pascale Palhares**

**Vivian Fracasso**





## COMISSÃO CIENTÍFICA

<b>Nome</b>	<b>Instituição</b>	<b>País</b>
Adrianus van Haandel	UFCG	Brasil
Airton Kunz	Embrapa	Brasil
Alisson Carraro Borges	UFV	Brasil
André Bezerra dos Santos	UFC	Brasil
André César Vitti	APTA	Brasil
Ariel A. Szogi	ARS/USDA	EUA
Arquimedes Lavorenti	ESALQ/USP	Brasil
Bruno F. Faria Pereira	ESALQ/USP	Brasil
Cássio H. Abreu Junior	CENA/ESALQ/USP	Brasil
Cláudia S. C. M. dos S. Cordovil	Instituto Superior de Agronomia	Portugal
Cristiano Andrade	IAC/APTA	Brasil
Edmilson J. Ambrosano	APTA	Brasil
Everton de Oliveira	Ass. Bras. de Águas Subterrâneas	Brasil
Fábio Luis Ferreira Dias	IAC/APTA	Brasil
Fabricio Rossi	APTA	Brasil
Fátima Resende Luiz Fia	IFET/Bambuí - MG	Brasil
Francisco Salazar Sperberg	Inst. de Invest. Agropecuárias	Chile
Fred Carvaho Bezerra	Embrapa	Brasil
Gustavo Adolfo Saavedra Pinto	Embrapa	Brasil
Hugo M. Soares	UFSC	Brasil
Jorge Jimenez	Universidad de Concepción	Chile
Jose Martinez	CEMAGREF	França
Jose Luis Arumi	Universidad de Concepción	Chile
José Roberto Ferreira	CENA/ESALQ/USP	Brasil
Juliano C. Corrêa	Embrapa	Brasil
Julio Cesar P. Palhares	Embrapa	Brasil

<b>Nome</b>	<b>Instituição</b>	<b>País</b>
Jussara B. Regitano	CENA/ESALQ/USP	Brasil
Karolina Augusto Von Zuben	FEAGRI/UNICAMP	Brasil
Luis Ferreira	Instituto Superior de Agronomia	Portugal
Luis Reynaldo F. Alleoni	ESALQ/USP	Brasil
Lurdinha Florêncio	UFPE	Brasil
Marc Boncz	UFSM	Brasil
Marco Sandoval	Universidad de Concepción	Chile
Maria Cléa Brito de Figueirêdo	Embrapa	Brasil
Maria Cruz Garcia	Inst. Tecn. Agrario de Castilla y leon	Espanha
Mário Takayuki Kato	UFPE	Brasil
Martha M. Higarashi	Embrapa	Brasil
Matias Vanotti	ARS/USDA	EUA
Mauricio Aguayo	Universidad de Concepción	Chile
Morsyleide de Freitas Rosa	Embrapa	Brasil
Mozart da Silva Brasil	IFET/Natal-RN	Brasil
Otávio A. de Camargo	IAC/APTA	Brasil
Paola Alfonsa Lo Monaco	IFET/Santa Teresa - ES	Brasil
Paula Loureiro Paulo	UFMS	Brasil
Pilar Bernal	CEBAS/CSIC	Espanha
Raffaella Rossetto	APTA	Brasil
Roberto Antonio Arevalo	Consultor	Brasil
Ronaldo Fia	UFLA	Brasil
Ronaldo Stefanutti	UFC	Brasil
Sandra Tédde Santaella	UFC	Brasil
Silvio Cesar Sampaio	UNIOESTE	Brasil
Simone Damasceno Gomes	UNIOESTE	Brasil
Thomas Amon	BOKU University	Áustria
Verônica Schmidt	UFGRS	Brasil

# APRESENTAÇÃO

Caros colegas,

Este Anais contém os trabalhos e palestras apresentados durante o II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais - II SIGERA. O II SIGERA tem o objetivo de conectar a realidade das produções agropecuárias e agroindustriais com a temática ambiental, contribuindo para a sustentabilidade do Brasil e da agricultura mundial.

O Simpósio foi realizado em Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil, de 15 a 17 de março de 2011, sendo promoção da Sociedade Brasileira de Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial - Sbera e co-promovido pela Embrapa Suínos e Aves, Embrapa Agroindústria Tropical, UNIOESTE-Cascavel e Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios.

Durante o Simpósio foram apresentados 62 trabalhos na forma oral e 120 na forma de poster a fim de possibilitar aos participantes a troca de conhecimentos e informações.

Este Anais contém informações sobre os mais recentes conhecimentos, tecnologias e técnicas aplicáveis ao gerenciamento de resíduos agropecuários e agroindustriais.

Com a realização do II SIGERA a Sbera renova o seu caráter pioneiro e fortalece a visão sistêmica a qual deve balizar as ações nas ciências ambientais.



# PROGRAMAÇÃO

## 14/03/2011 – Segunda-Feira

15:00 – 17:00 Credenciamento e entrega de material

18:00 – 19:00 Coquetel de Boas Vindas

## 15/03/2011 – Terça-Feira

08:00 – 08:30 Credenciamento e entrega de material

08:40 – 09:00 Cerimônia de abertura

09:00 – 10:20 **Painel 01 – Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Agropecuário e Agroindustrial**

*Moderador:* Prof. Dr. Jorge de Lucas – Unesp/Jaboticabal

*Debatedores:* Dr. Marcos Heil Costa – Universidade Federal de Viçosa

Dr. Giampaolo Queiroz Pellegrino – Embrapa Informática Agropecuária

10:20 – 10:50 Debates com a plenária

10:50 – 11:10 Intervalo para café

11:10 – 12:30 Sessão de pôsteres

12:30 – 14:00 Intervalo para almoço

	<b>ATIVIDADES PECUÁRIAS</b> <i>Sessão Coordenada 1</i> <b>Tratamento de resíduos de animais</b> <i>Moderador:</i> Dr. Luis Ferreira – ISA/Portugal	<b>ATIVIDADES AGRÍCOLAS</b> <i>Sessão Coordenada 2</i> <b>Uso sustentável de resíduos orgânicos em solos agrícolas</b> <i>Moderador:</i> Vinícius de Melo Benites– Embrapa Solos	<b>ATIVIDADES AGROINDUSTRIAIS</b> <i>Sessão Coordenada 3</i> <b>Geração de energia</b> <i>Moderador:</i> Adrianus van Haandel - Universidade Federal de Campina Grande
14:00 – 15:00 Palestras	<b>Novas tecnologias para tratamento de efluentes de animais</b> Prof. Dr. Xavier Flotats – Universidad Politécnica Cataluña, Espanha	<b>Uso sustentável dos resíduos orgânicos como fertilizante</b> Prof. Dr. Nicola Senesi – Universidade de Bari/Itália	<b>Alternativas para produção de energia a partir de resíduos agroindustriais</b> Prof. Dr. Willy Verstraete – Universidade de Ghent Bélgica

15:00 – 15:20 Apresentações de trabalhos	<b>As boas práticas de manejo da água em suinocultura como factor limitante para uma gestão correcta e uso dos chorumes animais como fertilizante – um exemplo com maternidades e gestações</b>  Luís J. M. Ferreira; Jorge M. R. Tavares; Cláudia M. dos S. Cordovil; Domingos de Figueiredo	<b>Modelagem composicional de mineralização do C dos materiais orgânicos adicionados ao solo</b>  Serge-Étienne, Karam Antoine, Léon Etienne	<b>Influência da concentração de sólidos na produção de biogás por torta de mamona em reator anaeróbio</b>  Carlos Henrique da Costa Brauna, Francisco Suetônio Bastos Mota, Ronaldo Stefanutti, José Gilmar da Silva do Nascimento, Rafael Barbosa Rios
15:20 – 15:40	<b>Recuperação do nitrogênio amoniacal de animais e de resíduos industriais utilizando membranas permeáveis a gás</b>  Matias B. Vanotti, Ariel A. Szogi, Michael J. Rothrock	<b>Alterações químicas em Cambissolo e crescimento de Teca após aplicação de lodo de curtume</b>  Campos, J.J.; Possato, E.L.; Oliveira, M.P.C.; Tavares, L.S.; Weber, O.L.S.; Scaramuzza, W.L.M.P.	<b>Efeito sobre a produção de biohidrogênio na auto-fermentação de lodo de esgoto: comparação de diferentes métodos de pré-tratamento</b>  Pita, F.; Perez, M.
15:40 – 16:00	<b>Partida e operação de um reator aeróbio de nitrificação parcial para o tratamento de dejetos de suínos com remoção simultânea de COT</b>  Marina C. De Pra, Airtun Kunz, Ricardo L. R. Steinmetz, Caroline G. Casagrande, Hugo M. Soares	<b>Fluorescência e caracterização quimiométrica de lodo de esgoto</b>  Martínez-Sabater, E., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M.A., Pascual, J.A., Suárez-Estrella, F., Moreno, J.	<b>A digestão anaeróbia para recuperação de energia a partir de resíduos de bioetanol de mandioca na Colômbia</b>  Claudia Patricia Pabon Pereira, Maja Singerland, Jules van Lier
16:00 – 16:15	Intervalo para café		
16:15 – 16:35	<b>Efeito da temperatura do banho de ultra-som sobre a taxa de recuperação de três antibióticos veterinários adicionado aos dejetos de suínos</b>  Parent, Elizabeth; Karam, Antoine; Parent, Léon Etienne	<b>Estimativa dos parâmetros agronômicos chave de biossólidos por espectroscopia de reflectância no infravermelho próximo (ERIP)</b>  Galvez-Sola L., Marhuenda-Egea F.C., Perez-Murcia M.D., Pérez Espinosa A., Moreno- Caselles J., Morales, J., Moral R.	<b>Avaliação do potencial para reaproveitamento de resíduos da bananicultura por pirólise</b>  Eveline Ribas Kasper Fernandes, Ricardo Katsuei da Silva Afuso, Caroline Carriel Schmitt, Noeli Sellin, Ozair Souza, Sandra Helena Westrupp Medeiros
16:35 – 16:55	<b>Emprego de lagoas seriadas no pós-tratamento de reator UASB na remoção de nutrientes e organismos patogênicos em dejetos de suínos</b>  Pinto, A.C.A.; Rodrigues, L. S.; Silva, I. J. ; Sperling, M.V.; Lopes, B.C.; Crisóstomo, C.M.	<b>Uso da vinhaça concentrada e diferentes fontes de nitrogênio na fertilização de cana-de-açúcar colhida sem queima</b>  André Cesar Vitti	<b>Produção de biogás a partir de resíduos agro-industriais – Possibilidade de melhorar a eficiência</b>  Harald Lindorfer
16:55 – 17:15	<b>Produção de óxido nitroso em ensaios desnitrificantes via nitrito utilizando dejetos de suínos</b>  Marisol Belmonte, José Ramón Vázquez-Padín, Mónica Figueroa, José Luis Campos, Ramón Méndez, Anuska Mosquera-Corral, Gladys Vidal	<b>Teores de níquel e chumbo no solo após adubação com fertilizante mineral e dejetos orgânicos</b>  Silva, T.S., Citorino, L.B., Vasconcelos, A.C.P. de, Silva, A. de., Lana, R.M.Q.	<b>Análise energética do processo experimental de produção de biodiesel a partir de óleo de frango</b>  Ricardo Pacheco Bonometo, José Roberto Correa Saglietti, Alisson Teixeira Bucchi, Antonio Carlos Citolin, Wladimir Rizelio, Heliomar Ribeiro Machado

17:15 – 17:35	<b>Interferência da taxa de recirculação na remoção de carbono e nitrogênio pelo processo Modified Ludzak-Ettinger (MLE)</b> Marcelo Bortoli; Airton Kunz; Hugo M. Soares	<b>Teores de fósforo e enxofre em solo de Cerrado em sistema de pastagem sob aplicações de esterco líquido de suínos</b> Ana Carolina Pereira de Vasconcelos; Tales Souza Silva; Jovair Libério da Cunha; Adriane de Andrade Silva	<b>Avaliação do potencial de geração de biogás do bambu residual proveniente de indústria de papel e celulose</b> Ingrid Roberta de França Soares Alves, Fabrícia Maria Santana Silva, Manuela Cristina Mota Lins, Natally Andrade Fritz de Souza, José Fernando Thomé Jucá
17:35 – 17:55	<b>Custo de implantação e viabilidade econômica de um biodigestor tubular de manta de PVC flexível abastecido com diferentes substratos</b> Adriane De Andrade Silva; Jorge de Lucas Junior, Cristiane de Almeida Neves Xavier, Laura Vanessa Cabral da Costa, Camila Romantine Machado	<b>Variação no pH e teores de cromo de um Cambissolo em função do lodo de curtimento</b> Tavares, L.S.T.; Weber, O.L.S.; Maas, K.D.B.; Valadão, F.C.A.; Scaramuzza, J.F.	<b>Bioetanol de bananas, polpa e cascas</b> Ozair Souza, Marco Aurélio Schulz, Gustavo Alexandre Achilles Fischer, Elias Luiz de Souza, Noeli Sellin

### 16/03/2011 – Quarta-Feira

09:00 – 10:20 **Painel 02 – Economia, Meio Ambiente e Desenvolvimento Agropecuário e Agroindustrial**

*Moderador:* Dr. Marcelo Miele - Embrapa Suínos e Aves

*Debatedores:* Dr. Alexandre Gori Maia - Instituto de Economia/UNICAMP

Dr. Daniel C. Andrade - Universidade de Uberlândia

10:20 – 10:50 Debates com a plenária

10:50 – 11:10 Intervalo para café

11:10 – 12:30 Sessão de pôsteres

12:30 – 14:00 Intervalo para almoço

	<b>ATIVIDADES PECUÁRIAS</b> <i>Sessão Coordenada 4 e 5</i> <b>Geração de energia e emissão de gases</b> <i>Moderador:</i> Cícero Bley – Itaipu Binacional	<b>ATIVIDADES AGRÍCOLAS</b> <i>Sessão Coordenada 6</i> <b>Resíduos de pesticidas no ambiente</b> <i>Moderadora:</i> Nadia Valério Possignolo	<b>ATIVIDADES AGROINDUSTRIAIS</b> <i>Sessão Coordenada 7</i> <b>Gerenciamento de resíduos da agroindústria</b> <i>Moderador:</i> Morsyleide de Freitas Rosa - Embrapa Agroindústria Tropical
14:00 – 15:00 Palestras	Sessão 4: <b>Produção de energia a partir de resíduos animais</b> Prof. Dr. Thomas Amon – Universidade de BOKU, Áustria	<b>Resíduos de pesticidas no ambiente</b> Prof. Dra. Jussara Borges Regitano – ESALQ/USP	<i>Gerenciamento de resíduos da agroindústria</i> Prof. Dr. Pedro Carlos Schenini – Universidade Federal de Santa Catarina

15:00 – 15:20 Palestra / Apresentação de trabalhos	<b>Sessão 5: Emissão de gases nas atividades pecuárias</b> Dra. Patrícia Perondi Anção de Oliveira – Embrapa Pecuária Sudeste	<b>Lixiviação de Atrazina em solo submetido à aplicação de água residuária da suinocultura</b> Gonçalves, M.S.; Sampaio, S.C.; Gomes, S.D.; Mallmann, L.S.; Soncella, R.	<b>Inventário de ciclo de vida do processo de extração de nanocristais de celulose, focado em emissões de efluentes</b> Maria Cléa Brito de Figueiredo, Morsyleide de Freitas Rosa, Ana Cláudia Carneiro da Silva Braid, Aline Cavalcanti e Cavalcante, Luiz Flávio Luciano de Melo.
15:20 – 15:40 Palestra / Apresentação de trabalhos	<b>Palestra: Emissão de gases nas atividades pecuárias</b>	<b>Degradação fotocatalítica de bentazona com TiO2</b> Mariane V. Schneider, Viviane da Silva Lobo, Mauricio Ferreira da Rosa	<b>Gerenciamento de resíduos sólidos com alta carga orgânica na Europa e no Brasil</b> Tânia Forster Carneiro, Ricardo de Lima Isaac, Montserrat Pérez García
15:40 – 16:00 Palestra / Apresentação de trabalhos	Dra. Patrícia P. A. de Oliveira – Embrapa Pecuária Sudeste	<b>Assessment of locally produced plant growing media from composting yard-waste using a modified bin system</b> Samir Al-Ghawas	<b>Gerenciamento de resíduos de adega e destilarias: perspectivas e futuras utilizações potenciais</b> Luis Galvez-Sola, Frutos Marhuenda-Egea, Maria Dolores Perez-Murcia, Aurelia Pérez Espinosa, Joaquín Moreno-Caselles, Javier Morales, Raul Moral
16:00 – 16:15	Intervalo para café		
16:15 – 16:35 Palestra / Apresentação de trabalhos	<b>Produção de biogás utilizando dejetos de bovinos leiteiros com diferentes tempos de armazenamento com exposição ao ar</b> Camila Romantini Machado; Jorge de Lucas Júnior; Cristiane de Almeida Neves Xavier; Airon Magno Aires	<b>Sistemas de conhecimento indígenas e utilização de resíduos orgânicos em solo agrícola nas Filipinas</b> Gina Villegas-Pangga; Arvin O. Dimaano	<p style="text-align: center;"><i>Sessão Coordenada 8</i></p> <p style="text-align: center;"><b>Sistema de tratamento e disposição de resíduos</b> <i>Moderador:</i> Sandra Tédde Santaella - Universidade Federal do Ceará</p> <p><b>Palestra: Sistemas de tratamento e disposição de resíduos da agroindústria</b> Profa. Dra. Maria de Lourdes F. dos Santos – UFPE</p>
16:35 – 16:55 Palestra / Apresentação de trabalhos	<b>Produção de biogás da cama de Frango peneirada com 3 e 6 % de sólidos diluídas no biofertilizante de suíno</b> Laura Vanessa Cabral Da Costa; Jorge de Lucas Junior, Natasha Okushiro Panosso; Alex Luiz Sagula; Juliana Bega Junqueira	<b>Composto orgânico como fonte de nitrogênio no desenvolvimento de plantas de Crambe</b> Fernanda Bertozzo; Moniki Campos Janegitz; Ana Carolina da Costa Lara; Tatiana Marcondes Novaes Silva; Ilica Puertas de Freitas e Silva; Hélio Grassi Filho	
16:55 – 17:15 Palestra / Apresentação de trabalhos	<b>Volatilização de amônia após a aplicação superficial de dejetos líquidos de bovinos e uréia em pastagens permanentes sobre solos vulcânicos no sul do Chile</b> Francisco Salazar Sperberg	<b>Avaliação da cinética de degradação do Basagran®600 utilizando os processos catalítico, fotocatalítico, e foto-fenton</b> Camila Larissa Hinterholz; Mauricio Ferreira da Rosa; Viviane da Silva Lobo	
17:15 – 17:35 Apresentação de trabalhos	<b>Emissões de gases de efeito estufa provenientes de sistemas de pastagem baseados na produção leiteira no Brasil e nos Países baixos</b> A. Van Den Pol-van Dasselaar, P. Menezes Santos; M.A. Alvares Balsalobre	<b>Efeitos do uso de biofertilizante proveniente de suinocultura na lixiviação de atrazina</b> Suszek, F.L.; Sampaio, S.C.; Gonçalves, M.S.; Kummer, L.; Smanhotto, A.	



17:35 – 17:55 Apresentação de trabalhos	<b>Desenvolvimento e implementação de sistemas de mitigação da poluição do ar para a pecuária na Holanda</b> Nico Ogink; André Aarnink; Roland Melse.	Sessão encerrada	<b>Desempenho de reatores anaeróbios de diferentes relações diâmetro:comprimento no tratamento de água residuária de fecularia</b> Elisangela Watthier
17:55 – 18:15 Apresentação de trabalhos	Sessão encerrada	Sessão encerrada	<b>Desempenho de reatores UASB em dois estágios seguidos de pós-tratamento com Lodos Ativados em batelada de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida</b> Marcelo Bruno
18:15 – 18:35 Apresentação de trabalhos	Sessão encerrada	Sessão encerrada	<b>Interferência de íons inorgânicos na degradação de fenol pela reação Fenton</b> Leidi Cecilia Friedrich; Carmem Lúcia Paiva e Silva Zanta, Amílcar Machuleck Jr., Frank Herbert Quina.

### 17/03/2011 – Quinta-Feira

09:00 – 10:20	<b>Painel 03 – Legislação Ambiental e Desenvolvimento Agropecuário e Agroindustrial</b> <i>Moderador:</i> Dr. Julio C.P. Palhares – Embrapa Pecuária Sudeste <i>Debatedores:</i> Dra. Mirian Medeiros da Silva – Gabinete de segurança institucional Presidência da República Dr. Carlos T. J. H. Irigaray – Procurador do Estado de Mato Grosso/UFMT
10:20 – 10:50	Debates com a plenária
10:50 – 11:10	Intervalo para café
11:10 – 12:30	Sessão de pôsteres
12:30 – 14:00	Intervalo para almoço

	<b>ATIVIDADES PECUÁRIAS</b> <i>Sessão Coordenada 9</i>	<b>ATIVIDADES AGRÍCOLAS</b> <i>Sessão Coordenada 10</i>	<b>ATIVIDADES AGROINDUSTRIAIS</b> <i>Sessão Coordenada 11</i>
	<b>Uso dos resíduos da produção animal como fertilizante</b> <i>Moderador:</i> Walder A.G. de Albuquerque Nunes – Embrapa Pecuária Oeste	<b>Impacto nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos</b> <i>Moderador:</i> Silvio C. Sampaio – Unioeste/Sbera	<b>Valorização dos resíduos</b> <i>Moderador:</i> Maria C.B. de Figueiredo - Embrapa Agroindústria Tropical
14:00 – 15:00 Palestras	<b>Uso dos resíduos da produção animal como fertilizante</b> Dr. Juliano C. Corrêa – Embrapa Suínos e Aves	<b>Impacto nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos</b> Dr. Everton de Oliveira - Associação Brasileira de Águas Subterrâneas	<b>Valorização dos resíduos da agroindústria</b> Dra. Morsyleide de Freitas Rosa - Embrapa Agroindústria Tropical

15:00 – 15:20 Apresentação de trabalhos	<b>Estratégias de gestão de dejetos de bovinos com base na co-digestão anaeróbia</b> M.P. Bernal, C. de la Fuente, J.A. Albuquerque, R. Moral	<b>Transporte de bactérias indicadoras por escoamento superficial devido aplicação de água residuária da suinocultura no solo</b> Cosmann, N. J.; Sampaio, S. C.; Pinto, F. G. S.; Palma, D.; Dieter, J., Guerra Jr, J. B.	<b>Qualidade agrônômica de compostos orgânicos provenientes de resíduos agroindustriais</b> Francieli Helena Bernardi; Costa, Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; Luiz Antonio de Mendonça Costa; Marcos Felipe Martins; Mateus Barbosa
15:20 – 15:40	<b>Distribuição de fósforo em solo adubado com dejetos recuperado com fosfato</b> Ariel Szogi; Philip J. Bauer; Matias B. Vanotti	<b>Transporte de nutrientes por escoamento superficial devido aplicação de água residuária da suinocultura no solo</b> Cosmann, N. J.; Sampaio, S. C.; Palma, D.; Dieter, J., Guerra Jr, J. B.	<b>Preparação de compostos a partir de desperdícios agroindustriais</b> Ranferi Maldonado-Torres
15:40 – 16:00	<b>Caracterização química de biofertilizantes de cama de frangos de corte com e sem separação de frações sólidas e líquida biodegradada em anaerobiose</b> Camila Romantini Machado; Airon Magno Aires; Jorge de Lucas Júnior; Ellen Hatsumi Fukayama	<b>Nitrato no solo e perdas por lixiviação em Latossolo Vermelho Distroférico com aplicação de água residuária de suinocultura na cultura da soja</b> Shaiane Dal Maso Lucas; Nathalie C. H. Kessler; Silvio C. Sampaio, Mariana Dal Bosco	<b>Pré-tratamento termoquímico do bagaço da cana-de-açúcar para a produção de açúcares fermentescíveis</b> Francisca Gleyciara Cavalcante Pinheiro; Adriana Guimarães Costa; João Paulo Saraiva Moraes; André Bezerra dos Santos; Sandra Tédde Santaella; Renato Carrhá Leitão
16:00 – 16:15	Intervalo para café		
16:15 – 16:35	<b>Efluente da digestão anaeróbia de dejetos de eqüinos: estratégia de adubação na cultura da soja</b> Tysko, MB. , F Mousegne , O Zabala , M.F de Marotte; A Rolando	Sessão encerrada	<b>Aplicação da fibra de bambu in natura e carvão ativado ósseo como adsorvente na remoção de corante azul de metileno</b> Gustavo Henrique Fidelis Dos Santos, Alvaro Cesar Dias Alves, Patricia Caroline Cervelin, Mauricio Marcelo Senhorim Monarin, Aparecido Nivaldo Módenes, Marcia Teresinha Veit.
16:35 – 16:55	<b>Adubação nitrogenada na forma de cama sobreposta de suíno e seus efeitos na produção de matéria seca e no acúmulo de nutrientes pelo milho</b> Alessandro Vieira Veloso; Alessandro Torres Campos; Matheus Campos Mattioli; Rodrigo César Vasconcelos Santos; Jacqueline Cardoso Ferreira; Felipe Campos Unes Ticle.	Sessão encerrada	<b>Avaliação de diferentes processos de obtenção de concentrado protéico a partir de carne mecanicamente separada (CMS) de pescado Pacu</b> Kauyse Matos Nascimento, Camila Dias de Amorim, Angela Dulce Cavenaghi, Gustavo Graciano Fonseca
16:55 – 17:15	<b>Comportamento de longo prazo do cobre e zinco em solo devido aplicação de água residuária de suinocultura</b> Shaiane Dal Maso Lucas; Naimara Vieira Prado; Silvio César Sampaio	Sessão encerrada	<b>Estudo de compostos de valor agregado presentes no resíduo gerado após o processo de microfiltração do açai</b> Manuela Cristina Pessanha De Araujo Santiago, Andressa moreira de Souza, Ana Cristina Miranda Senna Gouvêa, Ronoel Luiz de Oliveira Godoy, Daniel Simões Couto, Lourdes Maria Corrêa Cabral

17:15 – 17:35	<p><b>Qualidade de biofertilizantes de dejetos de vacas em lactação de sistema semi-intensivo</b></p> <p>Cristiane De Almeida Neves Xavier; Jorge de Lucas Júnior</p>	Sessão encerrada	<p><b>Biophenols como blocos de construção secundários de farelo de trigo</b></p> <p>Leonardo Sett.</p>
17:35 – 17:55	<p><b>Recuperação e utilização de N, P e K pelo feijoeiro em razão de diferentes tipos de cama de frango</b></p> <p>Késia Silva Lourenço; Juliano Corulli Corrêa</p>	Sessão encerrada	<p><b>Alternativas de utilização dos resíduos gerados na indústria produtora de suco de tangerina murcote (<i>Citrus reticulata</i>)</b></p> <p>Priscila de Paula Assis, João Oiano-Neto, Jeane Santos da Rosa, Sidney Pacheco, Andressa Moreira de Souza, Angela Aparecida Lemos Furtado, André Sousa Dutra.</p>



# SUMÁRIO

Manure treatment strategies: an overview.....	21
<i>Xavier Flotats, Albert Magrí</i>	
Sustainable use of organic wastes in agricultural soils.....	29
<i>Nicola Senesi</i>	
Energy production from agro-industry wastes.....	44
<i>Eggermont, B.; Bundervoet, B.; Verstraete, W.</i>	
Sustentabilidade e a agroindústria suinícola no oeste catarinense: uma proposta de gestão econômico-ecológica.....	51
<i>Ademar Ribeiro Romeiro Alexandre Gori Maia, Manoel Justo</i>	
New trends on energy generation using biomass.....	65
<i>Thomas Amon</i>	
Emissão de gases nas atividades pecuárias.....	69
<i>Patrícia Perondi Anção Oliveira, André de Faria Pedroso, Roberto Giolo de Almeida, Sandra Furlan, Luiz Gustavo Barioni, Alexandre Berndt, Paulo Armando Oliveira, Marta Higarashi, Salete Moraes, Lucietta Martorano, Luiz Gustavo Ribeiro Pereira, Marcos Visoli, Maria do Carmo Ramos Fasiabem e Ana H. B. Marozzi Fernandes</i>	
Pesticides residues in the environment: processes.....	77
<i>Jussara Borges Regitano, Eloana Janice Bonfleur</i>	
Gerenciamento de resíduos da agroindústria.....	83
<i>Pedro Carlos Schenini</i>	
Legislação ambiental e desenvolvimento agropecuário e agroindustrial.....	89
<i>Carlos Teodoro José Hugueney Irigaray</i>	
O uso dos resíduos da produção animal como fertilizantes.....	91
<i>Juliano Corulli Corrêa, Vinicius de Melo Benites, Agostinho Rebellatto</i>	
Impacto da agricultura (resíduos e fertilizantes minerais) nos recursos hídricos subterrâneos.....	95
<i>Everton de Oliveira</i>	
Valorização de resíduos da agroindústria.....	98
<i>Rosa, M.F., Souza Filho, M.S.M., Figueiredo, M.C.B., Moraes, J.P.S., Santaella, S.T., Leitão, R.C.</i>	



## MANURE TREATMENT STRATEGIES: AN OVERVIEW

Xavier Flotats<sup>1,2</sup>, Albert Magrí<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*GIRO Technological Centre. Centre IRTA-UPC. Rambla Pompeu Fabra 1, E08100 Mollet del Vallès, Barcelona, Spain*

<sup>2</sup>*Department of Agri-food Engineering and Biotechnology. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Parc Mediterrani de la Tecnologia, Edifici D-4, E08860 Castelldefels, Barcelona, Spain*

### Abstract

A treatment strategy is a combination of processes leading to the fulfillment of a given objective. There are many objectives that could be fitted, such as energy production, nutrients recovery or removal, odors abatement, transportation cost decrease by removing water, etc. Since the problem to be solved depends on livestock production methods, farming density and intensity, the nutrients management planning adopted, and many other local or global constrains, there is not a unique technological strategy suitable for all situations. Although biogas production through anaerobic digestion can fit the objective of renewable energy production, its combination with other processes enhances the global efficiency for many other purposes, such as odors abatement, mineralization, nutrients recovery and partial hygienization, among others, and clearly represents a unitary process to be considered in any sustainable manure treatment strategy.

**Keywords:** anaerobic digestion, emerging pollutants, hygienization, manure treatment technologies, nitrogen removal, nutrients recovery.

### Introduction

Organic wastes which are potentially valuables as fertilizers or soil amendments are resources that need to be managed adequately. According to this simple concept, manure must be handled as a by-product of livestock production and when required processed, just for fitting the objective of an optimal management within the context of the farm and considering local conditionals (Table 1).

A nutrient management planning (NMP) is a set of actions performed to adequate manure production to the demand of quality products for the agricultural soils (Teira-Esmatges and Flotats, 2003). This set of actions must include on-site minimization of volumes and limiting components (i.e.: nutrients, heavy metals, etc.); the enhancement of animal diets and management practices; a fertilization planning depending on available soils and crops characteristics; the analysis of economical costs; and the assessment of feasible treatments, adopted in order to fit the objectives defined by the local constrains and opportunities (Table 1).

**Table 1.** Factors to be considered when designing Nutrient Management Plans (NMP) and possible objectives to be fitted by manure treatments.

---

**Factors to be considered**

---

- Availability of accessible soils and crops to be fertilized
  - Nutritional requirements and productivity of the crops
  - Presence of other competitive/synergic organic fertilizers in the area
  - Mineral fertilizers price
  - Climatic factors
  - Density and intensity of farming
  - Property structure of farms and agricultural lands
  - Distances and transportation costs
  - Energy prices
- 

**Possible objectives of the adopted treatment strategy**

---

- To adjust manure production to seasonal crop requirements
  - Facilitation of transportation by reducing the volume
  - Transformation of manure into valuable products
  - Adjustment of manure composition to the agricultural demand
  - Nutrients recovery
  - Nitrogen removal
  - Removal of easily biodegradable organic matter
  - Hygienization
  - Removal of xenobiotics and other emerging pollutants
  - Production of renewable energy
  - Decreasing gaseous emissions (ammonia, methane and nitrous oxide)
  - Prevention of pollution due to run-off or spillage
- 

The general trend of animal protein production is the concentration and specialization in regional clusters (Hegg, 2008). This fact can become responsible for higher productions of manure than the fertilizing requirements in the area, and to an excess in the availability of nutrients. Problems caused by nutrients surplus have been described profusely (Burton and Turner, 2003). Of increasing concern are emissions to the atmosphere of ammonia and greenhouse gases (GHG), water resources pollution through leaching, and soil accumulation of undesired elements. By the establishment of Good Agricultural Practices, farmers have been prompted to design and follow NMP. This planning can be individual or collective, being the transportation cost and the density and intensity of farming some of the limiting factors for adopting centralized or on-farm treatment strategies (Flotats *et al.*, 2009).

Transportation may become an important bottleneck when planning manure management. In the case of liquid manures, pumping through a pipeline can represent an interesting alternative (Ghafoori *et al.*, 2006; Dauden *et al.*, 2010). Transportation cost also provides a simple criterion to decide when a manure treatment strategy can be adopted. Treatment may become feasible if the global net cost of treatment, transportation and soil application of effluents is less than the cost of transportation and application of raw manure at an adequate nutrients dosage (Campos *et al.*, 2004).



The objective of this work is to overview manure treatment alternatives in the framework of the decision making scheme of a nutrient management planning.

## Treatment technologies

A treatment strategy is a combination of unitary processes leading to the fulfillment of a given objective. Such objective must be determined by applying a NMP methodology and considering local constrains. A clear definition of what a treatment is expected to provide is basic for a successful implementation. There is not a unique technological strategy suitable for all situations and, clearly, there is not a process capable of removing manure. Only nitrogen (N) and carbon (C), besides of water, can be “removed” through the conversion of different N-forms to dinitrogen gas (N<sub>2</sub>), and organic-C to methane (CH<sub>4</sub>) or carbon dioxide (CO<sub>2</sub>). Other components of manure can just be separated or concentrated. Nitrogen is the unique nutrient which can be removed or recovered and, therefore, technological strategies can be classified taking into account this fact (Table 2). There are also other factors in which focusing when planning treating manure, such as odors removal, hygienization, removal of xenobiotic compounds (emerging pollutants), or just energy recovery through anaerobic digestion.

**Table 2.** Technological strategies based on nitrogen management.

	Objective	Comments
<b>Strategies based on nitrogen recovery</b>		
Phases separation	Separating into liquid and solid flows to favor further treatments or managing each separately	Applicable to liquid manures and suspensions
Ammonia stripping and absorption	Nitrogen recovering as a salt or in a liquid solution	Applicable to liquid fractions. Previous anaerobic digestion favours the process
Thermal concentration (vacuum evaporation and drying)	Nutrients concentration to reduce transportation costs	Evaporation can be applied to liquid fractions and drying to concentrates and raw manures. Previous anaerobic digestion favours the process
Ammonium salts precipitation (struvite)	Nitrogen recovering as ammonium-phosphate salt	Applicable to liquid fractions Previous anaerobic digestion favours the process
Composting	Nitrogen recovering in organic form	Ammonia losses by volatilization should be prevented
<b>Strategies based on nitrogen removal</b>		
Nitrification-denitrification (NDN)	Nitrogen removal by ammonium oxidation to nitrite/nitrate and further reduction to N <sub>2</sub>	Applicable to liquid fractions. Biodegradable organic matter is required for denitrification
Partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation (PN-anammox)	Nitrogen removal by partial ammonium oxidation to nitrite and further reduction to N <sub>2</sub>	Applicable to liquid fractions. No requirements of organic matter. Less energetic requirements than conventional NDN

Use of tools concerning Life Cycle Assessment (LCA) can provide new insights and help in objective discussion of the advantages and disadvantages of a given management model including treatments (Lopez-Ridaura *et al.*, 2009; Prapasongsa *et al.*, 2010). In this

kind of analysis it is necessary to consider all significant impacts to decide the best management option taking into account local issues and also climatic conditions (Sommer *et al.*, 2010). Clearly treatment cost, including capital investment and operation, is also a main factor that will be considered by livestock producers before making any decision.

### **Strategies dealing with nutrients balance**

Phase separation can be used as a simple method to enhance manure management capability. It allows separating manure into a solid fraction, which can be composted on-farm, transported to farther distances or delivered to a centralized composting plant, and a liquid fraction, which can be used in the nearby lands by means of irrigation systems or further processed (Burton, 2007). Separation efficiency can be enhanced by using flocculant agents (Campos *et al.*, 2008), or by shortening the storage time of the raw manure (Kunz *et al.*, 2009).

N-recovery by means of stripping-absorption (Bonmatí and Flotats, 2003a), by thermal concentration (Bonmatí and Flotats, 2003b) or by ammonium and phosphate salt precipitation -struvite-, takes benefit from a previous anaerobic digestion step. The higher the organic mineralization achieved during digestion, the higher the quality of outflows. A favorable market for the commercialization of recovered products (Rulkens *et al.*, 1998) and energy prices encouraging anaerobic digestion are essential for successful practical application. At the moment there exist successful experiences of evaporation and concentration at farm scale (Melse and Verdoes, 2005) and large scale (Palatsi *et al.*, 2005). Several unsuccessful centralized experiences in the past reported as limiting factors the high operational costs, the lack of an adequate financial and organizational framework and the need of a well established network for the distribution of the products obtained.

