

# MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA EM PEQUENAS PROPRIEDADES RURAIS NO SUL DO BRASIL:

---

*Impacto das atividades agropecuárias  
na contaminação do solo e da água*



Organizador:  
**Tales Tiecher**

---

2017

**Manejo e conservação do solo e da água em  
pequenas propriedades rurais no sul do Brasil:  
impacto das atividades agropecuárias na  
contaminação do solo e da água**



Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Reitor

**Luiz Mario Silveira Spinelli**

Pró-Reitora de Ensino

**Arnaldo Nogaro**

Pró-Reitor de Pesquisa, Extensão e Pós-Graduação

**Giovani Palma Bastos**

Pró-Reitor de Administração

**Nestor Henrique de Cesaro**

Câmpus de Frederico Westphalen

Diretora Geral

**Silvia Regina Canan**

Diretora Acadêmica

**Elisabete Cerutti**

Diretor Administrativo

**Clóvis Quadros Hempel**

Câmpus de Erechim

Diretor Geral

**Paulo José Sponchiado**

Diretora Acadêmica

**Elisabete Maria Zanin**

Diretor Administrativo

**Paulo Roberto Giollo**

Câmpus de Santo Ângelo

Diretor Geral

**Gilberto Pacheco**

Diretor Acadêmico

**Marcelo Paulo Stracke**

Diretora Administrativa

**Berenice Beatriz Rossner Wbatuba**

Câmpus de Santiago

Diretor Geral

**Francisco de Assis Górski**

Diretora Acadêmica

**Michele Noal Beltrão**

Diretor Administrativo

**Jorge Padilha Santos**

Campus de São Luiz Gonzaga

Diretora Geral

**Sonia Regina Bressan Vieira**

Câmpus de Cerro Largo

Diretor Geral

**Edson Bolzan**



## CONSELHO EDITORIAL DA URI

Presidente

Denise Almeida Silva (URI)

### Comitê Editorial

Acir Dias da Silva (UNIOESTE/ UNESPAR)

Alessandro Augusto de Azevedo (UFRN)

Alexandre Marino Costa (UFSC)

Antonio Carlos Moreira (URI/FW)

Cláudia Ribeiro Bellochio (UFMS)

Edite Maria Sudbrack (URI/FW)

Elton Luiz Nardi (UNOESC)

José Alberto Correa (Universidade do Porto, Portugal/UNESP)

Leonel Piovezana (Unochapeco)

Liliana Locatelli (URI/FW)

Lisiane Ilha Librelotto (UFSC)

Lizandro Carlos Calegari (UFMS)

Lourdes Kaminski Alves (UNIOESTE)

Luiz Fernando Framil Fernandes (FEEVALE)

Mauro José Gaglietti (URI/Santo Ângelo/ANHANGUERA)

Miguel Ângelo Silva da Costa (UNOCHAPE-CO)

Noemi Boer (URI/Santo Ângelo)

Paulo Vanderlei Vargas Groff (UERGS)

Rosângela Angelin (URI/Santo Ângelo)

Tania Maria Esperon Porto (UFPEL)

Vicente de Paula Almeida Junior (UFFS)

Walter Frantz (UNIJUI)

### Consultores

Attico Inacio Chassot (Centro Universitário Metodista)

Júlio Cesar Godoy Bertolin (UPF)

Barbara Estevão Clasen (UERGS)

Breno Antonio Sponchiado (URI/FW)

Claudia Battestin (URI/FW)

Cledimar Rogério Lourenzi (UFSC)

Daniel Pulcherio Fensterseifer (URI/FW)

Gelson Pelegrini (URI/FW)

Gustavo Brunetto (UFMS)

Luis Pedro Hillesheim (URI/FW)

Patrícia Binkowski (UERGS)

Rosa Maria Locatelli Kalil (UPF)

Sibila Luft (URI/Santiago)

Tales Tiecher  
Organizador

**Manejo e conservação do solo e da água em  
pequenas propriedades rurais no sul do Brasil:  
impacto das atividades agropecuárias na  
contaminação do solo e da água**



Frederico Westphalen

2017



Este trabalho está licenciado sob uma Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial-SemDerivados 3.0 Não Adaptada. Para ver uma cópia desta licença, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/>.

**Revisão Linguística:** Wilson Cadoná  
**Revisão metodológica:** Responsabilidade dos Autores  
**Capa/Arte:** Tales Tiecher  
**Fotografias capa:** Viviane Capoane/André Copetti  
**Projeto gráfico:** Tales Tiecher

**O conteúdo dos textos é de responsabilidade exclusiva dos(as) autores(as).  
Permitida a reprodução, desde que citada a fonte.**

Catálogo na Fonte elaborada pela  
Biblioteca Central URI/FW

M24 Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil : impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água / Organizador Tales Tiecher. – Frederico Westphalen : RS : URI – Frederico Westph, 2017. 181 p.

ISBN: 978-85-7796-202-0

1. Agropecuária. 2. Manejo e conservação do solo. 3. Manejo e conservação da água. I. Tiecher, Tales. II. Título.

Bibliotecária Gabriela de Oliveira Vieira



URI – Universidade Regional Integrada  
do Alto Uruguai e das Missões  
Prédio 9  
Câmpus de Frederico Westphalen:  
Rua Assis Brasil, 709 – CEP 98400-000  
Tel.: 55 3744 9223 – Fax: 55 3744-9265  
E-mail: editorauri@yahoo.com.br, editora@uri.edu.br

Impresso no Brasil  
Printed in Brazil

# LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mesorregiões do Norte Colonial do Rio Grande do Sul, no Oeste de Santa Catarina, e no Sudoeste do Paraná. .... 17
- Figura 2.** Distribuição das cargas de cromo (superior) e níquel (inferior) removidas e lançadas aos rios em cada bacia hidrográfica na região do Guaíba, RS. Fonte: adaptado de FEPAM (2001). .... 31
- Figura 3.** Destinos ambientais de agrotóxicos. Ilustração: Tales Tiecher. .... 41
- Figura 4.** Participação nacional de espécies animais tratados com produtos de uso veterinário no Brasil dos anos de 2008 a 2013 em porcentagem. Adaptado de SINDAN (2015). .... 54
- Figura 5.** Faturamento nacional brasileiro da indústria de produtos para a saúde animal dos anos de 2008 a 2013 em milhões de reais. Adaptado de SINDAN (2015). .... 55
- Figura 6.** Média da participação nacional das classes terapêuticas utilizadas no Brasil dos anos de 2008 a 2013 em porcentagem. Adaptado de SINDAN (2015). .... 55
- Figura 7.** Vias de exposição ambiental de medicamentos utilizados no tratamento veterinário (JØRGENSEN; HALLING-SØRENSEN, 2000). .... 56
- Figura 8.** Vias de degradação de medicamentos através da biodegradação aeróbia: (1) Biotransformação completa, biotransformação parcial (2), Mineralização parcial (3) e mineralização completa (4); Vias de degradação de medicamentos através da biodegradação anaeróbia: bioransformação completa (5) e biotransformação parcial (6); Vias de degradação de medicamentos através da hidrólise e fotólise em meio aquoso: transformação completa pela hidrólise e transformação química completa mediada pela luz ou por fotodegradação indireta (7) e transformação parcial pela hidrólise e transformação química parcial mediada pela luz (8) (Adaptado de VELEGALE, 1997). .... 56
- Figura 9.** Química da tetraciclina e solução de especiação. Todos os antibióticos da classe das tetraciclina têm sua estrutura de base comum com sítios de troca de próton relevantes no ambiente. Os grupos R1 e R2 são reportados para a oxitetraciclina (OTC), tetraciclina (TET) e a clorotetraciclina (CTC). A especiação demonstrada acima é referente a oxitetraciclina, no entanto representa igualmente a TET e a CTC devido à proximidade dos valores de pKa de todos esses compostos (FIGUEROA; LEONARD; MACKAY, 2004). .... 62
- Figura 10.** Representação dos quatro estágios que passa o cartucho para a recuperação dos compostos desejados onde: (a) representa o condicionamento do cartucho, (b) o cartucho sendo carregado com os compostos presentes na amostra, (c) a lavagem do cartucho e (d) a eluição do cartucho. .... 70
- Figura 11.** Distribuição da produção de suínos, por estado, no Brasil (ATLAS SOCIOECONÔMICO DO RIO GRANDE DO SUL, 2016). .... 77
- Figura 12.** Distribuição da produção de suínos, por cidade, no estado do Rio Grande do Sul (ATLAS SOCIOECONÔMICO DO RIO GRANDE DO SUL, 2016). .... 78
- Figura 13.** Distribuição da produção de suínos, por região, no estado de Santa Catarina (IBGE, 2014). .... 78
- Figura 14.** Distribuição dos teores de nutrientes em 19 amostras de DLS aplicados em diferentes culturas de grãos e plantas de cobertura no período de 2000 a 2008 no município de Santa Maria (RS). .... 80
- Figura 15.** Produtividade de grãos das culturas do milho (a), soja, feijão e trigo (b) cultivados em áreas de plantio direto com a aplicação de diferentes doses de DLS em variadas épocas do ano. Linhas contínuas ou

tracejadas representam a produtividade média das culturas cultivadas na região sul do Brasil. Dados compilados de Costa et al. (2011), Moraes et al. (2014), Ceretta et al. (2005a), Seidel et al. (2010), Lourenzi et al. (2014), Ciancio et al. (2014), Ciancio (2015), Pandolfo e Ceretta (2008). .....	81
<b>Figura 16.</b> Plantas de milho submetidas a diferentes doses de DLS em experimento conduzido na Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. ....	82
<b>Figura 17.</b> Principais efeitos decorrentes do uso de DLS sobre a produtividade das culturas, transferência de solução e nutrientes por escoamento superficial e percolação, disponibilidade de nutrientes no solo e risco de contaminação ambiental. ....	89
<b>Figura 18.</b> Esquema representando a contaminação da água do lençol freático com nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) devido ao uso excessivo de dejetos líquidos de suínos (Ilustração: Tales Tiecher).....	93
<b>Figura 19.</b> Localização geográfica da França com destaque para a região da Bretanha em vermelho (a), e localização da produção europeia de suínos no ano de 2011 (CRP – COMITE REGIONAL PORCIN BRETAGNE, 2013) (b). ....	94
<b>Figura 20.</b> Divisão das regiões francesas metropolitanas e ultramarinas (destacadas no canto inferior esquerdo). Fonte: adaptado de Wikipédia (2016a). As seis regiões com asterisco possuem nome temporário resultado da fusão de duas ou mais regiões e deverão escolher outro nome até 1 de julho de 2016. O decreto final ocorrerá em 1 de outubro de 2016. ....	95
<b>Figura 21.</b> Proliferação de algas verdes na baía de Douarnenez, na Bretanha. Fonte: Philippe Devanne. ....	97
<b>Figura 22.</b> Autorizações e proibições da aplicação de fertilizantes dependendo da inclinação e do tipo de fertilizante. Fonte: Modificado de DREAL Bretagne - Direction Régionale de L'Environnement (2015). ....	99
<b>Figura 23.</b> Estações do ano no sul do Brasil e na França. ....	101
<b>Figura 24.</b> Períodos de autorização e proibição de aplicação de dejetos e de fertilizantes na região da Bretanha, França. Fonte: modificado de DREAL Bretagne (2015). ....	102
<b>Figura 25.</b> Período de cobertura do solo obrigatória por uma planta intermediária. Fonte: modificado de DREAL Bretagne (2015). ....	103
<b>Figura 26.</b> Exposição da população da Bretanha ao nitrato de 1997–2010. Modificado de DREAL Bretagne - Direction Régionale de L'Environnement (2010).....	104
<b>Figura 27.</b> Localização dos principais municípios produtores de fumo em folha (média de 2009-2011) e distribuição dos estabelecimentos agropecuários de agricultura familiar no RS. Adaptado do Atlas socioeconômico do Rio Grande do Sul. ....	108
<b>Figura 28.</b> Lavoura de fumo (a) e sistema radicular de uma planta (b). Fotos: André Pellegrini. ....	109
<b>Figura 29.</b> Absorção de nutrientes e produção de massa seca ao longo do ciclo da cultura do fumo. Fonte: Adaptado de McCants e Woltz, 1967. ....	109
<b>Figura 30.</b> Relevo e paisagem típica da maioria das regiões produtoras de fumo no Rio Grande do Sul. Foto: Os autores. ....	111
<b>Figura 31.</b> Sistema convencional de cultivo de fumo (a), adubação de cobertura (b) e incorporação da adubação de cobertura com arado sob tração animal (c). Fotos: André Pellegrini.....	112
<b>Figura 32.</b> Sistema de cultivo mínimo para a implantação da cultura do fumo. Foto: André Pellegrini. ....	112

<b>Figura 33.</b> Sistema de cultivo em plantio direto da cultura do fumo (a), adubação de cobertura com a utilização de saraquá (b). Foto: André Pellegrini. ....	113
<b>Figura 34.</b> Mapa de uso do solo na Bacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo (RS) e localização dos transectos e pontos de coleta da solução do solo. Os pontos amarelos no mapa e os números indicam a localização dos pontos de coleta. Fonte: Kaiser et al. (2015). ....	115
<b>Figura 35.</b> Neossolo Litólico extremamente degradado pelo cultivo intensivo de fumo por longo período de tempo. Foto: Os autores. ....	117
<b>Figura 36.</b> Concentração de nitrato na água de duas fontes (poços escavados) usadas para abastecimento doméstico na Bacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo (RS). Fonte: Kaiser et al. (2015). ....	118
<b>Figura 37.</b> Poço escavado sem proteção (a) e poço protegido e com filtro de areia (b) utilizados para o abastecimento doméstico em uma bacia hidrográfica com produção intensiva de fumo. Fotos: Os autores. ....	119
<b>Figura 38.</b> Crescimento de plantas aquáticas na água de riacho contaminado com nitrato e fósforo oriundos das lavouras de fumo. Foto: Os autores. ....	119
<b>Figura 39.</b> Propriedade rural com produção fumageira onde a área com menor declividade e solos mais profundos é usado como potreiro e as áreas mais declivosas com solos rasos é destinada a produção de fumo. Foto: Os autores. ....	121
<b>Figura 40.</b> Cultivo de fumo na margem de rio desprotegido de mata ciliar. Foto: André Copetti. ....	121
<b>Figura 41.</b> Médias mensais de precipitação, temperatura máxima (T° máx), temperatura mínima (T° min), temperatura média compensada (T° média) e umidade relativa do ar (UR) para a região da Serra Gaúcha. Dados retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) correspondentes às medições do período de 01/1988 a 12/2013. ....	125
<b>Figura 42.</b> Médias mensais de precipitação, temperatura máxima (T° máx), temperatura mínima (T° min), temperatura média compensada (T° média) e umidade relativa do ar (UR) para a região da Campanha Gaúcha. Dados retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) correspondente às medições do período de 06/1998 a 12/2013. ....	126
<b>Figura 43.</b> Médias mensais de precipitação, temperatura máxima (T° máx), temperatura mínima (T° min), temperatura média compensada (T° média) e umidade relativa do ar (UR) para a região da Serra Catarinense. Dados retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) correspondentes às medições do período de 01/1988 a 12/2015. ....	126
<b>Figura 44.</b> Necrose e deformação da folha (a), cancrós em pecíolo (b), cancrós em ramo herbáceo (c) e seca de botões florais (d) causada por antracnose. ....	127
<b>Figura 45.</b> Escoriações na base do ramo (a), lesões no ramo (b), lesões na folha (c) e deformação da folha (d) causada por escoriose. ....	127
<b>Figura 46.</b> Sintomas de mancha da folha em videira. ....	127
<b>Figura 47.</b> Manchas necróticas na folha (a), escurecimento do ramo (b), cachos com bagas murchas (c) e seca da inflorescência (d) causada por míldio. ....	127
<b>Figura 48.</b> Frutificação do fungo na superfície da folha (a), frutificação do fungo na superfície da baga verde (b) e lesões de oídio em ramo herbáceo (c) causadas por oídio. ....	128

- Figura 49.** Frutificação do fungo em bagas com podridão amarga (a) e sintomas de podridão amarga do cacho em uvas Isabel (b). ..... 128
- Figura 50.** Murchamento das bagas em uva branca (a), frutificação do fungo (b) e mumificação das bagas em uva tinta (c) causadas pela podridão da uva madura..... 129
- Figura 51.** Podridão cinzenta em cacho de uva (a), cacho totalmente danificado (b), podridão peduncular (c) e mancha necrótica em folha (d) causadas por *Botrytis*. ..... 129
- Figura 52.** Morte súbita da planta (a), corte longitudinal mostrando escurecimento interno (b) e corte transversal mostrando escurecimento do xilema (c) causados por fusariose..... 129
- Figura 53.** Plantas de milho aos 35 dias após a emergência, cultivado em Argissolo oriundo de campo nativo (a) e em Argissolo oriundo de um vinhedo da Campanha Gaúcha com 120 mg kg<sup>-1</sup> de Cu disponível com a adição de 0, 30, 60, 90, 180 e 270 mg kg<sup>-1</sup> de Zn, respectivamente (b a g). Imagem: Tadeu Luis Tiecher. .... 136
- Figura 54.** Acúmulo de matéria seca (MS) de raízes (a) e parte aérea (b) aos 15 e 40 dias após a emergência (DAE), em plantas de aveia preta cultivadas em solos coletados em vinhedos na Serra e na Campanha Gaúcha. Fonte: Adaptado de Girotto (2010). ..... 136
- Figura 55.** Localização da BH e seus elementos, Vila Maria, RS, Brasil. Fonte: Vanin (2012). ..... 144
- Figura 56.** Relevo montanhoso (de acordo com descrito em Santos et al., 2005) predominante na BH (A), perfil de solo da ordem dos Neossolos sendo ocupado por vegetação primária e secundária (B); perfil de solo da ordem dos Cambissolos sendo ocupado por cultivos anuais (C); perfil de solo da ordem dos Latossolos sendo ocupado por cultivos anuais lavoura (D) e perfil de solo da ordem dos Chernossolos sendo ocupado por potreiro (E). Vila Maria, RS, Brasil. Fonte: Santos (2011). ..... 145
- Figura 57.** Contribuição relativa de cada classe de uso da terra do território na BH de Vila Maria, RS, Brasil, durante a estação de cultivo de verão da safra 2009/2010 e de inverno da safra 2010/2011. Adaptado de Santos (2011). ..... 146
- Figura 58.** Organograma simplificado da estratégia de apresentação dos resultados. Vila Maria, RS, Brasil. 147
- Figura 59.** Frequência das amostras de solo representativa das áreas praticantes de sistema integração lavoura pecuária (SILP), cultivos anuais via semeadura direta (SD), mata nativa (MN) e no total das amostras (Total) em cada nível de interpretação de pH em H<sub>2</sub>O, fósforo e potássio. Vila Maria, RS, Brasil. Adaptado de Santos (2011). ..... 148
- Figura 60.** Densidade do solo (Mg m<sup>-3</sup>) (a), porosidade total (m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) (b), máxima resistência do solo à penetração (RP<sub>máx</sub>, MPa) e profundidade de máxima resistência do solo à penetração (profundidade RP<sub>máx</sub>, m) (c) em áreas manejadas com integração lavoura-pecuária (SILP), exclusivamente com cultivos anuais sob semeadura direta (SD) e área de mata nativa (MT) nas profundidades de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m. Médias seguidas de mesma letra, dentro da mesma camada de solo, não diferem pelo teste de Tukey (p<0,01). Vila Maria, RS, Brasil..... 149
- Figura 61.** Produtividade de soja (Mg ha<sup>-1</sup>), safra 2009/10, observada em áreas manejadas com sistema integração lavoura-pecuária (SILP) e com cultivos anuais sob semeadura direta (SD) nas unidades de produção familiares (UPFs) estudadas (a); área (ha) total e destinada ao sistema integração lavoura-pecuária (SILP) de cada UPF (barras) e lotação animal (UA ha<sup>-1</sup>) no período de verão 2009/10 e inverno 2010/11 de cada UPF (dispersão) (b). \*Avaliada por meio de coleta de plantas (abril/2010) representativas a uma área de 1 m<sup>2</sup>, com nove repetições e umidade de grãos corrigida a 13%. \*\*O somatório das unidades animais foi dividido pela área destinada para pastejo no período de verão da safra 2009/2010 e inverno da safra 2010/2011. Vila Maria, RS, Brasil..... 150

<b>Figura 62.</b> Volume de água retido no solo ( $\theta$ , $m^3 m^{-3}$ ) quando submetido ao potencial matricial ( $\Psi_m$ ) de -10 kPa e -1.500 kPa (a) e volume de macroporos, microporos e criptoporos ( $m^3 m^{-3}$ ) (b) em áreas manejadas com integração lavoura-pecuária (SILP), exclusivamente com cultivos anuais sob semeadura direta (SD) e área de mata nativa (MT) nas profundidades de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m. Médias seguidas de mesma letra, dentro da mesma camada de solo, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ). Vila Maria, RS, Brasil. ....	151
<b>Figura 63.</b> Áreas com baixa disponibilidade de forragem sendo pastejada por bovinos de leite (a, b, c, d) e vista da cobertura vegetal residual do solo (e, f). Vila Maria, RS, Brasil. Imagens: Daniela Batista dos Santos.	152
<b>Figura 64.</b> Visualização de cada Unidade Paisagística, e a respectiva situação da nascente e do talvegue, onde foram realizadas as coletas de água na bacia hidrográfica no município de Vila Maria, RS, Brasil. Fonte: Adaptado de Vanin (2012).....	153
<b>Figura 65.</b> Sistematização dos locais de coleta e caracterização ambiental desses. Vila Maria, RS, Brasil. Adaptado de Busnello (2011). ....	156
<b>Figura 66.</b> Localização dos municípios do Médio Alto Uruguai, Rio Grande do Sul. ....	164
<b>Figura 67.</b> População residente no meio urbano e rural no município de Palmitinho – RS e, número de suínos. Fonte: Censo Demográfico 2010 (IBGE) e Prefeitura Municipal de Palmitinho (2015) (a) e número de moradores, suínos e vacas de leite na BH do Arroio Caldeirão, Palmitinho, RS (b). Fonte: Trabalhos de campo da primeira autora e Prefeitura Municipal de Palmitinho (2015).....	168
<b>Figura 68.</b> Classes de uso da terra da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.	169
<b>Figura 69.</b> Imagens ilustrando a paisagem da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. Fotos: Viviane Capoane. ....	170
<b>Figura 70.</b> Imagem ilustrando o extravasamento de uma esterqueira. Foto: Viviane Capoane. ....	171
<b>Figura 71.</b> Imagem ilustrando uma área de preservação permanente ao longo de um canal de drenagem sendo utilizada para o pastoreio do gado. Foto: Viviane Capoane. ....	172
<b>Figura 72.</b> Classes de declividade e localização dos pontos de coleta de água na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. ....	173
<b>Figura 73.</b> Precipitação, concentração de fósforo solúvel e nitrato no médio curso e no exutório da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, durante o mês de março de 2013. Fonte: Capoane et al. (2015). ....	175
<b>Figura 74.</b> Concentrações de cloreto e sulfato nos pontos de coleta monitorados no exutório (linha tracejada) e médio curso (linha contínua). Fonte: Capoane et al. (2014). ....	176
<b>Figura 75.</b> Concentrações de cálcio, magnésio, potássio e sódio nos pontos de coleta monitorados no exutório (linha tracejada) e médio curso (linha contínua). Fonte: Capoane et al. (2014). ....	176
<b>Figura 76.</b> Amplitude e localização dos pontos de coleta de sedimento de fundo na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. ....	178

# LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Concentrações médias de metais pesados essenciais e de alguns macronutrientes na matéria seca das plantas. ....	19
<b>Tabela 2.</b> Funções essenciais dos metais pesados nas plantas. ....	20
<b>Tabela 3.</b> Funções essenciais dos metais pesados em animais superiores e humanos. ....	20
<b>Tabela 4.</b> Concentração de metais pesados na crosta terrestre, em rochas e em solos de diferentes regiões do mundo, derivados de diferentes materiais de origem <sup>(1)</sup> . ....	21
<b>Tabela 5.</b> Valores de referência de qualidade (VRQ) oficiais para metais pesados nos solos do Rio Grande do Sul e proposições de valores para Santa Catarina e para a Planície Litorânea do Paraná. ....	22
<b>Tabela 6.</b> Toxicidade e efeitos de alguns metais pesados em plantas e mamíferos. ....	23
<b>Tabela 7.</b> Valores de investigação (concentrações limites) para os metais pesados em áreas agrícolas, residenciais e industriais e nas águas subterrâneas estabelecidos pela legislação nacional (Resolução CONAMA nº 420/2009). ....	25
<b>Tabela 8.</b> Teores máximos de alguns metais pesados nos fertilizantes agrícolas estabelecidos pela legislação, quantidade adicionada ao solo quando for feita uma adubação com 100 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , concentração adicionada pela adubação em um dm <sup>3</sup> de solo, concentrações limites permitidas pela legislação no solo de áreas agrícolas e o tempo que esta dose de fertilizante pode ser aplicada na mesma área até que o limite seja atingido. ....	28
<b>Tabela 9.</b> Cargas anuais de cromo e níquel lançadas pelas indústrias nos rios pelos municípios pertencentes à região hidrográfica do Guaíba (apenas os municípios com cargas anuais maiores que 100 kg). ....	30
<b>Tabela 10.</b> Consumo de agrotóxicos e fertilizantes em atividades agropecuárias no Brasil, de 2002 a 2011. ....	35
<b>Tabela 11.</b> Dinâmica dos agrotóxicos no ambiente. ....	41
<b>Tabela 12.</b> Média da população animal dos anos de 2010 e 2011 das regiões do Brasil (SINDAN, 2015). ....	54
<b>Tabela 13.</b> Valor de IBGN de acordo com a natureza e variedade taxonômica da macrofauna (norma NFT 90-350 março 2004) (DIREN, 2015). ....	60
<b>Tabela 14.</b> Valores de interpretação do resultado do IBGN (DIREN, 2015). ....	60
<b>Tabela 15.</b> Massa molar, fórmula química, classe terapêutica, pKa, Koc e Log Kow dos medicamentos estudados. ....	61
<b>Tabela 16.</b> Resultado dos seis maiores analitos encontrados pelo Laboratório De Resíduos De Medicamentos Veterinários encontrados no ano de 2009 (LRM/PL, MG, Brasil) (NONAKA et al, 2013). ....	64
<b>Tabela 17.</b> Trabalhos brasileiros realizados com intuito de verificar resistência de organismos responsáveis por doenças animais em diferentes matrizes. ....	66
<b>Tabela 18.</b> Métodos de PLE aplicados a extração de medicamentos veterinários em amostras ambientais solidas (DIAZ-CRUZ; BARCELO, 2007). ....	69

<b>Tabela 19.</b> Comparação entre as técnicas de extração (KINSELLA et al., 2009). .....	69
<b>Tabela 20.</b> Quantidade de macro e micronutrientes presentes em 19 amostras de DLS aplicada em diferentes culturas de grãos e plantas de cobertura no período de 2000 a 2008 no município de Santa Maria (RS).....	79
<b>Tabela 21.</b> Doses de DLS aplicado em diferentes culturas de grãos e plantas de cobertura, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na parte aérea das plantas. ....	82
<b>Tabela 22.</b> Balanço de nutrientes na cultura do fumo para a safra 2005 na Bacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo – RS. Fonte: Kaiser et al. (2010). .....	115
<b>Tabela 23.</b> Concentração de nitrogênio na forma de $\text{NO}_3^-$ na zona radicular da cultura do fumo sob cultivo convencional (PC), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD). Fonte: Kaiser et al. (2009). .....	116
<b>Tabela 24.</b> Concentração de nitrogênio na forma de $\text{NO}_3^-$ abaixo da zona radicular da cultura do fumo sob cultivo convencional (PC), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD). Fonte: Kaiser et al. (2009). .....	116
<b>Tabela 25.</b> Concentração média, máxima e mínima de $\text{NO}_3^-$ detectada na zona radicular e abaixo da zona radicular da cultura do fumo, em mata nativa e em pastagem nativa da Bacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo – RS. Fonte: Kaiser et al. (2015). .....	117
<b>Tabela 26.</b> Frações de Cu em quatro camadas de solo oriundo de mata nativa e de um vinhedo com 95 anos de cultivo, na região do meio oeste catarinense. ....	131
<b>Tabela 27.</b> Frações de Zn em quatro camadas de solo oriundo de mata nativa e de um vinhedo com 95 anos de cultivo, na região do meio oeste catarinense. ....	131
<b>Tabela 28.</b> Teores de N-amoniaco, N-nitrato, fósforo total, fósforo solúvel e sólidos totais na água de nascentes e talvegues de três unidades paisagísticas e no exutório da bacia hidrográfica no município de Vila Maria, RS, Brasil. ....	154
<b>Tabela 29.</b> Média dos parâmetros químicos da água, das três datas de coleta, nos diferentes locais da BH com exploração leiteira, Vila Maria, RS, Brasil. ....	157
<b>Tabela 30.</b> População total, urbana, rural e ranking de produção de suínos nos municípios do Médio Alto Uruguai, Estado do Rio Grande do Sul. ....	163
<b>Tabela 31.</b> Caracterização dos pontos monitorados na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.....	174
<b>Tabela 32.</b> Concentrações dos parâmetros físicos e químicos das amostras de água coletadas nos canais de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. ....	174
<b>Tabela 33.</b> Concentração total de elementos químicos nas amostras de sedimento de fundo do canal principal da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. ....	179
<b>Tabela 34.</b> Concentração de metais nas amostras de sedimentos de fundo com os valores-guia estabelecidos pelo Canadian Council of Ministers of Environment (CCME).....	179
<b>Tabela 35.</b> Matriz de correlações entre algumas características da bacia hidrográfica com os elementos químicos analisados. ....	180

# LISTA DE ABREVIATURAS

<b>ABIPECS</b>	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína
<b>ABRASCO</b>	Associação Brasileira de Saúde Coletiva
<b>ACP</b>	Análise de componentes principais
<b>AENDA</b>	Associação Brasileira dos Defensivos Genéricos
<b>AMPA</b>	Ácido aminofosfônico
<b>ANDA</b>	Associação Nacional para Difusão de Adubos
<b>ANVISA</b>	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
<b>AUSRIVAS</b>	<i>Australian River Assessment Scheme</i>
<b>BH</b>	Bacia hidrográfica
<b>BMWP</b>	<i>Biological Monitoring Working Party</i>
<b>CCME</b>	<i>Canadian Council of Ministers of Environment</i>
<b>CEPAF</b>	Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar
<b>CIPAN</b>	Cultura armadilha intermediária para nitratos
<b>COD</b>	Carbono orgânico dissolvido
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<b>CONSEA</b>	Conferência Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional
<b>CQFS-RS/SC</b>	Comissão de Química e Fertilidade do Solo do RS e SC
<b>CRP</b>	<i>Comite Regional Porcin Bretagne</i>
<b>CSS</b>	Cama sobreposta de suínos
<b>CTC</b>	Capacidade de troca de cátions
<b>DAE</b>	Dias após a emergência
<b>DDD</b>	Diclorodifenildicloroetano
<b>DDT</b>	Diclorodifeniltricloroetano
<b>DLS</b>	Dejeto líquido de suíno
<b>EC<sub>50</sub> ou ED<sub>50</sub></b>	Dose capaz de produzir um efeito específico em 50% da população de uma espécie teste
<b>EMBRAPA</b>	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
<b>EPI</b>	Equipamento de Proteção Individual
<b>ERO</b>	Espécies reativas de oxigênio
<b>FAO</b>	Fundo das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
<b>FEPAM</b>	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
<b>GREN</b>	Grupos Regionais de Especialização em Nitratos
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>IBGN</b>	<i>Indice Biologique Global Normalisé</i>
<b>ICI</b>	<i>Invertebrate Community Index</i>
<b>ILP</b>	Integração lavoura-pecuária
<b>INCA</b>	Instituto Nacional do Câncer
<b>INMET</b>	Instituto Nacional de Meteorologia
<b>IPEA</b>	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
<b>LOQ</b>	Limite de quantificação
<b>LRM</b>	Laboratório de Resíduos de Medicamentos Veterinários
<b>MAPA</b>	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
<b>MAU</b>	Médio Alto Uruguaí
<b>MOD</b>	Matéria orgânica dissolvida
<b>MOS</b>	Matéria orgânica do solo
<b>MOS</b>	Matéria orgânica do solo
<b>OMS</b>	Organização Mundial de Saúde
<b>ONU</b>	Organização das Nações Unidas
<b>PANE</b>	Plano de adubação nitrogenada estimado
<b>PCRL</b>	Programa de Controle de Resíduos em Leite
<b>PEL</b>	<i>Probable Effect Level</i> (nível de efeito provável)
<b>RIVAUD</b>	<i>Rivers of Vaud Index</i>
<b>SAU</b>	Superfície agrícola útil
<b>SILP</b>	Sistema de Integração lavoura-pecuária
<b>SINDAN</b>	Sindicato Nacional de Produtos de Saúde Animal

<b>SINITOX</b>	Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas
<b>TCS</b>	Técnica de Cultivo Simplificado
<b>TEL</b>	<i>Threshold Effect Level</i> (nível de efeito limiar)
<b>UP</b>	Unidades paisagísticas
<b>UPF</b>	Unidades de produção familiares
<b>UPL</b>	Unidades de produção de leitões
<b>UR</b>	Umidade relativa do ar
<b>USEPA</b>	Agência de Proteção Ambiental Americana
<b>UT</b>	Unidades de terminação de suínos
<b>VRQ</b>	Valores de referência de qualidade
<b>ZAC</b>	Zonas de ação complementar
<b>ZEE</b>	Zonas de excedente estrutural

## SUMÁRIO

<b>PREFÁCIO</b> .....	17
<i>Tales Tiecher</i>	
<b>Capítulo I</b>	
IMPORTÂNCIA, RISCOS E FONTES DE CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS NOS SOLOS DO SUL DO BRASIL .....	18
<i>Fábio Joel Kochem Mallmann, Alcione Miotto, Natielo Almeida Santana &amp; Rodrigo Josemar Seminoti Jacques</i>	
<b>Capítulo II</b>	
ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS E A CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA E PEIXES COM AGROTÓXICOS....	35
<i>Bárbara Clasen, Camila Rebelatto Murussi, Francisco Rossarolla Forgiarini &amp; Carine Baggiotto</i>	
<b>Capítulo III</b>	
CONTAMINAÇÃO DO SOLO E DA AGUA COM MEDICAMENTOS VETERINARIOS .....	53
<i>Marilia Camotti Bastos, Danilo Rheinheimer dos Santos, Jérôme Labanowski, Élodie Laurent, Thibaut le Guet &amp; Leslie Mondament</i>	
<b>Capítulo IV</b>	
USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS NA AGRICULTURA FAMILIAR: POTENCIAL FERTILIZANTE E POLUIDOR .....	77
<i>Cledimar Rogério Lourenzi, Carlos Alberto Ceretta, Rafael da Rosa Couto, Tadeu Luis Tiecher, Paulo Ademar Avelar Ferreira, Eduardo Giroto &amp; Gustavo Brunetto</i>	
<b>Capítulo V</b>	
CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA COM NITRATO PELO USO EXCESSIVO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS NA FRANÇA: O QUE O SUL DO BRASIL PODE APRENDER? .....	93
<i>Laurent Caner &amp; Tales Tiecher</i>	
<b>Capítulo VI</b>	
O SISTEMA DE PRODUÇÃO DE FUMO E O POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO COM NITRATO DA ÁGUA SUPERFICIAL E SUBSUPERFICIAL .....	107
<i>Douglas Rodrigo Kaiser, André Pellegrini, José Miguel Reicher, Danilo Rheinheimer dos Santos &amp; Dalvan José Reinert</i>	

## Capítulo VII

PRINCIPAIS DOENÇAS DA VIDEIRA E CONTAMINAÇÃO DE SOLOS DE VINHEDOS COM COBRE E ZINCO..... 124

*Tadeu Luis Tiecher, Cledimar Rogério Lourenzi, Carlos Alberto Ceretta, Lessandro De Conti, Eduardo Giroto, Hilda Hildebrand Soriani & Gustavo Brunetto*

## Capítulo VIII

MANEJO DO SOLO E DA ÁGUA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA COM BOVINOCULTURA DE LEITE INTENSIVA NO NORTE DO RS..... 141

*Daniela Batista dos Santos, Fábio Busnello, Jucelaine Vanin, Luana Dalacorte, Jackson Korchagin, Claudia Petry & Edson Campanhola Bortoluzzi*

## Capítulo IX

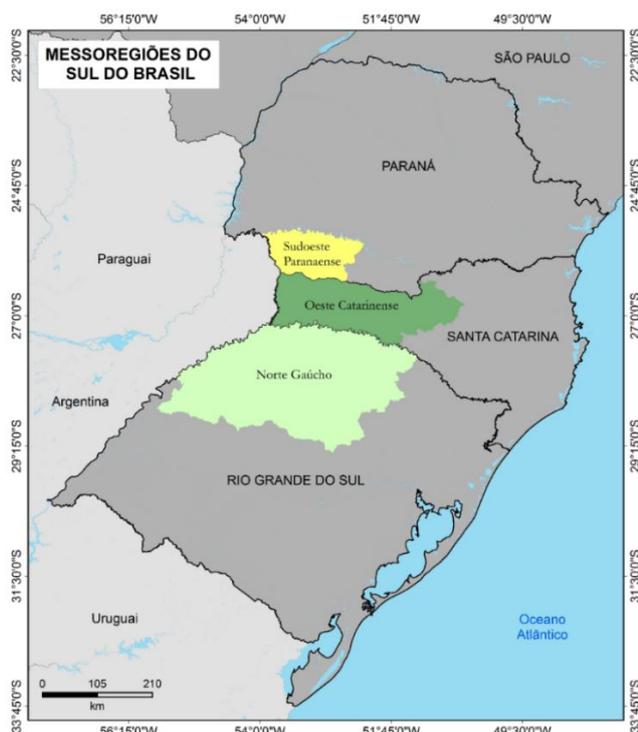
IMPACTO DA ATIVIDADE DE SUINOCULTURA INTENSIVA NA QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO MÉDIO ALTO URUGUAI..... 162

*Viviane Capoane, Tales Tiecher, Mohsin Zafar & Danilo Rheinheimer dos Santos*

## Prefácio

Esse livro é o segundo volume da coleção “**Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil**”. No primeiro volume foi apresentada uma **contextualização das atividades agropecuárias e dos problemas erosivos em pequenas propriedades rurais** familiares encontrados no Norte do Rio Grande do Sul, no Oeste de Santa Catarina, e no Sudoeste do Paraná (Figura 1), abordando temas como o processo de colonização, a formação das unidades de produção familiares, a aptidão agrícola dos solos, os conflitos entre a legislação ambiental, a aptidão agrícola e o uso dos solos e a dinâmica da erosão na escala de bacia hidrográfica.

Nesse segundo volume, será abordado o **impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água no Sul do Brasil**, tais como (i) a importância, riscos e fontes de contaminação por metais pesados nos solos, (ii) a contaminação da água e peixes com agrotóxicos, (iii) a contaminação do solo e da água com medicamentos veterinários, (iv) o potencial fertilizante e poluidor do uso de dejetos líquidos de suínos, (v) a experiência francesa com a contaminação da água com nitrato pelo uso excessivo de dejetos líquidos de suínos e as lições que o Sul do Brasil pode aprender, (vi) o sistema de produção de fumo e o potencial de contaminação da água com nitrato, (vii) as principais doenças da videira e contaminação de solos de vinhedos com cobre e zinco, e (viii) mais dois estudos de caso de monitoramento de bacias hidrográficas com atividades agropecuárias intensivas na região Norte no Médio Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.



**Figura 1.** Mesoregiões do Norte Colonial do Rio Grande do Sul, no Oeste de Santa Catarina, e no Sudoeste do Paraná.

Essa obra é fruto do esforço de vários autores, nas mais diversas instituições de ensino e pesquisa, dentre os quais sete são do Rio Grande do Sul (Instituto Federal do Rio Grande do Sul – Câmpus de Ibirubá e Vacaria, Universidade de Passo Fundo, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – Câmpus de Três Passos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Universidade Federal da Fronteira Sul – Câmpus de Cerro Largo, Universidade Federal de Santa Maria – Santa Maria e Câmpus de Frederico Westphalen, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Câmpus de Frederico Westphalen), três estão vinculados a instituições de ensino superior do estado de Santa Catarina (Instituto Federal de Santa Catarina – Câmpus de São Miguel do Oeste, Universidade Comunitária da Região de Chapecó – Chapecó, Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis), uma ao estado do Paraná (Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus de Dois Vizinhos) e três a instituições estrangeiras (Université de Poitiers e Centre National de la Recherche Scientifique – França, University of Poonch Rawalakot – Paquistão).

Optou-se por publicar esse livro em formato de e-book e disponibilizá-lo gratuitamente para facilitar a sua circulação, pois tem como objetivo servir de material didático de apoio para todas as instituições de ensino das Ciências Agrárias e Ambientais do Sul do Brasil.

Tales Tiecher  
Porto Alegre, Janeiro de 2017

# Importância, riscos e fontes de contaminação por metais pesados nos solos do Sul do Brasil

Fábio Joel Kochem Mallmann<sup>1</sup>, Alcione Miotto<sup>2</sup>, Natielo Almeida Santana<sup>3</sup> & Rodrigo Josemar Seminoti Jacques<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Ciências Agrárias, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Câmpus de Frederico Westphalen, Avenida

Assis Brasil, 709, Bairro Itapagé, Frederico Westphalen, CEP 98400-000, RS, Brasil. E-mail: fabiojkmallmann@gmail.com

<sup>2</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC), Rua 22 de abril, 2440, São Miguel do Oeste, SC, CEP 89900-000, Brasil. E-mail: alcione.miotto@ifsc.edu.br

<sup>3</sup> Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, RS, CEP 97105-900, Brasil. E-mail: natielosantana@gmail.com

<sup>4</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Adjunto III do Departamento de Solos, UFSM. Pesquisador 2-CA/CA do CNPq. E-mail: rodrigo@ufsm.br

## INTRODUÇÃO

O termo metal pesado vem sendo utilizado há muitos anos por pessoas das mais diversas áreas, estando presente em publicações sobre legislações ambientais, limites de concentração em insumos e produtos, controle da qualidade de alimentos, entre outros; além de ser utilizado universalmente pelos cientistas do solo. Várias são as definições dadas para este termo, elaboradas com base em diferentes aspectos como a densidade (peso ou massa específica,  $\text{g cm}^{-3}$ ), o peso molecular (massa atômica), o número atômico, as propriedades químicas ou a toxicidade dos elementos químicos (DUFFUS, 2002). Essas diferentes abordagens tornam o termo metal pesado difícil de ser definido precisamente. Mas, de forma geral, o termo metal pesado se refere aos elementos químicos do grupo dos metais e metaloides que possuem valores altos de massa atômica, densidade e número atômico, especialmente metais de transição, que podem causar problemas de toxicidade aos seres vivos (KEMP, 1998; DUFFUS, 2002).

Alguns termos como, por exemplo, elementos traço, metais tóxicos e metais traços já foram propostos para substituir o termo metal pesado, mas estes também apresentam problemas com seu uso (COSTA et al., 2012; ALLOWAY, 2013). Como neste capítulo iremos discutir questões relacionadas à contaminação do ambiente por elementos metálicos e metaloides com potencial tóxico, decidimos que o termo metal pesado é o mais conveniente a ser aqui utilizado. Os principais representantes deste grupo de elementos são: arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo

(Cr), estrôncio (Sr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), selênio (Se), vanádio (V) e zinco (Zn).

A presença desses metais pesados no ambiente é muito importante, pois vários são essenciais para o metabolismo dos seres vivos. O problema é que alguns destes não têm função metabólica e apresentam altos riscos de toxicidade para as plantas e os animais. Mesmo os elementos considerados essenciais aos seres vivos podem ser tóxicos quando presentes em concentrações excessivas no ambiente. O conhecimento destes dois assuntos, a importância e os riscos dos metais pesados para os organismos vivos, são fundamentais para técnicos, profissionais e cientistas envolvidos em questões ambientais e agrícolas, e por isso serão abordados neste capítulo.

A concentração natural dos metais pesados no ambiente é muito variável e o conhecimento das concentrações normais ou excessivas destes no solo e na água é de extrema importância para a identificação dos problemas em potencial. Neste capítulo serão apresentados dados de referência de qualidade nos solos do Sul do Brasil, os quais são fundamentais para auxiliar os técnicos a classificar um local como não contaminado, contaminado ou poluído. Na ciência do solo, um solo é considerado contaminado quando o teor de algum elemento químico se encontra acima da sua concentração natural. Já um solo é considerado poluído quando esta contaminação ocorre em quantidades tão elevadas que afetam os componentes bióticos do ecossistema (plantas, animais e humanos), comprometendo sua funcionalidade e a sustentabilidade (PIERZYNSKI et al., 1994).

Outro tópico que será abordado é o que trata dos limites definidos pela legislação vigente das concentrações dos metais pesados nos solos e na água, baseada em análises de risco à saúde humana. Como exemplo da complexidade deste tema, serão discutidas as dificuldades para a definição dos valores limites de concentrações destes elementos capazes de causar toxicidade às plantas. Por fim, este capítulo também apresentará as principais fontes de metais pesados causadoras da contaminação dos solos e das águas, especialmente aquelas mais comuns nos estados do Sul do Brasil, relacionadas com as atividades agrícolas, industriais, de mineração e decorrentes da concentração populacional nos centros urbanos.

## 1 A IMPORTÂNCIA DOS METAIS PESADOS AOS SERES VIVOS

Normalmente o termo metal pesado está associado a ideias negativas, como a contaminação do ambiente e toxicidade para plantas, animais e humanos. Porém, alguns elementos classificados como metais pesados têm papel muito importante no ambiente, porque são micronutrientes essenciais para as plantas e/ou animais. Esses elementos possuem funções muito específicas nas rotas metabólicas das quais participam, não podendo ser substituídos por outros elementos. Sem a sua presença, embora exigida em quantidades muito menores que os macronutrientes (Tabela 1), os organismos não conseguem completar seus ciclos.

Considerando todos os seres vivos, Bohn et al. (2001) citam que os metais pesados considerados essenciais são: As, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Se, Sr, V e Zn. Entretanto, existem diferenças entre os elementos considerados essenciais para as plantas e para os animais. Nas plantas, os metais pesados considerados essenciais são os citados na Tabela 1 (KIRKBY; RÖMHELD, 2007; KABATA-PENDIAS, 2011; ALLOWAY, 2013), enquanto que nos animais superiores e humanos estes seriam representados por Co

(somente ruminantes), Cr, Cu, Mn, Mo, Se, V e Zn (ALLOWAY, 2013). Os autores acima também comentam que existem outros metais pesados que possivelmente tem papel essencial em concentrações muito baixas, como As, Cd, estanho (Sn) e Pb. Estes elementos ainda precisam de maiores evidências para estabelecer sua essencialidade, o que deverá ser resolvido no futuro com a melhoria das técnicas experimentais.

O fato dos metais pesados micronutrientes serem exigidos em menores quantidades que os macronutrientes implica em diferentes papéis para estes dois grupos de nutrientes no crescimento e metabolismo das plantas. Enquanto os macronutrientes têm grande importância na estrutura da célula, pois participam das proteínas, membranas, paredes, etc., os metais pesados têm como suas principais funções a constituição de grupos prostéticos em metaloproteínas e a ativação de reações enzimáticas (KIRKBY; RÖMHELD, 2007). As Tabelas 2 e 3 apresentam, respectivamente, uma breve descrição das funções mais importantes de cada metal pesado essencial no metabolismo das plantas e na nutrição de animais superiores e humanos.

## 2 TEORES NATURAIS DOS METAIS PESADOS NOS SOLOS

Os metais pesados são constituintes naturais das rochas e dos solos, normalmente encontrados em concentrações que não representam riscos para o homem, animais e plantas (COSTA et al., 2012). A sua concentração natural no solo, também chamada de fundo geoquímico local, é resultante principalmente do material de origem associado aos processos e fatores que atuaram na formação do solo (BURNOL et al., 2004). Os principais processos naturais que contribuem no aparecimento dos metais pesados nos solos são o intemperismo das rochas, erosão hídrica e eólica, atividades vulcânicas, inundações, entre outros.

**Tabela 1.** Concentração média de metais pesados essenciais e alguns macronutrientes nas plantas.

Metal pesado (micronutriente)	Conteúdo mineral (mg kg <sup>-1</sup> matéria seca)	Macronutriente	Conteúdo mineral (mg kg <sup>-1</sup> matéria seca)
Ni	0,05	Fósforo (P)	2.000
Mo	0,10	Magnésio (Mg)	2.000
Cu	6,00	Cálcio (Ca)	5.000
Zn	20,00	Potássio (K)	10.000
Mn	50,00	Nitrogênio (N)	15.000

Fonte: Epstein e Bloom (2005).

**Tabela 2.** Funções essenciais dos metais pesados nas plantas.

Metal pesado	Função nas plantas
Cu	Constituinte de várias oxidases, plastocianinas e ceruloplasmina. Envolvido na oxidação, fotossíntese, respiração, metabolismo de carboidratos e proteínas, possivelmente envolvido na fixação simbiótica de N <sub>2</sub> , nas trocas de valência, no metabolismo da parede celular e na formação de pólen.
Mn	Constituinte do sistema de várias enzimas. Envolvido na produção de lignina, flavonoides, ácidos graxos, hormônio ácido indol acético (AIA), fotoprodução de oxigênio em cloroplastos (fotossíntese) e, indiretamente, no metabolismo do N.
Mo	Constituinte das enzimas nitrato redutase, nitrogenase, oxidases e molibdoferredoxina. Envolvido na fixação de N <sub>2</sub> , na redução de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , na síntese de hormônios do crescimento e nas trocas de valência.
Ni	Constituinte da enzima urease. Possivelmente envolvido na ação da hidrogenase e na translocação de N. Requerido para o vigor e sanidade dos embriões de cereais e também é importante na resistência das plantas às doenças.
Zn	Constituinte das enzimas anidrase, desidrogenases, proteases e peptidases. Envolvido na fotossíntese, no metabolismo dos carboidratos, ácidos nucleicos e lipídeos, na formação de tecidos, na proteção das células contra os danos dos radicais livres, na regulação de síntese de auxinas e formação de pólen.

Fonte: Extraído e adaptado de Kabata-Pendias (2011) e Alloway (2013).

**Tabela 3.** Funções essenciais dos metais pesados em animais superiores e humanos.

Metal pesado	Função nos animais superiores e humanos
Co	Sua única função conhecida é ser constituinte da vitamina B12, que somente pode ser sintetizada por bactérias no rúmen de animais ruminantes ou no solo.
Cr	Importante no metabolismo de carboidratos e lipoproteínas. Também reduz o efeito de fatores associados com doenças cardiovasculares e diabetes.
Cu	Essencial para os sistemas imunológico e nervoso, na saúde do esqueleto, no metabolismo do ferro e na formação de células vermelhas do sangue. Está envolvido no sistema redox e na limpeza de radicais livres. É constituinte de mais de 12 enzimas e de alguns genes.
Mn	Está envolvido na formação de ossos e no metabolismo dos aminoácidos, colesterol e carboidratos. É constituinte de seis enzimas chave e afeta o funcionamento de outras.
Mo	É requerido para o funcionamento de várias enzimas envolvidas nas transformações do carbono (C), enxofre (S) e N.
Se	Tem função antioxidante e anti-inflamatória e está envolvido no metabolismo dos hormônios tireoidianos. Também tem papel na prevenção de certas infecções, algumas formas de câncer e diabetes em humanos. Parece ter propriedades valiosas de desintoxicação.
Zn	É fundamental na síntese de DNA e proteínas, e na divisão e crescimento celular. É requerido na reprodução e possui funções neurológicas e imunológicas.

Fonte: Extraído e adaptado de Alloway (2013).

Vários são os livros e trabalhos científicos que apresentam valores naturais dos metais pesados nos solos. Tal conhecimento tem fundamental importância na avaliação do nível ou grau de contaminação do solo por metais pesados, pois os teores observados em áreas contaminadas geralmente são comparados com a condição original do solo estudado (FADIGAS et al., 2006). Como exemplos, são apre-

sentados na Tabela 4 alguns dados da concentração de metais pesados na crosta terrestre, em alguns tipos de rochas (material de origem) e em solos pelo mundo. Observa-se que a concentração natural de um mesmo elemento normalmente varia muito entre os diferentes tipos de rochas e, conseqüentemente, a amplitude de concentração é muito ampla entre os diferentes solos.

**Tabela 4.** Concentração de metais pesados na crosta terrestre, em rochas e em solos de diferentes regiões do mundo, derivados de diferentes materiais de origem<sup>(1)</sup>.

Metal pesado	Crosta terrestre	Rocha ígnea			Rocha sedimentar		Solos do mundo <sup>(2)</sup>
		Ultramáfica	Máfica	Granítica	Calcária	Arenito	
----- mg kg <sup>-1</sup> -----							
As	1,5	1,0	1,5	1,5	1,0	1,0	-
Ba	-	-	-	-	-	-	207-527-960
Cd	0,1	0,12	0,13	0,09	0,028	0,05	-
Co	20	110	35	1	0,1	0,3	1,4-10-27
Cr	100	2.980	200	4	11	35	12-67-221
Cu	50	42	90	13	5,5	30	6-24-80
Hg	0,05	0,004	0,01	0,08	0,16	0,29	-
Mn	950	1.040	1.500	400	620	460	80-558-1.315
Mo	1,5	0,3	1	2	0,16	0,2	-
Ni	80	2.000	150	0,5	7	9	6-24-92
Pb	14	14	3	24	5,7	10	8-29-67
Se	0,05	0,13	0,05	0,05	0,03	0,01	-
Sr	-	-	-	-	-	-	15-190-675
V	160	40	250	72	45	20	18-100-220
Zn	75	58	100	52	20	30	17-67-236

<sup>(1)</sup> Valores expressos como médias, adaptado de Guilherme et al. (2005), extraído de Alloway (1990) e Kabata-Pendias e Pendias (2001).

<sup>(2)</sup> Valores expressos como mínimo-médio-máximo.

Em função dessa grande variação na concentração natural dos metais pesados nos solos e da importância de tal conhecimento, os países e/ou Estados, por intermédio de seus órgãos ambientais, estão buscando determinar valores de referência de qualidade (VRQ) para esses elementos no solo. O VRQ refere-se à “concentração de determinada substância que define a qualidade natural de um solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos” (CONAMA, 2009).

A Resolução nº 420/2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu que até dezembro de 2014 todos os órgãos ambientais competentes dos Estados e do Distrito Federal seriam responsáveis pelo estabelecimento dos VRQ para diversas substâncias, entre elas os metais pesados. Entretanto, até o momento apenas os estados de São Paulo, Minas Gerais, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Sul têm definição oficial de VRQ para metais pesados. Estes valores foram determinados por métodos analíticos que quantificam as concen-

trações totais dos elementos no solo e estão devidamente informados nos documentos que informam os VRQ de cada Estado. A Tabela 5 traz a lista oficial dos VRQ definidos para os solos do Rio Grande do Sul (FEPAM, 2014). Como os estados de Santa Catarina e Paraná ainda não definiram suas normativas oficiais, também foram incluídas na Tabela 5 as propostas de valores de referência sugeridas por Hugen (2010) para Santa Catarina e Buschle (2013) para a região da Planície Litorânea do Paraná.

Os VRQ servem de parâmetro para comparar a concentração de determinado metal pesado em um solo e verificar se algum fator ou agente foi responsável por aumentar significativamente suas concentrações naturais. A definição oficial dos VRQ pelos órgãos reguladores já significa um grande avanço, pois segundo Fadigas et al. (2006) isso representa a primeira etapa nas ações de monitoramento da qualidade ambiental. Sem os VRQ é mais difícil, e por vezes incerto, verificar se houve a contaminação de um solo por determinada(s) atividade(s).

**Tabela 5.** Valores de referência de qualidade (VRQ) oficiais para metais pesados nos solos do Rio Grande do Sul e proposições de valores para Santa Catarina e para a Planície Litorânea do Paraná.

Metal pesado	Unidade	Rio Grande do Sul <sup>(1)</sup>	Santa Catarina <sup>(2)</sup>	Paraná <sup>(3)</sup>
Antimônio (Sb)	mg kg <sup>-1</sup>	-	-	5,6
As	mg kg <sup>-1</sup>	-	-	6,7
Ba	mg kg <sup>-1</sup>	-	-	167,6
Cd	µg kg <sup>-1</sup>	590 - 400 - 380 - 420 - 360	-	1,4
Pb	mg kg <sup>-1</sup>	36 - 18 - 19 - 16 - 27	18 - 9 - 6 - 11 - 13 - 13 - 17 - 11 (12)	19,8
Co	mg kg <sup>-1</sup>	75 - 13 - 8 - 7 - 29	-	0,2
Cu	mg kg <sup>-1</sup>	203 - 9 - 13 - 11 - 37	13 - 5 - 114 - 254 - 114 - 16 - 106 - 266 (111)	26,4
Cr	mg kg <sup>-1</sup>	94 - 40 - 25 - 21 - 27	45 - 28 - 90 - 395 - 67 - 34 - 46 - 193 (112)	137,4
Hg	µg kg <sup>-1</sup>	73 - 34 - 43 - 15 - 105	-	-
Mo	mg kg <sup>-1</sup>	-	-	2,5
Ni	mg kg <sup>-1</sup>	47 - 12 - 10 - 7 - 11	2 - 2 - 51 - 89 - 19 - 2 - 20 - 69 (32)	39,5
Se	mg kg <sup>-1</sup>	-	-	2,0
V	mg kg <sup>-1</sup>	567 - 48 - 56 - 76 - 177	-	79,0
Zn	mg kg <sup>-1</sup>	120 - 31 - 31 - 29 - 33	48 - 20 - 71 - 108 - 56 - 21 - 68 - 96 (61)	70,6

<sup>(1)</sup> Valores correspondentes ao percentil 90 da distribuição de frequências dos dados amostrais de cada um dos cinco grupos de solo, que referem-se, respectivamente, aos solos das províncias geomorfológicas/geológicas do Estado: Rochas vulcânicas do Planalto; Rochas cristalinas do Escudo Sul-Riograndense; Rochas sedimentares pelíticas da Depressão Periférica; Rochas sedimentares areníticas do Planalto, do Escudo Sul-Riograndense e da Depressão Periférica; e Sedimentos inconsolidados da Planície Costeira (Portaria FE-PAM Nº 85 DE 05/09/2014).

<sup>(2)</sup> Valores arredondados e correspondentes ao quartil superior (75%) da distribuição de frequências dos dados amostrais de oito grupos de solos definidos de acordo com a classificação proposta por Hugen (2010). Os valores entre parênteses correspondem ao valor do quartil superior médio geral para todos os grupos.

<sup>(3)</sup> Valores correspondentes ao percentil 90 da distribuição de frequências dos dados amostrais dos solos da Planície Litorânea do Paraná (BUSCHLE, 2013).

### 3 RISCOS DO EXCESSO DE METAIS PESADOS AOS SERES VIVOS

Quando a concentração de um ou mais metais pesados atinge níveis elevados no solo ou na água, pode desencadear efeitos de toxicidade sobre as plantas, animais e humanos. Isso também é verdadeiro para aqueles elementos considerados como essenciais, pois quando em elevadas concentrações também passam a causar efeitos negativos sobre estes organismos vivos. Entretanto, em termos quantitativos, os limites entre deficiência, suficiência e toxicidade de metais pesados são difíceis de serem estabelecidos, pois as quantidades ou concentrações variam muito de acordo com a espécie vegetal ou animal, dentro do ciclo de crescimento da espécie, com a sanidade geral do ser vivo e também com o suprimento dos demais nutrientes (BOHN et al., 2001).

Dentre os problemas causados pelo acúmulo de metais pesados, McLaughlin et al. (2000) citam o seu potencial em afetar negativamente a qualidade dos alimentos, o crescimento e o rendimento das culturas e a sanidade ambiental, o que traz grandes riscos aos humanos e aos ecossistemas. Ainda, outros riscos como a ingestão direta ou o contato com o solo e

a água contaminados e a transferência na cadeia alimentar, através dos processos de bioacumulação e biomagnificação, são importantes e devem ser observados (WUANA; OKIEIMEN, 2011).

Entretanto, um dos primeiros impactos ambientais da adição de metais pesados ao solo ocorre sobre os organismos que nele habitam. Os metais pesados podem diminuir o número e a atividade dos microrganismos do solo, e por consequência afetar diversos processos microbianos (GUCWA-PRZEPIÓRA et al., 2016). Santiago-Martín et al. (2013) verificaram que a quantidade de DNA bacteriano e a atividade enzimática foi reduzida em um solo contaminado em laboratório com altos níveis de Cd (20 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (875 mg kg<sup>-1</sup>), Pb (600 mg kg<sup>-1</sup>) e Zn (2000 mg kg<sup>-1</sup>). Segundo os autores, os teores elevados destes metais desencadearam uma série de alterações fisiológicas e bioquímicas nas bactérias que resultam na redução de sua biomassa. Os fungos apresentam certa resistência ao excesso de metais no solo, devido a mecanismos que envolvem alterações morfológicas, produção de ácidos orgânicos e compartimentalização dos metais (LUO et al., 2014). No entanto, esta resistência é específica, sendo as micorrizas muito afetados pela contaminação por metais (DEL MAR MONTIEL-ROZAS et al., 2016).

Os organismos da meso e macrofauna do solo, como isópodos, colêmbolos, nematoides de vida livre e anelídeos, são muito sensíveis ao excesso de metais (CORTEZ et al., 1999; QUADROS et al., 2010; POUYAT et al., 2016; ANTONIOLLI et al., 2013). Devido a essa característica, muitos deles são utilizados como bioindicadores em estudos ecotoxicológicos, a fim de verificar concentrações potencialmente nocivas ao ambiente. Nestes trabalhos, o pesquisador expõe determinado organismo a doses conhecidas de metais e verifica-se qual o comportamento destes indivíduos através de parâmetros como reprodução, gestação, aumento ou redução da biomassa e sobrevivência. Desta forma, Antonioli et al. (2013) verificaram reduções de 45, 40 e 38% no número de colêmbolos em um solo contaminado com 10 mg kg<sup>-1</sup> de Cd, 100 mg kg<sup>-1</sup> de Zn e 50 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, respectivamente. Mesa-Pérez et al. (2016) coletaram monólitos de solo (ANDERSON; INGRAM, 1993), a fim de acessar indivíduos da macrofauna

em uma área contaminada com Pb e Zn, e observaram reduções na abundância de oligochaetas, diplópodes, himenópteros e coleópteros.

Para os animais superiores, Hg, Pb e Cd são considerados os mais tóxicos. Já para as plantas, Cu, Ni e Co apresentam maior toxicidade (McBRIDE, 1994), mas quando em elevadas concentrações todos os seres vivos são suscetíveis a todos metais pesados citados anteriormente. Na Tabela 6 são apresentados alguns efeitos dos metais pesados sobre plantas e mamíferos.

Como o objetivo do tópico foi de chamar atenção para o assunto e ressaltar o alto potencial tóxico e os riscos que os metais pesados oferecem ao ambiente, foram apresentados apenas dados gerais da sua toxicidade. Para um estudo mais aprofundado sobre o tema, sugere-se os livros de Manahan (2003), Kabata-Pendias (2011), Alloway (2013) e outros que trazem mais detalhes sobre o assunto.

**Tabela 6.** Toxicidade e efeitos de alguns metais pesados em plantas e mamíferos.

Metal pesado	Toxicidade e efeitos em plantas e mamíferos
As	Tóxico, possivelmente carcinogênico.
Berílio (Be)	Toxicidade aguda e crônica, carcinogênico.
Cd	Toxicidade média-alta em plantas e alta em mamíferos. Substitui bioquimicamente o Zn, causa pressão sanguínea alta e danos aos rins, destrói tecidos testiculares e células vermelhas do sangue. Tóxico à biota aquática.
Pb	Toxicidade média em plantas e alta em mamíferos. Causa anemia, doenças renais, problemas no sistema nervoso, destrói a vida selvagem.
Co	Toxicidade média-alta em plantas e média em mamíferos.
Cu	Toxicidade média-alta em plantas e média em mamíferos.
Cr	Toxicidade média-alta em plantas e alta em mamíferos. Possivelmente carcinogênico na forma de Cr(VI).
Mn	Relativamente não-tóxico para animais, mas tóxico para plantas quando em níveis mais elevados.
Hg	Toxicidade alta em plantas e mamíferos. Toxicidade aguda e crônica.
Mo	Toxicidade média em plantas e mamíferos.
Ni	Toxicidade média-alta em plantas e média em mamíferos.
Prata (Ag)	Toxicidade alta em plantas e mamíferos. Causa descoloração azul-acinzentada da pele, membranas, mucosas e olhos.
Se	Toxicidade média-alta em plantas e alta em mamíferos. Causa as doenças conhecidas como "alkali disease" e "blind staggers" em bovinos, possivelmente carcinogênico.
Zn	Tóxico às plantas quando em níveis mais altos.

Fonte: Extraído e adaptado de McBride (1994) e Sparks (2003).

#### 4 LIMITES DE CONCENTRAÇÃO DOS METAIS PESADOS NO SOLO E NA ÁGUA

Uma vez conhecidos os problemas causados pelo contato, absorção, ingestão e/ou inalação de metais pesados pelos organismos vivos, os órgãos reguladores ambientais buscam estabelecer valores orientadores (ou limites de concentração) destes elementos no solo e na água. A definição destes valores orientadores é muito importante porque eles visam a manutenção da funcionalidade do solo e a proteção da qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Ainda, servem de parâmetro na prevenção da contaminação e poluição do ambiente e na tomada de decisão quanto ao gerenciamento de áreas contaminadas, agilizando as ações de controle e remediação (CETESB, 2001; CONAMA, 2009).

Vimos anteriormente, no item 2, que no Brasil a definição dos valores de referência de qualidade dos solos está ao encargo dos órgãos ambientais estaduais. Esta atribuição foi definida pela Resolução nº 420/2009 do CONAMA, que “dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”. Esta também é a legislação que define os limites de concentração dos metais pesados em solos de áreas agrícolas, industriais e residenciais e na água subterrânea em todo território brasileiro, denominados de valores de investigação. Esses valores de investigação (Tabela 7) “se referem à concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado” (CONAMA, 2009).

A definição dos valores do CONAMA para o solo das três diferentes áreas (Tabela 7) foi baseada nos valores orientadores publicados na normativa da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2005). Tais valores de investigação foram derivados de cálculos baseados na análise de risco à saúde humana desenvolvida pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (CETESB, 2001). A análise de risco considera, neste caso, perigos inerentes às características químicas do respectivo elemento associado à exposição humana (quantidade de solo, água e vegetais ingerida, quantidade de ar inalada, contato com a pele, tempo de permanência

no local, entre outros) e à capacidade diária em absorvê-lo (NASCIMENTO; BIONDI, 2013).

Os valores de investigação para águas subterrâneas (Tabela 7) do antimônio (Sb), As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Hg e Se foram baseados na portaria nº 518/GM do Ministério da Saúde, 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 (BRASIL, 2004). Esta portaria foi revogada mais tarde, em 2011, pela portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011, também do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2011). Os valores para os demais metais pesados foram calculados com base no risco à saúde humana (CONAMA, 2009).

Ainda, segundo esta legislação, quando a concentração de algum metal pesado exceder os valores de investigação no solo ou na água, deve ser impedido imediatamente o livre acesso de pessoas ao local e suspenso o consumo de água captada em locais sob possível influência da contaminação (CETESB, 2001). Além disso, é necessária a realização de investigação detalhada com o objetivo de quantificar a contaminação e, por fim, determinar a necessidade, a urgência e o alvo da intervenção para remediação do local, para eliminar ou reduzir o perigo a níveis toleráveis (CONAMA, 2009).

A exemplo do que ocorre para os VRQ, os valores de intervenção da Resolução 420/2009 do CONAMA para solo e para água também foram estabelecidos com base em métodos analíticos que quantificam as concentrações totais dos elementos. Contudo, esta abordagem não é adequada para definir a toxicidade destes elementos às plantas. O valor mais importante na determinação da toxicidade dos elementos às plantas é a concentração disponível, e não a concentração total. A concentração disponível de determinado metal pesado no solo depende da sua concentração total, da capacidade de sorção do solo e de fatores físico-químicos, principalmente pH e potencial redox. Esses fatores regulam o balanço da quantidade do elemento ligada à fase sólida e dissolvida na solução do solo (MCLAUGHLIN et al., 2000; ALLOWAY, 2013), assunto este também discutido no capítulo 7 deste livro (Principais doenças da videira e contaminação de solos de vinhedos com cobre e zinco).

**Tabela 7.** Valores de investigação (concentrações limites) para os metais pesados em áreas agrícolas, residenciais e industriais e nas águas subterrâneas estabelecidos pela legislação nacional (Resolução CONAMA nº 420/2009).

Metal pesado	Área agrícola	Área residencial	Área industrial	Água subterrânea
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----			----- µg L <sup>-1</sup> -----
Alumínio (Al)	-	-	-	3.500
Sb	5	10	25	5
As	35	55	150	10
Ba	300	500	750	700
Boro (B)	-	-	-	500
Cd	3	8	20	5
Pb	180	300	900	10
Co	35	65	90	70
Cu	200	400	600	2.000
Cr	150	300	400	50
Ferro (Fe)	-	-	-	2.450
Mn	-	-	-	400
Hg	12	36	70	1
Mo	50	100	120	70
Ni	70	100	130	20
Ag	25	50	100	50
Se	-	-	-	10
V	-	-	1.000	-
Zn	450	1.000	2.000	1.050

O grau de toxicidade de metais pesados às plantas também é dependente da natureza do contaminante (principalmente solubilidade e especiação), das reações com outros elementos presentes nas fases líquida, sólida e gasosa do solo, da concentração e tipo de matéria orgânica no solo, das propriedades físicas do solo, entre outras (KABATA-PENDIAS, 2011). Vale destacar também que o tipo de planta, a idade, o estado nutricional, a sanidade, bem como de seus complexos mecanismos de absorção, acúmulo e detoxificação são fatores determinantes da ocorrência de fitotoxicidade dos metais pesados no solo (BOHN, 2001; BENAVIDES et al., 2005).

Assim, a complexa combinação dos fatores solo, planta, contaminante, ambiente, entre outros, faz com que seja muito difícil definir uma concentração no solo como valor de referência para prevenir a toxicidade às plantas pelos metais pesados. Até o momento não há consenso na literatura e os teores do solo apontados como tóxicos são muito divergentes. Por isso, não será apresentado aqui nenhum valor fixo de concentração de metais pesados no solo que defina o que é tóxico e não tóxico para as plantas. Tudo o que foi exposto neste tópico teve o intuito

de explicar o que rege a legislação, baseada na análise de risco à saúde humana, e também mostrar os principais fatores que podem influenciar na toxicidade dos metais pesados para as plantas.

## 5 FONTES DE CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS NOS SOLOS

Em solos contaminados ou poluídos, o risco da transferência de metais pesados à cadeia trófica e aos corpos de água aumenta significativamente. As atividades antropogênicas que adicionam metais pesados aos solos são diversas, muitas vezes introduzindo-os em quantidades superiores às aquelas depositadas pelas fontes naturais, o que leva ao aumento dos seus teores, à contaminação e, em alguns casos, à poluição daquele ambiente. O aporte destes metais no ambiente pode se dar por fontes difusas ou pontuais. A fonte difusa não apresenta um sítio específico de lançamento dos poluentes, tornando-se assim de difícil controle e identificação. Já a fonte pontual pode ser diagnosticada e tratada localmente, pois é concentrada e de fácil visualização devido ao fato de existirem tubulações visíveis ou um grande

acúmulo de resíduos em uma pequena área (SOTTORIVA; GARCIAS, 2011).

Os processos de combustão envolvidos na geração de energia (queima de carvão e outros combustíveis fósseis), na incineração e na fundição (de Fe, Pb e outros metais) são fontes importantes de liberação de alguns metais pesados para o ambiente (KABATA-PENDIAS, 2011). A deposição atmosférica, decorrente das atividades descritas acima e também do transporte pelos ventos de materiais acumulados a céu aberto na forma de rejeitos de mineração e de fundição, tem especial importância no que diz respeito à contaminação difusa por metais pesados a nível global. Como exemplos das consequências desse tipo de contaminação pode-se citar os trabalhos de Mallmann et al. (2012a) e Rheinheimer et al. (2013), que tratam do movimento a longo prazo de metais pesados oriundos da deposição atmosférica (resultante da atividade de fundição de metais) em vários perfis de solos agrícolas, tendo como destino o lençol freático.

Em ambientes agrícolas podem ocorrer processos erosivos após a aplicação de defensivos em cuja composição encontram-se metais pesados, movimentando-os e redistribuindo-os na paisagem. A adição de dejetos de animais ao solo (MALLMANN et al., 2012b; FORMENTINI et al., 2015), bem como a aplicação de fertilizantes, corretivos e pesticidas de forma sucessiva e concentrada (BRUNETTO et al., 2014) contribuem para o aumento nas quantidades de metais adicionados no ambiente e caracterizam-se novamente como processos de contaminação difusa (SIMÕES, 2004). Além disso, essa contaminação ocorre não apenas nos solos, mas também em outros compartimentos da biosfera, como águas, vegetação e animais, incluindo os humanos. Portanto, em regiões com expressiva produção agropecuária as fontes difusas de metais pesados são de extrema importância.

As fontes pontuais, ao contrário das difusas, são introduzidas no ambiente através de sítios conhecidos e mais facilmente individualizados. A mineração e o refino de minérios metálicos, os aterros sanitários, o lançamento de esgotos domésticos e industriais e os derrames de produtos petroquímicos são exemplos de fontes pontuais de contaminação (PETERS; SHEM, 1995; SILVEIRA et al., 2003; SPARKS, 2003; ALLEONI et al., 2005; GUILHERME et al., 2005; CARRILLO-GONZÁLEZ et al., 2006; WUANA; OKIEIMEN, 2011; ALLOWAY, 2013).

A remediação ou prevenção da contaminação pontual é realizada de forma mais fácil e rápida se comparada com a contaminação difusa, devido ao

conhecimento preciso da fonte. Porém, mesmo em fontes pontuais, a recuperação ambiental pode ser difícil quando ocorrem múltiplas fontes e contaminação por vários metais pesados no mesmo local. Em ambientes agrícolas pode acontecer que um mesmo solo receba sucessivas aplicações de pesticidas à base de Cu e/ou de Zn concomitantemente a adição de dejetos de animais, contribuindo de forma interativa para que os teores de metais pesados no ambiente ultrapassem os valores considerados normais e que o processo de recuperação ambiental seja dificultado.

## 5.1 Principais causas da contaminação de solos no sul do Brasil

As causas da contaminação do ambiente podem ser diversas e decorrentes de várias fontes pontuais ou difusas, conforme discutido anteriormente. Entretanto, cada local ou região apresenta suas peculiaridades em função das atividades agrícolas, extrativistas, comerciais e industriais desenvolvidas.

Segundo dados divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2005), a região Sul do Brasil foi a que apresentou, a nível nacional, a maior proporção de municípios vitimados pela ocorrência de algum tipo de contaminação do solo e de poluição da água, valores estes que em 2002 já atingiam 50% e 45%, respectivamente. Este levantamento também apontou que dos municípios do Sul do Brasil pelo menos 10% já registraram alguma ocorrência de contaminação do solo e em 26% houve poluição da água decorrentes especificamente da disposição de resíduos industriais (resíduos tóxicos e/ou metais pesados). Ainda com relação a este levantamento, existem algumas incertezas que devem ser ressaltadas: (i) qual o número de ocorrências de contaminação ambiental por metais pesados que não foi registrada oficialmente?; e (ii) quantos casos já ocorreram após a publicação deste documento do ano de 2002? Com certeza a proporção apresentada anteriormente teria um aumento significativo.

Tais dados mostram a importância da contaminação do ambiente por metais pesados na região e, conseqüentemente, a atenção e preocupação que deveríamos ter com essa questão. Nesse sentido, este tópico tem por objetivo apresentar as principais causas e fontes da contaminação dos solos por metais pesados na região Sul do Brasil, enquadrando-se ao contexto e à proposta deste livro. Estas fontes serão divididas em quatro itens de acordo com suas origens, que podem ser agropecuárias, da mineração, industriais e de centros urbanos

### 5.1.1 Fontes ligadas às atividades agropecuárias

As causas mais comuns do aumento nas concentrações de metais pesados nos solos agrícolas da região Sul do Brasil são as aplicações de agrotóxicos, fertilizantes minerais e dejetos de animais. Entre os agrotóxicos, podemos destacar a aplicação de fungicidas cúpricos e, mais recentemente, dos fungicidas orgânicos contendo sais de Zn em áreas cultivadas com videiras, assunto este abordado no capítulo 7 deste livro (Principais doenças da videira e contaminação de solos de vinhedos com cobre e zinco).

Outra causa do aumento na concentração de metais pesados nos solos e que também é abordada neste livro é a aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo, assunto abordado no capítulo 4 deste livro (Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura familiar: potencial fertilizante e poluidor). Estes dejetos são produzidos em grande quantidade e possuem alto potencial contaminante, tendo em vista as suas elevadas concentrações de Cu e Zn, que são resultantes das rações utilizadas na alimentação dos suínos. Como essas duas causas de contaminação são amplamente discutidas em outros capítulos deste livro, não serão detalhadas aqui.

A aplicação de fertilizantes minerais não representa, de forma geral e quando analisada de forma isolada, grande contribuição ao incremento nos teores de metais pesados no solo de uma determinada área. Isso porque a legislação estabelece limites muito baixos de metais pesados aos fabricantes de fertilizantes, especialmente para aqueles elementos não essenciais e considerados os mais tóxicos (Tabela 8). Além disso, as quantidades totais de fertilizantes aplicadas anualmente por hectare são muito menores que as cargas aplicadas por dejetos suínos, por exemplo. Assim é possível concluir que o uso de fertilizantes minerais é bastante seguro no que se refere ao acúmulo de elementos como As, Cd, Cr, Hg e Pb no solo, pois suas adições acabam sendo muito baixas, na ordem de gramas por hectare.

Entretanto, em casos onde a fiscalização é deficiente há a possibilidade de fertilizantes minerais conterem maiores quantidades de elementos tóxicos, aumentando suas quantidades adicionadas no solo. Nas culturas que utilizam altas doses de fertilizantes, como a batatinha e hortaliças, é possível que o processo de acúmulo de metais pesados no solo seja acelerado. Outra questão importante a ser considerada é que a aplicação do fertilizante pode ser realizada de forma concentrada nas linhas de cultivo, o que posiciona os nutrientes e os metais pesados dos

fertilizantes próximos à zona de crescimento radicular. Isso potencializa a sua absorção e translocação para a parte aérea das plantas, podendo causar acumulação e fitotoxicidade, mesmo que os teores médios no solo, considerando as linhas e as entrelinhas, sejam baixos.

Outro aspecto que merece atenção, mas que normalmente é negligenciado, é o contato direto dos fertilizantes minerais com a pele e as mucosas das pessoas que manuseiam esses insumos até a sua deposição no solo. O contato dérmico permite a absorção dos metais pesados, os quais vão se acumulando no organismo e podem desencadear a ocorrência de doenças a longo prazo.

Como já foi comentado, a aplicação de fertilizantes minerais não representa de forma isolada uma grande contribuição ao incremento nos teores de metais pesados no solo de uma determinada área. Porém, um aspecto preocupante é que a aplicação de fertilizantes minerais é uma prática agrícola adotada na maioria das áreas produtivas e com frequência bianual ou até maior. Considerando que a área de produção de cereais, leguminosas e oleaginosas da região sul do Brasil corresponde a 19.474.482 hectares (9.667.585 ha no Paraná, 1.330.351 ha em Santa Catarina e 8.476.546 ha no Rio Grande do Sul, dados de janeiro de 2016; IBGE, 2016) e que a adubação ocorre com frequência, temos como resultado a adição de grandes quantidades de metais pesados todos os anos nas lavouras. Por serem elementos com características químicas que propiciam seu acúmulo na superfície do solo (ALLOWAY, 2013), os metais pesados podem ser transferidos pelo processo erosivo para os mananciais de águas superficiais. Estes ambientes aquáticos, por receberem aporte de materiais provenientes de grandes extensões de terra, vão sofrendo aumento nas concentrações de metais pesados, desencadeando gradualmente os problemas de contaminação dos organismos que ali vivem e daqueles que os consumirão posteriormente. Portanto, uma análise isolada de uma lavoura pode não apresentar problemas, mas o efeito conjunto dos incrementos nos teores de metais pesados de uma região apresenta grande potencial de contaminação ambiental. Nesse âmbito mais geral considerando a escala de bacias hidrográficas, Tiecher e Minella (2015) discutem, em capítulo do primeiro livro desta coleção, a dimensão e os problemas da erosão do solo no contexto do sul do Brasil, servindo de base para a interpretação do problema acima discutido.

**Tabela 8.** Teores máximos de alguns metais pesados nos fertilizantes agrícolas estabelecidos pela legislação, quantidade adicionada ao solo quando for feita uma adubação com 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, concentração adicionada pela adubação em um dm<sup>3</sup> de solo, concentrações limites permitidas pela legislação no solo de áreas agrícolas e o tempo que esta dose de fertilizante pode ser aplicada na mesma área até que o limite seja atingido.

Metal Pesado	Teor máximo permitido por kg de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sup>(1)</sup>	Conteúdo máximo em 100 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sup>(2)</sup>	Equivalente por dm <sup>3</sup> de solo <sup>(3)</sup>	Limite em área agrícola – CONAMA	Tempo para atingir o limite do CONAMA
	----- mg -----		----- mg kg <sup>-1</sup> de solo -----		----- anos -----
As	2	200	0,000240	35	145.833
Cd	4	400	0,000480	3	6.250
Cr	40	4000	0,004800	150	31.250
Hg	0,05	5	0,000006	120	20.000.000
Pb	20	2000	0,002400	180	75.000

<sup>(1)</sup> Limites estabelecidos pela instrução normativa nº 27 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) por quilograma de fertilizantes minerais mistos e complexos que contenham P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e não contenham micronutrientes (BRASIL, 2006).

<sup>(2)</sup> Recomendação de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> em kg ha<sup>-1</sup> para produzir 9 toneladas de milho em grãos em solos com teor “Alto” de fósforo disponível (CQFS-RS/SC, 2004).

<sup>(3)</sup> Para este cálculo foi considerada a camada 0-10 cm de profundidade (1.000.000 dm<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), que normalmente é a camada amostrada para análise da fertilidade do solo em sistema de Plantio Direto (CQFS-RS/SC, 2004).

Outros contaminantes que não são originados diretamente na atividade agrícola, mas que muitas vezes são utilizados no meio agrícola como fonte de nutrientes ou até mesmo como meio de descarte são os lodos de esgoto, compostos de lixo urbano e lodos de curtume. Os lodos de esgoto e compostos de lixo urbano são provenientes dos centros urbanos, enquanto os lodos de curtume são de origem industrial (tratamento do couro).

Existem vários trabalhos que apresentam as concentrações médias de metais pesados nesses resíduos. Embora as concentrações destes elementos sejam muito variáveis, inclusive para um mesmo tipo de resíduo, alguns dados serão aqui apresentados para ao menos demonstrar os altos teores que estes materiais podem conter. Segundo o manual de adubação e de calagem para os estados do RS e SC (CQFS-RS/SC, 2004), a concentração média de metais pesados em lodos de curtume analisados no Laboratório de Análises do Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar (CEPAF)-EPAGRI/Chapecó e do Departamento de Solos-UFRGS/Porto Alegre é de 1400, 118, 33, 23, 16 e 0,1 mg kg<sup>-1</sup> de Cr, Zn, Pb, Cu, Ni e Cd, respectivamente. Para composto de lixo urbano estas concentrações foram de 260, 490, 10, 96, 122 e 2 mg kg<sup>-1</sup> para os mesmos metais, respectivamente. Miyazawa et al. (1998) determinaram a concentração de metais pesados em lodos de esgoto oriundos dos municípios de Londrina e Curitiba, estado do Paraná, e encontraram valores médios de 1315, 278, 9,0, 46,5, <1,0, 94, 123, 323, e 314 mg kg<sup>-1</sup> para Zn, Cu, Co, Ni, Cd, Pb, Cr, Ba e Mn, respectivamente. Por isso, a aplicação de altas doses destes

resíduos aos solos durante vários anos eleva significativamente as concentrações de metais pesados. O efeito no solo será semelhante àquele apresentado pelas aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, discutido no capítulo 4 deste livro. Recomenda-se que a aplicação destes resíduos no solo seja feita de forma gradativa, acompanhada por técnicos capacitados e com as devidas autorizações dos órgãos ambientais.

### 5.1.2 Fontes decorrentes da mineração

A mineração, apesar de gerar riqueza e crescimento econômico, está entre as atividades antrópicas que mais causam impactos socioeconômicos e ambientais negativos (FERNANDES et al., 2014). Como exemplo pode-se citar as usinas termelétricas que realizam atividades de mineração do carvão mineral. Esta atividade é potencialmente causadora de contaminação por metais pesados, que são lançados via cinzas, fumaça e gases na atmosfera, e se depositam nas proximidades de onde são geradas. Essas usinas também geram resíduos sólidos contaminados com metais pesados que muitas vezes são descartados diretamente no ambiente, sem qualquer tratamento prévio adequado para remoção ou estabilização destes metais, contaminando o solo e a água (ANDRADE et al., 2009).

Nos estudos de caso publicados por Fernandes et al. (2014), vinculados ao Centro de Tecnologia Mineral do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, há relatos da ocorrência de dez situações de risco relacionadas a mineração nos estados do Sul do

Brasil, sendo quatro relacionados ao carvão, dois sobre Pb e os demais sobre ouro (Au), Cu, gemas e rocha fosfática. Aquelas que envolvem a contaminação do ambiente por metais pesados são as seguintes:

- i. Áreas vizinhas à Usina Termelétrica de Figueira (PR) impactadas pela mineração de carvão, tem presença de As, Pb e Zn no solo, possivelmente fruto das cinzas emitidas pelas chaminés da usina.
- ii. Contaminação da água no Complexo Estuário da Baía de Paranaguá (PR) por As, Cd, Cr, Hg, Ni e Zn, oriundos provavelmente de fábricas de fertilizantes.
- iii. Minas de carvão desativadas em Mauá (PR), que serão alagadas devido a construção de usina hidrelétrica, o que irá carrear metais pesados, como Pb, Cd e Mn, que podem ser depositados em grande quantidade no leito do rio.
- iv. Mineração e metalurgia de Pb na região do Alto Vale do Ribeira (PR) contaminou o solo e habitantes da região em função do lançamento na atmosfera de grande quantidade de material particulado rico em Pb, que se depositou nos solos de áreas próximas. Também houve acúmulo de rejeitos do processo industrial depositados durante anos a céu aberto nas proximidades da refinaria, levando à contaminação do solo por Pb. Mais detalhes sobre este caso podem ser encontrados também em Andrade et al. (2009).
- v. Queima de carvão na Usina Termelétrica de Candiota (RS) emite cinzas que são depositadas na região há décadas, nas quais foram identificadas substâncias ambientalmente danosas como Mn, Zn, Co e Pb. Os rejeitos da mineração também atuam na contaminação do solo e da água.
- vi. Exploração de Cu nas Minas do Camaquã, município de Lavras do Sul (RS), provocou a contaminação ambiental por este metal pesado nas áreas utilizadas para o descarte dos resíduos. Também há relatos de contaminação da água do Arroio São João por metais pesados, decorrente do lançamento dos efluentes e rejeitos diretamente neste arroio (LAYBAUER, 1998).
- vii. Extração de Au e Cu em Lavras do Sul (RS) contaminou o solo com Hg, principalmente, e por outros metais pesados como Pb, Cu, Cd, Zn e As. Boechat (2014) e Grazia e Pestana (2008) trazem informações mais detalhadas sobre este caso de contaminação.

viii. A influência do garimpo na qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do rio Ibicuí Mirim (RS), sendo constatado aumento nos teores naturais de alguns metais pesados como Cu, Mn e Zn na água (BONUMÁ, 2006).

Ainda com relação à mineração, existe também o problema da drenagem ácida da mineração de carvão na bacia carbonífera do estado de Santa Catarina, na região de Criciúma. A drenagem ácida é responsável por forte redução do pH do solo e da água, com a consequente solubilização de metais pesados que, juntamente com outros contaminantes, são carregados aos arroios e rios, destruindo a vida aquática, e tornando esses cursos d'água mortos (AMARAL; KREBS, 2010).

Diversos outros casos de contaminação do ambiente por metais pesados oriundos da mineração com certeza não foram citados aqui. A intenção deste tópico não foi de esgotar o assunto, mas demonstrar que na Região Sul do Brasil há casos bem estudados da contaminação do ambiente pela mineração, os quais terão seu número aumentado à medida que novas pesquisas e trabalhos forem realizados.

### 5.1.3 Fontes oriundas de atividades industriais

Parte dos problemas ambientais relacionados aos metais pesados causados pela atividade industrial já foi contemplada no item anterior, nos relatos sobre as usinas termoelétricas e de fundição de minérios que utilizam como matérias primas os produtos da mineração. Entre os diversos processos industriais importantes na região Sul do Brasil e que geram resíduos contendo metais pesados destaca-se a produção de celulose, de tecidos, de tintas, de solventes, a galvanoplastia, as indústrias metalúrgicas em geral e os curtumes.

Normalmente o problema está relacionado à liberação de efluentes sem tratamento prévio ou com tratamento insuficiente diretamente na água de riachos, rios e lagos. Esses efluentes muitas vezes contêm teores significativos de metais pesados, que passam a se acumular nesses locais e causar os problemas já discutidos neste capítulo. A Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler do Rio Grande do Sul (FEPAM) publicou em 2001 um diagnóstico da poluição hídrica industrial na região hidrográfica do Guaíba (FEPAM, 2001). Ainda que desatualizada, pois novos diagnósticos oficiais não foram publicados, alguns dados referentes às concentrações de Cr e Ni, que foram os únicos

metais pesados abordados nesta publicação, serão apresentados a seguir:

- i. A carga anual de Cr e Ni lançada pelas indústrias nos rios da região hidrográfica do Guaíba era de 12,8 e 3,8 toneladas, respectivamente.
- ii. Considerando os setores industriais, as indústrias do couro e metalúrgica eram as principais responsáveis pela contaminação por Cr, respondendo por 46% e 34%, respectivamente, do total de Cr introduzido nos rios. Já para o Ni, as principais indústrias poluidoras eram a metalúrgica e a mecânica, sendo responsáveis por 68% e 22%, respectivamente, da quantidade total de Ni lançada aos rios.
- iii. Os municípios responsáveis pela maior quantidade de metais pesados introduzida nos rios eram Caxias do Sul (15,0%) e Novo Hamburgo

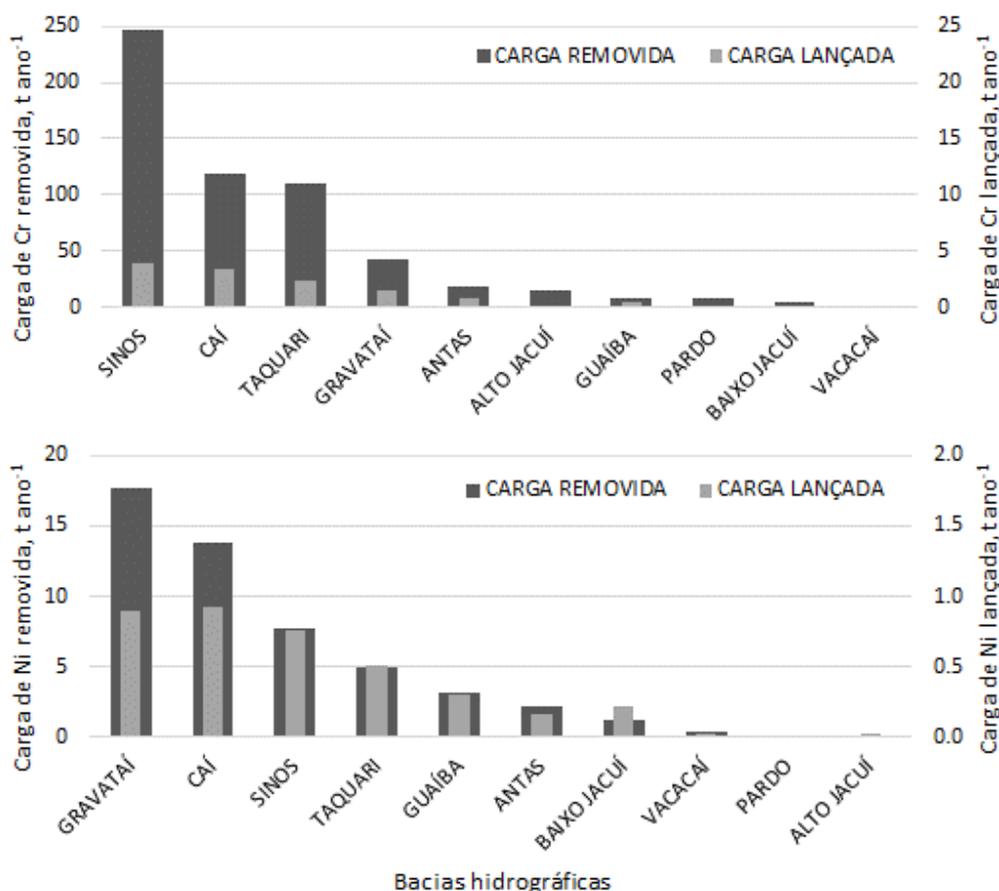
(8,7%) para o Cr e Caxias do Sul (21,6%) e Porto Alegre (10,5%) para o Ni. Estes eram também os três municípios que possuíam a maior quantidade de indústrias. A Tabela 9 apresenta a quantidade de Cr e Ni lançada pelos municípios integrantes da região do Guaíba.

- iv. As bacias hidrográficas da região do Guaíba que recebiam as maiores cargas de Cr eram as do Rio dos Sinos (30,1%) e do Rio Caí (26,9%), devido à existência de um grande número de curtumes e galvanoplastias nessas bacias. As bacias que recebiam a maior carga de Ni eram as do Rio Caí (24,0%) e do Rio Gravataí (23,2%), devido à grande concentração de indústrias do ramo metalomecânico. Esses dados estão na Figura 2, que também mostra a carga de Cr e Ni que é removida dos efluentes industriais antes de serem lançados aos rios.

**Tabela 9.** Cargas anuais de cromo e níquel lançadas pelas indústrias nos rios pelos municípios pertencentes à região hidrográfica do Guaíba (apenas os municípios com cargas anuais maiores que 100 kg).

Posição	Município	Carga de Cr (kg ano <sup>-1</sup> )	Posição	Município	Carga de Ni (kg ano <sup>-1</sup> )
1	Caxias do Sul	1.910	1	Caxias do Sul	820
2	Novo Hamburgo	1.110	2	Porto Alegre	400
3	Bento Gonçalves	930	3	Bento Gonçalves	360
4	Portão	650	4	São Leopoldo	280
5	Ivoti	620	5	Canoas	270
6	Porto Alegre	600	6	Gravataí	250
7	Estância Velha	570	7	Sapucaia do Sul	250
8	Sapucaia do Sul	570	8	Charqueadas	220
9	Canoas	500	9	São Marcos	140
10	Gravataí	440	10	Novo Hamburgo	120
11	São Leopoldo	430	11	Alvorada	110
12	Venâncio Aires	280			
13	São José do Hortêncio	260			
14	Parobé	260			
15	São Marcos	250			
16	Flores da Cunha	220			
17	Picada Café	200			
18	Campo Bom	160			
19	Lindolfo Collor	150			
20	Roca Sales	150			
21	Cachoeirinha	150			
22	Garibaldi	130			
23	Encantado	120			
24	Taquari	120			

Fonte: adaptado de FEPAM (2001).



**Figura 2.** Distribuição das cargas de cromo (superior) e níquel (inferior) removidas e lançadas aos rios em cada bacia hidrográfica na região do Guaíba, RS. Fonte: adaptado de FEPAM (2001).

A intenção da apresentação desses dados é chamar a atenção para as grandes quantidades de metais pesados que as industriais introduziam nos rios há 15 anos atrás. Pela maior atividade industrial e maior densidade populacional, estas quantidades tendem a ser muito maiores atualmente, mas há pouco interesse na divulgação de dados como estes por parte do governo e da iniciativa privada. Sem acesso a dados como estes, a sociedade é impedida de conhecer a situação atual deste grave problema ambiental. É importante lembrar também que esta poluição não se restringe apenas a região hidrográfica do Guaíba. Esses dados são um exemplo do que provavelmente ocorre em todas as regiões industriais do país.

#### 5.1.4 Fontes provenientes de centros urbanos

A concentração das pessoas em centros urbanos gera vários problemas ambientais. Os metais pesados estão presentes principalmente no esgoto, no lixo doméstico e na queima de combustíveis pelos veículos. As fontes ligadas às atividades industriais também podem fazer parte do sistema urbano, mas

como já foram abordadas no item anterior não serão retomadas aqui.

Os esgotos residenciais produzidos em muitas cidades não recebem tratamento, sendo descartados diretamente no ambiente, normalmente nos rios, lagos ou no mar. Mesmo quando são tratados, os lodos gerados nas estações de tratamento apresentam grande concentração de metais pesados. Seu destino final costuma ser o descarte em áreas agrícolas, causando aumento das concentrações de metais pesados no solo e todos os potenciais problemas comentados anteriormente nas fontes ligadas as atividades agropecuárias.

O lixo doméstico tem situação semelhante aos esgotos, onde a grande maioria não é adequadamente separada, reciclada e/ou tratada, sendo parte depositada em aterros sanitários e parte ainda descartada em lixões a céu aberto, atividade já proibida pela Lei Federal 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que dispõe sobre os princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relativas à gestão e ao gerenciamento de resíduos produzidos por toda a sociedade (BRASIL, 2010). Nos lixões ocorre a produção de chorume em função do

processo de decomposição dos materiais orgânicos. O chorume, também referido como lixívia de depósitos de resíduos sólidos, é um líquido escuro que pode conter diversos metais pesados, visto que há grande afinidade química destes com a matéria orgânica (ALLOWAY, 2013). A medida que é liberado, o chorume vai se infiltrando no solo, podendo atingir o lençol freático e/ou escoar superficialmente para solos e águas superficiais adjacentes, contaminando o entorno.

Idealmente, toda fração orgânica do lixo doméstico deveria ser tratada por técnicas de compostagem e vermicompostagem. Porém, mesmo após este tratamento, há possibilidade de os adubos orgânicos resultantes conterem concentrações elevadas de metais pesados, o que demanda a realização de análises regulares, visando certificar a qualidade do adubo orgânico produzido. Com essa informação será possível escolher o destino final correto, o qual pode ser como adubo para hortaliças, produção de grãos, pomares e/ou florestas cultivadas ou como resíduo a ser depositado em aterros sanitários, quando os teores de metais pesados estiverem em desacordo com a legislação. Neste caso, mesmo após o tratamento, o material continua sendo apenas um resíduo, porém com volume reduzido em mais de 50% e estabilizado pela compostagem e/ou vermicompostagem.

Em um estudo de caso realizado em aterro de resíduos sólidos no município de Novo Hamburgo/RS, Schenato et al. (2008) constataram que o descarte inadequado do lixo doméstico resultou na contaminação do solo por Cu, Cr e Ni, atingindo concentrações acima do limite de intervenção estabelecido pela agência de proteção ambiental. Os autores também verificaram que a concentração de Pb e Ni nas águas próximas ao lençol freático estavam acima do valor máximo estabelecido para a potabilidade. Em estudo semelhante, realizado em Paranavaí/PR, Nagashima et al. (2009), avaliando os níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário, verificaram que os teores de Pb encontravam-se acima dos valores permitidos pela legislação ambiental.

As águas de drenagem urbana constituem outra fonte de contaminação de metais pesados oriunda dos centros urbanos. Durante os eventos pluviométricos ocorre a lavagem de superfícies urbanas como as ruas, estacionamentos, calçadas, telhados, etc., carregando os contaminantes depositados sobre as mesmas até os corpos de água superficiais. Os metais pesados depositados nas superfícies urbanas são oriundos da queima de combustíveis fósseis e da

deposição atmosférica dos contaminantes lançados pelas indústrias. A concentração de contaminantes metálicos nessas águas de drenagem geralmente é baixa, mas os volumes podem ser elevados, dependendo da intensidade e do volume das chuvas. Dessa forma, as cargas de metais pesados transferidas da superfície urbana para os rios, lagos e mares podem ser elevadas. Nesse contexto, o trabalho de Prestes et al. (2006) em uma avenida de tráfego intermediário de veículos da cidade de Curitiba/PR, apontou que o escoamento superficial urbano representa uma fonte importante de metais pesados para as águas superficiais. Os autores observaram a seguinte relação de concentração total:  $Pb > Cu > Cd$ . Os resultados desse estudo podem, de certa forma, ser extrapolados para os demais grandes centros urbanos do sul do Brasil e servir de alerta para a ocorrência desse problema que muitas vezes é desprezado.

É importante destacar também que a geração de substâncias poluentes resultantes da circulação de veículos, entre elas os metais pesados, vem aumentando muito nos últimos anos. Além disso, a população nos grandes centros urbanos também segue crescendo, o que significa maior produção de esgoto e de lixo doméstico. Isso aumenta ainda mais as dificuldades dos municípios para reduzir as cargas de metais pesados que são lançadas ao ambiente e, conseqüentemente, a contaminação da população.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os metais pesados quando em altas concentrações no ambiente apresentam grande potencial de risco aos seres vivos, apesar de alguns deles em concentrações baixas serem fundamentais às diferentes formas de vida do planeta. Os problemas de contaminação ambiental por metais pesados ocorrem quando se atingem certas concentrações no solo e/ou na água, as quais variam muito em função do metal em questão.

A concentração natural de metais pesados nos solos do mundo é muito variável. Por isto, preocupadas com o equilíbrio e sustentabilidade do ambiente, as legislações ambientais estabeleceram valores orientadores para a concentração dos metais pesados no solo e na água que apresentem riscos à saúde humana e ao ambiente. Esses valores são muito importantes para detectar a contaminação do ambiente e para definir a necessidade de intervenção para a descontaminação dos locais com concentrações elevadas. Já para as plantas e culturas agrícolas é muito difícil definir uma concentração no solo como valor de referência para prevenir a fitotoxicidade. Por isto,

muitos pesquisadores vêm se empenhando para definir parâmetros que sirvam de critérios para a detecção de concentrações tóxicas dos metais pesados às plantas, apesar das grandes dificuldades que isso impõe.

As causas da contaminação do ambiente por metais pesados são muitas, pois diversas atividades antropogênicas são potencialmente poluidoras. Conhecer as possíveis fontes desses elementos é de suma importância para evitarmos os problemas de contaminação. Para finalizar, destaca-se que os assuntos abordados neste texto servem de base para um capítulo apresentado no próximo livro desta coleção, que discutirá as técnicas de remediação em solos contaminados por metais pesados.

## REFERÊNCIAS

- ALLEONI, L. R. F.; BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. In: TORRA-DO-VIDAL, P. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v.4. p.1-42.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 339.
- ALLOWAY, B. **Heavy Metals in Soils – Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability**. 3<sup>rd</sup> ed. Dordrecht: Springer, 2013. p. 613.
- AMARAL, J. E.; KREBS, A. S. J. Drenagem ácida da mineração de carvão e sua inter-relação com metais pesados e recarga de aquíferos na bacia carbonífera do estado de Santa Catarina. Criciúma: XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. **Anais do evento**, 2010.
- ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. Soil fauna. In: **Tropical soil biological and fertility: A Handbook of methods**. 2. ed. Wallingford: C.A.B. International, p. 44-46. 1993.
- ANDRADE, M. G. et al. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. I – fitoextração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1879-1888, nov. 2009.
- ANTONIOLLI, Z. I. et al. Metais pesados, agrotóxicos e combustíveis: efeito na população de colêmbolos no solo. **Ciência Rural**, v. 43, n. 6, p. 992-998. 2013.
- BENAVIDES, M. P.; SUSANA, M.; TOMARO, M. Cadmium toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 21-34, Jan./Mar. 2005.
- BOECHAT, C. L. **Biorremediação de solos contaminados por metais pesados em áreas de beneficiamento de minério de ouro**. [s.l.] 2014. 120 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.
- BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. 3<sup>rd</sup> ed. New York: Wiley, 2001. 306 p.
- BONUMÁ, N. B. **Avaliação da qualidade da água sob impacto das atividades de implantação de garimpo no município de São Martinho da Serra**. [s.l.] 2006. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- BRASIL. Casa Civil. **Lei Federal Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA nº 27 de 05/06/2006**. Dispõe sobre a importação ou comercialização, para produção, de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes. DO de 9 junho de 2006.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria Nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2011.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria Nº 518/GM de 25 de março de 2004**. 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. Brasília, 2004.
- BRUNETTO, G. et al. Mobility of copper and zinc fractions in fungicide amended vineyard sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 60, n. 5, p. 609-624, May 2014.
- BURNOL, A.; BLANC, P.; GUYONNET, D. **Recommandations pour la modélisation des transferts métalliques dans les eaux souterraines**. 2004. p. 73 (Rapport final).
- BUSCHLE, B. N. **Valores de referência de qualidade para elementos-traço em solos da planície litorânea do estado do Paraná**. [s.l.] 2013. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- CARRILLO-GONZÁLEZ, R. et al. Mechanisms and pathways of trace element mobility in soils. **Advances in Agronomy**, v. 91, p. 111-178, Set./Dec. 2006.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo, Cetesb, 2001. p. 247.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Decisão de diretoria nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005. DOE, Poder Executivo, SP, 03/12/2005, seção 1, v. 115, n. 227, p. 22-23, 2005.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nº 249, 30 dez. 2009. p. 81-84.
- COSTA, C. N. et al. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 5<sup>a</sup> ed. Porto Alegre: Evangraf, 2012. p. 201-241.
- CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS/SC. **Manual de adubação e decalagem para os estados do RS e SC**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul, 2004. p. 394.
- DUFFUS, J. H. Heavy metals - a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793-807, May 2002.
- EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Mineral nutrition of plants: principles and perspectives**. 2<sup>nd</sup> ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2005. p. 400.
- FADIGAS, F. F. et al. Estimation of Reference Values for Cadmium, Cobalt, Chromium, Copper, Nickel, Lead, and Zinc in Brazilian Soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 37, p. 945-959, Feb. 2006.
- FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler, RS. **Portaria nº 85/2014** - Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente pre-

- sententes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do estado do Rio Grande do Sul.
- FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler, RS. **Diagnóstico da poluição hídrica industrial na região hidrográfica do Guaíba**. Porto Alegre: SEMA, 2001. p. 83.
- FERNANDES, F. R. C.; ALAMINO, R. C. J.; ARAUJO, E. R. **Recursos minerais e comunidade: impactos humanos socio-ambientais econômicos**. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2014. p. 392.
- FORMENTINI, T. A. et al. Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. *Science of the Total Environment*, v. 536, p. 831–839, Dec. 2015.
- GRAZIA, C. A.; PESTANA, M. H. D. **Mercúrio antrópico e outros elementos em drenagens associadas às minerações auríferas de lavras do sul**. Porto Alegre: PGAGEM, CPRM/FEPAM, 2008. p. 62.
- GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO-VIDAL, P. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4. p. 321–344
- HUGEN, C. **Valores de referência para teores de Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em solos do estado de Santa Catarina**. [s.l.] 2010. 70 f. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2010.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa de informações básicas municipais: Perfil dos Municípios Brasileiros: Meio Ambiente 2002**. Rio de Janeiro, 2005. p. 394.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento sistemático da produção agrícola**. Rio de Janeiro, v. 29, n. 1, p. 1–78, jan. 2016.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3<sup>rd</sup> ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. p. 413.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. 4<sup>th</sup> ed. Boca Raton: CRC Press, 2011. p. 505.
- KEMP, D. D. **The environmental dictionary**. London, Routledge, 1998. p. 463.
- KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. **Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade**. Encarte técnico EPNI, Informações agrônômicas n. 118, junho 2007.
- LAYBAUER, L. Incremento de metais pesados na drenagem receptora de efluentes de mineração – Minas do Camaquã, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 3, n. 3, p. 29–36, jul./set. 1998.
- MALLMANN, F. J. K. et al. Using a two site-reactive model for simulating one century changes of Zn and Pb concentration profiles in soils affected by metallurgical fallout. *Environmental Pollution*, Barking, v. 162, n. 1, p. 294–302, Mar. 2012a.
- MALLMANN, F. J. K. et al. Modeling field-scale vertical movement of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdam, v. 243, n. 1, p. 223–231, Dec. 2012b.
- MANAHAN, S. E. **Toxicological chemistry and biochemistry**. 3<sup>rd</sup> ed. Boca Raton: CRC Press, Limited Liability Company (LLC), 2003. p. 424.
- McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. p. 406.
- MCLAUGHLIN, M. J. et al. Review: a bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. *Australian Journal of Soil Research*, v. 38, n. 6, p. 1037–1086, Nov./Dec. 2000.
- MIYAZAWA, M. et al. Absorção de metais pesados do lodo de esgoto pelo feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 41, n. 1, p. 112–124, Mar. 1998.
- NAGASHIMA, L. A. et al. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranavaí, estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum – Health Sciences*, v. 31, n. 1, p. 1–8, jan. 2009.
- NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Teores orientadores de qualidade do solo em estados do Nordeste. *Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, Boletim informativo, v. 38, n. 1, p. 29–32, jan./abr. 2013.
- PETERS, R. W.; SHEM, L. Treatment of soils contaminated with heavy metals. In: ALLEN, H. E. et al. **Metal speciation and contamination of soils**. Boca Raton: Lewis, 1995. p. 358.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and environmental quality**. Boca Raton: Lewis, 1994. p. 313.
- PRESTES, E. C. et al. Copper, lead and cadmium loads and behavior in urban storm water runoff in Curitiba, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 17, n. 1, p. 53–60, Jan. 2006.
- RHEINHEIMER, D. S. et al. Prospective modeling with Hydrus-2D of 50 years Zn and Pb movements in low and moderately metal-contaminated agricultural soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 145, p. 54–66, Feb. 2013.
- SCHENATO, F.; SCHRÖDER, N.; MARTINS, F. B. Assessment of contaminated surface soils in municipal solid waste landfills in the State of Rio Grande do Sul, South Brazil. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, v. 4, n. 9, p. 745–755, Sept. 2008.
- SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 60, n. 4, p. 793–806, jul./ago. 2003.
- SIMÕES, L. B. O papel da mata ciliar na qualidade da água dos rios. In: UIEDA, W.; LUCIA, M. P. **Flora e fauna: um dossiê ambiental**. Botucatu, SP: Unesp, 2004. p. 49–58.
- SOTTORIVA, E. M.; GARCIAS, C. M. Poluição difusa urbana por compostos inorgânicos: avaliação da contribuição dos componentes do amianto presente nas telhas de fibrocimento e nos freios de veículos. *Ambiente Construído*, v. 11, n. 3, p. 89–97, Set. 2011.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. 2<sup>nd</sup> ed. San Diego, CA: Academic Press, 2003. p. 352.
- TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G. Erosão do solo: um problema mundial agravando-se num contexto de “agricultura conservacionista” no Sul do Brasil. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen, RS: URI – Frederico Westphalen, 2015. p. 123–154.
- WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, v. 2011, Article ID 402647, 20 pages.

# Atividades agropecuárias e a contaminação da água e peixes com agrotóxicos

Bárbara Clasen<sup>1</sup>, Camila Rebelatto Murussi<sup>2</sup>, Francisco Rossarolla Forgiarini<sup>3</sup> & Carine Baggio<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Bioquímica, Engenheira Agrônoma, Doutora em Bioquímica Toxicológica, Professora da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Câmpus de Três Passos, Rua Cipriano Barata, 47 - bairro Érico Veríssimo, Três Passos, CEP: 98600-000, RS, Brasil. E-mail: ba.clasen@hotmail.com

<sup>2</sup> Bioquímica, Farmacêutica, Doutora em Bioquímica Toxicológica, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Câmpus de Camobi, Rua Roraima, 1000 - Bairro Camobi, Santa Maria, CEP: 97105-900, Brasil. E-mail: camilamurussi@hotmail.com

<sup>3</sup> Engenheiro Civil, Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Professor da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Av. Roraima, 1000 - Bairro Camobi, Santa Maria, CEP: 97105-900, RS, Brasil. E-mail: francisco.forgiarini@ufsm.br

<sup>4</sup> Engenheira Sanitarista e Ambiental, Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Av. Roraima, 1000 - Bairro Camobi, Santa Maria, CEP: 97105-900, RS, Brasil. E-mail: carine.bg@hotmail.com

## INTRODUÇÃO

O processo produtivo agrícola brasileiro está cada vez mais dependente dos agrotóxicos e fertilizantes químicos. O Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos do mundo, embora não seja o maior produtor. Atualmente, o Brasil utiliza 19% de todo defensivo agrícola produzido no mundo, segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2015). Além disso, cerca de 99% dos agroquímicos utilizados na lavoura não atingem o organismo alvo, ou seja, grande parte dos agrotóxicos tem como destino as águas superficiais (rios) e subterrâneas.

Deste modo, a utilização de agrotóxicos é a 2ª maior causa de contaminação dos rios no Brasil, sendo superado apenas pelo esgoto doméstico, de acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011). Considerando que a agricultura é o setor que mais consome água doce no Brasil, cerca de 70%, conforme o Fundo das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), pode-se dizer que além de sérios problemas para a saúde, os agrotóxicos também se transformaram em um grave problema ambiental no país (HABIB, 2013).

O crescente consumo de agrotóxicos e fertilizantes químicos pela agricultura brasileira, proporcio-

nal ao aumento das monoculturas, cada vez mais dependentes de produtos químicos (ABRASCO, 2012) (Tabela 10). A contaminação ambiental ocasionada pelo uso excessivo de agroquímicos na atividade agropecuária faz com que um dos principais desafios para o desenvolvimento brasileiro seja manter o crescimento da produção agropecuária e, ao mesmo tempo, reduzir os impactos dessa produção sobre os recursos naturais (BAULCOMBE et al., 2009; IPEA, 2012).

A agricultura intensiva apresenta diferentes impactos ambientais na qualidade da água. De tal modo que, mesmo o Brasil tendo grande disponibilidade de água, é preciso garantir sua qualidade nas gerações atuais e em prol das gerações futuras. É necessário, portanto, o monitoramento de diversos indicadores de qualidade e entre eles a avaliação de resíduos de agrotóxicos e a sua toxicidade em organismos não alvos e, a partir disto, sejam tomadas medidas que evitem o agravamento do problema.

A água quando contaminada por agrotóxicos causa efeitos deletérios diretos na fauna e flora aquáticas. Além disso, alguns destes agroquímicos podem ser bioacumulados, por exemplo, nos peixes e assim, quando consumidos tornam-se uma ameaça à saúde humana, uma vez que estaremos ingerindo substâncias tóxicas e cumulativas.

**Tabela 10.** Consumo de agrotóxicos e fertilizantes em atividades agropecuárias no Brasil, de 2002 a 2011.

Ano	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Agrotóxicos (milhões de L)	599,5	643,5	693,0	706,2	687,5	686,4	673,9	725,0	827,8	852,8
Fertilizantes (milhões de kg)	4910	5380	6210	6550	6170	6070	6240	6470	6497	6743

Fonte: SINDAG (2011), ANDA (2011), IBGE; SIDRA (2011) e MAPA (2008).

Com base em evidências científicas que serão brevemente relatadas neste capítulo, torna-se iminente a necessidade do uso agrícola sustentável, com diminuição do uso de agroquímicos visando superar esse modelo de produção condicionado ao uso excessivo de agrotóxicos.

## 1 PANORAMA DO USO DE AGROTÓXICOS NO SUL DO BRASIL

### 1.1 O consumo de agrotóxicos

A crescente demanda mundial pela produção de alimentos nos últimos anos tem pressionado o sistema de produção, para maior eficiência de produtividade na mesma área de cultivo. Contudo, a agricultura possui recursos que respondem a esta expectativa, através de novas variedades de cultivo e de mecanismos cada vez mais eficientes no controle de pragas e de correção de áreas desgastadas pelo intenso cultivo.

O Brasil é mundialmente reconhecido pela sua produção agrícola e pela diversidade de alimentos. De acordo com a FAO (2014), o Brasil é líder mundial na produção de laranja, café e cana-de-açúcar; segundo maior produtor de soja, feijão e carne bovina; terceiro maior produtor de abacaxi e milho; quarto maior produtor de leite de vaca e quinto maior produtor de limão e banana. Porém, devido as diferentes regiões climáticas ocorrem algumas desigualdades de produção, na região Centro-Oeste e Sul são produzidos 78,6% de cereais leguminosas e oleaginosas, a região Sul ainda produz 75% do arroz e 95% do trigo cultivado no país (CONSEA; IBGE 2014). O modelo agropecuário adotado atualmente no Brasil desde a década de 50 é chamado de “Revolução Verde” o que é definido pelo uso de plantas geneticamente modificadas e insumos, como agrotóxicos e fertilizantes.

A região Sul do Brasil, formada pelos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul foi inicialmente colonizada por imigrantes europeus, o que propiciou o desenvolvimento de pequenas propriedades que cultivavam suas terras para o próprio sustento, dessa forma estas propriedades atualmente configuram o sistema de agricultura familiar. De acordo com o Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2010), esse sistema constitui 80% do total de propriedades produtoras nesta região. A diversidade de culturas empregadas nestas propriedades exemplifica a variedade de agrotóxicos que também são utilizados. Dentre as mais importantes culturas, vale

destacar a soja, trigo, fumo, arroz, milho, carne (bovina, suína e frango) e a fruticultura.

O intenso cultivo destas áreas produtoras também demanda um controle de pragas constante e correção do solo continuamente por fertilizantes. Dessa forma, resíduos dos produtos utilizados podem ser encontrados nas mais diversas fontes como na água, nos alimentos, nas áreas adjacentes às aplicações, no solo, sedimento, nos animais não alvos (como peixes, aves, minhocas etc) e no ar. Esta contaminação é ocorrida pelo que se chama de “*deriva técnica*”. Deriva é o termo utilizado para designar a dispersão do agrotóxico pelo ambiente (vento ou água). Deriva técnica é chamado o meio de contaminação no qual mesmo tomando todos os cuidados e precauções que a técnica preconiza o entorno ao local de aplicação fica contaminado. Esta deriva pode ser estimada de 30–70% (CHAIM et al., 2003; LONDRES, 2011).

Contudo, devido à rotatividade de culturas e pelas variações climáticas, diferentes cultivos são empregados no verão e no inverno na região Sul. O que torna o uso de determinados agrotóxicos somente em determinada estação, esta pode ser uma das hipóteses pela maior gama de variedades de agrotóxicos utilizados. Podemos destacar a utilização de glifosato, carbofurano, atrazina, clomazone, tebuconazole, difenoconazol, tetraconazol, propoxur, 2,4-D, propanil, mancozeb, penoxsulam, imazetapir, imazapique, mancozeb, fipronil e quinclorac.

O aumento da produtividade agrícola também veio acompanhado pelo aumento no uso destes agrotóxicos. No cenário mundial, o Brasil é campeão no uso de defensivos agrícolas ultrapassando os Estados Unidos desde 2008 (EMBRAPA, 2014). Segundo dados da AENDA (2011) que mostra as principais empresas que comercializam estes produtos, quatro multinacionais totalizam aproximadamente 50% das vendas, sendo a Syngenta que assume 20,5% onde o glifosato é seu carro chefe devido ao cultivo da soja geneticamente modificada, logo após a Bayer com 16,2%, a BASF com 12,4% e a FMC com 6,9%.

Mais preocupante do que o uso excessivo de agrotóxicos nas mais diversas culturas, no Rio Grande do Sul o uso destes químicos é praticamente o dobro da média nacional, sendo de 8,3 L por habitante, onde que a média nacional é de 4,5 L (CASAL et al., 2014). Dentre os estados com maior consumo de agrotóxicos, o estado do Paraná é o terceiro em consumo (14,3%) e o Rio Grande do Sul tem o quarto lugar com 10,8% (IBGE 2006; SINDAG 2011), em ambos estados o cultivo da soja é predominante.

O estado de Santa Catarina não faz uso expressivo de agrotóxicos como os demais estados, porém sua agricultura é baseada na produção de carne suína e de frango. Tal volume de pesticidas é empregado na agricultura devido à resistência que as pragas adquirem ao longo do tempo com os agrotóxicos que estão sendo aplicados. Dessa forma o agricultor é obrigado a utilizar de maiores doses ou de novos produtos recentemente lançados pelas empresas e assim constituindo um ciclo vicioso no qual os produtores ficam dependentes.

Outro dado alarmante em relação ao uso de agrotóxicos no Sul do Brasil é sobre as intoxicações. Segundo dados do SINITOX (Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas) para a região Sul no ano de 2012 as intoxicações por agrotóxicos de uso agrícola e doméstico totalizaram aproximadamente 5% do total de intoxicações desta região ( $n$  total = 20.237). Sendo considerado que as intoxicações ocorridas por agrotóxicos de uso agrícola em homens são o dobro, quando comparado em relação ao número de mulheres intoxicadas. Além deste sistema de notificação ser considerado de referência, sabe-se que muitas intoxicações não são comunicadas, com isso pode se considerar que este número de intoxicações ainda seja muito maior do que é computado pelo SINITOX.

Estes dados reportados pelo SINITOX remetem ao manejo que estes produtores possuem no momento do acondicionamento e consumo destes agrotóxicos, seja no transporte, armazenamento, aplicação e descarte das embalagens. Estudos envolvendo agricultores da região Norte do estado do Rio Grande do Sul mostra que estes utilizam de algum equipamento de proteção, como chapéu, luvas, botas e óculos, porém poucos utilizam do EPI (Equipamento de Proteção Individual) completo, como é preconizado (MURUSSI et al., 2014). A partir disso, pode-se perceber o quanto é importante melhorar a conscientização e o conhecimento transmitido aos agricultores que são os agentes diretos em contato com estes agrotóxicos, quanto aos cuidados de manejo nas mais diversas etapas de manuseio destes agrotóxicos em suas propriedades, visto que os danos à saúde ocorrem em longo prazo.

## 1.2 Os limites máximos de resíduos em águas

Ao longo de muitos anos a humanidade tem a água como autodepurativa e infinita. Porém esta definição vem nas últimas décadas mudando seu contexto. A poluição produzida pelas grandes cidades e populações que vivem ao entorno de rios e

lagos vem causando preocupação quanto sua proteção e uso futuro deste recurso indispensável. Também a agricultura tem sua porcentagem de poluição neste contexto. A poluição agrícola que afeta o solo, ar, água e animais de seu entorno é necessária devido à produção de alimentos, porém deve haver consciência nas consequências que isso em breve pode acarretar a saúde humana e ao meio ambiente.

O constante uso dos recursos hídricos assim como a inserção contínua de contaminantes nos ecossistemas aquáticos têm produzido um conhecimento apurado e produção de metodologias adequadas de pesquisa, para manter estes recursos nas características adequadas à vida e ao consumo humano. No Brasil, este controle da qualidade das águas é regido pelo órgão denominado Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA a partir da Resolução 357/2005 que divide as águas doces em quatro categorias, sendo que a Classe III que é destinada ao consumo humano após tratamento convencional ou avançado, a irrigação, a pesca amadora, à recreação e a dessedentação dos animais.

Esta resolução traz ainda, valores máximos e toleráveis para parâmetros inorgânicos e orgânicos, cor, pH, turbidez, oxigênio dissolvido e resíduos sólidos. Entre os parâmetros orgânicos, se encontram os valores máximos permitidos para alguns dos agrotóxicos mais utilizados na agricultura, como glifosato (280 µg/L), atrazina (2 µg/L), 2,4-D (30 µg/L), endosulfan (0,22 µg/L), paration (35 µg/L), PCBs (0,001 µg/L) entre outros.

Não obstante o estado do Rio Grande do Sul por ter um sistema de produção variado e diversidade climática, emitiu por meio da Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul uma Portaria 320/2014 na qual incorpora a resolução do CONAMA, mais alguns agrotóxicos que são utilizados no estado. Estes agrotóxicos mais comuns adicionados foram a abamectina (12 µg/L) cipermetrina (300 µg/L), ciproconazol (60 µg/L), clorimurum-etílico (120 µg/L), dimetoato (12 µg/L), fipronil (1,2 µg/L), gama-cialotrina (6 µg/L), imazetapir (1500 µg/L), lambda-cialotrina (30 µg/L), metsulfuron metil (60 µg/L), tetraconazol (30 µg/L), tiatomexam (120 µg/L) entre outros. Como fonte de comparação a União Europeia considera o valor de 0,1 µg/L como valor máximo para qualquer agrotóxico independente de sua toxicidade em água para consumo humano (DORES; DE-LAMONICA-FREIRE, 2001).

A contaminação decorrente da agricultura mesmo que de forma indireta pode ocorrer por descarga de agrotóxicos, sedimentos, fertilizantes, adubo animal e outras fontes orgânicas e inorgânicas

(MARQUES et al., 2007). Além disso, como descrito por Hayes e Laws (2003) a contaminação pode ocorrer por lixiviação do solo, contaminação de águas subterrâneas por percolação do solo, liberação de efluentes industriais, usos domésticos e efluentes industriais. Essas formas citadas denominam a contaminação difusa, que é considerada de difícil controle, identificação e monitoramento (BORTOLUZZI et al., 2006).

De acordo, com as características dos agrotóxicos estes podem ter perfil de contaminar águas superficiais ou subterrâneas. Para determinação de parâmetros de contaminação de águas subterrâneas os critérios utilizados pelo U.S. EPA (Agência de Proteção Ambiental Americana) são mais reconhecidos pelos meios científicos. Estes critérios descritos por Cohen et al., (1995) são: solubilidade em água  $> 30$  mg/L, coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo  $K_{oc} < 300-500$ , constante da Lei de Henry  $K_H < 10^{-2}$  Pa.m<sup>3</sup>/mol, especiação: negativamente carregado a pH normal no ambiente (5-8), meia-vida no solo  $> 2-3$  semanas, meia-vida na água  $> 25$  semanas e condições do solo que facilitem a percolação (pluviosidade anual  $> 250$  mm, aquífero não confinado e solo poroso).

Logo o potencial de contaminação de águas superficiais é descrito pelo método de Goss, que segue: alto potencial de transporte associado ao sedimento (meia-vida no solo  $\geq 40$  dias e  $K_{oc} = 1000$  ou meia vida no solo  $\geq 40$  dias,  $K_{oc} \geq 500$  e solubilidade em água = 0,5 mg/L), baixo potencial de transporte associado ao sedimento (meia-vida no solo  $< 1$  dia ou meia-vida no solo  $\leq 40$  dias ou  $K_{oc} \leq 500$  e solubilidade em água de  $\geq 0,5$  mg/L), alto potencial de transporte dissolvido em água (meia-vida no solo  $> 35$  dias,  $K_{oc} < 1.000.000$  e solubilidade em água  $\geq 1$  mg/L ou  $K_{oc} \leq 700$  e  $10 \leq$  solubilidade  $\leq 100$  mg/L) e baixo potencial de transporte dissolvido em água (meia-vida no solo  $< 35$  dias e solubilidade  $< 0,5$  mg/L) as substâncias que não se enquadrarem nestas classificações são consideradas como potencial médio de contaminar águas superficiais (GOSS, 1992).