N-removal through nitrification-denitrification (NDN) is a well-known process which has already been implemented mainly at individual scale to successfully deal with N-surpluses (Béline *et al.*, 2008; Vanotti *et al.*, 2009). Availability of biodegradable organic carbon is a key factor when combining this process with an anaerobic digestion step (Deng *et al.*, 2007; Bortone *et al.*, 2009). Optimization of the process can be achieved by avoiding formation of nitrate (Magrí and Flotats, 2008; Anceno *et al.*, 2009). Reductions in gaseous emissions of ammonia and GHG are also attainable in comparison to traditional management practices based on manure storage before land spreading (Loyon *et al.*, 2007; Vanotti *et al.*, 2008). New totally autotrophic N-removal approaches based on the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process represent a promising treatment alternative (Karakashev *et al.*, 2008; Magrí *et al.*, 2010). This process implies significant reductions on oxygen needs during nitrification (60% less), no requirements of organic-C and the possibility of working with more compact reactors at higher loading rates.

Ammonium and phosphate from liquid manures can be precipitated together forming struvite (Uludag-Demirer *et al.*, 2005; Çelen *et al.*, 2007). Also, phosphorus can be precipitated as calcium phosphate (Szogi and Vanotti, 2009). Once precipitated, both minerals can be converted into a valuable product. In order to reduce consumption of reagents to increase the pH, strategies such as CO<sub>2</sub> stripping (Fattah *et al.*, 2010) or nitrification (Szogi and Vanotti, 2009) can be applied.

### **Treatments dealing with hygienization**

There is an epidemiologic risk when managing manure linked to the possible transmission of zoonotic agents to other animals or the contamination of the human food chain (Venglovsky *et al.*, 2009). Manure contains enteric microorganisms, a small percentage of which are pathogens, some of them being obligate parasites so that they can no more multiply outside of their hosts. Generally speaking, the higher the temperature and storage/treatment time, the lower the survival of bacterial pathogens. However, besides pathogen bacteria there are also parasitic protozoa and spore-forming bacteria much less sensitive to the temperature. Viruses seem to be more resistant to inactivation than bacteria (Turner and Burton, 1997).

A temperature-time criterion of 70°C for 1h has been stated as a minimum for specific thermal treatments prompting reductions equivalent to 4- $\log_{10}$  units, although it could be excessive for certain pathogens and low for others (Heinonen-Tanski *et al.*, 2006). The composting process requires of thermophilic temperatures during the decomposition phase, favoring manure hygienization, although high variability of operational conditions and the lack of monitoring (especially in rural facilities) can make discussable the effectiveness of the process (Martens and Böhm, 2009). Although pathogens reduction exists in both mesophilic and thermophilic anaerobic reactors, in the first case it is quite lower. Aerobic digestion of liquid manures in self-heated thermophilic bioreactors (ATAD) has been proposed as effective for hygienization (Juteau *et al.*, 2004), although with high electrical power requirements for transferring oxygen. NDN processes are relatively efficient for the reduction of pathogens. In this sense, Vanotti *et al.* (2009) obtained 2.6- $\log_{10}$  reduction through such treatment, increasing to 4- $\log_{10}$  units in a subsequent stage running at pH of 9.5 for the recovery of phosphorus as calcium phosphate.

### **Treatments dealing with emerging pollutants and xenobiotic compounds**

Xenobiotics are human-made chemicals that are unnaturally present in the environment and that could cause environmental and sanitary problems. In the case of livestock industry, there are special concern compounds such as antibiotics and hormones due to the routinely use in farms. Such substances are not completely absorbed by animal bodies and thus excreted as parent compounds or metabolites (Kemper, 2008). Release of antibiotics to the environment is of considerable concern because it may lead to the development of antibiotic-resistant bacteria (Chee-Sanford *et al.*, 2009). Numerous xenobiotics are susceptible of photodegradation, which can occur at the surface of manure in storage facilities, and at the soil-atmosphere interface once manure is applied to soil. Nevertheless, sorption phenomena protect xenobiotics against photolysis and other potential degraders (Jjemba, 2002). Hydrolysis can be another degradation pathway (Chee-Sanford *et al.*, 2009) being highly influenced by temperature, pH and the molecular composition of chemical compounds. Generally, the degradation of most xenobiotics is faster and more complete under aerobic as compared to anaerobic conditions (Thiele-Bruhn, 2003). Antibiotics also can negatively affect bioprocesses performance when processing manure (Álvarez *et al.*, 2010). More research is needed in this field.

## Finals remarks

The adoption of a manure treatment technology must be the result of a strategy defined to solve a problem posed by a nutrient management planning or other restrictions, such as hygienization requirements. Although energy production by anaerobic digestion can be an objective by itself, it must be taken into account that this process offers other technical advantages, such as odors abatement (Wilkie, 1998), greenhouse gasses emission mitigation, decrease of manure viscosity and particle size, decrease of weed seeds contents in digested manure and mineralization, which also favors the efficiency of many other processes dealing with nutrients recovery, or with the N-removal when combined with the autotrophic anaerobic ammonium oxidation process.

## References

- Álvarez J. A., Otero L., Lema J. M. and Omil F. (2010). The effect and fate of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource Technology*, **101**(22), 8581-8586.
- Anceno A. J., Rouseau P., Béline F., Shipin O. V. and Dabert P. (2009). Evolution of N-converting bacteria during the start-up of anaerobic digestion coupled biological nitrogen removal pilot-scale bioreactors treating high-strength animal waste slurry. *Bioresource Technology*, **100**(14), 3678-3687.
- Béline F., Daumer M. L., Loyon L., Pourcher A. M., Dabert P., Guiziou F. and Peu P. (2008). The efficiency of biological aerobic treatment of piggery wastewater to control nitrogen, phosphorus, pathogen and gas emissions. *Water Science and Technology*, **57**(12), 1909-1914.
- Bonmatí A. and Flotats X. (2003a). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*, **23**(3), 261-272.
- Bonmatí A. and Flotats X. (2003b). Pig slurry concentration by vacuum evaporation: influence of previous mesophilic anaerobic digestion process. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **53**(1), 21-31.
- Bortone G. (2009). Integrated anaerobic/aerobic biological treatment for intensive swine production. *Bioresource Technology*, **100**(22), 5424-5430.
- Burton C. H. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livestock Science*, **112**(3), 208-216.
- Burton C. H. and Turner C. (2003). *Manure Management: Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. Silsoe Research Institute. 2nd ed. Wrest Park, Silsoe, Bedford, UK.
- Dauden A., Teresa M., Siegler C., Herrero E., Burton C. and Guiziou F. (2010). Local pipeline transport for the environmentally and economically sustainable management of piggery slurry. In: Cordovil C. M. d. S. and Ferreira L. (eds.). *Treatment and Use of Organic Residues in Agriculture: Challenges and Opportunities towards Sustainable Management*. 14<sup>th</sup> Ramiran Conference. Lisbon, Portugal (in CD-Rom).
- Deng L., Cai C. and Chen Z. (2007). The treatment of pig slurry by a full-scale anaerobic-adding raw wastewater-intermittent aeration process. *Biosystems Engineering*, **98**(3), 327-334.
- Campos E., Almirall M., Mtnes-Almela J., Palatsi J. and Flotats X. (2008). Feasibility study of the anaerobic digestion of dewatered pig slurry by means of polyacrylamide. *Bioresource Technology*, **99**(2), 387-395.
- Campos E., Illa J., Magrí A., Palatsi J., Sole-Mauri F. and Flotats X. (2004). *Guía de los Tratamientos de las Deyecciones Ganaderas*. Generalitat de Catalunya (in Spanish). Internet: <[http://www.arc-cat.net/altres/purins/guia/pdf/guia\\_dejeccions.pdf](http://www.arc-cat.net/altres/purins/guia/pdf/guia_dejeccions.pdf)> (accessed April 2008).
- Chee-Sanford J. C., Mackie R. I., Koike S., Krapac I. G., Lin Y. -F., Yannarell A. C., Maxwell S. and Aminov R. I. (2009). Fate and transport of antibiotic residues and antibiotic resistance genes following land application of manure waste. *Journal of Environmental Quality*, **38**(3), 1086-1108.

- Çelen I., Buchanan J. R., Burns R. T., Robinson R. B. and Raman D. R. (2007). Using a chemical equilibrium model to predict amendments required to precipitate phosphorus as struvite in liquid swine manure. *Water Research*, 41(8), 1689-1696.
- Fattah K. P., Zhang Y., Mavinic D. S. and Koch F. A. (2010). Use of carbon dioxide stripping for struvite crystallization to save caustic dosage: performance at pilot scale operation. *Canadian Journal of Civil Engineering* 37(9), 1271-1275.
- Flotats X., Bonmatí A., Fernández F. and Magrí A. (2009). Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource Technology*, 100(22), 5519-5526.
- Ghafoori E., Flynn P. C. and Feddes J. J. (2006). Pipeline vs. truck transport of beef cattle manure. *Biomass and Bioenergy*, 31(2-3), 168-175.
- Hegg R. (2008). Manure management in North America: management and future trends. In: Magrí A., Prenafeta-Boldú F. X. and Flotats X. (eds.). *Libro de Actas del I Congreso Español de Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas*. Barcelona, Spain. pp. 3-10.
- Heinonen-Tanski H., Mohaibes M., Karinen P. and Koivunen J. (2006). Methods to reduce pathogen microorganisms in manure. *Livestock Science*, 102(3), 248-255.
- Jjemba P. K. (2002). The potential impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1-3), 267-278.
- Juteau P., Tremblay D., Ould-Moulaye C. -B., Bisailon J. -G. and Beaudet R. (2004). Swine waste treatment by self-heating aerobic thermophilic bioreactors. *Water Research*, 38(3), 539-546.
- Karakashev D., Schmidt J. E. and Angelidaki I. (2008). Innovative process scheme for removal of organic matter, phosphorus and nitrogen from pig manure. *Water Research*, 42(15), 4083-4090.
- Kemper N. (2008). Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. *Ecological Indicators*, 8(1), 1-13.
- Kunz A., Steinmetz R. L. R., Ramme M. A. and Coldebella A. (2009). Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. *Bioresource Technology*, 100(5), 1815-1818.
- Lopez-Ridaura S., van der Werf H., Paillat J. M. and Le Bris B. (2009). Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1296-1304.
- Loyon L., Guiziou F., Beline F. and Peu P. (2007). Gaseous emissions (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>) from the aerobic treatment of piggery slurry - comparison with a conventional storage system. *Biosystems Engineering*, 97(4), 472-480.
- Magrí A. and Flotats X. (2008). Modelling of biological nitrogen removal from the liquid fraction of pig slurry in a sequencing batch reactor. *Biosystems Engineering*, 101(2), 239-259.
- Magrí A., Vanotti M. B. and Szogi A. A. (2010). Anammox treatment of swine wastewater using immobilized technology. In: Cordovil C. M. d. S. and Ferreira L. (eds.). *Treatment and Use of Organic Residues in Agriculture: Challenges and Opportunities towards Sustainable Management*. 14<sup>th</sup> Ramiran Conference. Lisbon, Portugal (in CD-Rom).
- Martens W. and Böhm R. (2009). Overview of the ability of different treatment methods for liquid and solid manure to inactivate pathogens. *Bioresource Technology*, 100(22), 5374-5378.
- Melse R. W. and Verdoes N. (2005). Evaluation of four farm-scale systems for the treatment of liquid pig manure. *Biosystems Engineering*, 92(1), 47-57.

Palatsi J., Campos-Pozuelo E., Torres M., Porras S. and Flotats X. (2005). Full-scale combination of anaerobic digestion and concentration by evaporation in *Garrigues* (Lleida, Spain): evaluation after 2 years of operation. In: Bernal M. P., Moral R., Clemente R. and Paredes C. (eds.). *Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*. 11<sup>th</sup> Ramiran Conference. Murcia, Spain. Vol. II, pp. 155-158.

Prapasongsa T., Christensen P., Schmidt J. H. and Thrane M. (2010). LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. *Journal of Cleaner Production*, **18**(14), 1413-1422.

Rulkens W. H., Klapwijk A. and Willers H. C. (1998). Recovery of valuable nitrogen compounds from agricultural liquid wastes: potential possibilities, bottlenecks and future technological challenges. *Environmental Pollution*, **102**(S1), 727-735.

Sommer S. G., Olesen J. E., Petersen S. O., Weisbjerg M. R., Valli L., Rodhe L. and Béline F. (2010). Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology*, **15**(12), 2825-2837.

Szogi A. A. and Vanotti M. B. (2009). Removal of phosphorus from livestock effluents. *Journal of Environmental Quality*, **38**(2), 576-586.

Teira-Esmatges M. R. and Flotats X. (2003). A method for livestock waste management planning in NE Spain. *Waste Management*, **23**(10), 917-932.

Thiele-Bruhn S. (2003). Pharmaceutical antibiotic compounds in soils - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **166**(2), 145-167.

Turner C. and Burton C. H. (1997). The inactivation of viruses in pig slurries: a review. *Bioresource Technology*, **61**(1), 9-20.

Uludag-Demirer S., Demirer G. N. and Chen S. (2005). Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. *Process Biochemistry*, **40**(12), 3667-3674.

Vanotti M. B., Szogi A. A., Millner P. D. and Loughrin J. H. (2009). Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. *Bioresource Technology*, **100**(22), 5406-5416.

Vanotti M. B., Szogi A. A. and Vives C. A. (2008). Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. *Waste Management*, **28**(4), 759-766.

Venglovsky J., Sasakova N. and Placha I. (2009). Pathogens and antibiotic residues in animal manures and hygienic and ecological risks related to subsequent land application. *Bioresource Technology*, **100**(22), 5386-5391.

Wilkie, A.C. (1998). Anaerobic Digestion of Livestock Wastes: A Suitable Approach to Odor Abatement. The North Carolina 1998 Pork Conference and Beef Symposium; Raleigh, North Carolina. North Carolina Pork Council, pp. 5-16.

## SUSTAINABLE USE OF ORGANIC WASTES IN AGRICULTURAL SOILS

**Nicola Senesi**

*Dipartimento di Biologia e Chimica Agroforestale e Ambientale - Università di Bari, Bari, Italia  
Via G. Amendola 165/A - 70126 – Bari – Itália -E-mail: senesi@agr.uniba.it*

### Introduction

Soil organic matter (SOM) comprises a wide variety of organic components which are generally grouped in classes of different chemical composition and reactivity, and in pools of different biological activity and stability. SOM is universally recognized to be among the most important factors responsible of soil fertility, crop production, and land protection from contamination, degradation, erosion and desertification, especially in semiarid and arid areas. The amount and quality of SOM are based on delicate equilibria that are a function of several ecopedological, climatic, and intrinsic soil factors, as well as of the anthropic impact. In particular, the natural input of plant, animal, and microbial residues, adequate crop management practices (e.g., reduced tillage, cover crops, prescribed grazing, and high biomass rotations), and organic amendment all contribute to the conservation and possible increase of SOM content. Many factors impact soil quality, but SOM deserve special attention due to its relevant role in almost all soil chemical, physical, and biological properties, equilibria and processes. In the context of physical properties, SOM is able to bind mineral particles together thus promoting a good soil structure, improving aeration and moisture retention, and reducing severity of water and wind erosion, compaction, flood and drought. As it regards chemical properties, SOM contributes markedly to the soil acid-base buffering capacity, represents an important source of macro- and micronutrients for plants, and is able to interact with organic and inorganic xenobiotics introduced into soil.

Humic substances (HS), and especially their humic acid (HA) fractions, are the most abundant and important constituents of non-living SOM. The estimated level of soil organic carbon (SOC) on the earth surface occurring as HS is  $30 \times 10^{14}$  Kg. In particular, approximately 60-70 % of the total SOC has been estimated to occur in HS. These substances consist of a physically and chemically heterogeneous mixture of relatively high-molecular weight, yellow to black organic compounds of mixed aliphatic and aromatic nature, formed by secondary synthesis reactions (humification) of products of the microbial and chemical decay and transformations of biomolecules released from organisms into the surrounding environment both during life and after death (*Senesi and Loffredo, 1999*). The HS are universally recognized as the most relevant and chemically, biologically and physically active components of SOM thanks to their typical composition, macromolecular structure, polyfunctionality, surface properties, presence of multiple reactive sites, variable sizes and shapes, and intrinsic porosity. Humic substances contribute substantially in improving the global soil fertility status by exerting, besides several general fertility functions that they possess in common to other SOM pools and soil components, a number of functions which are specific and typical of 'humified' SOM. These include, among others, slow release of nutrients such as N, S, and P, high cation exchange capacity and pH buffer capacity, and extended interactions with micronutritive and/or microtoxic metal ions. Further, several studies have demonstrated that HS are able to interact efficiently with various organic pollutants (OPs) in soil through various mechanisms and processes, among which the most important is adsorption, and that this action is increased markedly upon addition to soil of organic amendments rich in HS, such as composts.

Crop residues and animal manures have traditionally been applied to soil as a means for maintaining and increasing SOM content and related fertility functions. In recent years the intensive cropping of SOM-rich soils with consequent SOM depletion, the necessity to enhance crop production of intrinsically SOM-poor soils, and the need to protect soils from degradation and/or erosion has urged a series of efforts in finding alternative practices aiming to restore and/or improve SOM content and functions. As a result, recycling as soil organic amendment of the large amounts of organic residues and wastes, such as sewage sludges, municipal solid wastes, food industry byproducts and refuses, wood processing wastes, and agricultural crop residues derived from a wide variety of anthropic activities, has become a very popular and efficient agricultural practice. However, organic waste materials are rarely applied to the soil in the 'fresh' or 'raw' state. Generally, they are properly processed previous to soil application in order to obtain a mature and stabilized organic material in which the humification process typically occurring under natural soil conditions has developed to an adequate degree producing HA-like materials. In particular, the amount and quality of HA-like components in an organic amendment are considered as important indicators of its maturity and stability and a guarantee for a safe impact and successful performance in soil.

Several concerns have been raised on the environmental safety and agronomic appropriateness and efficiency of organic waste use as soil amendment. Most studies have been conducted with the aim of evaluating their effects on total and available amount of fertilizer elements added to soil, phytotoxic hazard to crops, potential modifications of soil microbial populations and activities, and effects of toxic trace metals and organic chemicals on crops and waters. Further, much attention has been paid recently to the effects that organic amendment may have on the chemical status, environmental role and fertility functions of native HAs. However, a limited number of investigations have dealt with the analytical and molecular properties of HA-like components in organic amendments and on the short-, mid- and long-term effects of these additions on the status and quality of indigenous soil HS.

The main objectives of this presentation are to provide a brief overview of some previously published representative data of the effects of some widely used organic amendments on the composition, molecular structure, chemical functionalities and reactivity of native soil HA

### **Properties of HA-like components of organic amendments and HAs of amended soils**

Tables 1 and 2 list some representative literature-available compositional, functional and chemical data, and Figures 1, 2, 3, 4, and 5 show some representative Fourier transform infrared (FTIR), emission, excitation, and synchronous scan fluorescence, and <sup>13</sup>C nuclear magnetic resonance (NMR) spectra of HAs isolated from various, widely used organic amendments and corresponding amended and unamended native soils (*Brunetti et al., 1994; Garcia-Gil et al., 2000; La Ghezza et al., 2000; Plaza et al., 2000, Soler Rovira et al., 2002*).

Data obtained indicate that the composition, functionalities, and other structural, chemical and spectroscopic properties of HA-like components of organic amendments are generally quite different from those of native soil HAs (*Senesi, 1989; Senesi et al., 1996*). With few exceptions, these HA-like substances generally exhibit C, H, N and S contents and C/N ratio higher, and O and acidic functional group contents, C/H and O/H ratios and



organic free radical concentration lower than the corresponding values of native soil HAs (Tables 1 and 2). The  $E_4/E_6$  ratio and relative fluorescence intensity values are variable as a function of the nature and origin of the organic amendment.

The FTIR spectra of HA-like substances in organic amendments (Figure 1) are typically characterized by relatively more intense absorptions of aliphatic groups (at about 2920, 2850 and 1460  $\text{cm}^{-1}$ ), amide carbonyl groups (amide I at about 1660  $\text{cm}^{-1}$  and amide II at 1560-10  $\text{cm}^{-1}$ ), and often polysaccharide structures (at 1040-30  $\text{cm}^{-1}$ ), and less intense absorptions of carbonyl and carboxyl groups (at 1710-20  $\text{cm}^{-1}$ ), than those of native soil HAs.

Fluorescence spectra of organic-amendment HAs (Figures 2, 3, 4) generally show: (a) an emission maximum at a wavelength much lower (445-465 nm) than that typical of native soil HAs (> 500 nm); (b) more intense excitation peaks at short and intermediate wavelengths (335/355 and about 390 nm, respectively) and less intense peaks at long wavelength (430/440 nm), with respect to those of native soil HAs; and (c) several synchronous-scan peaks and shoulders with a relative intensity decreasing with increasing wavelength, with respect to the single, broad peak at about 475 nm generally shown by native soil HAs.

These results are confirmed by  $^{13}\text{C}$ -NMR spectra that show more pronounced signals in the aliphatic portion (<110 ppm) than in the aromatic (135-155 ppm) portions for HAs in organic amendments with respect to native soil HAs (Figure 5).

The results described above, together with additional evidence obtained by other analytical methods indicate that HA-like components of organic amendments are generally characterized by a higher aliphatic character and molecular heterogeneity, lower amount of O-containing and acidic functional groups, and lower degrees of aromatic polycondensation and humification than native soil HAs. The extent of the difference between properties of HAs in organic amendments and the corresponding properties in native soil HAs depend substantially on the origin and nature of the amendment.

The comparison of the compositional, chemical and physico-chemical data of the HAs isolated from amended soils, the corresponding unamended soils and amendments used allows the evaluation of the type and extent of the effects of organic amendment on native soil HAs. The elemental and functional group composition and the other chemical and physico-chemical properties of HAs from amended soils are affected in different ways and at various extent on dependence of the nature, origin, and application rate of the amendment. In most cases, organic amendment affects slightly C and H contents, C/H and O/C ratios and  $E_4/E_6$  ratio, but determines an increase of S contents and a decrease of acidic functional groups contents and organic free radical concentration of soil HAs (Tables 1 and 2). Changes are also measured for the N and O contents, C/N ratio and RFI of amended soil HAs, with respect to the corresponding native soil HAs, but these vary on dependence of the type and rate of amendment used (Tables 1 and 2).

The FTIR spectra of amended soil HAs feature an increased relative intensity of the bands ascribed to aliphatic groups (at about 2920, 2850 and 1460  $\text{cm}^{-1}$ ), amidic C=O (1660 and 1560-10  $\text{cm}^{-1}$ ), and polysaccharide components (1040-30  $\text{cm}^{-1}$ ), with respect to native soil HA (Figure 1). The effect of organic amendment also results in a slight shift to lower wavelength of the fluorescence emission maximum, and in a slightly increased relative intensity of excitation and synchronous peaks and shoulders in the low and intermediate wavelength region of the amended-soil HAs, with respect to the corresponding native soil HAs (Figures 2, 3, 4). The NMR spectra of amended-soil HAs exhibit more pronounced signals in the aliphatic region (<110 ppm) than native soil HA (e.g., Figure 5). In general,

these properties are intermediate between those of unamended soil HAs and the amendment HAs. However, they generally resemble more the former than the latter, especially with increasing time after amendment application.

In conclusion, aliphatic, polysaccharide and lignin structures and S- and N-containing groups of the HA-like components of the organic amendment can be partially incorporated into native soil HA determining modifications at various extent of its composition, structure and chemistry. However, with increasing time after amendment application to soil the observed compositional, structural and chemical modifications occurred in amended soil HAs become less and less apparent with a clear trend to approach the molecular properties typical of native soil HA. This is an important result that support the fundamental objective of recycling partially humified organic waste materials as beneficial soil amendments.

### **Novel performances as natural nanoparticles of organic amendments in soil**

Nowadays, manufactured (or synthetic) nanoscale materials (nanoparticles, NP) are increasingly used, or proposed to be used, for soil decontamination by adsorption/trapping of various OPs. This, thanks to their appropriate average dimensions (ranging from 1 to 100 nm), high porosity and hydrophobic surfaces. However, the ascertained toxicity to organisms of these engineered NPs is posing increasing serious concerns for human and environmental exposure. Based on the intrinsic chemical and physical properties of HS, including the average size (from about 1 nm to 1000 nm) and the typical cross-linked spatial networks containing highly-branched polymer chains exhibiting fractal features, HS can be qualified as natural NPs in the environment.

Some comparative results are discussed on the adsorption efficiency of two very common OPs, the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) pyrene and fenantrene, on four different soils with various content of SOM and different texture and chemical properties and on the same soils added with either 5% of the NP fullerene (F), or 1% of a compost (C), or 1% of a humic acid from this compost (HAC). Some examples of adsorption isotherms measured and distribution coefficients calculated for pyrene are shown in Figures 6-11.

Results show that: (a) in any case, the adsorption data best fit into a Langmuir-type isotherm, which means that a maximum of adsorption, i.e., saturation, is reached by filling all available vacant sites; (b) as expected, the adsorption capacity for the two PAHs of the three soils, either in the absence or the presence of compost or fullerene, is a function of their original content in SOM; (c) for any soil, the values of adsorption distribution coefficients for pyrene and fenantrene, which are an indication of the adsorption capacity of the substrate for the PAHs, increase in the order: original soil < soil+fullerene < soil+compost. These results indicate that the content of native SOM is the most important factor influencing the adsorption capacity of soil for PAHs. The addition of either a source of HS, such as compost, or an engineered NP, such as fullerene, is able to enhance at various extent the adsorption capacity of soil for PAHs. More important, the HS-rich compost appears more efficient than fullerene in enhancing the adsorption capacity of soil for pyrene. Thus, the compost amendment practice could be preferred to the application of engineered NPs to soil for OP remediation purposes.

## References

- Brunetti, G., Senesi, N., Albanese, M. & Miano, T.M. 1994. Effetti dell'ammendamento con fanghi urbani di depurazione sulle proprietà degli acidi umici del terreno. In: *Atti XI Conv. SICA, Cremona 1993*, Patron Editore, Bologna, pp: 40-49.
- Garcia-Gil, J.C., Plaza, C., Brunetti, G., D'Orazio, V., Senesi, N. & Polo, A. 2000. Effects of municipal solid waste compost application on chemical and spectroscopic properties of soil humic acids. *Proc. 10th Int. Meeting of IHSS, Toulouse, July 2000*, 1, 187-190.
- La Ghezza, V., Lee, G.S.H., Brunetti, G., Senesi, N. & Wilson, M.A. 2000. Spectroscopic characterization of humic acids-like extracted from different kinds of organic amendments. *Proc. 10th Int. Meeting of IHSS, Toulouse, July 2000*, 1, 125-128.
- MacCarthy, P., Clapp, C.E., Malcolm, R.L. & Bloom, P.R. 1990. *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings*. ASA-CSSA-SSSA Publ., Madison, USA.
- Plaza, C., Garcia-Gil, J.C., D'Orazio, V., Brunetti, G., Senesi, N. & Polo, A. 2000. Chemical and spectroscopic characterization of humic acids isolated from soils treated with pig slurry. *Proc. 10th Int. Meeting of IHSS, Toulouse, July 2000*, 1, 183-186.
- Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizers. *The Science of the Total Environment*, **81/82**, 521-542.
- Senesi, N. & Loffredo, E. 1999. The chemistry of soil organic matter. In: *Soil Physical Chemistry*, 2nd edn (ed Sparks D.L.), CRC Press, Boca Raton, pp: 239-370.
- Senesi, N., Miano, T.M. & Brunetti, G. 1996. Humic-like substances in organic amendments and effects on native soil humic substances. In: *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems* (ed Piccolo A.), Elsevier, Amsterdam, pp: 531-593.

**Table 1.** Elemental composition and atomic ratios of humic acids isolated from various amendments and corresponding unamended and amended soils.

Origin of	C	H	N	S	O	C/N	C/H	O/C
humic acids	g Kg <sup>-1</sup>					atomic ratios		
SS+WC compost <sup>a</sup>	586	79	69	16	250	9.9	0.6	0.3
Unamended soil <sup>a</sup>	557	52	47	6	338	13.7	0.9	0.5
SS+WS-amended soil <sup>a</sup>	586	70	63	17	263	10.8	0.7	0.3
MSW Compost <sup>b</sup>	560	73	75	7	285	8.7	0.6	0.4
Unamended soil <sup>b</sup>	512	72	52	6	359	11.4	0.6	0.4
MSW-amended soil <sup>b</sup>	572	73	69	12	274	9.7	0.7	0.4
Cattle manure <sup>c</sup>	552	63	43	7	335	14.9	0.7	0.5
Unmanured soil <sup>c</sup>	551	54	47	4	344	13.8	0.8	0.5
Manured soil <sup>c</sup>	545	56	45	5	349	14.2	0.8	0.5
Pig slurry <sup>d</sup>	627	94	52	13	213	14.1	0.6	0.3
Unamended soil <sup>d</sup>	566	49	48	3	334	13.8	1.0	0.4
Slurry-amended soil <sup>d</sup>	569	46	43	5	338	15.6	1.0	0.4
AFI sludge <sup>e</sup>	556	81	53	19	279	10.1	0.6	0.4
Unamended soil <sup>e</sup>	551	58	54	6	342	11.9	0.8	0.5
AFI sludge-amended soil <sup>e</sup>	539	59	53	7	342	11.8	0.8	0.5

<sup>a</sup> Soler Rovira et al. (2002); SS+WC: sewage sludge (biologically treated and aerobically stabilized) + wood chips composted at a ratio 2:1 for one year; sandy loam soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of SS+WS compost.

<sup>b</sup> Garcia-Gil et al. (2000); MSW: municipal solid waste; sandy loam soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of MSW compost.

<sup>c</sup> La Ghezza et al. (2000); sandy loam soil amended with 7 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of cattle manure for 30 years.

<sup>d</sup> Plaza et al. (2000); sandy loam soil amended with 90 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of pig slurry (dry matter, 20 Kg m<sup>-3</sup>) for 3 years.

<sup>e</sup> La Ghezza et al. (2000); AFI: agro-food industry sludge originated from aerobic digestion of effluents from a fruit-vegetable preserve industry; silty-clay soil amended with 2 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> twice a year for 3 years.

**Table 2.** Acidic functional group contents, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> ratios, organic free radical concentration (FRC), and relative fluorescence intensity (RFI) of humic acids isolated from various amendments and corresponding unamended and amended soils.

Origin of humic acids	COOH	Phenolic OH mmol g <sup>-1</sup>	Total acidity	E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub> ratio	FRC Spin g <sup>-1</sup> (x 10 <sup>17</sup> )	RFI Arbitrary units
SS+WC compost <sup>a</sup>	1.5	7.6	9.0	2.8	0.32	10.9
Unamended soil <sup>a</sup>	1.6	9.1	10.7	8.0	3.33	7.1
SS+WS-amended soil <sup>a</sup>	1.7	7.8	9.5	7.4	0.46	7.1
MSW Compost <sup>b</sup>	1.5	2.8	4.3	6.9	nd <sup>f</sup>	nd
Unamended soil <sup>b</sup>	1.6	5.8	7.4	4.8	nd	nd
MSW-amended soil <sup>b</sup>	1.9	3.9	5.8	5.2	nd	nd
Cattle manure <sup>c</sup>	2.1	2.7	4.8	8.5	0.27	5.9
Unmanured soil <sup>c</sup>	3.1	3.7	6.8	6.6	1.11	9.5
Manured soil <sup>c</sup>	2.8	3.0	5.8	7.0	0.77	9.4
Pig slurry <sup>d</sup>	2.5	2.2	4.7	4.0	nd	7.3
Unamended soil <sup>d</sup>	2.9	4.8	7.7	4.9	nd	6.6
Slurry-amended soil <sup>d</sup>	3.3	4.0	7.3	4.7	nd	1.9
AFI sludge <sup>e</sup>	1.6	9.0	10.7	2.1	0.15	5.1
Unamended soil <sup>e</sup>	2.7	10.4	13.1	6.5	1.21	9.4
AFI sludge-amended soil <sup>e</sup>	2.5	6.1	8.6	6.8	1.02	6.9

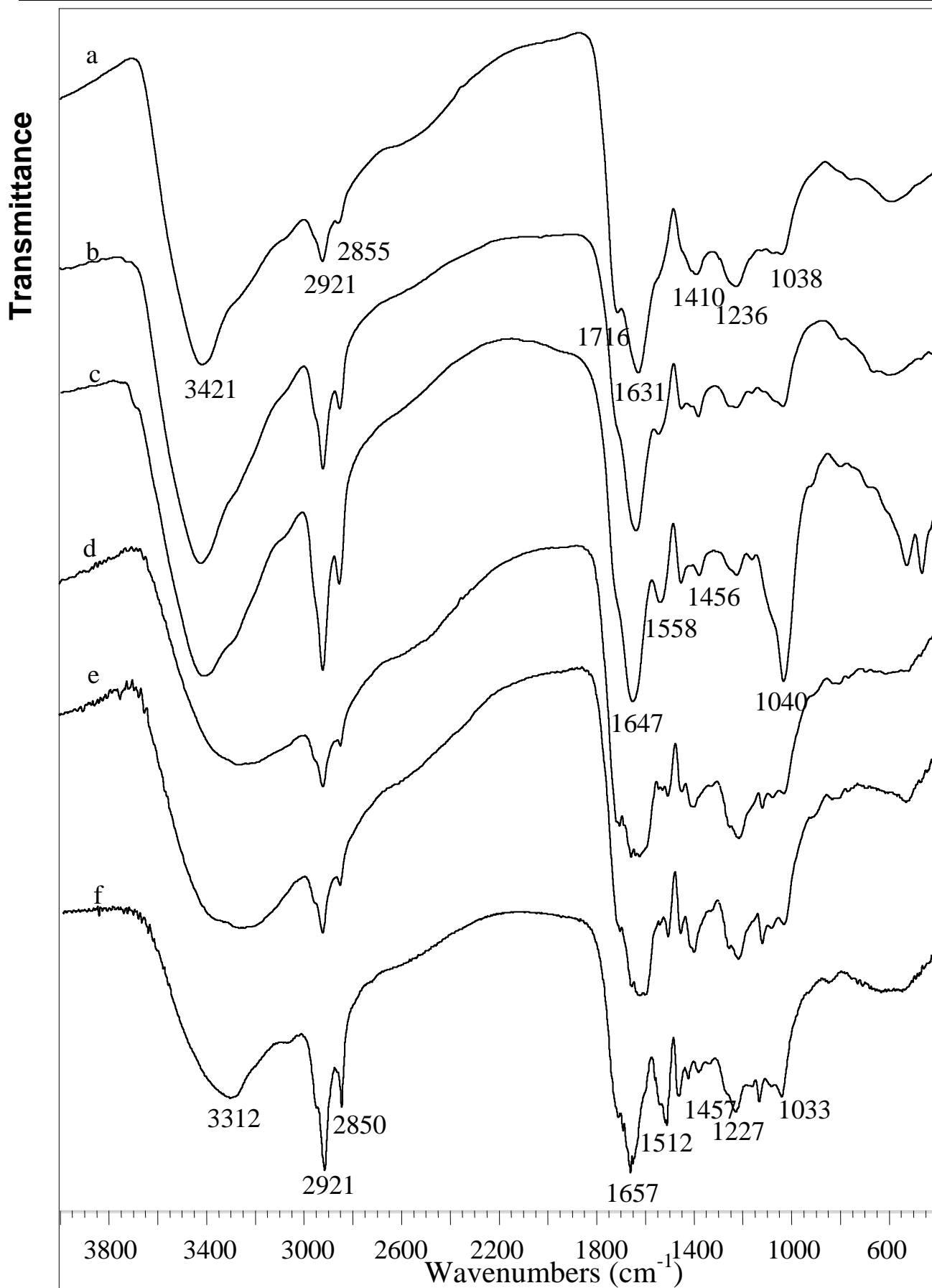
<sup>a</sup> Soler Rovira et al. (2002); SS (biologically treated and aerobically stabilized) + wood chips (WC) composted 2:1 for 1 year; sandy loam soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of SS+WC compost.

<sup>b</sup> Garcia-Gil et al. (2000); MSW: municipal solid waste; sandy loam soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of MSW compost.

<sup>c</sup> La Ghezza et al. (2000); sandy loam soil amended with 7 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of cattle manure for 30 years.

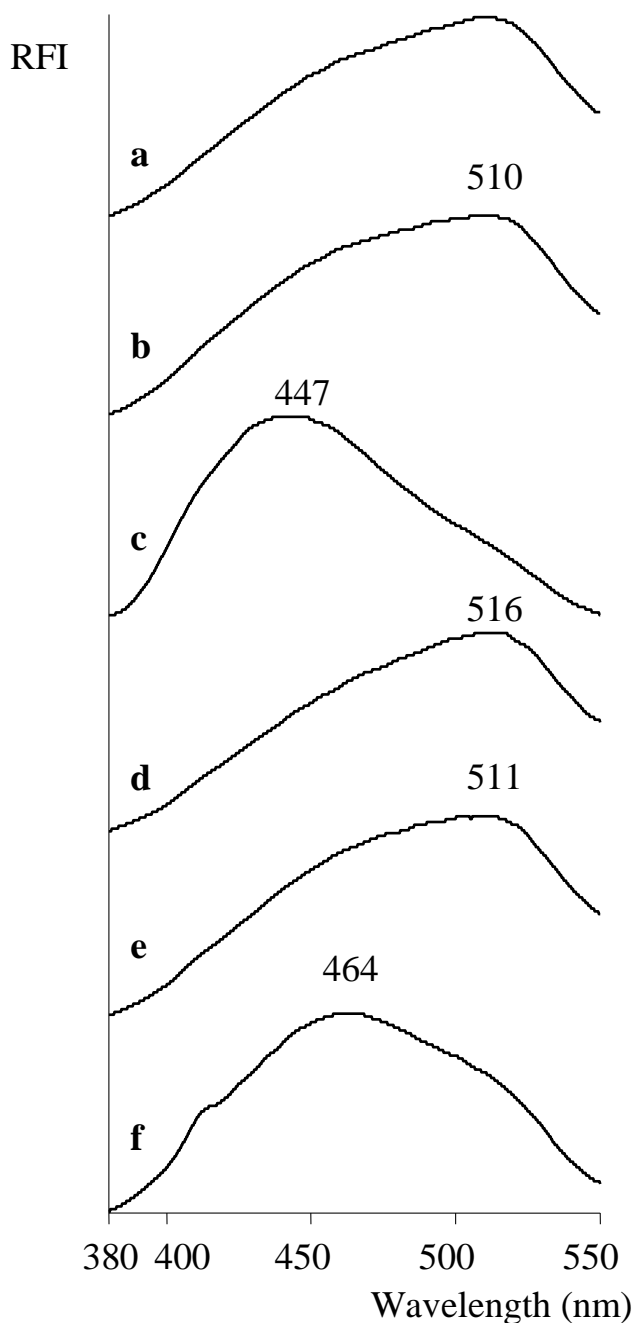
<sup>d</sup> Plaza et al. (2000); sandy loam soil amended with 90 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of pig slurry (dry matter, 20 Kg m<sup>-3</sup>) for 3 years.

<sup>e</sup> La Ghezza et al. (2000); AFI: agro-food industry sludge after aerobic digestion of a fruit-vegetable preserve industry; silty-clay soil amended with 2 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> twice a year for 3 years.

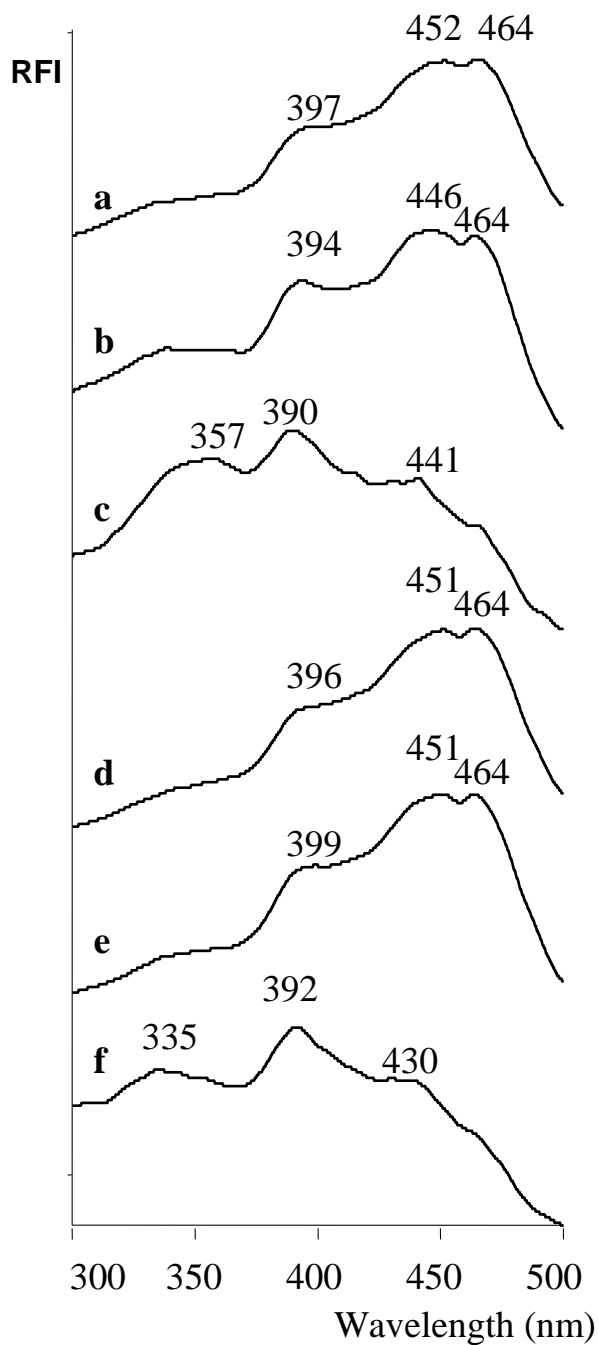


**Figure 1.** FTIR spectra of HAs from: a 1-year-composted 2:1 mixture of a biologically-treated and aerobically-stabilized SS and wood chips (SS + WC) (c); a cattle manure (f); soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of SS +

WC compost (b); soil manured with 7 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of cattle manure for 30 years (e); and the corresponding unamended (a) and unmanured (d) soils.

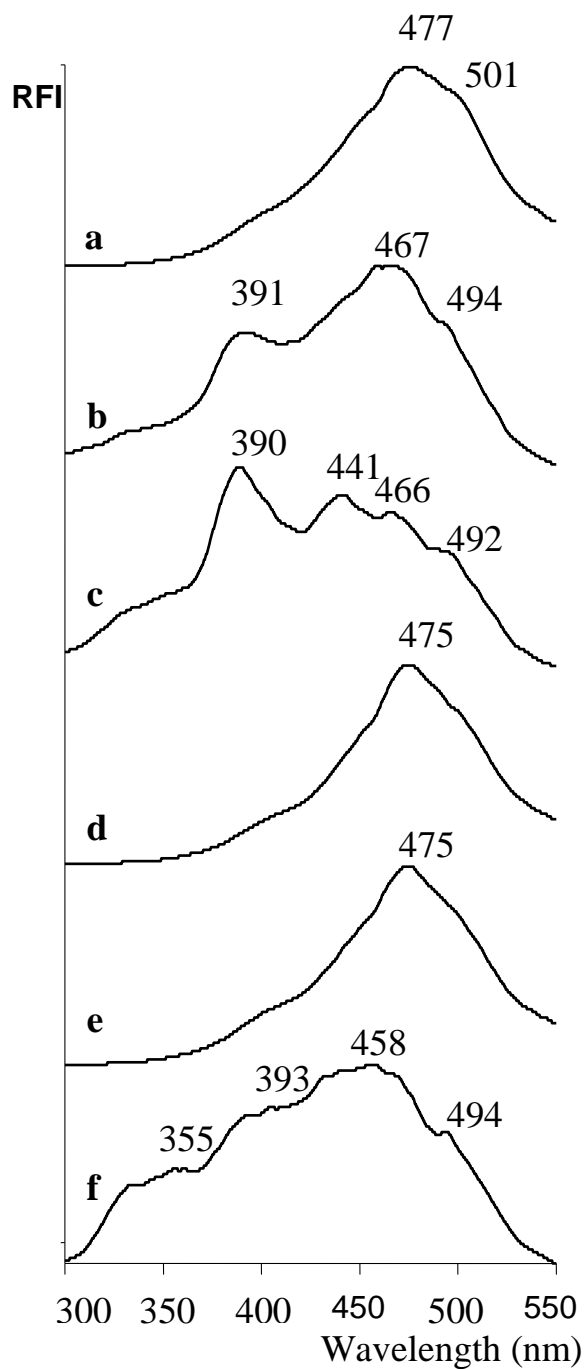


**Figure 2.** Fluorescence emission spectra of HAs from: a 1-year-composted 2:1 mixture of a biologically-treated and aerobically-stabilized SS + WC (c); a cattle manure (f); soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of SS + WC compost (b); soil manured with 7 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of cattle manure for 30 years (e); and the corresponding unamended (a) and unmanured (d) soils.

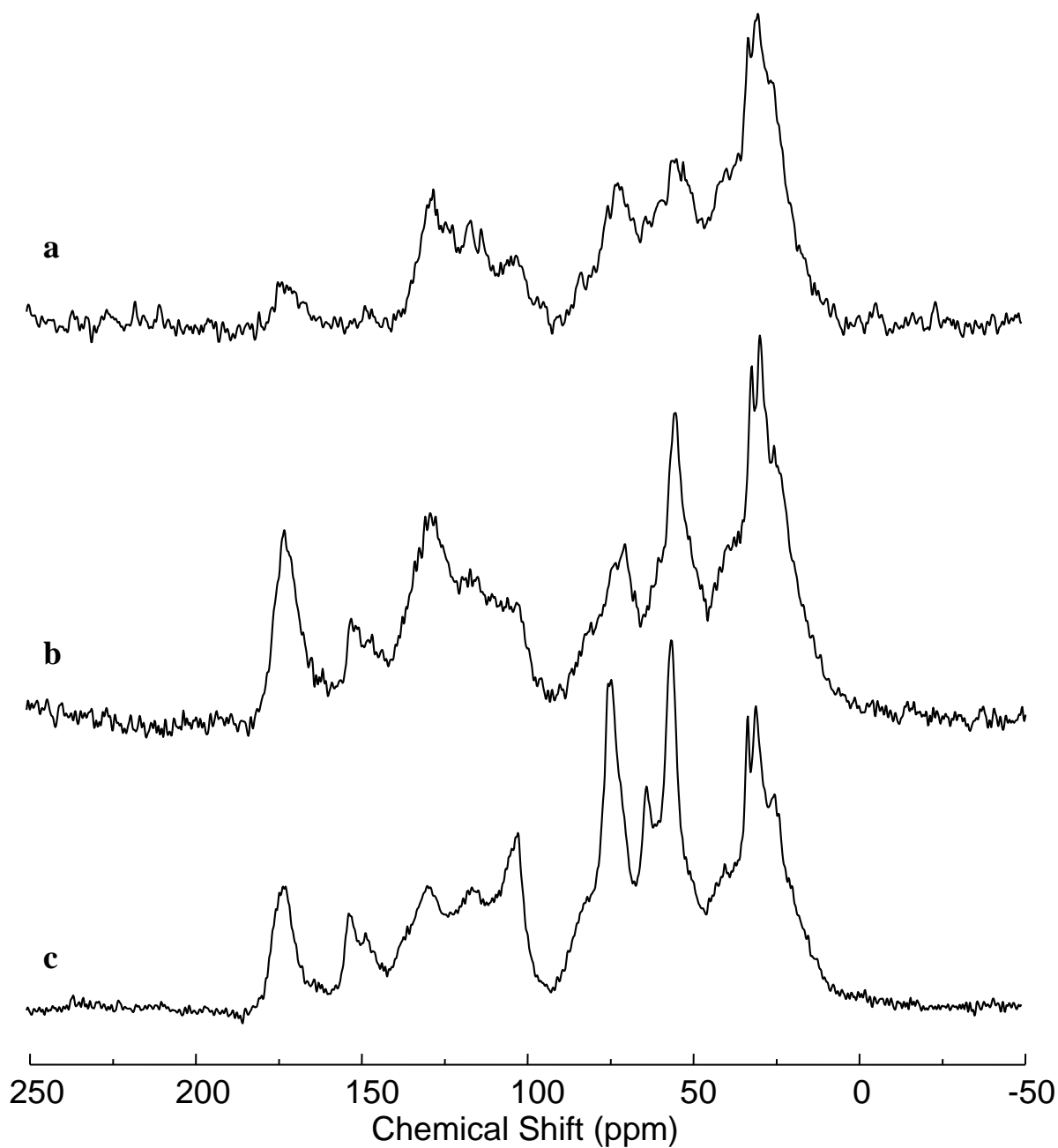


**Figure 3.** Fluorescence excitation spectra of HAs isolated from: a 1-year-composted 2:1 mixture of a biologically-treated and aerobically-stabilized SS + WC (c); a cattle manure (f); soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of SS + WC compost (b); soil manured with 7 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of cattle manure for 30 years (e); and the corresponding unamended (a) and unmanured (d) soils.

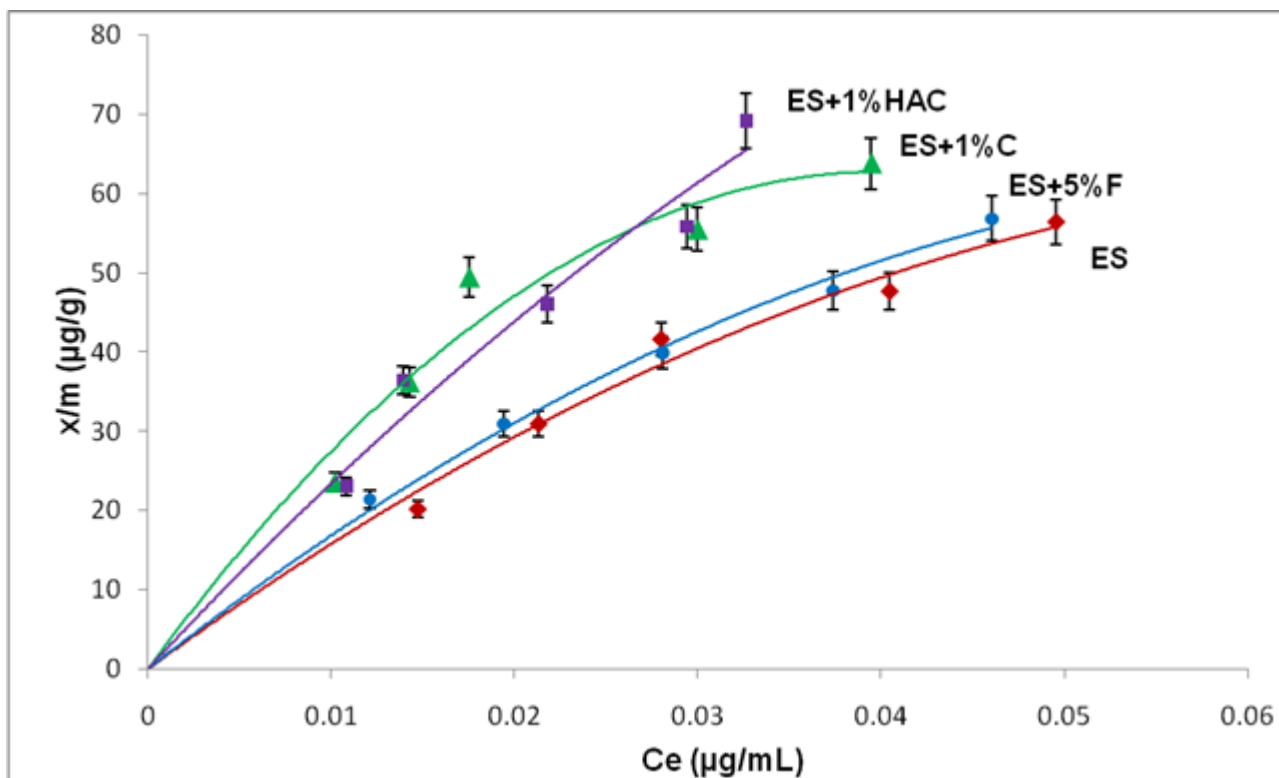




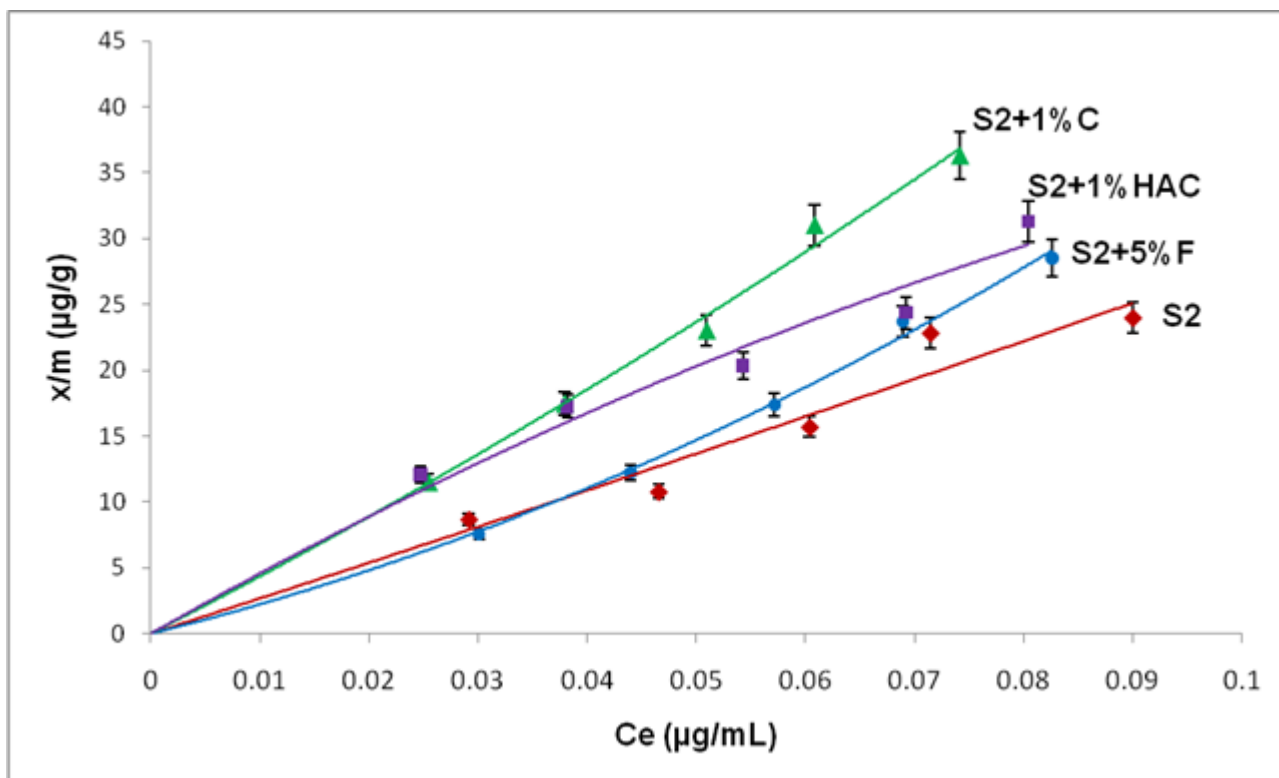
**Figure 4.** Fluorescence synchronous-scan spectra of HAs isolated from: a 1-year-composted 2:1 mixture of SS + WC (c); a cattle manure (f); soil amended once with 80 Mg ha<sup>-1</sup> of SS + WC compost (b); soil manured with 7 Mg (dry matter) ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of cattle manure for 30 years (e); and the corresponding unamended (a) and unmanured (d) soils.



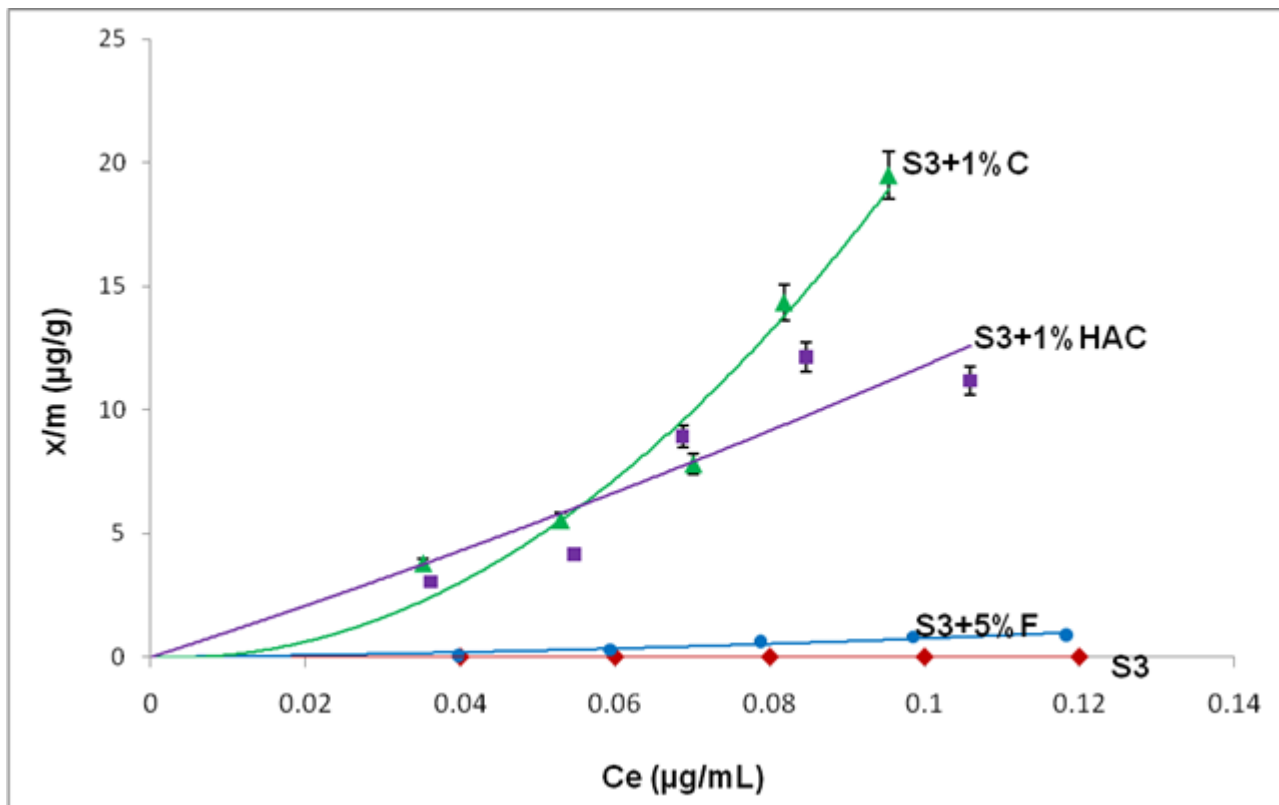
**Figure 5.** CP-MAS  $^{13}\text{C}$ -NMR spectra of HAs isolated from: a cattle manure (c), the soil manured with 7 Mg (dry matter)  $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  of cattle manure for 30 years (b), and the corresponding unmanured soil (a).



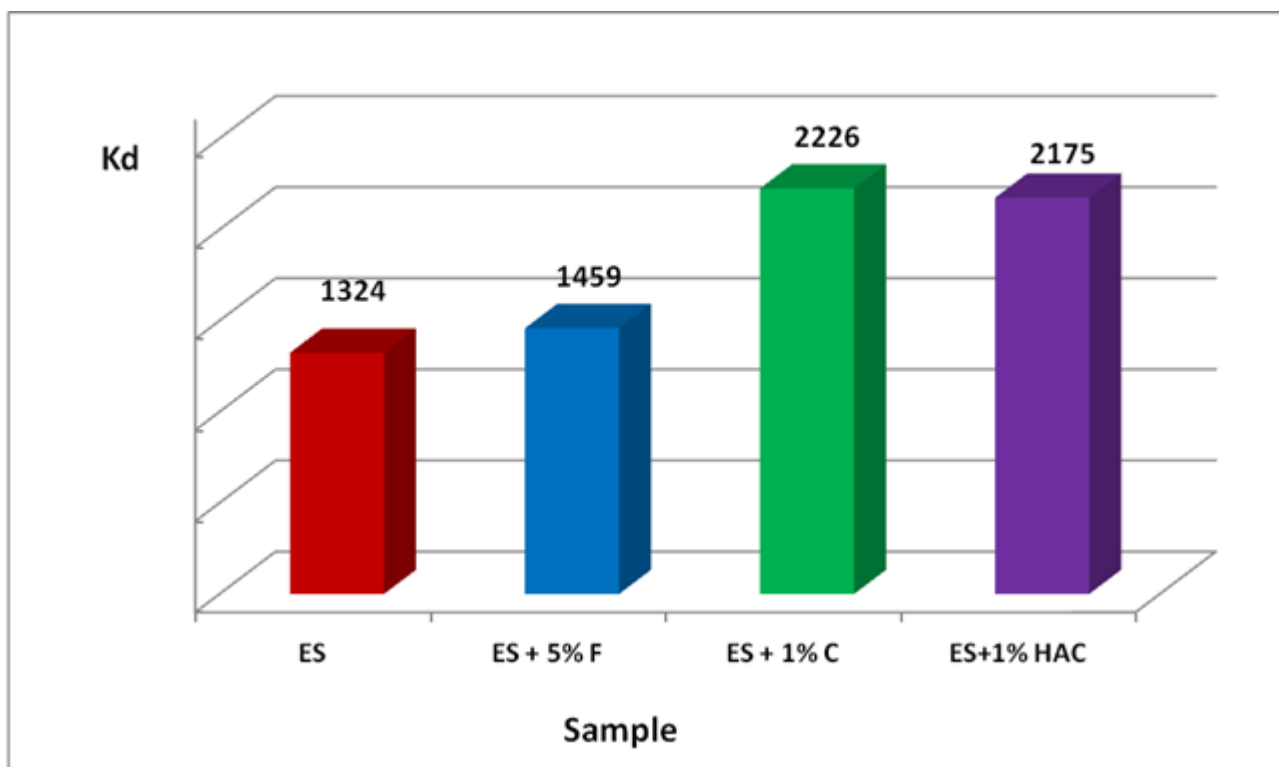
**Figure 6.** Langmuir adsorption isotherms of pyrene on a clay soil ES (Org.C,2.9%), and on ES added with 5% fullerene (F), 1% compost C and 1% humic acid from compost (HAC).



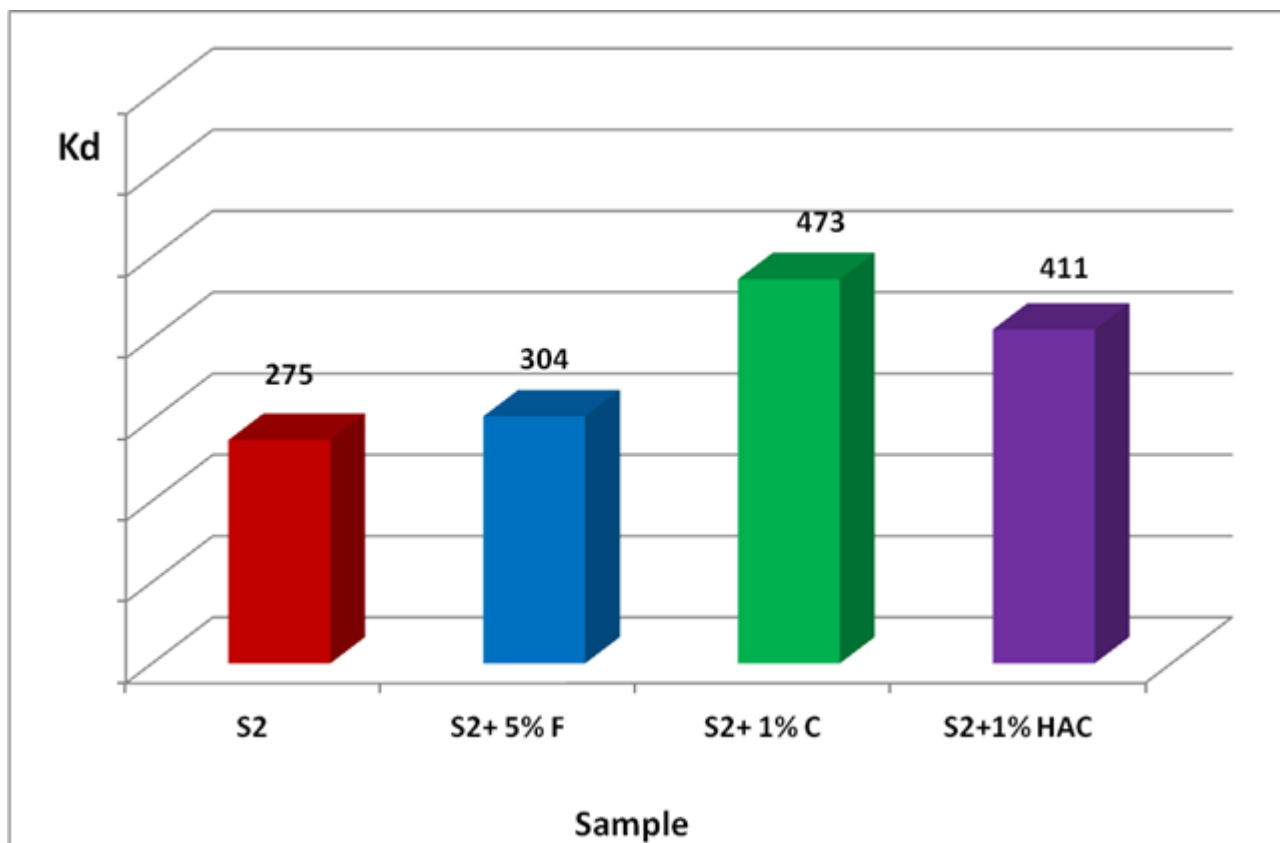
**Figure 7.** Langmuir adsorption isotherms of pyrene on a silty loam soil S2 (Org.C,1.1%), and on S2 added with 5% fullerene (F), 1% compost C and 1% humic acid from compost (HAC).



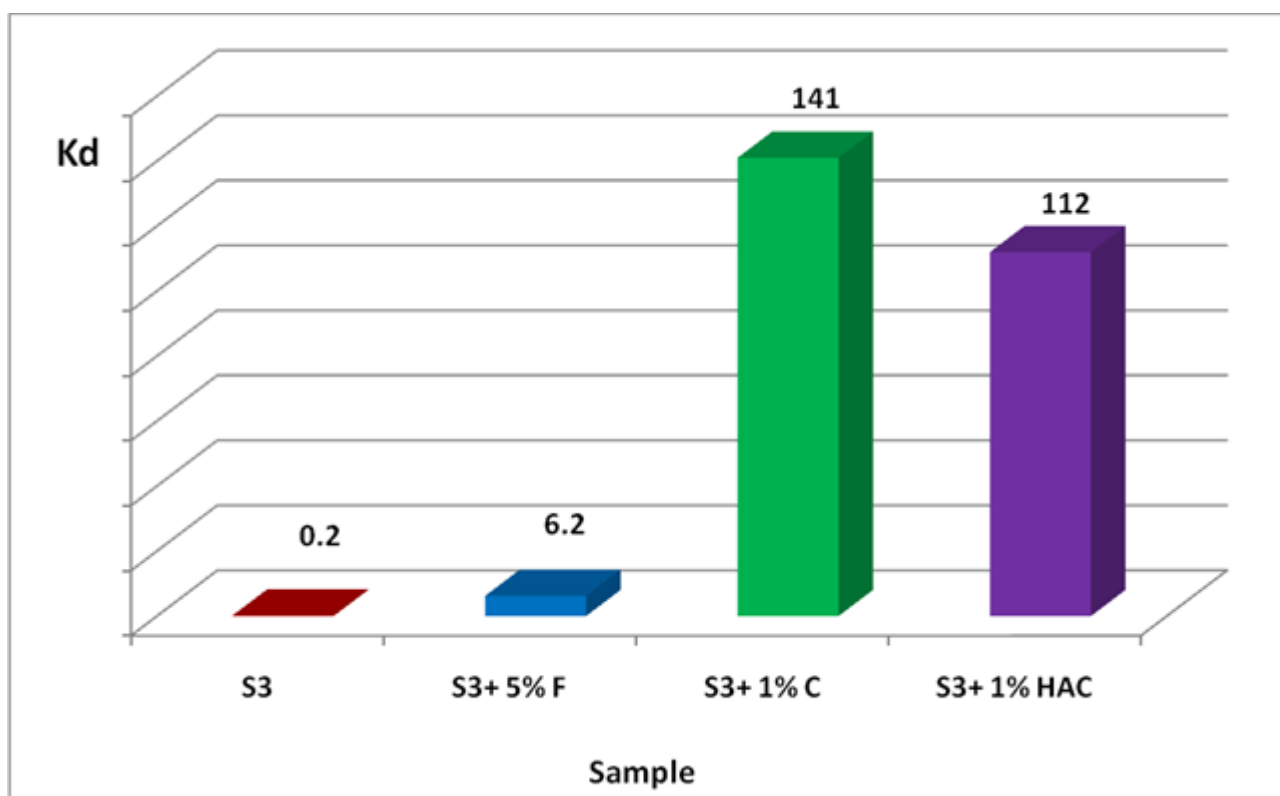
**Figure 8.** Langmuir adsorption isotherms of pyrene on a loamy sand soil S3 (Org.C,0.1%), and on S3 added with 5% fullerene (F), 1% compost C and 1% humic acid from compost (HAC).



**Figure 9.** Distribution coefficients ( $K_d$ ) of pyrene on a clay soil ES (Org.C,2.9%), and on ES added with 5% fullerene (F), 1% compost C and 1% humic acid from compost (HAC).



**Figure 10.** Distribution coefficients ( $K_d$ ) of pyrene on a silty loam soil S2 (Org.C,1.1%), and on S2 added with 5% fullerene (F), 1% compost C and 1% humic acid from compost (HAC).



**Figure 11.** Distribution coefficients ( $K_d$ ) of pyrene on a loamy sand soil S3 (Org.C,0.1%), and on S3 added with 5% fullerene (F), 1% compost C and 1% humic acid from compost.

## ENERGY PRODUCTION FROM AGRO-INDUSTRY WASTES

**Eggermont, B.<sup>1</sup>; Bundervoet, B.<sup>1</sup>; Verstraete, W.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>*Researchers at Laboratory of Microbial Ecology and Technology (LabMET), Ghent University, Coupure Links 653, 9000 Ghent, Belgium. Willy.Verstraete@UGent.be.*

### **Abstract**

Agricultural wastes have become highly desired feedstocks for energy production by means of anaerobic digestion. The latter process is constantly evolving both at the level of the microbiology and the technology involved. In depth monitoring of the microbiome by molecular methods opens perspectives for effective microbial resource management in digester systems. New reactor configurations, e.g. the anaerobic membrane system and optimized downstream recovery processes offer intriguing perspectives for maximum recovery of respectively energy, carbon (biochar), mineral nutrients and finally also water from these wastes.

**Keywords:** Anaerobic digestion; Energy; Biomethanation; Feedstocks.

### **Introduction**

Agricultural wastes have evolved from a nuisance to a resource. All over Europe, due to the economic support which is given to renewable energy in general, biogas has seen a remarkable upsurge during the last decade. Table 1 lists some examples of economic support for electricity from biogas in Europe. Additional support mechanisms are in place for green heat production and to cover the investment costs for green energy projects. Overall, in countries such as Belgium, Germany, Italy, one kg of fermentable waste organic dry matter ( = one kg of COD ) can be sold in terms of kWh electricity and thermal heat at a price of 0.08- 0.31 Euro. Particularly the concentrated wastes (range 100 g COD /L and more) are highly in demand because they allow to boost the co-digestion of other more dilute wastes.

Actually, the key determinative factors in the domain of biogas technology at present are the evolvement and new potentials of the biocatalytic process, the new feed stocks and the new lines of downstream processing and generating recovery products.

### **The evolving biocatalytic process**

There is slow but constant progress in terms of the microbiology involved in waste digestion. Numerous papers (Bouallagui et al., 2009; Buendía et al., 2009; Fountoulakis et al., 2010; Mata-Alvarez et al., 2000; Sakar et al., 2009; Ward et al., 2008) deal with the potential combinations of wastes and the effect of the latter on the digestion process performance. Quite new is the fact that bioaugmentation of digesters has become better understood. Dosing of fermentative bacteria or cocktails capable to enhance hydrolysis has been developed by Baggi et al., (2007), Cirne et al. (2006) and Duran et al. (2006).

Also the addition of bacteria particularly suited to degrade long chain fatty acids (LCFA) has made progress (Cavaleiro et al., 2010) e.g. by adding *Synthrophomonas*

zehnderi fixed on sepiolite. Another interesting aspect is the putative selective in-reactor enrichment of *Methanosarcina* on H<sub>2</sub>-producing electrodes (Sasaki et al., 2010). Furthermore, it gradually has become possible to implement molecular microbiological methods such as DGGE to monitor and even logistically interpret a microbial community. For instance, the work of Carballa et al. (2010) suggests that the species richness (Rr) and organization (Co) of the bacteria in the microbial community reflect on the Ripley index (Figure 1). Overall, a major challenge in terms of microbiology is the question about the role of *Methanosarcina*. Indeed, the work of Shin et al. (2010) indicates that also in completely stirred tank reactors (CSTR) on complex substrates such as food wastes (140 g COD/L) high loading rates (25 g /L.d) and conversion levels (up to 70%) can be obtained at overall retention times of some 4 days only. In such case one most probably deals not with a highly structured microbiome, but with a short-circuited *Methanosarcina* dominated community.

### **The new feedstocks**

The list of substrates which can be co-digested is enormous (Mata-Alvarez et al., 2000; Ward et al., 2008). Yet, to make a CSTR installation very productive, one needs highly concentrated inputs preferable having COD values of more than 500 g per L or kg. In this respect, one has seen a tremendous interest in the glycerol residues from the biodiesel refineries (Fountoulakis et al., 2010; Ma et al., 2008), solid and fat waste from slaughterhouses (Alvarez and Lidén, 2008; Luostarinen et al., 2009; Rosenwinkel and Meyer, 1999), and in whole crop maize, otherwise used for feeding cattle (Bruni et al., 2010; Gerin et al., 2008). Overall, these substrates clearly boost the biogas produced with a factor 5-10 per unit reactor volumes per day. Other products of such nature are starch formerly used as animal feed, food wastes, household biosolids, and grass clippings collected from the roadside. Only the latter appear not to be well suited because this matured grass is too rich in lignin (7 % on dry mass) (Nizami et al., 2009; Tayler, 1982). Attempts to dose blood from slaughterhouses or separately collected urine as a high-COD source did not work either because their high N content which is detrimental to the normal methanogenic microbiome. Also under renewed attention are algae as feedstock for biogas (Zamalloa et al., 2010) or lignocelluloses as present e.g. bagasse (Weiland et al., 2009).