Com base nestes critérios mencionados, alguns dos princípios ativos mais comuns têm potencial de contaminação de águas subterrâneas como o metomil, maneb, triadimefon, atrazina, simazina, clorimuron etil, glifosato, imazaquim, imazetapir e metolaclor. Entre os que possuem alto potencial de contaminar águas superficiais, dissolvidos em água, podemos citar o clorpirifós etil, lambda cialotrina, mancozeb, atrazina, glifosato, clorimuron etil e simazina e baixo potencial dissolvido em água podemos mencionar o deltametrina, permetrina, maneb e

triadimefon (DORES; DE-LAMONICA-FREIRE, 2001).

É possível ainda a partir destas metodologias, perceber que alguns agrotóxicos possuem potencial de ser transportado dissolvido na água ou ainda adsorvido no sedimento, aumentando seu potencial de risco ao ambiente. Entre estes agrotóxicos mencionados vários são utilizados no Sul do Brasil e detectados em estudos de monitoramento ambiental em rios que margeiam áreas onde há cultivo de arroz, soja, fumo, trigo, milho, canola entre outras culturas.

Contudo, vale destacar ainda que nos estados do Sul devido sua sazonalidade, muitos produtores fazem correção do solo e aplicação de fertilizantes químicos (macro e micronutrientes) duas vezes ao ano, o que aumenta a carga destes químicos no solo que, por conseguinte, podem ser carregados pela água das chuvas até córregos e rios próximos, contaminando a flora que ali habita.

Segundo Ribeiro et al. (2007), o monitoramento de pesticidas constitui uma ferramenta importante para caracterizar os riscos ambientais do uso de agrotóxicos em condições reais e assim colaboram com o conhecimento para reavaliação dos produtos que estão sendo usados e a liberação de novos ingredientes ativos. Logo que este monitoramento fornece dados do que acontece com os agrotóxicos após a aplicação.

### 1.3 Alguns casos de contaminação

A preocupação em relação à contaminação das águas é maior quando esta é utilizada para consumo humano, abastecendo cidades e animais de produção. Com isso alguns estudos acerca do tema são desenvolvidos em diversas regiões do sul do Brasil para monitoramento e acompanhamento da contaminação do meio ambiente. Vejamos alguns exemplos de monitoramento realizado nestas regiões.

No município de Agudo – RS realizou-se monitoramento em três pontos localizados em uma microbacia onde há proximidades com lavouras de fumo, estas coletas foram realizadas em córregos próximos onde há vegetação permanente. Segundo Bortoluzzi et al., (2006) esta cultura visa intenso uso de fertilizantes e agrotóxicos e seu cultivo exige poucas práticas conservacionistas. Sendo que as coletas da água foram realizadas em três períodos distintos no desenvolvimento da cultura do fumo: transplante das mudas, fase de aterramento e colheita.

As amostras foram analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência com detecção eletrofotométrica.

trica no ultravioleta e cromatografia gasosa com detecção por captura de elétrons. Alguns dos princípios ativos utilizados, não foram detectados nas amostras o clorpirifós, flumetralin, simazina e iprodione. Contudo imidacloprid, atrazina e clomazone foram detectados em pelo menos uma das épocas de coleta nos pontos demarcados. Sendo assim pode-se destacar que mesmo com mata ciliar nestes córregos próximos, alguns agrotóxicos utilizados na cultura de fumo conseguem atingir a microbacia de Agudo comprometendo sua qualidade de acordo com os parâmetros de águas Classe I preconizados pelo CONAMA.

Logo, no município de Rondinha – RS foi realizada uma pesquisa para avaliação da presença de organofosforados em águas superficiais, este município se caracteriza pela cultura do fumo em pequenas propriedades. A coleta das amostras de água foi realizada em uma fonte de água mineral, em arroios e no interior do município próximo a áreas impactadas, totalizando 15 amostras. A metodologia aplicada para detecção dos agrotóxicos foi através de um kit desenvolvido pela Fundação Oswaldo Cruz, baseado na preparação da enzima acetilcolinesterase capaz de ativar os tionofosforados assim possibilitando o monitoramento de todos os carbamatos e organofosforados presentes na amostra.

Os resultados deste estudo mostram que em muitos locais de coleta a distância e metragem adequada de mata ciliar dos córregos não era respeitada. Das 15 amostras analisadas, 12 delas continham acefato (Orthene®) sendo que em 5 destas estava acima do nível permitido. Através deste estudo pode-se detectar que a fonte de água mineral que é ponto direito de consumo humano em Rondinha, também está contaminado por organofosforados decorrente da lavoura de fumo. Com isso, é possível enfatizar que devido a intercomunicação dos sistemas hídricos, quando um local está contaminado este acaba por contaminar uma rede de recursos que pode afetar diretamente a população e os ecossistemas (GRIZA et al., 2008).

O cultivo de arroz irrigado no Sul do Brasil é apontado como potencial contaminante de mananciais hídricos. Estudo realizado por da Silva et al., (2009) em sete regiões, seis orizícolas no Rio Grande do Sul e uma em Santa Catarina, abrangendo três municípios em cada região, sendo: Uruguaiana, Itaquí, Alegrete, Rosário do Sul, São Gabriel, Dom Pedrito, Arroio Grade, Jaguarão, Santa Vitória do Palmar, Arambaré, Tapés, Barra do Ribeira, Viamão, Capivari do Sul, Santo Antônio da Patrulha, Restinga Seca, Cachoeira do Sul, São Sepé, Meleiro e Ara-

ranguá. As coletas de água foram realizadas em três épocas, a primeira antes do cultivo, a segunda durante o desenvolvimento e a terceira após a drenagem da água. As amostras foram analisadas por cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massa sequencial e o índice do risco de contaminação calculado pelo método de Goss. Os agrotóxicos pesquisados foram: clomazone, quinclorac, penoxsulam, imazetapir, imazapic, carbofuran, 3-hidroxi-carbofuran, fipronil e tebuconazole.

De acordo com os resultados, em todas as amostras ao menos um agrotóxico foi encontrado em concentrações detectáveis. Clomazone, imazetapir e imazapic foram encontrados em maior frequência após a drenagem da água. Quinclorac e penoxsulam foram encontrados apenas durante o período de desenvolvimento do cultivo. Carbofuran foi encontrado durante o cultivo do arroz e seu metabólito 3-hidroxi-carbofuran foi encontrado antes do período de cultivo. Fipronil e tebuconazole foram encontrados em todas as épocas e locais pesquisados. Logo, o fipronil é o agrotóxico detectado em maior número de amostras, seguido de imazetapir, clomazone, tebuconazole, imazapic, quinclorac, penoxsulam e 3-hidroxi-carbofuran. O maior número de agrotóxicos é detectado nas regiões da Depressão Central e Planície Costeira Externa à Lagoa dos Patos, e o menor número é detectado na região Sul. Contudo, os níveis detectados em rios são baixos e estudos de risco ambiental devem ser aprofundados com estas concentrações para avaliar o risco ambiental envolvido.

A crescente utilização do glifosato no plantio direto trouxe este herbicida para possíveis investigações quanto ao seu risco ambiental, com isso também a detecção deste em cursos de água cada vez mais comum em estudos de monitoramento. Silva et al., (2003), monitoraram o glifosato e seu metabólito ácido aminofosfônico (AMPA) em 15 pontos distintos da nascente até a foz do Arroio Passo do Pilão, este fica localizado a 20 km do município de Pelotas, suas localidades próximas tem característica de pecuária e plantio.

As coletas foram realizadas 30 e 60 dias após a aplicação do produto em áreas de semeadura direta. As amostras foram processadas por cromatografia líquida de alta eficiência. Os resultados demonstraram que 46,7% das amostras apresentavam glifosato, em sua maioria após 30 dias de aplicação. Vale destacar que a amostra coletada na nascente do arroio também demonstrou presença do químico, mesmo que nas proximidades não haja ação agrícola, isso é fato que os recursos hídricos têm ligação entre si e a contaminação vai sendo levada entre estas ligações.

Com estes exemplos de contaminação demonstrados por estudos de monitoramento, é válido perceber como metodologias diferentes podem ser úteis na investigação de contaminação ambiental e através disso enfatizar a importância do monitoramento para avaliação dos riscos ambientais e para a saúde humana.

## 2 CONTAMINAÇÃO POR AGROTÓXICOS

### 2.1 Comportamento e destino dos agrotóxicos no ambiente

O uso generalizado de agrotóxicos em ambientes agrícolas, urbanos e industriais fornece fontes de possíveis contaminações do ambiente. Muitos são os fatores que interferem para a dissipação de agrotóxicos nos diferentes compartimentos ambientais, gerando outros produtos de degradação e metabólitos ou levando à mineralização completa da molécula.

Após sua liberação no ambiente, os agrotóxicos podem ter diferentes destinos. Aqueles que são pulverizados podem mover-se através do ar e, eventualmente, ter seu destino final em outros compartimentos do ecossistema, tais como o solo ou a água. Quando aplicados diretamente ao solo podem escorrer superficialmente e alcançar corpos d'água mais próximos como açudes, lagos e rios ou ainda sofrer percolação, lixiviação através do solo para as camadas inferiores e assim, podendo chegar até as águas subterrâneas. A aplicação de agrotóxicos diretamente em corpos d'água no controle de plantas daninhas ou indiretamente como resultado de lixiviação, escoamento superficial do solo ou de outras rotas, pode levar não somente a acumulação de agrotóxicos na água, mas também pode contribuir para o aumento dos níveis destes produtos no ar através da evaporação. As inúmeras possibilidades de movimento dos agrotóxicos no meio ambiente são bastante complexas e, indicam que essas transferências ocorrem continuamente entre os diferentes ecossistemas. Em alguns casos, essas trocas não ocorrem apenas entre as áreas próximas, podendo envolver o transporte de agrotóxicos por longas distâncias (RIBEIRO; VIEIRA, 2010).

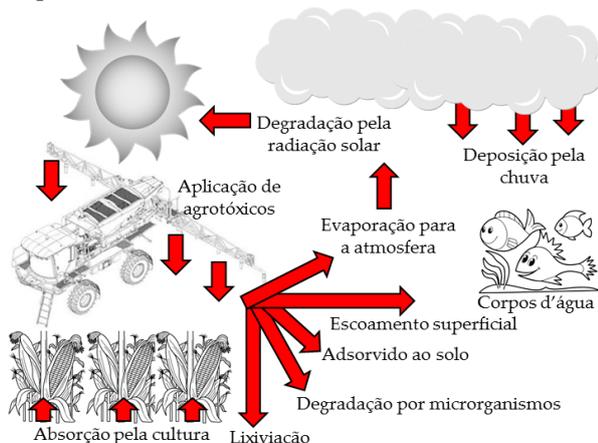
Apesar das inúmeras possibilidades de destinos ambientais para os agrotóxicos, não significa que todos os tipos de agrotóxicos conseguirão atingir longas distâncias ou que todos os compostos são ameaças para as águas subterrâneas. Para se compreender quais são os de maior preocupação, é necessário entender como estes produtos se movimen-

tam no ambiente e quais características devem ser consideradas na avaliação de seu potencial de contaminação. A partir do momento em que os agrotóxicos são liberados no ambiente, duas situações podem ocorrer. A primeira é a possibilidade de degradação, por ação da radiação solar, água ou outras substâncias químicas, ou microrganismos, tais como bactérias. Este processo de degradação normalmente conduz à formação de substâncias menos nocivas, porém em alguns casos, pode produzir produtos mais tóxicos. A segunda possibilidade é que o agrotóxico seja muito resistente à degradação por qualquer meio e, assim, permanecer inalterado no ambiente por muito tempo. Aqueles que são mais rapidamente degradados têm menor tempo de se mover através dos compartimentos ambientais ou de causar efeitos adversos sobre os seres humanos ou outros organismos. Enquanto que, aqueles que demoram mais tempo para serem degradados, os chamados agrotóxicos persistentes, podem se mover por longas distâncias podendo também acumular-se no ambiente e, assim, possuem maior potencial de ocorrência de efeitos adversos em organismos expostos (DORES; DE-LAMONICA-FREIRE, 1999).

Juntamente com a resistência à degradação, há uma série de outras propriedades dos agrotóxicos que determinam o seu comportamento e destino nos ecossistemas. Uma delas é volatilidade, ou seja, com que facilidade este produto evapora. Os mais voláteis têm maior potencial de ir para a atmosfera e de mover-se por longas distâncias. Outra característica importante é a solubilidade em água, ou a facilidade com que se dissolvem na água. Se um agrotóxico é muito solúvel em água, ele é mais facilmente carregado pela água da chuva, tanto por escoamento superficial como através de percolação no solo, sendo um potencial contaminante de águas subterrâneas. Além disso, os agrotóxicos solúveis em água têm maiores chances de permanecer em águas de superfície, onde podem causar efeitos adversos sobre os peixes e demais organismos que habitam este corpo hídrico. Já quando o agrotóxico é insolúvel em água, ele tende ir para o fundo dos corpos d'água, tornando-se menos disponível para os organismos (GAVRILESCU, 2005) (Figura 3).

A partir do conhecimento destas e de outras características, é possível prever, de maneira geral, o comportamento de um agrotóxico no ambiente. Devido à complexidade dos diferentes ecossistemas, uma predição mais precisa deve envolver inúmeros outros fatores. Por exemplo, os diferentes tipos de solo, variando na quantidade de areia, argila, matéria orgânica, conteúdo de metais, acidez, etc. Todas estas características

do solo influenciam no comportamento de um agrotóxico, de modo que um agrotóxico que pode ser considerado contaminante de águas subterrâneas, em um determinado tipo de solo, pode não ter este mesmo comportamento em outro.



**Figura 3.** Destinos ambientais de agrotóxicos. Ilustração: Tales Tiecher.

Da mesma forma, as águas de superfície variam em suas propriedades, como acidez, profundidade, temperatura, turbidez (suspensão de partículas do solo ou organismos biológicos), taxa de fluxo e características químicas em geral. Essas e outras propriedades podem afetar o movimento e destino de agrotóxicos no ambiente. A determinação da distri-

buição de pesticidas na atmosfera está sujeita a grandes incertezas, devido a problemas relacionados à previsão de padrões de fluxo de massas de ar.

Devido a toda essa grande complexidade, a determinação exata de o que vai acontecer com um determinado agrotóxico, uma vez que tenha entrado no ambiente, se torna bastante difícil e trabalhosa. No entanto, os agrotóxicos podem ser divididos em categorias gerais em relação a, por exemplo, persistência e potencial de contaminação de águas subterrâneas. Assim, é possível fornecer uma ideia a respeito de onde o agrotóxico lançado provavelmente será encontrado em seus níveis mais elevados.

Portanto, é possível reunir informações que podem auxiliar na tomada de decisões sobre qual agrotóxico usar, em que situações e quais os possíveis riscos relacionados ao uso de determinados produtos.

Os pesticidas, em função de sua composição, do número e da maneira como os átomos são arranjados em sua estrutura molecular, possuem propriedades físico-químicas e biológicas específicas. Estas propriedades interagem com os diferentes compartimentos do ambiente, resultando em padrões de comportamento em função dos tipos de compostos e, conseqüentemente, orientando a dinâmica e o destino final dos mesmos (Tabela 11).

**Tabela 11.** Dinâmica dos agrotóxicos no ambiente.

Processos	Conseqüências	Fatores
<b>Transporte</b>		
Deriva	Movimento pela ação do vento	Velocidade do vento, tamanho de gotas.
Volatilização	Perda por evaporação do solo, da planta ou do ecossistema aquático.	Pressão de vapor, temperatura, velocidade do vento.
Adsorção	Remoção pela interação com solo, sedimentos e plantas.	Conteúdo mineral e matéria orgânica, tipo de mineral, umidade.
Absorção	Absorção pelas raízes ou ingestão pelo animal.	Transporte pela membrana celular, tempo de contato e suscetibilidade.
Lixiviação	Translocação lateral e vertical através do solo.	Conteúdo de água, macroporos, textura do solo, qualidade do mineral e matéria orgânica.
Erosão	Movimento pela ação da água ou vento.	Chuva, velocidade do vento, tamanho das partículas do mineral e da matéria orgânica com moléculas absorvidas.
<b>Degradação</b>		
Fotoquímica	Quebra da molécula pela absorção de luz solar	Estrutura química, intensidade e duração da luz solar, exposição.
Microbiana	Degradação microbiana.	Fatores ambientais, pH, umidade, temperatura, condições nutricionais, matéria orgânica.
Química	Alteração por processos químicos como hidrólise e reações de óxido-redução.	Alto ou baixo pH e fatores ambientais.
Metabolismo	Transformação química após absorção pelas plantas e animais.	Capacidade de ser absorvido, ser metabolizado e interagir com organismos.

Fonte: Adaptado de Pierzynski et al. (1994).

## 2.2 Impactos dos agrotóxicos no ambiente

Os aspectos positivos da aplicação de agrotóxicos são o aumento na produtividade das culturas e consequente produção alimentos e a redução drástica de doenças transmitidas por vetores. No entanto, seu uso de maneira indiscriminada e desregulada tem levantado sérias questões preocupantes no que se refere aos possíveis danos ambientais principalmente sobre a qualidade das águas, a saúde dos humanos e dos animais. Apesar de proibição de aplicação de alguns dos agrotóxicos ambientalmente persistentes e menos biodegradáveis (como organoclorados) em muitos países, a sua utilização está sempre em ascensão. Os agrotóxicos causam sérios riscos à saúde dos sistemas vivos devido a presença de gordura de rápida solubilidade e bioacumulação em organismos não alvo (AGRAWAL et al., 2010).

Os agrotóxicos, mesmo em baixa concentração, podem exercer vários efeitos adversos, que podem ser monitorados através de avaliações em níveis bioquímicos, moleculares e/ou comportamentais. Os fatores que afetam a contaminação da água por agrotóxicos, seus resíduos e metabólitos secundários incluem drenagem, precipitação, a atividade microbiana, temperatura do solo, tratamento de superfície, taxa de aplicação, bem como a solubilidade, a mobilidade e a meia-vida de pesticidas (AGRAWAL et al., 2010, CLASEN et al., 2014). De tal modo que, um dos maiores impactos da agricultura na qualidade dos recursos hídricos (água subterrânea e superficial) ocorre devido à possibilidade de contaminação desses com resíduos de agrotóxicos. Infelizmente, têm sido crescentes as evidências sobre a presença de resíduos de agrotóxicos em amostras de água subterrâneas e superficiais em áreas agrícolas ou até mesmo em áreas de captação de água para consumo humano (SCORZA JÚNIOR et al., 2010).

A extensa utilização de agrotóxicos representa um grave problema de saúde pública em muitos países em desenvolvimento, especialmente naqueles que tem a agricultura como a base da economia, como exemplo, o Brasil (MELO et al., 2010). Segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), existem mais de 18 mil produtos licenciados para uso, e a cada ano cerca de 1 bilhão de litros de agrotóxicos são aplicados na produção agrícola, residências, escolas, parques e florestas.

Considerando que o Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos do mundo desde 2008, o monitoramento e a avaliação dos impactos do uso destas substâncias são fundamentais para garantir a susten-

tabilidade dos sistemas de produção agropecuários que utilizam tais insumos (EMBRAPA, 2014).

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), o uso intenso de agrotóxicos levou à degradação de longa duração dos recursos naturais, solo, água, flora e fauna, de maneira irreversível em alguns casos, levando a desequilíbrios biológicos e ecológicos. A principal desvantagem do uso incorreto de agrotóxicos é o desequilíbrio ambiental que este pode causar na região e em seu ecossistema. Os agrotóxicos podem atingir organismos vivos não prejudiciais à lavoura e assim, extinguir determinadas espécies fundamentais para o equilíbrio ambiental da região.

O primeiro relato referente ao padrão adotado pela agricultura convencional com grande repercussão mundial foi feito pela bióloga marinha Rachel Carson em seu livro *Silent Spring* (Primavera Silenciosa), publicado em 1962. O livro questionava os impactos secundários que substâncias tóxicas causavam no ambiente. Carson conseguiu sensibilizar a opinião pública americana e mundial a respeito dos efeitos colaterais dos agrotóxicos no ambiente, e, assim, marcou profundamente o movimento ambientalista.

Em 1964, Robert Rudd publicou o livro *Pesticides and the living landscape* (Agrotóxicos e a paisagem viva), confirmando as constatações de Carson. Neste livro, o autor consegue provar que os sistemas biológicos, ao contrário dos sistemas físicos, tendem a concentrar os produtos tóxicos persistentes encontrados no ambiente. Assim, produtos de difícil degradação, como o diclorodifeniltricloroetano (DDT), entram nas cadeias alimentares, acumulam-se e concentram-se a cada nível trófico podendo atingir níveis fatais, principalmente para vertebrados predadores, inclusive o homem. Desta maneira, peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos, sendo consumidores finais nas cadeias alimentares, podem apresentar concentrações de agrotóxicos de até milhões de vezes maiores comparadas aquelas encontradas nas águas onde vivem ou frequentam (PASCHOAL, 1979; VAIL, 2015).

O impacto de um agrotóxico no ambiente dependerá, em grande parte, de critérios como, a quantidade de ingrediente ativo aplicado e do local de aplicação, do seu coeficiente de partição e concentração no ar, solo, águas superficiais e subterrâneas; a sua taxa de degradação em cada compartimento ambiental e da sua toxicidade para as espécies presentes nesses compartimentos do sistema solo-água-planta-atmosfera (PRIMEL et al. 2005).

Grande parte dos problemas relacionados ao uso de agroquímicos é decorrente do desrespeito às normas de segurança para manipulação, a forma de aplicação e as doses recomendadas. Como resultados, os alimentos e o ambiente poderão apresentar teores de resíduos acima dos níveis recomendados na legislação, tornando o consumo de certos produtos de grande risco para a saúde humana (ANVISA).

O uso indiscriminado de agrotóxicos pode gerar resistência de pragas a esses produtos, além de ter um papel determinante no aparecimento de novas pragas e no desequilíbrio da cadeia de presas e predadores. O desequilíbrio biológico, por sua vez, se deve ao fato de que os agrotóxicos são muito mais prejudiciais aos inimigos naturais do que às próprias pragas. Paschoal (1979) cita três motivos que levam as pragas a apresentarem vantagens em relação aos predadores. O primeiro considera que as populações dos inimigos naturais são menores do que as populações das pragas das quais se alimentam, pois os inimigos naturais ocupam um nível trófico mais elevado na cadeia alimentar. Quando, por exemplo, um inseticida não seletivo é aplicado para o combate a uma praga, há uma mortalidade maior de predadores e parasitos do que das próprias pragas alvo, simplesmente pelo fato de aqueles existirem em menor número. O segundo motivo está relacionado às reduzidas populações das espécies predadoras e parasitas, há menor variabilidade genética do que nas grandes populações das pragas. Assim, genes para resistência a produtos químicos são mais facilmente transmitidos às novas gerações nas populações das pragas e menos nas dos inimigos naturais, devido ao fato de a probabilidade de sobrevivência de um indivíduo portador de genes para resistência ser maior nas populações da praga. E por fim, o último motivo está ligado à ocorrência, ao longo de milênios de seleção natural e evolução, garantindo às pragas certa resistência aos agrotóxicos. Por não sofrerem esse tipo de pressão seletiva, os predadores e parasitas não apresentam resistência como mecanismo pré-adaptativo, sendo, portanto, mais sensíveis aos inseticidas.

Portanto, o agrotóxico elimina, juntamente com as pragas, organismos úteis, animais e vegetais, reduzindo a biodiversidade e implicando maior instabilidade dos ecossistemas. As alterações resultantes nos ecossistemas fazem com que o agricultor necessite utilizar quantidades cada vez maiores de agrotóxicos, o que resulta em resistência das pragas a esses insumos (BORGES FILHO, 2004).

### 2.3 Estudos de contaminação por agrotóxicos

O uso de agrotóxicos na agricultura é intensivo, multiquímico e várias publicações têm apontado as intoxicações por agrotóxicos como um grave problema de saúde (FARIA, 2004). A utilização de agrotóxicos vem determinando uma série de imposições quanto à segurança do seu uso, já que diversas ocorrências de intoxicações de trabalhadores rurais, contaminações ambientais e alimentares, aparecimento de graves doenças, como o câncer e suicídios no meio rural, além da perda de biodiversidade, estão intrinsecamente ligados ao seu uso. Assim, eles são considerados os maiores agentes contaminadores dos recursos naturais do meio rural brasileiro.

Recentemente, o Instituto Nacional do Câncer (INCA) publicou um posicionamento acerca do uso de agrotóxicos no Brasil e dos seus riscos à saúde, em especial nas causas do câncer (INCA, 2015). O Instituto ressalta que o Brasil é o maior consumidor mundial de agrotóxicos, ultrapassando a marca de 1 milhão de toneladas, o que equivale a um consumo médio de 5,2 kg de veneno agrícola por habitante.

As intoxicações por agrotóxicos podem ser agudas ou crônicas. As intoxicações agudas são as mais conhecidas e afetam, principalmente, as pessoas expostas em seu ambiente de trabalho. Por sua vez as intoxicações crônicas são aquelas que podem afetar toda a população, pois são decorrentes da exposição múltipla aos agrotóxicos, isto é, da presença de resíduos de agrotóxicos em alimentos e no ambiente, geralmente em doses baixas (INCA, 2015).

Na intoxicação aguda os sintomas surgem rapidamente, algumas horas após a exposição excessiva, por curto período, à produtos de extrema ou alta toxicidade. Pode ocorrer de forma leve, moderada ou grave, dependendo da quantidade de veneno absorvido. Os sinais e sintomas são nítidos e objetivos (OPAS, 1996). Segundo INCA (2015) os efeitos da intoxicação aguda são: irritação da pele e olhos, coceira, cólicas, vômitos, diarreias, espasmos, dificuldades respiratórias, convulsões e morte.

Em função da rapidez na intoxicação e na manifestação dos sintomas, as intoxicações agudas são a face mais visível do impacto dos agrotóxicos na saúde. A Secretaria de Estado da Saúde (PARANÁ, 2002) informou que no período de 1990 a 1999 ocorreram 8.768 casos de intoxicação aguda por agrotóxicos no Paraná, destes, 913 vieram a óbito. Alguns trabalhos realizados para avaliar os níveis de contaminação ocupacional por agrotóxicos em áreas rurais brasileiras têm mostrado níveis de contaminação humana que variam de 3 a 23% (ALMEIDA;

GARCIA, 1991; FARIA et al., 2000; GONZAGA; SANTOS, 1992).

Apesar da legislação brasileira ser bastante moderna e abrangente, os casos de intoxicação em trabalhadores rurais são frequentes no País. Os dados do Sistema Nacional de Toxicologia (SINITOX, 2009) revelam que, ocorreram 3.813 casos registrados de intoxicação por agrotóxicos agropecuários no ano de 2008, sendo que, se consideramos os demais agentes causais de intoxicação, a soma totaliza 77.458 casos em humanos em todo o Brasil. Faria et al. (2007) concluíram, ao avaliar os vários sistemas oficiais de informação que notificam os casos de intoxicações, que nenhum deles responde adequadamente ao papel de sistema de vigilância, pois na prática, só se registram os casos agudos e mais graves.

Com o objetivo de analisar a incidência de intoxicações por agrotóxicos, Faria et al. (2004) realizaram um estudo com trabalhadores rurais dos municípios de Antônio Prado e Ipê, na Serra Gaúcha, região caracterizada por propriedades familiares médias e pequenas (37 hectares de área em média), diversidade de modelos de produção agrícola (incluindo agricultores ecológicos) e predomínio da fruticultura, particularmente uva e maçã. Dentre os 1.379 agricultores, a incidência anual de intoxicações por agrotóxicos foi de 2,2 episódios a cada cem trabalhadores expostos, não sendo encontradas diferenças por sexo. Outros autores também realizaram estudos relacionando casos de incidência depressão e suicídios em trabalhadores rurais do estado do Rio Grande do Sul (FARIA et al., 2006, 2014; FREIRE; KOIFMAN, 2013).

Segundo Brasil (2008), dentre as culturas que mais utilizam agrotóxicos, o fumo se destaca. A fumicultura exige um consumo elevado de agrotóxicos, expondo a vida dos fumicultores e de suas famílias a diversos riscos, isto porque os agrotóxicos utilizados para combater pragas, ervas invasoras e doenças fúngicas que podem impedir o crescimento da planta e prejudicar a colheita são produtos químicos altamente prejudiciais. Estudo desenvolvido com fumicultores no Município de Pelotas (RS), em 1996, demonstrou que cerca de 6% dos entrevistados afirmaram já terem se intoxicado pelo uso inadequado de agrotóxicos (AGOSTINETTO et al., 1998).

Depois da exposição ocupacional, as principais fontes de exposição humana aos agrotóxicos são as crônicas, já que uma vez utilizados estes produtos têm a capacidade de acumular-se nos alimentos, ar, água ou solo, podendo então causar danos aos seres humanos (RANGEL et al., 2011). INCA (2015) relata

que os efeitos da exposição crônica podem ser: infertilidade, impotência, abortos, malformações, neurotoxicidade, desregulação hormonal, efeitos sobre o sistema imunológico e câncer.

Guimarães et al. (2014) analisaram a relação entre o consumo de agrotóxicos no país por meio da exposição crônica e os efeitos na gravidez e nos nascimentos. Conforme relatam os autores, os períodos natal e neonatal constituem janelas com susceptibilidade às consequências dos agrotóxicos. O estudo encontrou evidências de uma associação entre os agrotóxicos e prematuridade, bem como uma relação com baixo peso ao nascer, porém, os autores recomendam estudos individuais, uma vez que no estudo deles foram utilizados dados populacionais gerais dos estados brasileiros.

Rigoto et al. (2013) realizaram um estudo ecológico que correlacionou os casos de morbimortalidade e a exposição aos agrotóxicos em municípios do Estado do Ceará. Os resultados sugerem que houve uma maior morbimortalidade por neoplasias nos municípios com maior consumo de agrotóxicos, podendo ser influenciados pelas transformações produtivas, ambientais e sociais associadas ao processo de expansão da modernização agrícola no Estado. Os autores relatam que as novas empresas que se instalaram no Estado possuem um modelo produtivo altamente dependente do uso de agroquímicos, ampliando a vulnerabilidade da população.

### 3 TOXICIDADE

#### 3.1 Bioindicadores e biomarcadores

A avaliação do equilíbrio do ambiente pode ser complexo e desafiador, sendo que neste contexto muitos objetivos podem ser delineados para compreender melhor o que acontece quando ações antropogênicas afetam a homeostase de uma biota local. O biomonitoramento de uma região pode ser através de fatores abióticos como solo, ar, água e sedimento ou bióticos quando seleciona os mais diversos tipos de amostra que o ambiente a ser analisado poderá fornecer, sendo que estas amostras são chamadas de bioindicadores.

Logo, a definição de bioindicadores seria “organismo que são desenvolvidos como indicadores da qualidade do meio ambiente, componente da biota local e adaptados a situação local” (BURGER, 2006). Estes bioindicadores podem fornecer dados de processos biológicos como número de organismo, taxa de mortalidade e aspectos reprodutivos de dada

população ou então dados de marcadores bioquímicos como atividade enzimática, níveis hormonais entre outros. Não obstante estes organismos ainda podem oferecer dados toxicológicos baseados em metabólitos urinários e através da avaliação sanguínea.

Contudo, um bom bioindicador deve apresentar três aspectos, sendo estes, relevância biológica, metodológica e social. A relevância biológica consiste em dentro de pouco tempo fornecer dados, exibir alterações quando o organismo estiver em situação de estresse, sendo que estas alterações possam ser quantificadas. A relevância metodológica é basicamente baseada na parte operacional (prática) da investigação, características como a facilidade de manejo da amostra, praticidade de manuseio em campo e ainda apresentar dados fáceis de interpretar e analisar estatisticamente. Por fim a relevância social consiste em utilizar métodos transparentes e reprodutíveis, ter custo-benefício e ser de interesse de agências regulatórias ambientais, quando este for o foco principal da avaliação a ser realizada.

Considerado uma importante ferramenta de biomonitoramento, os bioindicadores segundo McGeogh (1998), quando escolhidos respeitando todos os aspectos na escolha podem ser divididos da seguinte forma:

- (i) **Indicadores ambientais:** detecção e monitoramento de mudanças ambientais.
- (ii) **Indicadores de biodiversidade:** indicação e monitoramento de mudanças na diversidade de população em dada área específica.
- (iii) **Indicadores ecológicos:** demonstram impacto de um estresse sobre a biota e monitoramento de mudanças de longa duração.

Logo, uma série de organismos e tecidos tem sido utilizada internacionalmente como bioindicadores para analisar a toxicidade de diversas substâncias como também para avaliar o possível impacto causado por atividades antropogênicas no meio ambiente. Podemos citar como exemplo o uso de minhocas (NANNONI; ROSSI; PROTANO, 2015), sapos (ZHELEV; MEHTEROV; POPGEORGIEV, 2016), pássaros (PADOA-SCHIOPPA, 2006), bivalves (SANTOS; MARTINEZ, 2014), algas (EL-KARIM, 2014), formigas (GOLLAN, 2011), peixes (CLASEN et al. 2014; MURUSSI et al. 2016) entre outros.

Basicamente os bioindicadores conseguem demonstrar através de diversos biomarcadores em determinadas investigações, os danos que o ambiente foi acometido no passado, avaliar a eficácia da

restauração dos ecossistemas e possível remediação e por fim prever o estado de equilíbrio futuro do meio ambiente. Enfim, a importância de avaliar bioindicadores pode ajudar a detectar determinados estressores ambientais que futuramente podem acarretar em extinção ou prejudicar profundamente determinada população ou área específica.

Para tornar a avaliação de biomonitoramento efetiva e conclusiva, biomarcadores são utilizadas com diversas finalidades. A definição mais aceita segundo Van der Oost, Beyer e Vermeulen (2003) seria que "biomarcadores são usados para refletir alguma alteração entre um sistema biológico é um potencial tóxico, podendo este ser químico, físico ou biológico". Ainda, de acordo com Organização Mundial da Saúde (1993) os biomarcadores podem ser divididos em três classes:

- (i) **Biomarcadores de exposição:** permitem a detecção e avaliação de uma substância exógena ou seu metabólito ou o produto da interação entre um agente xenobiótico e alguma molécula ou célula alvo sendo possível avaliar no próprio organismo.
- (ii) **Biomarcadores de efeito:** incluem avaliações bioquímicas, fisiológicas e ou outras alterações em tecidos ou fluídos corporais de um organismo que pode ser utilizado para avaliação do estado de saúde ou ainda de alguma doença.
- (iii) **Biomarcadores de suscetibilidade:** indicam a inerente ou habilidade adquirida de um organismo a responder a exposição a uma determinada substância tóxica, incluindo fatores genéticos e alterações em receptores que alteram a suscetibilidade de um organismo quando exposto.

Contudo, na avaliação de toxicologia ambiental aquática incluindo os mais diversos organismos, os estudos envolvendo a utilização de peixes, como carpa comum (*Cyprinus carpio*), jundiá (*Rhamdia quelen*), piava (*Leporinus obtusidens*), cará (*Geophagus brasiliensis*) e lambari (*Astyanax sp.*) têm demonstrado a utilização de biomarcadores das mais diversas características (hematológicas, bioquímicas, histológicas, comportamental e genéticas). Esta gama de opções se torna uma ferramenta útil na busca de compreender como substâncias utilizadas na agricultura, basicamente na produção de grãos e na exploração de criação de bovinos afeta organismos não alvo que se encontram próximas a estas áreas.

Sem dúvida, com o avanço da tecnologia e desenvolvimento de novos agrotóxicos o ambiente aquático é seriamente impactado com resíduos e consequentemente com substância potencialmente prejudiciais para peixes. Estudos realizados a partir da avaliação de um conjunto de biomarcadores previamente selecionados com base em estudos já realizados pelos mais diversos grupos de pesquisa demonstram esta condição.

Neste contexto, podemos destacar estudo de Clasen et al. (2014), que avaliaram o potencial tóxico do carbofuran para a espécie *C. carpio* quando criada em consórcio arroz-peixe, prática comum em propriedades orizícolas no Rio Grande do Sul. Assim como Moraes et al. (2011) ao avaliarem a toxicidade de imazetapir e imazapic em carpa neste mesmo sistema de cultivo. Em investigação ambiental também os biomarcadores são ferramentas fundamentais como em estudo de Loro et al. (2015) ao avaliar sazonalmente a contaminação do Rio Uruguai na cidade de Uruguaiana, através da espécie *Astyanax jacuhiensis*.

Por fim, a partir de estudos como estes e muitos outros da literatura, podemos perceber que a escolha de um bom bioindicador associado com um conjunto de biomarcadores que sejam específicos para determinada detecção, o biomonitoramento ambiental é fundamental na prevenção e para delinear políticas que levem a preservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos para as mais diversas situações.

### 3.2 Contaminação das águas por agrotóxicos

Segundo IBGE (2011), os resíduos de agrotóxicos são a segunda principal fonte de contaminação das águas brasileiras, atrás apenas do esgoto sanitário, e a utilização é crescente, aumentando a necessidade de conhecimento dos riscos químicos, notadamente, para os mananciais de captação de água. Os agrotóxicos são compostos por substâncias com reconhecida toxicidade para organismos biológicos. Somente por meio de reavaliações realizadas regularmente é possível estabelecer um nível de segurança aceitável para a presença destas substâncias na água (EMBRAPA, 2014).

Aproximadamente um terço de todos os compostos orgânicos produzidos tem como destino o meio ambiente, especialmente a água. Cerca de 700 compostos químicos, incluindo mais de 600 compostos orgânicos, muitos dos quais biologicamente ativos, têm sido detectados em amostras de água (PRIMEL et al., 2005).

As principais culturas do Sul do Brasil são a soja, o arroz, a batata, o tabaco, o milho, o trigo e a uva. Destas, as que mais se destacam em uso de agrotóxicos são as quatro primeiras, porém, poucos estudos são disponíveis para todas elas. Grützmacher et al. (2008) realizaram o monitoramento de agrotóxicos nas águas do canal São Gonçalo e do Rio Piratini, localizados na região sul do estado do Rio Grande do Sul. Os autores encontraram resíduos de carbofurano, quinclorac, clomazone e fipronil.

Nesta região destacam-se as lavouras de arroz, que no sistema de cultivo pré-germinado, muito utilizado no Estado do Rio Grande do Sul, a drenagem da área irrigada efetuada após a semeadura pode desencadear grave problema ambiental. Ao mesmo tempo, pode causar perdas dos nutrientes e/ou de herbicidas que estão em suspensão na água de irrigação que é liberada.

No estado do Rio Grande do Sul, estudos realizados por Mattos et al. (2002) mostraram a presença de glifosato em lavouras de arroz irrigado com água proveniente da Lagoa Mirim em concentrações acima de  $7 \mu\text{g L}^{-1}$ , valor máximo permitido pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA). Mattos et al. (2011) ao realizarem estudos de monitoramento de agrotóxicos em áreas de arroz irrigado na planície costeira externa e fronteira oeste do Rio Grande do Sul, no período 2007/2008, encontraram resíduos de 3 hidrox-carbofurano, clomazone, cialofope butílico, 2,4-D, azoxistrobina, bentazona, difenoconazol, edifenfós, etoxissulfurom, fipronil, glifosato, imazetapir, mancozebe, oxadiazona, oxifluorfen, penoxsulam, propanil, tebuconazol, tetraconazol, tiabendazol, tiobencarbe. Sendo onze herbicidas, dois inseticidas e sete fungicidas. Glifosato e 2,4-D foram detectados em concentrações inferiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA. Ainda, de acordo com os mesmos autores, resíduo do herbicida 2,4-D também foi detectado em uma área de arroz localizada na Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul na safra agrícola de 2006/2007, na concentração de  $0,001 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo (EMBRAPA, 2014; MATTOS et al., 2007).

Silva et al. (2009) detectaram resíduos de diversos agrotóxicos nos períodos após a drenagem das lavouras, indicando que esta técnica deve ser aperfeiçoada a fim de evitar a contaminação dos corpos d'água que recebem a água da lavoura de arroz. Neste mesmo estudo foi observado que as lavouras de Santa Catarina apresentam o mesmo padrão de contaminação verificado no Rio Grande do Sul. Os estudos disponíveis mostram que resíduos de agrotóxicos provenientes da água de drenagem das la-

vouras de arroz são encontrados em todas as regiões produtoras do Rio Grande do Sul, incluindo a Depressão Central (MARCHESAN et al., 2010) e a região sul do Estado (GRUTZMACHER et al., 2008). A cultura do arroz irrigado, por sua peculiaridade de inundar as áreas de cultivo, apresenta um risco potencial de contaminação dos mananciais e, por esta razão, os estudos para a adequação destes sistemas de produção devem ser priorizados (EMBRAPA, 2014).

No município de Rondinha, Rio Grande do Sul, os organofosforados são utilizados principalmente em lavouras de fumo cultivadas em pequenas propriedades de base familiar. Griza et al. (2008) realizaram um estudo nesse município e ficou comprovada a contaminação em águas superficiais e em uma fonte de água mineral utilizada para consumo humano. Bortoluzzi et al. (2006), também constataram o comprometimento da qualidade das águas superficiais de cursos d'água em uma microbacia hidrográfica de cabeceira com cultivo de fumo em Agudo, no Estado do Rio Grande do Sul, devido à presença de princípios ativos de agrotóxicos. Ainda, Sequinato et al. (2006) registraram que a qualidade da água de superfície e de consumo humano, oriunda de uma pequena bacia hidrográfica rural, onde se cultivava fumo, estava contaminada com resíduos de agrotóxicos. Dos sete princípios ativos analisados, seis deles (imidacloprid, atrazina, clomazone, clorpirifós e iprodione) foram encontrados tanto nas águas do arroio como nas fontes utilizadas para o consumo humano.

Relativo à contaminação das águas por agrotóxicos oriundos de lavouras de soja e milho cultivadas nos Estados da Região Sul, os trabalhos ainda são escassos e necessitam de maiores estudos para revelar quantitativamente essa contaminação. Sabe-se que essa contaminação ocorre, pois muitos córregos estão assoreados pelo carreamento de sedimentos vindos dessas lavouras.

Os Estados do Paraná e do Rio Grande do Sul são o terceiro e quarto com maior produção de batata do Brasil, perdendo apenas para Minas Gerais e São Paulo (EMBRAPA, 2005). O cultivo da batata normalmente exige um uso exagerado de agrotóxicos. Os consumidores selecionam as batatas através de características visuais, como forma e cor dos tubérculos, sendo que há uma preferência por tubérculos lisos e brilhantes (EMBRAPA, 2005). Assim, o abuso destas substâncias é comum em lavouras de batatas na busca de um produto adequado ao mercado, principalmente na região Sul, onde historicamente

chegam a ser feitas até 30 pulverizações por ciclo produtivo (LOPES; BUSO, 1999).

### 3.3 Contaminação de peixes por agrotóxicos

Os ecossistemas aquáticos estão cada vez mais vulneráveis à contaminação por agrotóxicos. Em geral, os arredores das bacias hidrográficas do estado do Rio Grande do Sul são ocupados por pequenos agricultores que praticam agricultura intensiva em áreas com relevo declivoso e com presença de processos erosivos. Estas condições são favoráveis para contaminação do solo e da água. Deste modo, a biota aquática está constantemente exposta a processos de escoamento agrícola, como os agrotóxicos e fertilizantes que acabam por alcançar rios e córregos, gerando a contaminação dos corpos d'água.

A toxicidade de uma substância química é geralmente expressa como sendo a concentração eficaz ou dose capaz de produzir um efeito específico em 50% da população de uma espécie teste ( $EC_{50}$  ou  $ED_{50}$ ). Quando o efeito registrado é a morte dos indivíduos, os termos  $LC_{50}$  e  $LD_{50}$  são utilizados. A concentração sem efeito observado ( $NOEL$  ou  $NOEC$ ) é a dose imediatamente abaixo da menor dose causadora de algum tipo de resposta toxicológica. Os agrotóxicos podem causar grandes danos à vida aquática, sendo a mortalidade de peixes o efeito de maior notoriedade (SISSINO; OLIVEIRA-FILHO, 2013).

Quando chegam até os corpos hídricos, os pesticidas provocam a contaminação desses locais, causando sérios danos a organismos não alvo, incluindo os peixes, o que pode resultar em alterações significativas em determinados processos bioquímicos fisiológicos desses animais (MATHIESSEN et al. 1995; SHWETA et al. 2007). Isto ocorre devido aos peixes serem particularmente sensíveis à influência de pesticidas, uma vez que eles são capazes de absorver e reter esses xenobióticos dissolvidos na água via transporte ativo ou passivo. As alterações fisiológicas observadas em peixes não constituem apenas uma resposta às baixas concentrações ambientais de agrotóxicos, mas também proporcionam uma compreensão desses poluentes em termos biológicos e demonstram um modelo de toxicidade para vertebrados, incluindo o homem (SANCHÓ et al. 2010).

Além da possibilidade de contaminação dos cursos de águas naturais, temos os sistemas de criação de peixes, prática muito empregada na região Sul do Brasil. Grande parte dos criadouros localiza-se próximo ou dentro de áreas de plantações agrícolas, mantendo assim, um contato direto dos animais com

os produtos químicos utilizados nas lavouras. Assim, a presença contínua de componentes tóxicos nas águas pode causar alterações diversas em peixes, inclusive no comportamento reprodutivo, podendo chegar até mesmo à mortalidade destes indivíduos. Um efeito em longo prazo pode culminar na extinção de espécies mais susceptíveis a esse tipo de variação ambiental (SOSO et al. 2007).

Os peixes podem entrar em contato com os agrotóxicos por meio da ingestão de alimentos e água contaminados, respiração e através do contato com a pele. O produto químico atravessa as várias barreiras do corpo e atinge os tecidos onde pode sofrer metabolização ou ficar depositado. Os peixes podem acumular os agrotóxicos em concentrações muito superiores às encontradas nas águas que habitam, processo conhecido como biomagnificação. Vários testes são utilizados para avaliar diferentes concentrações de agrotóxicos e o tempo de exposição a estes pesticidas em organismos, teste como os peixes com objetivo de mensurar a resposta produzida por determinado químico. Dentre os testes, estão aqueles em que ocorre a letalidade dos peixes devido ao efeito tóxico do agroquímico testado e também os testes subletais que envolvem alterações bioquímicas, fisiológicas, histológicas e de comportamento. As respostas bioquímicas podem ser determinadas por avaliações de estresse oxidativo assim como, pelo sistema de defesa antioxidante destes organismos através de testes enzimáticos e não enzimáticos. O efeito tóxico de agrotóxicos em peixes dependerá da suscetibilidade do organismo, do tempo de exposição das características químicas e concentração do toxicante e de fatores ambientais.

Como componentes extremamente importantes dos ecossistemas de água doce, por estarem no topo da cadeia alimentar aquática, bem como pelo seu consumo por seres humanos, as comunidades de peixes têm sido amplamente utilizadas na avaliação e monitoramento de possíveis contaminações destes ambientes. Muitas pesquisas nacionais e internacionais relatam os efeitos de inúmeros agrotóxicos em diferentes espécies de peixes. Esses estudos incluem levantamentos a campo e em condições controladas de laboratório.

Spacie e Hamelink (1985) relataram a ocorrência de bioacumulação e biomagnificação dos inseticidas DDT (diclorodifeniltricloroetano), DDD (diclorodifenildicloroetano) e metilmercúrio em peixes e animais silvestres. Bueno-Krawczyk et al. (2015) utilizaram peixes da espécie *Astyanax bifasciatus* como bioindicadores para avaliar a integridade ecológica da bacia do Médio Rio Iguaçu no estado do Paraná,

que recebe efluentes agrícolas e é usada para o abastecimento público. Embora os resultados das análises físicas e químicas estivessem dentro dos limites permitidos na legislação brasileira para corpos hídricos, foram observadas alterações em biomarcadores genéticos e bioquímicos demonstrando alteração no estado de saúde de peixes. Esta é uma preocupação para a população aquática e humana uma vez que esta água é utilizada para a pesca e para abastecimento de água potável.

Em estudos realizados em lavoura de arroz irrigado, utilizando um modelo de rizipiscicultura, Clasen et al. (2012, 2014), utilizando os inseticidas fipronil e carbofuran, Toni et al. (2011, 2013) utilizando o fungicida tebuconazole e herbicida quinclorac, respectivamente, Cattaneo et al. (2011a, b) utilizando o herbicida penoxulan e clomazone, respectivamente, encontraram mudanças em parâmetros bioquímicos enzimáticos e de estresse oxidativo em carpas da espécie *Cyprinus carpio*.

Alterações no sistema antioxidante e de estresse oxidativo também foram reportadas em peixes (*Cyprinus carpio* e *Rhamdia quelen*) expostos a diferentes formulações de agrotóxicos em pesquisas realizadas em condições de laboratório (ANTES et al. 2013; CATTANEO et al. 2011; CLASEN et al., 2014; MENEZES et al. 2011; MORAES et al. 2009; MURRUSSI et al. 2013;).

Através destes e de outros estudos realizados avaliando o potencial toxicológico de inúmeros agrotóxicos podemos perceber que testes bioquímicos são importantes para avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos, pois em muitos casos percebe-se que mesmo os parâmetros físicos, químicos e a concentração de agroquímicos estando dentro dos valores permitidos na legislação brasileira, efeitos prejudiciais aos organismos que habitam estes corpos hídricos podem estar ocorrendo, ameaçando e até mesmo colocando algumas espécies em risco de extinção.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A situação no meio rural brasileiro, em especial o Sul do Brasil em relação ao uso indiscriminado de agrotóxicos é preocupante e medidas urgentes precisam ser tomadas a fim de evitar uma situação irreversível em futuro muito próximo.

Diante do exposto neste capítulo, a atividade agrícola tem sido considerada uma das principais atividades causadoras de contaminação ambiental, sendo o uso desordenado de agroquímicos o fator determinante, em especial quando abordamos os

recursos hídricos. A detecção de resíduos de pesticidas em águas superficiais e subterrâneas tem sido relatada por vários pesquisadores na região Sul do Brasil, o que nos mostra a necessidade de monitoramento desses corpos d'água, dos quais, muitos são utilizados como fonte de abastecimento para a população. Destacando que a determinação de biomarcadores em organismos bioindicadores destes ambientes é fundamental para uma avaliação das condições reais destes ecossistemas evitando resultados falsos negativos.

No entanto, para que esta situação possa ser revertida, além de incentivo à pesquisas, a conscientização da população, em especial dos agricultores, quanto ao uso racional de agrotóxicos, é fator determinante. Para tal, estes precisam ter conhecimento dos efeitos agudos e crônicos causados a saúde em decorrência da exposição a estes produtos químicos. Assim como, dos danos ambientais decorrentes do uso abusivo destes produtos que, além de contaminar as águas, ao atingir determinadas espécies, como peixes, pode gerar acúmulo destes tóxicos nestes organismos e, através da cadeia alimentar poderão ser consumidos pelo homem. Situação que se repete para inúmeros outros alimentos contaminados como frutas e hortaliças que chegam a nossa mesa com altos níveis residuais de agrotóxicos.

Ainda, o mercado internacional já está exigindo e vai exigir cada vez mais por alimentos com menores níveis de resíduos de agrotóxicos bem como, pela produção com redução dos impactos ambientais. Considerando este panorama, o Brasil precisa se adequar a estas condições para manter suas exportações.

Segundo Gomes e Baizon (2014), o Brasil precisa avançar no controle do uso de agrotóxicos na agricultura. A implementação de novas medidas regulatórias para o uso de agrotóxicos e o incentivo à pesquisa para geração de informações complementares são fundamentais. Este talvez seja o procedimento mais importante, no momento, para a busca da sustentabilidade no meio rural.

## REFERÊNCIAS

- ABRASCO – Associação Brasileira de Saúde Coletiva. **Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. Parte 1 - Agrotóxicos, Segurança Alimentar e Nutricional e Saúde. CARNEIRO, F. F.; PIGNATI, W.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. S.; RIZZOLO, A.; FARIA, N. M. X.; ALEXANDRE, V. P.; FRIEDRICH, K.; MELLO, M. S. C. Rio de Janeiro: ABRASCO, 2012. 88p.
- AENDA – Associação Brasileira dos Defensivos Genéricos. Disponível em: <http://www.aenda.org.br/>. Acesso em 08 set 2015.
- AGOSTINETTO, D. et al. Utilização de equipamentos de proteção individual e intoxicações por agrotóxicos entre fumicultores do município de Pelotas-RS. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 8, p. 45–56, 1998.
- AGRAWAL, A.; PANDEY, R.S.; SHARMA, B. Water Pollution with Special Reference to Pesticide Contamination in India. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 2, p. 432–448, 2010.
- ALMEIDA, W. F.; GARCIA, E. G. Exposição dos trabalhadores rurais aos agrotóxicos no Brasil. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 19, p. 7–11, 1991.
- ANDA - Associação Nacional para Difusão de Adubos. Disponível em: <http://anda.org.br/>. Acesso em 14 abr 2016.
- ANTES, F. G. et al. Toxicity of Triphenyltin Hydroxide to Fish. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology (Print)**, v. 65, p. 733–741, 2013.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/wps/content/Anvisa+Portal/Anvisa/Inicio/AgrotoxicoseToxicologia> Acesso em: 14 nov 2015.
- BAULCOMBE, D. **Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture**. London: The Royal Society, 2009.
- BORGES FILHO, E. L. Impactos ambientais ocasionados pelo uso de defensivos agrícolas: a escassez de pesquisas no programa nacional de pesquisa agropecuária. In: **Congresso Brasileiro de Economia e Sociologia Rural**, 2004, Cuiabá. XLII Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, 2004.
- BORTOLUZZI, E.C. et al. Contaminação das águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, p. 881–886, 2006.
- BRASIL. **Ministério da Saúde. Doença da Folha Verde do Tabaco**, 2008. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/saude/profissional/> Acesso em: 17 fev 2016.
- BUENO-KRAWCZYK, A. C. D. et al. Multibiomarker in fish to evaluate a river used to water public supply. **Chemosphere**, v.135, p. 257–264, 2015.
- BURGER, J. Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. **Environmental Biondicator**, v.1, p. 22–39, 2006.
- CASSAL, V. B. et al. Agrotóxicos uma revisão de suas consequências para a saúde pública. **Revista Eletrônica em Gestão Educação e Tecnologia Digital**, v. 18, p. 437–445, 2014.
- CATTANEO, R. et al. Toxicological responses of *Cyprinus carpio* exposed to the herbicide penoxsulam in rice field conditions. **Journal of Applied Toxicology**, v. 31, p. 626–632, 2011a.
- CATTANEO, R. et al. Tissue biochemical alterations of *Cyprinus carpio* exposed to commercial herbicide containing clomazone under rice-field conditions. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 61, p. 97–106, 2011b.
- CHAIM, A. **Tecnologia de Aplicação de Agrotóxicos: Fatores que afetam a eficiência e o impacto ambiental**. 2013. Disponível em: [http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Chaim\\_AgrotoxicoAmbiente\\_000fgp2794702wyiv8020uvkp2st4aal.pdf](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Chaim_AgrotoxicoAmbiente_000fgp2794702wyiv8020uvkp2st4aal.pdf)
- CLASEN, B. et al. Effects of the commercial formulation containing fipronil on the non-target organism *Cyprinus carpio*: Implications for rice fish cultivation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 77, p. 45–51, 2012.
- CLASEN, B. et al. Carbofuran promotes biochemical changes in carp exposed to rice field and laboratory conditions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 101, p. 77–82, 2014.

- COHEN, S. Z. et al. Offsite transport of pesticides in water: mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, v. 67, p. 2109–2148, 1995.
- CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> Acesso em: 25 set 2015.
- CONSEA - **Análise dos Indicadores de Segurança Alimentar e Nutricional**. 4ª Conferência Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional. Brasília, 2014. Disponível em: <http://www.fiocruz.br/sinitox/media/S%20Tabela%206%202012.pdf> Acesso em: 09 set 2015. Tabela 1. Casos Registrados de Intoxicação Humana por Agente Tóxico e Centro. Região Sul, 2012. Disponível em: <http://www.fiocruz.br/sinitox/media/S%20Tabela%201%202012.pdf> Acesso em: 09 set 2015.
- da SILVA, D. R. O. et al. Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas no sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 39, p. 2383–2389, 2009.
- DORES, E. F. G. C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas: vias de contaminação e dinâmica dos pesticidas no ambiente aquático. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 9, p. 1–18, 1999.
- 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, MT –Análise preliminar. **Química Nova**, v. 24, p. 27–36, 2001.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Circular Técnica 48: Produção de Batata no Rio Grande do Sul**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2005.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. **Documento 98. Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e Nitrato de Origem Agrícola no Brasil: cenário 1992/2011**. 2014.
- EL-KARIM, M. S. A. Epipelalgal distribution in Ismailia Canal and the possible use of diatoms as bioindicators and a bio-monitoring tool. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, p. 385–393, 2014.
- FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura. **O estado da segurança alimentar e nutricional no Brasil: Um retrato multidimensional**. 2014. Disponível em: [http://aplicacoes.mds.gov.br/sagimrps/noticias/arquivos/files/SOFI4\\_10\\_09-2.pdf](http://aplicacoes.mds.gov.br/sagimrps/noticias/arquivos/files/SOFI4_10_09-2.pdf). Acesso em: 02 set 2015.
- FARIA, N. M. X. et al. Processo de produção rural e saúde na serra gaúcha: um estudo descritivo. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 16, p. 115–128, 2000.
- FARIA, N. M. X. et al. Rural work and pesticide poisoning. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 20, p. 1298–1308, 2004.
- FARIA, N. M. X. et al. Falk suicide rates in the State of Rio Grande do Sul, Brazil: association with socioeconomic, cultural, and agricultural factors. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, p. 2611–2621, 2006.
- FARIA, N. M. X.; FASSA, A. G.; FACCHINI, L. A. Intoxicação por agrotóxicos no Brasil: os sistemas oficiais de informação e desafios para realização de estudos epidemiológicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, p. 25–38, 2007.
- FARIA, N. M. X.; FASSA, A. G.; MEUCCL, R. D. Association between pesticide exposure and suicide rates in Brazil. **Neurotoxicology**, v. 45, p. 355–362, 2014.
- FERREIRA, A. P. et al. Pesticide impacts in the microbial soil activity and on farmers health. **Revista Baiana de Saúde Pública**, v. 30, p. 309–21, 2006.
- FREIRE, C.; KOIFMAN, S. Pesticides, depression and suicide: A systematic review of the epidemiological evidence. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 216, p. 445–460, 2013.
- GAVRILESCU, M. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. **Engineering in Life Sciences**, v. 5, p. 497–526, 2005.
- GOLLAN, J. R. et al. Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1517–1525, 2011.
- GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. **Panorama da contaminação ambiental por agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil: cenário 1992/2011**. Embrapa Meio Ambiente, 35 p. 2014.
- GONZAGA, M. C.; SANTOS, S. O. Avaliação das condições de trabalho inerentes ao uso de agrotóxicos nos municípios de Fátima do Sul, Glória de Dourados e Vicentina - Mato Grosso do Sul, 1990. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 20, p. 42–46, 1992.
- GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v. 6, p. 701–708, 1992.
- GRIZA, F. T. et al. Avaliação da contaminação por organofosforados em águas superficiais no município de Rondinha – Rio Grande do Sul. **Química Nova**, v. 31, p. 1631–1635, 2008.
- GRUTZMACHER, D. D. et al. Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 632–637, 2008.
- GUIMARÃES, R. M. et al. O impacto do consumo de agrotóxicos na prevalência de desfechos perinatais no Brasil. **Boletín de Malariología y Salud Ambiental**. v. 1, p. 88–94, 2014.
- HABIB, M. **Agrotóxicos: poluição invisível nas águas, no solo e no ar**. Disponível em <http://www.agsolve.com.br/noticias/agrotoxicos-poluicao-invisivel-nas-aguas-no-solo-e-no-ar> 2013.
- HAYES, W. J.; LAWS, E. R. **Handbook of Pesticides Toxicology**, 3rd ed., Academic Press: San Diego. 2003.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> Acesso em: 09 set 2015.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas de Saneamento – 2011**. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas\\_saneamento/default\\_zip.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm). Acesso em 17 fev. 2016.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores IBGE. Estatística da produção agrícola**. Março de 2014. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> Acesso em: 09 set 2015.
- INCA – Instituto Nacional de Câncer. **Posicionamento do Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva acerca dos Agrotóxicos**. Ministério da Saúde, Brasil. 2015. Disponível em <http://www2.inca.gov.br/>. Acesso em 09 dez 2015.
- IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Desenvolvimento rural. Políticas sociais: acompanhamento e análise**, Brasília: Diretoria de Políticas Sociais/Ipea, 2012, p. 52.
- LONDRES, F. **Agrotóxicos no Brasil – Um guia para ação em defesa da vida**. Rio de Janeiro 2011. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/consea/biblioteca/documentos/agrototoxicos-no-brasil-um-guia-para-acao-em-defesa-da-vida>. Acesso em: 08 set 2015.
- LOPES, C. A.; BUSO, J. A. A **Cultura da Batata**. Embrapa Hortaliças. Organizadores Carlos Alberto Lopes e José Amuri Buso – Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 1999. 184 p. 16 cm – Coleção Plantar; 42. ISBN 85-7383-0670-0.