### **The new process lines**

There has been a tremendous search for new lines of downstream processing of digestate. Indeed, in many instances, the digestate cannot be discharged to land or to landfill. It must be upgraded to a number of well defined products. In general, the most suited procedure appears to be to take the concentrated CSTR digestate and dewater it by means of a centrifuge. Generally, polyelectrolytes are not needed, but often some fiber is added to support the filtration/separation effect. The water phase can then be further concentrated by ultrafiltration and reverse osmosis membrane filtration to obtain a so-called NSF (natural stable fertilizer) i.e. a fertilizer solution which is of natural origin and which has well established and constant characteristics so that the user is well informed on what he is buying /applying. The solids can be dried (e.g. by the excess heat of the generator using the biogas) and further converted to biochar. The latter product is of particular interest since it not only is a marvellous asset to sequester carbon but also because it is a fertilizer / soil conditioner which is highly acceptable in the context of sustainable intensive agriculture (Lehmann, 2007).

In terms of the biogas, there is currently no better application than to convert it to electricity and heat. Yet there are proposals to combine the latter by using the CO<sub>2</sub> in the biogas, resp in the outlet of the generator to grow algae as a new source of biomass to be digested (Dousková et al., 2010; František Kaštánek et al., 2010).

Clearly, a key factor in terms of the new process lines is the use of membranes, either upfront in the process or downstream. Currently, the first reports on long-term and reliable operation of full scale anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) become available (Christian et al., 2010). Another very important element is the putative integration of anaerobic digestion upfront in the Zero Waste Water Treatment for domestic wastewater. Figure 2 depicts an approach in which the sewage, upon entry into the wastewater treatment site, is separated in a concentrate and a watery phase. The concentrate preferably is supplemented with energy rich agro-industrial wastes to make the whole sewage treatment plant CO<sub>2</sub> neutral. In case this line of treatment of urban wastewater continues, it will constitute a totally new opportunity for the agro-industrial sector.

## Outlook and challenges

A crucial determinative factor in environmental technology is the overall foot print in terms of energy and green house gas emission. Hence, it has become a necessity to consider anaerobic digestion integrated fully in a supply and demand chain and to monitor each unit process so that an overall Life Cycle Assessment can be drawn. Clearly, at present for wet wastes, AD stands out relative to other technologies such as e.g. the very heralded technique of microbial fuel cells (Foley et al., 2010). Yet, it should not be overlooked that methane reactors and their up- and downstream sites can give rise to considerable levels of diffuse emission of methane. Although under typical conditions of an anaerobic digestion process (35°C, 60 % CH<sub>4</sub>, 40 % CO<sub>2</sub> (v/v)), only 11 mg CH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> is dissolved in the effluent, CH<sub>4</sub> losses can be up to 25 % of the produced methane, especially when treating low strength wastewater (Cakir and Stenstrom, 2005; Hartley and Lant, 2006). This aspect urgently needs attention e.g. by means of installing biofilters to convert the methane to CO<sub>2</sub> or even better by upgrading the low methane levels to microbial biomass as e.g. is the case in methalgae cultures (Van Der Ha et al., 2011).

A second challenge is the potential to make biomethanation a driving process in the biorefinery. Several scenarios can be projected. For instance, the direct coupling of methane production during the concomitant fermentation of glycerol to 1,3-propanediol has been proposed and certainly offers perspective (Bizukojc et al., 2010). Another example is to link up the conventional petro-chemical based industry to the biogas technology (Datar et al., 2004; Younesi et al., 2005). This can be done after an 'all mash' anaerobic digester as depicted in Figure 3. Digestion has the unique feature to be able to 'distil' from a variety of molecules two particular ones, i.e. CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>. The latter can then serve as input for a well established chemical process i.e. the Fisher-Tropsch conversion.

The future of the biomethanation of agro-industrial wastes in the EU depends on the goodwill that the tax payer is willing to give to this technology. As long as he experiences this process as 'green' and 'sustainable', he will agree to stand in for the support by means of the green energy certificates resp via carbon emission trading. Hence it is of crucial importance that the public in general and the authorities in particular remain convinced that AD is a 'top' technology both in the context of cost /benefit and in terms of environmental sustainability. As indicated before, AD is at present overall gaining importance, but scientists and engineers together can still make it a lot more reliable and effective.



## Acknowledgements

This work was supported by SewagePlus II, an Interdisciplinary Cooperative Research project financed by the Flemish Environmental and Energy Technology Innovation Platform (MIP-ICON) and the Institute for the Promotion of Innovation by Science and Technology in Flanders (IWT-Vlaanderen).

## Literature cited

Alvarez, R., Lidén, G., 2008. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. **Renewable Energy**, 33, 726-734.

Bagi, Z., Ács, N., Bálint, B., Horváth, L., Dobó, K., Perei, K., Rákhely, G., Kovács, K., 2007. Biotechnological intensification of biogas production. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 76, 473-482.

Bizukojc, M., Dietz, D., Sun, J., Zeng, A.-P., 2010. Metabolic modelling of syntrophic-like growth of a 1,3-propanediol producer, *Clostridium butyricum*, and a methanogenic archaeon, *Methanosarcina mazei*, under anaerobic conditions. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, 33, 507-523.

BMU, 2011. **Rechtsquellen Erneuerbare Energien**. <http://res-legal.de/>.

Bouallagui, H., Lahdheb, H., Ben Romdan, E., Rachdi, B., Hamdi, M., 2009. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. **Journal of Environmental Management**, 90, 1844-1849.

Bruni, E., Jensen, A.P., Pedersen, E.S., Angelidaki, I., 2010. Anaerobic digestion of maize focusing on variety, harvest time and pretreatment. **Applied Energy**, 87, 2212-2217.

Buendía, I.M., Fernández, F.J., Villaseñor, J., Rodríguez, L., 2009. Feasibility of anaerobic co-digestion as a treatment option of meat industry wastes. **Bioresource Technology**, 100, 1903-1909.

Cakir, F.Y., Stenstrom, M.K., 2005. Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. **Water Research**, 39, 4197-4203.

Carballa, M., Smits, M., Etchebere, C., Boon, N., Verstraete, W., 2010. Molecular and operational parameters are correlated in continuous lab-scale anaerobic reactors. **IWA 12th World Congress on anaerobic digestion**, Guadalajara, Jalisco - Mexico.

Cavaleiro, A.J., Sousa, D.Z., Alves, M.M., 2010. Methane production from oleate: Assessing the bioaugmentation potential of *Syntrophomonas zehnderi*. **Water Research**, 44, 4940-4947.

Christian, S., Grant, S., McCarthy, P., Wilson, D., Mills, D., 2010. The first two years of full-scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) operation treating high-strength industrial wastewater IWA 12th World Congress on anaerobic digestion, Guadalajara, Jalisco - Mexico.

Cirne, D.G., Björnsson, L., Alves, M., Mattiasson, B., 2006. **Effects of bioaugmentation by an anaerobic lipolytic bacterium on anaerobic digestion of lipid-rich waste**. John Wiley & Sons, Ltd., pp. 1745-1752.

Datar, R.P., Shenkman, R.M., Cateni, B.G., Huhnke, R.L., Lewis, R.S., 2004. **Fermentation of biomass-generated producer gas to ethanol**. Wiley Subscription Services, Inc., A Wiley Company, pp. 587-594.

Dousková, I., Kastánek, F., Maléterová, Y., Kastánek, P., Doucha, J., Zachleder, V., 2010. Utilization of distillery stillage for energy generation and concurrent production of valuable microalgal biomass in the sequence: Biogas-cogeneration-microalgae-products. **Energy Conversion and Management**, 51, 606-611.

Duran, M., Tepe, N., Yurtsever, D., Punzi, V., Bruno, C., Mehta, R., 2006. Bioaugmenting anaerobic digestion of biosolids with selected strains of *Bacillus*, *Pseudomonas*, and *Actinomycetes* species for increased methanogenesis and odor control *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73, 960-966.

Foley, J.M., Rozendal, R.A., Hertle, C.K., Lant, P.A., Rabaey, K., 2010. Life cycle assessment of high-rate anaerobic treatment, microbial fuel cells, and microbial electrolysis cells. **Environmental Science & Technology**, 44, 3629-3637.

Fountoulakis, M.S., Petousi, I., Manios, T., 2010. Co-digestion of sewage sludge with glycerol to boost biogas production. *Waste Management*, 30, 1849-1853.

František Kaštánek, Stanislav Šabata, Olga Šolcová, Yvette Maléterová, Petr Kaštánek, Irena Brányiková, Karel Kuthan, Zachleder, V., 2010. In-field experimental verification of cultivation of microalgae *Chlorella* sp. using the flue gas from a cogeneration unit as a source of carbon dioxide. **Waste Management & Research**. 28(11) 961–966.

Gerin, P.A., Vliegen, F., Jossart, J.-M., 2008. Energy and CO<sub>2</sub> balance of maize and grass as energy crops for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, 99, 2620-2627.

Hartley, K., Lant, P., 2006. Eliminating non-renewable CO<sub>2</sub> emissions from sewage treatment: An anaerobic migrating bed reactor pilot plant study. **Biotechnology and Bioengineering**, 95, 384-398.

Lehmann, J., 2007. A handful of carbon. **Nature**, 447, 143-144.

Luostarinen, S., Luste, S., Sillanpää, M., 2009. Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. **Bioresource Technology**, 100, 79-85.

Ma, J., Van Wambeke, M., Carballa, M., Verstraete, W., 2008. Improvement of the anaerobic treatment of potato processing wastewater in a UASB reactor by co-digestion with glycerol. **Biotechnology Letters**, 30, 861-867.

Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74, 3-16.

Nizami, A.-S., Korres, N.E., Murphy, J.D., 2009. Review of the integrated process for the production of grass biomethane. **Environmental Science & Technology**, 43, 8496-8508.

Rosenwinkel, K.H., Meyer, H., 1999. Anaerobic treatment of slaughterhouse residues in municipal digesters. **Water Science and Technology**, 40, 101-111.

Sakar, S., Yetilmezsoy, K., Kocak, E., 2009. Anaerobic digestion technology in poultry and livestock waste treatment: a literature review. *Waste Management & Research*, 27, 3-18.

Sasaki, K., Sasaki, D., Morita, M., Hirano, S.-i., Matsumoto, N., Ohmura, N., Igarashi, Y., 2010. Bioelectrochemical system stabilizes methane fermentation from garbage slurry. **Bioresource Technology**, 101, 3415-3422.

Shin, S.G., Han, G., Lim, J., Lee, C., Hwang, S., 2010. A comprehensive microbial insight into two-stage anaerobic digestion of food waste-recycling wastewater. *Water Research*, 44, 4838-4849.

Taylor, R.S., 1982. Grass: Its production and utilisation : Holmes, W. (Ed.), British Grassland Society and Blackwell Scientific Publications, 1980, 300 pp. Price: [pound sign]8[middle dot]50. **Agricultural Systems**, 8, 247-248.

Van Der Ha, D., Bundervoet, B., Verstraete, W., Boon, N., 2011. A sustainable, carbon neutral methane oxidation by a partnership of methane oxidizing communities and microalgae. **Water Research** (Submitted).

Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V., 2009. Maximum use of resources present in domestic "used water". **Bioresource Technology**, 100, 5537-5545.

Ward, A.J., Hobbs, P.J., Holliman, P.J., Jones, D.L., 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, 99, 7928-7940.

Weiland, P., Verstraete, W., Van Haandel, A., 2009. **Biomass Digestion to Methane in Agriculture: A Successful Pathway for the Energy Production and Waste Treatment Worldwide**. John Wiley & Sons, Ltd.

Younesi, H., Najafpour, G., Mohamed, A.R., 2005. Ethanol and acetate production from synthesis gas via fermentation processes using anaerobic bacterium, *Clostridium ljungdahlii*. **Biochemical Engineering Journal**, 27, 110-119.

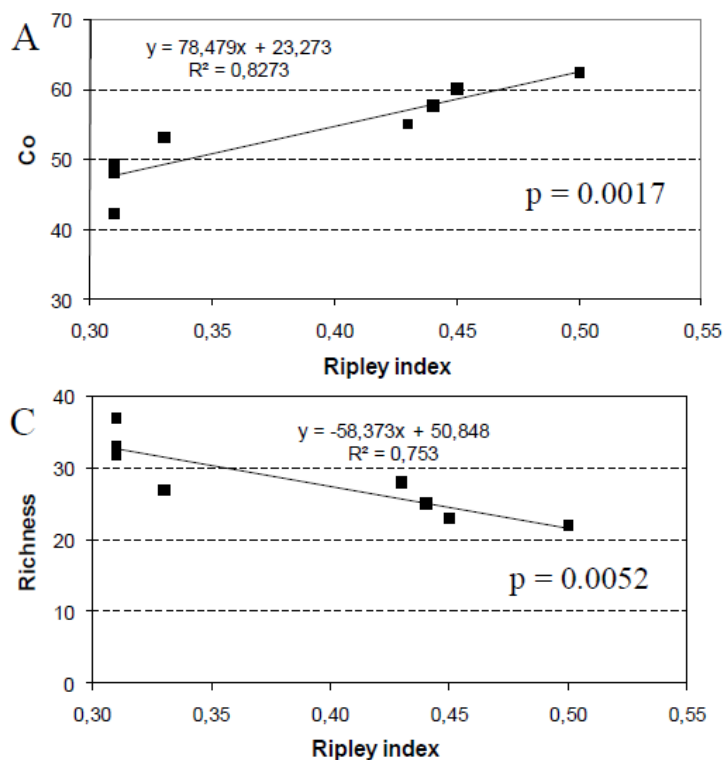
Zamalloa, C., Vulsteke, E., Albrecht, J., Verstraete, W., 2010. The techno-economic potential of renewable energy through the anaerobic digestion of microalgae. **Bioresource Technology**, 102, 1149-1158.

## Tables and figures

**Table 1.** Examples of subsidies in different European countries for green electricity production by anaerobic digestion of agricultural waste. These values differ based on the size of the plant, and additional bonuses (BMU, 2011).

Country	Type	€/MWh <sub>el</sub>	Guaranteed years
Belgium	Quota (Green certificates)	120	10
Netherlands	Price regulation (bonus)	79	12
Spain	Price regulation	108 – 159	15
France	Price regulation	75 – 90 <sup>*</sup>	15
Germany	Fixed compensation	85 - 307	20
Austria	Price regulation	124 – 169	12
Italy	Quota (Certificati verdi)	220 – 280	15

\* + additional bonuses (20 – 50 €/mWh)



**Figure 1.** Correlations between molecular parameters and reactor performance for bacteria in performing digesters. The Ripley index is defined as the ratio between the free fatty acids and the buffer capacity of the reactor. A low Ripley index indicates a good reactor performance.

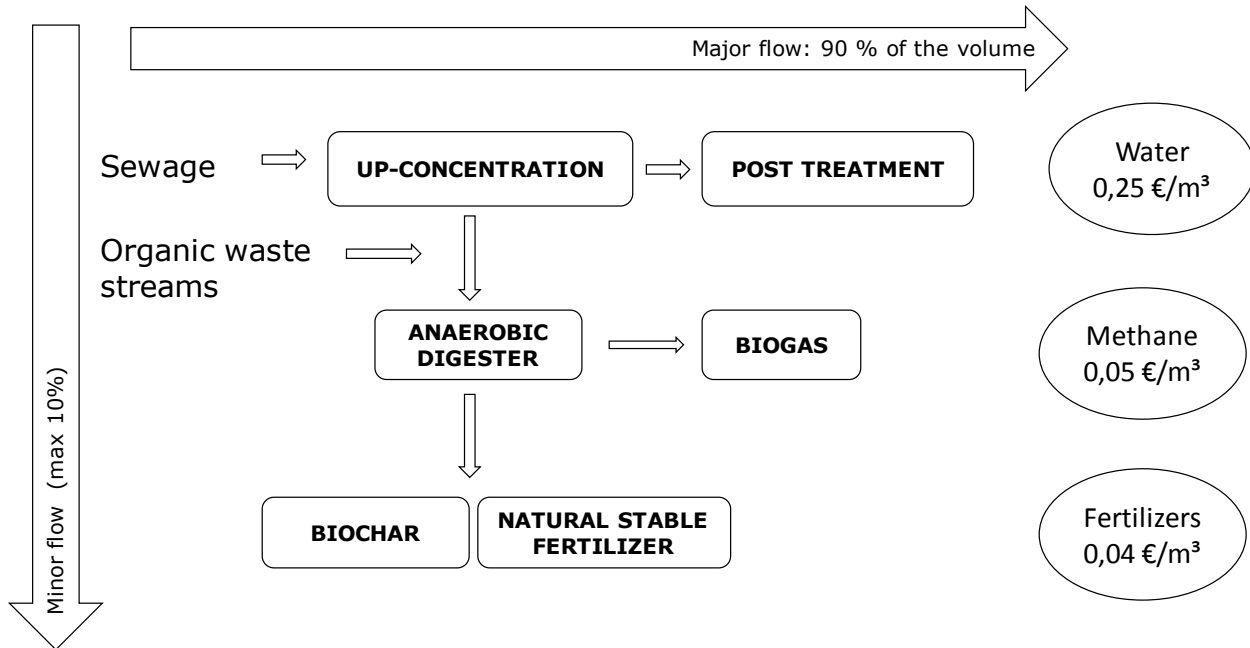


Figure 2. Zero Waste Water Treatment, adapted from Verstraete et al. (2009).

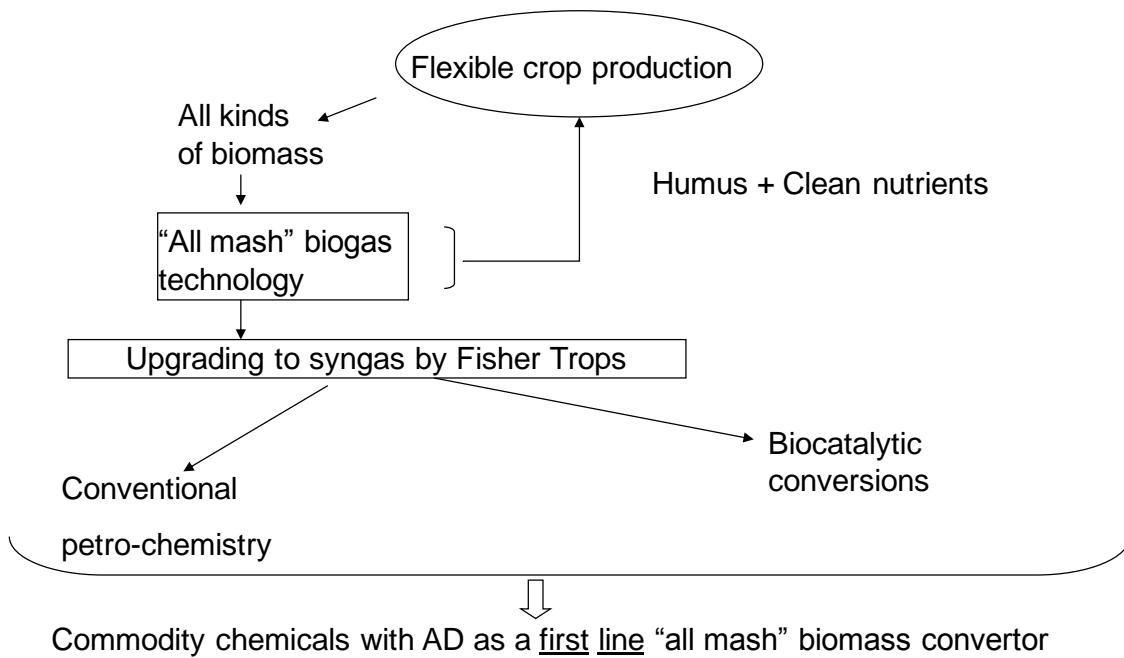


Figure 3. AD Biogas based sustainable organic chemistry.

## SUSTENTABILIDADE E A AGRO-INDÚSTRIA SUINÍCOLA NO OESTE CATARINENSE: UMA PROPOSTA DE GESTÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ademar Ribeiro Romeiro, Alexandre Gori Maia e Manoel Justo

<sup>1</sup>Professor Titular do Instituto de Economia da UNICAMP

### Introdução

No Brasil os problemas de poluição associados à concentração da produção intensiva de animais já se tornaram importantes em algumas regiões, em especial no oeste catarinense. Enfrentar este problema de modo eficiente exige mais do que legislação (instrumento de comando e controle); é necessário combiná-la com uma adequada estrutura de incentivos econômicos (instrumentos econômicos). Do ponto de vista da economia ecológica, entretanto, a utilização de instrumentos econômicos deve ser implementada dentro de um quadro regulatório que garanta a sustentabilidade ecológica (escala) e a equidade social em relação aos ônus e bônus da política ambiental (distribuição justa).

No caso em questão a definição da escala sustentável é cientificamente simples, dada a natureza do problema: capacidade de suporte por unidade de área de espalhamento de resíduos – “pegada ecológica”. Mais complexo é o problema da distribuição justa dos ônus e bônus de uma política de desincentivos/incentivos econômicos, dada à diversidade de situações em termos das condições socioeconômicas dos produtores.

Depois de analisar a natureza do problema e as dificuldades enfrentadas pelas políticas ambientais existentes, o trabalho propõe uma solução de política ambiental segundo as recomendações teóricas da economia-ecológica: definição da **escala** sustentável segundo a capacidade de carga do sistema ecológico; **distribuição** justa dos ônus e bônus da política ambiental através da identificação de todos os agentes que devem assumir responsabilidades, bem como da consideração das condições socioeconômicas de cada um; e, finalmente, a **alocação** eficiente dos investimentos na redução da carga poluidora através de mecanismos de mercado – licenças negociáveis para emissão de dejetos/LNEDs.

### A produção suinícola

Entre os principais problemas ambientais causados pela expansão da criação intensiva de animais destaca-se aquele gerado pela criação intensiva de suínos. Com aproximadamente 36 milhões de abates no ano de 2006, o Brasil era o quarto maior produtor mundial de suínos e o estado de Santa Catarina o principal produtor nacional, com 26% da produção total (ABIPECS, 2006). Neste Estado, destaca-se ainda o oeste catarinense pela maior produção e pelo avançado padrão tecnológico empregado (BRASIL, 2002).

---

<sup>1</sup> Baseado no Relatório de Pesquisa para o Projeto Gestão Ambiental Rural Sustentável (GESTAR), financiado pelo Convênio FAO/MMA, 2006, coordenado por Ademar Ribeiro Romeiro com a participação dos pesquisadores Alexandre Gori Maia e Manoel Justo.

A suinocultura tem sido uma atividade desenvolvida basicamente em pequenas propriedades rurais familiares e sua expansão está fundamentada na ampliação dos sistemas de confinamento de produção, onde são observadas as maiores taxas de produtividade. Os resíduos gerados podem ser sustentavelmente dispostos através do seu espalhamento nos campos, de modo a servirem de fertilizantes orgânicos (“pegada ecológica”<sup>2</sup>). Entretanto, o aumento da escala na criação confinada elevou o volume de dejetos para níveis além da disponibilidade da área agrícola existente para a sua disposição sustentável, o que vem causando sérios problemas de poluição da Bacia do Rio Ariranha no Oeste Catarinense.

Tecnicamente existem soluções para o problema, mas que representam um custo demasiadamente elevado, restringindo sua adoção a uma pequena parcela de grandes produtores. Embora algumas instituições locais auxiliem os proprietários na definição de sistemas de manejo dos dejetos e alternativas econômicas à criação de suínos, falta ainda uma política mais eficaz de controle da poluição, que solucione efetivamente o problema da sobrecarga de dejetos, identifique a responsabilidade de cada agente econômico envolvido no processo e não comprometa a viabilidade econômica das atividades desempenhadas pelos pequenos produtores familiares.

Várias propostas de tratamento dos dejetos de suínos têm sido apresentadas aos produtores de suínos (EMBRAPA, 2005). Embora algumas apresentem custos relativamente baixos, como as esterqueiras, estas possuem potencial limitado de redução da carga de poluentes sendo, portanto, insuficientes para solucionar o problema da sobrecarga de dejetos da região do oeste catarinense. Outros sistemas, como os biodigestores, demonstram maior eficiência na remoção da carga poluente, mas apresentam custos relativamente elevados para os padrões econômicos de muitos pequenos proprietários e sua adoção ainda depende de estudos econômicos mais apurados que demonstrem sua viabilidade econômica através da agregação de valores aos dejetos (ZAGO, 2003).

Considerando este contexto social, econômico e ambiental da região do oeste catarinense, o importante é trabalhar numa proposta custo-efetiva de controle da poluição dos dejetos, ou seja, definir um padrão eficiente de controle da poluição que considere a melhor tecnologia disponível ao menor custo social. Basicamente, trata-se da fixação de metas de controle da poluição juntamente com a adoção de instrumentos econômicos para a consecução das mesmas. De uma perspectiva econômico-ecológica estas metas têm que ser referidas à escala sustentável - concentrações máximas de resíduos. O valor monetário do meio ambiente a ser preservado (o sistema hídrico do Vale do Ariranha) pode ser estimado como equivalente aos custos de controle da poluição (método de custos de controle). A distribuição do ônus destes custos entre os diversos agentes envolvidos deve ser definida segundo o que se considera justo, balizando o desenho das políticas de incentivos (subsídios) econômicos que induzam os agentes introduzirem tecnologias poupadoras de meio ambiente.

---

<sup>2</sup> Dada a tecnologia vigente, a pegada ecológica estima a quantidade mínima de espaço natural produtivo que uma população necessita para sobreviver, seja para produção de alimentos, fornecimento de matérias-primas para manutenção de seu estilo de vida, ou como fossa dos resíduos por ela gerados (REES, 1992). Analogamente, a suinocultura deve considerar os limites da natureza como provedora de insumos para sua criação e fossa para que seus dejetos possam ser dispersos, diluídos e reciclados pelo ambiente.

## **As políticas implementadas**

Uma política eficaz de desenvolvimento sustentável deve identificar a responsabilidade de cada agente econômico no controle da poluição. Entretanto, mesmo prevalecendo na região o esquema de parcerias, onde a maioria dos pequenos proprietários é apenas responsável pela terminação (engorda) dos suínos da grande indústria processadora de alimentos, estes acabaram como os únicos responsáveis pelo tratamento dos dejetos segundo o Termo de Compromisso de Ajustamento de Condutas (TAC), assinado em 2004. Esta responsabilidade pelos gastos no tratamento dos dejetos deveria ter sido dividida com as integradoras, uma vez que o problema da concentração dos animais está intimamente relacionado com as estratégias de redução de custos da agroindústria.

O TAC objetivava adequar os estabelecimentos suinícolas à legislação ambiental e sanitária, mitigando o impacto ambiental causado pelos dejetos suínos. Entre suas principais cláusulas, estavam: o licenciamento das atividades suinícolas somente mediante ao cumprimento da legislação ambiental vigente; estabelecimento de ações dos suinocultores em respeito ao programa de recomposição da mata ciliar; critérios para construção das estruturas de armazenamento e tratamento de dejetos, bem com sua distribuição e aproveitamento como fertilizante e fonte de energia; comprometimento das agroindústrias com a assistência técnica aos produtores; e comprometimento dos demais signatários envolvidos em desenvolver programas de educação ambiental aos produtores.

Apesar de polêmico, o TAC apresentou uma inovação importante que foi o condicionamento da concessão da licença ambiental a um número máximo de suínos por propriedade segundo a relação entre o volume de dejetos gerado e a quantidade de terras disponível na propriedade para que estes possam ser utilizados como fertilizante. Os grandes criadores que não possuíam áreas aptas para recebimentos dos dejetos foram obrigados a realizarem contratos com propriedades vizinhas que se comprometessem a receber os dejetos, conforme sugere o TAC.

Porém, especialistas divergem sobre a eficiência desta cláusula, afirmando que a relação volume de dejetos por unidade de área apta mascara a concentração de nutrientes existentes nos dejetos e que não são totalmente absorvidos pelas áreas de agricultura e pastagem. Uma política mais eficiente deveria considerar o número de suínos por propriedade segundo a concentração de nutrientes por unidade de terra, ou seja, observar se os nutrientes do fertilizante se encontram na proporção exigida pelas culturas da região.

Outro ponto de ineficiência se encontra no modelo de financiamento, pois, como não há um mecanismo de incentivos econômicos associado, o produtor pode pegar o financiamento para tratar os dejetos e realizar outros gastos. Nesse caso, o fato estará consumado, com a má utilização do recurso e a continuação da poluição. O financiamento público utilizado dessa maneira divide com a sociedade como um todo o custo de causado pela estratégia da agroindústria.

O mecanismo atual também não prevê a criação de uma estrutura de gestão ou que aumente a eficácia do sistema de fiscalização e controle ambiental, por isso e pelo mau dimensionamento, os criadores não têm respeitado o período mínimo de retenção nas esterqueiras.

## **Soluções técnicas, incentivos inadequados**

Várias propostas de tratamento dos dejetos de suínos têm sido apresentadas aos produtores de suínos (EMBRAPA, 2005). Embora algumas apresentem custos relativamente baixos, como as esterqueiras, estas possuem potencial limitado de redução da carga de poluentes sendo, portanto, insuficientes para solucionar o problema da sobrecarga de dejetos da região do oeste catarinense. Outros sistemas, como os biodigestores, demonstram maior eficiência na remoção da carga poluente, mas apresentam custos relativamente elevados para os padrões econômicos de muitos pequenos proprietários e sua adoção ainda depende de estudos econômicos mais apurados que demonstrem sua viabilidade econômica através da agregação de valores aos dejetos (ZAGO, 2003).

Os produtores vêm adotando variadas técnicas de manejo dos dejetos de suínos para mitigar o agravamento da poluição ambiental. Embora empecem que os resíduos finais sejam lançados diretamente nos cursos d'água, grande parte delas apenas reduz seu potencial poluidor, restando sempre uma fração residual que acaba lançada inapropriadamente ao meio ambiente.

Além de reduzir a poluição a padrões ambientalmente toleráveis, é também recomendável que os processos de tratamento adotados agreguem valor ao resíduo final, tornando-o autossustentável economicamente e melhorando a situação socioeconômica dos produtores. Entre os usos alternativos destes resíduos destacam-se seu uso como adubo orgânico (biofertilizante), como fonte alternativa de energia térmica ou elétrica e como fonte de créditos no mercado de carbono (OLIVEIRA & NUNES, 2006).

O uso dos dejetos como biofertilizante na agricultura e na adubação de pastagens está disseminado na região do oeste catarinense. Isso ocorre, sobretudo, com o uso de esterqueiras para armazenamento dos dejetos e a sua distribuição pelas pastagens ou áreas agrícolas por meio de tratores ou caminhões tanques que podem ser próprios ou alugados pelas prefeituras locais. O problema é que a falta de orientação, de incentivo financeiro e de fiscalização das instituições responsáveis, tem levado frequentemente ao uso inadequado do sistema. É necessário se enfrentar o fato de que esta solução não é mais eficiente face ao grande volume de dejetos produzido diariamente em algumas propriedades da região.

Uma proposta de manejo dos dejetos que merece atenção especial é o uso de *biodigestores*, sistemas de tratamento capazes de transformar parte da biomassa dos dejetos suínos em energia a partir do processo de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos, além de contribuir para a redução do metano, gás de alto efeito estufa. Outra importante propriedade do biodigestor está na redução da massa orgânica dos dejetos e o aumento da concentração de nutrientes por unidade de volume, valorizando seu uso como biofertilizante nas áreas de lavouras e pastagens (OLIVEIRA, 2004; HENN, 2005).

Entretanto, embora os biodigestores reduzam a carga poluente dos dejetos de suínos, seus efluentes ainda não podem ser lançados diretamente nos corpos d'água sem um sistema terciário de tratamento. Um sistema integrado de tratamento seria constituído, além do biodigestor, por um sistema de armazenagem, lagoas de aguapés e lagoas de piscicultura, tendo substancial capacidade de remoção da carga poluente. Além de garantir a qualidade dos efluentes a serem lançados ao ambiente, o sistema integrado possibilitaria agregar mais valores aos dejetos com a criação de peixes.

A falta de uma estrutura adequada de incentivos impede, no entanto, a adoção de soluções custo-efetivas, isto é, que levem em conta a capacidade de suporte do ambiente



da região e a capacidade dos agentes econômicos em relação aos custos de controle da poluição.

### **Uma proposta de modelo de gestão**

Uma proposta de gestão eficiente para os dejetos da suinocultura da região oeste catarinense deve proporcionar as condições para a queda gradual dos impactos dessa atividade sobre os recursos hídricos da região, sem ameaçar sua viabilidade econômica. A implantação de tal proposta exige uma estrutura eficiente de fiscalização, controle e a criação de diversos instrumentos para que haja uma melhoria ambiental contínua que obedeça as metas estabelecidas para cada etapa do planejamento a ser desenvolvido pelo comitê gestor local.

A necessidade de estabelecer um planejamento para a redução da poluição por dejetos de suínos na região oeste catarinense exige que sejam constituídos órgãos específicos para a gestão ambiental local. Para isso, deve-se criar um órgão de gestão e planejamento (Comitê Gestor), que seja participativo e que agregue os setores interessados para estabelecer o cronograma de redução da poluição da região. Também deve ser criada uma estrutura de fiscalização e controle (Consórcio) liderada pelo órgão ambiental do Estado (FATMA) e que possa ampliar o espectro da fiscalização existente na região.

### **O comitê gestor**

Devem participar deste Comitê o ministério do meio ambiente, por meio do IBAMA, a EMBRAPA entre outros órgãos do governo federal; os representantes do governo estadual, tais como a Secretaria de estado do desenvolvimento social, urbano e meio ambiente, a FATMA, a Epagri, entre outros; os Municípios da região; os representantes das empresas integradoras e dos intermediários integradores, os representantes dos criadores de suínos integrados ou não, os representantes dos pequenos criadores de suínos; representantes da sociedade civil, dos agricultores da região, dos sindicatos rurais, entre outras organizações da sociedade local e os comitês das bacias hidrográficas das áreas envolvidas.

Propõe-se que a representação entre os participantes seja a seguinte:  $\frac{1}{4}$  dos participantes sejam representantes dos governos federal, estadual e municipal na proporção de  $\frac{1}{3}$  para cada escala;  $\frac{1}{4}$  representantes das agroindústrias, dos intermediários integradores e dos criadores de suínos integrados;  $\frac{1}{4}$  representantes dos criadores de suínos não integrados, dos agricultores e dos sindicatos rurais e  $\frac{1}{4}$  representantes da sociedade civil organizada e dos comitês de bacia.

Todo o planejamento realizado no âmbito do comitê deve contar com a participação do ministério público que também deverá fazer a fiscalização das ações do comitê. Uma comissão de membros da sociedade civil organizada deve ser responsável pela auditoria das ações do comitê gestor.

### **O consórcio: monitoramento, fiscalização e controle ambiental**

Deve-se constituir um consórcio público para a fiscalização, monitoramento e controle ambiental, o qual deve contar com a participação da FATMA e dos municípios da região. A formação do consórcio poderá expandir substancialmente a capacidade de fiscalização e controle da poluição.

O mesmo consórcio deverá planejar implantar e operar uma estrutura de monitoramento da qualidade dos corpos de água superficiais e subterrâneos e do solo da região, que seja permanente, contínuo, com metodologia clara e eficaz e que gere uma posição consistente sobre a situação dos corpos de água a cada ano.

O plano de monitoramento deve estabelecer, minimamente: os locais e procedimentos de medição, a estrutura de análise de resultados, os parâmetros específicos para medição e compor uma equipe permanente para fazer o monitoramento das águas da região.

O monitoramento deve atingir as águas superficiais, subterrâneas e as fontes de água da região, que atualmente encontram-se muito afetadas pela poluição gerada pelos dejetos de suínos. Devem compor os parâmetros de monitoramento, pelo menos: o nitrogênio, o fósforo e os elementos que se formam pelas reações dessas substâncias em água. Também deve ser medido o cobre e o zinco, e os parâmetros que demonstram a poluição orgânica, tais como a  $DBO_{5,20}$ , a existência de coliformes fecais e totais, entre outros.

A fiscalização do cumprimento das informações declaradas pelas empresas integradoras para o sistema de planejamento será parte fundamental da estrutura de gestão.

O consórcio deverá ter acesso irrestrito ao banco de dados do comitê gestor e deverá utilizar as informações das atualizações mensais e do relatório de monitoramento da qualidade das águas para criar indicadores que auxiliem no mapeamento dos prováveis locais em que haja divergência entre os dados declarados e medidos e, assim, planejar quais serão as propriedades a serem visitadas pelos fiscais prioritariamente.

Dessa forma, caso haja uma região em que o relatório de qualidade dos recursos hídricos aponte um excesso de nutrientes nas águas e as declarações informem que os dejetos das propriedades ali localizadas recebem tratamento com a retirada de 100% dos nutrientes, o consórcio deve ter condições de priorizar a fiscalização das propriedades daquela região e descobrir rapidamente as causas da poluição.

Da mesma forma, caso as atualizações mensais digam que há implantação de um novo sistema de tratamento, o consórcio deve chegar a essa propriedade e fiscalizar seu funcionamento, seu dimensionamento e se as características do tratamento batem com a declaração feita.