- LORO, V. L. et al. Spatial and temporal biomarkers responses of *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894) (Characiformes: Characidae) from the middle rio Uruguai, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, p. 569–578, 2015.
- MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Relatório de avaliação do plano plurianual 2004-2007**. Brasília: Mapa, 2008. Acesso em 6 out 2015.
- MARCHESAN, E. et al. Resíduos de agrotóxicos na água de rios da depressão central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 16, p. 123–127, 2010.
- MARQUES, M. N. et al. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, p. 1171–1178, 2007.
- MATTOS, M. L. T. et al. Monitoramento ambiental do glifosato e do seu metabólito (ácido aminometilfosfônico) na água de lavoura de arroz irrigado. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 12, p. 143–154, 2002.
- MATTOS, M. L. T. et al. **Monitoramento de agrotóxicos em áreas piloto da produção integrada de arroz irrigado na planície costeira externa e fronteira oeste do Rio Grande do Sul**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 4 p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 197). 2011.
- MATTOS, M. L. T. et al. **Monitoramento de agroquímicos em áreas de produção integrada de arroz irrigado no Rio Grande do Sul**. Bento Gonçalves. Anais: Embrapa Uva e Vinho. 2007.
- MATTHIESSEN, A. Determining the redox capacity of humic substances as a function of pH. **Vom Wasser**, v. 84, p. 229–235, 1995.
- McGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, v. 73, p. 181–201, 1998.
- MELO, R. F.; BRITO, L. T.; MIGUEL, A. A. **Pesticidas e seus impactos no Ambiente**. 1ed., v.1, p. 1–187. 2010.
- MENEZES, C.C. et al. Roundup Effects on Oxidative Stress Parameters and Recovery Pattern of *Rhamdia quelen*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, p. 665–671, 2011.
- MORAES, B. S. et al. Toxicological responses of *Cyprinus carpio* after exposure to a commercial herbicide containing imazethapyr and imazapic. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 1172–1178, 2009.
- MORAES, B. S. et al. Toxicological responses of *Cyprinus carpio* after exposure to a commercial herbicide containing imazethapyr and imazapic. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 328–335, 2011.
- MURUSSI, C. R. et al. Toxic Effects of Penoxsulam Herbicide in Two Fish Species Reared in Southern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 92, p. 81–84, 2013.
- MURUSSI, C. R. et al. Changes in oxidative markers, endogenous antioxidants and activity of the enzyme acetylcholinesterase in farmers exposed to agricultural pesticides - a pilot study. **Ciência Rural**, v. 44, p. 1186–1193, 2014.
- MURUSSI, C. R. et al. Acute exposure to the biopesticide azadirachtin affects parameters in the gills of common carp (*Cyprinus carpio*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 180, p. 49–55, 2016.
- NANNONI, F.; ROSSI, S.; PROTANO, G. Soil properties and metal accumulation by earthworms in the Siena urban area (Italy). **Applied Soil Ecology**, v. 77, p. 9–17, 2015.
- OPAS - ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE. **Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos**. Brasília, 1996. 69p.
- OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Biomarkers and risk assessment: concepts and principles**. Environmental Health Criteria 155, World Health Organization, Geneva. 1993.
- PADOA-SCHIOPPA, E. et al. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. **Ecological Indicators**, v. 6, p. 83–93, 2006.
- PARANÁ. Secretaria de Estado da Saúde. **Reunião sobre a política estadual a ser adotada para a destinação adequada de embalagens de agrotóxicos**. 2002.
- PASCHOAL, A. D. **Pragas, Praguicidas e a Crise Ambiental: Problemas e Soluções**. Rio de Janeiro: FGV, 106 p. 1979.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. Lewis Publishers, Boca Raton, p. 313. 1994.
- PRIMEL, E. G. et al. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, v. 28, p. 605–609, 2005.
- RANGEL, C. F.; ROSA, A. C. S.; SARCINELLI, P. N. Use of pesticides and their implications for occupational exposure and environmental contamination. **Cadernos de Saúde Coletiva**, v. 19, p. 435–442, 2011.
- RIBEIRO, M. L. et al. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: Avaliação preliminar. **Química Nova**, v. 30, p. 688–694, 2007.
- RIBEIRO, D. H. B.; VIEIRA, E. **Avaliação do potencial de impacto dos agrotóxicos no meio ambiente**. 2010. Artigo em Hypertexto. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2010\\_2/agrotoxicos/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2010_2/agrotoxicos/index.htm)>. Acesso em: 20/12/2015.
- RIGOTTO, R. M. et al. Tendências de agravos crônicos à saúde associados a agrotóxicos em região de fruticultura no Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 16, p. 763–73, 2013.
- RUDD, R. L. **Pesticides and the living landscape**. Madison, University of Wisconsin Press. 1964.
- SANCHO, E. et al. Short-term exposure to sublethal tebuconazole induces physiological impairment in male zebrafish (*Danio rerio*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 370–376, 2010.
- SANTOS, K. C., MARTINEZ, C. B. R. Genotoxic and biochemical effects of atrazine and Roundups, alone and in combination, on the Asian clam *Corbicula fluminea*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 100, p. 7–14, 2014.
- SCORZA JÚNIOR, R. P.; NÉVOLA, F. A.; AYELO, V. S. **ACHA: avaliação da contaminação hídrica por agrotóxico**. Embrapa Agropecuária, 31 p. 2010.
- Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul. Portaria RS/SES nº320 de 24 de abril de 2014. Disponível em: <http://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=269539> Acesso em: 25 set 2015.
- SEQUINATTO, L. et al. 2006. Contaminação da água por agrotóxicos numa microbacia cultivada com fumo. Disponível em <[http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao\\_Resumos/XVIRBMCSA\\_1.pdf](http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao_Resumos/XVIRBMCSA_1.pdf)> Acesso em 18 fev 2016.
- SHWETA, A.; PANDEY, K. C.; GOPAL, K. Biochemical alterations induced by monocrotophos in the blood plasma of fish *Channa punctatus* (Bloch). **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 88, p. 268–272, 2007.
- SILVA, M. D.; PERALBA, M. C. R.; MATTOS, M. L. T. Determinação de glifosato e ácido aminofosfônico em águas superficiais do Arroio Passo do Pilão. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 19–28, 2003.

- SILVA, D. R. O. et al. Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas no sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 39, p. 2283–2389, 2009.
- SINDAG – SINDICATO NACIONAL DAS INDÚSTRIAS DE DEFENSIVOS AGRÍCOLAS. **Uso de defensivos é intensificado no Brasil**. 2011. Disponível em: <http://www.sindag.org.br>. Acesso em: 09 set 2015.
- SINITOX – Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas. 2009. Disponível em: [http://www.fiocruz.br/sinitox\\_novo/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=349](http://www.fiocruz.br/sinitox_novo/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=349). Acesso em: 16 fev 2016.
- SINITOX – Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas. Tabela 6. Casos Registrados de Intoxicação Humana por Agente Tóxico e Sexo. Região Sul, 2012.
- SISSINO, C. L.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. **Princípios de toxicologia ambiental: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 216 p. 2013.
- SOSO, A. B. et al. Chronic exposure to sub-lethal concentration of glyphosatebased herbicide alters hormone profiles and effects reproduction of female jundiá (*Rhamdia quelen*). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 23, p. 308–313, 2007.
- SPACIE, A.; HAMELINK, J. L. **Bioacumulation**. In: RAND, G. M.; PETROCELLI, S.R., (Ed.). **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**, New York: Hemisphere, p.495-525. 1985.
- TONI, C. et al. Exposure to tebuconazol in rice field and laboratory conditions induces oxidative stress in carp (*Cyprinus carpio*). **Comparative Biochemistry and Physiology. C. Toxicology & Pharmacology**, v. 153, p. 128–132, 2011.
- TONI, C. et al. Oxidative stress in carp exposed to quinclorac herbicide under rice field condition. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 92, p. 27–31, 2013.
- VAIL, D. D. Toxicity abounds: New histories on pesticides, environmentalism, and Silent Spring. **Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences**, v. 53, p. 118–121, 2015.
- VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57–149, 2003.
- ZHELEV, Z. M.; MEHTEROV, N. H.; POPGEORGIEV, G. S. Seasonal changes of basic erythrocyte-metric parameters in *Pelophylaxridibundus* (Amphibia: Ranidae) from anthropogenically polluted biotopes in Southern Bulgaria and their role as bioindicators. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 124, p. 406–417, 2016.

# Contaminação do solo e da água com medicamentos veterinários

Marília Camotti Bastos<sup>1</sup>, Danilo Rheinheimer dos Santos<sup>2</sup>, Jérôme Labanowski<sup>3</sup>, Élodie Laurent<sup>4</sup>,  
Thibaut le Guet<sup>5</sup> & Leslie Mondament<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Engenheira Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. E-mail: mcamotti@hotmail.com

<sup>2</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Titular do Departamento de Solos da UFSM. Pesquisador 1C-CA/AG do CNPq. E-mail: danilonasaf@gmail.com

<sup>3</sup> Químico, Doutor em Química e Microbiologia da Água, Pesquisador do Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), Institut de Chimie des Milieux et des Matériaux de Poitiers (IC2MP), Unité Mixte de Recherche (UMR) 7285, École Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Poitiers (ENSIP), Bâtiment B1, 1, rue Marcel Doré TSA 41105, Poitiers, 86073, Cedex 9, França. E-mail: jerome.labanowski@univ-poitiers.fr

<sup>4</sup> Química, Doutora em Química e Microbiologia da Água, IC2MP UMR CNRS 7285, ENSIP. E-mail: elodie.aubertheau@univ-poitiers.fr, leslie.mondamert@univ-poitiers.fr

<sup>5</sup> Químico, Mestre em Química e Microbiologia da Água, Doutorando do IC2MP UMR CNRS 7285, ENSIP. E-mail: thibaut.le.guet@univ-poitiers.fr

## INTRODUÇÃO

No século XIX a procura por princípios ativos presentes em plantas medicinais caracterizou o surgimento dos primeiros medicamentos. O pesquisador alemão Paul Erlich (1854 -1915), ganhador do prêmio Nobel de Medicina e Fisiologia em 1908, estabeleceu um dos principais conceitos que permitiu o avanço da produção dos medicamentos ao afirmar que a ação de um medicamento somente é possível se houver sua ligação a um sítio específico (*"Corpora Non Agunt Nisi Fixate"*). No século XX, grandes descobertas casuais, como a penicilina e a sulfonamida, por Alexandre Fleming em 1928, vieram marcar a história da humanidade, especialmente pelo seu uso durante a segunda guerra mundial, salvando a vida de milhares de pessoas. Por consequência dessas descobertas, a indústria farmacêutica e suas corporações multinacionais estabeleceram relações importantes entre os institutos de pesquisa e as universidades em diversos países da Europa e Estados Unidos, dando início a descobertas e o desenvolvimento de novos produtos (CALIXTO; JUNIOR 2008).

Hoje, estão disponíveis no mercado medicamentos com diferentes classes estruturais variando consideravelmente suas estruturas moleculares e propriedades físico-químicas (THIELE-BRUHN, 2003). Um exemplo são os produtos veterinários, administrados em todo o mundo para prevenção, diagnóstico, cura ou tratamento das doenças dos animais. No ano de 2014, a indústria mundial de saúde animal

faturou 23,9 bilhões de dólares, com crescimento real de mais de 4,0% para o setor. As Américas e a Europa respondem por aproximadamente 80% do consumo mundial de medicamento veterinários, participando os produtos farmacêuticos, biológicos e aditivos alimentares com 62%, 26% e 12% do volume total vendido, respectivamente (SIDAN, 2015).

A fiscalização e a regularização desses produtos no Brasil são realizadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) através da lei n.º 467, de 13 de fevereiro de 1969, em que foi estabelecida, no artigo 1º, a obrigatoriedade da fiscalização da indústria, do comércio e do emprego de produtos de uso veterinário, em todo o território nacional. Desses produtos de uso veterinário, o Brasil possui 6652 produtos autorizados para comercialização (MAPA, Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento, 2011), destacando-se entre eles antibióticos e produtos de combate a ectoparasitas devido à grande expressividade do agronegócio no país (REGITANO; LEAL, 2010). Nos anos de 2010 e 2011, as criações de bovinos, suínos e aves contribuíram com mais de 90% da produção nacional de carnes (Tabela 12), onde a região sul consumiu mais de 80% dos medicamentos comercializados no país (Figura 4).

Entre os anos de 2008 e 2013, o faturamento nacional da indústria brasileira de produtos para a saúde animal aumentou 1,443 milhões de reais (Figura 5), sendo o grupo dos medicamentos biológicos e anti-parasitas responsáveis por mais de 50% das

vendas nacionais (Figura 6) (SINDAN, Sindicato Nacional de Produtos de Saúde Animal, 2015).

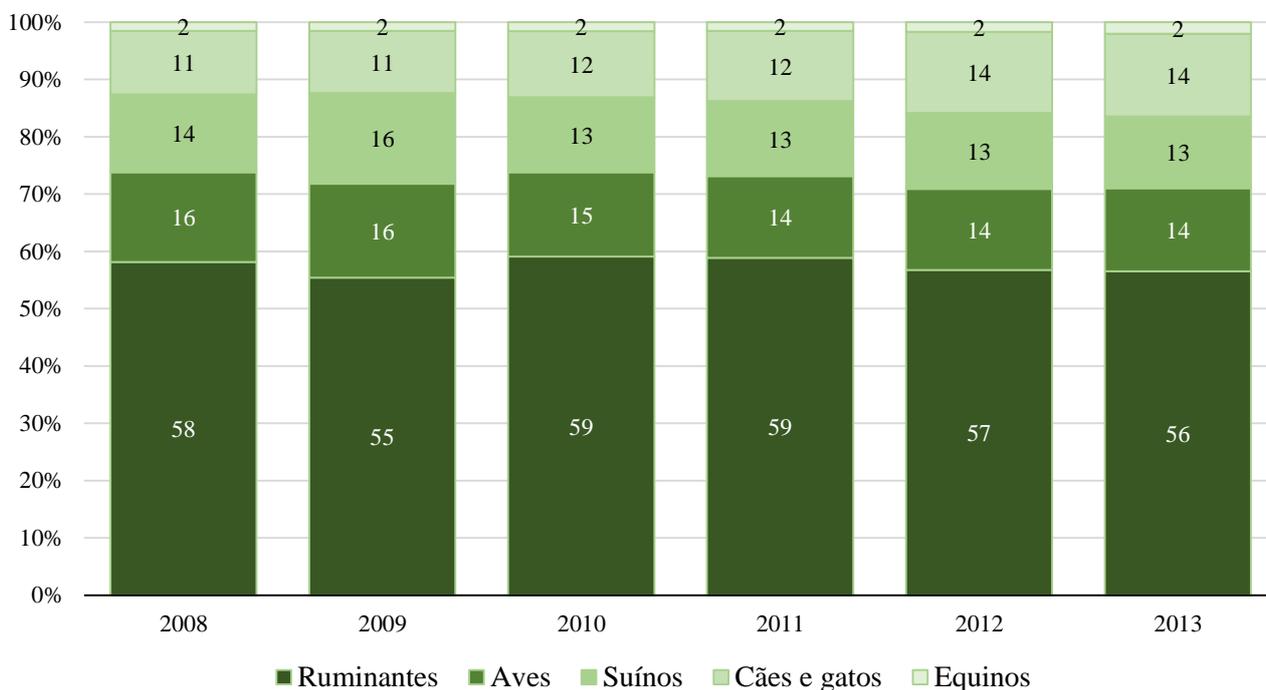
Sendo assim, diante da estimativa de crescimento nacional da produção animal para os próximos dez anos (abate de frangos aumento de 46,4%, de bovinos aumento de 22,5% e de suínos aumento de 20,6%) (MAPA, Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento, 2013) far-se-á necessário seguir as exigências do mercado consumidor internacional, que se torna cada vez mais exigente em termos de

segurança alimentar dos consumidores dos países compradores.

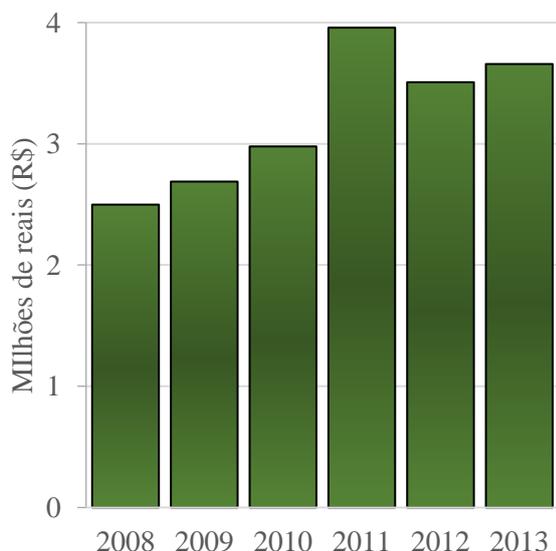
O presente capítulo visa contribuir para que grupos de pesquisas emergentes ou jovens pesquisadores possam ter uma síntese do estado atual do uso de medicamentos veterinários, suas rotas e transformações no ambiente além de riscos ambientais dessa prática. Além disso, busca promover o questionamento dos técnicos e produtores rurais sobre os possíveis riscos da presença de medicamentos veterinários no ambiente.

**Tabela 12.** Média da população animal dos anos de 2010 e 2011 das regiões do Brasil (SINDAN, 2015).

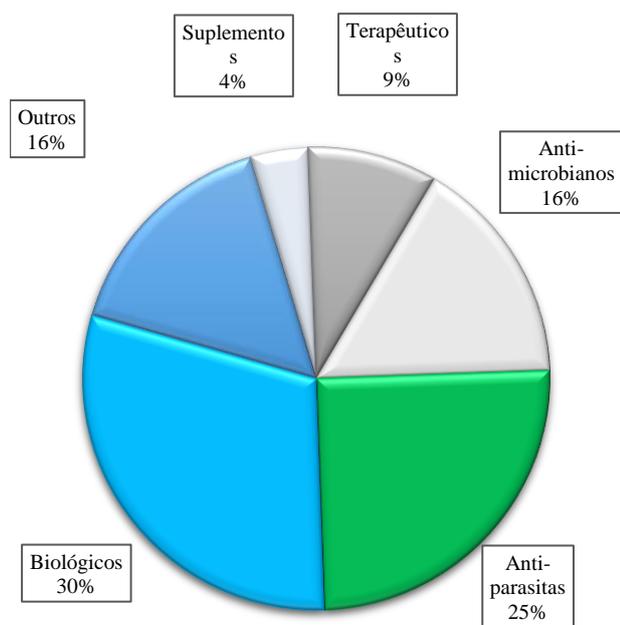
Criação	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-oeste	Brasil
	Número de animais (milhões)					
Bovinos	39,314	30,369	33,509	24,972	54,961	183,127
Suínos	1,669	6,801	6,770	18,459	4,591	38,292
Ovinos	0,586	9,857	0,781	4,886	1,268	17,380
Caprinos	0,164	8,458	0,233	0,343	0,113	9,312
Equinos	0,736	1,367	1,359	0,926	1,125	5,514
Matriz aves de corte	0,189	3,030	13,303	27,174	5,855	49,556
Pintos de corte	93,281	521,057	1.434,856	3,489	689,449	6.227,853
Aves poedeiras	3,126	13,110	42,052	16,871	8,612	83.769



**Figura 4.** Participação nacional de espécies animais tratados com produtos de uso veterinário no Brasil dos anos de 2008 a 2013 em porcentagem. Adaptado de SINDAN (2015).



**Figura 5.** Faturamento nacional brasileiro da indústria de produtos para a saúde animal dos anos de 2008 a 2013 em milhões de reais. Adaptado de SINDAN (2015).



**Figura 6.** Média da participação nacional das classes terapêuticas utilizadas no Brasil dos anos de 2008 a 2013 em porcentagem. Adaptado de SINDAN (2015).

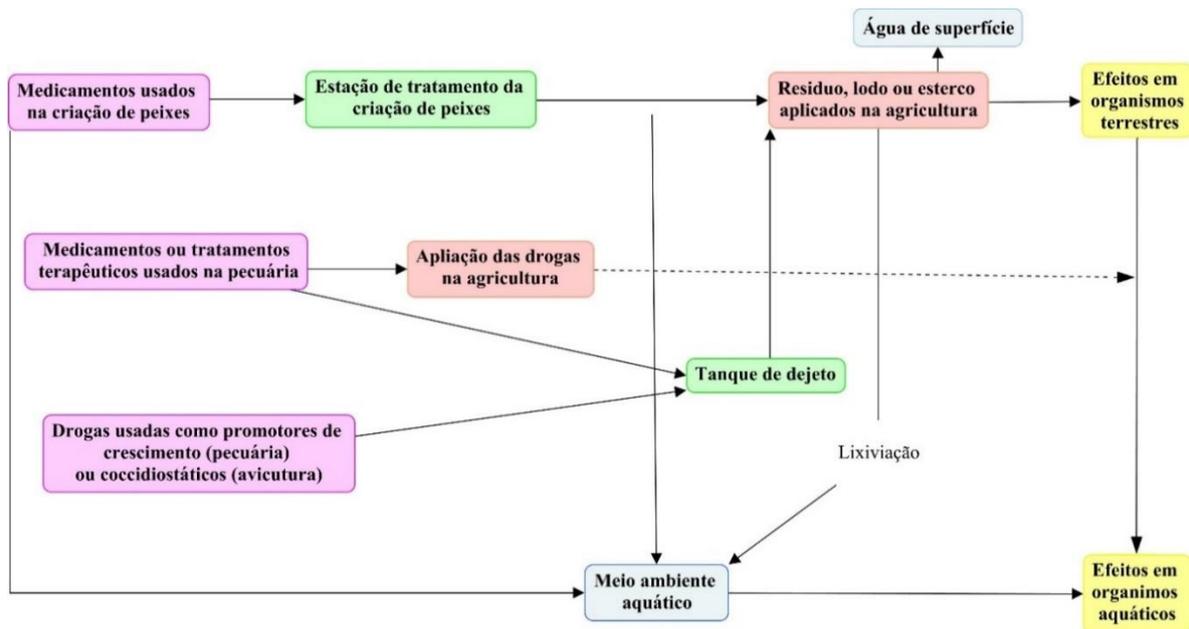
## 1 MEDICAMENTOS NO AMBIENTE

Os medicamentos veterinários ao serem administrados (via água, comida, injeção, pílulas) (SARMAH; MEYER; BOXALL, 2006), mesmo quando em pequenas doses, terão parte do composto original ou

seus metabólitos obrigatoriamente encontrados na urina ou fezes dos animais (HALLING-SØRENSEN, 2001; HIRSCH et al., 1999). É bioquimicamente impossível metabolizar completamente esses compostos pelos animais. Sendo assim, as concentrações residuais de medicamentos nos excrementos animais é um componente a mais para a contaminação do solo e dos mananciais de água (THIELE-BRUHN, 2003; SARMAH; MEYER; BOXALL, 2006). Considerando que o sistema de produção animal brasileiro predominante segue padrão veterinário baseado na intensificação do uso de medicamentos por causa do confinamento dos animais, indubitavelmente, vislumbra-se forte aumento nos níveis desses contaminantes no solo e nos mananciais aquáticos (PROIA et al., 2013). Monitorar o impacto provocado por essa atividade pecuária na qualidade do solo e da água, entendendo os destinos e as transformações desses medicamentos pode permitir a melhoria do seu uso, potencializando os sistemas de produção. A estabilidade dos compostos químicos com ação medicamentosa nos dejetos, ou nos locais de descarte, dependerá da sua estrutura química, de fatores microbiológicos e edafo-ambientais, como temperatura e umidade. As moléculas dos princípios ativos ou de seus metabólitos podem sofrer transformações bioquímicas e físico-químicas, como hidrólise, oxidação, fotólise, adsorção, percolação, volatilização, entre outras (VELEGALE, 1997; AULTON, 2001).

### 1.1 Rotas de contaminação

A contaminação dos mananciais aquáticos causada pelos medicamentos pode ocorrer quando: (i) adicionados diretamente na água (aquicultura); (ii) indiretamente através de: (a) eliminação pelas fezes e urina no solo em criações ao ar livre, (b) aplicação dos resíduos no solo como fertilizante que, na presença de erosão podem ser escoados superficialmente contaminando mananciais de águas superficiais, assim como por percolação alcançar o lençol freático e (c) descarte intencional ou acidental dos dejetos animais armazenados nos reservatórios de tratamento. Uma vez presentes no solo e na água, resultam em impactos negativos nos organismos terrestres e aquáticos (Figura 7) (JØRGENSEN; HALLING-SØRENSEN, 2000).

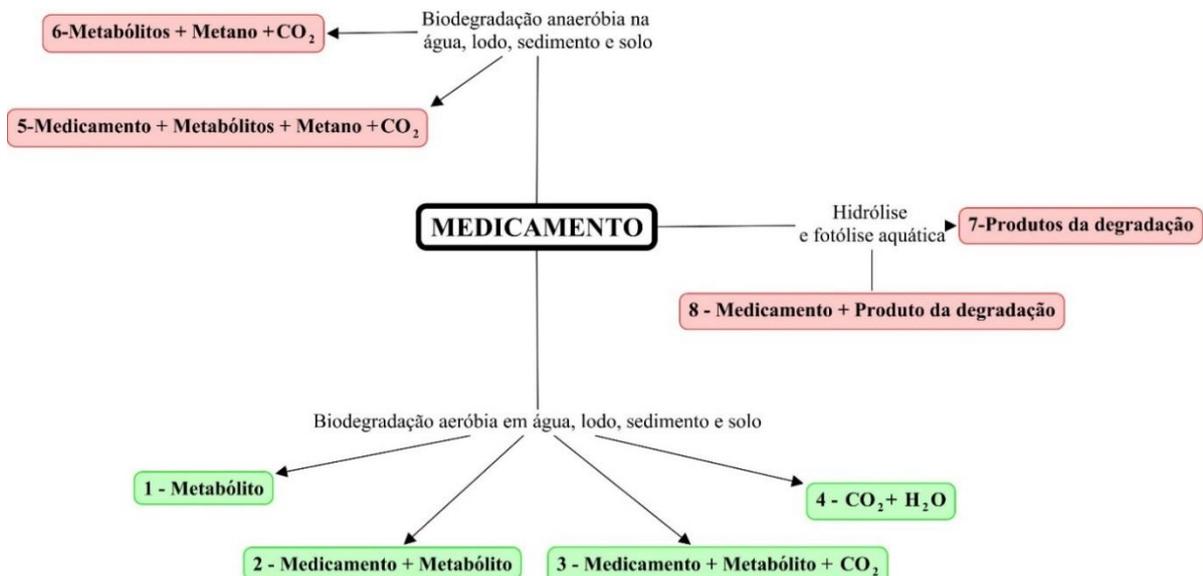


**Figura 7.** Vias de exposição ambiental de medicamentos utilizados no tratamento veterinário (JØRGENSEN; HALLING-SØRENSEN, 2000).

## 1.2 Vias de decomposição

Os medicamentos e seus metabólitos quando descartados no ambiente podem ser decompostos através de diferentes mecanismos: (i) biodegradação aeróbia, (ii) biodegradação anaeróbia e (iii) hidrólise e fotólise (Figura 8). Essas rotas podem ocorrer concomitantemente e a magnitude de cada uma delas é dependente do tipo de medicamento e das condições ambientais, inclusive da presença de microrga-

nismos. A biodegradação é resultado do processo de biotransformação. Para que ocorra, o medicamento original deve ser convertido a metabólito dentro do corpo humano, no animal em que foi administrado ou no ambiente natural. Durante a biotransformação parcial o produto final é o medicamento inalterado e o seu metabólito. No entanto, durante a biotransformação completa o medicamento pode ser convertido completamente ou formar moléculas menores.



**Figura 8.** Vias de degradação de medicamentos através da biodegradação aeróbia: (1) Biotransformação completa, biotransformação parcial (2), Mineralização parcial (3) e mineralização completa (4); Vias de degradação de medicamentos através da biodegradação anaeróbia: bioransformação completa (5) e biotransformação parcial (6); Vias de degradação de medicamentos através da hidrólise e fotólise em meio aquoso: transformação completa pela hidrólise e transformação química completa mediada pela luz ou por fotodegradação indireta (7) e transformação parcial pela hidrólise e transformação química parcial mediada pela luz (8) (Adaptado de VELEGALE, 1997).

### 1.2.1 Biodegradação aeróbia

A biodegradação aeróbia ocorre na presença de oxigênio e pode conduzir a depleção completa da droga ou dos seus produtos biotransformados no ambiente, gerando água e dióxido de carbono. No entanto, pode haver biodegradação parcial ou incompleta (VELEGALE, 1997), restando metabólitos dos medicamentos no ambiente. O tempo de biodegradação primária (quando a substância orgânica perde somente uma propriedade específica em decorrência da ação de um sistema biológico) de antibióticos advindos do escoamento de lavouras com dejetos animais pode variar entre os medicamentos e as condições ambientais. Por exemplo, para olaquinoxolona a degradação ocorre entre 4-8 dias, para a tilosina de 9,5 a 45 dias, para a metronidazole 14 a 104 dias e para a oxitetraciclina de 42 a 46 dias (INGERSLEV et al., 2001).

### 1.2.2 Biodegradação anaeróbia

A biodegradação anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio e resulta na bio-transformação parcial ou completa e na mineralização parcial. Nesse caso, os microrganismos usam outros aceptores finais de elétrons, em especial, nitrato e metais como manganês e ferro. Comumente ocorre a manutenção de parte do esqueleto carbonado do medicamento e o aparecimento de radicais livres. Alguns compostos podem estar sujeitos à perda de elétrons como: alcenos, aldeídos, heteroátomos adjacentes a anel benzênico (hidroquinonas), tióis e compostos de enxofre não totalmente oxidados, quelantes, EDTA (edetato de sódio, ácido edético), antioxidantes, ácido ascórbico), sulfitos (sulfito e metabissulfito de sódio), ácido ascórbico e seus ésteres, tocoferóis BHT (butilhidroxitolueno), BHA (butilhidroxianisol) e sulfoxilato.

### 1.2.3 Fotólise e hidrólise

A fotólise é um mecanismo de alteração da molécula do medicamento e de seus metabólitos que não envolve a presença de microrganismos e suas enzimas. A fotodegradação direta ocorre quando uma molécula adquire excitação através da luz natural transformando quimicamente a molécula em um ou mais produtos. A fotodegradação indireta ocorre quando a molécula recebe energia a partir de um sensibilizador que absorveu luz solar (VELEGALE, 1997). A luz UV afeta as ligações químicas fornecendo energia para a separação dos elétrons comparti-

lhados entre os dois átomos dessa ligação. O resultado é a formação de radicais livres no processo de oxidação, lise da molécula formando dois radicais e quebra da molécula podendo causar isomerização. Alguns medicamentos são sujeitos à fotólise: vitaminas (A, B1, B12, D e E), ácido fólico, corantes, dipirona, ácido meclofenâmico, metotrexato, fenotiazinas, corticoides (hidrocortisona e metilprednisolona) (SANCHES, 2013). Na água, com aumento da turbidez e profundidade ou na presença de árvores, a incidência de luz é menor e as reações de fotodegradação ocorrem em menor quantidade ou podem não ocorrer (LUNESTAD et al., 1995; KUMMERER, 2009a). No solo, o efeito desse processo na concentração dos medicamentos não é significativo, especialmente quando espalhados sobre o solo através da aplicação de lodo ou dejetos (KUMMERER, 2009a).

A hidrólise é uma reação chave para compostos orgânicos em ambientes aquosos através da quebra da ligação química de uma molécula com a adição de uma molécula água. Essa reação é mediada pelo deslocamento direto de um grupo químico, através da quebra da molécula de água em íons de hidrogênio ( $H^+$ ) e hidroxila ( $OH^-$ ), e a ligação das moléculas resultantes dessa quebra (VELEGALE, 1997). Moléculas mais apolares geralmente sofrem menos hidrólise que moléculas mais polares. Sendo assim, o tipo de ligação entre o medicamento e a molécula de água permitirá que a hidrólise ocorra em maior ou menor quantidade. Formas hidratadas, em que as moléculas se encontram ligadas à estrutura cristalina do medicamento, somente entram no processo de degradação quando água que fica adsorvida a superfície é liberada. Ou seja, apenas as moléculas de água que não fazem parte da estrutura cristalina e que ficam adsorvidas à superfície do sólido, podem originar degradação do mesmo (YOSHIOKA; STELLA, 2002). Alguns grupos funcionais favorecem a hidrólise: lactonas (ésteres cíclicos), lactamas (amidas cíclicas), ésteres e amidas.

## 1.3 Medicamentos nos ambientes aquáticos

Nos ambientes aquáticos diversos mecanismos podem limitar a persistência dos medicamentos. No entanto, o aporte constante é o principal fator que define o caráter de pseudo-persistência ambiental. Os teores de medicamentos presentes nas águas podem variar com as estações do ano, caso sejam rapidamente degradados, como é observado para a cafeína e a sulfametoxazol (CONLEY et al, 2008). Em contrapartida, há compostos mais estáveis, como a carbamazepina (HUA et al., 2006), que são menos

alterados e sua persistência na água é maior. Alterações no regime hídrico, devido a diferenças de sazonalidade, interferem igualmente nas concentrações de medicamentos na água levando a maiores teores na época de menor precipitação devido a menor quantidade de água na superfície de rios (VIENO; TUHKANEN; KRONBERG, et al., 2005).

Nas zonas urbanas, mesmo que as águas servidas aos usuários passem por estações de tratamento, os medicamentos podem alcançar os cursos de água devido ao limitado potencial de descontaminação (KUMMERER, 2009a). No Brasil, esse cenário é muito mais preocupante diante da carência de coleta e de tratamento de esgotos urbanos. Dados de mais de 10 anos atrás mostravam uma realidade brasileira preocupante. Somente 20,2% dos municípios tinham estações de tratamento; em 32% havia apenas o serviço de coleta sem tratamento e em 47,8% dos municípios o esgoto sequer era coletado e, portanto, lançado diretamente nos mananciais aquáticos (BILA; DEZOTTI, 2003). Felizmente, na última década, o governo federal tem disponibilizado grande volume de recursos financeiros para elaboração do projeto de coleta e tratamento de esgoto. Vários desses projetos estão sendo executados, como é o caso da cidade de Porto Alegre em que em 2014 o percentual de tratamento era de apenas 27% de seus dejetos. Após a inauguração da Estação de Tratamento de Esgotos Serraria, na Zona Sul, o tratamento superou a meta contratada (56%) com a gestão central da prefeitura e praticamente dobrou o volume de esgoto tratado em Porto Alegre na comparação com o final do ano anterior (2014). Atualmente, a capital do Rio grande do Sul está tratando 66% do esgoto produzido.

Nas zonas rurais a situação é tão crítica quanto nas cidades. As regiões produtoras de animais, como a região sul do Brasil, responsável por 55, 48 e 14% da produção nacional de leite, carne de aves e suínos, respectivamente, tratam de forma inadequada seus dejetos (SIDAN, 2015). Grande parte das agroindústrias de processamento animal não possui sistema de tratamento de seus resíduos e quando presentes são ineficazes para eliminar antibióticos e outras moléculas medicamentosas (KUMMERER, 2009a). Os dejetos aplicados sobre o solo como fertilizantes (BURTON, 1997) são parcialmente transferidos aos sistemas aquáticos pelo escoamento superficial, em decorrência do regime hídrico da região e da falta de práticas conservacionistas adequadas. Ao mesmo tempo, o armazenamento dos efluentes animais em tanques ou lagoas, antes da aplicação em campos agrícolas (JØRGENSEN; HALLING-SØRENSEN, 2000) podem resultar em problemas de

vazamento devido à má vedação dos tanques de tratamento (BURTON, 1997). Outra frequente realidade é o descarte clandestino realizado pelos produtores de animais que causa aporte direto dos contaminantes aos cursos d'água.

A regularização e a orientação sobre o tratamento e a disposição dos resíduos sólidos no Brasil são regulamentadas através de órgãos como a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). As resoluções RDC nº 306, de 7 de dezembro de 2004 (ANVISA) (BRASIL, 2004) e Resolução nº 358, de 29 de abril de 2005 (CONAMA) (BRASIL, 2005) enfatizam a responsabilidade dos geradores de resíduos em relação ao gerenciamento do início até sua disposição final (ex.: exigência de segregação da fonte de poluição, tratamento dos resíduos havendo necessidade, local de destinação final).

Diferentemente do curso atual do agronegócio brasileiro, alguns países desenvolvidos têm usado as preocupações ambientais para nortear as decisões governamentais. Especial atenção tem sido dada à manutenção da "qualidade" da água. Na Europa, por exemplo, a Comissão de Execução de 20 março 2015 (EU - 2015/495) listou as substâncias sujeitas a fiscalização no domínio da política da água nos termos da Diretiva 2008/105/CE. Deverão ser analisados, para informar futuros exercícios de definição de prioridades referidas no artigo 16, parágrafo 2, da Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, as substâncias: 17-alpha-éthinylestradiol (EE2), 17-beta-estradiol (E2), estrona (E1), diclofenaco, 2,6-ditert-butyl-4-methylfenol, 4-metoxycianamate de 2-etilhexyle, antibióticos macrolídeos (Eritromicina, claritromicina, azitromicina), metiocarbe, neonicotinoides (imidaclopride, tiaclopride, timetoxame, clotianidina, acetamipride), oxadiazon e trialate. Concomitantemente, alguns países decidiram investir na pesquisa relacionada com a contaminação dos sistemas hídricos, como é o caso do Ministério Federal Alemão de Educação e Pesquisa que iniciou um quadro de financiamento chamado Gestão de Riscos Emergentes de Compostos e Patógenos no Ciclo da Água (RiSKWa), o qual é formado por 12 projetos conjuntos de pesquisa.

### 1.3.1 Efeitos e riscos da interação com seres aquáticos

A disponibilização de moléculas de medicamentos e seus metabólitos podem alterar o metabolismo dos seres vivos que habitam o meio aquático. Há concordância no meio científico que: modulações endócrinas em vertebrados podem ocorrer devido à

presença de estrógeno (CRANE; WATTS; BOURCARD., 2006); o aumento no tempo de desenvolvimento embrionário e indução de vitelogenina pode aparecer em peixes machos (CARLSSON et al., 2006); pode haver acumulação de resíduos de oxite-traciclina na carapaça e nos músculos de animais como o camarão *Litopenaeus vannamei*, servindo de entrada para os medicamentos em animais de níveis tróficos superiores (LAVORANTE et al., 2009); problemas de alterações estruturais, funcionais e até a morte de organismos constituintes dos biofilmes podem se desenvolver e que essas moléculas podem ser transferidas dentro da cadeia trófica, como para as sulfonamidas, quinolonas e macrolídeos (PROIA et al., 2013).

Pesquisadores de diferentes países usam a dinâmica populacional dos macro invertebrados como medida da integridade biológica de rios e córregos. Como exemplo de método de verificação de qualidade ambiental através dos macroinvertebrados no mundo, a Suíça utiliza o RIVAUD (Rivers of Vaud Index); a Austrália o AUSRIVAS (Australian River Assessment Scheme); o Reino Unido o BMWP scoring system (Biological Monitoring Working Party); os Estados Unidos o ICI (Invertebrate Community Index) e a França o IBGN (Indice Biologique Global Normalisé). Esses índices são baseados no exame global da macrofauna benthica, analisada de acordo com um protocolo padrão de amostragem. Para tal, considera-se que as populações de um habitat são a expressão sintética de um conjunto de fatores ecológicos que condicionam o sistema. O índice é calculado tendo base uma tabela referente à fauna amostrada em relação aos grupos indicadores de sensibilidade a diferentes perturbações e sua variedade (DIREN, 2015). No caso do IBGN francês, após a coleta e a triagem dos animais, calculam-se:

- (i) **Variedade taxonômica ( $\Sigma t$ ):** número total de táxons independente do número de indivíduos e;
- (ii) **Grupo indicador (GI):** grupo mais sensível a poluição (no mínimo 3 ou 10 indivíduos de acordo com o táxon) e possuindo o índice mais elevado possível.

Esses dados serão utilizados para o cálculo o IBGN a partir de uma tabela de dupla entrada onde, a abscissa comporta as classes de variedade taxonômica (classificadas de 1 a 14) e na ordenada os grupos faunísticos indicadores, classificados por ordem de crescimento de sensibilidade de poluição (9 a 1 – Tabela 13). De acordo com a diversidade taxonômica

do sítio e a presença e ou ausência de táxons indicadores, uma nota é atribuída a qualidade hidrobiológica que varia de 1 a 20 (Tabela 14).

#### 1.4 Medicamentos nos solos agrícolas

As bactérias no solo são capazes de produzir diversos antibióticos (ex.:  $\beta$ -lactanos, estreptomicina e amino glicosídeos) (KUMMERER, 2009a) através de um mecanismo químico natural de regulação chamado antibiose (GOTTLIEB, 1976). Todavia, solos agrícolas possuem como fonte de entrada majoritária de medicamentos a aplicação de dejetos contaminados. O aporte nos campos de produção pode alcançar teores de até quilogramas por hectare e um nível de concentração similar ao de pesticidas (WINCLER; GRAFE, 2001), apresentando risco ambiental e à saúde humana. As propriedades físico-químicas e as estruturas das moléculas dos antibióticos têm um papel importante na adsorção das moléculas (WANG; WANG, 2015). Ao mesmo tempo, as propriedades individuais de cada medicamento são fortemente influenciadas pela interação das moléculas com as propriedades físico-químicas do solo como o pH, os compostos iônicos, a textura e a matéria orgânica (THIELE-BRUHN, 2003). De forma geral, as relações sólido/soluto são complexas e sua modelagem igualmente. Rheinheimer et al. (2007) comentaram sobre essas relações:

“A relação entre a interação solo-solução pode ser modelada considerando o equilíbrio químico ou hipótese cinética. Em condições de equilíbrio químico, a adsorção pode ser descrita por modelos fenomenológicos ou mecanicistas. Em modelos fenomenológicos os metais pesados contidos na solução do solo são matematicamente ajustados considerando as propriedades do solo. Na literatura, existem diferentes tipos de isotermas, cada uma delas com as limitações e vantagens. No entanto, para simulações de destino desses metais pesados, as isotermas não-lineares são mais realistas do que as lineares. Os modelos mecanicistas precisam de hipóteses matemáticas simplificadas devido à complexidade do sistema. No entanto, eles exigem um grande número de parâmetros de solo e da solução do solo. O acoplamento de modelos mecanicistas com fluxos de água ao metal é ainda bastante recente. Em modelos cinéticos, a dessorção do metal pesado pode ser originada pela cinética de limitações físicas ou químicas. Isso significa que uma abordagem de dois locais (equilíbrio químico e locais cinéticos) é mais apropriado do que o de um único site para melhorar o desempenho da simulação e, em seguida, prever as propriedades de transferência e destino de metais pesados nos solos.”

**Tabela 13.** Valor de IBGN de acordo com a natureza e variedade taxonômica da macrofauna (norma NFT 90-350 março 2004) (DIREN, 2015).

Classe da variedade		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	
Taxons	$C_i \setminus \Sigma^i$	>50	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3	
			a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	
			45	41	37	33	29	25	21	17	13	10	7	4	1	
Chloroperlidae (Plécoptères)																
Perlidae (Plécoptères)		9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Perlodidae (Plécoptères)																
Taeniopterygidae (Plécoptères)																
Capniidae (Plécoptères)																
Brachycentridae (Trichoptères)		8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Odontoceridae (Trichoptères)																
Philopotamidae (Trichoptères)																
Leuctridae (Plécoptères)																
Glossosomatidae (Trichoptères)																
Beraidae (Trichoptères)		7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Goeridae (Trichoptères)																
Leptophlebiidae (Ephéméroptères)																
Nemouridae (Plecoptères)																
Lepdostomatidae (Trichoptères)		6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Sericostomatidae (Trichoptères)																
Ephemeridae (Ephéméroptères)																
Hydroptilidae (Trichoptères)																
Heptageniidae (Ephéméroptères)		5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Polymitarcidae (Ephéméroptères)																
Potamanthidae (Ephéméroptères)																
Leptoceridae (Trichoptères)																
Polycentropodidae (Trichoptères)		4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Psychomyidae (Trichoptères)																
Rhyacophilidae (Trichoptères)																
Limnephilidae* (Trichoptères)																
Hydropsychidae (Trichoptères)		3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
Ephemerellidae* (Ephéméroptères)																
Aphelocheiridae (Hétéroptères)																
Baetidae* (Ephéméroptères)																
Caenidae* (Ephéméroptères)																
Elmidae* (Coléoptères)		2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
Gammaridae* (Crustacés)																
Mollusques																
Chironomidae* (Diptères)																
Asellidae* (Crustacés)		1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Achètes (Annélides)																

\* Taxons representados por ao menos 10 indivíduos - Os outros por pelo menos 3 indivíduos

**Tabela 14.** Valores de interpretação do resultado do IBGN (DIREN, 2015).

IBGN	Interpretação
$\geq 17$	Excelente
16-13	Boa
12-9	Aceitável
8-5	Medíocre
$\leq 4$	Ruim

Algumas substâncias podem ser hidrofóbicas ou não polares, enquanto outras são completamente solúveis em água ou dissociadas em valores de pH tipicamente encontrados em solos (THIELEBRUHN, 2003). A capacidade de adsorção entre a fase da água e a fase sólida, como os solos e sedimentos, é definida através do coeficiente de adsorção  $K_d$  ( $K_d = C_s / C_w$ , onde  $C_s$  representa a massa do

contaminante na fase sólida do solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e  $C_w$  massa do contaminante na fase líquida ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (WANG; WANG, 2015). No solo, o teor de carbono orgânico pode influenciar no processo de sorção e distribuição de compostos orgânicos. Para isso, o coeficiente de distribuição ( $K_d$ ) nessa situação é expresso pelo coeficiente de partição do contaminante na fração orgânica do solo ( $K_{oc}$ ,  $K_{oc} = K_d / f_{oc}$  onde,  $K_{oc}$

= coeficiente de partição normalizado pelo carbono orgânico ( $l\text{ kg}^{-1}$  substância orgânica);  $f_{oc}$  = fração de carbono orgânico ( $kg$  substância orgânica/ $kg$  solo seco) (TOLLS, 2001). No entanto, alguns autores consideram que a descrição do modelo de  $K_{oc}$  apresentado por Tolls (2001), sobre a sorção apolar orgânica através de forças de van der Waals, é falha para descrever a sorção de medicamentos veterinários a solos e sedimentos. Os pesquisadores comentam que o coeficiente de sorção de carbono normalizado ( $K_{oc}$ ) para fármacos é muitas ordens de magnitude maior do que o previsto por esses modelos típicos e que o  $K_{oc}$  não demonstra correlação com compostos hidrofóbicos (FIGUEROA; LEONARD; MACKAY, 2004). Mesmo assim, esse modelo continua sendo utilizado para a representação do comportamento das moléculas nos solos e sedimentos. Dessa forma, moléculas altamente solúveis tendem apresentar valores de  $K_{oc}$  menores que  $150\text{ cm}^3\text{ g}^{-1}$  podendo ser rapidamente biodegradados no solo e na água. Moléculas com  $K_{oc}$  entre 150 e 500 são consideradas moderadamente móveis e acima de 2.000 de baixa mobilidade no solo (BARCELÓ; HENNION, 2003). Considerando-se essa classificação, os medicamentos veterinários utilizados como exemplo teórico na Tabela 15 com menor mobilidade são a ciprofloxacina e norfloxacina, seguidos da tilosina e a oxitetraciclina com baixa a nenhuma mobilidade e mobilidade moderada para o diclofenaco e sulfaquinoxalina (PUBCHEM, 2014).

A associação de solutos com a matéria orgânica dissolvida pode ser comparada com a partição de equilíbrio, no qual a concentração associada à maté-

ria orgânica dissolvida ( $C_{DOM}$ ) é relacionada com a  $C_{aq}$  através  $K_{d, DOM}$ , a razão entre matéria orgânica dissolvida e o coeficiente de partição da água. Dessa relação pode-se concluir que medicamentos veterinários com um elevado valor de  $K_{d, DOM}$  irão participar significativamente para a matéria orgânica solúvel, possivelmente resultando no aumento da mobilidade dos medicamentos veterinários na sua presença (TOLLS, 2001). A quantidade e a qualidade da matéria orgânica influenciará a adsorção dos medicamentos, pois ao se associarem com a matéria orgânica dissolvida do solo, os medicamentos podem ter sua mobilidade maior do que quando associados aos minerais do solo.

A solubilidade em água descreve o comportamento do medicamento em relação ao transporte e os possíveis destinos no ambiente. Os medicamentos podem ser definidos como muito solúveis (solúveis em proporções  $g\text{ L}^{-1}$ ) e muito insolúveis (solubilidade inferior a  $0,5$  a  $1\text{ mg L}^{-1}$ ). Em complemento, usa-se o coeficiente de partição *n*-octanol-água ( $K_{ow}$ ), que relaciona as propriedades hidrofílicas e lipofílicas, e demonstra a tendência à bioconcentração destes compostos. Geralmente substâncias com valor de  $\log K_{ow} > 3$  indicam acumulação (BARCELÓ; HENNION, 2003). Os valores encontrados nos medicamentos listados na Tabela 15 variam de 0,9 a 4,51; os mais hidrofílicos ( $\log K_{ow} < 1$ ) são a ciprofloxacina, a norfloxacina e a oxitetraciclina. Os compostos hidrofílicos têm maior solubilidade em água e uma menor tendência a se adsorver em sedimentos, no solo ou mesmo em organismos biológicos.

**Tabela 15.** Massa molar, fórmula química, classe terapêutica, pKa, Koc e Log Kow dos medicamentos estudados.

Medicamento	Fórmula química	Classe terapêutica	Massa molar (g/mol)	pKa <sub>1</sub> /pKa <sub>2</sub> <sup>a</sup>	Koc <sup>a</sup>	log Kow <sup>a</sup>
Enrofloxacina	C <sub>19</sub> H <sub>22</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	Antibiótico do grupo das fluoroquinolonas	359,39	(-)	(-)	(-)
Ciprofloxacina	C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	Antibiótico do grupo das quinolonas	331,34	6,09/8,74	61000	0,28
Diclofenaco	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> Cl <sub>2</sub> NaNO <sub>2</sub>	Anti-inflamatório não esteroide	296,14	4,15	245	4,51
Flavomicina	C <sub>69</sub> H <sub>107</sub> N <sub>4</sub> O <sub>35</sub> P	Antibiótico não inóforo	1583,57	(-)	(-)	(-)
Norfloxacina	C <sub>16</sub> H <sub>18</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	Antibiótico anti-bactericida classe quinolonas	319,33	6,34/8,75	61000	0,46
Oxitetraciclina	C <sub>22</sub> H <sub>24</sub> N <sub>2</sub> O <sub>9</sub>	Antibiótico fungicida e bactericida	460,43	9,5	195-93317	-0,9
Sulfaquinoxalina	C <sub>14</sub> H <sub>12</sub> N <sub>4</sub> O <sub>2</sub> S	Anti-protozoário	300,36	5,1	200	1,68
Tilosina	C <sub>46</sub> H <sub>77</sub> NO <sub>17</sub>	Antibiótico do grupo dos macrolídeos	916,10	7,73	553-7988	1,63

<sup>a</sup> PubChem (2014). (-) Dados não disponibilizados em PubChem (2014). Obs.: Os valores de pKa são valores calculados através de simulações, e não são necessariamente valores encontrados experimentalmente.

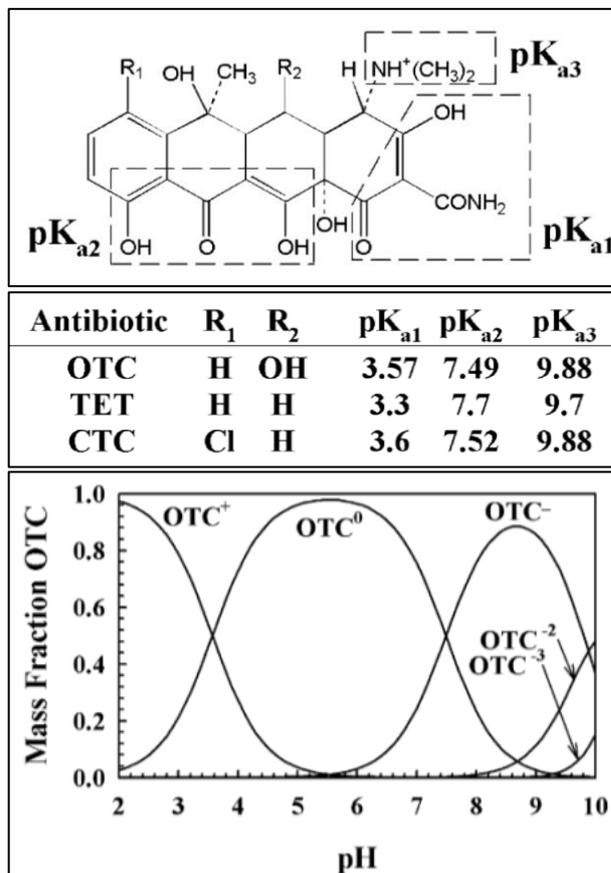
A constante de equilíbrio de ionização ácida ( $pK_a$ ) descreve a dissociação ácida dos medicamentos. Se o pH do meio for igual ao valor de  $pK_a$  da espécie significa que 50% de suas moléculas se encontram ionizadas e 50% apresentam-se não dissociadas. Contudo, se os valores de pH do meio forem superiores a  $pK_a$  concentração da fração aniônica predomina na solução. Se os valores de pH forem inferiores, predomina a fração neutra (MILHOME, 2006). Nos ambientes naturais em que os valores de pH situam-se na faixa 5 – 8, grande parte das moléculas de medicamentos tende a estar ionizada negativamente e podem migrar no perfil com maior facilidade (BARCELÓ; HENNION, 2003). Exemplo de aplicabilidade do  $pK_a$  é a tetraciclina (Figura 9) em soluções fortemente ácidas ela se encontra carregada positivamente e negativamente quando em condições alcalinas. Ainda, as espécies de tetraciclina catiônicas podem neutralizar sítios de carga negativa quando em condições ácidas e podem ser repelidos pelas superfícies de argila em pH ácido (FIGUEROA; LEONARD; MACKAY, 2004).

O uso das propriedades dos medicamentos e seus metabólitos auxiliam no entendimento da dinâmica deles no ambiente. Moléculas antrópicas, como os medicamentos, presentes nos dejetos animais quando aplicados nos solos agrícolas, para alcançar os recursos hídricos superficiais, devem ser transportadas diretamente por escoamento e/ou erosão de dejetos ou dos solos contaminados (KOSCHORRECK et al., 2002). A percolação no perfil do solo de alguns medicamentos pode resultar em contaminação do lençol freático. Na Alemanha, por exemplo, a primeira constatação da presença de tetraciclina no sedimento retirado das valas de irrigação de área agrícola de alto uso de antibiótico veterinário oferece prova de que o transporte terrestre de antibióticos veterinários está ocorrendo (BAILEY et al. 2015). Assim, novos estudos vem sendo desenvolvidos em todo o mundo para servir de subsídio para a criação de leis referentes a entrada de medicamento através do dejetos animal aplicado nos campos de produção.

### 1.5 Medicamentos nos alimentos

A baixa solubilidade dos medicamentos na água no solo possibilita a sua bioacumulação pelas plantas e a transferência na cadeia trófica (MIGLIORE et al., 1995), induzindo a contaminação indireta de organismos superiores da cadeia alimentar, inclusive, o homem. A análise de medicamentos veterinários e seus metabólitos em alimentos é justificada

principalmente pela(o): (i) utilização irregular dos medicamentos veterinários e a não observação de rótulos e período de carência dos compostos; (ii) aparecimento de resistência, mutações, efeitos carcinogênicos e teratogênicos em organismos expostos aos medicamentos; (iii) problemas endócrinos, alergias, toxicidade aguda e crônica (SOFOS, 2005).



**Figura 9.** Química da tetraciclina e solução de especiação. Todos os antibióticos da classe das tetraciclina têm sua estrutura de base comum com sítios de troca de próton relevantes no ambiente. Os grupos R<sub>1</sub> e R<sub>2</sub> são reportados para a oxitetraciclina (OTC), tetraciclina (TET) e a clorotetraciclina (CTC). A especiação demonstrada acima é referente a oxitetraciclina, no entanto representa igualmente a TET e a CTC devido à proximidade dos valores de  $pK_a$  de todos esses compostos (FIGUEROA; LEONARD; MACKAY, 2004).

Os riscos à saúde humana devido à exposição de resíduos de medicamentos veterinários aumentam o interesse na certificação de alimentos orgânicos ou livres de resíduos (PRESTES et al., 2013). Para amenizar e controlar a presença de medicamento nos alimentos, o governo federal através da Portaria n.º 51, de 6 de fevereiro de 1986 instituiu o Plano Nacional de Controle de Resíduos Biológicos em Produtos de Origem Animal - PNCRB, visando o sistematizar o controle da contaminação de produtos de origem animal por resíduos de compostos de uso na

agropecuária e/ou poluentes ambientais, onde podemos encontrar diversos programas, como por exemplo o Programa de Controle de Resíduos em Leite (PCRL); (BRASIL - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1986). Para atender essas necessidades os laboratórios do MAPA foram organizados visando atualizar e melhorar as políticas e atividades analíticas relacionadas à defesa sanitária vegetal e animal (MAURICIO; LINS, 2012). No ano de 1999, o PNCRB passou a se chamar “Plano Nacional de Controle de Resíduos em Produtos de Origem Animal – PNCR” através da Instrução Normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999 (BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1999) com o propósito de atender nacional e internacionalmente as questões referentes à qualidade de alguns alimentos como carne, leite, mel e pescado. A partir desse momento, a ANVISA no ano de 2002 implantou o Programa de Análise de Resíduos de Medicamentos Veterinários em Alimentos de Origem Animal (PAMVet) com o objetivo de fortalecer os mecanismos de controle sanitário. Entre os alimentos selecionados, pode-se destacar o leite bovino, carnes (bovina, frango e suína), pescado, ovos e mel. Diante do cenário internacional, no ano de 2005, o MAPA decide atender as exigências da União Europeia relativa ao uso de medicamentos veterinários sugerindo que o Brasil aperfeiçoasse o programa de resíduos em mel, criasse um plano de resíduo em ovos, adicionando os resíduos máximos permitidos pela legislação europeia entre outras solicitações (PACHECO-SILVA; SOUZA; CALDAS, 2014). No mês de junho de 2009 foi iniciado o projeto “Uso racional de antibióticos e combate à resistência bacteriana”. Esse projeto tem ganhado cada vez mais importância com suas ações voltadas ao uso de farmacêuticos recebendo destaque e deixando em evidência que, por mais difícil que seja de sanar um problema, com o uso da informação de forma adequada é possível amenizar a questão (BISSON, 2010). No ano de 2012, a lei nº 12.689/2012 altera o Decreto-Lei nº 467/1969, normatizando o uso e a produção de medicamentos genéricos veterinários e determina os critérios para registro, fabricação, distribuição/comercialização, prescrição e dispensação destes produtos (BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento 2012).

Nesse sentido, a certificação foi implantada como uma forma de garantir a segurança da população a possíveis exposições acidentais e ao mau uso dos compostos químicos, além de permitir a comprovação de que o atual sistema de produção nacional contribui para a contaminação solo, água, sedimento

e alimentos. Para a comprovação dessa realidade nacional, a regulamentação desses valores foi definida através do trabalho conjunto de agências nacionais e do fórum *Códex Alimentarius Brasil* (Fórum Internacional de Normatização do Comércio de Alimentos) estabelecido pela Organização das Nações Unidas (ONU) por ato da Organização para a Agricultura e Alimentação (FAO) e Organização Mundial de Saúde (OMS) (PACHECO-SILVA; SOUZA; CALDAS, 2014). O Ministério da Saúde através da diretoria colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária aprovou o Regulamento Técnico Mercosul - Rdc Nº 53, de 02 de Outubro de 2012- que dispõe de metodologias analíticas, quantidade diária admissível de ingestão e limites máximos de resíduos para medicamentos veterinários em alimentos de origem animal. Assim, assumindo a existência de resíduos de medicamentos veterinários em produtos de origem animal no Brasil, a seleção de bactérias resistentes aos medicamentos veterinários é um tema atual, discutido e estudado nacionalmente.

Os alimentos de origem animal como carnes, vísceras, leite, ovos e mel, dentre outros, são matrizes comumente analisadas em laboratórios de rotina, apresentando frequentemente resíduos de diversas classes de medicamentos veterinários. No ano de 2009, o Laboratório de Resíduos de Medicamentos Veterinários (LRM/PL, MG, Brasil) analisou 1519 amostras de tecido animal de dezesseis estados brasileiros. Dentre estes, 644 amostras (42%) foram positivas a presença de medicamentos, 240 amostras (16%) para resíduos de macrolídeos, 23 amostras (1.5%) para amino glicosídeos. Nenhuma amostra foi encontrada com resultados superiores para os 6 maiores analitos encontrados pelo LRM (Tabela 16) (NONAKA et al, 2013).

Outro alimento muito estudado no Brasil é o leite. De acordo com o relatório da Pesquisa de Orçamentos Familiares (IBGE/POF, 2008/2009), o leite representa o segundo maior gasto com a alimentação na área urbana (11,0%) e o terceiro maior gasto na área rural (8,7%) (Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2010). Assim, Ferreira et al. (2012) ao estabelecer um panorama da contaminação do leite no Brasil com 35 publicações sobre monitoramentos de resíduos de medicamentos veterinários em leite, verificaram que o número de ocorrências de resíduos de antimicrobianos como os  $\beta$ -lactâmicos e as tetraciclina foram responsáveis pela maior incidência de amostras com resultados acima dos limites de detecção.

**Tabela 16.** Resultado dos seis maiores analitos encontrados pelo Laboratório De Resíduos De Medicamentos Veterinários encontrados no ano de 2009 (LRM/PL, MG, Brasil) (NONAKA et al, 2013).

Analitos	MRL <sup>a</sup>	Bovino	Cavalo	Porco	Aves	Máximo encontrado
	Valores ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ )					
Lincomicina	1500	5	3	101	35	894,3
Tilcomisina	1000	4	4	37	14	235,5
Tilosina	100	1	0	28	4	<LOQ <sup>c</sup>
Clindamicina	n.e. <sup>b</sup>	2	1	9	3	<LOQ
Gentamicina	750	0	0	4	10	<LOQ
Eritromicina	200	1	1	7	1	<LOQ

<sup>a</sup>MRLs – CODEX e EEC 2377/90

<sup>b</sup>Não estabelecido

<sup>c</sup>LOQ - Limite de quantificação

Entre os artigos, dos nove estudos sobre anfenicóis, quatro apresentaram ocorrência de cloranfenicol e florfenicol e somente três referências apresentaram a ocorrência de amostras com teores acima do Limite Máximo de Resíduos (LMR). Para os analitos benzilpenicilina, da classe dos  $\beta$ -lactâmicos e o amino glicosídeo estreptomicina/diidroestreptomicina apenas sete das referências avaliadas apresentaram resultados insatisfatórios para antimicrobianos com relação à legislação brasileira. Os antiparasitários entre as 10 referências, 5 apresentaram resultados acima do LMR.

### 1.6 Resistência a medicamentos

A presença de mecanismos de resistência às moléculas de medicamentos veterinários é comum nos microrganismos que vivem no solo, na água e nos sedimentos. No solo, por exemplo, metade das espécies de actinomicetos tem habilidade de sintetizar antibióticos (TOPP, 1981), sendo a resistência responsável pela sua proteção a outros organismos suscetíveis ao ataque competitivo (KEMPER, 2008). Alguns mecanismos de resistência podem ser intrínsecos às células dos microrganismos, como a alteração da redução da permeabilidade da membrana de lipopolissacarídeos, bomba de efluxo e alteração do sítio de ação. Outro mecanismo que pode ser desenvolvido pelas bactérias é o de degradação enzimática ou inativação do antibiótico. Existem três grandes estratégias para a degradação, a hidrólise e a transferência de um grupo ou processo redox (DŽIDIĆ; ŠUŠKOVIĆ; OS, 2007).

Na natureza a troca de genes entre duas moléculas de DNA é designada a formar novas combinações em um cromossomo, preservando sua integridade genética por meio da reparação de possíveis falhas no DNA bacteriano (CONLEY, 1992) e servindo de fonte para a variação evolutiva da maioria

dos procariotos (TORTORA; FUNKE; CASE, 2012). A transferência de material genético pode ser vertical, quando os genes são passados de um microrganismo para seus descendentes, ou horizontal, quando os genes podem ser adquiridos de outros microrganismos da mesma geração (BAUMAN, 2009). Quando adquiridos horizontalmente efeitos deletérios podem ser ocasionados à célula bacteriana que os recebeu, resultando na eliminação da população ao qual está inserida. Em contrapartida, genes que conferem vantagem seletiva ao patógeno, em relação ao hospedeiro, podem potencialmente espalhar-se rapidamente dentro da população bacteriana (THOMAS; NIELSEN, 2005). Após a mutação ser adquirida, sua transmissão é feita através de mecanismos normais de reprodução e a progênie integra aquela característica genética passando aos micróbios parentais. Tendo em vista a alta taxa de reprodução das bactérias, em um curto período quase toda a população passa a ser resistente a um novo antibiótico (TORTORA; FUNKE; CASE, 2012). Portanto, se os medicamentos forem utilizados indiscriminadamente poderão fornecer risco à população tanto pela presença nos alimentos como pela seleção de linhagens bacterianas resistentes a diferentes princípios ativos, dificultando o tratamento de infecções (GREENSON et al., 2013).

Hoje, o maior interesse em relação ao uso de antibióticos no tratamento humano e animal é o desenvolvimento de estirpes bacterianas resistentes que representem risco à saúde humana e animal (KEMPER, 2008; THIELE-BRUHN et al., 2003). A ingestão de alimentos contaminados com medicamentos pode resultar em riscos para a saúde, tais como problemas de alergia, toxicidade e potencial de desenvolvimento de cepas bacterianas resistentes quando esses resíduos de antibióticos alcançarem os seres humanos através da cadeia alimentar (FÀBREGA et al, 2008). No Brasil, há vários estudos

relativos a organismos causadores de infecção humana e animal, como, por exemplo, *Staphylococcus* spp., *Salmonella entérica* subs. *entérica* (S.) (TEIXEIRA et al., 1995), *Enterococcus faecalis* (CAMPOS et al., 2013) e *Escherichia coli* (BACCARO et al., 2002).

A maior preocupação é a resistência que esses organismos vêm desenvolvendo aos antibióticos, causando risco de transmissão de genes de resistência antimicrobiana. Campos et al. (2013), por exemplo, isolaram e analisaram o perfil de resistência antimicrobiana de *Enterococcus* provenientes de carcaças de frango resfriadas e congeladas comercializadas no Distrito Federal. Todas as cepas que foram isoladas apresentaram resistência a, pelo menos um antimicrobiano, sendo eles Tetraciclina, Eritromicina, Ciprofloxacina e Cloranfenicol. A principal preocupação abordada é o surgimento de sérios problemas para a saúde pública devido à capacidade de transmissão dos genes de resistência antimicrobiana para outros microrganismos presentes na microbiota intestinal de humanos e animais, podendo inviabilizar o uso destes medicamentos nos tratamentos clínicos (CAMPOS et al., 2013). Silva; Tejada; Timm (2014) avaliaram a sensibilidade antimicrobiana de cepas de *Salmonella* spp. previamente isoladas de amostras de produtos oriundos de carne de frango, fezes de frango e fezes humanas. Dezesete cepas foram testadas e os autores observaram resistência à poliximina B e eritromicina em 94,1% das cepas e 58,8% apresentaram resistência à sulfonamida e penicilina G. Todas as cepas analisadas apresentaram multirresistência frente aos antibióticos. Assim, a ocorrência de cepas multirresistentes não é um fato raro (SILVA; TEJADA; TIMM, 2014) e deve ser considerada uma ameaça global devido à capacidade do microrganismo de interromper a atuação de um determinado agente antimicrobiano sobre ele, resultando em tratamentos ineficazes, infecções persistentes e a possibilidade de transmitir essa característica a outros microrganismos (OMS, organização mundial de saúde, 2012).

A OMS, após analisar a resistência de microrganismos em 114 países, constatou que todas as regiões do mundo estão passíveis de passar uma "era pós-antibiótico" (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2014). O elevado número de mortes no mundo devido à resistência das bactérias (EUROPEAN CENTRE FOR DISEASE PREVENTION AND CONTROL/EUROPEAN MEDICINES AGENCY, 2009; KLEVENS et al., 2007) tem suscitado discussões e publicações de trabalhos com o objetivo de aproximar os leitores ao tema, alertando sobre os riscos e discutindo medidas possíveis para redução

dos problemas (WANNMACHER, 2004; WECKX, 2012; YOUNG; CHOPRA; OJOO, 2013; TILLOTSON, 2013; HOWARD et al., 2013). Conjuntamente, descobertas no mundo científico vêm sendo realizadas, como é o caso teiobaxin, um novo antibiótico que ainda não foi testado em humanos, porém é capaz de sanar infecções graves em ratos sem causar resistência (LING et al., 2015).

Diversos estudos referentes à resistência a medicamentos vêm sendo realizados nos últimos anos (Tabela 17) e demonstram que a falta de programas estratégicos para o controle de doenças resulta na administração de medicamentos em intervalos curtos de tempo, determinando a seleção de organismos (NOVA et al., 2014). Como alternativa a baixa resposta aos medicamentos uma das saídas de combate é a associação de medicamentos pode alcançar altos percentuais de eficácia e de redução das doenças (BUZZULINI et al., 2007).

## 2 AMOSTRAGEM, MÉTODOS DE EXTRAÇÃO E CONCENTRAÇÃO E TIPOS DE ANÁLISE DE MEDICAMENTOS VETERINÁRIOS NO AMBIENTE

### 2.1 Amostragem

A escolha de um método de amostragem depende do tipo de amostra, das moléculas alvo, do nível de contaminação e do objetivo final da análise. Existem diferentes tipos de amostras ambientais: (i) líquidas: água de superfície, subterrânea, salobra, salgada, potável, tratada, residual etc; (ii) sólidas: solo, sedimentos, materiais em suspensão, lama, esterco etc; e (iii) organismos: microrganismos, biofilmes, microinvertebrados, macroinvertebrados, crustáceos, peixes etc.

#### 2.1.1 Amostras líquidas

A amostragem líquida geralmente é de fácil obtenção, porém sua representatividade depende do modo que ela é realizada.

**Tabela 17.** Trabalhos brasileiros realizados com intuito de verificar resistência de organismos responsáveis por doenças animais em diferentes matrizes.

Animal	Matriz <sup>(Referência)</sup>	Medicamento <sup>(Referência)</sup>	Estado <sup>(Referência)</sup>	Referencia
Ovino	Fezes	Nitroxinil <sup>(1, 4)</sup> Ivermectina <sup>(1, 3, 4, 5, 6, 8, 10)</sup> Moxidectina <sup>(2, 4, 6, 8)</sup> Fosfato de levamisol <sup>(2)</sup> Benzimidazole <sup>(3)</sup> Levamisole <sup>(3, 4, 5)</sup> Closantel <sup>(3, 4, 5, 6)</sup> Abamectina <sup>(4)</sup> Sulfato de albendazole <sup>(4)</sup> Albendazole <sup>(4, 5, 6, 8, 9)</sup> Triclorfon <sup>(6)</sup> Tetraciclina <sup>(7)</sup> Sulfonamidas <sup>(7)</sup> Estreptomicina <sup>(7)</sup>		(1) Nova et al. (2014)
				(2) Cezar et al. (2011)
Caprino	Fezes	Albendazole <sup>(9, 10, 11)</sup> Ivermectina <sup>(10, 11)</sup> Levamisole <sup>(12)</sup> Oxfendazole <sup>(12)</sup>		(3) Echevarria et al. (1996)
				(4) Hammerschmidt et al. (2012)
Aves	Swabs <sup>(13, 15)</sup> Fezes e carne <sup>(14)</sup>	Clortetraciclina <sup>(13)</sup> Oxitetraciclina <sup>(13)</sup> Lincomicina <sup>(13)</sup> Emoxicilina <sup>(13)</sup> Enrofloxacina <sup>(13)</sup> Norfloxacina <sup>(13)</sup> Tiafenicol <sup>(13)</sup> Timetropim <sup>(13, 15)</sup> Sulfas <sup>(13)</sup> Poliximina B <sup>(14)</sup> Eritromicina <sup>(14)</sup> Sulfonamida <sup>(14, 15)</sup> Penicilina <sup>(14)</sup> Gentamicina <sup>(15)</sup> Ceftazidima <sup>(15)</sup> Amoxicilina <sup>(15)</sup>		(5) Ramos et al. (2002)
				(6) Sczesny-Moraes et al. (2010)
Bovinos	Fezes	Ivermectina <sup>(14, 17, 18, 19)</sup> Moxidectina <sup>(14, 19)</sup> Fosfato de levamisol <sup>(14, 18)</sup> Abamectina <sup>(14, 19)</sup> Doramectina <sup>(17, 19)</sup> Sulfóxido de albendazole <sup>(17)</sup>	PR <sup>(1,8)</sup> RS <sup>(2,3,5,7, 14, 20, 21,22,26)</sup> SC <sup>(4, 18)</sup> MS <sup>(6)</sup> PE <sup>(9, 13)</sup> RN <sup>(10, 11)</sup> CE <sup>(12)</sup> SP <sup>(15,16,17)</sup>	(7) Lopes (2014)
				(8) Cunha-filho et al. (1998)
Suínos	Fezes <sup>(20, 23, 24, 26)</sup> Carcaças <sup>(21)</sup> Sistema de tratamento de dejetos <sup>(22)</sup> Carne <sup>(23)</sup> Tonsilas <sup>(24)</sup>	Apramicina <sup>(20)</sup> Florfenicol <sup>(20, 26)</sup> Trimetropina <sup>(20, 22, 26)</sup> Trimetropim <sup>(20, 26)</sup> Amplicina <sup>(21, 22, 24, 26)</sup> Estreptomicina <sup>(21, 22, 24)</sup> Sulfonamida <sup>(21, 22)</sup> Tetraciclina <sup>(21, 22, 25, 26)</sup> Ácido nalidíxico <sup>(22)</sup> Cloranfenicol <sup>(22, 26)</sup> Cefaclor <sup>(22)</sup> Tobramicina <sup>(22, 23)</sup> Gentamicina <sup>(22, 23, 24, 26)</sup> Amoxicilina <sup>(22)</sup> Neomicina <sup>(22)</sup> Amicacina <sup>(22, 26)</sup> Cetiofur <sup>(24)</sup> Kanamicina <sup>(24)</sup> Neomicina <sup>(24, 26)</sup> Oxitetraciclina <sup>(24)</sup> Eritromicina <sup>(25)</sup> Sulfamethoxazole <sup>(26)</sup> Colistina <sup>(26)</sup> Norfloxacina <sup>(26)</sup> Enrofloxacina <sup>(26)</sup> Cefalexina <sup>(26)</sup>		(9) Lima et al. (2010)
				(10) Pereira et al. (2008)
				(11) Coelho et al. (2010)
				(12) Vieira et al. (1999)
				(13) Barros et al. (2011)
				(14) Silva et al. (2014)
				(15) Galdino et al. (2013)
				(16) Neves (2014)
				(17) Rangel et al. (2005)
				(18) Souza et al. (2008)
				(19) Mello et al. (2006)
				(20) Valbring et al. (2014)
				(21) Cola et al. (2014)
(22) Schmidt e Cardoso (2003)				
(23) Franco et al. (2010)				
(24) Baccaro et al. (2002)				
(25) Agnol et al. (2014)				
(26) Costa et al. (2010)				

i) Amostragem pontual: A amostragem pontual é a mais fácil de ser efetuada, pois, geralmente, não necessita de material específico e tem baixo custo para a sua obtenção. Uma amostra pontual representa o estado de contaminação em um ponto e em um determinado momento. No entanto, não leva em consideração a evolução do meio (ex.: a flutuação da poluição em função da vazão do rio, a eficiência das estações de tratamento). Diversas amostragens pontuais podem ser realizadas em diferentes pontos e/ou a diferentes momentos com o motivo de integrar variações espaciais e/ou temporais.

ii) Amostragem média: A amostragem média consiste em coletar periodicamente (ex.: todas as horas durante 24h, ou todos os dias durante 15 dias) dentro de uma mesma zona um volume de água. Ela pode ser efetuada manualmente ou através da implantação de amostrador programado. Essa amostragem pode ser ponderada, ligada ou não a variação da vazão. A utilização da vazão pode ser aplicada quando ocorrem variações importantes, como por exemplo, nas estações de tratamento de esgoto ou nos rios. As amostras são misturadas (automaticamente ou manualmente) a fim de obter uma amostra única, representativa dos fluxos de poluentes em um período de tempo. Assim, o fluxo de poluentes pode ser muito variável num mesmo período, especialmente para os efluentes hospitalares (LINDBERG et al., 2004).

iii) Amostragem passiva: A amostragem passiva utiliza um material específico, dependendo da natureza do poluente (GREENWOOD, R., MILLS, G., VRANA, B., 2007). Para acompanhar a poluição com medicamentos, dois tipos de amostradores podem ser usados: o Chemcatcher® (amostrador passivo equipado com uma membrana que limita a difusão) (VERMEIRSEN et al., 2009; LISSALDE et al., 2015) e o POCIS (Amostrador Integrativo de Compostos Orgânicos Polares) (TOGOLA; BUDZINSKI, 2007; BROWN, 2010). O POCIS é atualmente o mais utilizado para o estudo de medicamentos em rios. Ele é composto por uma fase adsorvente recoberta por uma membrana de proteção. O dispositivo é depositado no local desejado e deixado durante alguns dias ou semanas, dependendo da natureza dos compostos, o nível de contaminação e as características do ambiente (temperatura, pressão). Um equilíbrio é gradualmente estabelecido entre a fase adsorvente e o meio até à retirada do dispositivo. Após a recuperação, a fase contida dentro do POCIS é recuperada e pesada antes de extrair os medicamentos (ver item 2.2 Métodos de extração e concentração). A amos-

tragem passiva dá uma representação do fluxo de contaminantes veiculados através da água.

### 2.1.2 Amostras sólidas

Diversas estratégias podem ser estudadas para a amostragem de solo e de sedimentos. A heterogeneidade espacial e temporal é fator complicador na amostragem e geralmente passa a ser o ponto crítico nos estudos de monitoramento ambiental de moléculas de medicamentos.

i) Solos e sedimentos: Podem ser escolhidas para trabalhar amostras de superfície (primeiros centímetros de espessura) ou em profundidade, utilizando trado. A profundidade pode variar até vários metros, permitindo remontar a níveis mais antigos de contaminação. Assim que a zona contaminada é conhecida e constitui o objeto de estudo, uma amostragem pontual pode ser indicada. Na presença de poluição difusa ou desconhecida, um mapeamento permite o conhecimento da contaminação do local como um todo. Neste caso, várias amostras são coletadas a partir de várias áreas do sítio. As amostras podem ser constituídas de diversas amostragens pontuais ou de uma amostragem média na qual elas são misturadas.

ii) Sólidos em suspensão: Os sólidos em suspensão, que são encontrados nos rios, podem ser um estudo de caso interessante por seu papel como fase portadora (GUYOT; JOUANNEAU; WASSON, 1999) através do transporte de potenciais poluentes (FOSTER; CHARLESWORTH, 1996). Esses sólidos consistem em sedimentos superficiais remobilizados ou partículas de solo arrastadas para rios através de escoamento superficial. No entanto, as concentrações de sólidos em suspensão podem sofrer grandes variações espaciais e temporais devido ao uso e manejo do solo, conformação da paisagem, condições climáticas e fase da chuva, entre outros. A amostragem manual desses sólidos pode ser considerada, mas é muito localizada e não integrativa para as condições ambientais e variações temporais. Assim, um coletor pode ser instalado visando a amostragem durante vários dias. Esses coletores podem ser constituídos por um tubo no qual é colocado um filtro de pano na extremidade ou, outro sistema que foi descrito por Phillips et al. (2000), em que o coletor possui dois pequenos furos, localizados nas extremidades do coletor, permitindo a entrada e saída de água. Estes furos permitem a entrada de água e a sedimentação dos sólidos em suspensão na parte inferior do coletor.

### 2.1.3 Amostras biológicas

Os organismos vivos captam e acumulam muitos contaminantes em seus tecidos ao longo de suas vidas. A análise química destes contaminantes é capaz de fornecer informações em relação a poluição recebida por esses organismos.

i) *Biofilmes*: Os biofilmes são constituídos por microrganismos (eucariotos, procariotos, protozoários e vírus) que secretam uma matriz protetora de consistência viscosa orgânica e mineral (WATNICK; KOLTER, 2000). Eles se desenvolvem na superfície de rochas e plantas, participando de forma significativa da cadeia trófica e dos ciclos bioquímicos do ambiente (BATTIN et al., 2003). Eles estão em interação permanente com a água e seus poluentes, podendo acumulá-los de acordo com seu desenvolvimento (DRURY; STEWART; CHARACKLIS, 1993). A amostragem de biofilmes pode ser feita diretamente nas rochas e plantas ou através da instalação de suportes de rochas mantidos constantemente em imersão. O biofilme natural ou desenvolvido é recuperado através da escovação das rochas e plantas, recuperando o líquido que é em seguida congelado e liofilizado antes de ser preparado para a análise (LAURENT, 2013)

ii) *Macro invertebrados/moluscos*: A utilização de um Surber permite a coleta de macro invertebrados presentes no meio. O Surber é constituído por um quadro com uma malha coletora de malha variável, mas geralmente de 250 µm. Porém, o tamanho da malha pode variar dependendo do objetivo da pesquisa, tais como a importância ou não da coleta de indivíduos muito pequenos e imaturos, número de espécimes coletados entre outros (SILVEIRA; QUEIROZ; BOEIRA, 2004). Ele é posicionado contra a correnteza e a área de amostragem é fixada no leito do rio. A área de amostragem do Surber é de 900 cm<sup>2</sup> e a coleta deverá representar todo o rio. Assim, vários lugares da região devem ser escolhidos para amostrar diferentes substratos (ex.: sedimentos, rochas e plantas) e áreas de alta e de baixa velocidade do fluxo.

iii) *Organismos superiores (peixes, mamíferos, etc.)*: Na maioria dos casos, é necessário capturar indivíduos em seu ambiente natural ou nos locais onde eles se alimentam. Dependendo das espécies a serem estudadas, são realizados somente amostragens de fluidos biológicos (sangue, urina) antes de colocá-los novamente em liberdade ou então o organismo é sacrificado para a realização de testes a partir da remoção de tecidos ou órgãos receptivos à presença de contaminantes.

## 2.2 Métodos de extração e concentração

A fim de analisar os resíduos de produtos veterinários contidos nas matrizes sólidas (sedimentos e solos), biológicas (biofilmes e tecidos animais) ou líquidas (água) por meio de análise cromatográfica, o analito tem que ser isolado da sua matriz. Da mesma forma, uma etapa de concentração é necessária devido à baixa concentração destes compostos em matrizes ambientais (da ordem de ng g<sup>-1</sup>). Existe, portanto, a necessidade de um plano de preparação de amostras, levando em consideração a extração, a purificação e a concentração da substância a analisar.

### 2.2.1 Ação de poluentes em matrizes sólidas

No caso das matrizes sólidas (sedimento e solo) ou biológicas (biofilmes e tecidos animais), a extração sólido-líquido permite a dissolução do composto orgânico em um solvente. A técnica de Soxhlet compreende o aquecimento a refluxo de um solvente que, ao se condensar, atinge o corpo do extrator contendo o sólido a ser extraído e a sonificação no caso dos ultrassons em que o sólido é colocado num solvente sonificado. A sonificação é utilizada para desencadear cavitações ultrassônicas no meio, aumentando a temperatura e a pressão promovendo a solubilização de compostos solúveis no solvente. Este método é simples e barato, no entanto, tem desvantagens como a dimensão limitada da amostra e tempo de extração (várias horas). Atualmente, as técnicas de extração tendem para uma maior automatização e utilização de quantidade reduzida de solvente.

i) *Extração líquida por pressão (pressure liquid extraction, PLE) (Tabela 18)*: A PLE consiste em fazer percolar um solvente aquecido sob alta pressão através do sólido a ser extraído. A célula extratora é colocada dentro do extrator onde ela é preenchida com solvente durante um tempo de contato definido, para então ser esvaziado e o extrato ser recolhido num frasco. Vários ciclos de extração podem ser realizados, bem como misturas de solventes quando os compostos são compatíveis. Diversos fatores podem influenciar na extração e devem ser ajustados como: o volume e a natureza do solvente, a temperatura e pressão, o número de ciclos de extração, a duração destes ciclos e a velocidade de drenagem de célula. Este método reduz significativamente o tempo de extração (cerca de uma hora para uma amostra de sedimento) e é possível trabalhar com diferentes

volumes de amostra (células podem conter um volume entre 1 e 100 mL). Além disso, é possível criar extrações sucessivas, utilizar diferentes solventes ao mesmo tempo através de um sistema automatizado. No entanto, este tipo de dispositivo não é adequado para compostos termolábeis.

*ii) Extração por fluido supercrítico (SFE):* Esta técnica é semelhante ao PLE com a utilização de pressões mais elevadas, mas temperatura mais baixa e, portanto, adequado para os compostos termolábeis. Este método baseia-se nas propriedades dos fluidos supercríticos, entre o líquido e o gás correspondente. Os principais parâmetros em relação a extração são a natureza do fluido (geralmente é usado o dióxido de

carbono), a pressão e a temperatura. Além do tempo reduzido de extração, este método utiliza pouco, ou nenhum, solvente orgânico. No entanto, a coleta dos extratos continua problemática.

*iii) Extração por micro-ondas (MAE):* Nessa técnica, o solvente e a amostra são aquecidos por micro-ondas. A economia de tempo é importante e é possível extrair várias amostras ao mesmo tempo com uma quantidade mínima de solvente. No entanto, é possível apenas a utilização de solventes polares (SANCHEZ-PRADO et al., 2015) e este método não é automatizado. Um resumo comparativo entre as técnicas de extração é apresentado na Tabela 19.

**Tabela 18.** Métodos de PLE aplicados a extração de medicamentos veterinários em amostras ambientais solidas (DIAZ-CRUZ; BARCELO, 2007).

Composto	Matriz	Solvente (v/v)	T (°C)	P (bar)	Ciclos	Tempo estático (min.)	Flushing (%)
Macrolídeos Ionóforos Tiamulina	30 g solo	1% amônia em MeOH	80	140	2	10	70
Sulfonamidas Penicilinas	5 g lama de bacia de infiltração	Acetona/MeOH 50:50	75	150	3	5	60
Sulfonamidas Tetraciclina Macrolídeos	10 g solo	MeOH/solução tampão de ácido cítrico (pH 4.7) 50:50	Ambiente	150	-	3	-
Antimicrobianos (diversas classes terapêuticas)	10 g solo	MeOH/água 80:20	100	140	3	10	50

**Tabela 19.** Comparação entre as técnicas de extração (KINSELLA et al., 2009).

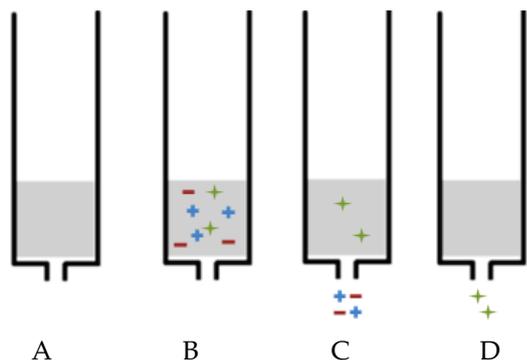
Técnica de extração	MAE	PLE	SFE
Tempo de extração	3–30 min	5–30 min	10–60 min
Massa de amostra	1–10 g	1–30 g	1–5 g
Solvente usado	10–40 ml	10–100 ml	2–20 ml
Investimento	Moderada	Alta	Alta
Vantagens	(i) Extrações rápidas e múltiplas (ii) Baixo volume de solvente (iii) Altas temperaturas	(i) Extrações rápidas (ii) Baixo volume de solvente (iii) Temperaturas elevadas (iv) Filtragem desnecessária (v) Sistema automatizado	(i) Extrações rápidas (ii) Volume mínimo de solvente (iii) Temperaturas elevadas (iv) Baixa interferência da matriz (v) Filtragem e limpeza desnecessária (vi) Sistema automatizado
Desvantagens	(i) Solvente polar (ii) Limpeza necessária (iii) Tempo de espera necessário para resfriar seus recipientes	(i) Limpeza necessária	(i) Muitos parâmetros para aperfeiçoar especialmente o conjunto de analitos.

## 2.2.2 Extração de poluentes orgânicos em matrizes líquidas e purificação

*i) Extração líquida - líquida:* Esta técnica simples e antiga permite a transferência seletiva de compostos presentes numa solução para uma segunda solução imiscível com a primeira. Na prática, as duas soluções são colocadas em contato, agitadas e separadas. A natureza e o volume da solução de extração e o pH são parâmetros ajustáveis. Devido à baixa seletividade deste método, impurezas podem subsistir após a separação.

*ii) Extração em fase sólida (solid phase extraction, SPE (Figura 10):* O princípio deste método baseia-se na distribuição de compostos entre uma fase estacionária sólida (sorvente) e uma fase móvel líquida. Na prática, a amostra penetra através de uma fase sólida (pré-condicionada) contida num cartucho. Os compostos de interesse são retidos pelo adsorvente que é então lavado para remover impurezas. Finalmente, os compostos de interesse são eluídos em um pequeno volume de solvente orgânico.

A escolha dos solventes (em todas as etapas) é um fator importante, assim como a escolha do adsorvente. No caso da análise de resíduos de produtos veterinários, resinas poliméricas permitem absorver grandes famílias de compostos. Esse método é atualmente muito utilizado. Ele apresenta a vantagem de ser automatizado, de aceitar volumes de cargas importantes e permite igualmente uma boa purificação dos extratos dos tecidos extraídos das amostras sólidas, líquidas ou biológicas.



**Figura 10.** Representação dos quatro estágios que passa o cartucho para a recuperação dos compostos desejados onde: (a) representa o condicionamento do cartucho, (b) o cartucho sendo carregado com os compostos presentes na amostra, (c) a lavagem do cartucho e (d) a eluição do cartucho.

*iii) Secagem e restituição:* Uma vez purificado, o extrato pode ser seco para remover a água residual. O solvente orgânico é então evaporado a uma tempe-

ratura moderada, vácuo ou fluxo de nitrogênio. Finalmente, o volume da amostra é ajustado permitindo o acesso ao fator de concentração dos processos de extração e purificação.

Desde que estabelecido o protocolo de preparação de uma amostra, é importante otimizar cada etapa. É importante notar que quando uma análise de multirresíduos é realizada, a otimização se torna um compromisso. Além disso, é necessário conhecer a eficiência da extração de cada etapa de preparação. Um rendimento de 80% a 120% é geralmente considerado satisfatório (RODIER et al., 2009). Existem inúmeros métodos de extração e purificação que podem ainda ser combinados. É importante que cada etapa seja aperfeiçoada a fim de facilitar a análise das amostras. A má preparação levará a uma análise ruim. Existem inúmeras publicações científicas tratando sobre a análise de resíduos farmacêuticos e /ou veterinários nas quais os métodos descritos neste capítulo são utilizados.

## 2.3 Tipos de análise

Os espectrômetros de massa de alta resolução são as principais ferramentas utilizadas para a análise de poluentes orgânicos. Diferentes tecnologias são possíveis e a escolha é geralmente feita considerando o objetivo de quantificação e/ou identificação almejada.

### 2.3.1 Análise quantitativa

A análise quantitativa permite determinar com segurança concentrações de moléculas químicas. Esta análise é geralmente utilizada para medir moléculas de interesse a partir de métodos de análise sensíveis que permitem a detecção de concentrações muito pequenas. Essa sensibilidade é obtida através de tecnologias de seletividade (ex. triplo quadruplo, Orbitrap) onde, espectrômetros de massa dedicados a análise de um composto alvo utilizam os fragmentos da massa específica da molécula para conseguir detectá-la e identificá-la.

### 2.3.2 Screening

A análise conhecida como “screening” é cada vez mais utilizada nos estudos de contaminantes. Ela permite colocar em evidência compostos que não são pesquisados através da análise quantitativa. A técnica de screening chamada de “target screening” refere-se a busca específica de substâncias previamente conhecidas enquanto o screening chamado de

“no – target screening” se refere a pesquisa de substâncias desconhecidas. Para realizar um screening, os métodos de análise utilizam os espectrômetros de massa de alta resolução permitindo a obtenção de grande precisão da massa (noção de “massa exata”) e a associação de uma massa específica relacionada à fórmula bruta (ex.: Time of Flight, Orbitrap).

*i) Screening direcionado (targeted screening):* O screening direcionado é geralmente utilizado quando se buscam moléculas selecionadas dentro de uma lista específica como, por exemplo, as principais famílias de contaminantes referenciadas (ex.: hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, pesticidas, bifenilas polioradas, dioxinas, furanos, substâncias farmacêuticas e cosméticas). Assim, essa análise permite que o pesquisador consiga uma indicação da presença ou ausência das moléculas almeçadas e a concentração estimada possibilita igualmente a obtenção de informações semiquantitativas.

*ii) Screening não-direcionado (no-targeted screening):* O screening não-direcionado, comparado com o screening direcionado, permite a realização de um inventário maior de moléculas e suas classes. Ele permite que inicialmente não seja realizada a escolha de moléculas alvo, porém permite que sejam evidenciadas moléculas desconhecidas (não identificadas) relacionadas com a poluição. No entanto, ele não permite detectar e identificar todas as substâncias presentes em uma amostra. Dessa forma, a análise por screening não direcionado depende das etapas de preparação das amostras (extração com auxílio de um solvente, concentração/enriquecimento da fase sólida) e das condições de medida (parâmetros do espectrômetro de massa, biblioteca de espectros de referência).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse capítulo foi escrito com o objetivo de instigar os leitores na temática de poluição ambiental por compostos emergentes. Essa temática tem ganhado espaço para discussões em todo mundo pois existe uma grande preocupação em relação aos riscos que o homem pode oferecer através de suas interferências no meio ambiente.

Considerando os avanços no setor nacional e mundial de produção animal, espera-se que haja aumento na produção animal, na utilização de medicamentos e no volume de dejetos produzidos. Esses resíduos serão aplicados nos campos de produção e poderão atingir diferentes matrizes ambientais. A grande preocupação está relacionada com os potenciais de contaminação ambiental de medica-

mentos veterinários no meio ambiente pois, organismos vivos se desenvolvem em zonas contaminadas e através da cadeia trófica podem atingir os seres humanos. Dessa forma, é compromisso de todos conhecer os riscos de nossas práticas agrícolas para que possamos no futuro criar práticas agrícolas conservacionistas e preventivas.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o programa CAPES-COFECUB pelo financiamento do projeto 761/12.

## REFERÊNCIAS

- AGNOL, A. M. D. et al. Perfil de resistência a antimicrobianos de *Streptococcus suis* tipo 2 isolados a partir de tonsilas de suínos de abate. *Acta scientiae veterinariae*, Rio Grande do Sul, v.42, n.1220, novembro, 2014. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/actavet/42/PUB%201220.pdf>. Acesso em: 31 agosto 2015.
- AULTON, M. E. *Delineamento de formas farmacêuticas*. 2. ed. São Paulo: Artmed, 2001.
- BACCARO, M.R. et al. Resistência antimicrobiana de amostras de *Escherichia coli* isoladas de fezes de leitões com diarreia. *Arquivos do Instituto Biológico*, São Paulo, v.69, n.2, p.15-18, abril/junho 2002. Disponível em: [http://www.biologico.sp.gov.br/docs/arg/V69\\_2/baccaro.pdf](http://www.biologico.sp.gov.br/docs/arg/V69_2/baccaro.pdf). Acesso em: 17 setembro 2015.
- BAILEY, C. et al. From agricultural fields to surface water systems: the overland transport of veterinary antibiotics. *Journal Soils and Sediments*. Alemanha, v.15, n.7, p. 1630-1634, julho 2015 Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11368-015-1140-4#>. Acesso em: 31 agosto 2015.
- BARCELÓ, D.; HENNION, M. C. *Trace Determination of Pesticides and their degradation products in water*, 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 2003, 542p.
- BARROS, M.R. et al. Perfil de resistência a antimicrobianos de *Staphylococcus* spp. isolados de frangos de corte e poedeiras comerciais no estado de Pernambuco. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, Pernambuco, v.31, n.8, p. 672-676, agosto 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/pvb/v31n8/a07v31n8.pdf>. Acesso em: 31 agosto 2015.
- BATTIN, T. J. et al., 2003. Contribution of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature*, v.426, p.439-442, novembro 2003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nature02152>. Acesso em: 22 setembro 2015.aa
- BAUMAN, R.W. Microbial Genetics. In: *Microbiology with diseases by body system*. 2.ed. San Francisco, Pearson, cap. 7, p. 197-328, 2009.
- BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. *Química Nova*, v. 26, n. 4, p. 523-530, fevereiro 2003. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v26n4/16435.pdf>. Acesso em: 31 agosto 2015.
- BISSON, M. P. *Campanha uso racional de antibióticos e combate à resistência bacteriana*. In: 2ª edição do Prêmio Nacional de Incentivo à Promoção do Uso Racional de Medicamentos. São Paulo, 2010, 201p. Disponível em: [http://bvsm.sau.gov.br/bvsm/premio\\_medica/2010/mencoes/](http://bvsm.sau.gov.br/bvsm/premio_medica/2010/mencoes/)

- [trabalho completo marcelo Polacow Bisson.pdf](#). Acesso em: 31 agosto 2015.
- BLAIR, J. M. A. et al. Molecular mechanisms of antibiotic resistance. *Nature Reviews Microbiology*, v.13, p.42–51, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro3380>. Acesso em: 23 setembro 2015.
- BRASIL, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução - ANVISA. RDCnº 306, de 07 de dezembro de 2004. Diário Oficial da União. Brasília, 10 de dezembro de 2004.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº358 de 29 de abril de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA, 2005. Diário Oficial da União. Brasília, 04 de maio de 2005.
- BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Portaria n.º 51, de 6 de fevereiro de 1986. Plano Nacional de Controle de Resíduos Biológicos em Produtos de Origem Animal – PNCRB. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegislacaoFederal>. Acesso em: 01 setembro 2015
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa nº 11 de 22 de maio de 2012. Subprograma de Monitoramento em Carnes (Bovina, Aves, Suína e Equina), Leite, Pescado, Mel, Ovos e Avestruz. Disponível em: [http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/CRC/IN%2011-2012%20-%20Publica%C3%A7%C3%A3o%20PNCRB%202012%20em%2022-05-2012.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/CRC/IN%2011-2012%20-%20Publica%C3%A7%C3%A3o%20PNCRB%202012%20em%2022-05-2012.pdf). Acesso em 01 setembro 2015.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999. Plano Nacional de Controle de Resíduos em Produtos de Origem Animal - PNCR e Programas de Controle de Resíduos em Carne - PCRC, Mel – PCRM, Leite – PCRL e Pescado – PCRP. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/sislegisconsulta/consultarLegislacao.do?operacao=visualizar&id=16717>. Acesso em 01 setembro 2015
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa nº 65, de 16 de dezembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, 17 de dezembro de 2009. Disponível em: <http://www.diariodasleis.com.br/busca/exibelinck.php?numlink=213150>. Acesso em: 01 setembro 2015.
- BROWN, D.L. (2010). **Use of passive samplers to evaluate pharmaceutical fate in surface waters**. 2010, 90f. Tese (Doutorado em engenharia civil). University of Nebraska - Lincoln.
- BURTON, C.H. **Manure management; treatment and strategies for sustainable agriculture**. 2.ed. Wrest Park: Silsoe Research Institute, 1997, 181p.
- BUZZULINI, C. et al. 2007. Eficácia anti-helmíntica comparativa da associação Albendazol, Levamisole e Ivermectina à Moxidectina em ovinos, *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.42, n.6, p.891-895, junho 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/pab/v42n6/v42n6a17.pdf>. Acesso em: 01 setembro 2015.
- CALIXTO, J.B.; JUNIOR, J.M.S. Desenvolvimento de Medicamentos no Brasil: Desafios. *Gazeta Médica da Bahia*, v.78, (Suplemento 1), p.98-106, janeiro 2008; Disponível em: <http://www.gmbahia.ufba.br/index.php/gmbahia/article/viewFile/269/260>. Acesso em: 01 setembro 2015.
- CAMPOS, A.C.F.B. et al. Resistência antimicrobiana em *Enterococcus faecalis* *Enterococcus faecium* isolados de carcaças de frango. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, v.33, n.5, p.575-580, maio 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/pvb/v33n5/04.pdf>. Acesso em: 01 setembro 2015.
- CARLSSON, C. et al. Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: Environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients. *Science of the Total Environment*, v.364, n.1/3, p.67-87, outubro, 2006. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969705005516>. Acesso em: 01 setembro 2015.
- CEZAR, A. S. et al. Combinação de drogas antiparasitárias como uma alternativa para o controle de nematódeos gastrintestinais multirresistentes em ovinos. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, Rio de Janeiro, v.31, n.2, p.151-157, fevereiro 2011. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-736X2011000200010](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-736X2011000200010). Acesso em: 01 setembro 2015.
- COELHO, W.A.C. et al. Resistência anti-helmíntica em caprinos no município de Mossoró, RN, *Ciência Animal Brasileira*, Goiânia, v.11, n.3, p.589-599, julho/setembro 2010. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/27600/1/API-Resistencia-anti-helmintica-em-caprinos.pdf>. Acesso em: 01 setembro 2015.
- COLLA, F.L. et al. Perfil de sensibilidade aos antimicrobianos e eficácia de sanitizantes aos isolados de *Salmonella* spp. oriundos de carcaças suínas no Rio grande do Sul, *Pesquisa Veterinária Brasileira*, Rio de Janeiro, v.34, n.4, p.320-324, abril 2014. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-736X2014000400003](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-736X2014000400003). Acesso em: 01 setembro 2015.
- CONLEY, J.M. et al. Spatial and temporal analysis of pharmaceutical concentrations in the upper Tennessee River basin, *Chemosphere*, v.73, n.8, p.1178-1187, setembro 2008. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653508009843>. Acesso em: 10 setembro 2015.
- COSTA M.M. et al. 2006. Caracterização epidemiológica, molecular e perfil de resistência aos antimicrobianos de *Escherichia coli* isoladas de criatórios suínos do sul do Brasil, *Pesquisa Veterinária Brasileira*, Rio de Janeiro, v.26, n.1, p.5-8, Jan./Mar. 2006. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-736X2006000100002&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-736X2006000100002&script=sci_arttext). Acesso em: 10 setembro 2015.
- CRANE, M.; WATTS, C.; BOUCARD, T. Chronic aquatic environmental risks from exposure to human pharmaceuticals. *Science of the Total Environment*, v.367, p.23-41, agosto 2006. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706003007>. Acesso em: 10 setembro 2015.
- CUNHA-FILHO, L.F.C.D.; PEREIRA, A.B.D.L.; YAMAMURA, M.H. Resistência a anti-helmínticos em ovinos da região de Londrina - Paraná - Brasil. *Seminário: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 19, n. 1, p. 31-37, 1998. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/viewFile/5011/4409>. Acesso em: 10 setembro 2015.
- DÍAZ-CRUZ, M.S., BARCELÓ, D. Recent advances in LC-MS residue analysis of veterinary medicines in the terrestrial environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v.26, p.637–646, junho 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2007.04.004>. Acesso em: 25 setembro 2015.
- DIREN Haute-Normandie. Généralités sur l'Indice Biologique Global Normalisé (I.B.G.N.). Service Eau et Nature – Laboratoire d'hydrobiologie 4. Disponível em : <http://www.haute-normandie.developpement->

- [durable.gouv.fr/IMG/pdf/generalites\\_IBGN\\_cle1e8fd1.pdf](http://durable.gouv.fr/IMG/pdf/generalites_IBGN_cle1e8fd1.pdf). Acesso em: 28 setembro 2015.
- DRURY, W., STEWART, P., CHARACKLIS, W. Transport of 1- $\mu$ m latex particles in *Pseudomonas aeruginosa* biofilms. **Bio-technology and Bioengineering**, v.42, p. 111-117, janeiro 1993.
- DŽIDIĆ, S.; ŠUŠKOVIĆ, J.; KOS, B. Antibiotic resistance mechanisms in bacteria: Biochemical genetic aspects. **Food Technology and Biotechnology**, v.46, n.1, março 2008.
- ECHEVARRIA, F. et al. The prevalence of anthelmintic resistance in nematode parasites of sheep in Southern Latin America: Brazil. **Veterinary Parasitology**, v.62, p.199-206, abril 1996. Disponível em: <http://iberovinos.com/iberovinos/images/stories/cyted/Archivos-Sanidad/Articulos-de-resistencia-a-antihelminticos-en-Iberoaamerica/Sudamerica-RA-ovinos-Waller.pdf>. Acesso em: 11 setembro 2015.
- EUROPEAN CENTRE FOR DISEASE PREVENTION AND CONTROL/EUROPEAN MEDICINES AGENCY. ECDC/EMA. Technical Report. The bacterial challenge: time to react. Disponível em: [http://www.ecdc.europa.eu/en/publications/Publications/0909\\_TER\\_The\\_Bacterial\\_Challenge\\_Time\\_to\\_React.pdf](http://www.ecdc.europa.eu/en/publications/Publications/0909_TER_The_Bacterial_Challenge_Time_to_React.pdf). Acesso em: 10 setembro 2015.
- FÀBREGA, A. et al. Quinolone resistance in the food chain. **International Journal of Antimicrobial Agents**, v.31, p.307-315, 2008.
- FERREIRA, R.G. et al. Panorama da ocorrência de resíduos de medicamentos veterinários em leite no Brasil. **Segurança Alimentar e Nutricional**, Campinas, n.19, v.2, p.30-49, 2012. Disponível em: <http://periodicos.bc.unicamp.br/ojs/index.php/san/article/view/8634609/2530>. Acesso em: 11 setembro 2015.
- FIGUEROA, R. A.; LEONARD, A.; MACKAY, A. A. Modeling tetracycline antibiotic sorption to clays. **Environmental Science & Technology**, v.38, p. 476-483, 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/es0342087>. Acesso em: 27 setembro 2015.
- FOSTER, I.D.L., CHARLESWORTH, S.M. Heavy metals in the hydrological cycle: trends and explanation. **Hydrological Processes**, v.10, p.227-261, 1996.
- FRANCO, R.M. et al. Resistência antimicrobiana de *Escherichia coli* isoladas de carne e dejetos suínos. **Acta Veterinária Brasileira**, Mossoró, v.4, n.1, p.31-36, abril 2010. Disponível em: <http://200.137.6.4/revistas/index.php/acta/article/view/1511/4505>. Acesso em: 11 setembro 2015.
- GALDINO, V.M.C.A. et al. Virulência de *Salmonella spp.* de origem avícola e resistência a antimicrobianos. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.29, n.4, p.932-939, Julho/Agosto 2013. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/14488>. Acesso em: 11 setembro 2015.
- GOTTLIEB, D. The production and role of antibiotics in soil. **The Journal of Antibiotics**, n.29, v.10, p.987-1000, outubro 1976. Disponível em: [https://www.jstage.jst.go.jp/article/antibiotics1968/29/10/29\\_10\\_987/article](https://www.jstage.jst.go.jp/article/antibiotics1968/29/10/29_10_987/article). Acesso em: 11 setembro 2015.
- GREENSON, K. et al. Frequency of antibiotic resistant *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Enterococcus*, and *Staphylococcus aureus* in meat in Saudi Arabia. **African Journal of Microbiology Research**, v.7, n.4, p.309-316, janeiro 2013. Disponível em: <http://www.academicjournals.org/journal/AJMR/article-abstract/807E2AB17950>. Acesso em: 15 de setembro 2015.
- GREENWOOD, R., MILLS, G., VRANA, B. Passive sampling techniques in environmental monitoring. In: Barceló, D. **Comprehensive Analytical Chemistry**, 48. 1 ed., Holanda:Elsevier, 2007.
- GUYOT, J.L., JOUANNEAU, J.M., WASSON, J.G. Characterisation of river bed and suspended sediments in the Rio Madeiro drainage basin (Bolívia, Amazonia). **Journal of South American Earth Sciences**, n.12, v.4, p.401-410, julho 1999. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0895-9811\(99\)00030-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0895-9811(99)00030-9). Acesso em: 23 de setembro 2015.
- HALLING-SØRENSEN, B. Inhibition of aerobic growth and nitrification of bacteria in sewage sludge by antibacterial agents. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, Springer-Verlag New York Inc, n.40, n.4, p.451-460, abril 2001. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs002440010197>. Acesso em: 15 setembro 2015.
- HALLING-SØRENSEN, B. et al. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment—a review. **Chemosphere**, Grã Bretanha, v.36, n.2, p.357-93, janeiro 1998. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653597003548>. Acesso em: 15 setembro 2015.
- HAMMERSCHMIDT J. et al. Avaliação do sistema integrado de controle parasitário em uma criação semi - intensiva de caprinos na região de Santa Catarina. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, n.4, v.64, p.927-934, agosto 2012. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-09352012000400020&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-09352012000400020&lng=en&tlng=en). Acesso em: 11 setembro 2015.
- HIRSCH, R. et al. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. **Science of the Total Environment**, v.225, n.1-2, p.109-18, janeiro 1999. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969798003374>. Acesso em: 15 setembro 2015.
- HOWARD, S. J. et al. Antibiotic resistance: global response needed, **The Lancet Infectious Diseases**, v.13, n.12, p.1001-1003, dezembro 2013 Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S1473-3099\(13\)70195-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1473-3099(13)70195-6). Acesso em: 15 setembro 2015.
- HUA, W.Y. et al. 2006. Seasonality effects on pharmaceuticals and s-triazine herbicides in waste water effluent and surface water from the Canadian side of the upper Detroit River. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.25, n.4 p.2356-2365, dezembro 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1897/05-571R.1>. Acesso em: 15 setembro 2015.
- IBGE/POF. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa de Orçamentos familiares**. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicao\\_devida/pof/2008\\_2009/POFpublicacao.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicao_devida/pof/2008_2009/POFpublicacao.pdf). Acesso em: 26 de agosto de 2015.
- INGERSLEV, F. et al. Primary biodegradation of veterinary antibiotics in aerobic and anaerobic surface water simulation systems. **Chemosphere**, v.44, n.4, 865-872, agosto 2001. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00479-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00479-3). Acesso em: 17 setembro 2015.
- JØRGENSEN, S.E.; HALLING-SØRENSEN, B. Drugs in the environment. **Chemosphere**, v.40, n.7, p. 691-699, 2000. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00438-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00438-5). Acesso em: 17 setembro 2015.
- KEMPER, N. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. **Ecological Indicators**, v.8, p.1-13, janeiro 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016.06.002>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- KINSELLA, B. et al., Current trends in sample preparation for growth promoter and veterinary drug residue analysis. **Journal of Chromatography A, Hormones and Veterinary**

- Drugsstate-of-the-Art and Emerging Technologies**, v. 1216, p. 7977–8015, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2009.09.005>. Acesso em: 25 setembro 2015.
- KLEVENS R.M.et al. Invasive methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* infections in the United States. **The Journal of American Medical Association**, v. 298, n. 15, p.1763–1771, outubro 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1001/jama.298.15.1763>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- KOSCHORRECK, J.; KOCH, C.; RÖNNEFAHRT, I. Environmental risk assessment of veterinary medicinal products in the EU - a regulatory perspective. **Toxicology Letters**, n.131, v.1-2, p.117-124 maio 2002. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00047-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00047-4). Acesso em: 17 setembro 2015.
- KÜMMERER, K. Antibiotics in the aquatic environment – a review – part I. **Chemosphere**, v.75, n.4, p.417-434, janeiro 2009a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.086>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- LAURENT, E. **Evaluation de l'état de contamination des bassins versants par les résidus de médicaments** : Utilisation des biofilms épilithiques comme marqueur d'imprégnation du milieu. 2013. 221p. Tese (Doutorado em Química e Microbiologia d'Água). Universidade de Poitiers.
- LAVORANTE, B.R.B. et al. Método de determinação e avaliação da depleção de oxitetraciclina em camarão marinho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.44, n.7, julho 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009000700014>. Acesso em: 17 setembro 2015
- LIMA, M.M. et al. Eficácia da moxidectina, ivermectina e alben-dazole contra helmintos gastrintestinais em propriedades de criação caprina e ovina no estado de Pernambuco. **Ciência Animal Brasileira**, Goiânia, v.11, n.1, p. 94-100, janeiro /março 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5216/cab.v11i1.1103>. Acesso em: 17 setembro 2015
- LINDBERG, R. et al. (2004). Determination of antibiotic substances in hospital sewage water using solid phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry and group analogue internal standards. **Chemosphere**, v.57, n.19, p.1479-148, dezembro 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.015>. Acesso em: 22 setembro 2015.
- LING, L.L. et al. A new antibiotic kills pathogens without detectable resistance. **Nature**, v.517; p. 455-458, janeiro 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nature14098>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- LISSALDE, S. et al. Overview of the Chemcatcher® for the passive sampling of various pollutants in aquatic environments Part B: Field handling and environmental applications for the monitoring of pollutants and their biological effects. **Talanta**, julho 2015. [In Press, Corrected Proof – Note to users. doi:10.1016/j.talanta.2015.06.076](https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.06.076)
- LOPES, G.V. **Caracterização de determinantes de resistência a antimicrobianos em isolados de *Salmonella enterica* subsp. *enterica* provenientes da cadeia produtiva de suínos no sul do Brasil**. 2014, 178f. Tese (Doutorado em ciências veterinárias). Universidade federal do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/95139>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- LUNESTAD, B.T. et al. A. Photostability of eight antibacterial agents in seawater. **Aquaculture**, v.134, n. 3-4, p.217-225, julho 1995. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/0044-8486\(95\)00065-A](http://dx.doi.org/10.1016/0044-8486(95)00065-A). Acesso em: 17 setembro 2015.
- MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUARIA E ABASTECIMENTO. Relatório de Produtos Com Licença Vigente em 2013. Brasília, Coordenação de Fiscalização de Produtos Veterinários/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: [http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Registros\\_Autorizacao/listas%20de%20produtos/RPRODVG-2013-05-20.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Registros_Autorizacao/listas%20de%20produtos/RPRODVG-2013-05-20.pdf). Acesso em:19 setembro 2015
- MAPA. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUARIA E ABASTECIMENTO. **Projeções do agronegócio – Brasil 2012/13 a 2022/23** – Projeções de longo prazo. 2013, 96p. Disponível em: [http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/projecoes%20%20versao%20atualizada.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/projecoes%20%20versao%20atualizada.pdf). Acesso em: 17 setembro 2015.
- MAURICIO, A. de Q.; LINS, E.S. The national agricultural laboratories of Brazil and the control of residues and contaminants in food. **Food Additives and Contaminants**, v.29, n.4, p.484-489, abril 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/19440049.2011.620987>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- MELLO, S.A.S. et al. Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados. **Química Nova**, São Paulo, v.32, n.1, p.188-197, janeiro 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000100034>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- MIGLIORE, L. et al. Effect on plants of sulphadimethoxine used in intensive farming (*Panicum miliaceum*, *Pisum sativum*, *Zea mays*). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.52, n.2-3, p.103-110, fevereiro1995. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)00549-T](http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(94)00549-T). Acesso em: 17 setembro 2015.
- MILHOME, M.A.L. **Emprego de quitina e quitosana para adsorção de fenol de efluente de refinaria de petróleo**. 2006. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil/ Saneamento). Disponível em: [http://www.teses.ufc.br/tde\\_busca/arquivo.php?codArquivo=168](http://www.teses.ufc.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=168). Acesso em: 17 setembro 2015.
- NEVES, J. H. **Diagnóstico de resistência anti-helmíntica em bovinos**. 2014. 72 f. Dissertação (Mestrado em medicina veterinária). Disponível em: <http://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/110632/0/0785387.pdf?sequence=1>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- NONAKA, C.K.V. et al. Occurrence of antimicrobial residues in Brazilian food animals in 2008 and 2009. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v 29, n.4, p.526–534, April 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/19440049.2011.625649>. Acesso em:27 setembro 2015
- NOVA, L.E.V. et al. Resistência de nematóides aos anti-helmínticos nitroxinil 34% e ivermectina 1% em rebanho ovino no município de São João do Ivaí, Paraná. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal**, v. 08, n. 1, p. 160 - 171, janeiro/março 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5935/1981-2965.20140011>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- OMS. Organização Mundial de Saúde. **A crescente ameaça da resistência antimicrobiana 2012**. Disponível em: [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/75389/3/OMS\\_IER\\_PSP\\_2012.2\\_por.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/75389/3/OMS_IER_PSP_2012.2_por.pdf). Acesso em: 17 setembro 2015.
- PACHECO-SILVA, E.; SOUZA, J.R. de; CALDAS E.D. Resíduos de medicamentos veterinários em leite e ovos. **Química Nova**, São Paulo, v.37, n.1, p.111-122, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422014000100020>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- PEREIRA, R.H.M.A. et al. Diagnóstico da resistência dos nematóides gastrintestinais a anti-helmínticos em rebanhos caprino e ovino do RN. **Acta Veterinária Brasília**, v.2, n.1, p.16-19,

2008. Disponível em: <http://200.137.6.4/revistas/index.php/acta/article/view/573/297>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- PHILLIPS, J.M.; RUSSEL, M.A.; WALLING, D.E. Time-integrated sampling of fuval suspended sediment: a simple methodology for small catchments. **Hydrological Processes**, v. 14, p. 2589-2602, 2000.
- PRESTES, O.D. et al. O estado da arte na determinação de resíduos de medicamentos veterinários em alimentos de origem animal empregando técnicas cromatográficas acopladas à espectrometria de massas. **Química Nova**, v.36, n.5, p.697-710, 2013 Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000500015>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- PROIA, L. et al. Response of biofilm bacterial communities to antibiotic pollutants in a Mediterranean river. **Chemosphere**, v.92, n.9 p. 1126-1135, agosto 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.063>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- PUBCHEM. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Acesso em: 14 dezembro 2014.
- RAMOS, C. I. et al. Resistência de parasitos gastrintestinais de ovinos a alguns anti-helmínticos no estado de Santa Catarina, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, n.3, p.473-477, junho 2002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782002000300017>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- RANGEL, V.B. et al. Resistência de *Cooperia spp.* e *Haemonchus spp.* às avermectinas em bovinos de corte. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v.57 n.2, abril 2005 Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-09352005000200008>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- REGITANO, J. B.; LEAL, R. M. P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.601-616, 2010.
- RHEINHEIMER, D. dos S. et al. Heavy metal transport modelling in soil: sorption/desorption phenomena, water fluxes and contaminant fate. In: **Tópicos em Ciência do Solo V**. Sociedade Brasileira de Ciências do solo, 2007, 496p.
- RODIER, J. et al. **L'analyse de l'eau**, 9. ed. Paris : Dunod, 2009.
- SANCHES, S. et al. Removal of pesticides from water combining low pressure UV photolysis with nanofiltration. **Separation and Purification Technology**, v.115, n.30, p.73-82, agosto 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2013.04.044>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- SANCHEZ-PRADO, L. et al., Microwave-assisted extraction of emerging pollutants in environmental and biological samples before chromatographic determination. **Trac Trends Analytical Chemistry**, v.71, p.119-143, setembro 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2015.03.014>. Acesso em: 25 setembro 2015
- SARMAH, A. K.; MEYER, M.T.; BOXALL, A.B.A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. **Chemosphere**, v.65, n.5, p.725-759, outubro 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.026>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- SCHMIDT, V.; CARDOSO, M. R.I. Sobrevivência e perfil de resistência a antimicrobianos de *Salmonella sp.* isoladas em um sistema de tratamento de dejetos suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.33, n.5, p.881-888, setembro/outubro 2003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782003000500014>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- SCZESNY-MORAES, E. A. et al. Resistência anti-helmíntica de nematoides gastrintestinais em ovinos, Mato Grosso do Sul. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v.30, n.3, p.229-236, março 2010. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-736X2010000300007>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- SIDAN. **Sindicato nacional de produtos de saúde animal**. Disponível em: <http://www.sindan.org.br/>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- SILVA, C. J.; TEJADA, T. S.; TIMM, C. D. Resistência de *Salmonella* isoladas de humanos e de frangos a antimicrobianos. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal**, v.08, n.4, p.120-131, outubro/dezembro 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5935/1981-2965.20140138>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- SILVEIRA, M.P.; QUEIROZ, J.F.; BOEIRA, R.C. Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos. Jáguaçu, SP, outubro 2004. Disponível em: [http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado\\_19.pdf](http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado_19.pdf). Acesso em: 25 setembro 2015.
- SOFOS, J.N. **Improving the safety of fresh meat**. 1 ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 2005, 780p.
- SOUZA, A.P.D. et al. Resistência de helmintos gastrintestinais de bovinos a anti-helmínticos no Planalto Catarinense. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.5, p.1363-1367, agosto 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/cr/v38n5/a26v38n5.pdf>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- TEIXEIRA, L.A. et al. Geographic spread of epidemic multiresistant *Staphylococcus aureus* clone in Brazil. **Journal of Clinical Microbiology**, v.33, p.2400-2404, 1995. Disponível em: <http://jcm.asm.org/content/33/9/2400.short>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- THIELE-BRUHN, S. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.166, p.145-167, abril 2003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200390023>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- THOMAS, C. M.; NIELSEN, K. M. Mechanisms of, and barriers to, horizontal gene transfer between bacteria. **Nature Reviews Microbiology**, Londres, v.3, p.711-721, setembro 2005 Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro1234>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- TILLOTSON, G. S. Light at the end of the tunnel of antibiotic development. **The Lancet Infectious Diseases**, v.13, n.12, p.1008-1009, dezembro 2013. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S1473-3099\(13\)70316-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1473-3099(13)70316-5). Acesso em: 17 setembro 2015.
- TOGOLA, A., BUDZINSKI, H. Development of polar organic integrative samplers for analysis of pharmaceuticals in aquatic systems. **Analytical Chemistry**, n.79, v.17, p.6734-6741, 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/ac070559i>. Acesso em: 23 setembro 2015.
- TOLLS, J. Sorption of veterinary pharmaceuticals-a review. **Environmental Science and Technology**, v.35, n.17, p. 3397-3406, agosto 2001. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/es0003021>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- TOPP, W. **Biologie der Bodenorganismen**. Heidelberg:Quelle & Meier – UTB, 1981, 224p.
- TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R.; CASE, C.L. In: **Microbiologia**. 10.ed. Porto Alegre: Artmed, 2012.
- VALBRING, L.; SOUZA, J.G.L.; SILVA, T. Perfil de suscetibilidade aos antimicrobianos de cepas de *Escherichia coli* isoladas de fezes de suínos da região sul. In: **Proceedings of the XII Latin American Congress on Food Microbiology and Hygiene**, v.1, n.1, p.5-6, São Paulo: Blucher, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5151/foodsci-microal-269>. Acesso em: 17 setembro 2015.

- VELAGALE, R. Behavior of pharmaceutical rugs (human and animal health) in the environment. **Drug Information Journal**, v. 31, n.3, p. 715-722, julho 1997. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1177/009286159703100311>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- VERMEIRSEN, E. L. M. et al. Passive sampling combined with ecotoxicological and chemical analysis of pharmaceuticals and biocides – evaluation of three Chemcatcher® configurations. **Water Research**, n.43, v.4, p. 903-914, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.026>. Acesso em: 23 setembro 2015.
- VIEIRA, L. S.; CAVALCANTE, A. C. R. Resistência anti-helmíntica em rebanhos caprinos no Estado do Ceará. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Brasília, v.19, n.3-4, p.99-103, junho/dezembro 1999. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-736X1999000300002>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- VIENO, N.M., TUHKANEN, T., KRONBERG, L. Seasonal variation in the occurrence of pharmaceuticals in effluents from a sewage treatment plant and in the recipient water. **Environmental Science Technology**. v.39, n.21, 8220–8226, outubro 2005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/es051124k>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- WANG, S.; WANG, H. Adsorption behavior of antibiotic in soil environment: a critical review. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v.9, n.4, p.565-574, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11783-015-0801-2>. Acesso em: 20 setembro 2015.
- WANNMACHER L. Uso indiscriminado de antibióticos e resistência microbiana: uma guerra perdida?. **OPAS/OMS - Ministério da Saúde**, Brasília, v.1, n.4, março. 2004. Disponível em: [http://bvsm.s.saude.gov.br/bvs/publicacoes/HSE\\_URM\\_ATB\\_0304.pdf](http://bvsm.s.saude.gov.br/bvs/publicacoes/HSE_URM_ATB_0304.pdf). Acesso em: 17 setembro 2015.
- WATNICK, P., KOLTER, R. Biofilm, city of microbes. **Journal of Bacteriology**, n.182, n.10, p.2675-2679, maio 2000 Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1128/jb.182.10.2675-2679.2000>. Acesso em: 23 setembro 2015.
- WECKX, L. Antibióticos: do uso ao abuso. **Brazilian Journal of Otorhinolaryngology**, São Paulo, v.78, n.2, março/abril 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1808-86942012000200001>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- WHO. World Health Organization. **Antimicrobial resistance; global report on surveillance**. 2014, 233p. Disponível em: [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/112642/1/9789241564748\\_eng.pdf?ua=1](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/112642/1/9789241564748_eng.pdf?ua=1). Acesso em: 17 setembro 2015.
- WINCKER, C.; GRAFE, A. Use of veterinary drugs in intensive animal production: evidence for persistence of tetracycline in pig slurry. **Journal of Soils and Sediments**, n.1, v.2, p.66-70, junho 2001. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/BF02987711>. Acesso em: 17 setembro 2015.
- YOSHIOKA, S.; STELLA, V.J. **Stability of drug and dosage forms**. New York: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- YOUNG, M.; CHOPRA, M.; OJOO, A. Antibiotic effectiveness and child survival. **The Lancet Infectious Diseases**, v.13, n.12, p.1004–1005, dezembro 2013. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S1473-3099\(13\)70317-7](http://dx.doi.org/10.1016/S1473-3099(13)70317-7). Acesso em: 16 de agosto de 2015.

# Uso de dejetos líquido de suínos na agricultura familiar: potencial fertilizante e poluidor

Cledimar Rogério Lourenzi<sup>1</sup>, Carlos Alberto Ceretta<sup>2</sup>, Rafael da Rosa Couto<sup>3</sup>, Tadeu Luis Tiecher<sup>4</sup>, Paulo Ademar Avelar Ferreira<sup>5</sup>, Eduardo Giroto<sup>6</sup> & Gustavo Brunetto<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Engenharia Rural da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro de Ciências Agrárias, Rodovia Admar Gonzaga, 1346, Florianópolis, CEP 88034-000, SC, Brasil. E-mail: lourencicr@gmail.com

<sup>2</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Centro de Ciências Rurais, Avenida Roraima, 1000, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. E-mail: carlosceretta@ufsm.br, brunetto.gustavo@gmail.com

<sup>3</sup> Tecnólogo em Agropecuária, Doutor em Engenharia Ambiental, Pós-Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, UFSM. E-mail: rrccouto@hotmail.com

<sup>4</sup> Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, UFSM. E-mail: tadeu.t@hotmail.com

<sup>5</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pós doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, UFSM. E-mail: ferreira.aap@gmail.com

<sup>6</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Rua Prof<sup>a</sup>. Nelsi Ribas Fritsch, 1111, Ibirubá, CEP 98200-000, RS, Brasil. E-mail: girottosolos@gmail.com

## INTRODUÇÃO

A suinocultura está entre as principais atividades agropecuárias do Brasil, sendo desenvolvida, principalmente, na Região Sul do país. O estado de Santa Catarina é o maior produtor de suínos do Brasil, seguido por Rio Grande do Sul e Paraná, sendo que juntos concentram em torno de 54% do rebanho brasileiro de suínos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA - ABIPECS, 2012). A Figura 11 apresenta a distribuição da produção de suínos por estado no Brasil, enquanto que a Figura 12 e a Figura 13 apresentam a distribuição da produção de suínos nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, respectivamente.

Uma importante característica dessa atividade é a criação dos animais em confinamento, o que possibilita aumento do número de suínos por unidade produtora e, conseqüentemente, resulta na produção de grande quantidade de dejetos, que precisam ter destino adequado. A alternativa mais comumente utilizada pelos produtores para o descarte dos dejetos gerados, especialmente nas pequenas propriedades, é a aplicação em áreas cultivadas como fonte orgânica de nutrientes para as plantas. Por causa disso, a atividade suinícola deve ser considerada como um sistema de produção integrado entre lavoura e pecuária, sendo um erro considerá-la como uma unidade independente de produção.

Além disso, uma característica importante dos dejetos de suínos é a sua composição nutricional desbalanceada em relação a capacidade de suporte do solo e a necessidade das plantas. Por isso, as adubações em excesso ou sucessivas com dejetos de suínos podem ocasionar alterações nos atributos químicos do solo e provocar impactos ambientais indesejáveis como a poluição das águas superficiais e subsuperficiais.