Por isso a estrutura de consórcios envolvendo os municípios é fundamental, pois o conhecimento da região pelos empregados da prefeitura pode resultar em uma melhoria das ações de fiscalização e na rapidez com que o processo ocorre.

É importante manter a estrutura do consórcio de fiscalização mesmo depois do período de planejamento, pois, a possibilidade de entrada de novos criadores sem tratamento de dejetos adequado à retirada do excesso de nutrientes deve ser vedada e, por outro lado, a implantação dos equipamentos para o tratamento dos dejetos não significa sua utilização efetiva pelos criadores, dessa forma, após o período de planejamento o monitoramento passa a ser o instrumento mais poderoso para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

## **Instrumentos de gestão**

### **As licenças negociáveis para emissão de dejetos**

A ideia de implantação de licenças negociáveis para emissão de dejetos (LNED's) é fazer com que haja uma redução gradual, porém constante da poluição dos recursos hídricos na região do oeste catarinense. Isto significa que, a princípio será permitido certo grau de poluição, que será reduzido a cada etapa do planejamento até que se chegue ao final do planejamento com a eliminação da poluição dos corpos hídricos pela emissão nutrientes em excesso.

Sua característica negociável reconhece a existência de certa diversidade entre as empresas integradoras (e intermediários), que podem facilitar para alguns e dificultar para outros atingirem as metas estabelecidas. Dessa forma a possibilidade de negociação das licenças permite que aqueles que ultrapassaram as metas tenham uma recompensa e aqueles que tiverem dificuldades em atingir a meta possam comprar as licenças para atingi-las.

O principal fato gerador de impactos ambientais da suinocultura na bacia do rio Ariranha é a existência de um desequilíbrio ocasionado pelo excesso de nutrientes provenientes dos dejetos da criação de suínos local (nitrogênio e fósforo) em relação à área apta a absorver tais nutrientes na forma de adubo. Tal fato é provocado pela concentração da atividade na região e pelo manejo inadequado dos dejetos gerados pelos animais.

Para que haja uma redução gradual dos impactos causados pela atividade de criação de suínos propõe-se a criação das LNED's, cuja unidade de medida é o hectare, de forma que cada LNED represente um hectare de terra necessário para dispersar o excesso de nutrientes gerado na suinocultura.

O valor das LNED's deve ser definido em reais por hectare de terra necessário para dispersar o excesso de nutrientes. Para definir o valor de cada LNED é necessário dividir o valor em reais necessário para tratar os dejetos de suínos na região até a eliminação total do excesso de nutrientes, pelo número de hectares referente à área total apta a receber dejetos suínos necessária para dispersar o excesso de nutrientes vigente na região. Os cálculos serão possíveis apenas após as atualizações dos bancos de dados com as informações referentes a cada criador e empresa.

O saldo devedor de cada empresa será validado por meio de escrituração de débitos em LNED's em nome da empresa integradora. O saldo será equivalente à somatória dos dados obtidos junto aos integrados referentes ao balanço de nutrientes das propriedades, por meio dos quais será possível calcular a área total necessária para a dispersão dos nutrientes em excesso.

O custo da compra das LNED's será dividido entre a empresa integradora e seus integrados mediante negociação entre as partes.

Deve haver desde o primeiro momento regras definidas quanto ao número máximo de licenças em cada etapa do planejamento. Após a última etapa serão extintas as LNED's.

Dessa maneira, para se enquadrar na legislação e obter a licença ambiental, as empresas e os criadores integrados terão, obrigatoriamente, que melhorar seu balanço de nutrientes a cada ano. Nos primeiros anos, as metas estabelecidas e o prazo para seu

cumprimento deverão ser tais que tornem possível a implantação dos sistemas de tratamento sem se tornar um impedimento à atividade. Depois de determinado número de anos a redução no número de LNEDE's deve ser tal, que torne cada vez mais impeditiva a poluição dos recursos hídricos na região.

A cada meta haverá uma redução do número de LNEDE's e portanto da possibilidade de geração de excesso de nutrientes, por isso, quanto mais rápido o cumprimento das metas, maior será a capacidade de ganhos das empresas com a negociação das LNEDE's e as possibilidades de expansão da atividade sem incorrer em barreiras ambientais à entrada.

O estabelecimento de prazos compatíveis com as possibilidades econômicas das integradoras e o fato de as licenças serem negociáveis gerarão tempo para que os criadores e as empresas melhorem, de acordo com sua estratégia interna, seus sistemas de manejo dos dejetos.

### **O balanço de nutrientes como instrumento técnico básico**

O cálculo do balanço dos nutrientes nitrogênio e fósforo gerados na região oeste catarinense, pelas atividades de criação de animais é uma ferramenta sem a qual não se pode estimar o impacto de cada criador e empresa nos recursos hídricos.

As atividades mais relevantes como geradoras de nutrientes são a suinocultura, a criação de aves e a bovinocultura de leite. As atividades que absorvem esses nutrientes, por meio da utilização dos dejetos animais como adubo natural, são a plantação de milho, outras atividades agrícolas e as pastagens plantadas.

Para o caso da suinocultura da bacia do rio Ariranha, os impactos causados pelos parâmetros orgânicos, foram bastante reduzidos pela generalização do uso de esterqueiras. Cabe, nesse caso, adaptar as esterqueiras existentes para a implantação do biodigestor e estabelecer um esquema de fiscalização e controle que verifique as propriedades em que ainda é necessário investir nesse processo de tratamento, que identifique se o dimensionamento das esterqueiras existentes é o correto e se o período mínimo de retenção na esterqueira está sendo obedecido pelo criador. Apesar disso, as esterqueiras são incapazes de eliminar o nitrogênio, o fósforo e os metais existentes nos dejetos de suínos.

Além das fontes geradoras e absorvedoras de nutrientes, deve-se considerar no modelo de cálculo para o balanço de nutrientes, quais as tecnologias de tratamento utilizadas e sua capacidade de eliminação dos nutrientes e dos metais acima expostos.

Para a implantação do mecanismo de LNEDE's com objetivo de reduzir os impactos causados pelos dejetos de suínos na região oeste catarinense, deve-se desenvolver um modelo matemático que calcule de maneira rápida e eficaz o balanço de nutrientes para cada propriedade da região chegando a um número que será correspondente ao número de hectares necessários em áreas aptas para dispersar de forma sustentada o excesso de nutrientes da suinocultura na forma de adubo natural.

O produto da elaboração do modelo deve ser um instrumento acessível e transparente, que possibilite aos organismos fiscalizadores, às empresas integradoras e aos próprios criadores, integrados ou não, o cálculo do balanço de nutrientes e o acesso aos dados de excesso ou necessidade de nutrientes para cada propriedade e, assim, saber, também, quais as propriedades poderão receber dejetos.

Tal modelo deve considerar o balanço de nutrientes global de cada propriedade e não apenas aquele proveniente da criação de suínos. Isso ocorre porque os dejetos oriundos da avicultura são utilizados preferencialmente em relação aos dejetos de suínos pela sua melhor qualidade como adubo e os dejetos do gado são espalhados de forma desordenada, sem possibilidade de ser recolhido e tratado.

O cálculo do balanço de nutrientes global torna possível medir o real impacto de cada criador sobre os recursos hídricos da região, bem como a necessidade de investimentos no tratamento dos dejetos de suínos para que cada criador se enquadre nas metas de redução de poluição a serem definidas em cada etapa do planejamento.

Deve-se formar um grupo de trabalho para a elaboração do estudo agrônomo e do modelo matemático que deve, preferencialmente, ser composto por técnicos, da Epagri e da Embrapa, que são organismos que trabalham com o desenvolvimento de tecnologias para o setor, da FATMA, que é o órgão de fiscalização e controle ambiental do estado de Santa Catarina e que será um dos principais usuários do modelo. As Instituições de ensino e pesquisa locais podem ser chamadas a participar em assuntos específicos e áreas em que possuam experiência comprovada de trabalho.

### **Banco de dados interligados**

A criação de bancos de dados interligados servirá para facilitar a fiscalização e o controle do cumprimento das metas e a negociação das LNED's, bem como para evitar fraudes no processo.

É um instrumento que deve ser implantado para o comitê gestor e para as empresas integradoras e ser utilizado permanentemente na gestão ambiental da região. Os bancos de dados das empresas e do comitê gestor devem ser totalmente integrados, para facilitar o recebimento dos dados enviados pelas empresas integradoras. Além disso, deve proporcionar o confronto das declarações das empresas com informações geradas no processo de fiscalização.

Os bancos de dados do comitê gestor e das empresas armazenarão as informações provenientes das declarações das empresas sobre o balanço de nutrientes de cada integrado e aquelas resultantes das negociações das LNED's. O banco de dados do comitê gestor arquivará também as informações colhidas no processo de fiscalização nas propriedades. As empresas que tiverem modificações a declarar deverão atualizar mensalmente os dados do comitê gestor. O programa deverá responder à atualização calculando automaticamente a posição da empresa em relação à meta estabelecida. Caso não haja atualização, as posições não serão alteradas.

As variáveis específicas que constituirão o banco de dados devem ser definidas com a elaboração do modelo para o cálculo do balanço de nutrientes e a plataforma de sistemas unificada deve ser determinada em acordo entre as empresas e o comitê gestor de forma a aproveitar plataformas e dados já existentes nas empresas e promover a integração mais eficiente dos sistemas.

O consórcio fiscalizador deve acoplar ao banco de dados alguns softwares a serem desenvolvidos para a aplicação de indicadores como filtros para o processo de fiscalização e controle.

Também deverá ser adicionado ao banco de dados um software específico para a realização da comercialização das LNED's na forma de leilão virtual entre as empresas. Tal software deve ser desenvolvido em parceria com as empresas.

Após o final do período de planejamento as empresas integradoras devem continuar a atualizar mensalmente o banco de dados para que o processo de fiscalização e controle continue a ter subsídios para a continuidade do seu trabalho.

### **Licença ambiental e TAC**

Pelo TAC a FATMA deveria dar a licença ambiental para todos aqueles que fizessem o projeto de adaptação da propriedade às condições ambientais estabelecidas. Em um prazo de 36 meses os criadores deveriam implantar as modificações projetadas, caso contrário perderia a licença ambiental.

A condição estabelecida para distribuição de dejetos é de 50m<sup>3</sup> por hectare de área plantada apta a receber os dejetos. A quantidade de área relativa ao número de suínos da propriedade poderia ser atingida pela utilização da área disponível na propriedade e pela agregação de área de outras propriedades, desde que haja um contrato regulamentando essa utilização.

A proposta elaborada no presente projeto necessita que o licenciamento ambiental esteja baseado no equilíbrio do balanço de nutrientes da propriedade. Por meio desse balanço chegar-se-á ao número de hectares necessários para a dispersão dos nutrientes dos dejetos após o tratamento. Tal área poderia ser conseguida por meio da utilização de terras de propriedades vizinha, regulamentadas por meio de contrato, desde que acompanhada do balanço de nutrientes que comprove a existência de necessidade de nutrientes adicionais, e pela compra de LNED's.

Com o passar do tempo, a redução do número de LNED's tornará a implantação de sistemas eficazes para o tratamento dos dejetos a ferramenta sem a qual não se obterá a licença ambiental.

O final do período de planejamento e a extinção das LNED's será o ponto a partir do qual somente receberá licença ambiental aqueles criadores que possuírem um balanço de nutrientes equilibrado.

### **Operação do sistema com as LNED's**

A operação do sistema está baseada em parâmetros calculados a partir do resultado do balanço de nutrientes, entre outras informações declaradas pelas empresas nas atualizações mensais do banco de dados. Tais parâmetros têm seu funcionamento explicado na Tabela 1 e abaixo:

- ✓ **Conversões de valores:** A introdução de uma nova unidade, que é o número de LNED's gera a necessidade de estipular as formas de conversão dos valores entre Reais, LNED's e hectares.
  - 1 LNED = 1 hectare
  - Preço da LNED = Somatória dos saldos devedores das empresas em reais/Somatória dos valores totais das metas das empresas em hectares. (preço da LNED em R\$/hectare)
  - LNED para Reais → Multiplica-se o número de LNED's pelo preço da LNED
  - Reais para LNED → Dividem-se o valor em reais pelo preço da LNED.
  
- ✓ **Saldo devedor:** Para a primeira etapa é determinado em LNED's equivalentes ao valor total em reais necessário para o investimento em tratamento de dejetos objetivando a retirada de todo o excesso de nutrientes produzido pelos integrados da empresa. A cada etapa o valor alcançado é reduzido do seu valor.

- ✓ **Metas por etapa:** São determinadas em LNED's equivalentes à redução no número de hectares aptos para a dispersão do excesso de nutrientes que cada empresa deve cumprir em cada etapa do plano. Seu valor para a segunda e demais etapas pode variar em caso de não cumprimento ou ultrapassagem da meta da etapa anterior. Em caso de não cumprimento, a parte não cumprida da meta anterior, será acrescida à meta da etapa atual, requerendo um maior esforço da empresa para o seu cumprimento. Em caso de ultrapassagem da meta anterior, a meta da etapa atual é reduzida no valor ultrapassado, o que torna mais fácil seu cumprimento.
- ✓ **Valor alcançado:** Determinado em LNED's equivale à redução efetiva alcançada por cada empresa no número de hectares aptos necessários para a dispersão do excesso de nutrientes. Tal redução pode ser alcançada por meio de: melhoria no balanço de nutrientes, que pode ser obtido pela instalação de sistemas de tratamento mais eficazes na retirada de nutrientes; utilização mediante contrato, de terras aptas ao recebimento de dejetos e nutrientes em propriedades vizinhas às dos criadores integrados (à empresa ou intermediário), desde que comprovada por contrato de utilização e balanço de nutrientes específico; utilização do saldo de LNED's conseguido pela ultrapassagem da meta da etapa anterior; e pela compra de LNED's de outras empresas.
- ✓ **Saldo para pagamento imediato:** No fechamento de cada etapa é calculado o saldo para pagamento, ele se refere à diferença entre a meta estabelecida na etapa em encerramento e o valor alcançado nessa etapa. O saldo calculado em LNED's deve ser transformado em reais para pagamento imediato apenas quando a meta não for atingida.
- ✓ **Saldo de LNED's para negociação:** No fechamento de cada etapa é calculado o saldo de LNED's que cada empresa terá para negociação na próxima etapa, o saldo se refere à diferença entre a meta estabelecida na etapa em encerramento e o valor alcançado nessa etapa.

**Tabela 1.** Características dos parâmetros para operação do sistema.

Parâmetros	Unidades de medida*	Definição	Possibilidades de variação**
Saldo Devedor (SD)	Número de LNEDE's	LNEDE's referentes ao valor do Investimento necessário para tratar os dejetos e eliminar o total do excesso de nutrientes.	A partir da segunda etapa ⇒ Em qualquer cenário: $SD_t = SD_{(t-1)} - VA_{(t-1)}$
Metas por etapa (ME)	Número de LNEDE's	Redução do número de LNEDE's, ou seja, da necessidade de terra para dispersar o excesso de nutrientes ao final de cada etapa.	A partir da segunda etapa ⇒ Para qualquer cenário: $ME_t = ME_t + (ME_{(t-1)} - VA_{(t-1)})$
Valor alcançado (VA)	Número de LNEDE's	Redução do número de hectares necessários para a dispersão do excesso de nutrientes.	Para todas as etapas <u>Elementos a serem considerados:</u> ⇒ melhoria no balanço de nutrientes. ⇒ utilização de terras de vizinhos para a dispersão dos nutrientes. ⇒ utilização do saldo de LNEDE's para negociação (SN) ⇒ compra de LNEDE's de outras empresas.
Saldo para Pagamento Imediato (PG)	Número de LNEDE's	Valor em LNEDE's ao final de cada etapa referente à parte da meta não cumprida.	Para todas as etapas <u>Para o caso de não cumprimento da meta:</u> $PG_t = ME_t - VA_t$ <u>Para o caso de cumprimento ou valor alcançado maior que a meta:</u> $PG_t = 0$
Saldo de LNEDE's para negociação (SN)	Número de LNEDE's	Saldo de LNEDE's que cada empresa pode negociar igual à parte da meta ultrapassada.	<u>Saldo para utilização na etapa seguinte:</u> ⇒ Para o caso de valor alcançado maior que a meta: $SN_t = VA_t - ME_t$

\* Todos os parâmetros podem ter suas unidades transformadas em Reais ou hectares por meio da conversão acima.

\*\* t refere-se ao número da etapa do planejamento.

### Incentivos do sistema

O funcionamento do sistema de gestão possui alguns incentivos que funcionam pela aplicação das regras de variação dos parâmetros descritos na tabela 1, conforme explicação abaixo:

- ✓ **Pagamento do valor equivalente às metas não cumpridas:** Transforma o não cumprimento da meta em pagamento efetivo, tal mecanismo funciona como penalidade pelo não cumprimento das metas acordadas pelo comitê gestor. O pagamento refere-se à poluição acima do permitido.
- ✓ **Aumento das metas por não cumprimento da meta anterior:** Faz com que, além de pagar pelo não cumprimento da meta anterior, a empresa tenha que ampliar seus esforços para cumprir junto com a meta atual, o resíduo não cumprido. É um incentivo ao cumprimento das metas que pode ser realizado pela compra de LNEDE's de outras empresas.
- ✓ **Redução do número de hectares para a dispersão do excesso de nutrientes com o encerramento de cada etapa:** Ao fim de cada etapa, há uma redução do número de LNEDE's equivalente aos valores alcançados. Esse fato faz com que aqueles que não atingiram as metas tenham que investir na melhoria de seu balanço de nutrientes, pois, a cada meta, haverá menor possibilidade de compra de LNEDE's. Ao final do processo apenas poderão ser



aproveitados como adubo a parcela dos nutrientes dos dejetos suínos que caibam no balanço de nutrientes da região.

- ✓ **Saldo em LNEDEs para negociação:** Ao final de cada etapa aquelas empresas que ultrapassem as metas poderão negociar seu saldo em LNEDEs com outras que tenham dificuldades para atingi-las ou que queiram expandir sua produção. A venda do saldo em LNEDEs pode representar a oportunidade de reaver parte dos recursos investidos para atingir as metas. As negociações das LNEDEs devem ser feitas dentro da etapa de planejamento seguinte àquela em que foram geradas.
- ✓ **Utilização do saldo para negociação em LNEDEs pela empresa, para cumprir ou ultrapassar sua meta:** Caso a empresa não consiga negociar suas LNEDEs durante a etapa correspondente, ela poderá utilizar suas LNEDEs para cumprir a meta ou ultrapassá-la. A vantagem da ultrapassagem da meta é a possibilidade de utilizar o saldo para a expansão da sua produção sem incorrer em barreiras ambientais.
- ✓ **Possibilidade de aumento da produção está vinculada às melhorias ambientais:** O aumento da produção deverá ser algo planejado na relação empresa e integrado, que poderão aumentá-la apenas em três casos: se possuírem instalações adequadas à retirada de todo o excesso de nutrientes dos dejetos; aqueles que avançarem no cumprimento das metas e conseguirem LNEDEs suficientes para compensar a poluição causada pelo excesso de nutrientes oriundos dessa expansão ou aqueles que se aproveitem das melhorias ambientais geradas por outros criadores por meio da compra de LNEDEs. De qualquer forma, a expansão somente seria possível mediante melhorias ambientais.
- ✓ **Instituição de barreiras à entrada para os produtores concentrados:** A partir do final do período de planejamento com o fim das LNEDEs a expansão da produção será possível apenas para aqueles produtores que retirarem todo o excesso de nutrientes dos dejetos pelos sistemas de tratamento, isso cria uma barreira à entrada de novos produtores concentrados e dificulta a ampliação da concentração, pois com a ampliação da criação o volume de dejetos será superior ao dimensionamento do sistema de tratamento antigo.
- ✓ **Incentivo à desconcentração:** Aqueles produtores que não concentrarem sua produção e que tiverem a possibilidade de utilizar os nutrientes de seus dejetos na sua propriedade não terão problemas de barreiras à entrada pelos gastos de tratamento.

## Considerações finais

O modelo de gestão proposto visou atender os requisitos básicos para uma solução custo-efetiva, socialmente justa e ecologicamente sustentável de um problema ambiental causado pela produção suinícola no Vale do Rio Ariranha no Oeste Catarinense. Sua operacionalidade está condicionada sem dúvida à presença de um capital social importante, em termos de capacidade organizacional das populações locais.

A proposta levou em conta este fato, que é a reconhecida capacidade associativa e organizacional da população local, que se traduz num número expressivo de organizações não governamentais atuando com sucesso em distintas áreas. Uma base educacional acima da média nacional tem sido apontada por muitos analistas como um dos fatores importantes que explicam este quadro. Na região de Chapecó em especial é apontado o papel organizador de movimentos ligados à Igreja Católica, que se encontram na origem de um grande número de organizações.

As alternativas convencionais a este modelo de gestão certamente podem produzir bons resultados em termos da redução da poluição, mas com o risco de permitir que perdas irreversíveis no ecossistema hídrico da região (desaparecimento de espécies, por exemplo) antes de surtirem efeito. Além disso, podem implicar em situações de injustiça ao

não levarem na devida conta as responsabilidades de cada agente econômico em função das respectivas condições socioambientais.

## Bibliografia

ABIPECS (2006). **Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína**. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br>>. Acessado em: mar. 2006.

Brasil, D. M. (2002). **Apontamentos sobre o valor do prejuízo ecológico. Alguns parâmetros da suinocultura em Braço do Norte**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Florianópolis: UFSC.

EMBRAPA (2005). **Sistemas de tratamento de dejetos suínos: inventário tecnológico**. Concórdia: EMBRAPA.

EPAGRI (2005). **Levantamento agropecuário de Santa Catarina**. Florianópolis: EPAGRI.

INSTRUÇÃO NORMATIVA 11 (2000). **Suinocultura**. Santa Catarina: FATMA.

Henn, A. (2005). **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. Dissertação (mestrado em engenharia ambiental). Florianópolis: UFSC.

Maia, A. G.; Romeiro, A. R.; Reydon, B. P. (2004). **Valoração de recursos ambientais: metodologias e recomendações**. Texto para discussão. Campinas: IE/UNICAMP.

Oliveira, P. A. (2004) **Produção e aproveitamento do biogás**. In Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos – manual de boas práticas. Embrapa.

Oliveira, P. A.; Nunes, M. A. (2006) **Sustentabilidade ambiental da suinocultura**. Concórdia: Embrapa. Disponível em: [http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc\\_publicacoes/publicacao\\_b6e9n1u.pdf](http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/publicacao_b6e9n1u.pdf)>. Acessado em: mar. 2006.

Zago, S. (2003) **Potencialidade de produção de energia através do biogás integrada à melhoria ambiental em propriedades rurais com criação intensiva de animais, na região do meio oeste catarinense**. In Oliveira (2004). Dissertação (Mestrado). Universidade Regional de Blumenau, Centro de Ciências Tecnológicas, Blumenau.

## NEW TRENDS ON ENERGY GENERATION USING BIOMASS

**Ao.Univ.Prof. Dr. Thomas Amon**

*Division of Agricultural Engineering  
Department of Sustainable Agricultural Systems  
University of Natural Resources and Life Sciences  
Peter-Jordan Strasse 82  
A-1190 Wien, Austria  
thomas.amon@boku.ac.at*

**Co authors:** B. Amon, C. Leonhartsberger, A. Bauer, H. Mayr, M. Eder, P. Hobbs, S. Rao Ravella, U. Roth, A. Niebaum, H. Doehler, P. Weiland, E. Abdoun, A. Moser, M. Lyson, M. Heiermann, M. Plöchl, J. Budde, A. Schattauer, T. Suarez, H. Möller, A. Ward, F. Hillen, P. Sulima, A. Oniszk-Polplawska, P. Krampe, Z. Pastorek, J. Kara, J. Mazancova, H. Jan van Dooren, C. Wim, F. Gioelli, P. Balsari

### **Abstract**

Over the last few years, the interest in bioenergy production has increased significantly. A number of different technologies and processes are used to recycle organic substances and one of them is biogas production. Biogas production is a technology that can make efficient use of diverse organic substances and therein also from agrarian and animal wastes. Animal manures occur in high amounts and are therefore a preferred substrate for biogas production.

Within the EU-AGRO-BIOGAS project the aim was to improve the yield of agricultural biogas plants, to optimize biogas technologies and processes and to improve the efficiency in all parts of the production chain from feedstock to biogas utilization. In several field demonstrations, new technologies and methods like innovative approaches of feeding technologies, monitoring, management and early warning systems, new developed sensors, approaches to improve the degree of efficiency of the fermentation steps, as well as a floating system were investigated. Another crucial task within the project was the economic and environmental assessment of the demonstration measures on selected medium- and large-scale biogas plants across Europe.

**Keywords:** anaerobic digestion, animal manure, biogas, technological innovations.

### **Introduction**

An increasing demand on renewable energy as well as the reduction of green house gas emissions are currently in fact one of the main challenges worldwide. Therefore also conversion technologies using the available organic biomass are of central interest. A promising technology could be anaerobic digestion, because a broad variety of substrates – therein also agrarian and animal wastes – can be used to produce energy in form of heat, electricity and bio-fuels. Nevertheless there is still need to further optimize this technology. Therefore a European project, entitled EU-AGRO-BIOGAS, aimed at the development and optimization of the entire value chain that ranges from the production of raw materials, production and refining of biogas to the utilization of heat and electricity. All developments

and strategies are demonstrated and proofed at real life conditions. Demonstration activities (technical, economical, ecological) are benchmarked and recommendations for an efficient biogas production are developed and widely disseminated.

## **Results**

### **EU Feedstock Database and Methane Energy Value Model (MEVM)**

Based on lab-scale experiments of feedstock from all participant countries, a substantial amount of data was collected and a new and comprehensive online European Feedstock Database (<http://daten.ktbl.de/euagrobiogas/>) on feedstock for biogas plants development. This database is designed as an open database where new data can always be fed in. It contains essential information on the quality of feedstock utilizable for fermentation including their methane production capacity. A broad variety of feedstock groups is represented in the database: energy crops, animal manures, by-products of the food, feed, and biofuel industry and harvest residuals. Actually, 667 data on biogas yield, 767 data on methane yield and 9,291 data on substrate analysis from energy crops, animal manures, agricultural residues, other waste materials and substrate mixtures are available. Out of these data, methane energy value models (MEVM) – to estimate the specific gas yields from the nutrient composition - were developed for energy crops and feedstock mixtures.

### **Benchmarking, weak point analysis and early-warning system**

A selection of commercial plants has provided information on the fermentation parameters, economics, monitoring instrumentation and plant schematics. These parameters were benchmarked and compared to identify weak points from a statistical perspective. Additional weak point analysis was provided by the plant operators. These informations were used to define the needs of the early warning system and to highlight the demonstration activities. The constrictions of which parameters can be measured and those needed for process control were balanced and the means of process control and management of the biogas plant by software control were identified. The method involves the use of a soft-sensor which is a means of using easily acquired data and mathematically constructing a more appropriate parameter. New means of process control have been identified that provide early warning of process failure and ultimately will lead to better biogas production.

A pilot scale system was used to investigate both, different sensors for fermentation monitoring and mathematical solutions to process control. The influence of different feedstock on biogas output, process control and monitoring is being investigated. Feedstock will include manure that is quickly digested and energy crops which are less easy to hydrolyze and may require different operational parameters. Our generic approach will enable adaptation to these needs. Successful mathematical models of process control are being progressively identified and validated.

## **Transforming biogas into heat and power**

Extensive R&D and pre-demonstration activities are performed to reach improvements in the field of biogas utilization with Combined Heat and Power Plants (CHP). New technologies, like the Organic Rankine Cycle (ORC), add on power plants, and optimized technologies for heat utilization or life cycle cost reduction through adjusted gas qualities are developed, designed and pre-validated. The drying and removal of ammonia from biogas with an improved gas scrubber has already shown the significant impact of gas impurities to the availability and operating costs of a CHP. A new more sulfur resistant type of exhaust gas heat exchanger has been developed. ORC technology represents a significant capability for gaining additional electrical energy from the available exhaust gas heat. The advantages and motivation are obvious: CO<sub>2</sub>-free additional power, increased plant / process efficiency, as well as fuel savings.

The decisive factor is ultimately the required investment per kW of usable energy. In the ORC process, a working fluid is passed through a circulatory system similar to a steam process. Instead of water, an organic fluid is used as working fluid. This means that, in principle, standard components can be used for the ORC process. Unlike the steam process, the ORC is also very suitable for the use with smaller heat sources and low energy levels, such as the exhaust gas from a gas engine co-generation plant.

## **Reduction of green house gas emissions by covering the digestate storage tank**

Anaerobic digestion plants require tanks for the storage of digestate before its field application. Nevertheless, at present, storage tanks are mostly uncovered. Due to a still significant presence of undigested organic matter and due to the high ammonia nitrogen concentration in the digestate, biogas and ammonia losses from the storage tanks are likely to be expected. In order to determine the amount of residual biogas recoverable from the digestate storage tank, a pilot scale recovery system was built and floated over the digestate surface. The device was made up of a squared floating polyethylene and stainless steel inox frame covered by a PVC two sides coated polyester fiber membrane. The recovery system was floated over the digestate surface so that the released biogas could be collected under the membrane, flew through a PVC tube and was stored within a 2 m<sup>3</sup> gasometer.

Trials showed variability in the digested slurry biogas potential in function of the distance between the recovery system and the digestate inlet: close to the loading point of the digested slurry, the measured daily biogas production was on average 0.57 Nm<sup>3</sup> per day. A similar biogas yield, close to 0.50 Nm<sup>3</sup> per day was measured at approximately 20 m from the digestate loading point. As expected, at 30 meters from the digested slurry loading point, the biogas yield was significantly lower and ranged from 0.12 Nm<sup>3</sup> to 0.56 Nm<sup>3</sup> per day. According to the pilot scale trials results, an average daily production of 450 Nm<sup>3</sup> of biogas was measured, corresponding to an emission of about 50 kg CO<sub>2 eq.</sub> per m<sup>3</sup> of fresh digestate loaded daily into the tank and to more than 200 kg of CO<sub>2 eq.</sub> per MWh<sub>el</sub> produced.

According to this high emission figures, a floating coverage system was designed in order to recover the residual biogas and to abate gaseous losses from the digestate storage tank. The coverage of the digestate storage tank may represent an interesting advantage under the environmental point of view. Furthermore it is estimated that the stored digested slurry still has a significant residual biogas potential and thus, if properly recovered, it can represent an interesting opportunity to improve the biogas yield.

## **Economic and environmental assessment**

As an example, the economic optimization at a biogas plant in Austria is investigated, where the content of maize was reduced and compensated by raw glycerol. Through the optimization of the feed mix the specific methane yield could be increased by 31%. At similar engine performance the hydraulic retention time of the plant was increased by 13% because less input per day is needed. After optimization of the feedstock 11.6 t instead of 15.0 t VS were used, and the loading rate was reduced by 23%. For this example on commercial conditions the feedstock costs were reduced from 3,366 to 1,267 € per day (minus 60 %). Besides the lower feedstock costs, such optimizations can also result in a significant reduction of the construction costs of biogas plants.

For environmental assessment, life cycle inventories of the demonstration plants were carried out. Greenhouse gas emissions during electricity and heat production from biogas were balanced against those from fossil resources. The resulting GHG savings are within a range from 0.35 to 1.27 kg CO<sub>2eq</sub>/kWh<sub>el</sub>, with highest savings achieved when livestock manure was digested in an important share and at the same time a considerable amount of the produced heat was used. Residue plants appear to realize higher savings. Aim of EU-AGRO-BIOGAS was however to show the savings on the individual plants related to the fossil resources actually replaced. The assessment was therefore based on the national references. GHG mitigation costs vary from 16 to 541 €/t CO<sub>2eq</sub>. Only 3 of the investigated 12 plants reach a cost level below 100 € at status quo conditions, which is regarded to be the limit of economically reasonable measures to save GHG emissions.

## **Conclusions**

Within the EU AGRO BIOGAS project approaches to optimize the biogas process, beginning with optimal feedstock mixtures, pre-treatment of the feedstock and the addition of enzymes and developed a system for the automated process control, could be demonstrated. The efforts improve the possibility to control the biogas process and raise the yield of the produced methane, while minimizing greenhouse gas emissions. Biogas as an energy source was shown to be an effective possibility for the reduction of GHG emissions compared to energy production from fossil resources. However, reductions achieved varied significantly. Electricity and heat from biogas can contribute to the substitution of fossil resources. On all investigated plants energy provision with biogas was associated with greenhouse gas and primary energy savings compared to the use of fossil resources. The most efficient measures in this context are: enhanced heat utilization, use of high shares of livestock manure, use of residues or wastes, recovery of residual methane from digestate storage, improved efficiency of energy cropping and improved conversion efficiency in the digester. If these factors are taken into account GHG mitigation costs can reach a range which is regarded as economically justifiable.

## **Acknowledgement**

EU-AGRO-BIOGAS: Contract No.: 019884. A European specific target RTD project supported through the sixth framework Program of the EC (DG TREN).

## **EMISSÃO DE GASES NAS ATIVIDADES PECUÁRIAS**

**Patrícia Perondi Anchão Oliveira, André de Faria Pedroso, Roberto Giolo de Almeida, Sandra Furlan, Luiz Gustavo Barioni, Alexandre Berndt, Paulo Armando Oliveira, Marta Higarashi, Salete Moraes, Lucietta Martorano, Luiz Gustavo Ribeiro Pereira, Marcos Visoli, Maria do Carmo Ramos Fasiabem e Ana H. B. Marozzi Fernandes**

### **Introdução**

As alterações climáticas e o aquecimento global continuam a ser tópicos de debate científico e de interesse público (Snyder et al., 2008). O aumento dos “gases de efeito estufa” (GEE) na atmosfera tem sido apontado como uma das principais causas das mudanças climáticas, porque aumentam o potencial de aquecimento global. O dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) são os principais GEEs. Apesar das concentrações de metano e óxido nitroso na atmosfera serem menores que a de CO<sub>2</sub>, a mensuração de seus fluxos de emissão é importante porque esses gases apresentam potencial de promoção do efeito estufa, 23 e 296 vezes maior em relação ao CO<sub>2</sub>, respectivamente (Snyder et al., 2008). A queima de combustíveis fósseis é a maior contribuinte global de GEE, principalmente CO<sub>2</sub>, respondendo por mais de 60% de todas as emissões mundiais. Dentre outras atividades, a agropecuária é uma das que mais contribui com a emissão de CH<sub>4</sub> (Berndt, 2010), principalmente através da produção de arroz e da pecuária. A emissão de amônia no setor agropecuário, apesar de não ser uma causadora direta do efeito estufa, é também motivo de precaução devido a seus efeitos no ambiente e no bem estar animal, especialmente das aves. Quanto a emissão de óxido nitroso, De Klein and Ledgard (2005), citados por Sagggar et al., 2007, enfatizam a importância da deposição da urina dos ruminantes. Já para as fezes, segundo Sagggar et al., 2007, o N depositado na superfície do solo está na forma orgânica e sofre baixa mineralização, resultando em emissões irrelevantes de N<sub>2</sub>O.

Três fatos contribuem para tornar muito relevantes as emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira: o fato de o Brasil ter realizado abertura de novas áreas agrícolas por meio de desmatamento e queimadas; o fato de o Brasil possuir matriz energética essencialmente fundamentada em geração hidroelétrica, diminuindo a participação do setor industrial e transportes frente à agropecuária e o tamanho de rebanho brasileiro, com liderança na produção e exportação de vários produtos de origem agropecuária. No contexto da pecuária, o Brasil ocupa posição de destaque no mundo, com o maior rebanho comercial bovino, com 171,6 milhões de cabeças (IBGE, 2009), detendo aproximadamente, 20% do mercado de carne (USDA, 2009), além de ser o sexto maior produtor mundial de leite (IBGE, 2009). Na produção de aves, o Brasil ocupa o terceiro lugar, tanto nas exportações quanto na produção. Na produção de suínos ocupa o quarto lugar nesses quesitos (IBGE, 2009).

### **O problema de GEE no Brasil**

As informações preliminares do Segundo Inventário Brasileiro das Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (2009) indicam a emissão total de GEE brasileira, para o ano de 2005, de 2.203.362 Gg de CO<sub>2</sub> eq., sendo a agropecuária responsável por 22% das emissões e a mudança no uso da terra por 57,5%. A contribuição da agricultura na emissão de metano nacional foi de 71%, composta principalmente pela

emissão entérica com 63,3% (54,1% pelo gado de corte, 7,4% pelo gado leiteiro e 1,9% pelas outras espécies), seguida pela emissão do manejo dos dejetos animais confinados, com 5,5%. As emissões de óxido nitroso pela agropecuária representam 90,6% das emissões nacionais deste gás e são provenientes principalmente da emissão dos solos. Apesar da baixa emissão por unidade de área, como a área de pastagens no país é muito grande, a emissão pelas pastagens representa cerca de 39,4% das emissões de óxido nitroso da agropecuária.

A emissão entérica de metano, processo natural e intrínseco aos ruminantes, tende a acompanhar o crescimento do rebanho. No Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de GEE, as emissões totais de metano da pecuária foram estimadas em 8,8 Tg de origem entérica. Para o ano de 2005, as informações preliminares do Segundo Inventário Brasileiro das Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (2009) indicaram emissões de metano de origem entérica de 12 Tg.