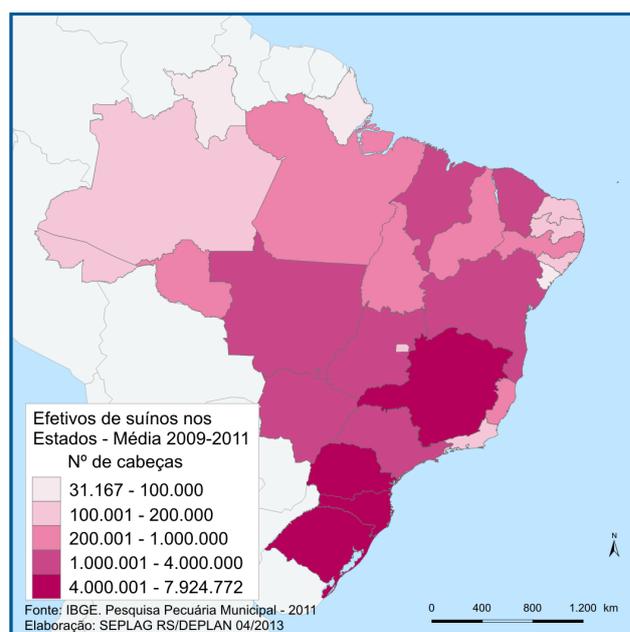
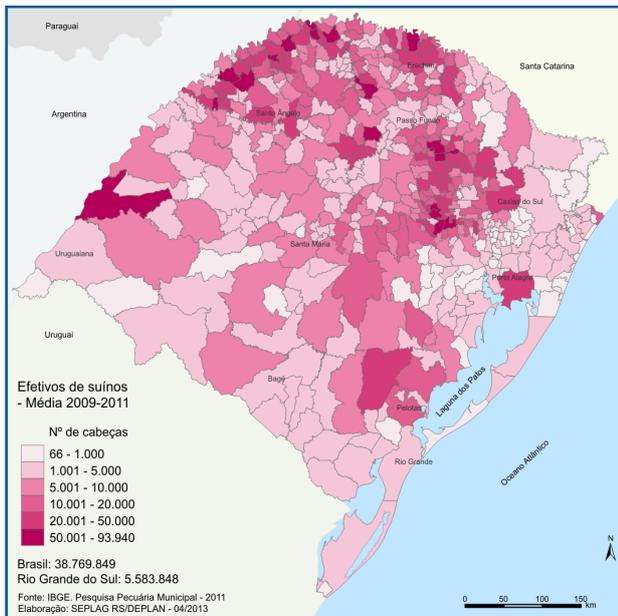
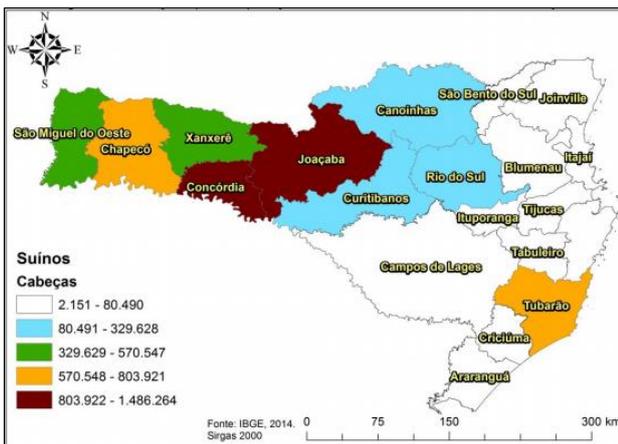


Figura 11. Distribuição da produção de suínos, por estado, no Brasil (ATLAS SOCIOECONÔMICO DO RIO GRANDE DO SUL, 2016).



**Figura 12.** Distribuição da produção de suínos, por cidade, no estado do Rio Grande do Sul (ATLAS SOCIOECONÔMICO DO RIO GRANDE DO SUL, 2016).



**Figura 13.** Distribuição da produção de suínos, por região, no estado de Santa Catarina (IBGE, 2014).

Ao longo do presente capítulo, com o intuito de apresentar um pouco das informações obtidas em estudos desenvolvidos no Sul do Brasil, serão abordados os principais aspectos relacionados à composição nutricional dos dejetos de suínos e seus efeitos sobre a nutrição das plantas, com enfoque na produtividade de grãos e matéria seca, especialmente, por culturas anuais. Em adição, serão apresentados os principais efeitos das aplicações dos dejetos de suínos sobre os atributos químicos do solo relacionados a acidez e ao acúmulo de nutrientes no solo, especialmente, nitrogênio (N), fósforo (P), cobre (Cu) e zinco (Zn), juntamente com a avaliação do potencial contaminante desses elementos quando transferidos

por escoamento superficial ou percolados no perfil do solo.

## 1 USO DOS DEJETOS COMO FERTILIZANTES PARA CULTURAS

### 1.1 Principais nutrientes e formas que são encontrados no dejetos líquido de suínos

Atualmente a criação de suínos é realizada em sua grande maioria de forma confinada, sem contato com o solo e com a alimentação fornecida na forma de ração, composta basicamente de farelo de soja e de milho. Estes grãos não possuem concentrações suficientes de alguns nutrientes e há uma baixa absorção pelos suínos, sendo necessária a suplementação com macrominerais, como o P, cálcio (Ca), sódio (Na) e cloro (Cl), e microminerais, como o ferro (Fe), Cu, Zn, manganês (Mn), iodo (I) e selênio (Se) (NICOLAIEWSKY; PRATES, 1995). A conversão dos alimentos ingeridos pelos suínos em carne varia de 40% a 60%, sendo o restante eliminado nos dejetos. Desta forma, embora as dietas sejam formuladas e balanceadas, em consequência do baixo aproveitamento pelos suínos, os resíduos mantêm alta concentração de nutrientes.

O dejetos líquido de suínos (DLS) é entendido como um composto de fezes e de urina dos animais, resíduos de rações, água excedente dos bebedouros e utilizada na higienização das baias, além de pelos e poeira das instalações (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). Nestes dejetos é observada grande variação do teor de matéria seca (MS), que geralmente é bastante baixo (média de 3%, conforme COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO [CQFS-RS/SC], 2004) e da composição química do DLS, que decorre principalmente do sistema de criação dos suínos, onde a alimentação e o manejo adotados são diferentes.

No atual modelo, aplicado na grande maioria das propriedades criadoras de suínos, as unidades de criação são divididas em unidades de produção de leitões (UPL), que trabalham com cria e recria das matrizes, onde o desmame dos suínos é realizado com idade entre 21 e 28 dias e, após, permanecem na creche até atingirem dois meses e meio de idade. Posteriormente, os leitões são enviados para as unidades de terminação (UT), que envolvem as fases de crescimento e terminação, onde permanecem, em média, 150 dias até atingirem peso final de 100 a 110 kg (AMARAL et al., 2006).

Geralmente o DLS produzido nas unidades de criação de suínos, são utilizados como fonte de nu-

trientes às pastagens e diversas culturas para a produção de grãos e silagem nas áreas circunvizinhas. O problema surge porque, ao contrário dos fertilizantes solúveis que podem ser formulados para condições específicas de cada tipo de solo e cultura, o DLS apresenta, simultaneamente, nutrientes em quantidades desproporcionais em relação às necessidades e capacidade de extração das plantas (CQFS - RS/SC, 2004).

Como pode ser observado na Tabela 20, ocorre grande variação nas concentrações de nutrientes no DLS. Esta variação decorre, em grande parte, em função do teor de matéria seca do DLS, que também é influenciado pelo sistema de criação e, especialmente, devido ao desperdício de água nos bebedouros, água utilizada na lavagem e a água da chuva que entra em esterqueiras não cobertas.

O N é um dos nutrientes encontrados em elevada concentração nos DLS, variando de 0,6 a 7,5 kg m<sup>-3</sup> em 19 amostras analisadas (Tabela 20, Figura 14). Deste total, de 50 a até 70% é encontrado já na forma mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NH<sub>3</sub>), que é a forma prontamente disponível às plantas (SCHERER; BALDISERA; NESI, 2007). O restante do N encontrado no DLS está na forma orgânica e necessita que ocorra o processo de mineralização dos compostos orgânicos pelos microrganismos do solo para transformar-se nas formas disponíveis às plantas (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

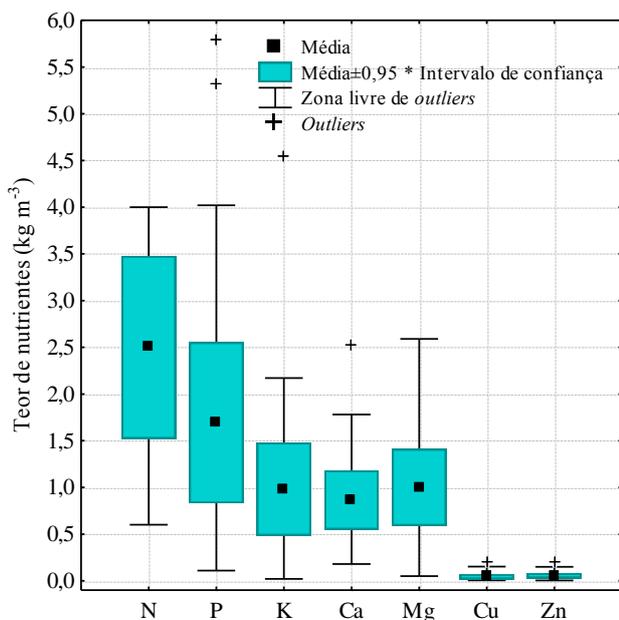
Após a aplicação do DLS no solo, as bactérias nitrificadoras oxidam o N amoniacal até nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), sendo que essa reação ocorre rapidamente e aumenta consideravelmente a sua concentração no solo. Este se dá nos primeiros dias após a aplicação do DLS e, como o N na forma de nitrato é pouco retido pelo solo, ao longo dos dias ocorre uma diminuição nos seus teores, especialmente pela transferência do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por escoamento superficial e percolação, cuja intensidade depende das precipitações. Por isso, para melhor aproveitar o N é necessário que a propriedade rural adote um manejo para otimizar a sincronia entre a aplicação do nutriente via DLS e a sua absorção pelas plantas. A contaminação das águas superficiais e subterrâneas será abordado em detalhes nos capítulos V e VI.

O P é outro nutriente encontrado em grandes quantidades no DLS, como pode ser observado na Tabela 20, sendo que mais de 60% de sua totalidade encontra-se em frações inorgânicas (CASSOL; GIANELLO; COSTA, 2001), prontamente disponíveis para às plantas. O restante do P encontra-se na forma orgânica e necessita da mineralização para que possa ser disponibilizado para as plantas. Como nem toda a fração orgânica dos dejetos é mineralizada durante o ciclo da cultura em que o mesmo foi aplicado, observa-se o chamado efeito residual do DLS, onde P remanescente será disponibilizado ao longo dos cultivos subsequentes.

**Tabela 20.** Quantidade de macro e micronutrientes presentes em 19 amostras de DLS aplicados em diferentes culturas de grãos e plantas de cobertura no período de 2000 a 2008 no município de Santa Maria (RS).

DLS	Matéria seca*	N*	P*	K*	Ca**	Mg**	Cu***	Zn***
	(%)							
		kg m <sup>-3</sup>						
1	1,9	1,10	0,46	0,23	0,65	0,25	0,021	0,028
2	9,9	7,50	2,08	4,55	1,78	1,39	0,111	0,146
3	0,8	1,40	0,33	0,19	0,24	0,19	0,009	0,012
4	1,1	0,80	0,17	0,14	0,31	0,14	0,027	0,030
5	3,7	2,00	0,59	0,78	1,07	0,48	0,010	0,029
6	1,2	1,80	0,16	0,20	0,23	0,14	0,006	0,045
7	0,5	1,10	0,11	0,02	0,22	0,05	0,005	0,007
8	6,7	7,50	0,80	0,48	0,85	0,80	0,040	0,060
9	4,8	2,20	1,42	0,72	1,01	1,00	0,053	0,046
10	2,4	2,80	0,82	0,70	0,46	0,78	0,047	0,049
11	2,1	4,00	0,70	0,96	0,29	0,56	0,033	0,027
12	1,0	0,60	0,42	1,01	0,18	0,34	0,009	0,004
13	7,2	3,70	4,02	0,91	2,52	2,12	0,021	0,055
14	6,8	3,00	2,01	0,62	0,90	1,60	0,011	0,035
15	8,9	1,20	3,94	2,17	1,29	1,34	0,018	0,045
16	12,1	1,00	5,80	1,22	1,59	2,42	0,152	0,150
17	9,9	1,00	5,32	1,83	1,25	2,33	0,203	0,199
18	1,9	1,60	0,98	0,68	0,21	0,48	0,025	0,026
19	3,5	3,20	2,02	1,25	1,39	2,59	-	-
Média	4,5	2,50	1,69	0,98	0,87	1,00	0,044	0,055

Fonte: Lourenzi et al. (2011\*\*, 2013\*); Giroto et al. (2010a\*\*\*).



**Figura 14.** Distribuição dos teores de nutrientes em 19 amostras de DLS aplicados em diferentes culturas de grãos e plantas de cobertura no período de 2000 a 2008 no município de Santa Maria (RS).

Do total de P adicionado ao solo via DLS, parte pode ser adsorvida aos colóides do solo, podendo ocorrer de diversas formas. O processo predominante é o mecanismo de troca de ligantes e se dá, primeiramente, nos sítios de adsorção com maior avidez pelo íon fosfato, formando ligações de alta energia e, por consequência, com baixa disponibilidade do nutriente às plantas. A adição de altas quantidades de P via DLS faz com que haja a saturação crescente dos sítios de ligação, fazendo com que os íons fosfatos sejam adsorvidos com menor energia de ligação, aumentando o seu teor na solução do solo e a sua disponibilidade às plantas.

O K é um dos nutrientes encontrados em maior quantidade nos DLS e também aquele que apresenta maior variabilidade dos teores. Nas amostras analisadas e apresentadas na Tabela 20, o teor de K variou de 0,02 a 4,55 kg m<sup>-3</sup> de DLS, o que exige atenção dos produtores no uso deste como fertilizante, para que as plantas não sofram deficiência deste nutriente. De forma diferente ao que ocorre aos demais nutrientes, a totalidade do K encontrado nos DLS já está na forma mineral (K<sup>+</sup>), estando 100% disponível no momento da sua aplicação no solo (CERETTA et al., 2003). O K aplicado na forma de adubo orgânico comporta-se como o K aplicado na forma mineral, uma vez que ele não faz parte de compostos orgânicos estáveis. Por isso, a disponibilização do K não é dependente da ação dos microrganismos para sua mineralização, tornando-se disponível às plantas no

mesmo cultivo em que é aplicado. Como o K adicionado ao solo forma ligações iônicas fracas com os grupos funcionais de superfície, fato que diminui a possibilidade de seu acúmulo no solo. Além disso, o K pode ser absorvido e exportado em grandes quantidades pelas culturas, especialmente quando toda a parte aérea da cultura é utilizada como pastagem, confecção de silagem ou feno.

O Ca e o Mg também são macronutrientes para as plantas e os DLS contém, em média, 0,87 e 1,00 kg m<sup>-3</sup>, respectivamente (Tabela 20). Quando estes nutrientes são adicionados em grandes quantidades, como ocorre pelas sucessivas aplicações de DLS, o Ca e o Mg acumulam no solo e afetam, principalmente, os atributos químicos relacionados à acidez, como a saturação por bases e capacidade de troca de cátions (CTC). Em um estudo com duração de 100 meses, onde foram realizadas 19 aplicações de DLS nas doses de 0, 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, Lourenzi et al. (2011) constataram incrementos nos teores de Ca, Mg e saturação por bases até a profundidade de 16, 20 e 12 cm, respectivamente.

Como abordado no capítulo I, dentre os micronutrientes encontrados nos DLS, destacam-se o Cu e o Zn, com média de 0,044 e 0,055 kg m<sup>-3</sup>, respectivamente, observados na análise de 19 amostras de DLS (Tabela 20). Estes micronutrientes são encontrados nos DLS devido à adição de suplementos enriquecidos com estes minerais nas rações suínas para garantir a sua absorção pelos animais. No DLS apenas 7 a 12% do Cu total é Cu solúvel e trocável, ou seja, disponível às plantas no momento da aplicação. Já o Zn disponível às plantas apresenta, em média, apenas 2% do seu total encontrado no DLS nestas mesmas frações (GIROTTI et al., 2010a). Embora o Cu e o Zn sejam nutrientes essenciais, tanto aos animais quanto às plantas, com sucessivas adições de DLS espera-se, ao longo dos anos, o acúmulo excessivo desses elementos no solo, podendo atingir teores tóxicos às plantas. Além do Cu e do Zn, os DLS podem conter ainda outros metais pesados, como o manganês (Mn), o chumbo (Pb) e o níquel (Ni) (MATTIAS, 2006), os quais também podem poluir e/ou contaminar o solo e provocar toxidez às plantas, ocasionando prejuízos às culturas de interesse econômico.

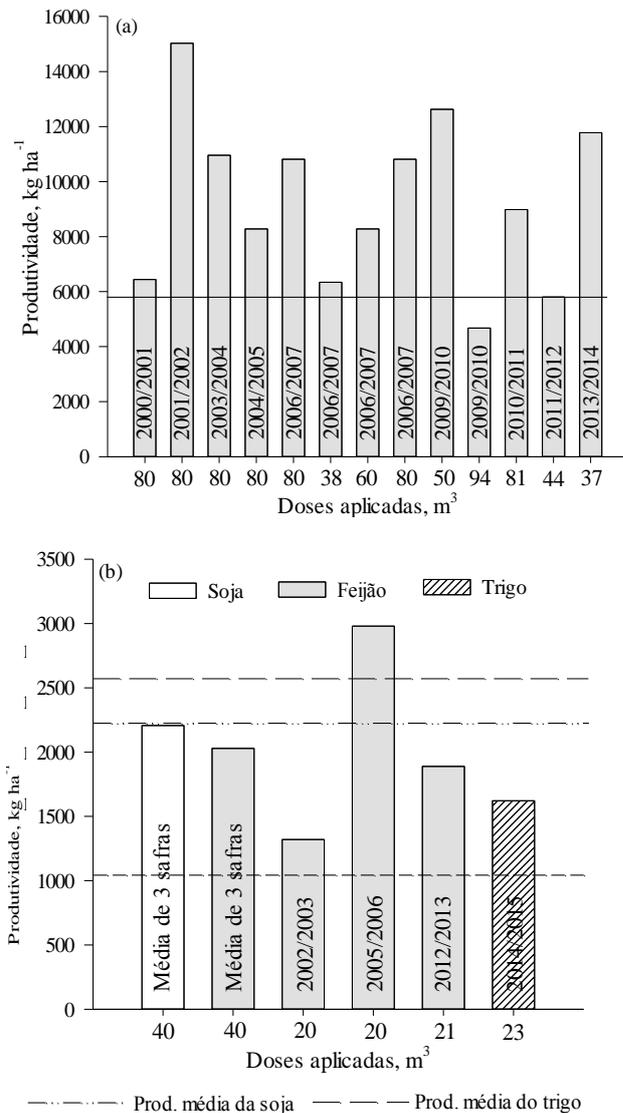
## 1.2 Produtividade de grãos das culturas influenciada pelas aplicações de dejetos líquido de suínos

Resultados de pesquisa de experimentos conduzidos em diferentes condições de solo e clima mostram que culturas como o milho, feijão, trigo e soja

respondem bem a aplicação de DLS. Isto ocorre porque grande parte dos nutrientes está presente já na forma mineral, disponíveis às plantas (Figura 15a e 15b). Os resultados de produtividade apresentados são dados de culturas cultivadas na região sul do Brasil. A produtividade do milho em diferentes experimentos variou de 4.674 a 15.027 kg ha<sup>-1</sup> com a aplicação de doses de DLS variando de 37 a 94 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, em diferentes safras no estado do Rio Grande do Sul. Com exceção da safra de 2009/2010 onde foram aplicados 94 m<sup>3</sup> de DLS, em um experimento no município de Santa Maria (RS), a produtividade da cultura do milho esteve acima da média de produtividade do estado gaúcho (Figura 15a).

Em outro experimento, conduzido no município de Campos Novos (SC), nas safras entre os anos 1994 a 2003, foi implantada uma rotação de culturas com triticale/soja/ervilhaca comum/milho/aveia preta/feijão em solo fertilizado com DLS. A produtividade média da soja em três cultivos com a aplicação de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS foi de 2.208 kg ha<sup>-1</sup> (Figura 15b), semelhante à produtividade média do estado do RS (2.224 kg ha<sup>-1</sup>). A cultura do feijão, com aplicação de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS, obteve produtividade média em três cultivos de 2.030 kg ha<sup>-1</sup>. Nas safras de 2002/2003, 2005/2006 e 2012/2013 a produtividade do cultivo do feijoeiro variou de 1.320 a 2.980 kg ha<sup>-1</sup>, com a aplicação de apenas 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS como fonte de nutrientes. Cabe ressaltar que a aplicação de 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS antes da implantação da cultura do feijoeiro obteve produtividades mais altas que a média de produtividade do estado do RS. Já em experimento conduzido em Santa Maria (RS), na safra de 2014/2015, foi cultivado trigo com a aplicação de 23 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS e a produtividade da cultura foi de 1.621 kg ha<sup>-1</sup>, ficando abaixo da média do estado (Figura 15b).

O efeito das diferentes doses de DLS aplicadas na produtividade da cultura do milho está relacionado, principalmente, com a concentração dos nutrientes nesses dejetos e com as condições climáticas de cada região. A dose de DLS aplicada em diferentes culturas pode ser determinada com base no nutriente que primeiro atingir a exigência da cultura que, normalmente, é o N, especialmente quando da realização de adubação em cobertura com adubação mineral, o que reduz a quantidade de N a ser aplicada na semeadura via DLS. Quando racionalmente utilizados, os DLS são capazes de suprir todos os nutrientes requeridos pelas plantas, podendo substituir com vantagem a adubação química, sem que ocorram perdas de produtividade.



**Figura 15.** Produtividade de grãos das culturas do milho (a), soja, feijão e trigo (b) cultivados em áreas de plantio direto com a aplicação de diferentes doses de DLS em variadas épocas do ano. Linhas contínuas ou tracejadas representam a produtividade média das culturas cultivadas na região sul do Brasil. Dados compilados de Costa et al. (2011), Moraes et al. (2014), Ceretta et al. (2005a), Seidel et al. (2010), Lourenzi et al. (2014), Ciancio et al. (2014), Ciancio (2015), Pandolfo e Ceretta (2008).

### 1.3 Produção de matéria seca e ciclagem de nutrientes em culturas influenciadas pelas aplicações de dejetos líquido de suínos

O efeito dos DLS sobre a produtividade das culturas comerciais no sistema plantio direto já é bem conhecido. A aplicação de DLS em áreas sob sistema de plantio direto no cultivo de plantas de cobertura com o objetivo de aumentar a ciclagem de nutrientes e produzir mais palha para cobertura do solo é uma alterna-

tiva de grande importância para o descarte dos DLS gerados nas propriedades suinícolas (Figura 16).

Nesse sentido, vários trabalhos apresentam como resultados grande acúmulo de nutrientes na matéria seca de diferentes culturas, sejam de grãos ou plantas de cobertura (Tabela 21). Como exemplo, pode-se observar que no cultivo de aveia preta, em áreas de plantio direto, com a aplicação de 16 a 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS, houve acúmulo de nutrientes na parte aérea que variaram de 59 a 140 kg ha<sup>-1</sup> para o N, de 6,6 a 19,8 kg ha<sup>-1</sup> para o P e de 55 a 90 kg ha<sup>-1</sup> para o K. Já em áreas com a aplicação de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS, quando cultivado com nabo forrageiro, aveia + ervilhaca, milho e crotalaria apresentaram acúmulos de 59, 142, 82 e 68 kg ha<sup>-1</sup> de N, de 9, 17, 23 e 13 kg ha<sup>-1</sup> de P e de 38, 101, 183 e 6 kg ha<sup>-1</sup> de K, respectivamente.

Além das plantas de cobertura, os resíduos vegetais das culturas de grãos acumulam grande quantidade em seus tecidos vegetais (Tabela 21), sendo parte translocado para os grãos e o restante permanece no resíduo depositado sobre o solo.

O uso de plantas de cobertura do solo é de extrema importância para a conservação do solo, pois reduz a erosão e propicia efeitos positivos nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. A adição sistemática de resíduos de plantas de cobertura aos solos tropicais melhora ou mantém os teores de matéria orgânica, que em geral são baixos,

contribui para a conservação do solo e da água, promove melhoria da estrutura do solo, favorece a aeração e a infiltração de água e possibilita maior penetração do sistema radicular das culturas.

No sistema plantio direto, o uso de plantas de cobertura é uma alternativa para aumentar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, podendo restituir quantidades consideráveis de nutrientes aos cultivos, uma vez que essas plantas absorvem nutrientes das camadas subsuperficiais do solo e os liberam, posteriormente, na camada superficial através da decomposição dos seus resíduos.



**Figura 16.** Plantas de milho submetidas a diferentes doses de DLS em experimento conduzido na Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

**Tabela 21.** Doses de DLS aplicado em diferentes culturas de grãos e plantas de cobertura, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na parte aérea das plantas.

Dose aplicada m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	Cultura	Matéria seca	N	P	K	Referência
		Mg ha <sup>-1</sup>	-----kg ha <sup>-1</sup> -----			
64	Milho	11,94 *	164,5	34,5	100,0	Ciancio (2015)
16	Aveia	4,05 *	75,2	14,9	55,5	Ciancio (2015)
21	Feijão preto	4,25	79,6	24,3	33,7	Ciancio (2015)
23	Trigo	3,32	54,1	15,8	38,4	Ciancio (2015)
30	Milho	7,16 **	73,6	15,6	83,2	Ciancio (2014)
30	Feijão preto	3,74	77,8	17,9	92,5	Ciancio (2014)
40	Aveia	4,91**	59,0	6,6	65,4	Ceretta et al. (2005a)
40	Milho	6,25 **	87,8	6,9	103,4	Ceretta et al. (2005a)
40	Nabo	2,07 **	59,7	8,6	37,7	Ceretta et al. (2005a)
40	Aveia	6,0 *	139,8	19,8	90,3	Lourenzi et al. (2014)
40	Aveia/Ervilhaca	5,99 **	141,7	16,5	100,8	Lourenzi et al. (2014)
40	Milho	9,5	81,7	23,1	182,9	Lourenzi et al. (2014)
40	Crotalaria	2,87	68,4	13,2	6,3	Lourenzi et al. (2014)
40	Feijão preto	2,71 **	81,0	10,4	58,5	Lourenzi et al. (2014)
40	Milho	9,6 ***	100,0	21,6	108,9	Lourenzi et al. (2014)

\* Média de produção de matéria seca de quatro cultivos. \*\* Média de produção de matéria seca de dois cultivos. \*\*\* Média de produção de matéria seca de três cultivos.

Os resíduos culturais depositados na superfície do solo constituem importante reserva de nutrientes, cuja disponibilização pode ser rápida e intensa, ou lenta e gradual, conforme a interação entre os fatores climáticos, principalmente precipitação pluvial e temperatura, atividade macro e microbiológica do solo e qualidade e quantidade do resíduo vegetal. Porém, para que uma cultura de grão ou para cobertura seja eficaz na absorção e ciclagem de nutrientes, deve haver sincronia entre o nutriente liberado pelo resíduo da planta de cobertura e a demanda da cultura de interesse comercial, cultivada em sucessão.

## 2 ALTERAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

### 2.1 Atributos da acidez em solos com histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos

Os DLS quando aplicados no solo podem alterar parâmetros relacionados à acidez do solo. Isso pode acontecer por causa do consumo de íons  $H^+$  e  $Al^{3+}$  do solo pela protonação de ânions orgânicos derivados de dejetos, que estão originalmente desprotonados em função da característica alcalina dos resíduos, cujo pH geralmente é superior a 7,0 (LOURENZI et al., 2011; BRUNETTO et al., 2012). Além disso, os DLS possuem em sua composição carbono (C), que incrementa os teores de matéria orgânica do solo (MOS). A MOS, por sua vez possui na sua estrutura grupos funcionais carboxil ( $COO^-$ ) e oxil ( $O^-$ ) capazes de tamponar as concentrações de  $H^+$  existentes na solução do solo por meio de troca iônica, diminuindo a acidez do solo (BRUNETTO et al., 2012).

Aliado a isso, os DLS possuem na sua composição  $CaCO_3$  que, quando aplicado no solo é dissociado, neutralizando os íons  $H^+$  tal como ocorre na reação do calcário, o que também reduz a acidez do solo. Parte do Ca e do Mg, ambos derivados das rações e persistentes nos dejetos, ocupam cargas da CTC do solo, aumentando a saturação por bases e, por consequência, reduzindo a saturação por Al, o que é desejável (LOURENZI et al., 2011; BRUNETTO et al., 2012).

Modificações em parâmetros relacionados a acidez do solo são dependentes da qualidade do dejetos adicionado, da sua quantidade e da frequência das aplicações (BRUNETTO et al., 2012; CHAO et al., 2014), além de fatores intrínsecos do solo. Neste contexto, em um Argissolo Vermelho manejado sob sistema plantio direto (SPD), localizado no município de Santa Maria (RS), submetido a 19 aplicações de DLS nas doses de 0, 20, 40 e 80  $m^3 ha^{-1}$ , Lourenzi

et al. (2011) verificaram que o aumento dos valores de pH nas camadas mais superficiais do solo está diretamente relacionado às doses de dejetos aplicadas.

Por outro lado, também em Argissolo Vermelho manejado sob SPD no município de Braço do Norte (SC), Brunetto et al. (2012) relataram que a adição de cama sobreposta de suínos (CSS) e DLS ao longo de oito anos, pouco alterou a maioria dos parâmetros relacionados a acidez do solo. Porém, estes mesmos autores relatam que foi observado diminuição dos valores de saturação por alumínio e aumento da saturação por bases até 30 cm de profundidade no solo com adição de CSS. Já no solo com adição de DLS, se verificou diminuição da saturação por alumínio e aumento da saturação por bases até 20 cm de profundidade. O reduzido efeito da adição de DLS sobre parâmetros relacionados à acidez do solo também foi relatada por Ceretta et al. (2003) em Alissolo Crômico, em Paraíso do Sul (RS), submetido a adição de 20 e 40  $m^3$  de DLS em intervalos de 45 a 60 dias, bem como por Cassol et al. (2012), em solo Latossolo Vermelho, em Campos Novos (SC), após 10 aplicações de 25, 50, 100 e 200  $m^3$  de DLS. Os autores destes estudos atribuem estes resultados a pequena disponibilidade ou ausência de compostos de reação alcalinizante.

### 2.2 Acúmulo de nutrientes em solos com histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos

Os DLS podem ser adicionados ao solo como fonte de nutrientes as culturas perenes e anuais. Em algumas situações os resíduos orgânicos são adicionados como única fonte de nutrientes e em outras são complementados com fertilizantes minerais. Porém, quando os nutrientes são aplicados em quantidades acima da necessidade das culturas, se espera, ao longo dos anos, acúmulo dos seus teores e modificações de suas formas no solo, como é o caso do P (GATIBONI et al., 2013).

O acúmulo de nutrientes no solo é dependente do tipo e teor de minerais, oxihidróxidos de Fe, Al e Mn, carbonatos, valor de pH, CTC, teor e composição da matéria orgânica (WANG et al., 2015; MORITSUKA et al., 2013). Em solos de sistemas conservacionistas, como o SPD, pastagens ou pomares em produção, com histórico de adição de resíduos orgânicos, alguns trabalhos relatam o acúmulo de nutrientes, como o P, K, Ca e Mg, nas camadas mais superficiais dos solos (COUTO et al., 2010, 2013; LOURENZI et al., 2013). Isso acontece porque os dejetos de animais são aplicados sobre a superfície do solo,

sem incorporação. Somado a isso, se espera que em sistemas conservacionistas sejam menores as perdas por escoamento superficial de nutrientes na forma solúvel ou mesmo adsorvidos em partículas, comparativamente, ao sistema de cultivo convencional, com aração e gradagens.

A concentração de P na matéria seca dos DLS pode chegar a 10%, encontrando-se, principalmente, em formas inorgânicas (60-70%) facilmente mineralizadas por microrganismos do solo. Por isso, o acúmulo de P no solo, derivado da aplicação de resíduos animais, geralmente ocorre em formas inorgânicas. O P, por possuir grande afinidade com os argilominerais, oxihidróxidos de Fe e Al, solos mais intemperizados como os Latossolos, tendem a acumular maiores teores de P em formas de média e baixa labilidade em relação a solos mais jovens (GUARDINI et al., 2012; COUTO et al., 2015a). Com o acúmulo de P em solos, normalmente se espera a saturação dos sítios de adsorção de partículas reativas nas camadas superficiais, o que estimula a sua migração desse elemento para camadas mais profundas do solo (GATIBONI et al., 2008; GUARDINI et al., 2012). Em uma microbacia hidrográfica, com predomínio de solo Argissolo Vermelho, em Braço do Norte (SC), Couto et al. (2015a) observaram incremento de frações orgânicas, inorgânicas nos teores de P extraído por resina trocadora de ânions até a profundidade 30 cm, em áreas com mais de 25 anos de aplicação de DLS.

O K também pode apresentar concentrações de até 10% da matéria seca dos DLS, entretanto, possui maior mobilidade no solo se comparado ao P. A adição de K via dejetos, como os DLS, tende a incrementar os teores de K disponível nas camadas superficiais do solo, porém, especialmente em solos com textura arenosa e baixos teores de MOS e, por consequência, com baixa CTC, pode ocorrer a sua percolação no perfil do solo (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010; LOURENZI et al., 2013).

Os DLS possuem na sua matéria seca em torno de 3% de Ca e 1% de Mg. Em sistemas conservacionistas, como no sistema plantio direto, ambos os elementos tendem a ser acumulados em camadas superficiais, especialmente, por causa do não revolvimento do solo e presença dos maiores teores de MOS, que contribui para o aumento da CTC e da adsorção de Ca e Mg (CERETTA et al., 2003; BRUNETTO et al., 2012).

Cu e Zn estão presentes nos DLS em quantidades extremamente baixas, em torno de 0,11 e 0,15% da matéria seca, respectivamente. No entanto, apesar de serem elementos essenciais para os seres vivos,

são absorvidos em pequenas quantidades, o que contribui para o acúmulo desses metais pesados em solos. Normalmente, o Cu e o Zn aplicados via DLS são adsorvidos nos sítios mais ávidos e com maior energia de ligação. Porém, após as sucessivas aplicações de dejetos, estes sítios são saturados sendo os elementos então redistribuídos em frações de menor energia de ligação, tornando-se cada vez mais disponíveis para as plantas e passíveis de serem perdidos por escoamento superficial (TIECHER et al., 2013).

O Cu quando adicionado através de dejetos suínos é acumulado principalmente em complexos orgânicos, pela afinidade de adsorção do elemento aos grupos funcionais de superfície da MOS (FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al. 2010). Já o Zn é, preferencialmente, adsorvido aos grupos funcionais de superfície de partículas da fração mineral do solo (FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al. 2009). Apesar do incremento de Cu e Zn em solos com histórico de adição de dejetos de animais, os teores atuais não representam potencial de toxidez a maioria das plantas cultivadas. Entretanto, esses elementos podem ser transferidos por escoamento superficial e, especialmente em solos com textura arenosa e baixos teores de MOS, por percolação (ASENSIO et al., 2013).

Ao avaliar o acúmulo e a distribuição das frações de Cu e Zn em solos submetidos de 3 a 30 anos de aplicações de DLS em uma microbacia no Sul de SC, Couto et al. (2015b) observaram que as aplicações de dejetos aumentaram os teores de Cu e Zn disponível na camada superficial do solo. Além disso, os autores encontraram maior acúmulo de Cu ligado às frações orgânica e mineral do solo, enquanto que o Zn acumulou, preferencialmente, na fração mineral. Efeito semelhante foi observado por Tiecher et al. (2013), após 32 aplicações de 90 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS, em um Argissolo Vermelho, em Braço do Norte (SC).

### **2.3 Acúmulo de carbono orgânico em solos com histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos**

O DLS possui, normalmente, baixos teores de matéria seca, em torno de 3%, sendo que, aproximadamente, 30% da matéria seca é carbono orgânico. O carbono existente nos dejetos é extremamente lábil e de fácil mineralização pelos microrganismos do solo. Por causa disso, na maioria das situações não se observa acúmulo substancial de carbono orgânico e, por consequência, matéria orgânica em solos com histórico de adição de dejetos líquidos de suínos

(COMIN et al., 2013). Por outro lado, os nutrientes aportados pelo DLS incrementam a produção de biomassa de culturas, e a biomassa produzida ao longo dos anos contribui para a manutenção e incremento dos teores de C do solo.

Ao comparar os teores de MOS de mata nativa e áreas que receberam DLS a mais de 20 anos em Latossolo, Cambissolo e Neossolo, Scherer, Nesi e Massotti (2010) observaram decréscimo acentuados nos teores de MOS da área com aplicação de DLS em relação a mata nativa. Já em um Argissolo que recebeu 19 aplicações de 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> de DLS, Lourenzi et al. (2011) observou incremento nos teores de MOS até a camada de 60 cm, em relação ao tratamento que não recebeu aplicação de dejetos. No entanto, os autores atribuem este aumento a decomposição dos resíduos de culturas depositados sobre a superfície do solo.

O incremento de MOS no solo tem relação direta com sua composição, onde as interações organominerais, especialmente, com óxidos de Fe e Al (SANTANA et al., 2011), podem estabilizar o C no solo por dificultarem a acessibilidade de enzimas e de microrganismos ou conferirem uma estabilidade química aos compostos orgânicos. Este efeito foi observado por Lourenzi (2014), em dois tipos de solos com aplicação de dejetos suínos. O autor observou maiores proporções de C na fração ácido fúlvico da MOS, em Argissolo Vermelho com 170 g kg<sup>-1</sup> de argila, e na fração humina da MOS, em Latossolo Vermelho com 834 g kg<sup>-1</sup> de argila. O resultado sugere que em solos com baixos teores de argila o C encontra-se, preferencialmente, em frações mais funcionalizadas da MOS, enquanto que em solos com maiores teores de argila há um predomínio de C em frações menos funcionalizadas e mais associadas com a matriz mineral do solo.

### 3 RISCOS DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

#### 3.1 Nitrogênio

O N é um dos nutrientes encontrados em maior proporção no DLS. Na maioria dos casos, cerca de 60% do N encontra-se na forma mineral, especialmente em formas amoniacais (PAYET et al., 2009), podendo ocorrer perdas de N por volatilização na forma de amônia (NH<sub>3</sub>), pelo escoamento superficial e percolação de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), que além de poluir o ar e mananciais de água também diminuem o potencial fertilizante do dejetos.

As perdas de N por volatilização podem ocorrer quando os dejetos de suínos são armazenados por

longos períodos e, principalmente, após sua aplicação no campo. Por ser um gás em condições normais de temperatura e pressão atmosférica, a amônia presente no solo, na água, fertilizantes e dejetos, pode rapidamente volatilizar para a atmosfera e então interagir com prótons, metais e compostos ácidos para formar íons ou compostos que variam em estabilidade.

Os percentuais de perda de N por volatilização de amônia dependem das características do dejetos e do ambiente e podem, segundo Gordon et al. (1988) e Thompson, Pain e Rees (1990), ser pequenos ou até superiores a 90% do N mineral aplicado. Dejetos com maiores teores de matéria seca favorecem as perdas de N por volatilização. Contudo, aplicar dejetos sobre uma superfície com presença de plantas que diminuem a velocidade do vento pode diminuir as perdas de amônia (SOMMER et al., 1997). Nesse sentido, Gonzatto et al. (2013) observaram redução de 34% na volatilização de NH<sub>3</sub> quando da manutenção da palha da cultura da aveia-preta em solo que recebeu aplicação de 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos. As maiores perdas de N por volatilização ocorrem nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos, como observado por Basso et al. (2004) em trabalho conduzido em Argissolo Vermelho submetido a aplicações das doses de 0, 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> DLS. Esses autores salientam que uma forma de reduzir essas perdas é através da incorporação dos dejetos, entretanto essa prática é pouco adotada pelos produtores que utilizam dejetos em áreas de lavoura.

Devido ao fato de grande parte do N mineral presente nos dejetos de suínos se encontrar em formas amoniacais e também devido à baixa afinidade das formas de N com os colóides do solo, logo após a aplicação do dejetos no campo podem ocorrer transferências de N na forma de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por escoamento superficial e percolação. Isso foi observado por Ceretta et al. (2005b) e Girotto et al. (2013) em avaliações das transferências de N e P por escoamento superficial e percolação em Argissolo Vermelho submetido a sucessivas aplicações das doses de 0, 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS. Esses autores observaram que as maiores transferências de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por escoamento superficial e por percolação acontecem nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos.

Após a aplicação de DLS no solo, as bactérias nitrificadoras oxidam o N amoniacal até nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), como observado por Aita, Port e Giacomini (2006), que encontraram taxas de nitrificação de até 0,98 e 1,53 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, para as doses de 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos, respectivamente, em

avaliação realizada quatro dias após a aplicação do dejetos. Essa rápida transformação do N amoniacal até nitrato aumenta consideravelmente a sua concentração no solo. Assim, seu acúmulo no solo se dá nos primeiros dias após a aplicação do dejetos, como observado por Chantigny et al. (2004), Assmann et al. (2007) e Adeli et al. (2008), e diminui ao longo dos dias. Isso ocorre pelo fato de que o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> forma complexo de esfera-externa com os grupos funcionais de superfície das partículas reativas do solo, sendo mantida a sua água de hidratação ao ser adsorvido e, por isso, a sua energia de adsorção com as partículas orgânicas e inorgânicas é pequena, deixando-o mais suscetível às transferências por escoamento superficial (SMITH; JACKSON; PEPPER, 2001; CERETTA et al., 2005b) e percolação (DAUDÉN; QUÍLEZ; VERA, 2004; BASSO et al., 2005). Esse efeito foi comprovado por Ceretta et al. (2010) e Giroto et al. (2013), os quais observaram que as maiores transferências de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por escoamento superficial e por percolação ocorreram nos primeiros eventos após a aplicação dos dejetos. Os capítulos V e IX do presente livro trarão maiores informações sobre os efeitos na qualidade da água causados pelo nitrato e pela atividade suínica intensiva.

### 3.2 Fósforo

O P é encontrado em grandes quantidades no DLS, sendo mais de 60% em frações inorgânicas (CASSOL; GIANELLO; COSTA, 2001). O P é um macronutriente para as plantas, mas quando aplicado em excesso acumula no solo e pode tornar-se poluente, provocando a contaminação de mananciais de água superficiais e subsuperficiais (BERWANGER; CERETTA; RHEINHEIMER, 2008). A adsorção de P no solo ocorre pelo mecanismo de troca de ligantes e se dá, primeiramente, nos sítios de adsorção com maior avides pelo íon fosfato, formando ligações de alta energia e, por consequência, com baixa disponibilidade do nutriente na solução do solo. Entretanto, a adição de altas quantidades de P via dejetos faz com que ocorra redução da capacidade máxima de adsorção de P pelos sítios de adsorção do solo (SIDDIQUE; ROBINSON, 2003; ADELI et al., 2008). Como consequência, os íons fosfatos são adsorvidos com menor energia de ligação, aumentando o seu teor na solução do solo (McDOWELL; SHARPLEY; FOLMAR, 2001).

O aumento da disponibilidade de P em solos com aplicações de dejetos de suínos ocorre devido adição de quantidades excessivas do elemento, somatório

das sucessivas e/ou volumosas aplicações de DLS. Em trabalho realizado por Lourenzi et al. (2013) em Argissolo Vermelho, foram adicionados ao solo o total de 2511 kg ha<sup>-1</sup> de P após 19 aplicações da dose de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS durante 93 meses de condução do experimento. Esse grande aporte de P promoveu a saturação dos sítios de adsorção das partículas reativas das camadas mais superficiais do solo, diminuindo a energia de ligação do P, permitindo transferência e acúmulo de P até 60 cm de profundidade e aumentando às transferências por escoamento superficial e percolação.

Em trabalho realizado em Argissolo Vermelho e que recebeu sucessivas aplicações das doses de 0, 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS, Ceretta et al. (2010) observaram maiores transferências nos primeiros eventos pluviométricos após as aplicações dos dejetos. Isso ocorre pelo fato de grande parte do P estar na forma inorgânica nos dejetos no momento em que os mesmos são aplicados. Além disso, como as aplicações ocorrem, normalmente, antes da implantação das culturas, a demanda por nutrientes pelas culturas é pequeno nos estágios iniciais, e o P não absorvido pelas plantas está mais suscetível às transferências. Devido ao P apresentar alta afinidade com as partículas coloidais do solo, as suas transferências por percolação são pequenas, como observado por Giroto et al. (2013). Esses autores não observaram transferências maiores do que 0,13% do P aplicado via dejetos em cinco anos de avaliação no mesmo experimento do trabalho de Ceretta et al. (2010).

Como as aplicações de dejetos de suínos normalmente são realizadas superficialmente sem incorporação e o acúmulo de P ocorre, predominantemente, nas camadas superficiais do solo, as transferências de P por escoamento superficial também ocorrem pelo carregamento de partículas sólidas pela água das chuvas. Para evitar isso deve-se adotar um manejo que resulte na manutenção de cobertura no solo, que favoreça a infiltração de água e evite o transporte de partículas, seja de solo ou do próprio dejetos. Ceretta et al. (2010), demonstraram que a transferência de P por escoamento superficial tem estreita relação com as quantidades de P aplicadas ao solo. Por isso, sugere-se o uso de doses de DLS que atendam às exigências das culturas, reduzindo assim seu impacto negativo no ambiente.

### 3.3 Cobre e zinco

Os meios de transferência de cobre (Cu) e zinco (Zn) de um compartimento para outro no ambiente têm grande importância no entendimento da dinâ-

mica desses elementos. Uma vez que estes elementos, não se degradam, volatilizam ou decaem por fotólise, seu destino em sistemas aquáticos é, principalmente, controlado por processos de transporte (GUILHERME et al., 2005).

O transporte de metais pesados como o Cu e o Zn nos solos é governado por inúmeros fatores, tal como pH, CTC e propriedades físicas como textura, presença e tipo de óxidos etc. (SPOSITO, 1989). O Cu e o Zn são retidos no solo por reações de adsorção em superfícies orgânicas e minerais e ainda por reações de precipitações (McBRIDE, 1994). Além disso, processos microbiológicos podem influenciar o pH do solo, potencial redox e, concentração de CO<sub>2</sub> podendo imobilizar ou mobilizar os metais pesados no solo (MANSON; AMMANN; SIGG, 1999). O transporte de Cu e Zn no solo ocorre também, como resultado da complexação com ligantes orgânicos dissolvidos em solução, com origem no solo ou de compostos adicionados ao solo. Quando em maior concentração no solo, compostos orgânicos solúveis podem aumentar várias vezes a transferência de metais pesados por escoamento superficial e percolação.

Apesar dos metais pesados serem considerados pouco móveis no solo, várias pesquisas têm relatado a associação de metais com componentes da fase sólida que teriam mobilidade no solo. Liang e McCarthy (1994) citam duas linhas de pesquisas que demonstram que os colóides podem influenciar o transporte de contaminantes em subsuperfícies: (i) estudos de colunas de solo, em laboratório, demonstrando o co-transporte de contaminantes adsorvidos a colóides móveis, (ii) estudos de campo demonstrando a associação de contaminantes com colóides naturais em águas subsuperficiais.

A associação de metais à compostos orgânicos aumenta a mobilidade dos mesmos no perfil do solo, com isso elementos que são considerados pouco móveis na forma livre no solo. Isto já foi demonstrado para o Cu<sup>2+</sup>, que mesmo sendo pouco móvel na forma de cátion livre, passa a ser móvel quando complexados a compostos orgânicos (HAN; THOMPSON, 2003; PLAZA et al., 2005; ASHWORTH; ALLOWAY, 2007).

O Cu possui alta capacidade de formar complexos com a matéria orgânica dissolvida (MOD), normalmente expressa como carbono orgânico dissolvido (COD) (BENGTSSON et al., 2006). A maior presença de COD em solos provoca o movimento significativo de Cu<sup>2+</sup> e também de Zn<sup>2+</sup> (ZHANG et al., 2003; McLAREN; CLUCAS; TAYLOR, 2004). O Cu<sup>2+</sup>, geralmente, forma complexo do tipo esfera interna,

de alta energia, com compostos orgânicos em valores de pH até menores que 4,0 (KANG; BLEAM; HELMKE, 1997). Por isso, o transporte de Cu<sup>2+</sup>, organicamente complexado, ocorre em uma ampla faixa de valores de pH.

Pelo exposto, se o uso de DLS aumenta o COD na solução do solo, aumentaria também a mobilidade de elementos como o Cu no solo. Ashworth e Alloway (2004) relatam que a mobilidade do Cu através do solo foi aumentada na presença de MOD derivada de lodo de esgoto, podendo ocorrer o mesmo com a aplicação de DLS. Desta forma, além de aportar metais pesados ao solo, o próprio DLS é promotor da transferência destes, aumentando o potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais.

Embora, o risco de intoxicação por Cu para saúde dos homens ser baixo, a World Health Organization sugere valores padrões (máximos) de 2 mg L<sup>-1</sup>, para água potável (ASHWORTH; ALLOWAY, 2007). Contudo, vários trabalhos têm encontrado efeito de toxidez nas plantas cultivadas em solos com altas concentrações de Cu e Zn na solução, quando estes se encontram em formas livres (ROONEY; ZHAO; McGRATH, 2006).

O Zn é considerado um elemento com relativa mobilidade por autores que estudaram seu comportamento em solos com aplicação de lodo de esgoto (RICHARDS et al., 2000). Entretanto, Giusquiani et al. (1998) estudando a capacidade de adsorção de Cu e Zn na MOD proveniente da fase líquida (<0,45 μm) de DLS, relatam que o Zn estava adsorvido aos grupos funcionais do solo, apesar da presença da matéria orgânica dissolvida, proveniente do dejetos. Estes autores justificaram este comportamento à relativa pequena estabilidade da constante da ligação formada no complexo organometal (Zn-MOD). Desta forma a matéria orgânica dissolvida teria uma menor influência na mobilidade do Zn se comparado, com sua influência na mobilidade do Cu.

Nessa mesma linha de raciocínio Ashworth e Alloway et al. (2004) encontraram através da predição do programa MINTEQA2, que em torno de 50% do Zn presente na fase líquida, proveniente de lodo de esgoto, estava fazendo parte ou ligado a compostos orgânicos. Neste trabalho os autores justificaram a pequena influência da matéria orgânica dissolvida na mobilidade do Zn, devido à baixa constante de estabilidade no complexo formado metal-MOD (3,561 para o Zn e 4,961 para Cu, essas constantes estimadas pelo programa MINTEQA2), desta forma os grupos funcionais da fase sólida do solo adsorveriam o Zn, retirando-o dos compostos orgânicos,

diminuindo assim a sua mobilidade. Por outro lado, o Cu permaneceria adsorvido à matéria orgânica dissolvida proveniente de resíduos orgânicos e isso aumentaria a sua mobilidade no solo.

Na região Sul do Brasil, especialmente nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul a presença de Cu e Zn em altas concentrações em DLS foram apontadas pelos estudos de Mattias et al. (2010), Giroto et al. (2010a) e Tiecher et al. (2013), entre outros. Giroto et al. (2010a), em estudo realizado em um Agrissolo encontraram acúmulos significativos de Cu até a camada de 12 cm de profundidade e de Zn até a camada de 10 cm de profundidade, com aplicação de 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS. O acréscimo nos teores de Cu e Zn no solo foi atribuído às altas concentrações desses metais nos dejetos, que resultaram, após sete anos de aplicação de dejetos, na adição de 16,0, 32,0 e 64,0 kg de Cu ha<sup>-1</sup> e 19,9, 39,8 e 79,6 kg de Zn ha<sup>-1</sup>, respectivamente para as doses de 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS. Resultados semelhantes foram observados por Tiecher et al. (2013) em solos oriundos de áreas com aplicações de resíduos orgânicos no estado de Santa Catarina.

Desta forma, espera-se que aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, assim como outros dejetos de origem animal, tendem a induzir a transferência por escoamento superficial, causando a contaminação de sedimentos e águas superficiais (L'HERROUX et al., 1997; GIROTO et al., 2010b).

Dados de transferência de metais pesados, seja por escoamento superficial ou por percolação no solo, são escassos na literatura nacional e internacional. Tal informação é essencial para o estabelecimento de algum tipo de balanço de massa de metais no solo, assim como na quantificação das entradas de metais em águas superficiais (BENGTSSON et al., 2006).

Trabalhos realizados na Europa geralmente apontam pequenas transferências de metais pesados via escoamento superficial. Isso porque as condições, principalmente, de intensidade de precipitações não proporcionam transferências significativas de solução via escoamento superficial. Por outro lado, nas condições de clima da região Sul do Brasil, com maiores volumes e intensidade de precipitações, a transferência de nutrientes via escoamento superficial é apontada por vários estudos como a principal forma de transferência de elementos do solo (BASSO, 2003; BASSO et al., 2005; CERETTA et al., 2005b, BERWANGER, 2006; CERETTA et al., 2010; GIROTO et al., 2010b).

Em trabalho realizado por Giroto (2007) a forma principal de perda de Cu e Zn foi via escoamento

superficial em solo cultivado em SPD e submetido a sucessivas aplicações de DLS. Neste mesmo estudo, a maior parte do Cu na solução escoada foi detectada na forma particulada representando de 68 a 80% do total transferido por escoamento superficial. Comportamento semelhante também foi observado Bertol (2005), que menciona que praticamente todo o Cu presente em soluções escoadas superficialmente encontrava-se particulado em sedimentos em suspensão nas soluções transferidas. Por sua vez, Giroto (2007) relata que as quantidades transferidas de Zn foram maiores que as observadas para o Cu, porém a distribuição entre as formas particuladas e solúveis foram semelhantes, sendo a fração particulada do Zn em solução de 66, 66, 75 e 67 % onde não foi aplicado dejetos e onde foi aplicado 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Desta forma pode se inferir que, a maior parte do Cu e do Zn presentes nas soluções escoadas superficialmente no solo se encontram adsorvidos ou fazendo parte da constituição dos sedimentos transportados.

Em relação às quantidades transferidas por escoamento superficial, Giroto (2007) detectou, durante o ciclo do milho (entre outubro de 2006 e abril de 2007), 9,5, 14,0, 12,0 e 38,5 g ha<sup>-1</sup>, em solo sob SPD adubado com 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS, respectivamente. Isso representou a transferência de 0,9, 0,2 e 1,4 %, do total de Cu aplicado nas respectivas doses. Para o Zn as quantidades foram semelhantes às observadas para o Cu, sendo de 8,4, 7,2, 12,6 e 24,0 g ha<sup>-1</sup>, para o solo sem adubação e para as três doses de DLS, respectivamente.

Cabe salientar que as quantidades totais de Cu e Zn transferidas por escoamento superficial determinadas por Giroto (2007), foram bem maiores que as relatadas em outros trabalhos desenvolvidos em países Europeus como o de Moolenaar e Lexmond (1998). Este autor estimou em um estudo de balanço que a percolação de Cu e Zn era de 8,1 e 0,6 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, independentemente do sistema de cultivo adotado. Entretanto, as quantidades detectadas por Bengtsson et al. (2006) em soluções percoladas de solos, em fazendas do Nordeste da Suíça com cultivos fertilizados com resíduos orgânicos, foram semelhantes e em alguns tratamentos até superiores, chegando a 57±33 e 16±11 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para o Cu e Zn, respectivamente, em um dos solos avaliados. É importante considerar que estes resultados foram obtidos quando a concentração na camada superficial do solo estudado era de 9,6 e 43 mg kg<sup>-1</sup>, para Cu e Zn, respectivamente, sendo bem menores que as encontradas no trabalho de Giroto (2007) nas condições do Sul do Brasil.

Em relação à transferência por percolação, os dados apresentados por Girotto (2007) também indicam que Cu e Zn são transferidos na forma particulada, sendo de 82, 58, 87 e 80% para o Cu respectivamente, onde não foi aplicado e onde foram aplicados 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS. Isto evidencia que a baixa disponibilidade do Cu na solução ocorre em função da sua migração na forma particulada e não na forma solúvel. Por outro lado, as transferências de Zn na forma particulada foram de 45, 14, 32 e 58% do total transferido, respectivamente para os tratamentos com aplicação de 0, 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS. Essas transferências indicam um comportamento diferenciado do Zn com maior migração em formas solúveis.

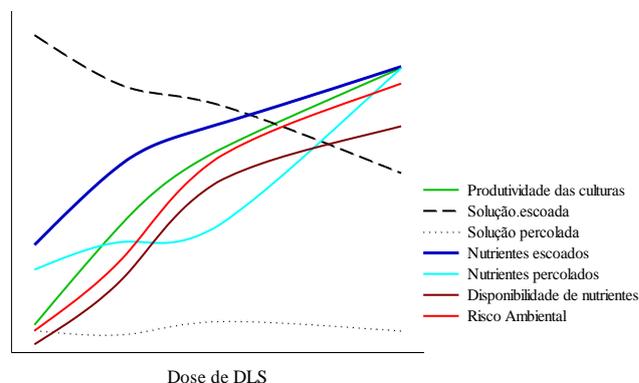
A baixa disponibilidade do Cu e Zn em solução, em solo com 21 aplicações de dejetos líquido de suínos, também foi constatada por De Conti et al. (2016), onde as espécies químicas de Cu e Zn complexados com carbono orgânico dissolvido predominaram, sendo pequenas as quantidades destes dois elementos em formas livres em soluções percoladas em colunas de solo indeformado.

A taxa de infiltração de água no solo, juntamente com a intensidade e duração da chuva, rugosidade superficial e a topografia são os fatores que irão determinar a magnitude do escoamento superficial. A aplicação superficial de dejetos líquido de suínos no solo causa o aumento na concentração de metais pesados e, com isso, aumenta o teor de metais na solução do solo e na solução escoada superficialmente. Porém, em trabalhos desenvolvidos com essa abordagem as quantidades transferidas de Cu e Zn via escoamento superficial são pequenas e pouco significativas. Por outro lado, salienta-se que o tipo de solo é um importante fator que controla a movimentação vertical de Cu e Zn no perfil do solo. Quanto maior é a interação entre o solo e solução que percola no perfil, maior é possibilidade de adsorção dos elementos, diminuindo sua mobilidade.

#### 4 SÍNTESE

A Figura 17 apresenta uma síntese dos principais efeitos do uso dos DLS sobre a produtividade das culturas, transferência de solução e nutrientes por escoamento superficial e percolação, disponibilidade de nutrientes no solo e traz uma inferência sobre os riscos de contaminação ambiental. Fica claro que com o aumento das doses de DLS há redução na transferência de solução via escoamento superficial, o que é desejável, pois favorece a infiltração e retenção de água no solo. Isso fica evidente observando

que as transferências de solução por percolação sofrem pequenas variações com o aumento das doses de DLS, ou seja, aumenta a infiltração de água do solo mas não apresenta linearidade com o volume de solução percolada.



**Figura 17.** Principais efeitos decorrentes do uso de DLS sobre a produtividade das culturas, transferência de solução e nutrientes por escoamento superficial e percolação, disponibilidade de nutrientes no solo e risco de contaminação ambiental.

O aumento das doses de DLS também proporciona maior disponibilidade de nutrientes no solo o que, conseqüentemente, reflete em maiores produtividades pelas culturas. Entretanto, esse aumento da disponibilidade de nutrientes favorece maiores transferências de nutrientes por escoamento superficial e percolação, o que aumenta os riscos de contaminação ambiental em áreas que recebem aplicações de DLS.

#### CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de dejetos em áreas de lavouras para produção de grãos ou pastagens diminui a necessidade da compra de nutrientes para a adubação e é uma importante alternativa para a redução de custos de produção agrícola. Esta vantagem e a necessidade de descarte do enorme volume de DLS presente na região Sul do Brasil torna imprescindível seu uso para este fim. Essa prática mostra-se eficiente pois aumenta a produção de grãos e matéria seca pelas culturas bem como aumenta a oferta de forragem em áreas de pastagens.

O uso dos dejetos em áreas de lavoura também promove alterações nos atributos químicos do solo, podendo reduzir a acidez ativa e potencial, reduzir a disponibilidade de Al<sup>3+</sup>, aumentar teores de matéria orgânica, a disponibilidade de nutrientes como o P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, entre outros, o que é positivo para o solo, pois melhora nutrição das plantas.

Entretanto, aplicações sucessivas em uma mesma área ou em doses muito elevadas podem provocar um desequilíbrio no solo e afetar o desenvolvimento das plantas. Também pode ocorrer a transferência de nutrientes para mananciais de água superficiais e subsuperficiais, afetando a qualidade da água destinada ao consumo humano e de animais.

Dessa forma, é importante salientar que o uso dos dejetos gerados na propriedade pode ser uma importante prática para aumentar a lucratividade e melhorar a qualidade do solo, além de ser uma forma de descarte desses resíduos gerados nas propriedades, mas sempre deve-se ter claro que o uso inadequado pode trazer graves consequências para o meio ambiente e também para os seres vivos que estão nesse meio.

## REFERÊNCIAS

- ADELI, A. et al. Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. **Soil Science**, v.173, p.223-235, mar. 2008.
- AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S.J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.901-910, set./out. 2006.
- AMARAL, A.L. et al. **Boas Práticas de Produção de Suínos**. Circular Técnica – 50. Concórdia: EMBRAPA, 2006.
- ASENSIO, V. et al. Effects of tree vegetation and waste amendments on the fractionation of Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in polluted mine soils. **Science of Total Environment**. v. 443, p.446-453, jan. 2013.
- ASHWORTH, D.J.; ALLOWAY B.J. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. **Environmental Pollution**, v.127, p.137-144, jan. 2004.
- ASHWORTH, D.J.; ALLOWAY, B.J. Complexation of copper by sewage sludge-derived dissolved organic matter: effects on soil sorption behaviour and plant uptake. **Water Air Soil Pollution**, v.182, p.187-196, jun. 2007.
- ASSMANN, T.S. et al. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1515-1523, nov./dez. 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA - ABIPECS. 2012. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br>>. Acesso em: 04 de agosto de 2012.
- ATLAS SOCIOECONÔMICO DO RIO GRANDE DO SUL [http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br/conteudo.asp?cod\\_menu\\_filho=819&cod\\_menu=817&tipo\\_menu=ECONOMIA&cod\\_conteudo=1582](http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu_filho=819&cod_menu=817&tipo_menu=ECONOMIA&cod_conteudo=1582). Acesso em 08/05/2016.
- BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125 f. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.
- BASSO, C.J. et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, v.34, p.1773-1778, nov./dez. 2004.
- BASSO, C.J. et al. Dejetos líquidos de suínos: II-Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.35, p.1305-1312, nov./dez. 2005.
- BENGTSSON, H. et al. Cadmium, copper and zinc leaching and surface run-off losses at the Öjebyn farm in Northern Sweden-Temporal and spatial variation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.113, p.120-138, abr. 2006.
- BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- BERWANGER, A.L.; CERETTA, C.A.; RHEINHEIMER, D.S. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2525-2532, set. 2008.
- BERTOL, O. J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. 2005. 209 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
- BRUNETTO, G. et al. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.10-20, out./nov. 2012.
- CASSOL, P.C.; GIANELLO, C.; COSTA, V.E.U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.635-644, mar. 2001.
- CASSOL, P.C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.1911-1923, nov./dez. 2012.
- CERETTA, C.A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.729-735, jun. 2003.
- CERETTA, C.A. et al. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.35, p.1287-1295, nov./dez. 2005a.
- CERETTA, C.A. et al. Dejetos líquidos de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.35, p.1296-1304, nov./dez. 2005b.
- CERETTA, C.A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.139, p.689-699, dez. 2010.
- CHANTIGNY, M.H. et al. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of an anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.306-312, jan./fev. 2004.
- CHAO, S. et al. Impact of animal manure addition on agricultural lime weathering in acidic soil: pH dependence and CO<sub>2</sub> independence of agricultural lime weathering. **Procedia Earth and Planetary Science**, v.10, p.405-409, ago. 2014.
- CIANCIO, N.R. et al. Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.912-922, maio/jun. 2014.
- CIANCIO, N.H.R. **Fontes orgânicas e mineral: produção de culturas, alteração nos atributos químicos do solo e transferência de formas de nitrogênio e de fósforo**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria - UFSM. 92p. 2015.
- COMIN, J.J. et al. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v.51, p.459-470, set. 2013.

- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFSRS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** Porto Alegre, 2004.
- COSTA, M.S.S.M. et al. Nutrição e produtividade da cultura do milho em sistemas de culturas e fontes de adubação. **Revista Ceres**, v.58, p.249-255, mar./abr. 2011.
- COUTO, R.R. et al. Atributos químicos em solos de propriedades suínolas submetidos a aplicações sucessivas de dejetos de suínos no município de Braço do Norte, Santa Catarina. **Scientia Agraria**, v.11, p.493, dez. 2010.
- COUTO, R.R. et al. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, p.774-782, jul. 2013.
- COUTO, R.R. et al. Environmental vulnerability and phosphorus fractions of areas with pig slurry applied to the soil. **Journal of Environmental Quality**, v.44, p.162-173, jan. 2015a.
- COUTO, R.R. et al. Accumulation of copper and zinc fractions in soil following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, p. 593-616, ago. 2015b.
- DAUDÉN, A.; QUÍLEZ, D.; VERA, M.V. Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in Mediterranean soil lysimeters. **Journal Environmental of Quality**, v.33, p.2290-2295, nov./dez. 2004.
- De CONTI, L. et al. Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.216, p.374-386, jan. 2016.
- DIESEL, R.; MIRANDA, R.C.; PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.** Boletim Informativo de Pesquisa – Embrapa Suínos e Aves e Extensão. EMATER/RS, Articulação da Embrapa Suínos e Aves com a Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural – EMATER/RS, Coor Roberto Diesel. EMATER: 2002.
- FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D. et al. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone. (NW Iberian Peninsula). **Geoderma**, v.153, p.119-129, out. 2009.
- FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D. et al. Influence of humified organic matter on copper behavior in acid polluted soils. **Environmental Pollution**, v.158, p.3634-3641, dez. 2010.
- GATIBONI, L.C. et al. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1753-1761, jul./ago. 2008.
- GATIBONI, L.C. et al. Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: Usos e limitações. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.8, p.141-187, 2013.
- GIROTTTO, E. **Cobre e Zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquido de suíno.** 2007. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.
- GIROTTTO, E. et al. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.955-965, maio/jun. 2010a.
- GIROTTTO, E. et al. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.40, p.1948-1954, set. 2010b.
- GIROTTTO, E. et al. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.95, p.115-131, jan. 2013.
- GIUSQUIANI, P.L. et al. Fate of pig sludge liquid fraction in calcareous soil: agricultural and environmental implications. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.364-371, 1998.
- GONZATTO, R. et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nítrico após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, v.43, p.1590-1596, set. 2013.
- GORDON, R. et al. Field estimates of ammonia volatilization from swine manure by a simple micrometeorological technique. **Canadian Journal of Soil Science**, v.68, p.369-380, maio 1988.
- GUARDINI, R. et al. Accumulation of phosphorus fractions in typical Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, v.93, p.215-225, jun. 2012.
- GUILHERME, L.R.G. et al. Elementos - traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciências do Solo.** Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. v.4, p.345-382, 2005.
- HAN, N.; THOMPSON, M.L. Impact of dissolved organic matter on copper mobility in aquifer material. **Journal Environmental Quality**, v.32, p.1829-1836, set./out. 2003.
- KANG, X.; BLEAM, W.; HELMKE, P. A. Studies of the nature of Cu<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> binding sites in soil humic substances using X-ray absorption spectroscopy. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.61, p.2211-2221, jun. 1997.
- L'HERROUX, L. et al. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). **Environmental Pollution**, v.97, p.119-130, jan. 1997.
- LIANG, L.; MCCARTHY, J.F. Colloidal transport of metal contaminants in groundwater. In: Allen, H. E.; Huang, C. P.; Bailey, G. W.; and Bowers, A. R. **Metal speciation and contamination of soil.** Ed. Lewis, 1994, 358 p.
- LOURENZI, C.R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1827-1836, set./out 2011.
- LOURENZI, C.R. et al. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.157-167, jan./fev. 2013.
- LOURENZI, C.R. **Dejetos de suínos: produção de culturas, efeitos na matéria orgânica e na transferência de formas de fósforo.** 2014. 127 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.
- LOURENZI, C.R. et al. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.949-958, maio/jun. 2014.
- MANSON, Y.; AMMANN, A.U.; SIGG, L. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advance Soil Science**, v.10, p.1-55, 1999.
- MATTIAS, J.L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina.** Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 164 p. (Tese de Doutorado).
- MATTIAS, J.L. et al. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1445-1454, jul./ago. 2010.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils.** New York, Oxford University Press, 1994, 406 p.
- McDOWELL, R.; SHARPLEY, A.; FOLMAR, G. Phosphorus export from an agricultural watershed: Linking source and transport mechanisms. **Journal Environmental of Quality**, v.30, p.1587-1595, set./out. 2001.
- McLAREN, R.G.; CLUCAS, L.M.; TAYLOR, M.D. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated

- with metal spiked sewage sludge 2. Leaching of metals. **Australian Journal of Soil Research**, v.42, p.459-471, jun. 2004.
- MOOLENAAR, S.W.; LEXMOND, Th.M. Heavy-metal balances of agroecosystems in the Netherlands. **Netherlands Journal Agriculture Science**, v.46, p.171-192, mar. 1998.
- MORAES, M.T. et al. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, v.35, p.2945-2954, nov./dez. 2014.
- MORITSUKA, N. et al. Changes in soil physicochemical properties following land use change from paddy fields to greenhouse and upland fields in the southeastern Basin of Dianchi Lake, Yunnan Province, China. **Pedosphere**, v.23, p.169-176, abr. 2013.
- NICOLAIWSKY, S.; PRATES, E. R. **Alimentos e alimentação de suínos**. Porto Alegre. Ed. da Universidade. UFRGS. 1995. Porto Alegre. 59 p.
- PANDOLFO, C.M.; CERETTA, C.A. Aspectos econômicos do uso de fontes orgânicas de nutrientes associadas a sistemas de preparo do solo. **Ciência Rural**, v.38, p.1572-1580, set. 2008.
- PAYET, N. et al. Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the Island of Réunion (France). **Agriculture Ecosystems and Environmental**, v.134, p.218-233, dez. 2009.
- PLAZA, C. et al. Copper (II) complexation by humic and fulvic acids from pig slurry and amended and non-amended soils. **Chemosphere**, v.61, p.711-716, abr. 2005.
- RICHARDS, B.K. et al. Effect of sludge processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated leaching. **Environmental Pollution**, v.109, p.327-346, ago. 2000.
- ROONEY, C.P.; ZHAO, F.J.; McGRATH, S.P. Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.25, p.726-732, mar. 2006.
- SANTANA, G.S. et al. Substâncias húmicas e suas interações com Fe e Al em Latossolo subtropical sob diferentes sistemas de manejo de pastagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.461-472, mar./abr. 2011.
- SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.123-131, jan./fev. 2007.
- SCHERER, E.E.; NESI, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1375-1383, jul./ago. 2010.
- SEIDEL, E.P. et al. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum: Technology**, v.32, p.113-117, abr. 2010.
- SIDDIQUE, M.T.; ROBINSON, J.S. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. **Journal Environmental of Quality**, v.32, p.1114-1121, jun. 2003.
- SMITH, K.A.; JACKSON, D.R.; PEPPER, T.J. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 1. Nitrogen. **Environmental Pollution**, v.112, p.41-51, jan. 2001.
- SOMMER, S.G. et al. Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broad spread to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. **Journal of Environmental Quality**, v.26, p.1153-1160, 1997.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277 p.
- THOMPSON, R.B.; PAIN, B.F.; REES, Y.J. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. **Plant & Soil**, v.125, p.119-128, jun. 1990.
- TIECHER, T.L. et al. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.812-824, maio/jun. 2013.
- WANG, Y. et al. Accelerated phosphorus accumulation and acidification of soils under plastic greenhouse condition in four representative organic vegetable cultivation sites. **Scientia Horticulturae**, v.195, p.67-73, nov. 2015.
- ZHANG, M.K. et al. Phosphorus and heavy metal attachment and release in sandy soil aggregate fractions. **Soil Science Society America Journal**, v.67, p.1158-1167, jul. 2003.

# Contaminação da água com nitrato pelo uso excessivo de dejetos líquidos de suínos na França: o que o Sul do Brasil pode aprender?

Laurent Caner<sup>1</sup> & Tales Tiecher<sup>2</sup>

1 Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor da Université de Poitiers, IC2MP-HydrASA UMR 7285, Rua 7 Albert Turpain, B35 TSA 51106, 86073 Poitiers, França. E-mail: laurent.caner@univ-poitiers.fr. Autor para correspondência

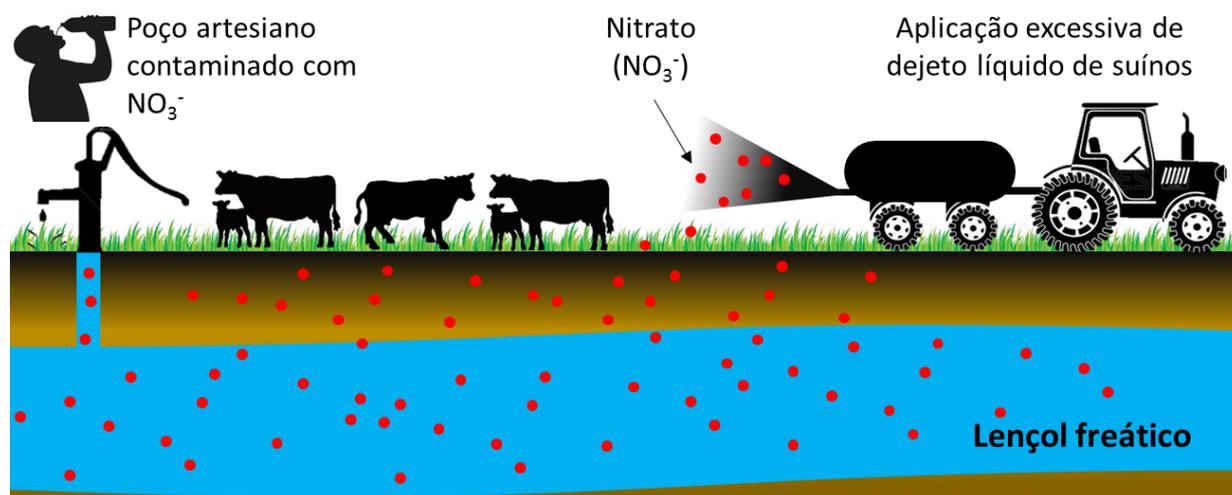
2 Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Avenida Bento Gonçalves, 7712, CEP 98400-000, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail: tales.t@hotmail.com, tales.tiecher@gmail.com

## INTRODUÇÃO

O dejetos líquidos de suínos (DLS) é amplamente utilizado como fertilizante no mundo todo pois possui quantidades apreciáveis de vários nutrientes essenciais para as plantas. No entanto, como visto nos capítulos I, III e IV, o seu uso excessivo e contínuo sobre uma mesma área resulta no acúmulo de nutrientes no solo, ocasionando efeito tóxico de metais pesados para as plantas cultivadas (TIECHER et al., 2016), aumentando o risco de contaminação dos recursos hídricos com fósforo (P), nitrogênio (N) (RO et al., 2016) e resíduos de medicamentos de uso veterinário (FREY et al., 2015). Em ambientes bem drenados, o N encontra-se principalmente na forma de nitrato ( $N-NO_3^-$ ), que apresenta grande mobilidade no solo. Quando as doses de fertilizantes nitrogenados (orgânicos e minerais) aplicados são superiores às demandas das plantas ocorre então a lixiviação de  $N-NO_3^-$ , que pode atingir o lençol freá-

tico (Figura 18), contaminando a água utilizada para consumo, sendo tóxico em teores acima de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ . A contaminação com nitrato também pode ser oriunda da aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos, como será abordado no capítulo seguinte (capítulo VI).

Na Região do Médio Alto Uruguai (MAU) no Rio Grande do Sul (RS), já existem evidências de que a agricultura e a produção pecuária intensiva praticada no local está contaminando tanto as águas superficiais (CAPOANE et al., 2015) quanto subterrâneas (FERNANDES et al., 2016). Esses trabalhos demonstraram relação direta entre a adição excessiva de nitrogênio via dejetos líquidos de suínos e os níveis de nitrato na água, e devem servir de alerta aos gestores e agricultores da região, pois o sistema de produção agropecuário não está usando as recomendações técnicas e está comprometendo a sustentabilidade do ambiente.



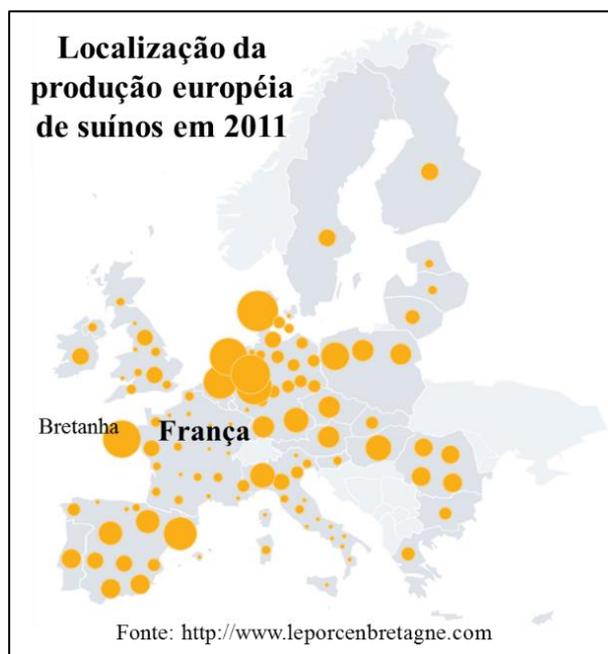
**Figura 18.** Esquema representando a contaminação da água do lençol freático com nitrato ( $N-NO_3^-$ ) devido ao uso excessivo de dejetos líquidos de suínos (Ilustração: Tales Tiecher).

É importante lembrar que o reflexo da contaminação do lençol freático será sentido por toda população rural e urbana, uma vez que a coleta de água para dessedentação humana se dá através de poços tubulares ou da coleta direta dos rios. A água captada dos rios para o abastecimento humano passa por uma série de tratamentos. No entanto, o atual sistema de tratamento é incapaz de retirar todo o nitrato e nitrito da água, o que representa uma potencial fonte de intoxicação humana. Esse problema tornar-se-á cada vez mais presente em nossa sociedade, uma vez que aumento previsto na produção de aves, bovinos e suínos (previsões de 2011/12 para 2021/22) é de 56, 32 e 22% (IBGE, 2011). Isso significa que haverá aumento da quantidade de dejetos produzidos (TIECHER et al., 2014), potencializando cada vez mais os riscos de contaminação ambiental.

A região da Bretanha<sup>1</sup> na França (Figura 19a) é uma região agrícola que concentra quase 60% dos suínos da França (CRP – COMITE REGIONAL PORCIN BRETAGNE, 2013), similar ao que ocorre na região Sul do Brasil, que concentra atualmente cerca de 50% da produção (ROPPA, 2014), notadamente no norte do RS, oeste de SC e sudoeste do PR. Assim como no Sul do Brasil, a cadeia de produção suinícola na Bretanha também se baseia em empresas familiares e emprega cerca de 31 mil pessoas. Devido à alta concentração de suínos na Bretanha, ela foi a primeira região francesa a sofrer com a deterioração da qualidade dos cursos de água e dos lençóis freáticos com nitratos de origem agrícola. Atualmente, mais da metade do país é afetado por esse problema (BENOIT et al., 2015; FLIPO et al., 2007; LOPEZ; BARAN; BOURGINE, 2015; OEURNG; SAUVAGE; SÁNCHEZ-PÉREZ, 2010; PASSY et al., 2012; ROGERS; NICOLINI; GAUTHIER, 2012), e para combater a poluição dos corpos d'água com nitratos de origem agrícola, vários programas de ação têm sido implementados com sucesso desde 1996 em vários departamentos franceses, com a finalidade de recuperar a qualidade de águas superficiais e subterrâneas.

O presente capítulo sintetiza algumas ações francesas visando diminuir a contaminação das águas com nitrato. Nesse material também é apresentado

uma avaliação dos programas de ação e da regulamentação das modalidades e das datas de fertilização nitrogenada, bem como algumas adaptações no manejo do solo, visando diminuir a contaminação da água com nitrato na França. Com isso, espera-se subsidiar informações que sirvam de base para ações que visem mitigar a contaminação com nitrato originado da aplicação excessiva de dejetos líquidos suínos no Sul do Brasil.



**Figura 19.** Localização geográfica da França com destaque para a região da Bretanha em vermelho (acima), e localização da produção europeia de suínos no ano de 2011 (CRP – COMITE REGIONAL PORCIN BRETAGNE, 2013) (abaixo).

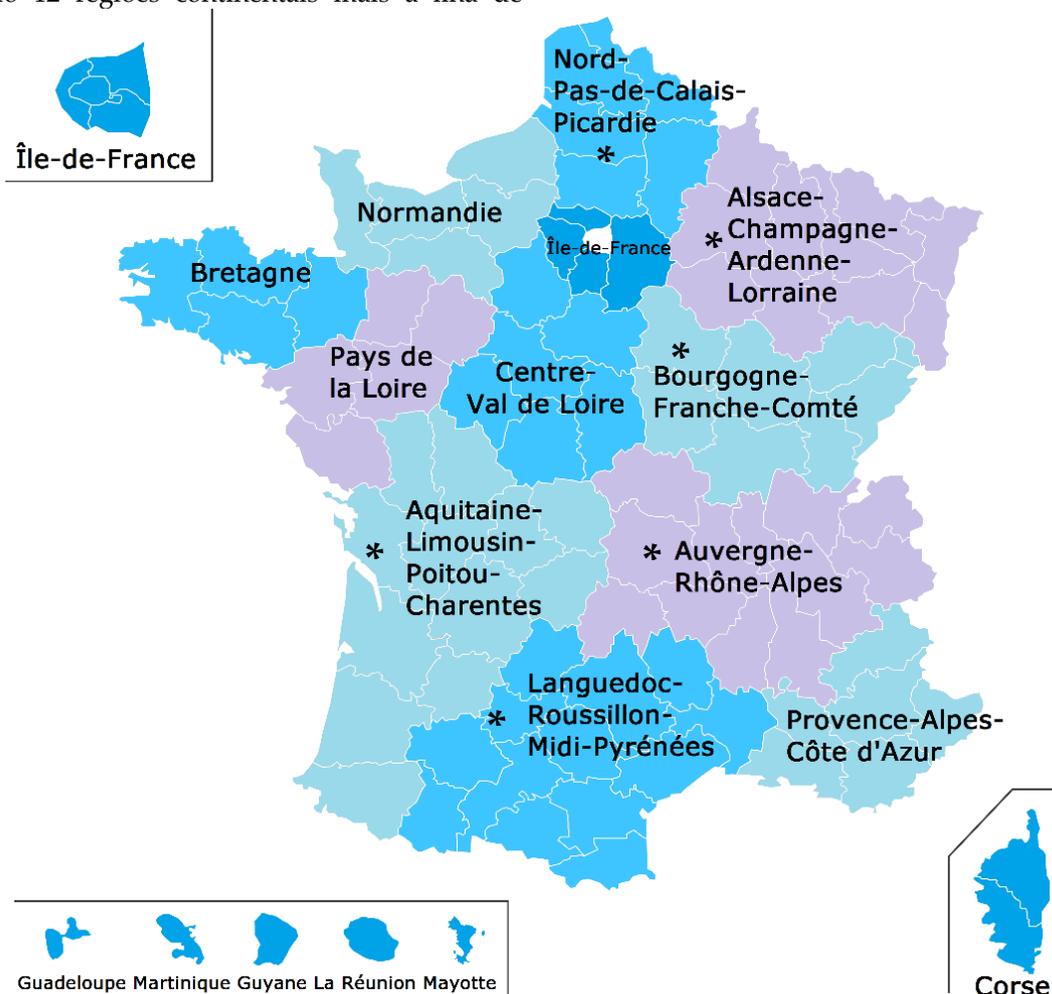
<sup>1</sup> A Bretanha (em francês Bretagne) é uma região administrativa do oeste da França com uma grande costa litoral entre o Canal da Mancha e o Oceano Atlântico. Sua capital é Rennes e seus habitantes chamam-se bretões. A Bretanha é hoje em dia uma das 6 nações celtas reconhecidas pela *Celtic League*, com a Escócia, a Irlanda, a Ilha de Man, o País de Gales e a Cornualha (FRANÇA, 2016).

## 1 DIVISÕES ADMINISTRATIVAS DA FRANÇA

Antes de aprofundarmos a discussão sobre a contaminação das águas com nitrato na França é importante conhecermos um pouco sobre as divisões administrativas do país. Na França existem muitas divisões administrativas com distintos objetivos: político (governo local), eleitoral (distritos) ou administrativos (serviços descentralizados do Estado). O conceito legal atual da região foi criado oficialmente em 1982 pela **Lei de Descentralização** (LEGIFRANCE, 1982). Em 2016, de acordo com a Lei no 2015-29 de 17 de Janeiro de 2015 relativa à delimitação das regiões que entrou em vigor em 1º de Janeiro de 2016, o que antes eram 27 regiões foi reduzido para 18 **regiões administrativas** (Figura 20), sendo 13 regiões metropolitanas e 5 regiões ultramarinas (Francês: *Région d'outre-mer* – ROM) (LEGIFRANCE, 2015). As 13 regiões metropolitanas (incluindo 12 regiões continentais mais a ilha de

Córsega, embora Córsega é formalmente uma coletividade territorial, é considerada equivalente a uma região), são subdivididas em 2 a 13 **departamentos**, enquanto as regiões ultramarinas consistem em apenas um departamento cada. Um departamento é equivalente ao estado no Brasil.

Atualmente, as 13 regiões francesas metropolitanas são subdivididas em 96 departamentos; os departamentos são subdivididos em 323 *arrondissements* (distritos); os *arrondissements* são subdivididos em 1.995 *cantons* (cantões); que por sua vez são subdivididos em 36,529 *communes* (comunas ou municípios). Já as 5 regiões francesas ultramarinas – Guiana Francesa (América do Sul), Guadalupe e Martinica no Caribe (América do Norte), Mayote e Reunião no Oceano Índico (África) – representam um departamento cada uma, que são subdivididos em 12 distritos; que são por sua vez subdivididos em 172 cantões e 129 comunas.



**Figura 20.** Divisão das regiões francesas metropolitanas e ultramarinas (destacadas no canto inferior esquerdo). Fonte: adaptado de Wikipédia (2016a). As seis regiões com asterisco possuem nome temporário resultado da fusão de duas ou mais regiões e deverão escolher outro nome até 1 de julho de 2016. O decreto final ocorrerá em 1 de outubro de 2016.

Cada departamento constitui tanto uma divisão administrativa como um estado e uma coletividade territorial. A sede do departamento do governo é conhecida como a prefeitura. Cada departamento é administrado por um conselho departamental (Francês: *Conseil Départemental*), uma assembleia eleita por seis anos por sufrágio universal, com o Presidente do Conselho como executivo do departamento. A capital de um distrito (*arrondissements*) é chamada de subprefeitura. Quando um distrito contém a prefeitura (capital) do departamento, a capital do distrito atua tanto como uma prefeitura como uma subprefeitura. A administração de um distrito é atribuída a um sub-prefeito. Ao contrário das regiões, departamentos e comunas, os distritos não têm estatuto de entidade jurídica no direito público, e eles não são executados por funcionários eleitos, mas pelos responsáveis políticos designados pelo Presidente Francês. O papel do cantão é essencialmente prover uma estrutura para as eleições regionais. Cada cantão elege uma pessoa para representá-lo junto ao conselho geral do departamento, que é a principal divisão administrativa francesa. Os cantões foram criados em 1790 ao mesmo tempo que os departamentos, durante a Revolução Francesa<sup>2</sup>.

## 2 AÇÕES FRANCESAS PARA DIMINUIR A CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS COM NITRATO

As principais ações realizadas na França para mitigar a contaminação das águas superficiais e subterâneas foram:

- i) Criação de um código de boas práticas agrícolas em 1993.
- ii) A definição sobre o território francês das zonas vulneráveis à poluição das águas por nitrato. Nessa definição a região da Bretanha foi

---

<sup>2</sup> A **Revolução Francesa** (1789-1799) foi um período de intensa agitação política e social na França, que teve um impacto duradouro na história do país e do mundo. A monarquia absolutista que tinha governado a nação durante séculos entrou em colapso em apenas três anos. A sociedade francesa passou por uma transformação épica, quando privilégios feudais, aristocráticos e religiosos se evaporaram sobre um ataque sustentado de grupos políticos radicais, das massas nas ruas e de camponeses na região rural do país. Antigos ideais da tradição e da hierarquia de monarcas, aristocratas e da Igreja Católica foram abruptamente derrubados pelos novos princípios de *Liberté, Égalité, Fraternité* (em português: liberdade, igualdade e fraternidade) (WIKIPÉDIA, 2016b).

classificada como “**zona vulnerável**” desde 1994 de acordo com as disposições das instruções diretivas europeias 91/676/CEE de 12 de dezembro de 1991 (EUROPEAN UNION OPEN DATA PORTAL, 1991) conhecida como “**Diretiva Nitratos**”, devido à grande concentração de produção de suínos (Figura 19b).

- iii) Elaboração de um programa de ação da Diretiva Nitratos, definindo as medidas que regem a prática da adubação nitrogenada. Desde 1997 quatro programas de ação foram criados nos departamentos Bretões (Côtes-d'Armor, Ille-et-Vilaine, Morbihan e Finistère).

As obrigações dos programas de ação aplicaram-se a todos os usuários de fertilizantes nitrogenados, sendo agricultores ou não e, portanto, qualquer sistema de produção pecuária independentemente da natureza e do tamanho de seu rebanho. O programa de ações da Diretiva Nitratos é departamental e inclui (i) medidas gerais para toda a região, e (ii) medidas específicas dentro de três tipos de zonas consideradas mais sensíveis à poluição das águas com nitrato (DREAL BRETAGNE - DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, 2015; LEGIFRANCE, 2011a, 2011b, 2011c, 2012; MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE DE L'AGROALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT - FRANÇA, 2015a), sendo elas:

- i) As **zonas de excedente estrutural** (ZEE): cantões onde a produção total de nitrogênio exceder 170 kg de nitrogênio por hectare de superfície agrícola útil (SAU), em que o efluente pode ser aplicado. O zoneamento das ZEE e as medidas que se aplicam a elas foram atualizadas em 2002 e 2006.
- ii) As **zonas de ação complementar** (ZAC): bacias hidrográficas onde o teor de nitrato no nível de captação de água potável é superior ao limite de potabilidade de 50 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (ou seja, ~11,3 mg L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).
- iii) As **baías algas verdes** da Côtes-d'Armor e Finistère (Figura 19a), onde se manifestavam importantes desenvolvimentos de algas verdes no litoral, devido aos altos teores de nitrato na água (Figura 21).



**Figura 21.** Proliferação de algas verdes na baía de Douarnenez, na Bretanha. Fonte: Philippe Devanne.

Essas medidas foram aplicadas imediatamente, ou foram objeto de um período de execução. As medidas aplicáveis sob as zonas vulneráveis foram relacionadas à fertilização, ao calendário de interdição de aplicação de fertilizantes, às condições particulares da aplicação de fertilizantes (principalmente a declividade das áreas) e de armazenamento e, relacionado ao manejo do solo utilizado.

## 2.1 A fertilização nitrogenada

O respeito do equilíbrio da fertilização para cada parcela de terra é a base da Diretiva de Nitratos. Em todos os casos as entradas de nitrogênio orgânico não devem passar o limite de 170 kg de N ha<sup>-1</sup> de superfície agrícola útil (SAU) (decreto nacional de 10 de outubro de 2011 - LEGIFRANCE, 2011a) no conjunto do sistema de exploração agrícola. A quantidade de fertilizantes nitrogenados aplicados é limitada pelo equilíbrio entre necessidades previsíveis das culturas e as entradas de N de toda natureza (solo, dejetos, N mineral). Isso tem como objetivo valorizar ao máximo os efluentes gerados pelas criações. Cada agricultor deve gerar um documento onde ele descreve um “plano de adubação nitrogenada

estimado” (PANE) (“*plan de fumure prévisionnel azote - PFPA*”) (DREAL BRETAGNE - DIRECTION RÉGIONALE DE L’ENVIRONNEMENT, 2015; LEGIFRANCE, 2011a, 2011b, 2011c, 2012; MINISTÈRE DE L’AGRICULTURE DE L’AGROALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT - FRANÇA, 2015a), registrando a quantidade de nitrogênio aplicada em cada parcela de terra cultivada, também conhecido como caderno de fertilização. Os objetivos do estabelecimento de um plano de adubação nitrogenada são: (i) procurar uma previsão de fertilização equilibrada distribuindo e valorizando ao máximo a participação dos efluentes disponíveis na propriedade e (ii) ajustando, se preciso, as entradas minerais complementares para doses estritamente necessárias, diminuindo assim também os custos por área cultivada.

O PANE inclui as doses e o fracionamento das doses necessárias para um bom desenvolvimento das culturas, sempre respeitando o ambiente. O caderno de fertilização com o plano de fertilização deve ser guardado por 5 anos para cada propriedade e pode ser objeto de controle retroativo. O PANE é estabelecido cada ano antes da primeira aplicação na saída do inverno (ou antes da segunda aplicação em caso de fracionamento das aplicações) para as parcelas de terra com características de solo, culturas e rotações homogêneas. O PANE compreende:

- i) Identificação, localização e área das parcelas de terra em questão.
- ii) A cultura cultivada, o período de semeadura previsto e a estimativa de produtividade.
- iii) O tipo de solo.
- iv) A data de abertura do balanço de nitrogênio.
- v) Porcentagem de leguminosas para os consórcios gramínea/leguminosas.
- vi) As entradas previstas pela irrigação e o teor de nitrogênio na água de irrigação.
- vii) Se uma análise de solo foi realizada para a parcela de terra, o teor de nitrogênio na saída do inverno e o teor de matéria orgânico do solo.
- viii) A quantidade de nitrogênio total a ser aplicada pela fertilização após a abertura do balanço de nitrogênio e para cada tipo de fertilizantes utilizado (orgânico e mineral).
- ix) O tipo de fertilizante utilizado caracterizado pela sua relação C/N, sendo: tipo I = dejetos de bovino, tipo II = dejetos de suíno, tipo III = fertilizante mineral sintético.

## 2.2 Condições específicas da fertilização nitrogenada

Nos diferentes departamentos da Bretanha (Figura 19a), a aplicação de todos fertilizantes é proibida em solos declivosos que geram escoamento superficial para fora da parcela de terra em questão (Figura 22). A aplicação de fertilizantes do tipo II é proibida em distâncias menores que 100 m das margens dos cursos d'água se a declividade do solo é superior a 7%. A distância pode ser reduzida a 35 m se a declividade é >7% e as parcelas de terra apresentam uma inclinação contínua perpendicular à encosta para evitar todo escoamento ou fluxo direto aos cursos d'água.

## 2.3 Medidas específicas de controle da contaminação com nitrato

### 2.3.1 Medidas específicas em zonas de excedente estrutural (ZEE)

As ZEE correspondem aos cantões onde a carga de nitrogênio de origem animal é superior ao máximo autorizado pela Diretiva de Nitratos, ou seja, 170 kg de N ha<sup>-1</sup> de SAU. Isso corresponde às zonas de forte concentração de criação de animais por área de aplicação de dejetos disponíveis.

As medidas a serem aplicadas nessas áreas são definidas dentro dos domínios departamentais (províncias). Entre 2005 e 2009 foi observado uma diminuição do número de cantões de risco na Bretanha devido à uma redução no tamanho das criações de animais.

Os primeiros programas de diminuição de poluição com nitrato de origem agrícola iniciaram a partir de 1996. Os programas tiveram como objetivo permitir aos agricultores das ZEE baixarem a média cantonal<sup>3</sup> das doses de aplicações de dejetos para valores inferiores a 170 kg de N ha<sup>-1</sup> de SAU. Estas ações exigem que os agricultores com produção de N animal excedente façam a readequação do sistema de produção, buscando uma solução de tratamento ou de transferência dos efluentes na escala cantonal. As superfícies máximas disponíveis para a aplicação de dejetos para cada propriedade rural foram definidas para evitar a aquisição de novas áreas ou a prestação de serviços de pulverização para outros agricultores. Também foi proibido aumentar o número de propriedades (fazendas), exceto para a ins-

talação de jovens agricultores. A expansão das áreas das propriedades rurais foi permitida no caso de reestruturação de várias fazendas. As ações que facilitam a absorção de nitratos incluem:

- i) O tratamento dos dejetos (nitrificação-desnitrificação dos dejetos principalmente) para reduzir o teor de N ou aumentar a relação C/N.
- ii) A transferência de estrume para os cantões fora da ZEE, para áreas com menos de 140 unidades de nitrogênio orgânicos por hectare de SAU disponível.
- iii) A redução das quantidades de nitrogênio na fonte (diminuição das entradas alimentares dos animais).
- iv) Redução da quantidade de animais.
- v) Aumento da dose aplicada por área através de práticas que permitam diminuir as transferências para os cursos d'água e os odores (e.g. injeção direta no solo).

### 2.3.2 Medidas específicas em zonas de ação complementar (ZAC)

As ações complementares foram realizadas dentro das bacias hidrográficas situadas a montante dos locais de abastecimento de água para consumo humano onde a qualidade de água era ruim. Para melhorar a qualidade da água de forma mais rápida possível, as seguintes medidas específicas foram tomadas para reduzir a transferência de nitratos aos cursos d'água:

- i) Obrigatoriedade de cobertura total dos solos nos períodos de maior propensão à lixiviação.
- ii) Manutenção das margens com cobertura vegetal.
- iii) Não aplicação de N para cultivos que seguem um retorno de pastagem de mais de 3 anos.
- iv) Limitação da fertilização nitrogenada orgânica e mineral à 210 kg N ha<sup>-1</sup> de SAU.
- v) Não extensão das criações, exceto em condições particulares como nas ZEE.

<sup>3</sup> Média nos cantões (ver item 1 do presente capítulo "Divisões administrativas da França")

Tipo de fertilizante	Especificação	Declividade			
		<10%	>10%	>15%	>20%
Tipo I	Caso geral	Autorizado	Autorizado	Proibido, exceto se disposto perpendicular ao declive	Proibido
	Dejeto com palha, composto	Autorizado	Autorizado	Proibido, exceto sobre culturas perenes	Proibido, exceto se for pastagem de mais de 6 meses
	Pastagens de menos de 6 meses	Autorizado	Autorizado	Autorizado	Proibido
Tipo II	Caso geral	Autorizado	Proibido, exceto se disposto perpendicular ao declive	Proibido	Proibido
		Autorizado	Autorizado	Proibido	Proibido
		Autorizado se declividade <7%	Autorizado em declividade >7% distante 100 metros da margem dos cursos d'água	Proibido	Proibido
			Autorizado em declividade >7% distante 35 metros da margem se inclinação for perpendicular à margem	Proibido	Proibido
Tipo III	Caso geral	Autorizado	Autorizado	Proibido	Proibido

**Figura 22.** Autorizações e proibições da aplicação de fertilizantes dependendo da inclinação e do tipo de fertilizante. Fonte: Modificado de DREAL Bretagne - Direction Régionale de L'Environnement (2015).

### 3 AVALIAÇÃO DOS PROGRAMAS DE AÇÃO E DA REGULAMENTAÇÃO DA FERTILIZAÇÃO NITROGENADA

Em 2010 a França alterou a regulamentação para diminuir a poluição das águas com nitrato após a condenação da França em 2009 pela comissão europeia de qualidade de água. Essas mudanças resultaram na substituição das ações departamentais por um programa nacional que dá uma abordagem aplicável sobre o conjunto de zonas francesas vulneráveis. Esse programa nacional é complementado por programas de ações regionais que especificam as medidas adicionais e reforços necessários para restabelecer a qualidade das águas contra a poluição por nitratos de origem agrícola.

Isto é particularmente evidente na implementação dos Grupos Regionais de Especialização em Nitratos ("*Groupe Régionaux d'Expertise Nitrates*" – GREN) (LEGIFRANCE, 2011a, 2011b, 2011c, 2012), que tem como missão difundir o conhecimento técnico sobre a implementação regional da Diretiva Nitratos. Os GREN foram criados para facilitar o

estabelecimento do PANE pelos agricultores em cada região e para controlar o equilíbrio da fertilização nas parcelas de terra que recebem aplicação de fertilizantes a fim de gerar um balanço de nitrogênio (SYNAGRI, 2015).

Cada GREN reúne especialistas da pesquisa agrícola, institutos técnicos, as organizações profissionais agrícolas e de administração. Os GRENS desenvolveram ferramentas relacionadas com o Comitê Francês de Estudo e Desenvolvimento da Fertilização Racional (COMIFER - "*Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée*") (COMIFER, 2013; SYNAGRI, 2015) para controlar o equilíbrio da fertilização nas parcelas afetadas pela aplicação de fertilizantes e gerar assim um balanço de nitrogênio.

O cálculo da adubação nitrogenada requer o conhecimento das necessidades de nitrogênio da cultura que é corresponde à quantidade absorvida por uma cultura necessária para alcançar eficiência e qualidade definida (normalmente pela média local). O cálculo da quantidade de N necessário para a cultura é realizado de acordo com os princípios do

balanço estabelecido pelo COMIFER. As especificidades de cada cultura são levadas em conta para o cálculo do balanço de N. A equação simplificada do balanço de massa da fertilização nitrogenada é:

$$\text{Estado final} = \text{Estado inicial} + \text{Entradas} - \text{Saídas}$$

onde *Estado final* = quantidade de nitrogênio no fechamento do balanço (colheita), *Estado inicial* = quantidade de nitrogênio no começo do balanço, *Entradas* = fornecimento de nitrogênio (fertilizantes, mineralização da matéria orgânica do solo, produtos orgânicos residuários, resíduos, entrada atmosférica, ...), *Saídas* = nitrogênio absorvido pela cultura, perdas de nitrogênio (lixiviação, volatilização/desnitrificação, organização microbiana).

As necessidades são proporcionais à expectativa de produtividade da parcela, exceto para as culturas que precisam de quantidades fixas por superfície de área cultivada (e.g. beterraba açucareira, legumes industriais):

**Necessidade total da cultura em N (kg N ha<sup>-1</sup>)**

$$= b \times Rdt$$

onde *b* = nitrogênio absorvido por unidade de rendimento, e *Rdt* = expectativa de produtividade da cultura. Por exemplo: necessidade do trigo = 90 q<sup>4</sup>, e *b* = 3 uN/q (necessita 3 unidades de N para produzir 100 kg de grão), portanto, a necessidade de nitrogênio é: 90 × 3 = 270 kg N ha<sup>-1</sup>.

O balanço de nitrogênio pode ser escrito da seguinte forma levando em conta diferentes entradas e saídas de nitrogênio dentro do sistema:

$$Rf - Ri = [Mh + Mhp + Mr + MrCi + Xa + Nirr + X] - [Pf - Pi + L]$$

Por transformação, obtemos a seguinte equação:

$$Pf = Pi + Ri + Mh + Mhp + Mr + MrCi + Nirr + X + Xa - L - Rf$$

onde:

*Estado inicial e final*

Rf: Quantidade de nitrogênio mineral no solo no fechamento do balanço

Ri: Quantidade de nitrogênio mineral no solo na abertura do balanço

*Entrada de nitrogênio no sistema solo-planta*

Mh: Mineralização líquida do húmus do solo

Mhp: Mineralização líquida devido ao retorno da área em pastagem

Mr: Mineralização líquida dos resíduos da colheita

MrCi: Mineralização líquida dos resíduos da cultura intermediária

Nirr: Nitrogênio fornecido pela água de irrigação

X: Entrada de nitrogênio na forma de fertilizante mineral sintético

Xa: Equivalente fertilizante mineral eficaz correspondente à entrada de produtos residuários orgânicos (compostagem ou lodo de plantas de tratamento de águas residuais urbanas ou da indústria de alimentos (e.g. melaço de beterraba, resíduos da produção de vinho)

*Saídas de nitrogênio do sistema solo-planta*

Pf: Quantidade de nitrogênio absorvido pela cultura no fechamento do balanço

Pi: Quantidade de nitrogênio absorvido pela cultura na abertura do balanço

L: Perdas pela lixiviação de nitrato durante a abertura do balanço

### 3.1 Cálculo ou estimativa dos diferentes parâmetros de fertilização nitrogenada

*Ri: Quantidade de nitrogênio mineral no solo na abertura do balanço*

É possível medir a quantidade de nitrogênio no solo no fim do inverno através de uma análise do solo. No entanto, existem várias ferramentas disponíveis no território francês para estimar o parâmetro *Ri* com ajuda de modelos agroclimáticos quando não é possível/concebível de medi-lo. Esses modelos utilizam uma estimativa da drenagem do solo e das fontes de nitrogênio mineral disponíveis (estoque de N mineral na colheita da cultura precedente, mineralização da matéria orgânica do solo, ...).

*Mh: Mineralização líquida do húmus do solo*

A ferramenta de cálculo proposta permite obter valores de mineralização de nitrogênio do solo (Mh) em função das diferentes situações climáticas e de tipo de solo.

*MrCi: Mineralização de resíduos da cultura intermediária*

Contempla a mineralização da cultura intermediária no caso da implantação de uma planta entre os cultivos principais (CIPAN – Cultura armadilha intermediária para nitratos)

<sup>4</sup> Do francês “*quintau*”, ou quintal métrico = unidade de medida equivalente a 100 kg. Portanto, 90 q = 9000 kg.

*L: Perdas por lixiviação de nitrato*

As perdas por lixiviação de nitrato são estimadas com ajuda de ábacos de ajuste em função do regime pluviométrico e da drenagem (infiltração) de água no solo.

A partir desse balanço é possível calcular a dose projetada de nitrogênio que pode ser aplicada na parcela de terra respeitando o equilíbrio da fertilização nitrogenada. As regras a seguir para o cálculo da dose projetada são fixadas para cada região. Assim, a dose de fertilizante aplicado é limitada com base no equilíbrio entre as necessidades das culturas e as entradas de nitrogênio de todos os tipos (solo, esterco, minerais). O plano de fertilização permite uma valorização máxima dos dejetos animais, bem como ajustar as entradas de fertilizante mineral para o mínimo (economia de custos com fertilizantes minerais sintéticos). O plano de fertilização inclui além da dose, o fracionamento necessário para uma boa gestão das culturas e respeito ao meio ambiente.

**4 AS MODALIDADES E AS DATAS DE FERTILIZAÇÃO TAMBÉM SÃO REGULADAS**

Um calendário e as condições de aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo são definidos. As datas de utilização de fertilizantes dependem de sua natureza, principalmente da sua relação carbono/nitrogênio (C/N) e das culturas (grandes culturas de outono, *e.g.* trigo, grandes culturas de primavera (importante lembrar que no hemisfério norte as estações do ano são o inverso do hemisfério sul, como pode ser visto na Figura 23), *e.g.* milho, pastagens com mais de 6 meses, culturas especiais). Os fertilizantes são classificados em três tipos:

- i) **Fertilizantes tipo I:** fertilizantes contendo principalmente nitrogênio orgânico e em pequena proporção de nitrogênio mineral (caracterizado por uma relação C/N superior ou igual a 8). Isso corresponde aos dejetos bovinos, equinos, compostos de efluentes de criações agropecuárias, e alguns produtos de origem orgânica (em função da relação C/N).

- ii) **Fertilizantes tipo II:** fertilizantes contendo nitrogênio orgânico e uma proporção de nitrogênio mineral variável (C/N inferior ou igual a 8). Isso corresponde aos dejetos líquidos de bovinos, suínos, aves, etc.), as águas residuárias urbanas e efluentes pouco carregados, aos digestores brutos de metanização, e alguns produtos de origem orgânica (em função da relação C/N).
- iii) **Fertilizantes tipo III:** fertilizantes minerais e ureídeos sintéticos. Isso corresponde aos fertilizantes nitrogenados simples, binários, ternários (ureia, amoníacos, nitratos, etc) e fertilizantes em fertirrigação.

As condições particulares de aplicação devem ser respeitadas (material de aplicação adaptado ao tipo de fertilizante, a dose aplicada e a natureza da cultura, sendo que a incorporação dos dejetos no solo dentro de 24 horas é fortemente recomendada nas proximidades das habitações e dos cursos d'água, etc). Existem também períodos do ano onde a aplicação de dejetos e outros fertilizantes é proibida (Figura 24).

A aplicação de efluentes do tipo II sobre pastagens de mais de 6 meses é autorizado somente a partir de 1º de fevereiro. A aplicação de efluentes do tipo II sobre o milho é autorizado de 16 de março ou a partir de 1º de abril de acordo com as áreas em questão levando em conta as condições de solo e de clima heterogêneos encontrados na Bretanha.

A aplicação de efluentes do tipo I é autorizada a partir do dia 16 de janeiro e proibida a partir do dia 15 de maio (Figura 24). A aplicação de fertilizantes minerais nitrogenados sobre culturas de primavera (incluindo pastagens) implantadas após no mínimo 6 meses é autorizado a partir do dia 16 de fevereiro. Para as culturas leguminosas, perenes, a aplicação de todos os tipos de efluentes, inclusive fertilizantes minerais, é proibida do dia 15 de dezembro a 15 janeiro. Tipo I (15/11 a 15/1), tipo II (1/10 a 15/1) e tipo III (15/12 a 15/1). Para a cultura do milho implantada mais tarde na primavera (ver estações do ano na Figura 23), os dejetos animais não podem ser aplicados antes de 15 de fevereiro.

Hemisfério	Local	País	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Sul	Sul Brasil		Verão			Outono			Inverno			Primavera		
Norte	França		Inverno			Primavera			Verão			Outono		

Figura 23. Estações do ano no sul do Brasil e na França.

Cultura	Tipo de efluente	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
<b>Grandes culturas</b>													
Solos não cultivados, CIPAN, leguminosas	I, II e III	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Culturas implantadas no outono ou no final do verão (exceto canola e pastagens de menos de 6 meses)	I	■										■	■
	II	■						■	■	■	■	■	■
	III	■						■	■	■	■	■	■
Canola de inverno implantada no outono	I	■										■	■
	II	■									■	■	■
	III	■									■	■	■
Pastagem de menos de 6 meses implantadas no outono ou no final do verão	I	■										■	■
	II	■									■	■	■
	III	■									■	■	■
Culturas implantadas na primavera (exceto milho e pastagem de menos de 6 meses)	I	■						■	■	■	■	■	■
	II	■						■	■	■	■	■	■
	III	■	■					■	■	■	■	■	■
Milho	I	■					■	■	■	■	■	■	■
	II	■	■	■	■			■	■	■	■	■	■
	III	■	■					■	■	■	■	■	■
<b>Pastagens</b>													
Pastagens após 6 meses de implantação (pastagens permanentes, alfafa)	I	■											■
	II	■										■	■
	III	■									■	■	■
<b>Outras culturas</b>													
Culturas perenes, pomares, leguminosas	I	■											■
	II	■										■	■
	III	■											■

■ Período de proibição de aplicação de fertilizantes para a região da Bretanha, França

**Figura 24.** Períodos de autorização e proibição de aplicação de dejetos e de fertilizantes na região da Bretanha, França. Fonte: modificado de DREAL Bretagne (2015).

Uma regulamentação específica para as baías de algas verdes (Figura 19a) foi implantada dentro do plano de controle de algas verdes. A quantidade máxima de nitrogênio foi limitada a 210 uN ha<sup>-1</sup> e a aplicação de dejetos animais foi proibida até dia 15 de março. Durante os períodos de interdição de aplicação, os efluentes devem ser estocados pelos criadores de animais.

## 5 MEDIDAS DE GESTÃO ADAPTATIVA DA TERRA TAMBÉM SÃO DESEJADAS

As aplicações de N próximas aos cursos d'água são também bem regulamentadas. A implantação de cordões (faixas) vegetativas (ou arborizadas) de uma largura mínima de 5 metros de comprimento em todos os cursos d'água é obrigatória. Os fertilizantes tipo I e II não podem ser aplicados em distâncias menores que 35 metros da margem dos cursos de água, ou à menos de 10 metros se uma cobertura vegetal permanente de 10 metros e não recebe ne-

nhuma entrada exceto dos dejetos dos animais em caso de pastagem, é implantado nas margens dos cursos d'água. Os fertilizantes tipo III não podem ser aplicados ao longo das margens dos cursos d'água sobre as faixas vegetativas existentes.

Para diminuir a transferência de nitrato para os cursos de água, as áreas de terra cultivadas devem ser cobertas com plantas de cobertura (BEAUDOIN et al., 2005; PLAZA-BONILLA et al., 2015) durante os períodos chuvosos de inverno (ver estações do ano na Figura 23), e todo ano para as áreas próximas aos cursos de água (faixas vegetais permanentes). A cobertura do solo no inverno exceto após o cultivo de milho para produção de grão assim como a proteção das zonas úmidas (várzeas onde é proibido drenagem ou retorno de pastagens em zonas inundáveis) são obrigatórias (Figura 25).

		Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul
Caso geral *	Todas as culturas intermediárias (cereais e culturas de verão)												
Caso específico **	Culturas intermediárias após milho												

\* Parcelas devem estar cobertas no mínimo de 10/09 até 10/02

\*\* Parcelas devem estar cobertas no mínimo de 01/11 até 01/02

**Figura 25.** Período de cobertura do solo obrigatória por uma planta intermediária. Fonte: modificado de DREAL Bretagne (2015).

O agricultor é obrigado a cobrir as áreas de terra no período entressafra curto entre a cultura da canola e uma cultura semeada no outono (ver estações do ano na Figura 23), bem como as áreas com entressafra longa (e.g. a colheita do trigo ou canola em junho/julho, e cultivo de milho ou girassol com semeadura somente em março/abril do ano seguinte). A cobertura do solo não é obrigatória para as áreas onde a colheita é realizada após 1º de novembro, exceto para produção de milho para grão. Toda a cobertura do solo deve ser mantida no mínimo até 1º de fevereiro (final do inverno, equivalente a uma cobertura do solo mantida até o final de agosto no sul do Brasil – Figura 23), exceto em caso de semeadura de uma cultura leguminosa de primavera na substituição da cobertura. Nesse caso a cobertura deve ser mantida no mínimo até 15 de dezembro.

Após a implantação de uma “cultura intermediária armadilha de nitrato” (CIPAN), é proibido a aplicação de fertilizantes, exceto a aplicação de fertilizantes tipo I destinados a cultura seguinte e somente a partir do dia 15 de janeiro. O controle químico (aplicação de herbicidas) e tratamentos fitossanitários são proibidos para limitar o impacto sobre a qualidade de água. O controle químico pode ser utilizado somente em casos específicos como a utilização de CIPAN não resistentes ao frio ou para culturas leguminosas precoces.

Na Técnica de Cultivo Simplificado (“*Technique Culturale Simplifiée*” – TCS), a destruição química das plantas CIPAN não resistentes ao frio será proibida a partir do dia 1º de janeiro de 2016. Já a fertilização das faixas vegetativas ao longo das margens dos rios é proibida para todos os tipos de fertilizantes. Essas medidas serão reforçadas em 2016 através do Plano Ecophyto (MINISTÈRE DE L’AGRICULTURE DE L’AGROALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT - FRANÇA, 2015b) que visa diminuir progressivamente a utilização de produtos fitossanitários (20% em 2020, e 50% em 2025), tanto quanto possível en-

quanto se mantém uma agricultura economicamente eficiente.

Além disso, recentemente, em um experimento de 9 anos estimando a lixiviação de nitrato na estação experimental do INRA<sup>5</sup> de Lusignan na França, Kunrath et al. (2015) demonstraram que a introdução de pastagem cegadas (ceifadas) em um plano de rotação de culturas causou uma redução acentuada nos níveis de nitrato nas águas subterrâneas, e quanto maior a proporção de pastagens no plano de rotação, mais acentuada foi a redução dos níveis de nitrato, em todos os níveis de N utilizados. Nesse experimento foi demonstrado que os tratamentos com mais tempo de pastagem no sistema de rotação apresentaram menor lixiviação de nitrato que aqueles que contêm uma proporção maior de cereais. A concentração média de nitrato foi de  $52,7 \pm 38,63$  mg  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  sob uma rotação de culturas anuais, e de  $14,9 \pm 14,76$  mg  $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$  sob um tratamento de pastagem permanente.

## 6 GESTÃO DAS ENTRADAS DE FERTILIZANTES

As aplicações de nitrogênio podem ser fracionadas visando (i) promover a absorção do nitrogênio durante o período de crescimento ativo das culturas, (ii) minimizar os riscos de perdas de nitrogênio devido às condições climáticas desfavoráveis (excesso e escassez de chuva, temperaturas elevadas), e (iii) promover a transferência de nitrogênio para os órgãos colhidos (e.g. aumentar o teor de proteína dos grãos de cereais).

<sup>5</sup> INRA, *Institut National de la Recherche Agronomique*, foi fundada em 1946 sob a autoridade conjunta dos Ministérios da Pesquisa e da Agricultura, desenvolve projetos de pesquisa para uma agricultura sustentável, um ambiente preservado e um alimento saudável e de alta qualidade. É a instituição francesa equivalente a EMBRAPA no Brasil.

O fracionamento das doses de nitrogênio aplicadas permite uma melhor utilização do nitrogênio pelas plantas. O número de aplicações para cada cultura corresponde a uma relação entre o interesse agrônomo de um fracionamento em função do crescimento das plantas e da viabilidade econômica de múltiplas aplicações (possibilidade de aplicações tardias sobre coberturas bem desenvolvidas, riscos eventuais de danos foliares, etc).

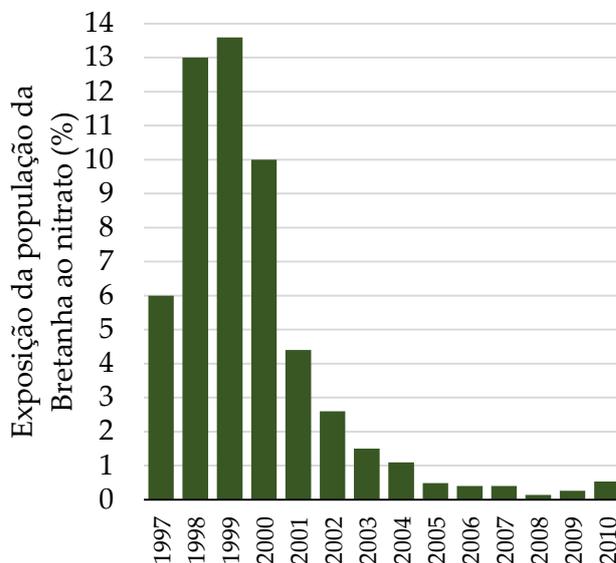
As recomendações do fracionamento das doses de fertilizantes nitrogenados devem levar em consideração as necessidades previstas em cada aplicação, o estágio de crescimento ótimo da cultura para aplicar nitrogênio. No início do ciclo da cultura a aplicação de uma quantidade mínima de nitrogênio que garanta o estabelecimento de uma área foliar suficiente para garantir um crescimento satisfatório é importante. O fracionamento é otimizado quando é realizado com base em indicadores de crescimento da cultura, tais como número de perfilhos, etc.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na França, as medidas legislativas e regulamentares em vigor destinam-se a controlar e reduzir as entradas de N proveniente de dejetos animais em solos agrícolas, especialmente na região da Bretanha, uma das mais afetadas na França devido à grande concentração de animais. Contudo, o efeito da aplicação dessas normas não é imediato. Apesar de regulamentações vigentes por cerca de 20 anos, existem ainda muitos casos onde os teores de nitratos nas águas superficiais e subterrâneas excedem o limite de potabilidade estabelecido pela legislação francesa de  $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  ( $\sim 11,3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ , similar ao limite de  $10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente do Brasil). Mesmo assim, a exposição da população Bretã aos nitratos na água de abastecimento teve um declínio acentuado nos últimos anos (Figura 26). A proporção de pessoas cuja água da torneira esteve continuamente em conformidade com os teores de nitratos aumentou de 86,7% em 1999 para 99,5% em 2010. Baseado nestes resultados, a Comissão Europeia encerrou o litígio instaurado contra a França sobre a qualidade da água distribuída na Bretanha.

Os poderes públicos apontam que esta série de medidas está induzindo uma redução gradual das descargas de nitrogênio no solo, de forma que os teores de  $\text{NO}_3^-$  na água irão diminuir gradativamente. Apesar disso, existe ainda uma frequentemente resistência à essas regulamentações em propriedades rurais na França, especialmente na Bretanha,

pois a implementação dessas práticas leva ao aumento nos custos de produção de suínos e uma diminuição da rentabilidade das explorações de suínos no mercado internacional. Contudo, é preciso entender o princípio da supremacia do interesse público, onde o interesse individual (maior produção) não pode sobrepor-se ao coletivo (água potável).



**Figura 26.** Exposição da população da Bretanha ao nitrato de 1997–2010. Modificado de DREAL Bretagne - Direction Régionale de l'Environnement (2010).

Com certeza, caso a fertilização seja regulamentada nos mesmos moldes no Brasil, haverá da mesma forma uma resistência por parte dos produtores rurais. Mas é preciso compreender que essa é uma questão que se estende além dos limites das propriedades rurais, pois a contaminação do lençol freático será sentida por toda população rural e urbana, uma vez que a coleta de água para dessedentação humana se dá através de poços tubulares ou da coleta direta dos rios, e o sistema de tratamento não é capaz de eliminar todo o nitrato e nitrito da água. Como demonstrado nesse capítulo, as ações francesas visando diminuir a contaminação das águas com nitrato tem surtido resultados positivos e, por isso, o sul do Brasil pode (e deve!) utilizar essas experiências como exemplo para preservar as nossas reservas de água potável.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o programa CAPES-COFECUB pelo financiamento do projeto 761/12.

## REFERÊNCIAS

- BEAUDOIN, N. et al. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 111, n. 1-4, p. 292–310, dez. 2005.
- BENOIT, M. et al. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 213, p. 131–141, dez. 2015.
- CAPOANE, V. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. *Ciência Rural*, v. 45, n. 4, p. 647–650, abr. 2015.
- COMIFER - COMITÉ FRANÇAIS D'ETUDE ET DE DÉVELOPPEMENT DE LA FERTILISATION RAISONNÉE. **Calcul de la fertilisation azotée. Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales. Cultures annuelles et prairies.** França, 2013. Disponível em: <<http://www.comifer.asso.fr/index.php/fr/publications/les-brochures-du-comifer.html>>
- CRP – COMITE REGIONAL PORCIN BRETAGNE. **Le Porc en Bretagne.** Disponível em: <[http://leporcembretagne.com/assets/files/Le\\_Porc\\_en\\_Bretagne\\_2013\\_VF.pdf](http://leporcembretagne.com/assets/files/Le_Porc_en_Bretagne_2013_VF.pdf)>.
- DREAL BRETAGNE - DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMÉNAGEMENT ET DU L. DE B. **Bilan annuel 2010 - L'eau en Bretagne.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <[http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/eau\\_en\\_bretagne\\_web\\_cle0eaf7f.pdf](http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/eau_en_bretagne_web_cle0eaf7f.pdf)>.
- DREAL BRETAGNE - DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMÉNAGEMENT ET DU L. DE B. **Directive nitrates 5ème programme d'actions en Bretagne.** França, 2015. Disponível em: <[http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Plaqueette\\_generale\\_de\\_presentatio\\_n\\_des\\_mesures\\_du\\_5eme\\_Programme\\_d\\_Actions\\_cle5196eb.pdf](http://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Plaqueette_generale_de_presentatio_n_des_mesures_du_5eme_Programme_d_Actions_cle5196eb.pdf)>
- EUROPEAN UNION OPEN DATA PORTAL. **Directive Nitrates 91/676/CEE du Conseil de l'Europe, du 12 décembre 1991,** 1991. Disponível em: <<http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/oj>>
- FERNANDES, G. et al. Lixiviação de nitrato em pastagens permanentes do norte do Rio Grande do Sul. **Artigo no prelo**, p. xx–xx, 2016.
- FLIPO, N. et al. Assessment of nitrate pollution in the Grand Morin aquifers (France): combined use of geostatistics and physically based modeling. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, v. 146, n. 1, p. 241–56, mar. 2007.
- FRANÇA. **Bretanha - France Guide.** Disponível em: <[http://br.france.fr/?utm\\_source=Franceguide.com&utm\\_medium=Nom\\_de\\_Domaine&utm\\_campaign=Redirection\\_Domaine/Destinos/Franca/Regions/Bretanha/home.html?NodeID=148](http://br.france.fr/?utm_source=Franceguide.com&utm_medium=Nom_de_Domaine&utm_campaign=Redirection_Domaine/Destinos/Franca/Regions/Bretanha/home.html?NodeID=148)>.
- FREY, S. K. et al. Quantitative *Campylobacter* spp., antibiotic resistance genes, and veterinary antibiotics in surface and ground water following manure application: Influence of tile drainage control. *The Science of the total environment*, v. 532, p. 138–53, 1 nov. 2015.
- IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>.
- KUNRATH, T. R. et al. How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system? *Agricultural Water Management*, v. 150, p. 46–56, mar. 2015.
- LEGIFRANCE. **Loi n° 82-213 du 2 mars 1982 relative aux droits et libertés des communes, des départements et des régions.** França, 1982. Disponível em: <<https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006068736&dateTexte=vig>>
- LEGIFRANCE. **Décret n° 2011-1257 du 10 octobre 2011 relatif aux programmes d'actions à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole.** França, 2011a. Disponível em: <<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2011/10/10/DEVL114005D/jo>>
- LEGIFRANCE. **Arrêté du 19 décembre 2011 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole.** França, 2011b. Disponível em: <<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2011/12/19/DEVL1134069A/jo>>
- LEGIFRANCE. **Arrêté du 20 décembre 2011 portant composition, organisation et fonctionnement du groupe régional d'expertise « nitrates » pour le programme d'actions à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'or.** França, 2011c. Disponível em: <<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2011/12/20/DEVL1134070A/jo/texte>>
- LEGIFRANCE. **Arrêté du 7 mai 2012 relatif aux actions renforcées à mettre en œuvre dans certaines zones ou parties de zones vulnérables en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole.** França, 2012. Disponível em: <<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2012/5/7/DEVL1210288A/jo/texte>>
- LEGIFRANCE. **Loi n° 2015-29 du 16 janvier 2015 relative à la délimitation des régions, aux élections régionales et départementales et modifiant le calendrier électoral.** França, 2015. Disponível em: <[https://www.legifrance.gouv.fr/jo\\_pdf.do?numJO=0&dateJO=20150117&numTexte=1&pageDebut=00777&pageFin=00783](https://www.legifrance.gouv.fr/jo_pdf.do?numJO=0&dateJO=20150117&numTexte=1&pageDebut=00777&pageFin=00783)>
- LOPEZ, B.; BARAN, N.; BOURGINE, B. An innovative procedure to assess multi-scale temporal trends in groundwater quality: Example of the nitrate in the Seine–Normandy basin, France. *Journal of Hydrology*, v. 522, p. 1–10, mar. 2015.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE DE L'AGROALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT - FRANÇA. **Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt de Bretagne - DRAAFB 2015.** Disponível em: <<http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/Directives-Nitrates>>. Acesso em: 1 jan. 2015a.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE DE L'AGROALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT - FRANÇA. **Plan pour réduire l'utilisation des produits phytosanitaires en France - Plan ECOPHYTO 2015.** Disponível em: <[http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/151022\\_ecophyto.pdf](http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/151022_ecophyto.pdf)>.
- OEURN, C.; SAUVAGE, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J.-M. Temporal variability of nitrate transport through hydrological response during flood events within a large agricultural catchment in south-west France. *The Science of the total environment*, v. 409, n. 1, p. 140–9, 1 dez. 2010.
- PASSY, P. et al. Restoration of ponds in rural landscapes: modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France). *The Science of the total environment*, v. 430, p. 280–90, 15 jul. 2012.
- PLAZA-BONILLA, D. et al. Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 212, p. 1–12, dez. 2015.