No Brasil existem poucos estudos de emissão de GEE nas produções de suínos e aves. Entre os poucos trabalhos existentes na área de suínos, podem ser citados alguns estudos de emissão de gás carbônico em solos adubados com dejetos de suínos (Giacomini e Aita, 2008) e avaliações de potencial de redução de emissão através do uso de sistemas de tratamentos, tais como biodigestores (Angonese et al., 2007). Recentemente, foi realizado um estudo comparativo das emissões de gás carbônico e metano por dejetos de suínos tratados por compostagem e armazenados em esterqueira (manejo padrão utilizado no País), no entanto, esse trabalho foi realizado em escala piloto (Sardá et al., 2010), havendo necessidade de obtenção de resultados de sistemas de produção em escala comercial.

Para a avicultura, os estudos no Brasil se limitam às avaliações de teores de amônia, a qual não é diretamente causadora de efeito estufa, em ambientes confinados de aviários visando a questão do bem estar animal (Owada et al., 2007) e estudos de aditivos que reduziram a volatilização desse gás em aviários (Medeiros et al., 2008). Em revisão recente, visando traçar estratégias de mitigação de emissões de GEE (Cerri et al., 2010), consideraram-se apenas as emissões dos ruminantes, negligenciando as emissões das outras espécies, embora o artigo ressalte que, certamente existem medidas mitigadoras que podem ser implantadas para suínos e aves. Sendo assim, é bastante evidente a carência que existe no País de informações consistentes, sobre a real colaboração da produção intensiva de suínos e aves na emissão de GEE e também do potencial de mitigação da emissão destes gases, quando são adotadas ações para tratamento alternativo de dejetos.

Segundo Saggari et al. (2007), dados explícitos espacialmente e temporalmente dos fluxos de emissão de óxido nitroso e metano do solo e da emissão entérica de metano, são necessários para melhor estimar as emissões e remoções desses gases em âmbito regional e nacional. Hammond et al. (2009) enfatizaram que os inventários de emissões de GEE são baseados em número de animais, em produção de gases, em produção de metano por ingestão de matéria seca, e que, portanto, a segurança nos valores utilizados são imprescindíveis para a qualidade dos inventários.

No Brasil, os primeiros trabalhos realizados com animais, quanto à emissão de metano, foram realizados na década de 90, existindo poucos trabalhos publicados com resultados de experimentos envolvendo bovinos de corte, tanto em confinamento (Berchielli et al., 2003; Pedreira et al., 2004; Nascimento, 2007; Oliveira et al., 2007; Possenti et al., 2008) como em pastejo (Demarchi et al., 2003) e com gado de leite (Primavesi et al., 2004a; Pedreira et al., 2009). Esses estudos, além de pioneiros, são de grande relevância



por terem levantado dados divergentes dos valores de referência do IPCC (1996), contribuindo para estimativas mais realistas da pecuária brasileira. De acordo com Berndt (2010), em revisão sobre trabalhos realizados no Brasil, a média obtida para emissão de metano de machos bovinos de corte foi de 51,5 kg/animal/ano. Quando considerado todas as categorias animais, Primavesi et al. (2011), obteve média de 39 kg de metano/animal/ano e, para bovinos leiteiros, 65 kg de metano/animal/ano.

Estudos com ruminantes demonstram que a emissão de metano depende da quantidade de alimento ingerido e da qualidade da dieta, sendo que, geralmente, dietas com elevada digestibilidade proporcionam maior consumo com menor emissão de metano por unidade de alimento ingerido, do que dietas de baixa qualidade (Pedreira et al., 2004; Oliveira et al., 2007). Além da qualidade da dieta, fatores intrínsecos aos animais, como suas características genéticas e a microflora ruminal interferem na emissão de metano entérico (Hammond et al., 2009)

As dejeções de bovinos mantidos em pastagens são responsáveis por 39,4% das emissões antrópicas óxido nitroso no Brasil (BRASIL, 2009), sendo que as perdas de N pela urina são maiores do que pelas fezes (FERREIRA, 1995).

Segundo o IPCC (2006), 2% do N que ingressa no solo derivado das excretas de bovinos são perdidos como  $N_2O$ . Estudos preliminares, realizados em Seropédica (RJ) na região de Mata Atlântica, mostraram que as emissões de  $N_2O$  do solo tratado com urina também são inferiores às estimadas do IPCC. Calcula-se um fator de emissão direta de  $N_2O$  ao redor de 0,5% na época das chuvas, e de 0,1% no inverno. Os valores são muito abaixo do sugerido pelo IPCC e tal fato é atribuído à boa drenagem dos solos brasileiros (Urquiaga et al., 2010).

De acordo com Saggari et al. (2007) e LIMA (2006), ocorre variabilidade espacial e temporal das emissões de óxido nitroso, devido à excreção errática dos dejetos animais, à heterogeneidade espacial dos solos, ao pisoteio animal e compactação superficial do solo pós pastejo e, às características naturais dos processos de emissão de  $N_2O$ , além do uso de fertilizantes nitrogenados. Os padrões de distribuição das dejeções nas pastagens podem dificultar a obtenção de estimativas de emissão precisas, devido à falta de representatividade da área amostrada (Braz et al., 2003; Ferreira et al., 2004; Marchesin, 2005). Conforme aumenta a intensificação do uso das pastagens, aumenta a importância das emissões de  $N_2O$ , devido ao maior acúmulo de dejeções, especialmente urina, ao aumento no uso de fertilizantes nitrogenados e, em casos isolados, ao uso de irrigação.

## **Estratégias mitigação de GEE**

Ações para a mitigação da emissão de metano podem ser facilmente adotadas e incluem a melhoria da dieta, o uso de animais com maior potencial genético, a redução na idade de abate, o uso de aditivos (probióticos, ionóforos, leveduras, lipídeos), o manejo adequado das pastagens, o uso de vacinas, conforme proposto por Primavesi et al., (2011) e Berndt(2011) e ainda, o melhoramento genético de forrageiras voltado para baixa emissão de metano, o uso de confinamentos estratégicos, a busca de alternativas técnicas e econômicas para aproveitamento de machos leiteiros para produção de carne, o que diluiria a emissão de metano das vacas leiteiras pelo fornecimento de bezerros para cria.

Projeções de Barioni et al. (2007), sobre as emissões de metano pela pecuária de corte brasileira, no período de 2007 a 2025, indicam que deverá ocorrer substancial melhoria na eficiência de produção de carne. Projeta-se aumentos de 7,4% no tamanho do rebanho nacional e de 29,3% no número de abates, proporcionando um aumento de 25,4%

na produção de carne e de apenas 2,9% na emissão de metano, refletindo em uma diminuição de 18% na emissão de metano por unidade de carne produzida. Essas projeções pressupõem a utilização de tecnologias apropriadas de manejo nos sistemas de produção da agropecuária.

Um dos focos de pesquisa atual baseia-se na hipótese de que a recuperação direta das pastagens (Oliveira, 2007) e a adoção do manejo intensivo e dos sistemas integrados (Integração Lavoura Pecuária - ILP, Silvipastoril e Agrossilvipastoril) possuem grande potencial de mitigação dos gases de efeito estufa. Sistemas de pastagens recuperadas e intensificadas, com a possível introdução do componente arbóreo, possuem reconhecidos potenciais de sequestro de carbono e mitigação dos gases de efeito estufa, devido à elevada produção de massa de forragem das gramíneas tropicais, eficientes no de fertilizantes nitrogenados, e ao acúmulo de matéria-orgânica no solo (Oliveira et.al., 2007; Segnini et. al., 2007; Primavesi, 2007).

Um número razoável de estudos sobre ecossistemas de pastagens nos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, indicam que, de modo geral, solos sob pastagem podem acumular C em níveis semelhantes ou superiores à vegetação nativa e que a degradação das pastagens promove perda do C acumulado (Cerri et al., 2006; Jantalia et al., 2006; Segnini et al., 2007). Fisher et al. (2007), em revisão de estudos sobre C no solo em pastagens introduzidas nas regiões savânicas do Brasil e da Colômbia, observaram que as taxas de deposição de liteira eram subestimadas e, conseqüentemente, a produtividade primária líquida e o potencial de mitigação de GEE pelas pastagens. Estes dados confirmam o exposto no artigo veiculado pela FAO (2009) "Grasslands: enabling their potential to contribute to greenhouse gas mitigation", no qual os autores sugerem que existe um potencial técnico de mitigação dos GEE pela pastagem maior que as emissões de metano oriundas dos ruminantes e de suas dejeções.

Estudos com diversas variações de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta demonstraram que o componente florestal propicia inúmeros benefícios que refletem em melhoria na eficiência de uso da terra (Carvalho et al., 2001; Macedo, 2009). Entretanto, são os impactos positivos em variáveis microclimáticas e no sequestro de carbono que ampliam as possibilidades de seu uso em cenários de mudanças climáticas. Sistemas pastoris com 250 a 350 árvores de eucalipto/ha, planejados para corte das árvores aos oito a doze anos de idade, são capazes de produzir 25 m<sup>3</sup>/ha/ano de madeira (Ofugil et al., 2008), o que corresponde a um sequestro anual de cerca de 5 t/ha de C ou 18 t/ha de CO<sub>2</sub> eq., o que é equivalente à neutralização da emissão de GEE de cerca de 12 bovinos adultos. Entretanto, estudos avaliando o balanço de C nesses sistemas são escassos no Brasil.

As pastagens também possuem potencial para remoção de metano da atmosfera. Sagar et al. (2007) mensuraram o fluxo de emissão de GEE durante dois anos em pastagens neozelandesas e concluíram que as pastagens funcionaram como um dreno para o metano, com remoção anual de 0,64±0,14 Kg/ha de C na forma de CH<sub>4</sub>. Os autores observaram que, apesar das pastagens terem esta característica, o inventário de GEE daquele país ("New Zealand's Greenhouse Gas Inventory/2006") não considera esses valores.

## Conclusões

Em 2009, na “15<sup>a</sup> Conferência das Partes” (COP-15) sobre mudança do clima, o Brasil se destacou com avançadas propostas voluntárias de “Ações de Mitigação Nacionalmente Adequadas” (NAMAs, da sigla em inglês), com as seguintes metas para 2020, para o setor “agropecuária”: reduções de 83 a 104 Mt de CO<sub>2</sub> eq com recuperação de pastos, de 18 a 22 Mt de CO<sub>2</sub> eq com integração lavoura-pecuária, de 16 a 20 Mt de CO<sub>2</sub> eq com plantio direto e de 16 a 20 Mt de CO<sub>2</sub> eq. com fixação biológica de N (BRASIL, 2010). De acordo com estudo de Cerri et al. (2010), essas metas são passíveis de serem atingidas com as tecnologias disponíveis atualmente, entretanto, são necessários estudos mais aprofundados para melhor quantificar as emissões e o potencial de mitigação de GEE dessas tecnologias, para embasar as políticas públicas e orientar a cadeia produtiva.

Assim, torna-se também fundamental o desenvolvimento de modelos matemáticos, baseados em processos, para se estimar o balanço líquido de GEE em sistemas de produção pecuária brasileiros, integrando o sequestro de carbono no solo e o impacto do uso de insumos. Devido à possibilidade de se adquirir dados sobre grandes extensões geográficas, as geotecnologias tornaram-se importantes ferramentas para espacializar e monitorar os recursos naturais, as atividades antrópicas e as conseqüências destas atividades sobre a superfície terrestre e devem estar associada à modelagem no sentido de facilitar o levantamento dos balanços entre as emissões e remoções antrópicas de GEE.

A produção baseada em boas práticas pecuárias, que resultem em redução na emissão de GEE ou aumento na mitigação pode exigir um patamar de preço mais elevado dos produtos, especialmente com relação às carnes. Nesse aspecto, contar com instrumentos adequados de modelagem e de análise econômica, que permitam a configuração de cenários futuros, conforme diferentes tecnologias sejam adotadas e opções de políticas públicas sejam implantadas, é uma estratégia muito interessante para a cadeia pecuária brasileira.

O avanço do conhecimento neste tema envolve projetos que abordem o cálculo dos balanços de gases de efeito estufa, considerando as emissões e remoções antrópicas desses gases. Torna-se necessário para tal, a realização de projetos multidisciplinares, repetidos de forma espaço-temporal, para tratar a complexidade dos estudos nos compartimentos “solo-planta-animal-atmosfera” e suas relações com as questões econômicas e ambientais. É necessário que os estudos envolvam os diferentes sistemas de produção da agropecuária brasileira, dos diferentes biomas, provendo resultados em melhor grau de aproximação e evitando-se o uso de padrões inadequados para as condições brasileiras.

## Bibliografia

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; WELTER, R. A. Potencial de redução de emissão de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, 2007.

BARIONI, L. G.; LIMA, M. A.; ZEN, S.; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; FERREIRA, A. C. A baseline projection of methane emissions by the brazilian beef sector: preliminary results. In: GREENHOUSE GASES AND ANIMAL AGRICULTURE CONFERENCE, 2007. **Proceedings...** Christchurch, New Zealand, 2007. p. xxxii-xxxiii.

BERCHIELLI, T. T.; PEDREIRA, M. S.; OLIVEIRA, S. G.; PRIMAVESI, O.; LIMA, M.; FRIGUETO, R. Determinação da produção de metano e ph ruminal em bovinos de corte alimentados com diferentes relações volumoso:concentrado. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 40., 2003, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: UFSM; SBZ, 2003. 1 CD-ROM.

BERNDT, A. Estratégias nutricionais para redução de metano. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE NUTRIÇÃO ANIMAL 4., 2010, São Pedro, SP. **Anais...** São Pedro: CLANA: CBNA: AMENA, 2010. p. 295-306.

BERNDT, A. Impacto da pecuária de corte brasileira sobre os gases do efeito estufa. In: SIMPOSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 7., 2010, Viçosa. **Anais...** Viçosa: DZO: UFV, 2010. p. 121-147.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa:** informações gerais e valores preliminares. Brasília, 2009. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/geesp/docs/brasil/6.pdf>. Acesso em 12 de agosto de 2009.

BRASIL. Ministério das Relações Exteriores. **Nota nº 31 de 29/01/2010.** [2010]. Disponível em: [http://www.mre.gov.br/portugues/imprensa/nota\\_detalhe3.asp?ID\\_RELEASE=7811](http://www.mre.gov.br/portugues/imprensa/nota_detalhe3.asp?ID_RELEASE=7811) Acessado em: 12 abr. 2010.

BRAZ, S. P.; NASCIMENTO JÚNIOR, D.; CANTARUTTI, R. B.; MARTINS, C. E.; FONSECA, D. M.; BARBOSA, R. A. Caracterização da distribuição espacial das fezes por bovinos em uma pastagem de *Brachiaria decumbens*. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, n. 4, p. 787-794, 2003.

CARVALHO, M. M.; ALVIM, M. J.; CARNEIRO, J. C. (Ed.). **Sistemas agroflorestais pecuários:** opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite; Brasília: FAO, 2001. 414 p.

CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Seqüestro de carbono em áreas de pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 3., 2006, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 2006. p. 73-80.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agricultural and livestock. **Scientia Agricola**, v. 66, p. 831-843, 2009.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; MAIA, S. M. F.; CERRI, C. E. P.; COSTA JÚNIOR, C.; FEIGL, B. J.; FRAZÃO, L. A.; MELLO, F. F. C.; GALDOS, M. V.; MOREIRA, C. S.; CARVALHO, J. L. N. Greenhouse gas mitigations in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 1, 2010.

DEMARCHI, J. J. A. A.; Manella, M. Q.; Lourenço, A. J.; Alleoni, G. F.; Frighetto, R. T. S.; Primavesi, O.; Lima, M. A. Preliminary results on methane emission by Nelore cattle in Brazil grazing *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. In: INTERNATIONAL METHANE & NITROUS OXIDE MITIGATION CONFERENCE, 3., 2003, Beijing, China. **Proceedings...** Beijing: China Coal Information Institute, 2003. p. 80-82. 1 CD-ROM.

FERREIRA, E. **A excreção de bovinos e as perdas de nitrogênio nas pastagens.** 1995. 124 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Rural do Rio de Janeiro. Seropédica.

FERREIRA, E.; ROCHA, G. C.; BRAZ, S. P.; SOARES, J. C.; ANDRADE, F. A. A. Modelos estatísticos para o estudo da distribuição de excretas de bovinos em pastagens tropicais e sua importância na sustentabilidade desses sistemas. **Livestock Research for Rural Development**, v. 16, n. 9, 2004. Disponível em: <http://www.lrrd.org/lrrd16/9/ferr16066.htm> Acessado em: 20 abr. 2010.

FISHER, M. J.; BRAZ, S. P.; SANTOS, R. S. M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Another dimension to grazing systems: soil carbon. **Tropical Grasslands**, v. 41, p. 65-83, 2007.

FAO. **Grasslands:** enabling their potential to contribute to greenhouse gas mitigation. Rome. Italia, 2009. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/climate/FinalUNFCCCgrassland.pdf>. Acesso em 16 de julho de 2010.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, 2008.

HAMMOND, K. L.; MUETZEL, S.; WAGHORN, G. C.; PINARES-PATINO, C. S.; BURKE, J. L.; HOSKIN, S. O. The variation in methane emissions from sheep and cattle is not explained by the chemical composition of ryegrass. **Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production**, v. 69, p. 174-178, 2008.

IBGE. **Censo Agropecuário 2006**. Rio de Janeiro, 2010. p. 777.

JANTALIA, C. P.; TERRÉ, R. M.; MACEDO, R. O.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Acumulação de carbono no solo em pastagens de *Brachiaria*. In: ALVES, B. J. R. et al. (Ed.). **Manejo de sistemas agrícolas: impactos no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006. p. 157-170.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, (Supl. Esp.), p. 133-146, 2009.

MARCHESIN, W. A. **Dinâmica de deposição de fezes em pastagens de *Brachiaria brizantha* submetida a intensidades de pastejo**. 2005. 65 f. Dissertação (Mestrado, Zootecnia) - Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos/USP, Pirassununga.

MEDEIROS, R.; SANTOS, B. J. M.; FREITAS, M.; SILVA, O. A.; ALVES, F. F.; FERREIRA, E. A adição de diferentes produtos químicos e o efeito da umidade na volatilização de amônia em cama de frango. **Ciência Rural**, v. 38, n. 8, 2008.

NASCIMENTO, C. F. M. **Emissão de metano por bovinos Nelore ingerindo *Brachiaria brizantha* em diferentes estádios de maturação**. 2007. 65 f. Dissertação (Mestrado em Nutrição e Produção Animal). Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia/USP, Pirassununga.

OFUGI, C.; MAGALHÃES, L. L.; MELIDO, R. C. N.; SILVEIRA, V. P. Integração lavoura-pecuária (ILPF), sistemas agroflorestais (SAFs). In: TRECENZI, R. et al. (Ed.). **Integração lavoura-pecuária-silvicultura: boletim técnico**. Brasília: MAPA/SDC, 2008. p. 20-25.

OLIVEIRA, P. P. A. **Recuperação e reforma de pastagens**. In: PEDREIRA, C. G. S.; MOURA, J. C. de; SILVA, S. C. da; FARIA, V. P. de. (Ed.). **SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGENS, 24.**, 2007, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 2007. p. 39-73.

OLIVEIRA, M. de. Pastagem contra o aquecimento global. **Pesquisa FAPESP online**. n. 158. Disponível em: [www.revistapesquisa.fapesp.br](http://www.revistapesquisa.fapesp.br). Acesso em: abril 2009.

OLIVEIRA, S. G. DE ; BERCHIELLI, T. T.; PEDREIRA, M. dos S.; PRIMAVESI, O.; FRIGHETTO, R.; LIMA, M. A. de Effect of tannin levels in sorghum silage and concentrate supplementation on apparent digestibility and methane emission in beef cattle. **Animal Feed Science and Technology**, v. 135, p. 236–248, 2007.

OWADA, A. N.; NÄÄS, I. A.; MOURA, D. J., BARACHO, M. S. Estimativa de bem-estar de frango de corte em função da concentração de amônia e grau de luminosidade do galpão de produção. **Engenharia Agrícola**, v.27, n. 3, 2007.

PEDREIRA, M. S.; BERCHIELLI, T. T.; OLIVEIRA, S. G.; PRIMAVESI, O.; LIMA, M. A.; FRIGHETTO, R. Produção de metano e concentração de ácidos graxos voláteis ruminal em bovinos alimentados com diferentes relações de volumoso:concentrado. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 41, 2004, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Embrapa: SBZ, 2004. 1 CD-ROM.

PEDREIRA, M. dos S.; PRIMAVESI, O.; LIMA, M. A. DE; FRIGHETTO, R.; OLIVEIRA, S. G. DE ; BERCHIELLI, T. T. Ruminant Methane Emission by Dairy Cattle in Southeast Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 742-750, November/December, 2009.

POSSENTI, R. A.; FRANZOLIN, R.; SCHAMMAS, E. A.; DEMARCHI, J. J. A. A.; FRIGHETTO, R. T. S.; LIMA, M. A. Efeitos de dietas contendo *Leucaena leucocephala* e *Saccharomyces cerevisiae* sobre a fermentação ruminal e a emissão de gás metano em bovinos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 8, p. 1509-1516, 2008.

PRIMAVESI, O.; DEMARCHI, J. J. A. de A.; LIMA, M. A.; PEDREIRA, M. dos S., FRIGETTO, R. T. S.; BERCHIELLI, T. T.; BERNDT, A.; MANELLA, M. de Q. Produção de gases de efeito estufa em sistemas agropecuários: bases para inventário de emissões de metano por ruminantes. No prelo. 2011.

SAGGAR, S., HEDLEY, C. B., GILTRAP, D. L., LAMBIE, S. M. Measured and modeled estimates of nitrous oxide emission and methane consumption from a sheep-grazed pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 122, p. 357-365, 2007.

SANO, E. E.; BEZERRA, H. D. S.; BARCELLOS, A. D. O.; ROSA, R. **Metodologias para mapeamento de pastagens degradadas no cerrado**, Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2002. ( Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento.22).

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P. A. V.; COMIN, J. J. Redução de emissão de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>S através da compostagem de dejetos suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 9, 2010.

SEGNINI, A.; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; SILVA, W. T. L.; PRIMAVESI, O.; MARTIN-NETO, L. Potencial de seqüestro de carbono em área de pastagem de *Brachiaria Decumbens*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado, RS. Conquistas e desafios da ciência do solo brasileira – anais. Porto Alegre: SBCS, 2007. 1 CD-ROM.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L. Melhores práticas de manejo para minimizar emissões de gases de efeito estufa associadas ao uso de fertilizantes. Piracicaba, SP. **Informações Agronômicas**, n. 121, p. 13-14. Março, 2008.

URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil: Uma análise crítica. *Informações Agronômicas*, n. 130, junho/2010, p. 17 – 21.

## PESTICIDES RESIDUES IN THE ENVIRONMENT: PROCESSES

Jussara Borges Regitano<sup>1</sup> & Eloana Janice Bonfleur<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Prof. Dra. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP) - Departamento de Ciência do Solo. Av. Pádua Dias, 11. CEP: 13418-900. Piracicaba, SP

<sup>2</sup>Doutoranda ESALQ/USP

### Introdução

A utilização de pesticidas propiciou, juntamente com os demais avanços tecnológicos, incrementos produtivos e redução nas perdas ocasionadas por pragas, doenças e plantas daninhas. Nos anos 70, seu uso foi intensificado com a chamada Revolução Verde. Neste período ocorreu a invenção e disseminação de novas práticas agrícolas objetivando o aumento de produtividade. No entanto, o uso intensivo de pesticidas gera preocupações e a necessidade de adotar medidas que minimizem seus efeitos deletérios. Desta forma, a comunidade científica encontra-se envolvida em definir e quantificar os efeitos nocivos dos pesticidas, além de selecionar tecnologias agrícolas que cumpram os requisitos agrônômicos propostos e, ao mesmo tempo, causem menos danos ao meio ambiente.

No Brasil, existem cerca de 1500 produtos comerciais registrados por 84 fabricantes, representando 424 ingredientes ativos. Destes, 673 estão no mercado e 56 % são classificados como moderadamente ou pouco tóxicos (classes III e IV). No ano de 2009, foram comercializadas 725 mil toneladas de produtos formulados, sendo que os herbicidas representaram 59 % desse total. A soja foi a cultura com maior volume de uso (48 %), seguida pelo milho (11 %) e pela cana-de-açúcar (8 %).

A tecnologia envolvida na síntese dos pesticidas mais recentes, em comparação aos da década de 60, propiciou redução de aproximadamente 90 % na dose e 160 vezes na toxicidade aguda, além de apresentar novos mecanismos de ação que geralmente representam menor impacto ao ambiente (Menten et al., 2010).

Em 2008, o Brasil assumiu a liderança no consumo mundial de pesticidas, com um volume estimado de 673 milhões de toneladas de ingredientes ativos, equivalente a US\$ 7,1 bilhões (Andef, 2009). Portanto, é fundamental intensificar os estudos sobre o impacto ambiental destes compostos, pois a presença de resíduos de pesticidas tem sido verificada nos diferentes compartimentos ambientais (água, solo, ar).

### Propriedades físico-químicas e condições ambientais que determinam o destino dos pesticidas

O estudo de resíduos de pesticidas no ambiente requer conhecimentos sobre as propriedades físico-químicas das moléculas, as condições ambientais e os processos que governam o seu destino nos diferentes compartimentos. As principais propriedades físico-químicas dos pesticidas que afetam seu comportamento são: solubilidade em água ( $S_w$ ), pressão de vapor ( $P$ ), coeficiente de partição n-octanol/água ( $K_{ow}$ ), constante de ionização ácido ( $pK_a$ ) ou base ( $pK_b$ ) e constante da Lei de Henry ( $K_H$ ) (Lavorenti et al., 2003). Com relação às condições do ambiente destacam-se a temperatura, precipitação, tipo de solo,

declive do terreno e ocorrência de ventos. Os principais processos que determinam o destino dos pesticidas no ambiente são: retenção, transporte e transformação.

A solubilidade em água é definida como a quantidade máxima da molécula pura que pode ser dissolvida em água. De forma geral, quanto maior a solubilidade, maior a tendência de ocorrer transporte no ambiente (Lavorenti et al., 2003). A pressão de vapor (P) é a medida de saturação em termos de concentração ou pressão de um soluto na fase gasosa (Mackay et al., 1997), responsável pelo processo de volatilização, ou seja, a contaminação do ar por pesticidas. A constante da Lei de Henry é definida pela partição ar-liquido ou vapor-liquido (Lavorenti et al., 2003), sendo importante para determinar a volatilização de pesticidas quando dissolvidos em água. O coeficiente de partição n-octanol-água (Kow) mede o caráter hidrofóbico ou hidrofílico de uma molécula. Pesticidas lipofílicos ( $\log Kow > 4,0$ ), tendem a ser acumulados (sorvidos) em materiais lipídicos, como a matéria orgânica do solo, apresentando baixa mobilidade. Por outro lado, pesticidas hidrofílicos ( $\log Kow < 1,0$ ) são mais solúveis em água e, de forma geral, apresentam baixo potencial de sorção.

## Solo

Os processos de retenção (sorção, absorção), transformação (decomposição, degradação) e transporte (deriva, volatilização, lixiviação, escoamento superficial) determinam o destino, a persistência e a eficiência agronômica do pesticida no solo.

O processo de retenção é o mecanismo pelo qual ocorre apreensão de uma molécula impedindo seu movimento no solo. O transporte e a degradação de pesticidas no solo dependem diretamente das reações de sorção e dessorção às partículas do solo, que ditam sua disponibilidade na solução do solo (Moorman et al., 2001). A matéria orgânica é o principal constituinte do solo responsável pela formação de frações “não-extraíveis” de pesticidas, as quais são consideradas “indisponíveis” e, portanto, representam importante rota de dissipação do composto no solo (Lavorenti et al., 2003; Kawamoto & Urano, 1989).

A transformação de um pesticida no solo pode ocorrer desde a remoção de um átomo até a completa mineralização da molécula e é governada por fatores abióticos e bióticos. A fotodegradação e a hidrólise são as formas abióticas de transformação. As transformações influenciadas pelos microrganismos ou bióticas resultam de reações bioquímicas diversas que abrangem desde a remoção de um único átomo da molécula até a sua completa mineralização (Bollag, 1974).

Os principais mecanismos de transporte de pesticidas no solo envolvem a lixiviação (movimentação vertical), o escoamento superficial (“runoff”) e a volatilização. O escoamento superficial, definido como a movimentação do pesticida ao longo da superfície do solo, favorece a contaminação das águas superficiais, pois o pesticida é carregado e adsorvido às partículas do solo erodido ou em solução. Este transporte depende de padrões de uso, condições climáticas e geografia. A lixiviação de pesticidas é a principal forma de transporte vertical de moléculas não voláteis, mas solúveis em água. Em geral, nota-se correlação positiva entre a precipitação pluvial e a lixiviação de herbicidas, sendo que chuvas intensas podem incrementar a lixiviação desses produtos e contaminar águas subsuperficiais (Monquero et al., 2008).



## Água

As concentrações de pesticidas que atingem os ambientes aquáticos são geralmente baixas (Solomon et al., 1996). Porém, pesticidas com grande mobilidade e persistência no ambiente são detectados em águas superficiais e subterrâneas (Buser, 1990; Balinova et al., 1999). Mesmo em baixas concentrações, os pesticidas representam riscos para algumas espécies de organismos aquáticos que podem concentrar estes produtos em até 1000 vezes (Dores & de-Lamonica-Freire, 2001).

A entrada de pesticidas em cursos d'água pode ocorrer por despejo de efluentes industriais e esgotos, escoamento de áreas cultivadas e pelo transporte através da chuva e atmosfera (Hayo & Werf, 1996; Younes & Galal-Gorchev, 2000).

Nos ambientes aquáticos, os pesticidas podem sorver ao material particulado em suspensão, ser depositado ao fundo ou absorvido por organismos vivos, podendo então ser detoxicados ou acumulados. O transporte ocorre pela difusão nas correntes de água ou nos corpos dos organismos aquáticos, mas também podem retornar a atmosfera por volatilização. Existe uma interação contínua entre pesticidas-sedimentos-água, que é governada pelo movimento da água, turbulência e temperatura (Nimmo, 1985). A degradação do pesticida na água também pode ocorrer por via química (fotólise e hidrólise) e/ou biológica.

As substâncias húmicas, sedimentos e materiais orgânicos particulados presentes na água podem promover a floculação e acúmulo de pesticidas, principalmente os hidrofóbicos, afetando negativamente seu transporte; enquanto que o carbono orgânico dissolvido tende a aumentar a solubilidade e, conseqüentemente, a lixiviação do pesticida (de Moraes & Rezende, 1998; Jiménez et al., 1995; Lagana et al., 2002; Rao et al., 1983). Além disso, práticas agrícolas inadequadas, tais como o uso excessivo e inadequado de pesticidas, a destruição da cobertura vegetal dos solos, a não-preservação das matas ciliares e das vegetações protetoras de nascentes, são responsáveis pela maioria dos problemas de contaminação dos recursos hídricos com pesticidas.

## Ar

Após a aplicação, os pesticidas podem atingir a atmosfera por deriva e/ou volatilização, na forma de gotas ou vapor (Miller, 2004). A deriva refere-se ao movimento de um pesticida no ar, durante ou após a aplicação, para um local diferente do proposto pelo seu uso. O método de aplicação e a formulação do produto, as práticas de manejo, a umidade e a temperatura do solo e da atmosfera e algumas propriedades físico-químicas do pesticida influenciam diretamente o potencial de deriva do produto (BIDLEMAN 1999, Harman-Fetcho et al. 2000, Peck & Hornbuckle 2005). Já a volatilização refere-se ao processo pelo qual o pesticida, após atingir o solo e/ou a superfície da planta, é perdido para atmosfera. A pressão de vapor e a solubilidade da molécula, a sua persistência no solo e as condições ambientais ditam o potencial de volatilização do pesticida no solo (van den Berg et al. 1999).

No ar, os pesticidas podem ser degradados, transportados e depositados. A deposição pode ser pela chuva ou neve, ou pode ocorrer sorção às partículas em suspensão seguida de precipitação (Coupe et al., 2000). Imediatamente após a aplicação, os pesticidas em fase gasosa podem estar sorvidos às partículas sólidas em suspensão ou dissolvidos no vapor d'água (Kosikowska & Biziuk, 2010). Desta forma, o transporte de pesticidas pelo ar e a subseqüente deposição na água pode impactar significativamente a

qualidade da mesma. No ar, as moléculas de pesticidas na forma de gás ou de vapor podem ser transportadas por muitos quilômetros, atingindo áreas muito distantes da região de aplicação. Como exemplo tem-se a detecção do endossulfan na atmosfera ártica (Halsall, 2004).

## Resíduos de pesticidas no ambiente

A legislação brasileira apenas estabelece limites máximos de resíduos de pesticidas apenas para águas de consumo humano. A Portaria 518/2004, do Ministério da Saúde, determina valores variáveis entre 0,03 (heptacloro) e 500 µg L<sup>-1</sup> (glifosato) (Brasil, 2004), abrangendo apenas 22 pesticidas. No entanto, existem vários outros princípios ativos utilizados na agricultura nacional. No mundo, não existe uniformidade quanto aos valores estabelecidos. Por exemplo, a comunidade europeia estipula limite máximo de resíduos igual a 0,1 µg L<sup>-1</sup> para um único pesticida e igual a 0,5 µg L<sup>-1</sup> a somatória deles (European Union, 1998). Além disso, a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (US-EPA) recomenda os seguintes critérios na análise preliminar de risco de contaminação de águas sub-superficiais por pesticidas: solubilidade em água > 30 mg L<sup>-1</sup>; K<sub>oc</sub> < 300-500 L kg<sup>-1</sup>; KH < 10–2 Pa m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup>; especiação = negativamente carregado em pH natural (pH 5-8); meia-vida no solo > 14-21 dias; meia-vida na água > 175 dias.

Não existe legislação estipulando limites máximos de resíduos no ar e no solo. No entanto, conhecer a concentração de resíduos de pesticidas no solo é fundamental para prever futuro potencial de contaminação das águas e seus efeitos deletérios à biota do solo. Quando no ar, pode ocorrer o transporte a longas distâncias de pesticidas resistentes a hidrólise e fotólise (Ballschmiter & Wittlinger, 1991; Oehme, 1991), verificado pela presença de inseticidas organoclorados nas regiões árticas (Hargrave et al., 1997). Pesticidas também são encontrados em água de chuva (Dubus et al, 2000), o que sugere que eles podem ser transportados a longas distâncias pelo ar e contaminar os diversos compartimentos pela água da chuva, onde pode atingir concentrações tóxicas.

## Referências

- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE DEFESA VEGETAL — ANDEF. Tecnologia em primeiro lugar. Defesa Vegetal, p. 16-17, maio 2009.
- BALINOVA, A.M.; MONDESKY, M. Pesticide contamination of ground and surface water in Bulgarian Danube plain. **Journal of Environmental Science and Health Part B**. v.34, n.1, p.33-46. 1999.
- BALLSCHMITER, K.; WITTLINGER, R. Interhemisphere exchange of hexachlorocyclohexanes, hexachlorobenzene, polychlorobiphenyls, and 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane in the lower troposphere. **Environmental Science and Technology**. v. 25, n.6, p. 1103-1011, 1991.
- BIDLEMAN, T.F. Atmospheric Transport and Air-Surface Exchange of Pesticides. **Water, Air, and Soil Pollution**. v.115, p.115-166, 1999.
- BOLLAG, J.M. Microbial transformation of pesticides. **Advances in Applied Microbiology**, New York, v. 18, p. 75-130, 1974.
- BUSER, H.R. Atrazine and other s-triazine herbicides in lakes and in rain in Switzerland. **Environmental Science and Technology**, New York, v. 24, n. 7, p.1049-1058, 1990.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 518 de 25 de março de 2004 que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União 2004; 26 mar.

COUPE, R.H.; MANNING, M.A.; FOREMAN, W.T.; GOOLSBY, D.A.; MAJEWSKI, M.S. Occurrence of pesticides in rain and air in urban and agricultural areas of Mississippi, April - September 1995. **The Science of the Total Environment**. V. 248, p.227-240, 2000.

de MORAES S.L.; REZENDE M.O.O. Comportamento Sortivo dos Herbicidas stiazinas em Solo e em Ácidos Húmicos. **Pesticidas Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. v.8, p.157-170, 1998.

DORES, E.F.G.C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E.M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas, estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – análise preliminar. **Química Nova**. v.24, n.1, p.27-36, 2001.

DUBUS, I.G.; HOLLIS, J.M.; BROWN, C.D. Pesticides in rainfall in Europe. **Environmental Pollution**. v.110, p.331-344, 2000.

EUROPEAN UNION. Council directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. **Official Journal of the European Communities**, 1998; L330: 32-54.

GUSTAFSON, D.I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.8, n.4, p.339-357, 1989.

HALSALL, C.J. Investigating the occurrence of persistent organic pollutants (POPs) in the Arctic: their atmospheric behaviour and interaction with the seasonal snow pack. **Environmental Pollution**, v.75, p.128-163, 2004.

HARGRAVE, B.T.; BARRIE, L.A.; BIDDLEMAN, T.F.; WELCH, H.E. Seasonality in Exchange of Organochlorines between Arctic Air and Seawater. **Environmental Science and Technology**. v. 31, n.11, p.3258-3266, 1997.

HARMAN-FETCHO, J.A.; M.C., CONNELL, L.L.; RICE, C.P.; BAKER, J.E. Wet deposition and air-water gas exchange of currently used pesticides to a subestuary of the Chesapeake Bay. **Environmental Science and Technology**. v.34, p. 1462-1468, 2000.

HAYO, M.G.; WERF, V.D. Assessing the impact of pesticide on the environmental Agriculture. **Ecosystems & Environment**. v.60 p.81-96, 1996.

JIMÉNEZ B.; MOLTÓ, J.C.; FONT, G. Influence of dissolved humic material and ionic strength on C8 extraction of pesticide in water. **Chromatographia**, v.41, n.5/6, p.318-324, 1995.

KAWAMOTO, K.; URANO, K. Parameters for predicting fate of organochlorine pesticides in the environment (II) Adsorption Constant to soil. **Chemosphere**, Oxford, v. 19, p. 1223-1231, 1989.

KOSIKOWSKA, M.; BIZIUK, M. Review of the determination of pesticide residues in ambient air. **Trends in Analytical Chemistry**. v. 29, n. 9, p.1064-1072, 2010.

LAGANA, A.; BACALONI, A.; de LEVA, I.; FABER, A.; FAGO, G.; MARINO, A. Determination of maize and grain herbicides and their transformation products in soil by use of soil column extraction then liquid chromatography with tandem mass spectroscopy. **Chromatographia**, v.56, n.5/6, p.337-343, 2002.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de pesticidas em solos: fundamentos. In: CURI, N., MARQUES, J.J., GUILHERME, L.R.G., LIMA, J.M., LOPES, A.S., ALVAREZ V, V.H. (Org.). **Tópicos especiais em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 335-400.

MACKY, D.; SHIU, W.; MA, K. **Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals**. Boca Raton: CRC Press, 1997. 795p.

MENTEN, J.O.M.; SAMPAIO, I.A.; MOREIRA, H.; FLORES, D.; MENTEN, M. O setor de defensivos agrícolas no Brasil. Disponível em: < www.sindag.com.br >. Acesso em: 15 nov. 2010.

MILLER, P. C. H. Reducing the risk of drift from boom sprayers. In: RAETANO, C. G.; ANTUNIASSI, U. R. **Qualidade em tecnologia de aplicação**. Botucatu: Fepaf, 2004. p. 110-124.

MONQUERO, P.A.; AMARAL, L.R.; BINHA, D.P.; SILVA, A.C.; SILVA, P.V. Potencial de lixiviação de herbicidas no solo submetidos a diferentes simulações de precipitação. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 403-409, 2008.

MOORMAN, T.B.; JAYACHANDRAN, K.; REUNGSANG, A. Adsorption and desorption of atrazine in soils and subsurface sediments. **Soil Science**, Baltimore, v.166 n. 12, p. 921–929, 2001.

NIMMO, D.R. Pesticides. In: RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. (eds.) **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. Hemisphere, 1985, p.335-373.

OEHME, M. Further evidence for long-range air transport of polychlorinated aromatic and pesticides from North America and Eurasia to the Arctic. **Ambio**. v.20, n.7, p. 293–297, 1991.

PECK, A.M.; HORNBUCKLE, K.C. Gas-phase concentrations of current-use pesticides in Iowa. **Environmental Science and Technology**. v.39, p. 2952-2959, 2005.

RAO, P.S.; MANSELL, R.S.; BALDWIN, L.B.; LAURENT, M.F. Pesticides and their behaviour in soil and water. **Soil Science Fact Sheet**, v.5, p.40, 1983.

SOLOMON, K. R.; BAKER, D.B.; RICHARDS, R.P. DIXON, K.R.; KLAINE, S.J.; LAPOINT, T. W.; KENDALL, R.J.; WEISSKOPF, C. P.; GIDDINGS, J. M.; GIESY, J. P.; HALL JR, L. W.; WILLIAMS, W. M. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v.15, n.1, p. 31-76, 1996.

VAN DEN BERG, F.; KUBIAK, R.; BENJEY, W.G.; MAJEWSKI, M.S.; YATES, S.R.; REEVES, G.L.; SMELTH, J.H.; VAN DER LINDEN, A.M.A. Emission of pesticides into the air. **Water, Air, and Soil Pollution**. v.115, p.195-218, 1999.

YOUNES, M.; GALAL-GORCHEV, H. Pesticides in drinking water – A case study. **Food and Chemical Toxicology**. v.38, p. 87-90, 2000.

## GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DA AGROINDUSTRIA

**Prof. Dr. Pedro Carlos Schenini**

*UFSC-SC*

### **Resumo**

Neste trabalho, o tema abordado trata de uma das grandes preocupações gerenciais de todos os tempos que é a adoção na gestão das agroindústrias da questão da sustentabilidade social e ambiental em todos os níveis organizacionais. Neste sentido, este artigo teve como objetivo geral efetuar estudos para conhecer essa realidade gerencial aplicada a esse segmento e mais especificamente buscou: a identificação de empresas agroindustriais; a identificação das etapas de industrialização e os tipos de resíduos gerados (aspectos) em uma empresa abatedora e industrializadora de frangos; e os diversos tipos de tratamentos que podem ser utilizados no controle dos resíduos sólidos, efluentes e emanações. Com base nessas informações coletadas e estudadas, foi possível sugerir ações de planejamento e controle gerencial e operacional mínimo para a gestão do meio ambiente em uma organização desse ramo. A metodologia científica utilizada para dar suporte ao estudo se valeu de um estudo multicaso intencional, pelo fato do pesquisador querer conhecer especificamente esse segmento empresarial e pela facilidade de acesso as informações. Na coleta e análise dos dados foi escolhido o estudo qualitativo e descritivo pela oportunidade de trazer uma realidade do dia a dia com todas as nuances e detalhes que somente uma observação qualitativa pode proporcionar. Os resultados obtidos nos estudos permitem que se afirme que, é possível mapear todos os processos e atividades fabris e operacionais realizadas por agroindústrias com seus respectivos resíduos, impactos e logística reversa. Outro resultado obtido, é que é possível criar e implantar sistemas gerenciais burocráticos que permitem o acompanhamento e correção de desvios ao longo do processo de gerenciamento ambiental. Como conclusão, a sugestão de um roteiro para Sistema de Gestão Ambiental (SGA), consolida a idéia de que a necessidade existe, mas também temos alternativas para tentar gerenciar esse novo paradigma social e ambiental.

**Palavras-chave:** Agroindústrias, Tecnologias Limpas, Produção mais Limpa, Resíduos, SGA- Sistema de Gestão Ambiental.

### **Introdução**

Na atualidade das empresas e da sociedade (Andrade, 2002, Barbieri, 2004, Donaire, 1999) encontra-se uma nova visão de comportamento ético com relação à produção e comercialização de produtos e serviços no mercado.

A sociedade está cada vez mais consciente e exigente quanto às práticas de criação, industrialização e comercialização de produtos agroindustriais. Essas novas regras conduzem inexoravelmente em direção às "boas práticas" que incluem além das leis ambientais, também a legislação para criar e abater animais sem sofrimento, ou o processamento fabril sem contaminação dos produtos e sem poluição.

Para aqueles que querem sobreviver nessa competição, esses terão que passar por mudanças na maneira de agir e trabalhar para se ajustar com as novas demandas. Esse é o “problema” do momento empresarial e que conduz a pergunta de pesquisa deste estudo que é: *o que pode ser feito em termos de Gestão Ambiental para as empresas agroindustriais se adequarem a esse novo paradigma?*

No intuito de responder a esse questionamento, este trabalho buscou num estudo em empresa do ramo agroindustrial respostas para incorporar práticas ditas “saudáveis” na gestão e que permitam evitar e minimizar os aspectos e impactos de suas atividades fabris e de serviços. Para tanto, buscou-se inicialmente efetuar estudos para conhecer nas agroindústrias a realidade das práticas de produção e de gestão ambiental aplicadas nessas empresas.

Para refinar melhor a pesquisa buscou-se atender a objetivos específicos como: a identificação de empresas agroindustriais, identificação das etapas e os tipos de resíduos gerados (aspectos) em uma empresa abatedora e industrializadora de frangos e os diversos tipos de tratamentos que podem ser utilizados no controle dos resíduos sólidos, efluentes e emanações.

Finalmente, mesmo se tendo conhecimento de que é difícil fazer generalizações, é proposto um modelo mínimo de controle gerencial e operacional para a gestão do meio ambiente em organizações agroindustriais em geral.

Assim sendo, este estudo acadêmico apresenta a oportunidade de desvendar e esclarecer para a sociedade as formas com que se pode gerenciar, prevenir e acompanhar as ações e o desempenho do dia a dia das organizações empresariais agroindustriais preocupadas com um meio ambiente ecologicamente correto.

## **Exposição e análise das informações**

### **Lista de agroindustrias e resíduos gerados**

De acordo com a recente Lei 12.305 dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), os resíduos da produção animal e os resíduos da agroindústria são classificados quanto à sua origem, como resíduos agrossilvopastoris, incluindo os relacionados a insumos.

A título de ilustração e com base em autores como Batalha 2001, Wittaczik 2003, Silva 2002, Casarin 2003, Dall’asta 2002, Guindani 2004, Schenini 1999 e Neuenfeld 2006, se escolheu aleatoriamente uma série de agroindustrias que podem servir de referência mas não esgotam a variedade de empresas que beneficiam ou reciclam matérias primas que tem sua origem no meio rural. São elas: abate e industrialização de frangos, indústria de rações para animais, indústria de rações e alimentos balanceados para humanos, abate e industrialização de suínos, indústria de móveis, abate e industrialização de gado, indústria de curtimento de couro, indústria de bebidas, indústria de tecidos de lã, algodão e fibras naturais, alimentos desidratados e liofilizados, indústria de doces, indústria de álcool, indústria de açúcar, indústria de alimentos congelados, indústria de farinha, indústria de conservas e enlatados, indústria de sucos, indústria de laticínios, indústria de insumos agrícolas e inúmeras outras.

Nas etapas de produção da indústria de aves escolhida para análise encontra-se o processo fabril a partir da porta de entrada da MP na fábrica, até a saída da mercadoria na expedição. As etapas desse tipo de agroindústria são: recepção, atordoamento, sangria,

escaldagem, depenagem, eviceração, inspeção, lavagem, pré-resfriamento, gotejamento, classificação de cortes, embalagem, congelamento e expedição. (KARPINSKI, 2010).

Ficam fora das observações as atividades de preparo da matrizaria genética, de criação ou terminação e a logística dentro do mercado consumidor.

Nos resíduos gerados nessa atividade (Karpinski, 2010, Fritzen, 2003, Prazeres, 2004) pode-se elencar: as águas residuárias de processos de abate e industrialização com a linha verde (esterco) e a linha vermelha (sangue), água residuárias de limpeza, efluentes de cozinhas e banheiros, gorduras geradas nos processos, lodos de ETA's, emissão de gás metano, óleos lubrificantes, perdas de amônia, esterco da lavagem de caminhões e gaiolas, ossos e vísceras provenientes das aves condenados pela vigilância sanitária, plástico, papel, vidro, metal, recipientes e bombonas plásticas, farinha de pena, adubo, sangue centrifugado, lodo sedimentado e lodo flotado de ETE's com a produção de ração e sabão, resíduos sólidos com alta carga orgânica, cinzas da caldeira, cascas e pedaços de madeira, EPI's estragados, restos de alimentos da cantina, remédios vencidos, resíduos contaminantes biológicos da enfermaria, odores, fumaça e outros.

### **Tratamentos e minimizações**

Independente do tipo das atividades da agroindústria escolhida, todas farão os mesmos tipos de tratamentos exigidos pela Lei e pelas Normas e que são os utilizados na atualidade tecnológica.

### **Gerenciamento de gases**

É possível a adoção de mecanismos de depuração e filtragem das emanações aéreas, como lavação ou queima do gás emitido.

A queima evitará o lançamento da emissão para a atmosfera, gerar energia elétrica para a empresa e para venda para a Concessionária de energia, ou ainda poderá se transformar em projetos para comercialização de "créditos de carbono" através do "MDL-Mecanismo de Desenvolvimento Limpo".

### **Gerenciamento de resíduos sólidos**

Este gerenciamento contempla um conjunto de ações denominadas de logística reversa e que são exercidas nas etapas de coleta, manuseio, embalagem, armazenamento temporário, tratamentos e minimizações, transporte rodoviário com guias de transporte de produtos perigosos e destinação final com o descarte e disposição dos resíduos. Na atualidade se encontra também ações onde é utilizada a reciclagem e reutilização dos materiais ou a coleta e comercialização dos resíduos.

### **Gerenciamento da água**

Na atualidade a ANA – Agencia Nacional de Águas vem intensificando suas ações no sentido de regularizar e oficializar o uso da água, se ocupando desde a gestão da bacia hidrográfica até a cobrança de taxas pela sua utilização.

Na gestão da água, além dessa preocupação com taxações pelo uso e com a racionalidade no seu uso ainda temos a obrigatoriedade no tratamento dos efluentes gerados.

## Proposta de procedimentos de gestão ambiental

Como proposta, diversas ações sustentáveis podem ser adotadas para dar suporte na gestão ambiental de uma empresa, dentre essas se sugere as seguintes:

### Ações operacionais

- a) **Balanço de Massa:** identificação e quantificação dos recursos de infraestrutura como energia, água, gases industriais e combustíveis.
- b) **Antecipação e monitoramento:** adoção de medidas de prevenção de acidentes ecológicos ou de danos à natureza, utilizando-se de monitoramento sistemático fixos e móveis e de suporte operacional com bacias de contenção, tanques “pulmão”, diques de emergência e preparação de brigadistas de combate a sinistros.
- c) **Produto ecológico e ACV:** As análises do ciclo de vida dos produtos permitem conhecer um produto desde sua concepção, suas matérias primas, seus processos, resíduos e perdas, até o seu descarte e disposição.
- d) **Produção mais Limpa P+L:** (Renzi, 2005, Renzi, 2006) propõe uma visão integrada da empresa, buscando a eliminação ou minimização dos aspectos e impactos, além da diminuição dos consumos de matérias primas e infraestrutura.
- e) **Logística Reversa:** (Schenini, 2005) se ocupa basicamente em recolher, acondicionar, transportar e descartar os resíduos que foram gerados nas atividades de obtenção da MP, de produção, de distribuição comercial e no pós-uso.

### Ações gerenciais

- a) **Adoção de estratégias e políticas sustentáveis:** como base para o SGA.
- b) **SGA-Sistema de Gestão Ambiental:** como mecanismo administrativo e gerencial para acompanhar o desempenho da organização. Inclui (ABNT-I, 2004) a estrutura organizacional, atividades de planejamento, responsabilidades, práticas, procedimentos, processos e recursos para desenvolver, implementar, concluir, revisar e manter a Política Ambiental.
- c) **Auditoria Ambiental:** (ABNT-II, 2004) para se comprovar as realizações, a auditoria necessita de evidências e isso se consegue efetuando os registros e armazenando documentos que comprovem as realizações.
- d) **Educação Ambiental:** para garantir a efetividade das ações sustentáveis executadas é necessário mudanças na cultura organizacional, efeito que é alcançado quando são implementadas ações educativas como sensibilizações, capacitações e treinamentos em atividades e temas da gestão ambiental.

## Conclusões

Na elaboração deste artigo teve-se como preocupação a apresentação de alternativas gerenciais passíveis de utilização em agroindústrias para minimizar os aspectos (resíduos) gerados no processo produtivo. Atendendo a esse objetivo foram identificadas algumas agroindústrias, apresentado como exemplo às etapas e os resíduos, efluentes e emanações gerados em um processo de abate e industrialização de frangos e também as soluções tradicionais para os tratamentos e as minimizações desses resíduos.



Finalmente, foi realizada uma proposição de adoção de ações sustentáveis nas atividades fabris como a P+L, a antecipação e monitoramento e a Logística Reversa e nas gerenciais o SGA, a educação ambiental e a Auditoria ambiental para dar um suporte técnico mais eficaz e maiores chances de efetividade ao longo do tempo.

Os resultados obtidos nos estudos permitem que se afirme que, é possível mapear todos os processos e atividades fabris realizados por agroindústrias com seus respectivos resíduos, impactos e logística reversa. Outro resultado obtido, é que é possível criar e implantar sistemas gerenciais burocráticos que permitem o acompanhamento e correção de desvios ao longo do processo de gerenciamento ambiental. Como conclusão, a sugestão de um roteiro para Sistema de Gestão Ambiental (SGA), consolida a ideia de que a necessidade existe, mas também temos alternativas para tentar gerenciar esse novo paradigma social e ambiental.

## Referencias

ABNT-I - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Especificações e diretrizes para uso – NBR 14001**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT-II - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Auditoria Ambiental – NBR 14010**. Rio de Janeiro, 2004.

ANDRADE, Rui O. B.; TACHIZAWA, Takeshy; CARVALHO, Ana B. de . **Gestão Ambiental**. São Paulo: Pearson Makron Books, 2002, 225p.

BARBIERI, José Carlos. **Gestão Ambiental Empresarial: conceitos, modelos, instrumentos**, S. Paulo: Ed. Saraiva, 2004, 328 p.

BATALHA, Mário O. (coord) **Gestão Agroindustrial**, GEPAl: Grupo de estudos e pesquisas agroindustriais. 2.ed., S.Paulo: Atlas, 2001, 690 p.

BRASIL, **Lei N° 12.305** de 02 de agosto de 2010 - *Política Nacional de Resíduos Sólidos* (PNRS).

CASARIN, Vanessa Wendt. **Subsídios para a implementação do Sistema de Gestão Ambiental – ISO 14001 em uma indústria de beneficiamento de arroz**, 2003, 153 f. Dissertação (Mestrado em Administração)- Programa de Pós-Graduação em Administração. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

DALL’ASTA FILHO, Vitor H. **Roteiro para implantação de sistema de gestão ambiental em empresas madeiras** TCC - Trabalho de conclusão de curso (graduação em administração), CAD-CSE-UFSC, Florianópolis, 2002, 94 p.

DONAIRE, D. **Gestão ambiental na empresa**. 2.ed. São Paulo: Atlas, 1999.

FRITZEN, Geovana. **Análise das principais ações ambientais adotadas pela unidade frigorífica Macedo Koerich SA**, TCC- Trabalho de conclusão de curso (graduação em administração), CAD-CSE-UFSC, Florianópolis, 2003 , 87 p.

GUINDANI, Roberto Ari. **Subsídios para a implantação do sistema de gestão ambiental para as empresas de fruticultura de clima temperado: um estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Administração) – Programa de Pós-Graduação em Administração. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC, 2004.

KARPINSKI, Glademir, **Sistema de Gestão Ambiental-SGA: Uma Proposta Para Empresa Abatedora De Aves** TCC- Trabalho de conclusão de curso (Curso de MBA em Gestão Ambiental), UNOESC-SC, Joaçaba, 2010, 120 p.

NEUENFELD, D.R.; SCHENINI, P.C.; GUINDANI, R.A. Sistema de Gestão Ambiental em um Empreendimento de Suinocultura. In: IX SEMEAD - Seminários em Administração FEA-USP, 2006, São Paulo. Anais do IX SEMEAD, 2006.

PRAZERES, Luciana Búrigo. **Ações mitigatórias dos impactos ambientais em um frigorífico de aves.** TCC- Trabalho de conclusão de curso (graduação em administração), CAD-CSE-UFSC, Florianópolis, 2004 , 72 p.

RENSI, F., SCHENINI, P. C. **Gestão da Produção mais Limpa** In: III SEGET - Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 2006, Resende-RJ. Anais do SEGET - Simpósio de excelência em Gestão e Tecnologia, 2006.

RENSI, F.; SCHENINI, P. C. **Produção Mais Limpa: uma questão de responsabilidade empresarial.** Um estudo de caso. In: SIMPOI - Simpósio de Administração da Produção, Logística e Operações Internacionais, 8., 2005, São Paulo. Anais do SIMPOI 2005. São Paulo: FGV, EAESP, 2005.

SCHENINI, P. C.; NEUENFELD, D. R.; MULLER, G. S.; RENSI, F. **Logística reversa: um estudo de caso.** In: SIMPEP - Simpósio de Engenharia de Produção, 12., 2005, Bauru/SP. Anais do XII SIMPEP. Bauru: UNESP, 2005.

SCHENINI, Pedro Carlos. **Avaliação dos padrões de competitividade à luz do desenvolvimento sustentável:** o caso da Indústria Trombini de Papel e Embalagens S/A em Santa Catarina.1999. 223 f, Tese (Doutorado em Engenharia de Produção e Sistemas), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

SILVA, Gizely, **Adoção de um SGA na gestão de cooperativa de grãos conforme Normas ISO 14001,** TCC- Trabalho de conclusão de curso (graduação em administração), CAD-CSE-UFSC, Florianópolis, 2002, 96 p.

WITTACZIK, Beatriz Maria. **Sistema de Gestão Ambiental-ISO 14001: o caso da indústria de móveis Rudnick SA,** 2003, 232 f. Dissertação (mestrado em administração) Programa de Pós-Graduação em administração, UFSC-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

## **LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO AGROPECUÁRIO E AGROINDUSTRIAL**

**Carlos Teodoro José Hugueneu Irigaray**

*Procurador do Estado de Mato Grosso. Professor Adjunto da UFMT. Presidente do Instituto O Direito por um Planeta Verde. Pós-doutor em Direito pela Universidade da Flórida. Doutor em Direito pela UFSC. Autor de inúmeras publicações na área do Direito Ambiental*

Tem sido recorrente referir-se aos avanços da legislação ambiental em nosso país, sem, contudo ponderar acerca de sua efetividade.

De fato a tutela do meio ambiente no ordenamento jurídico em nosso país experimentou notável desenvolvimento nas últimas décadas, sobretudo após a promulgação de nossa atual Constituição que dedicou à matéria um tratamento diferenciado, consolidando um rol de princípios em capítulo específico além de dispositivos esparsos que configuram uma verdadeira ecologização do Direito Constitucional.

Alguns dispositivos guardam estreita relação com o desenvolvimento agropecuário experimentado pelo país na atualidade, merecendo destaque a inserção da defesa do meio ambiente como princípio da ordem econômica (art. 170, I) e da preservação do meio ambiente entre os requisitos para atendimento da função social da propriedade (art. 186, II).

No Capítulo do Meio Ambiente, o reconhecimento do direito ao meio ambiente equilibrado está associado a um rol de tarefas atribuídas ao poder público, visando concretizar o desenvolvimento em bases sustentáveis, dentre as quais se insere o controle sobre a produção, a comercialização e o emprego de técnicas, métodos e substâncias que comportem riscos para vida, a qualidade de vida e o meio ambiente (Art. 225 § 1º, V).

Na esteira da Constituição, inúmeras leis foram aprovadas com o objetivo de adequar as atividades econômicas aos novos padrões de sustentabilidade por ela delineados, considerando a vocação agropecuária e o notável desenvolvimento agroindustrial do país nos últimos anos, dentre as quais, destacam-se nessa área, a Lei nº 7.80/89, que dispõe sobre agrotóxicos, a Lei nº 8.974/95 que regulamenta engenharia genética e os Organismos Geneticamente Modificados (Transgênicos), a Lei nº 9.433/97 que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei nº 9.605/98, conhecida como Lei dos Crimes Ambientais e a Medida Provisória nº 2.166, de 24/08/01, que alterou substancialmente o Código Florestal.

Contudo, o avanço legislativo ainda repercute timidamente no campo. Há um déficit significativo na implementação dessas leis que possuem caráter meramente simbólico, já que seguem desrespeitadas sem maiores consequências.

Pesquisas apontam que em geral menos de 2% das multas aplicadas pelos órgãos ambientais são pagas, e ainda que raras sejam as condenações por crimes ambientais; não bastassem, poucos infratores foram acionados judicialmente para repararam os danos ambientais que causaram.

Apesar de sua reduzida aplicabilidade, a legislação ambiental enfrenta, ainda, a resistência de setores que apostam no aumento da produtividade de forma insustentável, ou seja sem considerar o custo ambiental.

As críticas ao quadro legislativo se dirigem sobretudo ao Código Florestal e em especial aos dispositivos que definem as áreas de preservação permanente e de reserva legal. Esses dois institutos, genuinamente brasileiros, têm sua origem na primeira versão do Código Florestal, na década de trinta, e visam proteger, sobretudo, as matas ciliares, a vegetação em áreas de encostas e assegurar a manutenção da cobertura vegetal em parcela dos imóveis rurais.

Como consequência, do descumprimento da legislação ambiental, proliferam no país propriedades com enormes passivos ambientais, compreendendo desde a degradação de nascentes e das matas ciliares, o desmatamento integral da propriedade, incluindo as áreas de reserva legal, o emprego abusivo de agrotóxico, entre outros problemas.

Por outro lado, o Poder Público, seduzido pelo superávit primário que anima a economia não parece disposto a enfrentar os problemas associados às práticas agrícolas que priorizam a rentabilidade em detrimento da sustentabilidade, gerando, além desse passivo ambiental, o risco de barreiras não tarifárias.

Esse embate entre a manutenção de uma legislação rigorosa e sua flexibilização, tem como pano de fundo o grande debate global acerca das consequências das mudanças climáticas e das medidas de mitigação e adaptação necessárias.

Nesse contexto o Brasil que assumiu compromissos internacionais de redução em suas emissões, sobretudo aquelas decorrentes dos desmatamentos ilegais e queimadas, corre risco de assistir uma escalada no avanço do desmatamento, se ceder às pressões para flexibilizar sua lei florestal.

Além disso, estudos demonstram que é possível quadruplicar a produção agropecuária, sem novos desmatamentos, valendo-se de áreas sub-exploradas ou degradadas, bastando para tanto políticas públicas consistentes que fomentem a produção sustentável e coíbam as ilegalidades.

Nessa mesma linha, inúmeros produtores atestam que é possível produzir e exportar cumprindo rigorosamente a legislação ambiental existente, demonstrando que ela não “inviabiliza a produção”. Por isso mesmo, anistiar irrestritamente que lucrou com práticas definidas legalmente como criminosas, significa punir aqueles que obedecem à lei e, ainda pior, sinalizar que futuras violações da lei também serão relevadas, afastando-nos da meta constitucional de um desenvolvimento sustentável.

Infelizmente, a exigência da utilização sustentável dos recursos naturais, embora expressa em importantes documentos internacionais, como a Rio-92, ainda não logrou encontrar na política ambiental mecanismos consistentes que permitam sua real implementação.

Isso ocorre porque a exigência de um gerenciamento que considere a capacidade de suporte dos ecossistemas, e não comprometa a disponibilidade dos mesmos para as gerações futuras, trata-se de meta que somente se concretiza se articulada com outras políticas públicas orientadas para a mesma finalidade; ou seja, o tipo de desenvolvimento escolhido informa o tipo de uso que será dado aos recursos naturais.

Ou a sustentabilidade traduz-se em decisões econômicas e ações políticas, fixando limites reais à utilização dos recursos naturais e emissão de poluentes, ou do contrário, o desenvolvimento sustentável não terá sido senão um mito irrealizado que transmitiremos às gerações futuras, juntamente com um enorme passivo ambiental; legado de uma civilização predatória.

## O USO DOS RESÍDUOS ANIMAIS COMO FERTILIZANTES

**Juliano Corulli Corrêa, Vinicius de Melo Benites, Agostinho Rebellatto**

Os fertilizantes orgânicos usados na agricultura podem ser considerados uma alternativa racional quando empregadas as práticas agrícolas adequadas, ou uma preocupação ambiental pelo seu uso irracional, ou seja quando utilizados sem os critérios técnicos.

A grande produção de resíduos gerados pelas atividades agropecuárias e das agroindústrias, produz no Brasil cerca de 5,5 bilhões de cabeças de frangos de corte, 37 milhões de suínos, além de 190 milhões de cabeças de bovinos de corte (IBGE-SIDRA, 2010, FAO, 2009). A visão prospectiva da Assessoria de Gestão Estratégica (AGE/MAPA) para o agronegócio de bovinos, suínos e aves prevê taxa de crescimento em 2,15; 2,00 e 3,64 % ao ano para estas cadeias produtivas, o que correspondem aumento na produção de 26,7; 23,8 e 49,4 % até o ano de 2020 (AGE/MAPA 2010). De acordo com esta estimativa a geração dos resíduos, por estas cadeias produtivas deverão seguir a mesma proporção, fator que denota a importância estratégica para o desenvolvimento de tecnologias que permitam o reaproveitamento dessas matérias primas como fertilizantes orgânicos ou organominerais.

Somente o rebanho de suínos e aves brasileiro gera anualmente 105 milhões de m<sup>3</sup> de dejetos líquidos de suínos e 7,8 milhões de toneladas de cama de aviário, resíduos estes que tem como destino final o uso agrícola, em sua grande totalidade. A grande vantagem da reutilização destes resíduos relaciona-se com o fornecimento de nutrientes contidos neste e/ou com benefícios ligados ao seu conteúdo orgânico, ou seja esses resíduos somados contêm cerca de 680.000 t de N, 660.000 t de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 440.000 t de K<sub>2</sub>O, o que representam aproximadamente 27%, 21 % e 12 % do total anual consumido de N, P e K pela agricultura brasileira (Benites et al., 2010). Vale ressaltar que serão as características químicas e físicas as variáveis que auxiliarão o planejamento de uso e de manejo desses resíduos orgânicos (Higashikawa et al., 2010).

Entre as opções disponíveis para o uso dos resíduos animais a aplicação agrícola como fertilizante orgânico é certamente a mais interessante, em termos agrônômicos, econômicos, ambientais e sociais, desde que respeitados os critérios técnicos para sua aplicação. Vale lembrar que existe o apelo da população brasileira em utilizar fertilizantes orgânicos de forma correta para produção de alimentos mais saudáveis, bem como mitigar a utilização dos fertilizantes minerais, os quais o Brasil é refém das importações.

Os resíduos gerados pelas agroindústrias de aves, suínos e bovinos deverão retornar a natureza de forma racional, ou seja sem impactar o ambiente, para isso há a necessidade proporcionar recursos tecnológicos para o reaproveitamento dos nutrientes e da água, tendo como critério o princípio de sustentabilidade, contribuindo para o desenvolvimento do país.

Antes mesmo de proporcionar o aumento na produtividade das culturas deve-se levar em consideração o respeito com ao ambiente, principalmente com a prática da adubação orgânica, pois se os fertilizantes forem utilizados de forma inadequada contribuirão para o aumento da degradação dos nossos recursos naturais e poluição ambiental (Gaya, 2004).

Com o intuito de evitar a poluição ambiental pelo uso empírico dos fertilizantes orgânicos nos sistemas de produção agropecuários, há a necessidade de utilizar os conhecimentos técnicos, entre eles: a composição química do solo, a composição química dos fertilizantes orgânicos e a extração dos nutrientes pelas plantas.

A importância de conhecer as características químicas do solo está relacionada à análise química, instrumento básico para a obtenção de informações sobre sua fertilidade, fator que permitirá transferir o conhecimento da pesquisa em aumento da produtividade agrícola, pois repassa ao agricultor a exata recomendação de calagem e adubação, o que confere maior retorno econômico, e em determinados casos haverá situações em que ele poderá economizar na compra de corretivos e adubos minerais, permitindo desta forma maior sustentabilidade do sistema.

A necessidade nutricional é intrínseca a cada espécie vegetal, ou até mesmo para cada variedade dentro da mesma espécie, lembrando que esta característica é determinada geneticamente, sendo que para alcançar seu maior potencial deverá haver condições adequadas do meio. O conhecimento da capacidade da absorção de nutrientes da planta em questão trará o conhecimento da quantidade de nutrientes que poderá ser absorvido e exportado do solo, o que induz a necessidade de reposição destes com antecedência, evitando o esgotamento de nutriente no solo, prática agrícola conhecida como adubação de manutenção.

O conhecimento sobre a composição química do fertilizante orgânico fornecerá a quantidade exata da concentração de cada nutriente presente neste resíduo, uma vez que existe grande variação para o mesmo nutriente presente em diferentes materiais orgânicos. A informação da composição química do fertilizante orgânico possibilitará o profissional optar por qual nutriente usar, como referência para recomendação da dose adequada.

Existe ainda a necessidade de conhecer o tipo de solo, citando como exemplo a utilização dos fertilizantes orgânicos em situações onde os solos são mais arenosos, onde há a possibilidade da lixiviação do N na forma de  $\text{NO}_3^-$  para as águas subterrâneas e, ou, a excessiva concentração de P na superfície do solo, o qual poderá ser erodido do solo pelo escoamento superficial (Earhat et al., 1995, Daniel et al., 1998, Delaune et al., 2006).

Assim, tomando como base os critérios agrônômicos e o conhecimento da área agrícola para determinação da taxa de aplicação de fertilizantes orgânicos, é possível adicionar quantidades de nutrientes equivalentes às extraídas pelas plantas (adubação de manutenção) ou repor os nutrientes em falta no solo (adubação de correção), permitindo desta forma ambientes auto-sustentáveis, lucrativos e que podem ser repetidos indefinidamente, pois permitirá que não haja excessos de nutrientes no solo (Seganfredo, 2000).

Entre as vantagens que os fertilizantes orgânicos trazem para a agricultura vale ressaltar que eles possibilitam o fornecimento de macro e micronutrientes às plantas; como a adição compostos orgânicos que influenciam positivamente todas as propriedades do solo, aumentando a capacidade de troca catiônica, a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes (Santos & Camargo, 1999); também proporcionam a melhoria na estrutura, caracterizada pela estabilidade de agregados, diminuição de densidade do solo, retenção de água, aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água (Hafez, 1974, Kiehl, 1985), aspectos fundamentais em solos tropicais altamente intemperizados e ácidos.

No entanto, esse efeito depende da classe de textura do solo, sendo que os solos arenosos, com menor estabilidade, respondem mais do que solos argilosos com maior

estabilidade, muitas vezes sendo necessárias aplicações durante vários anos para que as diferenças sejam detectadas (Weil & Kroontje, 1979).

Caso a aplicação de fertilizantes orgânicos, e, ou, minerais, sejam feitas de forma indiscriminada, resultará em riscos de impacto ambiental negativo, especialmente pela possibilidade de ocorrer contaminação do solo, águas superficiais e subsuperficiais e ar (Berto, 2004; Menezes, 2007), com maiores preocupações para micronutrientes Cu e Zn e os macronutrientes N e P. A gravidade dessa contaminação dependerá da composição e das doses aplicadas no solo, da capacidade de extração e exportação das culturas, do tipo de solo e das quantidades aplicadas cumulativamente (Seganfredo, 2000 e 2007).

## Considerações finais

O uso dos fertilizantes orgânicos atende o grande anseio mundial quanto a produção de produtos orgânicos, que buscam alimentos mais saudáveis para uma parcela específica de consumidores.

A produção orgânica favorece, também, o produtor rural permitindo maior sustentabilidade do sistema de produção, bem como conseguir maior lucratividade em razão do valor agregado pela qualidade do produto.

A adubação orgânica, quando utilizada com critérios técnicos poderá substituir ou complementar adubação mineral, pois se apresenta eficiente tanto para o desenvolvimento das plantas como para os atributos do solo.

O uso indiscriminado de doses de fertilizantes, sejam eles orgânicos ou minerais, sem o conhecimento da análise de solo, necessidade nutricional da cultura e o prévio conhecimento das características químicas destes resíduos, poderá ocasionar redução de produtividade, desequilíbrio das propriedades do solo, proporcionando como conseqüências a contaminação de solo, água e ar.

## Referências

Assessoria de Gestão Estratégica - Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (AGE/MAPA), Projeções do Agronegócio : Brasil 2009/2010 a 2019/2020 – Brasília, 2ª edição. Ano 2010, 76p.

BENITES, V.M.; CORREA, J.C.; MENEZES, J.F.S.; POLIDORO, J.C; CAMPOS, D.V.B. Production of granulated organomineral fertilizer from pig slurry and poultry litter in Brazil. Congress, Anais, **15th World Fertilizer Congress of the International Scientific Centre For Fertilizers (Ciec)**, 2010.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LCMUNYON, J.L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal of Environmental Quality**. v. 27, p. 251-257, 1998.

DELAUNE, P.B., P.A. MOORE, AND J.L. LEMUNYON. Effect of chemical and microbial amendment on phosphorus runoff from composted poultry litter. **Journal of Environmental Quality**. v. 35, p. 1291-1296, 2006.

**EARHART, D.R.; HABY, V.A.; BAKER, M.L.; LEONARD, A.T.** Cropping system and poultry litter effects on residual soil NO<sub>3</sub>-N and P. *HortScience*, v.31: 756, 1996.

Food and Agriculture Organization of the United Nation – FAO. Disponível no site. <http://www.fao.org/corp/statistics/en/>, acesso em 20 de janeiro de 2010.

GAYA, J.P. Indicadores biológicos no solo como uma alternativa para o uso racional de dejetos de suínos como adubo orgânico. 2004. 140p. **Dissertação** (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. 2004.

HAFEZ, A.A.R. Comparative changes in soil-physical properties induced by admixture of manure from various domestic animals. **Soil Sciency**. v. 118, p 53-59, 1974.

HIGASHIKAWA, F.S.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, p.1743-1752, 2010.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Disponível no site. <http://www.ibge.gov.br>, acesso em 20 de janeiro de 2010.

KIEHL, J.E. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

ROLAS-SBCS. Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo 10ª ed Porto Alegre, 2004. 400 p.

SANTOS, G.A; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. 491p.

SEGANFREDO, M. A. O impacto ambiental na utilização da cama de aves como fertilizante do solo. 2000. Embrapa Suínos e Aves. Disponível em: [www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc\\_artigos/artigos\\_j1k38l3q.html](http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_j1k38l3q.html). Acesso em 22 de janeiro de 2011.

SEGANFREDO, M.A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológicas, 2007. 302p.

WEIL, R.R.; KROONTJE, W. Physical condition of a Davidson clay loam after five years of heavy poultry manure applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 8. p 387-392, 1979.



## **IMPACTO DA AGRICULTURA (RESÍDUOS E FERTILIZANTES MINERAIS) NOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS**

Everton de Oliveira, Ph.D.

*Hidroplan/IGCE-Unesp Rio Claro*

### **Recurso invisível**

As águas subterrâneas, por encontrarem-se longe do alcance de nossa visão, podem facilmente ser agredidas por desconhecimento ou por descuido. Muito embora o Brasil seja emblematicamente reconhecido por seu grande potencial de recursos hídricos superficiais, tendo o encontro das águas dos rios Negro e Solimões e as cataratas do rio Iguaçu como duas grandes vitrines, sem detrimento de inúmeras outras, nosso abastecimento de água depende em grande parte dos recursos hídricos subterrâneos.

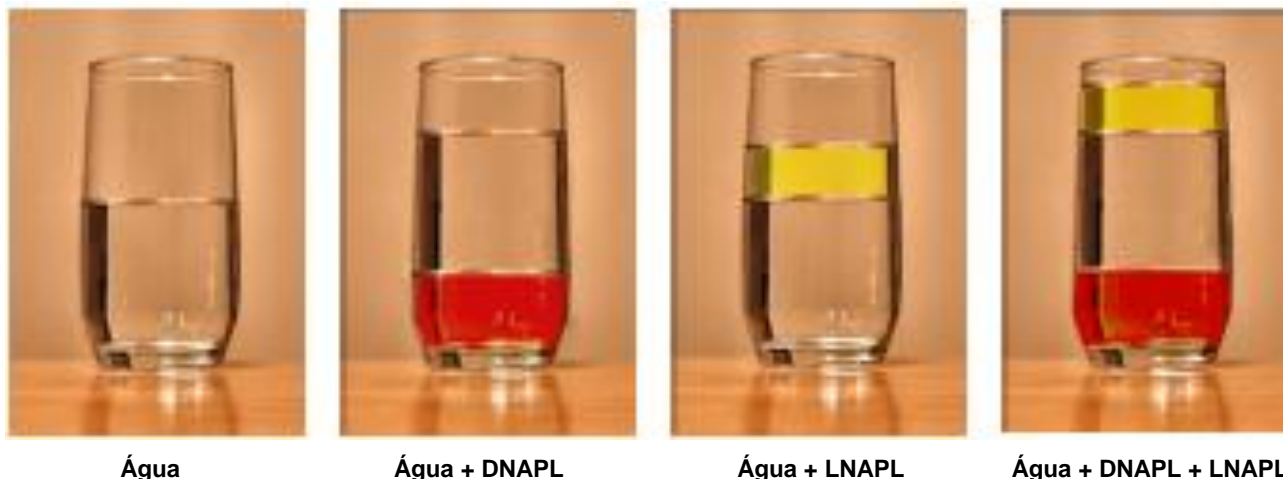
Estes recursos não são fotogênicos, na *boutade* inesquecível do prof. Aldo da Cunha Rebouças, e por isso deixam de receber a atenção que lhe é imensamente devida. No Estado de São Paulo, por exemplo, aproximadamente 50% dos municípios dependem exclusivamente da água subterrânea, 75% deles utilizam água subterrânea de alguma forma. Isso indica que o termo fonte alternativa seria mais apropriado para as águas superficiais nesse estado. Manaus depende de água subterrânea para seu abastecimento.

Esse recurso merece, portanto, ser trazido à luz, recebendo um tratamento legal e científico do porte que ele representa para nossa sociedade.

### **Formas de agressão ao recurso subterrâneo**

Várias são as formas pelas quais contaminantes podem atingir o manancial subterrâneo e muitas e variadas são suas fontes potenciais, dentre eles a aplicação de fertilizantes e outros produtos em áreas agrícolas.

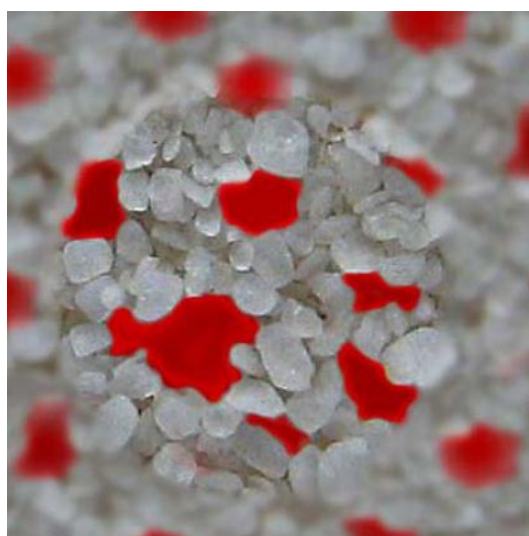
Quando um contaminante em fase separada (não dissolvido) atinge o aquífero, lembrando que solo já é aquífero, ele divide-se em algumas fases. Sua distribuição depende em grande parte da sua densidade, podendo ser mais ou menos densos que a água. Os compostos mais densos, DNAPLs, do inglês *dense non-aqueous phase liquids*, tendem a atingir profundidades maiores, em geral com custos mais elevados de remediação e maiores riscos associados. Os compostos menos densos, LNAPLs, do inglês *light non-aqueous phase liquids*, têm na superfície do nível d'água subterrânea uma camada impermeável, atingindo, portanto, profundidades menores.



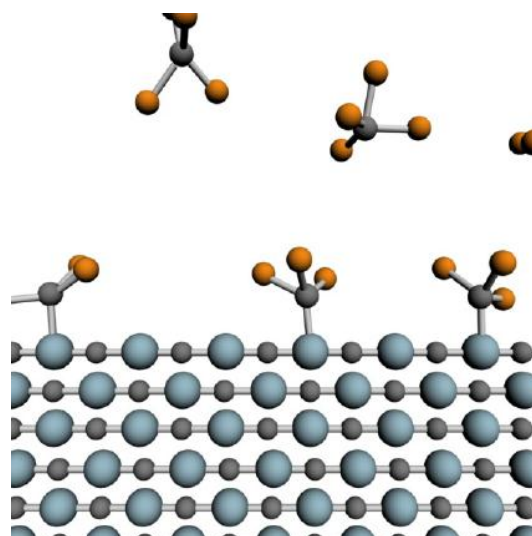
Os produtos líquidos em fase separada podem formar fase livre, que fluem para o interior do poço, ou ainda ficar preso por capilaridade sob a forma de gotículas ou grupos de gotículas, formando a chamada fase residual. Ambas concorrem para a formação de fase dissolvida, que contamina as águas subterrâneas.

Mas outros compostos podem atingir o aquífero de maneiras distintas, como a aplicação de resíduos ou pesticidas ou ainda fertilizantes no solo. Muitos dos produtos usados em agricultura apresentam a potencialidade de se fixarem ao solo, mas como o solo tem uma capacidade limitada de fixação destes compostos em sua estrutura, parte dos produtos é lixiviada, particionando-se para as águas subterrâneas e posteriormente podendo ser transportada para outros locais, eventualmente atingindo poços ou chegando a zonas de descarga em corpos hídricos superficiais. O comportamento destes potenciais contaminantes é complexo e deve ser compreendido em profundidade para que a sua utilização voluntária não se transforme em problemas futuros.

Os produtos que se fixam no solo forma a chamada fase adsorvida, que podem representar uma fonte de contaminação para as águas subterrâneas, dependendo da capacidade de adsorção da relação solo-composto. Os produtos que são lixiviados formarão a chamada fase dissolvida.



Fase Residual



Fase Adsorvida

## **Contaminantes potenciais em agricultura**

Muitos resíduos como lodo de estações de tratamento, têm sido cogitados para serem aplicados em agricultura devido à sua composição e vantagens potenciais no crescimento de plantações. Sua utilização ainda não é regularizada devido a temores em relação a sua acumulação ou seu potencial de absorção pelas plantas.

Estes temores em muitos casos são bem fundamentados, entretanto nem sempre o são em vários outros. Muitos dos potenciais contaminantes são dispostos no solo em concentrações muito baixas, sendo podendo ser utilizados pelas plantas sem risco à saúde humana. A discussão científica pode ser muito clara se for baseada em conceitos de risco eco toxicológico e em pesquisas de campo para sua aplicação. Muitos dos potenciais contaminantes, muitos deles metais, encontram-se naturalmente nos solos em baixas concentrações. A discussão legal, entretanto é mais delicada e precisa ser tratada frontalmente caso esta possibilidade venha a ser de fato considerada seriamente.

Pesticidas, por sua vez, têm sido testados para que sua meia-vida não permita que persistam por longo tempo no meio ambiente. Os compostos legalmente utilizados hoje tendem a se degradar em prazos relativamente curtos, tornando seu potencial de agressão ao meio ambiente subterrâneo controlável. O uso continuado destes compostos em solo precisa ser acompanhado de alguns estudos para confirmação de sua persistência em ambientes distintos daqueles que foram utilizados para sua licença de comercialização.

Fertilizantes tendem a se dissolver com mais facilidade e atingem as águas subterrâneas mais facilmente. Muitos deles podem se degradar, alguns podem permanecer por tempo indeterminado. Muitos estudos têm sido apresentados quanto à aplicação de nitrogênio, uma vez que nitrato é um contaminante regulado por lei. Os resultados indicam que as concentrações podem elevar-se com o tempo em aquíferos bem oxigenados. Ambientes mais redutores tendem a degradar o nitrato para gás nitrogênio, inerte. Em resumo, amplas aplicações necessitam sempre de monitoramento.

## **Conclusões**

O meio ambiente subterrâneo e os recursos hídricos subterrâneos necessitam de cuidados especiais para sua proteção. Os contaminantes potenciais, ao atingirem a subsuperfície comportam-se de maneira complexa. Uma vez em meio ambiente subterrâneo, estes compostos precisam ser estudados para que sua persistência e mobilidade possam ser determinadas de modo a permitir um controle adequado através de monitoramento específico.

Muitos dos produtos ora disponíveis para uso agrícola já os permitem antecipar seu potencial de contaminação e foram projetados para sua minimização.

Outros nem tanto. É preciso consciência ambiental e conhecimento de águas subterrâneas para fazer um uso adequado, sem descuidos que possam ocasionar problemas.

## VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DA AGROINDÚSTRIA

Rosa, M. F.<sup>1</sup>; Souza Filho, M S. M.<sup>1</sup>; Figueiredo, M. C. B.<sup>1</sup>; Morais, J. P. S.<sup>2</sup>; Santaella, S.T.<sup>3</sup>, Leitão, R.C.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Pesquisador da Embrapa Agroindústria Tropical, Fortaleza–CE, [morsy@cnpat.embrapa.br](mailto:morsy@cnpat.embrapa.br)

<sup>2</sup>Pesquisador da Embrapa Algodão, Campina Grande - PB

<sup>3</sup>Professora Associada da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza –CE

### Resumo

Questões ambientais têm alavancado o interesse por fontes renováveis e os resíduos agroindustriais tornaram-se uma fonte importante para a produção de novos materiais, de produtos químicos e de energia. O desenvolvimento e implementação de processos sustentáveis capazes de converter biomassa em vários produtos com valor agregado é uma necessidade absoluta para aproveitar resíduos agroindustriais e gerar menor impacto ambiental. Um sistema análogo ao das refinarias de petróleo, chamado biorrefinaria, utilizando a biomassa como insumo para produzir vários produtos vem sendo proposto. Este artigo discute conceitos importantes relacionados com a agregação de valor aos resíduos da agroindústria e ressalta que o desenvolvimento de novos usos para esses resíduos é essencial para otimizar a eficiência do agronegócio e reduzir o impacto ambiental.

**Palavras-Chave:** Agregação de valor; subprodutos; processos agroindustriais.

### Abstract

Environmental concerns have supported the interest in renewable sources and the agro residues have become one important resource for the production of new materials, chemicals and energy. The development and implementation of sustainable processing of biomass into a spectrum of marketable products is an absolute necessity to use these agro residues with the lowest environmental impact. A system similar to a petroleum refinery, called biorefinery, using biomass as an input to produce multiple products has been proposed. This article discusses important concepts related with value-adding to agro residues and points out that the development of new uses for these residues is essential to optimize the efficiency of agribusiness and reduce environmental impact.

**Keywords:** Value-adding; by-products; agroindustrial processes.

### Introdução

O acentuado crescimento do agronegócio brasileiro o coloca em posição de destaque no processo de desenvolvimento do país. A partir de 1980, a geração, a adaptação, a transferência e a adoção de inovações tecnológicas possibilitaram ganhos de produtividade expressivos, principalmente no setor de grãos, cuja produção duplicou (GASQUES e BASTOS, 2003).

Os significativos avanços no desempenho do agronegócio implicaram no aumento do consumo de insumos e da geração de resíduos nas atividades agropecuária e agroindustrial. A pesquisa científica aponta, a partir da década de 1980, para o agravamento de problemas ambientais globais, como a destruição da camada de ozônio, o efeito estufa e o comprometimento da biodiversidade, além dos impactos locais provenientes da geração de resíduos líquidos e sólidos. Esses problemas demandaram a rediscussão do modelo de desenvolvimento que se mostrava limitado por seus efeitos sobre a sustentabilidade (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2000).

A geração de resíduos está associada ao desperdício no uso de insumos, às perdas entre a produção e o consumo, e aos materiais que, gerados ao longo da cadeia agroindustrial, não possuem valor econômico evidente. Estima-se que, em média, de 20% a 30% da safra de grãos, de frutas e de hortaliças colhidas no Brasil sejam desperdiçados no caminho entre a lavoura e o consumidor. Os dados sobre o tipo e volume de resíduos gerados no agronegócio mundial sem valor agregado são escassos (ONG BANCO DE ALIMENTOS, 2004).

Resíduos podem representar perda de biomassa e de nutrientes, além de aumentar o potencial poluidor associado à disposição inadequada que, além da poluição de solos e de corpos hídricos quando da lixiviação de compostos, acarreta problemas de saúde pública. Por outro lado, o elevado custo associado ao tratamento, ao transporte e à disposição final dos resíduos gerados tem efeito direto sobre o preço do produto final.

Atenção especial tem sido voltada à minimização ou reuso de resíduos e ao estabelecimento de novos usos de produtos e subprodutos agropecuários em substituição aos recursos não renováveis. Em razão disso, a química verde, química limpa, química ambientalmente benigna, ou química autossustentável já é realidade, especialmente em países com indústria química bastante desenvolvida e que apresentam controle rigoroso na emissão de poluentes. Um bom exemplo é a adoção crescente do conceito de biorrefinaria, cuja lógica é análoga às refinarias de petróleo e integra processos visando à valorização total da matéria-prima. (LEISTRITZ *et al.*, 2007)

O presente artigo discute conceitos importantes relacionados à valorização de resíduos agroindustriais, aponta oportunidades de agregação de valor e destaca alguns avanços obtidos pelo Grupo de Valorização de Resíduos da Embrapa Agroindústria Tropical.

## **Biorrefinaria: um conceito sustentável para agregação de valor a resíduos**

Biorrefinaria é uma unidade produtiva que integra a geração de energia e produtos de valor agregado elevado a partir de biomassa. O conceito de biorrefinaria é fundamentado na conversão integral de recursos renováveis como fonte de macromoléculas a exemplo da celulose, hemicelulose, lignina, pectina, taninos, amido, ácidos graxos, colágeno, quitosana, corantes naturais e outros constituintes químicos, em produtos processados com valor agregado (energia, produtos químicos, bio-materiais e alimentos). Esse conceito preconiza ainda a minimização dos impactos ambientais e maximização do uso do recurso renovável, considerando o ciclo de vida dos produtos obtidos. (FERNANDO *et al.*, 2006).

O uso da análise do ciclo de vida (ACV) no desenvolvimento de produtos auxilia nos empreendimentos, baseando-se no conceito de biorrefinaria por facilitar a identificação de

pontos críticos e a escolha de rotas tecnológicas com menor potencial de impacto. O conhecimento advindo com estudos de ACV em biorrefinarias permite a identificação de materiais e fontes de energia, a escolha de processos de produção, o *design* de produtos e a identificação de estratégias de disposição de resíduos que acarretam em menor impacto ambiental.

Dentro do conceito de biorrefinaria, a biomassa é convertida em uma variedade de produtos, com pouco desperdício e emissões, trazendo novas oportunidades de ganho. O processo envolve um conjunto de rotas tecnológicas capazes de fracionar, extrair, separar e converter a matéria-prima em diferentes produtos intermediários ou finais, incluindo alimentos, produtos químicos, biomateriais e energia, maximizando os ganhos econômicos, minimizando os aspectos ambientais negativos, e melhorando a eficácia e sustentabilidade das cadeias agroindustriais.

### **Oportunidades de valorização de resíduos agroindustriais**

De forma geral, os resíduos da agroindústria de processamento de produtos de origem vegetal (frutas, oleaginosas, fibrosas, madeiras, etc.) e origem animal (laticínios, avicultura de corte, aquicultura, etc.) apresentam em suas composições diferentes constituintes, que abrem muitas oportunidades de agregação de valor pela aplicação do conceito de biorrefinaria.

A Figura 1 apresenta de forma simplificada a visão conceitual e o potencial de valorização dos resíduos agroindustriais oriundos das agroindústrias de processamento de produtos de origem animal e vegetal assumido pelo Grupo de Valorização de Resíduos da Embrapa Agroindústria Tropical.

### **Resíduos do biocombustível**

O Brasil utiliza a cana-de-açúcar como matéria-prima para obter etanol há vários anos, e é o país que apresenta maior crescimento dessa cultura. Cada tonelada de cana-de-açúcar processada gera em torno de 140 kg de bagaço (CENBIO, 2003). Entre 60 e 90% deste resíduo são utilizados pela própria indústria sucroalcooleira como combustível para geração de energia e calor. Entretanto, existe ainda um excedente que gera problemas ambientais e de estocagem (SUN et al., 2004). Em decorrência, diversos trabalhos têm sido feitos na busca por alternativas de utilização deste subproduto, com o desenvolvimento de novos coprodutos como ração animal, papel, papelão, aglomerados, como material alternativo na construção civil, na produção de biomassa microbiana e como meio adsorvente de contaminantes orgânicos (SANTOS, 2005).

De forma similar, concomitantemente à produção de biodiesel, há a preocupação com a destinação a ser dada aos subprodutos gerados por essa agroindústria. Dentro dessa abordagem, o Plano Nacional de Agroenergia 2006-2011 aponta a necessidade de ampliar as oportunidades de agregação de valor e inclusão social por meio da criação de outras fontes de renda para os produtores, dando atenção especial aos co-produtos, subprodutos, dejetos e resíduos (BRASIL, 2007). Dentre os principais desafios a serem enfrentados está a necessidade de investimentos em Pesquisa e Desenvolvimento, voltados para o desenvolvimento de tecnologias que reduzam os elevados custos de produção. De imediato, a questão ambiental das tecnologias e a proteção do ambiente produzem interesse no sentido de desenvolver soluções que integrem a geração de agroenergia à eliminação ou mitigação de impactos ambientais negativos relacionados à

geração de resíduos, ampliando ainda a geração de emprego e de renda ao longo da cadeia. O desenvolvimento de novas alternativas amplia as opções de agregação de valor e contribui para reduzir os impactos ambientais negativos.

Visando substituir o uso do óleo diesel, a Resolução nº 2 do Conselho Nacional de Política Energética (CNPE), desde 2008, estipula que este combustível seja comercializado com a adição de 3% de biodiesel em sua composição, de acordo com. Ocorre que, para cada quilo de biodiesel produzido, aproximadamente 100 gramas de glicerol são gerados como subproduto da reação de transesterificação. Estima-se que 100.000 toneladas desse subproduto foram geradas pelas usinas brasileiras de biodiesel em 2008 (ÁVILA FILHO, 2010). Embora o glicerol tenha um valor comercial, a quantidade gerada ultrapassa a demanda, o que gera um passivo ambiental. Para solucionar isto, devem ser investigadas o potencial de uso do glicerol para produção de hidrogênio, álcoois, ácidos orgânicos e metano (JARVIS *et al.*, 1997; LÓPEZ *et al.*, 2009).

Para o biodiesel gerado a partir do dendê, a abordagem é semelhante. O processamento dos frutos do dendezeiro fornece em média os seguintes produtos e subprodutos: óleo de palma bruto 20%; óleo de palmiste 1,5%; torta de palmiste 3,5%; engaços 22%; fibras da prensagem do mesocarpo (torta de dendê) 12%; cascas 5%; e uma enorme quantidade de efluentes líquidos, denominado *Palm Oil Mill Effluent* (POME). Vários usos já foram desenvolvidos para resíduos da cultura do dendê. Por exemplo, os engaços podem ser usados em compostagem natural ou mecanizada (FURLAN JÚNIOR, 2006). As cascas são usadas como combustível (SINGH *et al.*, 1989). As cinzas de caldeira da agroindústria do dendê têm o potencial de serem usadas como adubo (OLIVEIRA, 2006). A torta de palmiste pode ser amplamente utilizada na alimentação de animais domésticos, participando da composição de rações (RODRIGUES FILHO *et al.*, 1996). A fibra do mesocarpo pode ser usada como adubo orgânico (FERREIRA *et al.*, 1998).

Visto que a produção de resíduos de dendê provavelmente será elevada e será ampliada com o aumento do consumo de biodiesel e redução de combustíveis fósseis, haverá grande quantidade de resíduos de fibras facilmente disponíveis para aplicações de maior valor agregado. A determinação do ponto ótimo de utilização e a prospecção de novos usos desses recursos ainda devem ser pesquisadas mais profundamente. Há ainda amplo espaço para tecnologias que agreguem maior valor aos resíduos da dendeicultura e uma fonte de central interesse é a fibra de prensagem do mesocarpo, que já sai da usina de biodiesel em estágio consideravelmente avançado de processamento mecânico (as fibras já se encontram bastante soltas e moídas) e químico. Dentre as pesquisas voltadas ao aproveitamento desses resíduos, destaca-se a obtenção de nanoestruturas de celulose, que são materiais especialmente indicados para melhorar o desempenho físico-mecânico de filmes e embalagens. (ROSA *et al.*, 2010).

Com relação ao POME, a literatura cita seu uso como fonte (substrato) para produção de um plástico biodegradável denominado polihidroxibutirato (PHB). Resultados obtidos por Abideen (2007) indicaram que a estratégia a ser buscada para melhorar o rendimento de produção de PHB a partir do POME é a otimização das condições experimentais. A oportunidade de utilizar resíduos decorrentes do biocombustível como matérias-primas para produção de plásticos biodegradáveis propicia benefícios adicionais com relação à redução tanto do custo de produção quanto do potencial poluidor dos mesmos (WONG *et al.*, 2000), viabilizando e ampliando a utilização dos biopolímeros, como alternativa aos plásticos convencionais.

## Casca de coco verde

O consumo da água de coco verde é um hábito tipicamente brasileiro, mas que tem se expandido rapidamente, tanto no território nacional, quanto no restante do mundo. O aumento do número de empresas e a entrada de grandes grupos internacionais do setor de alimentos têm alavancado a produção brasileira de água de coco envasada.

Estima-se que o Brasil possui uma área plantada de 90 mil hectares de coqueiro-anão, destinados à produção do fruto verde para o consumo da água de coco. As cascas provenientes deste agronegócio representam 80% a 85% do peso bruto do fruto e cerca de 70% de todo resíduo gerado nas praias brasileiras. O destino deste material são os aterros e vazadouros e, como toda matéria orgânica, são emissores potenciais de gases estufa, e, contribuem para que a vida útil dos aterros diminua, para que ocorra proliferação de vetores transmissores de doenças, mau cheiro, possível poluição de solo e de corpos d'água, além da inevitável destruição da paisagem urbana. (ROSA *et al.*, 2009)

O material fibroso que constitui o mesocarpo do fruto, também denominado coir, bonote ou fibra, é um produto tradicional em países como a Índia e Sri Lanka, habituados a processarem o coco maduro. A demanda crescente por fibras de coco se dá em razão do interesse por produtos ecologicamente corretos, por ser proveniente de uma fonte renovável, biodegradável e de baixo custo e por suas características oferecerem diversas possibilidades de utilização. As fibras de coco verde apresentam-se como mais uma opção para este nicho do mercado e seu uso vem sendo atestado positivamente com resultados equivalentes aos obtidos com a fibra do coco maduro. As fibras da casca de coco verde já são utilizadas na fabricação de vasos, tapetes, mantas para contenção da erosão, artesanatos, acessórios automotivos, novos materiais etc. (CORRADINI *et al.*, 2006).

O pó da casca de coco destaca-se por ser um material biodegradável, renovável, muito leve assemelhando-se com as melhores turfas de *Sphagnum* encontradas no Norte da Europa e América do Norte. Por apresentar estrutura física vantajosa, proporcionando alta porosidade, alto potencial de retenção de umidade e elevado favorecimento da atividade fisiológica das raízes, ganhou interesse comercial principalmente como substrato agrícola no cultivo de plantas envasadas. (BEZERRA E ROSA, 2002)

As características desse resíduo abrem ainda possibilidades de uso na área de biorremediação de solos e biossorção de metais pesados (PINO *et al.*, 2006), como substrato para cama de animais de laboratório (FARIAS *et al.*, 2005) ou ainda pode ser transformado em substitutos de painéis do tipo *medium density fiberboard* (MDF) ou mesmo briquetes por meio de um processo de compactação a pressões elevadas.

Outra oportunidade importante de agregação de valor está relacionada ao líquido gerado durante a prensagem da casca de coco verde (LCCV). O LCCV apresenta um conteúdo de polifenóis, açúcares e potássio que vem estimulando pesquisas com o intuito de avaliar seu uso em aplicações de alto valor agregado. Os estudos abordam o seu potencial como fonte de taninos para formulação de resinas fenólicas e para fins fitoterápicos; como fonte de açúcar em processos fermentativos e geração de biogás; e como fonte de potássio, na fertilização de cultivos agrícolas. (ROSA *et al.*, 2007; LEITÃO *et al.*, 2009)



## **Pseudocaule da bananeira**

O Brasil possui mais de 500mil hectares cultivados de banana, sendo o terceiro maior produtor mundial de bananas. Os principais estados produtores são Bahia, São Paulo, Pará, Ceará, Minas Gerais e Santa Catarina (IBGE, 2008). Segundo estimativas da UNIVALE, que produz banana no perímetro irrigado do Rio Jaguaribe/CE, produz-se de 50 a 150 toneladas/hectare/ano de pseudocaule, dependendo da variedade plantada.

Uma alternativa para utilização do pseudocaule é o aproveitamento da massa de celulose para fabricação de papéis especiais e de etanol, fermentação das pentoses e produção de biogás (SOFFNER, 2001). A polpa celulósica *kraft* branqueada de bananeira possibilitaria a confecção de folhas características similares ou superiores às do "papel japonês" utilizado para restauração de documentos (SILVA, 1998). Adicionalmente, o uso do pseudocaule para obtenção de nanocelulose vem sendo estudado (PEREIRA *et al.*, 2010).

No caso do cenário de utilização da fibra do pseudocaule da bananeira para produção de celulose, ocorre a geração do líquido do pseudocaule da bananeira (LPCB). Uma alternativa para utilização sustentável do LPCB é a degradação anaeróbia visando, não somente o tratamento deste efluente para ser disposto adequadamente no meio ambiente, como também a produção de biogás para geração de energia (LEITÃO *et al.*, 2009).

## **Considerações finais**

A obtenção de novos materiais, produtos, co-produtos e substâncias químicas a partir de resíduos agroindustriais tem encontrado espaço e vem sendo desenvolvida. Além da ampliação do mercado, pela disponibilização e valorização de novos produtos, o desenvolvimento de novos usos de produtos agropecuários e de tecnologias que revertam o conceito de resíduo para o de matéria-prima para a produção de novos materiais é imprescindível para otimizar a eficiência do agronegócio além de reduzir o impacto ambiental.

## **Referências bibliográficas**

ABIDEEN, M. Z. **Polyhydroxyalkanoates (PHA) production from palm oil mill effluent (pome) using mixed cultures in sequencing batch reactor (SBR)**. 2007, 214p

ÁVILA FILHO, S. **Usineiros de Biodiesel podem parar a produção: Glicerina, oportunidade ou problema?** Disponível em: <http://www.biodieselbr.com/colunistas/avila/usineiros-biodiesel-parar-producao-glicerina-oportunidade-problema-31-05-07.htm>. Acesso em 10/12/2010.

BEZERRA, F. C.; ROSA, M. F. . **Pó da casca de coco verde como substrato para plantas**. In: III Encontro Nacional de Substratos para Plantas - **III ENSUB**, 2002, Campinas. Documento IAC, 70, 2002.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Cadeia produtiva da agroenergia / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Política Agrícola, Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura**; Buainain, A. M. e Batalha, M. O. (coordenadores), Brasília: IICA:MAPA/SPA, 112 p. 2007.

CENBIO (Centro Nacional de Referência em Biomassa). 2003. Disponível em: [www.cenbio.org.br](http://www.cenbio.org.br). Acessado em: 23/03/2003.

CORRADINI, E.; MORAIS, L. C.; ROSA, M. F.; MAZZETTO, S. E.; MATTOSO, L. H.; AGNELLI, J. A. M. A Preliminary Study for the Use of Natural Fibers as Reinforcement in Starch-Gluten-Glycerol Matrix. **Macromol. Symp.** 2006, 245–246, 558–564

FARIAS, D. F., FERREIRA, P. M. P., CARVALHO, A. F. F. U., CARVALHO, A. F. U. Avaliação preliminar do uso da fibra de coco (*Cocos nucifera*) como cama de animais de laboratório. **Revista da Universidade Rural - Série Ciências da Vida**, Rio de Janeiro, v. 24, n. Suplemento, p. 233-236, 2005.

FERNANDO, S.; ADHIKARI, S.; CHANDRAPAL, C.; MURALI, N. Biorefineries: Current Status, Challenges, and Future Direction. **Energy & Fuels** 2006, 20, 1727-1737.

FERREIRA, W. DE A.; BOTELHO, S. M.; VILAR, R. R. L. **Composição química dos subprodutos da agroindústria do dendê**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1998. Documentos, 119.

FURLAN JÚNIOR, J.; OLIVEIRA, R. F.; TEIXEIRA, L. B.; **Compostagem de Engaços de Dendê em Processo de revolvimento mecanizado**. Comunicado técnico 156. Embrapa Amazônia Oriental, Maio, 2006, Belém, PA.

GASQUES, J. G.; BASTOS, E. T. (março/2003). **Crescimento da Agricultura**. Boletim de Conjuntura, nº 60. Página visitada em 04 de janeiro de 2011.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola - LSPA** - agosto 2008. Disponível em <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em 08-09-08.

JARVIS, G. N.; MOORE, E. R.; THIELE, J. H. Formate and ethanol are the major products of glycerol fermentation produced by a *Klebsiella planticola* strain isolated from red deer. **Journal of applied microbiology**, v. 83, n. 2, p. 166-74, 1997.

LEISTRITZ, F. L.; HODUR, N. M.; SENECHAL, D. M.; STOWERS, M. D.; MCCALLA, D.; SAFFRON, C. M. **Biorefineries Using Agricultural Residue Feedstock in the Great Plains**, 2007. Disponível em <http://www.agecon.lib.umn.edu/>.

LEITÃO, R. C., ARAÚJO, A. M., FREITAS NETO, M. A., ROSA, M. F., SANTAELLA, S. T. Anaerobic treatment of côconut husk liquor for biogas production. **Water Science & Technology**. WST 59.9. p. 1841-1846, 2009.

LÓPEZ, J. A.; MARTÍN SANTOS, M. D. L. A.; CHICA PÉREZ, A. F.; MARTÍN MARTÍN, A. Anaerobic digestion of glycerol derived from biodiesel manufacturing. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 23, p. 5609-15, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Agricultura Sustentável**. Brasília: MMA, 2000, 57p.

OLIVEIRA, R. F.; FURLAN JÚNIOR, J.; TEIXEIRA, L. B. **Composição Química de Cinzas de Caldeira da Agroindústria do Dendê**. Comunicado técnico 155. ISSN 1517-2244. Junho, 2006. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, PA.

ORGANIZAÇÃO NÃO GOVERNAMENTAL BANCO DE ALIMENTOS. Disponível em: [http://www.bancodealimentos.org.br/porque/dados\\_fome.htm](http://www.bancodealimentos.org.br/porque/dados_fome.htm).

PEREIRA, A. L. S.; CORDEIRO, E. M. S.; NASCIMENTO, D. M.; MORAIS, J. P. S.; SOUZA FILHO, M. S. M.; ROSA, M. F. Extração e caracterização de nanocelulose de fibras do pseudocaule da bananeira. In: **Anais do V Congresso Norte-Nordeste de Pesquisa e Inovação**, Maceió, 2010.

PINO, G. H.; MESQUITA, L. M. S.; TOREM, M. L.; PINTO, G. A. S. Biosorption of cadmium by green coconut shell powder. **Minerals Engineering**, v. 19, n. 5, p. 380-387, 2006.

RODRIGUES FILHO, J. A. et al. Níveis de torta de dendê em substituição ao farelo de trigo no consumo voluntário e digestibilidade de concentrados. In: **Reunião da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, 35, 1996, Fortaleza.

ROSA, M. F.; BRITO, E.; PINTO, G. A. S.; CRISÓSTOMO, L. A.; LEITÃO, R. C.; MORAIS, S. M.; MAZZETTO, S. E. Potencialidades de aplicação do líquido da casca de coco verde. In: Eduardo Cassel; Rubem Mário Figueiró Vargas. (Org.). **Aplicaciones Industriales de los Taninos Vegetales: Productos y Procesos**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007, v. , p. 57-68.

ROSA, M. F. ; MATTOS, A. L A ; CRISÓSTOMO, L. A ; FIGUEIREDO, M. C. B.; BEZERRA, F. C. ; VERAS, L.G.; CORREIA, D. Aproveitamento da casca de coco verde. In: José Maria Marques de Carvalho. (Org.). **Apoio do BNB à pesquisa e desenvolvimento da fruticultura regional**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, p. 164-190, 2009.

ROSA, M. F., MEDEIROS, E. S., MALMONGE, J. A., GREGORSKI, K. S., WOOD, D. F., MATTOSO, L. H. C., GLENN, G., ORTS, W. J., & IMAM, S. H. Cellulose nanowhiskers from coconut husk fibers: effect of preparation conditions on their thermal and morphological behavior. **Carbohydrate Polymers**, 81, 83-92, 2010.

SILVA, A.G. **Utilização do pseudocaule da bananeira para produção de celulose e papel**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa – Ciência Florestal. 80p. 1998.

SINGH, G.; MANOHARAN, S.; SAN, T. T. United plantations' approach to palm oilmill by-product management and utilization. In: Porim international palm oil development conference, 1989. **Proceedings** [s.1: s.n.], 1989, p. 225-234.

SOFFNER, M.L.A.P. **Produção de polpa celulósica a partir de engaço de bananeira**. Dissertação de mestrado. ESALQ – Universidade de São Paulo. Ciência e Tecnologia de Madeiras. Piracicaba. 56p. 2001.

SUN, J. X., SUN, X. F., ZHAO, H., SUN, R. C. Isolation and characterization of cellulose from sugarcane bagasse. **Polymer Degradation and Stability**, 84: 331-339, 2004.

WONG, A. L., CHUA, H., LO, W. H. AND YU, P. H. F. Synthesis of Bioplastics from Food Industry Wastes with Activated Sludge Biomass. **Water Science and Technology**. 2000, 41(12): 55-59.

## Tabelas e Figuras

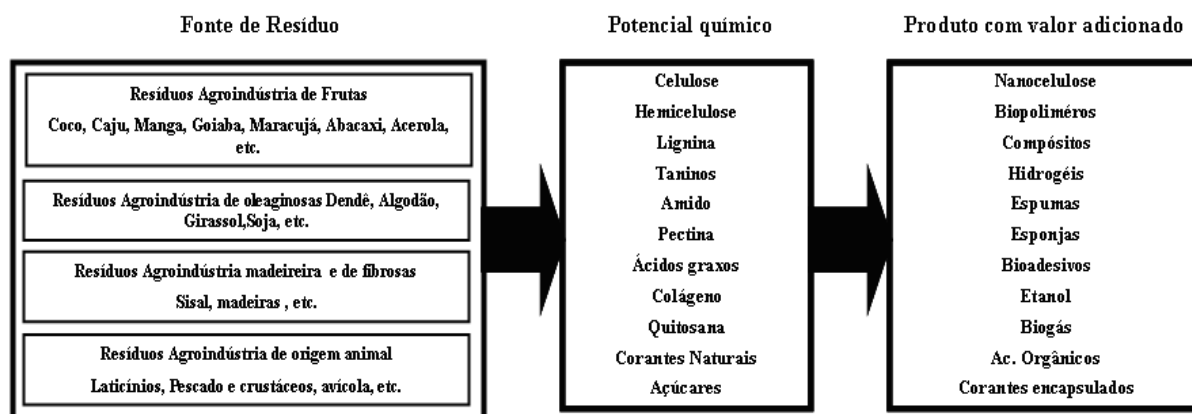


Figura 1. Potencial de valorização de resíduos agroindustriais de origem vegetal e animal.

## PROMOÇÃO



Sociedade Brasileira de Especialistas em Resíduos  
da Produção Agropecuária e Agroindustrial

## CO-PROMOÇÃO



## APOIO



Ministério da  
Agricultura, Pecuária  
e Abastecimento