- RO, K. S. et al. Leachate water quality of soils amended with different swine manure-based amendments. **Chemosphere**, v. 142, p. 92–9, jan. 2016.
- ROGERS, K. M.; NICOLINI, E.; GAUTHIER, V. Identifying source and formation altitudes of nitrates in drinking water from Réunion Island, France, using a multi-isotopic approach. **Journal of contaminant hydrology**, v. 138-139, n. 3, p. 93–103, set. 2012.
- ROPPA, L. Estatísticas da produção, abate e comercialização brasileira e mundial de suínos. In: ABCS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS (Ed.). . **Produção de suínos: teoria e prática**. Brasília, DF: Gráfica Qualidade, 2014. p. 30–36.
- SYNAGRI. **Le portail des chambres d'agriculture. Bretagne, Limousin, Rhône Alpes**. França, 2015. Disponível em: <[http://www.synagri.com/ca1/PJ.nsf/b1bff1bdc37df748c125791a0043db4a/a48b27d5d920af14c1257f0f0030d0a9/\\$FILE/Plan-fumure-pr%C3%A9visionnel-Outil-de-reference2015-11.pdf](http://www.synagri.com/ca1/PJ.nsf/b1bff1bdc37df748c125791a0043db4a/a48b27d5d920af14c1257f0f0030d0a9/$FILE/Plan-fumure-pr%C3%A9visionnel-Outil-de-reference2015-11.pdf)>
- TIECHER, T. et al. Animal manure phosphorus characterization by sequential chemical fractionation, release kinetics and 31P-NMR analysis. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1506–1514, out. 2014.
- TIECHER, T. L. et al. The potential of Zea mays L. in remediating copper and zinc contaminated soils for grapevine production. **Geoderma**, v. 262, p. 52–61, jan. 2016.
- WIKIPÉDIA. **Regiões da França**. Disponível em: <[https://pt.wikipedia.org/wiki/Regi%C3%B5es\\_da\\_Fran%C3%A7a](https://pt.wikipedia.org/wiki/Regi%C3%B5es_da_Fran%C3%A7a)>. Acesso em: 1 jan. 2016a.
- WIKIPÉDIA. **Revolução Francesa**. Disponível em: <[https://pt.wikipedia.org/wiki/Revolu%C3%A7%C3%A3o\\_Francesa](https://pt.wikipedia.org/wiki/Revolu%C3%A7%C3%A3o_Francesa)>. Acesso em: 1 jan. 2016b.

# O sistema de produção de fumo e o potencial de contaminação com nitrato da água superficial e subsuperficial

Douglas Rodrigo Kaiser<sup>1</sup>, André Pellegrini<sup>2</sup>, José Miguel Reicher<sup>3</sup>, Danilo Rheinheimer dos Santos<sup>4</sup>  
& Dalvan José Reinert<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Curso de Agronomia da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Câmpus de Cerro Largo, Av. Jacó Reinaldo Haupenthal, 1580, Cerro Largo, CEP 97900-000, RS, Brasil. E-mail: douglas.kaiser@uffs.edu.br. Autor para correspondência

<sup>2</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor e pesquisador da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus de Dois Vizinhos, Estrada Para Boa Esperança, Km 4, CEP 85660-000, Dois Vizinhos, PR, Brasil. E-mail: andrepellegrini@utfpr.edu.br.

<sup>3</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Titular do Departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. Pesquisador 1B-CA/AG do CNPq. E-mail: reichert@smail.ufsm.br

<sup>4</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Associado IV do Departamento de solos da UFSM. Pesquisador 1C-CA/AG do CNPq. E-mail: danilonasaf@gmail.com

<sup>5</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Titular do Departamento de solos da UFSM. Pesquisador 1C-CA/AG do CNPq. E-mail: dalvan@ufsm.br

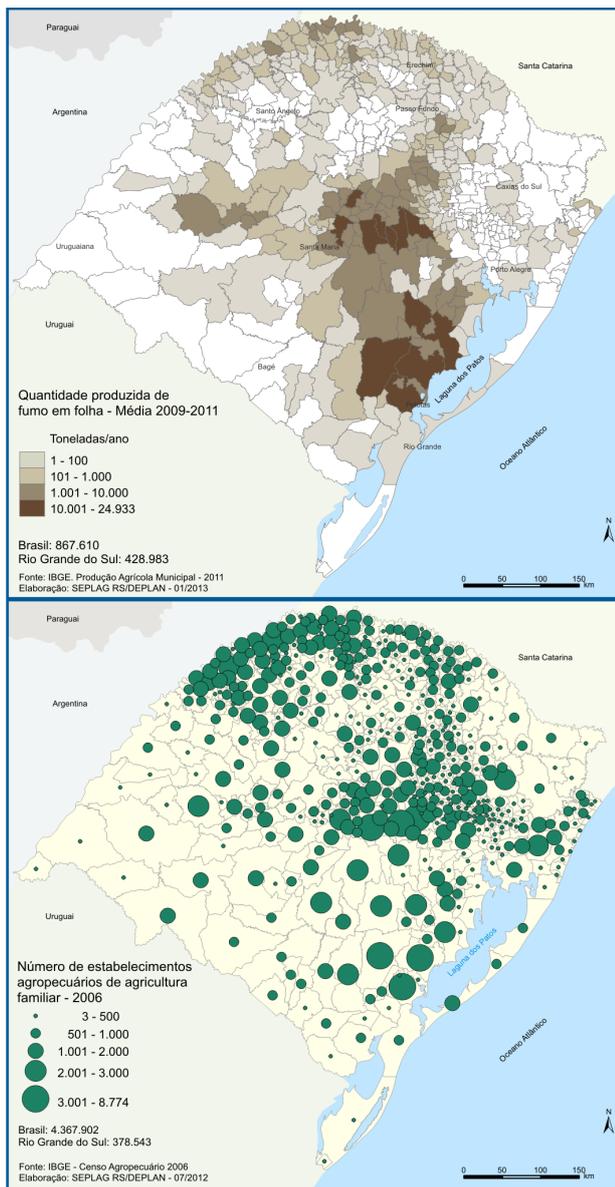
## INTRODUÇÃO

A agricultura no sul do Brasil é diversificada e isso permitiu o desenvolvimento diferenciado dessa região em relação ao restante do país. No entanto, a ocupação de terras com baixa aptidão agrícola e a implantação de sistemas intensivos de produção, levaram à rápida degradação do solo (já discutido em capítulos anteriores) e a contaminação da água superficial e subsuperficial com  $\text{NO}_3^-$ . Quando os teores de nitrogênio (N) na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) atingem valores acima de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  na água destinada ao consumo humano, a saúde das pessoas fica comprometida. Entre os sistemas de produção que apresentam maior potencial da contaminação da água com  $\text{NO}_3^-$  destaca-se a suinocultura, devido à grande quantidade de dejetos gerados, como já discutido no capítulo V e a produção de fumo ou tabaco (*Nicotina tabacum* L.) devido à grande quantidade de fertilizantes nitrogenados aplicados durante o ciclo da cultura. Nesse capítulo, o objetivo é caracterizar o sistema de produção de fumo predominante no sul do Brasil e as consequências sobre a qualidade da água, dando-se ênfase a contaminação da água com  $\text{NO}_3^-$ .

O fumo é o principal cultivo não alimentício em todos os continentes, e o produto final sustenta um vício maléfico à saúde humana. No Brasil, a cultura do fumo é a principal fonte de renda de muitas propriedades familiares e o país tornou-se, nas últimas

décadas, o segundo maior produtor mundial de fumo e o principal exportador. O sistema integrado de produção de fumo implantado na década de 20 e os avanços tecnológicos, principalmente com a chamada revolução verde são fatores que contribuíram para a expansão do setor.

A região Sul do Brasil é a principal produtora de fumo, sendo responsável por 97,4% da produção nacional, com destaque especial para o Rio Grande do Sul (RS), onde mais de 90 mil famílias de pequenos agricultores dependem dessa cultura para manterem-se no campo. O fumo é típico de pequenas propriedades familiares (Figura 27) devido à necessidade de muita mão de obra para a sua implantação, condução e colheita e, também, por ser uma opção econômica para pequenas propriedades. A cadeia produtiva envolve 648.503 pessoas das famílias que trabalham diretamente na lavoura fumageira e gera mais 114.000 empregos sazonais, principalmente durante o plantio e a colheita. A área média das propriedades é de 15,7 ha e mais de 47 mil famílias não possuem terra e trabalham em regime de parceria ou na forma de arrendatários. A cadeia produtiva completa do fumo envolve mais de 2,2 milhões de pessoas (AFUBRA, 2015).



**Figura 27.** Localização dos principais municípios produtores de fumo em folha (média de 2009-2011) e distribuição dos estabelecimentos agropecuários de agricultura familiar no RS. Adaptado do Atlas socioeconômico do Rio Grande do Sul.

A produção fumageira é uma atividade conflitante com o bem-estar da humanidade, uma vez que não traz nenhuma contribuição à vida, muito pelo contrário, o produto final (o cigarro) é responsável por doenças como o câncer e encurta a vida de muitas pessoas, lota hospitais e fragiliza muitas famílias. Além disso, é uma atividade ambientalmente impactante, tanto pelo sofrimento humano para a sua produção, assim como pelo desrespeito aos princípios básicos da natureza. Dessa forma, os dois extremos da cadeia da fumicultura (produtores e consumidores) são vítimas de um sistema produtivo que só traz benefícios reais aos intermediários (indústrias multinacionais e ao governo). O governo fica com a

maior parte da fatia do dinheiro gerado (impostos) e pouco investe em programas sociais e ambientais eficientes para atender aos fumicultores, que vivem esquecidos no meio de ambientes frágeis e, muitas vezes, já degradados. As empresas fumageiras buscam o lucro a qualquer custo, independentemente se o pacote tecnológico adotado está destruindo em pouco tempo o ambiente que a natureza levou séculos para construir, além dos danos gerados à saúde humana.

A perda de solo e de nutrientes por erosão hídrica é um grave problema em áreas manejadas com alto grau de revolvimento para a implantação da cultura do fumo. Os resultados da degradação do solo pela erosão são facilmente visíveis no ambiente e geram grande impacto visual na comunidade rural e científica. No entanto, em se tratando de qualidade de água superficiais e subsuperficiais, em que a qualidade não é totalmente dependente da aparência e sim da concentração de substâncias orgânicas e minerais, o impacto não é tão visível e nem alarma a opinião pública. Dessa forma, estudos que avaliem a composição da água de drenagem ou aquela utilizada para o abastecimento humano, torna-se uma importante ferramenta para alertar a sociedade e fornecer subsídios a melhoramento do planejamento das atividades agrícolas.

A grande maioria das pesquisas brasileiras voltadas ao estudo da dinâmica do nitrogênio, busca melhorar o seu aproveitamento pelas culturas ou viabilizar sistemas de manejo com plantas de cobertura ou dejetos de animais como fontes alternativas aos fertilizantes industrializados. Os estudos de contaminação da água pelo nitrogênio usado na agricultura são escassos no Brasil, especialmente em sistemas produtivos como a fumicultura.

## 1 CARACTERÍSTICAS DA CULTURA DO FUMO

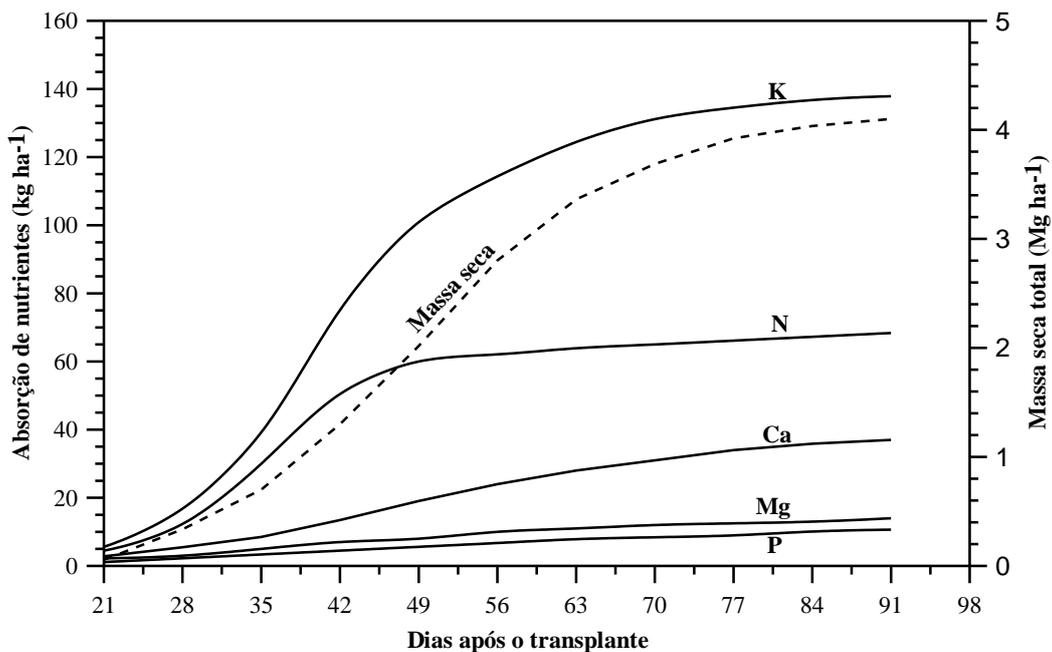
O tabaco ou fumo (é uma planta pertencente à família *Solanaceae*, originária da região andina do continente americano. As plantas possuem folhas simples grandes e vigorosas, são alternadas e com margens inteiras. O sistema radicular das plantas é pivotante, com uma raiz principal grossa e raízes secundárias mais finas. O sistema radicular se concentra nas camadas superficiais do solo, dificilmente ultrapassando camadas abaixo dos 0,30 m de profundidade (Figura 28). O sistema radicular não tem capacidade de crescimento em solos minimamente compactados e nem tolera curtos períodos de excesso de umidade do solo.



**Figura 28.** Lavoura de fumo (acima) e sistema radicular de uma planta (abaixo). Fotos: André Pellegrini.

O fumo é altamente exigente em nutrientes, principalmente potássio (K) e nitrogênio (N) que são absorvidos em maior quantidade (Figura 29). A absorção de K é crescente até o final do ciclo da cultura, enquanto o N tem seu pico de absorção aos 49 dias após o transplante. Tanto o N quanto o K são aplicados no momento do transplante das mudas e em cobertura, aos 30 a 45 dias após o transplante. O fósforo (P) é exigido em menor quantidade, sendo esse suprido pela adubação feita durante o transplante das mudas. O cálcio (Ca) e o magnésio (Mg) são supridos pelo calcário utilizado na correção da acidez do solo. Para a maioria dos solos cultivados com fumo no sul do Brasil, não são necessárias aplicações suplementares através de fertilizantes industrializados.

A cultura do fumo exige alta disponibilidade de N até o florescimento, sendo que deficiências nesse período diminuem a produtividade e a qualidade das folhas. O salitre do Chile (nitrato de K e Na) é usado em cobertura como fonte de N e K, devido à ausência de cloro (Cl) e amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) que, quando absorvidos em excesso, reduzem o poder de queima do fumo e, assim, diminuem a qualidade dos cigarros (McCANTS; WOLTZ, 1967). Além disso, altas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  reduzem a absorção de K pelas plantas de fumo. Por outro lado, o excesso de N na solução do solo após o período de florescimento resulta em alto teor de proteína nas folhas, diminuindo também a capacidade de queima do fumo (McCANTS; WOLTZ, 1967).



**Figura 29.** Absorção de nutrientes e produção de massa seca ao longo do ciclo da cultura do fumo. Fonte: Adaptado de McCants e Woltz, 1967.

O  $\text{NO}_3^-$  também atua como regulador da ramificação do sistema radicular do fumo e na alocação e distribuição dos carboidratos entre raízes e parte aérea da planta (TOURAINÉ et al., 2001). Assim, em condições de baixa concentração de  $\text{NO}_3^-$  na rizosfera, o crescimento radicular e sua ramificação são estimulados e priorizados pela planta, enquanto o crescimento da parte aérea é desfavorecido. Essa é uma situação indesejável na fumicultura, pois a parte comercializável da planta é as folhas. Para evitar isso, são aplicadas altas doses de nutrientes minerais, via fertilizantes industrializados. Outros estudos também indicam baixa eficiência de aproveitamento do N pela cultura do fumo, principalmente em solos bem drenados (MACKOWN; SUTTON, 1997). Sifola e Postiglione (2003) constataram recuperação média de 8,5% a 30% do N aplicado no fumo, sendo que a taxa de recuperação decresceu com o aumento da dose aplicada (120, 240 e 360 kg ha<sup>-1</sup>), principalmente em anos chuvosos, pois nessas condições as perdas de N por lixiviação foram maiores.

O fumo, apesar de apresentar sistema radicular pivotante, as raízes se concentram nos primeiros centímetros de solo (PELLEGRINI, 2006). Não tolera solos minimamente compactados e tem baixíssima eficiência na absorção de nutrientes (SIFOLA; POSTIGLIONE, 2003). Em função dessas características das raízes, torna-se necessário criar uma zona de solo solto com alta concentração de nutrientes no momento da implantação das mudas de fumo no campo e após períodos frequentes de chuva são necessárias aplicações suplementares de N e K em cobertura, para compensar as perdas de  $\text{NO}_3^-$  (WHITTY; GALLAHER, 1995). Caso contrário, ocorrerá menor eficiência na absorção de outros nutrientes, levando ao menor desenvolvimento das plantas (McCANTS; WOLTZ, 1967).

## 2 CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA DE PRODUÇÃO

As principais regiões produtoras de fumo no RS se localizam nos municípios que tiveram colonização alemã (Figura 27). Embora um terço dos produtores (47 mil famílias) são de 'excluídos caboclos e negros', meeiros ou agregados. Tão logo uma família para de cultivar tabaco, as empresas são obrigadas a encontrar outra, que geralmente se localiza na periferia das zonas tradicionais de cultivo. Assim, na

última década a cultura se espalhou pelo Estado. Hoje, das 35 microrregiões que compõem o Estado, em dez delas a produção do tabaco tem grande significância socioeconômica: Cachoeira do Sul, Camaquã, Frederico Westphalen, Guaporé, Lajeado/Estrela, Pelotas, Restinga Seca, São Jerônimo, Soledade e Santa Cruz do Sul. Os municípios com as maiores áreas cultivadas com tabaco são: Venâncio Aires, São Lourenço do Sul, Candelária, Camaquã, Canguçu, Santa Cruz do Sul, Vale do Sol, Dom Feliciano, Arroio do Tigre e Agudo (BORGES, 2011).

Independentemente da microrregião, as propriedades produtoras de fumo estão localizadas nos ambientes frágeis ecologicamente. Por exemplo, municípios como Camaquã, São Lourenço do Sul, Canguçu, Dom Feliciano e Amaral Ferrador estão localizados no Escudo Sul-rio-grandense, em especial, rumo a Lagoa dos Patos. São solos rasos e textura extremamente grosseira. Outros como em Candelária, Santa Cruz do Sul, Vera Cruz, Venâncio Aires, Passo Sobrado, Vale do Sol, Novo Cabrais e Agudo, as propriedades fumageiras ou estão localizadas em solos planos, mas extremamente arenosos ou estão nas bordas dos morros, que além de serem pouco tamponados ecologicamente, apresentam declividades muito acima das permitidas legalmente para o uso com culturas anuais. Ainda, há muitos fumicultores em municípios como Arvorezinha, Fontoura Xavier, Progresso, Barros Cassal, Arroio do Tigre, Sobradinho, Lagoão e Tunas em que as áreas periféricas com alta declividade, pedregosas e na beira dos arroios são destinadas à fumicultura. Em todos os casos, há forte conflito ambiental, especialmente, quando se trata de bacias hidrográficas de cabeceira.

Os solos predominantes são rasos, como os Neossolos, Cambissolos e Chernossolos, que eram considerados os melhores solos na época da sua ocupação, por serem naturalmente férteis do ponto de vista químico. No entanto, do ponto de vista físico esses solos são muito frágeis, por serem pouco desenvolvidos, com baixa capacidade de armazenamento de água e muito suscetíveis a erosão. Portanto, grande parte da produção de fumo é desenvolvida em regiões ecologicamente frágeis, com predomínio de áreas declivosas e solos pedogeneticamente jovens (Figura 30). Normalmente, nessas regiões formam-se pequenas bacias hidrográficas, onde nascem muitos rios e também ocorre a recarga do lençol freático.



**Figura 30.** Relevo e paisagem típica da maioria das regiões produtoras de fumo no Rio Grande do Sul. Foto: Os autores.

O sistema produtivo do tabaco é baseado na integração, onde as grandes agroindústrias fumageiras fornecem os insumos e a assistência técnica e compram o fumo produzido. Esse modelo foi planejado e implementado ainda em 1918 pela British American Tobacco. As famílias produtoras participam com a terra e a mão de obra para garantir a boa produtividade e qualidade final do produto e, normalmente, sofre os prejuízos advindos da má utilização dos recursos naturais.

Para simplificar o processo produtivo, a assistência técnica das indústrias fumageiras, adota pacotes tecnológicos que são disseminados igualmente entre todos os produtores, desconsiderando-se aspectos sociais e ambientais. Dentro desses pacotes está incluído o uso de grandes quantidades de agrotóxicos de vários princípios ativos e altas doses de fertilizantes, com vistas a garantir alta produtividade e qualidade do produto final, não sendo considerado o impacto advindo do uso desses insumos sobre o ambiente, a água e a saúde dos fumicultores (REICHERT et al., 2013). Em síntese, os fumicultores são ‘empregados’ das empresas fumageiras, a qual não arca com os custos sociais como faz qualquer outra empresa. Cabe aos governos (federal, estadual e municipal) garantir minimamente a assistência social, médica e inclusive de aposentadoria.

A cultura é implantada a partir de mudas produzidas em canteiros ou bandejas. Quando atingem o tamanho e número de folhas adequadas, as mudas são transplantadas a campo. O sistema de manejo do solo para a implantação das mudas é predominantemente o convencional, onde o solo é intensamente revolvido por arados sob tração animal nas áreas mais declivosas (Figura 31) e por tração mecanizada nas propriedades mais tecnificadas e com relevo mais plano. Praticamente todos os equipamentos disponíveis nos fumicultores, incluso tratores, têm sido adquiridos com o Programa Mais Alimentos do Governo Federal, mesmo que parece e é contraditório.

O sistema convencional de cultivo torna o solo altamente suscetível à desagregação pelo impacto das gotas de chuva e leva a grandes perdas de solo e água pela erosão. O sedimento produzido pela erosão é enriquecido com nutrientes e moléculas de agrotóxicos que são carregados aos mananciais de água levando o assoreamento dos rios, contaminação da água e reduz a vazão dos rios pela menor recarga do lençol freático. Com a degradação do solo, novas áreas que deveriam ser preservadas são desmatadas, e assim se elimina a faixa natural de preservação do solo e contenção de sedimentos e da água.



**Figura 31.** Sistema convencional de cultivo de fumo (acima), adubação de cobertura (abaixo - esquerda) e incorporação da adubação de cobertura com arado sob tração animal (abaixo - direita). Fotos: André Pellegrini.

Como alternativa ao sistema convencional de cultivo (Figura 32), surgiu o cultivo mínimo, onde é implantada alguma cultura de cobertura no inverno, normalmente a aveia, e antes do transplante das mudas as plantas são dessecadas com herbicidas e é aberta uma verga com o arado sob tração animal, onde são depositados e enterrados os fertilizantes, e posteriormente é feito transplante manual das mudas. Também é possível preparar o camalhão antes da semeadura da cultura de cobertura do solo e, portanto, no momento do transplante da muda não há mais necessidade de utilização de equipamentos mecânicos. O transplante é feito com auxílio de saraquá modificado. Esse sistema é mais eficiente que o convencional, por reduzir a perda de solo e água, garantindo bons níveis de produtividade da cultura. A adubação de cobertura pode ser

aplicada com saraquá ou incorporadas com arado sob tração animal ou tratorizado.



**Figura 32.** Sistema de cultivo mínimo para a implantação da cultura do fumo. Foto: André Pellegrini.

Embora amplamente adotado e razoavelmente funcional para culturas produtoras de grãos de sequeiro, o sistema plantio direto ainda é pouquíssimo usado na fumicultura. Para o plantio direto de fumo, obrigatoriamente deve ser construído o camalhão no início do sistema. O problema maior é o estabelecimento da planta de cobertura, uma vez que o transplante das mudas do fumo se faz facilmente com auxílio do saraquá modificado (Figura 33). Não há máquinas manuais ou mecanizadas eficientes e, quase sempre, os fumicultores aplicam esses dois nutrientes sobre o camalhão antes do transplante das mudas. Então, por um lado o sistema reduz significativamente as perdas de solo e água, e mantém o solo mais úmido, devido à cobertura do solo, e por outro, a água das lavouras estará mais concentrada em nutrientes prontamente disponível para os organismos aquáticos, facilitando o processo de eutroficação.

Durante a condução da cultura, são aplicadas altas doses de fertilizantes a base de N, P e K, em formulações comerciais antecedendo o transplante (NPK) e como fertilizantes simples e mistos em cobertura (cloreto de potássio e nitrato de potássio/sódio). A recomendação da adubação é baseada

na precaução; desconsiderando os teores de nutrientes disponíveis e o teor de matéria orgânica do solo. Dessa forma, anualmente são adicionadas altas doses de fertilizantes, mesmo que os teores presentes sejam suficientes para se obterem produtividades satisfatórias.

A adubação nitrogenada é ajustada de acordo com a intensidade e frequências das chuvas ocorridas durante o ciclo da cultura, isso para compensar as perdas ocorridas para o ambiente. Além disso, a cultura do fumo possui baixa eficiência na absorção de nutrientes. O melhoramento genético dessa cultura buscou o aprimoramento da parte aérea, que apresenta valor econômico, deixando de lado o sistema radicular, cuja baixa capacidade de exploração do perfil do solo compromete o uso eficiente dos nutrientes.

Além dos fertilizantes, são usadas intensivamente altas doses de agrotóxicos em todas as etapas do ciclo produtivo da cultura, visando manter a cultura 'saudável' e com maior qualidade para comercialização, o que deixa os agricultores e o ambiente vulneráveis a problemas de saúde e a impactos ambientais.



**Figura 33.** Sistema de cultivo em plantio direto da cultura do fumo (esquerda), adubação de cobertura com a utilização de saraquá (direita). Foto: André Pellegrini.

#### 4 IMPACTOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

Dentre os nutrientes exigidos em grande quantidade pela cultura do fumo, o N é o mais limitante para obtenção de altas produtividades e tabaco de qualidade, quanto por causa da impossibilidade de armazená-lo no solo. Somente uma pequena parte do N adicionado antes do transplante e nas várias adubações de cobertura é absorvido pelas plantas de tabaco (McCANTS; WOLTZ 1967; SIFOLA; POSTIGLIONE, 2003). Outra parte menor ainda é imobilizado temporariamente pela biomassa microbiana. A maior parte do N aplicado é transferido do sistema solo para os mananciais aquáticos superficiais ou profundos. A situação é muito mais caótica do que para outras culturas que também demandam altas doses de N, como é o caso do milho e arroz, por causa da adição de N já na forma de nitrato. O  $\text{NO}_3^-$  tem seus três oxigênios praticamente satisfeitos quimicamente e, portanto, não são adsorvidos pelos grupos funcionais dos colóides do solo, movimentando-se livremente junto com a água do solo.

Além disso, as plantas de fumo possuem sistema radicular pouco ramificado, poucos pelos radiculares e dificilmente se associam a fungos micorrízicos e, portanto, tem baixa capacidade de explorar o solo. Isso tudo aliado ao cultivo predominante em solos rasos, em áreas declivosas, com sistemas de manejo que envolvem o revolvimento intensivo do solo, tornam as perdas de solo e nutrientes muito frequentes nesse sistema, o que aumenta a necessidade de aplicações suplementares para atingir o potencial produtivo da cultura. A concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo abaixo do sistema radicular tem sido apontada como bom indicador na avaliação do potencial de contaminação da água subterrânea em sistemas de produção agropecuários (WEBSTER-TAL, 1993; GRIGNANI; ZAVATTARO, 2000) e no caso do cultivo de tabaco passa ser mais importante ainda, pois é um dos sistemas de produção que mais utiliza fertilizantes nitrogenados.

Em um estudo de caso realizado nos anos de 2005 e 2006, na pequena bacia hidrográfica do Arroio Lino, no município de Agudo (RS), foram constatadas altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo nas áreas cultivadas com o fumo em relação às áreas sob mata e campo nativo (KAISER et al., 2015). Nessa bacia hidrográfica na safra de 2005/2006, foram cultivados  $80,4 \text{ ha}^{-1}$ , sendo  $53,5 \text{ ha}^{-1}$  (67%) em sistema convencional,  $26 \text{ ha}^{-1}$  (32%) em cultivo mínimo e apenas  $0,8 \text{ ha}^{-1}$  (1%) em sistema plantio direto. O preparo do solo é, via de regra, realizado com arado de aiveca e grade de pinos tracionados por

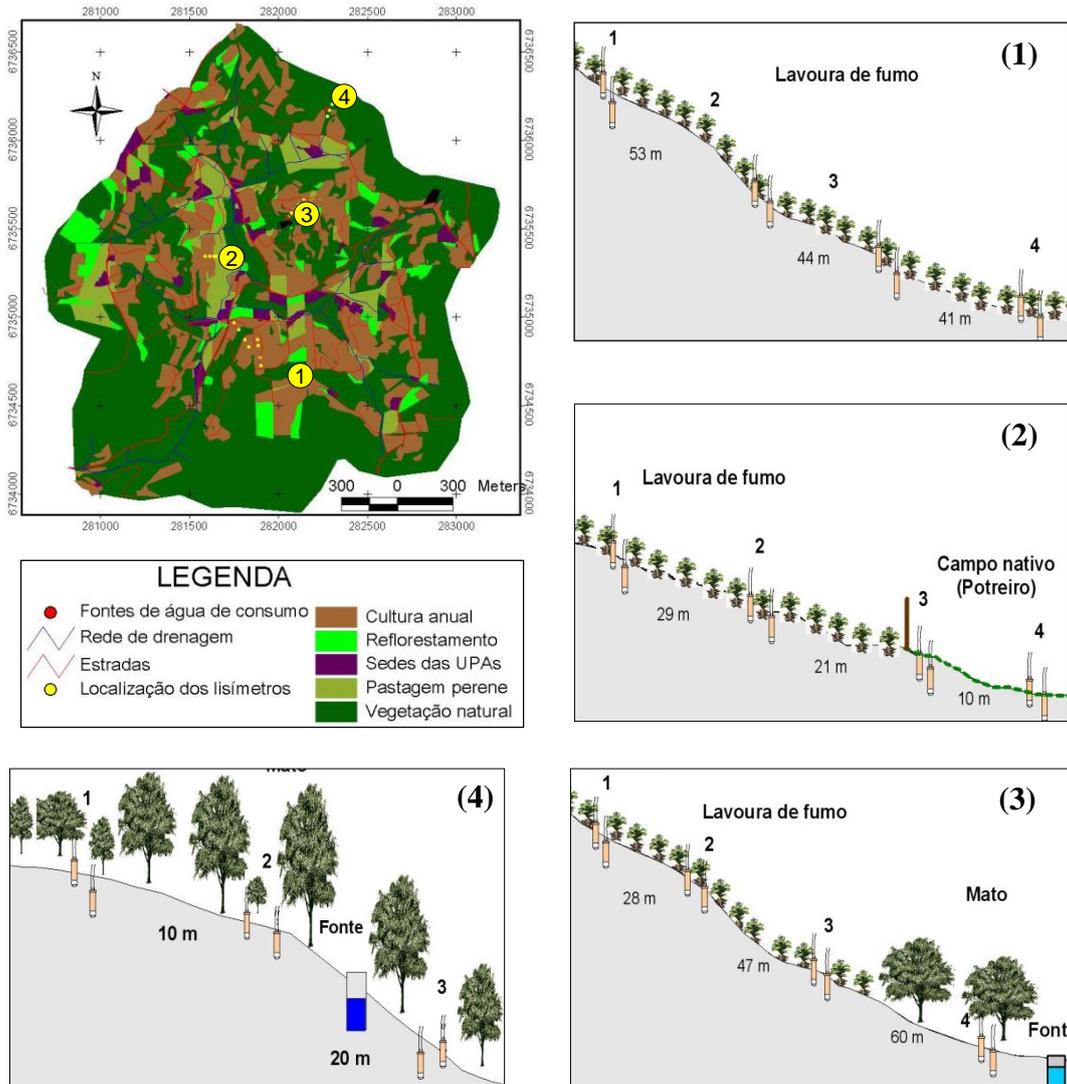
animais. Nas lavouras de fumo foram aplicados  $36.900 \text{ kg}$  de fertilizante solúvel (NPK 10-14-28) no transplante das mudas,  $6.850 \text{ kg}$  de ureia (45-00-00) e  $51.400 \text{ kg}$  de salitre do Chile (14-00-14) em cobertura. Isso representa dose média de  $177 \text{ kg N ha}^{-1}$ .

McCants e Woltz (1967) verificaram que, em condições ótimas de disponibilidade de nutrientes no solo, a cultura do fumo absorve no máximo  $70 \text{ kg N ha}^{-1}$  para produzir aproximadamente  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$  de massa seca de folhas. No estudo de Kaiser et al. (2015), a produtividade média de folhas foi de apenas  $2.114 \text{ kg ha}^{-1}$  e de matéria seca de raízes e caules remanescentes foi de  $2.358 \text{ kg ha}^{-1}$  (PELLEGRINI, 2006). Considerando-se que as folhas contêm, em média, 2,6% de N (RHEINHEIMER et al., 1991) e as raízes e caules possuem 1,1% de N (WHITTY; GALLAHER, 1994), constata-se que  $56 \text{ kg N ha}^{-1}$  (32%) foram exportados com as folhas e  $26 \text{ kg N ha}^{-1}$  (14%) permaneceram nos caules e raízes. Os outros  $95 \text{ kg N ha}^{-1}$ , ou 54% não foram aproveitados pela cultura e ficaram sujeitos a algum tipo de perda ou biotransformação (Tabela 22). Ao fazer-se esse balanço do uso dos nutrientes pela cultura do fumo nessa bacia hidrográfica, percebe-se que o residual de nutrientes que não é aproveitado diretamente pela cultura é grande, representando um alto potencial poluidor da água. O N que não é aproveitado pela cultura do tabaco pode ser imobilizado pelos microrganismos, ser perdido por volatilização quando estiver na forma amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), passar pelo processo de nitrificação ( $\text{NO}_3^-$ ) quando na forma de amônia e ser lixiviado ou ser desnitrificado (perdas principalmente na forma de gases  $\text{NO}$  e  $\text{N}_2\text{O}$ .) para a atmosfera. No entanto, pelo fato de grande parte do N já ter sido aplicada na forma de  $\text{NO}_3^-$ , a probabilidade que ele tenha sido perdido por percolação é alta.

Então, o monitoramento da concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo em lavouras cultivadas com tabaco comparativamente a biomas naturais ou outras culturas tem fundamental importância tanto sob ponto de vista agrônomo/econômico quanto ambiental. Kaiser et al. (2015) utilizaram lisímetros de tensão para monitorar as quantidades de  $\text{NO}_3^-$  no solo quando o tabaco foi cultivado no sistema de cultivo convencional, cultivo mínimo e plantio direto, comparando com mata e pastagem nativa (Figura 34). Além disso, monitorou-se a concentração de nitrato na água de duas fontes utilizadas pelos agricultores (poços escavados sem proteção), sendo uma localizada numa mata sem a presença de lavouras de fumo a montante e a outra localizada numa mata com cultivo intensivo de fumo nas lavouras localizadas acima da mata.

**Tabela 22.** Balanço de nutrientes na cultura do fumo para a safra 2005 na Bacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo – RS. Fonte: Kaiser et al. (2010).

Nutriente	Total aplicado	Exportação por cada compartimento da planta			Residual no solo
		Folhas	Caules	Raízes	
		kg ha <sup>-1</sup>			
N	177,63	56,27	15,48	10,45	95,43
P	112,87	4,88	2,67	1,81	103,51
K	282,13	69,01	29,00	19,57	164,55



**Figura 34.** Mapa de uso do solo na Bacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo (RS) e localização dos transectos e pontos de coleta da solução do solo. Os pontos amarelos no mapa e os números indicam a localização dos pontos de coleta. Fonte: Kaiser et al. (2015).

A concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo foi variável ao longo do tempo entre os sistemas de manejo e profundidades avaliadas (Tabelas 23 e 24). A maior concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo ocorreu no início do monitoramento, após a aplicação da adubação de base. Esse período foi caracterizado por precipitações frequentes, mantendo maior quantidade de água no solo (PELLEGRINI, 2006), o

que permitiu a coleta da solução e também pode proporcionar maiores perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação.

Em todos os sistemas de manejo do solo ocorreu diminuição na concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo com o tempo. Isso pode ser atribuído à absorção do N da solução do solo pela cultura em crescimento, imobilização microbiana e também pelas perdas por escoamento, desnitrificação e lixiviação.

**Tabela 23.** Concentração de nitrogênio na forma de  $\text{NO}_3^-$  na zona radicular da cultura do fumo sob cultivo convencional (PC), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD). Fonte: Kaiser et al. (2009).

DAT	Manejo do solo		
	PC	CM	PD
	$\text{NO}_3^-$ (mg L <sup>-1</sup> )		
12	15,79	39,50	56,49
21	73,32	138,83	82,52
34	129,47	226,20	111,87
40	77,85	165,18	56,30
185	69,06	46,88	37,15
205	41,13	37,68	27,40
223	172,98	64,95	23,38
241	98,10	26,24	21,51

**Tabela 24.** Concentração de nitrogênio na forma de  $\text{NO}_3^-$  abaixo da zona radicular da cultura do fumo sob cultivo convencional (PC), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD). Fonte: Kaiser et al. (2009).

DAT	Manejo do solo		
	PC	CM	PD
	$\text{NO}_3^-$ (mg L <sup>-1</sup> )		
12	28,40	142,17	67,14
21	65,85	145,41	58,75
34	40,70	141,47	81,67
40	119,28	153,92	62,49
185	56,73	*	32,19
205	45,78	52,51	17,75
223	48,28	35,80	14,91
241	52,29	47,53	11,15

O  $\text{NO}_3^-$  apresenta-se exclusivamente na forma livre na solução do solo e seu movimento ocorre por fluxo de massa, seguindo o fluxo da água no solo. Para as condições do estudo, o predomínio de frações grossas no solo reduz a formação de poros capilares e os macroporos são predominantes (PELLEGRINI, 2006; KAISER et al., 2015) o que impede a ocorrência de fluxo ascendente e predomínio de fluxo descendente da água no solo. A diferença observada entre a concentração de  $\text{NO}_3^-$  entre uma coleta e outra também pode ser atribuída à variação no teor de água no solo e à diferença de condutividade hidráulica entre os pontos, pois após ser extraída a solução na volta da cápsula forma-se um gradiente de potencial, fazendo com que a solução de pontos mais distantes migre para essa região, visando equilibrar o potencial no solo (GROSSMANN; UDLUFT, 1991).

No sistema convencional e cultivo mínimo, a adubação é colocada em maior profundidade, devido à incorporação durante a construção do camalhões, dessa forma, até a planta estabelecer o seu

sistema radicular, parte do nitrato já pode ter atingido camadas mais profundas e ficar fora do alcance das raízes. Sangoi et al. (2003) também verificaram maior lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  quando o fertilizante foi incorporado ao solo. Em parte, isso pode ter sido responsável pela maior concentração de nitrogênio no início do estabelecimento da cultura. Por outro lado, no plantio direto, como os fertilizantes ou são adicionais sobre o camalhão ou minimamente incorporados no topo desse, o  $\text{NO}_3^-$  estará mais próximo a zona radicular, diminuindo o potencial de contaminar água subterrânea, mas aumenta severamente a possibilidade de transferência pelo escoamento superficial da água.

Apesar da grande variação na concentração de  $\text{NO}_3^-$  observada tanto entre tratamentos no tempo e no espaço, as concentrações de  $\text{NO}_3^-$  observadas abaixo da zona radicular do fumo foram altas quando comparadas aos biomas naturais (mata e campo) (Tabela 3 e 4), ou com dados da literatura (WILLIAMS, 1999; OLIVEIRA et al. (2001).

**Tabela 25.** Concentração média, máxima e mínima de  $\text{NO}_3^-$  detectada na zona radicular e abaixo da zona radicular da cultura do fumo, em mata nativa e em pastagem nativa da Bacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo – RS. Fonte: Kaiser et al. (2015).

Uso do solo	Média* de N- $\text{NO}_3^-$	Máximo de $\text{NO}_3^-$ detectado	Mínimo de $\text{NO}_3^-$ detectado
	mg L <sup>-1</sup>		
Lavoura de fumo (zona radicular)	17,13	158,4	1
Lavoura de fumo (abaixo da zona radicular)	19,23	79,0	1
Pastagem nativa	2,54	7,3	0,1
Mata nativa	9,25	39,1	0,1

\* Média de sete coletas ao longo do ciclo da cultura do fumo.

A adubação aplicada no transplante das mudas de fumo representa a principal fonte de nitrogênio mineral na solução do solo e quando o  $\text{NO}_3^-$  é lixiviado abaixo da zona radicular, pode passar de nutriente a poluente e tornar-se uma fonte difusa de contaminação da água subterrânea (COSTA et al., 2002). A desnitrificação e a lixiviação são os principais destinos do  $\text{NO}_3^-$  não utilizado pelas culturas agrícolas (SMITH et al., 1990). A desnitrificação é um processo de reações bioquímicas desencadeadas por bactérias anaeróbicas facultativas onde o  $\text{NO}_3^-$  é transformado em  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$  ou  $\text{N}_2$  (gás). Para ocorrer a desnitrificação é necessário ter baixo suprimento de oxigênio no solo e presença de compostos orgânicos facilmente decomponíveis (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). No entanto, essa não é a realidade dos solos cultivados com fumo, uma vez que essa cultura não tolera excesso de umidade do solo (Figura 35).



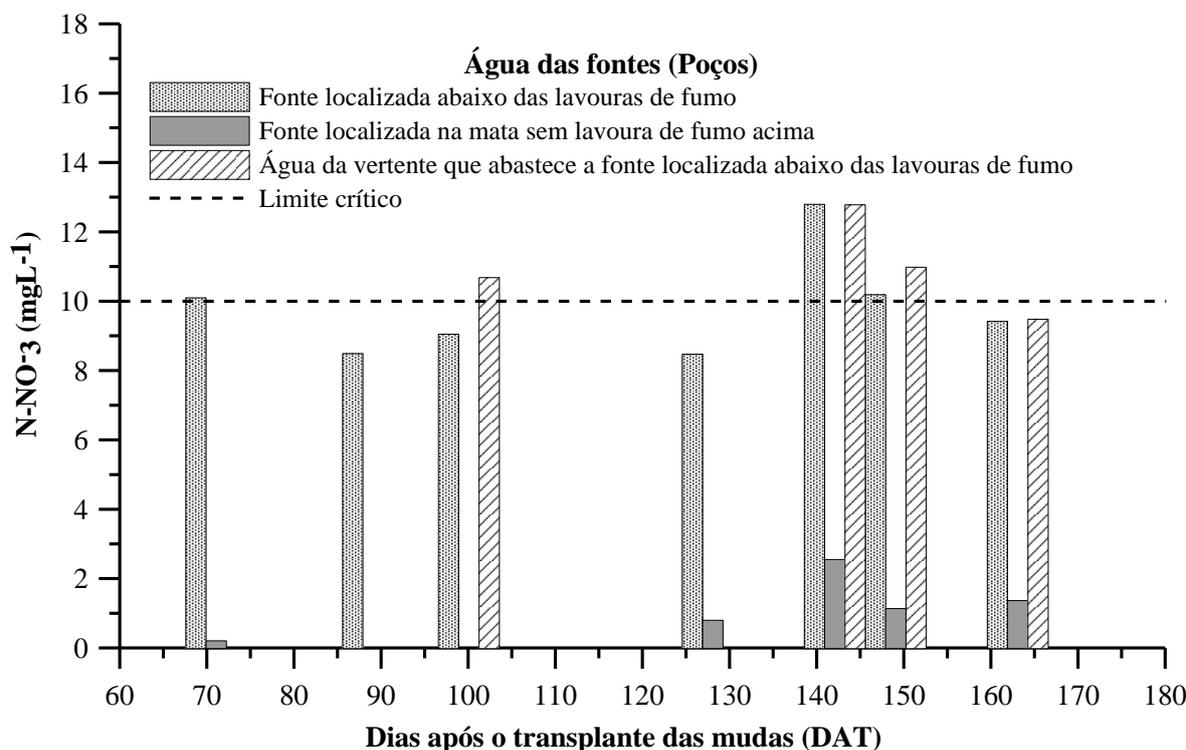
**Figura 35.** Neossolo Litólico extremamente degradado pelo cultivo intensivo de fumo por longo período de tempo. Foto: Os autores.

Assim, a lixiviação é, sem nenhuma dúvida, o principal destino do  $\text{NO}_3^-$  não aproveitado pela cultura do tabaco. Os solos predominantes na bacia hidrográfica do presente estudo de caso foram rasos e pedregosos e, por conseguinte, têm baixa capaci-

dade de armazenar água. A infiltração da água no solo é rápida, levando consigo os nutrientes aplicados via fertilizantes para as camadas mais profundas num primeiro momento, e na sequência seguem o fluxo lateral encosta abaixo.

A carga de  $\text{NO}_3^-$  na água de superfície é função do volume transportado e da concentração de nitrato na água. Em períodos de altas precipitações, o solo permanece saturado por mais tempo, favorecendo o fluxo de água no solo e permitindo que parte considerável da água drene abaixo da zona radicular ficando inacessível para as plantas (RANDALL; MULLA, 2001) e recarregando o lençol freático. Em solos rasos, a saturação pode ser atingida mais rapidamente durante as precipitações, o que aumenta o escoamento e também favorece o fluxo saturado no solo. Além disso, a alta pedregosidade presente nessas áreas pode aumentar a taxa de infiltração de água no solo (MANDALET al., 2005) e favorecer a perda de água e nutrientes por lixiviação. O fator que dita a magnitude da lixiviação dos nutrientes é a sua disponibilidade no horizonte superficial e o excesso de precipitação em relação à evapotranspiração (PARAVASIVAM et al., 2000).

O  $\text{NO}_3^-$  perdido do sistema por lixiviação atinge a água retida no solo em camadas mais profundas e flui para as partes mais baixas do relevo, onde pode aflorar na forma de vertentes ou formar zonas mais úmidas, normalmente onde são encontrados Gleissolos associados aos Neossolos. Essas zonas úmidas são os locais preferenciais para a construção de poços para captação de água para o abastecimento doméstico. No estudo desenvolvido por Kaiser et al. (2015) constatou-se que o  $\text{NO}_3^-$  que penetrou no perfil no solo nas lavouras de fumo já atingiu o lençol freático superficial e atingiu a fonte localizada abaixo das lavouras de fumo (Figura 36).



**Figura 36.** Concentração de nitrato na água de duas fontes (poços escavados) usadas para abastecimento doméstico na Bacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo (RS). Fonte: Kaiser et al. (2015).

A água dessa fonte continha mais de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , considerado crítico pelas normas regulatórias (WHO, 2004; CONAMA, 2005) e, representam riscos à saúde dos consumidores, principalmente para crianças com menos de seis meses de idade (RAO; PUTTANNA, 2000; ADDISCOTT; BENJAMIN, 2004). Esse  $\text{NO}_3^-$  é de origem agrícola, pois quando não ocorrem lavouras de fumo nas proximidades os teores de  $\text{NO}_3^-$  nas fontes estão bem abaixo de  $3 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 36). Esse valor é tido como referência pela Organização Mundial da Saúde para determinar se o lençol freático recebeu contaminação de origem antrópica (WHO, 2004). Costa et al. (2002) verificaram que 36% das fontes de água estavam com níveis acima de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , em regiões da Argentina com sistemas intensivos de produção de batata e milho. Esses autores verificaram que as maiores concentrações foram observadas nas áreas cultivadas, após as adubações nitrogenadas e períodos de alta precipitação, e isso tem aumentado os teores de nitrato no lençol freático e nas águas dos rios daquelas regiões.

A proteção das fontes de água com estruturas de alvenaria e filtros de areia/ pedra/brita tem sido uma alternativa eficiente para reduzir a contaminação da água destinada ao abastecimento doméstico. Esse tipo de proteção reduz a entrada de contaminantes externos, reduzindo a turbidez da água e a concen-

tração de material orgânico e coliformes fecais (RHEINHEIMER et al., 2006). Na Figura 37 são mostradas duas fontes de captação de água para o abastecimento doméstico. A fonte A está totalmente desprotegida, permitindo a entrada de contaminantes pela superfície e também pelo fluxo subterrâneo. A fonte B representa uma fonte protegida, onde a entrada de contaminantes externos é impedida, pela proteção de alvenaria e pela presença de filtros de areia no seu interior. Essas são as fontes mais indicadas para serem utilizadas no meio rural, por garantirem melhor qualidade da água para consumo humano. No entanto, mesmo com esse tipo de proteção física, caso ela esteja localizada a jusante das lavouras de tabaco, a água pode ser contaminada pelo fluxo subsuperficial, não somente pelo  $\text{NO}_3^-$  mas também por moléculas de agrotóxicos que foram aplicadas nas lavouras de fumo acima, e ao lixivarem no solo podem seguir seu fluxo natural e aflorar nas partes mais baixas do relevo. Esse tipo de contaminação normalmente não é percebida pelos agricultores, dando a falsa impressão de que a água consumida é de boa qualidade. Nesse caso, a proteção da fonte com uma estrutura de alvenaria é ineficaz em reduzir a contaminação da água com nitrato, apesar de essa ser uma alternativa viável para evitar outros contaminantes (RHEINHEIMER et al., 2006).



**Figura 37.** Poço escavado sem proteção (esquerda) e poço protegido e com filtro de areia (direita) utilizados para a o abastecimento doméstico em uma bacia hidrográfica com produção intensiva de fumo. Fotos: Os autores.



**Figura 38.** Crescimento de plantas aquáticas na água de riacho contaminado com nitrato e fósforo oriundos das lavouras de fumo. Foto: Os autores.

A contaminação da água subterrânea por  $\text{NO}_3^-$  é lenta e gradual na natureza e, dessa forma, não chama a atenção da população. O problema só é percebido quando atinge níveis críticos que passam a prejudicar a saúde humana. Nessas condições, o processo de contaminação já atingiu magnitudes elevadas e difíceis de serem remediadas. No entanto, quando altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  juntamente com o P são atingidas em corpos de água superficiais, é comum o aparecimento e crescimento de algas e aguapés, o que reduz o nível de oxigênio e, muitas vezes, ocasiona a morte de peixes, processo esse conhecido por eutrofização (Figura 38).

A eutrofização também pode levar ao aparecimento de algas e cianobactérias responsáveis pela produção de toxinas nocivas aos seres humanos, que são difíceis de serem removidas nos tratamentos convencionais da água. Esse processo pode acontecer em locais distantes da fonte de poluição, o que demonstra que os efeitos da contaminação da água por nutrientes oriundos da agricultura podem comprometer também a saúde de consumidores urbanos que dependem da água tratada oriunda de fontes superficiais, principalmente rios e lagos.

## 5 CONSEQUÊNCIAS DO NITRATO PARA A SAÚDE HUMANA

A concentração natural  $\text{NO}_3^-$  na água do lençol freático e da água superficial fica em torno de 1 a 2  $\text{mg L}^{-1}$ . Quando a concentração de  $\text{NO}_3^-$  atinge valores acima de 10  $\text{mg L}^{-1}$  na água de consumo humano, considerado como limite crítico pela legislação brasileira (CONAMA, 2005), pode causar problemas à saúde dos consumidores (ADDISCOTT; BENJAMIM, 2004). Infelizmente os limites críticos de elementos químicos e moléculas orgânicas na água não são definidos unicamente por critérios científicos. Cada país, em decorrência das forças sociais e econômicas, define legalmente e não cientificamente qual será o limite máximo permitido para que a água possa ser potável.

Na saliva ou no intestino humano, o  $\text{NO}_3^-$  é convertido a  $\text{NO}_2^-$  e, quando esse atinge concentrações acima de 3  $\text{mg L}^{-1}$  e entra na corrente sanguínea, pode oxidar o íon ferroso da hemoglobina a íon férrico, formando a metahemoglobina. A concentração normal de metahemoglobina no organismo humano fica entre 2 e 3%, mas com o consumo de altas doses de nitrato os teores podem ficar acima de 5% e, nessas condições, ocorre a deficiência no transporte de oxigênio no sangue (WHO, 2004), podendo levar crianças à morte por asfixia, doença popularmente conhecida como síndrome do “bebê azul” ou metahemoglobinemia (ADDISCOTT; BENJAMIN, 2004). Além disso, pode ocorrer a formação potencial de nitrosaminas carcinogênicas (RAO; PUTTANNA, 2000) e causar o aborto espontâneo em mulheres.

Na Europa mais de 65 % da água consumida é de origem subterrânea (WHO, 2004) e, para aqueles países, concentrações de nitrato acima de 3  $\text{mg L}^{-1}$  indica contaminação devido a ações antrópicas (SQUILLACE et al., 2002). Na Europa e nos EUA, a agricultura intensiva praticada nos últimos 40 anos tem sido apontada como a principal causa do aumento da concentração de nitrato na água subterrânea (WHO, 2004). Nos EUA, os principais problemas de contaminação da água ocorrem na região do “cinturão do milho”, onde são aplicadas altas doses de fertilizantes nitrogenados. Para as condições brasileiras, são escassas as informações dessa natureza, mas dificilmente esteja ocorrendo percolação de  $\text{NO}_3^-$  nos cultivos de milho e outras gramíneas, exceto talvez, em sistemas de irrigação e com altas produtividades, o que exige doses muito mais elevadas.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2004), a indução de metahemoglobinemia

pode ocorrer com o consumo de doses de  $\text{NO}_3^-$  que variam de 0,4 a 200  $\text{mg kg}^{-1}$  ou de 0,09 a 45  $\text{mg kg}^{-1}$  de peso corporal. Com base nisso e levando-se em consideração a ocorrência de um teor médio de 9,9  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$  na água da fonte que sofre influência das lavouras de fumo, pode-se constatar que, nessas condições, crianças podem ter sua saúde comprometida. Assim, devem ser buscadas alternativas para reduzir a entrada de fertilizantes minerais e melhorar o sistema de manejo, para aumentar os estoques de N orgânico no solo reduzindo a lixiviação e o potencial de contaminação da água subterrânea.

## 6 ALTERNATIVAS PARA REDUÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA COM NITRATO

A utilização de práticas agrícolas incompatíveis com a aptidão e o potencial de uso das terras e a utilização de altas doses de fertilizantes e pesticidas tornam a fumi-cultura uma atividade com grande potencial de contaminação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas e levam a um rápido declínio da capacidade produtiva do solo (MINELLA et al., 2007) e da qualidade da água nesses locais (GONÇALVES, 2003; PELLEGRINI, 2005; BECKER et al., 2009). Indubitavelmente o homem deveria extirpar de suas vidas o tabaco. Não há sequer uma justificativa para se continuar com essa atividade nefasta ao produtor, consumidor e ambiente. O discurso de que há muitas pessoas envolvidas na cadeia produtiva não se sustenta perante o desastre na saúde humana e na contaminação ambiental. Nesse sentido, mesmo que há mais de uma década o Governo Federal através de vários ministérios, em especial os do Desenvolvimento Agrário e do Desenvolvimento Social e Combate à Fome, a configuração da fumi-cultura em nada se alterou. O máximo que está ocorrendo é a substituição de algumas famílias por outras; diminuição numa microrregião e expansão numa outra. Aliás, muito pelo contrário, o Brasil tem sido o destino de muitas empresas internacionais que abandonaram a atividade na África ou que expandiram suas atividades no Sul do Brasil para atender seus mercados ou mercados emergentes como é o caso da China.

Então, não resta alternativa ao agricultor a não ser continuar a atividade fumageira, até porque as empresas multinacionais alteram seus discursos para se adaptar às mínimas ações governamentais em curso. Exemplo disso é o discurso da diversificação de culturas. Ela sempre existiu na cultura do fumo, embora seja absolutamente periférica socioeconomicamente. As próprias associações de produ-

tores de fumo sempre tiveram umbilicalmente ligados às empresas e não têm, portanto, capacidade de questionamento, salvo raras exceções que diz respeito ao preço, mesmo que sem poder extremamente limitado. Assim, não se pode imaginar que os fumicultores, em regra geral, tomem consciência da gravidade que a atividade gera na sua própria saúde, na saúde dos consumidores e na saúde do ambiente. Similarmente, as instituições de ensino, pesquisa e extensão têm ação muito restrita e periférica ao sistema produtivo; jamais aturarão no coração do problema que é a necessidade de eliminar o cultivo do tabaco e apontar alternativas viáveis sustentáveis (ética, econômica, social e ambiental).

Relativo à contaminação com nitrato pelo cultivo do fumo, podem ser adotadas algumas alternativas de curto e médio prazo, mesmo que não eliminem o problema, podem amenizar significativamente os impactos ambientais da atividade e melhorar a qualidade de vida da população. Para isso, é necessário ter uma visão sistêmica da produção, onde as pequenas bacias hidrográficas devem ser adotadas como unidades de manejo e gestão da produção agropecuária e dos recursos naturais. Para isso ser viabilizado, uma das primeiras tarefas é a melhoria na formação dos estudantes nas escolas de agronomia, buscando-se trabalhar mais a formação sociológica e ambiental, de forma a ter profissionais que tenham a capacidade de ver os sistemas de produção agropecuária não apenas como fornecedores de alimentos e matéria prima, e como usuários de pacotes tecnológicos pré-definidos e, sim como um meio de vida fundamental para o desenvolvimento rural e transformação social da agricultura.

A redução dos impactos ambientais da atividade fumageira pode iniciar com melhoria no planejamento e no uso das terras, procurando-se utilizar as áreas com melhor aptidão para essa atividade, onde o relevo é mais plano e os solos mais profundos. Como exemplo da falta de planejamento no uso das terras, podemos ver a figura abaixo (Figura 39), que mostra parte de uma propriedade rural localizada na região produtora de fumo, onde a área com menor declividade e com o solo mais profundo é usada como campo nativo (potreiro) onde poucos animais são criados, enquanto as áreas com relevo mais declivoso e solos mais rasos são utilizadas intensamente para o cultivo de fumo. Nesse caso, a simples mudança no uso das terras poderia acarretar melhorias na produtividade da cultura e reduzir a lixiviação de nitrato e agrotóxicos e as perdas de solo por erosão, melhorando a eficiência no uso dos fertilizantes.



**Figura 39.** Propriedade rural com produção fumageira onde a área com menor declividade e solos mais profundos é usado como potreiro e as áreas mais declivosas com solos rasos é destinada a produção de fumo. Foto: Os autores.

A manutenção e recuperação da mata ciliar são fundamentais, pois a vegetação atua como uma barreira física na contenção de sedimentos carregados com nutrientes e moléculas de agrotóxicos e as raízes atuam como um filtro natural, absorvendo parte do  $\text{NO}_3^-$  transportado pelo fluxo subsuperficial da água, reduzindo a carga de poluentes que chega nas fontes de água e nos rios. Os locais sem mata ciliar favorecem as perdas de solos e nutrientes por erosão e pela lixiviação (Figura 40).



**Figura 40.** Cultivo de fumo na margem de rio desprotegido de mata ciliar. Foto: André Copetti.

O manejo do solo predominante nos sistemas de cultivo de fumo, com revolvimento intensivo é insustentável, sendo necessário adotar sistemas menos intensivos como o cultivo mínimo e o plantio direto. Além disso, a utilização de plantas de cobertura, adubação verde, adubação orgânica e a rotação de culturas ainda são práticas pouco exploradas na fumicultura. Da mesma forma, as práticas conservacionistas complementares, como o cultivo em nível,

o terraceamento, o cultivo em faixas e os cordões vegetativos são técnicas consagradas para a conservação do solo e da água, mas que são pouco adotados e conhecidas pelos fumicultores.

Para garantir a potabilidade da água utilizada para o consumo humano, a construção dos poços deve ser feita em locais onde não tenha interferência de cultivos agrícolas nas proximidades. Além disso, essas fontes devem ser protegidas para evitar a entrada de agentes poluentes externos.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A agricultura familiar é uma das grandes responsáveis pela erradicação da fome no mundo, pela produção de alimentos que chegam à mesa das famílias com menor custo e em quantidade e qualidade. Além disso, o fato de produzir alimentos que podem ser comercializados *in natura* ou industrializados na própria região de produção contribui para a geração de renda e o desenvolvimento da região, o que melhora a qualidade de vida da população rural e urbana, garante a sucessão familiar e permite que essa região tenha maior facilidade em suportar crises que afetam os países a nível mundial.

Na fumicultura, o produto gerado garante a geração de renda para as famílias, mas sob um custo muito alto a saúde dos agricultores e ao ambiente. A contaminação da água por nitrato é um dos grandes problemas nas regiões produtoras de fumo no sul do Brasil. Além disso, o principal destino do fumo é a produção de cigarros, que sustenta um vício maléfico da sociedade, que traz sérios problemas de saúde aos consumidores e custa milhões ao sistema de saúde pública e privada. Dinheiro esse que poderia ser utilizado para melhorar todo o sistema de saúde do país. Portanto, pode se afirmar que na cadeia produtora do fumo, os dois extremos (agricultores e consumidores finais) são os mais prejudicados diretamente, além dos efeitos indiretos gerados para os demais setores da sociedade.

Dessa forma, um dos grandes desafios de todas as pessoas ligadas a agricultura (agricultores, extensionistas, pesquisadores, estudantes e políticos) é viabilizar técnica, social, econômica e ambientalmente outros sistemas de produção agrícolas para ir substituindo gradualmente a fumicultura por outras atividades que possam produzir alimentos saudáveis e garantir a sustentabilidade da agricultura familiar no sul do Brasil.

## REFERÊNCIAS

- ADDISCOTT, T. M.; BENJAMIN, N. Nitrate and human health. **Soil Use and Management**, v.20, n.2, p.98-104, 2004.
- AFUBRA. Associação dos Fumicultores do Brasil. Disponível: <http://www.afubra.com.br>. Acessado em 29 de outubro de 2015.
- BECKER A. G. et al. Pesticide contamination of water alters the metabolism of juvenile silver catfish, *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicology and Environment Safety**, v.72, n.6, p.1734-1739, 2009.
- COSTA, J. L. et al. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. **Agricultural Water Management**, v.57, n.1, p.33-47, 2002.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (Brasil). Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília, 2005. 23p.
- GRIGNANI, C.; ZAVATTARO, L. A survey on actual agricultural practices and their effects on the mineral nitrogen concentration of the soil solution. **European Journal of Agronomy**.v.12, n.4, p.251-268, 2000.
- GONÇALVES, C. S. RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R. Qualidade de água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.391-399, 2005.
- GROSSMANN, J.; UDLUFT, P. The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. **Journal of Soil Science**, v.42, p.83-93, 1991.
- KAISER, D. R. et al. High Nitrogen Fertilization of Tobacco Crop in Headwater Watershed Contaminates Subsurface and Well Waters with Nitrate. **Journal of Chemistry**, v. 2015, p. 1-12, 2015
- KAISER, D. R. et al. Nitrate and ammonium in soil solution in different management systems for tobacco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.379-387, 2010.
- MACKOWN, C. T.; SUTTON, T. G. Recovery of fertilizer nitrogen applied to burley tobacco. **Agronomy Journal**, v.89, p.183-189, 1997.
- MANDAL, U. K. et al. Soil infiltration, runoff and sediment yield from a shallow soil with varied stone cover and intensity of rain. **European Journal of Soil Science**, v.56, p.435-443, 2005.
- MCCANTS, C. B.; WOLTZ, W. G. Growth and mineral nutrition of tobacco. **Advances in Agronomy**, v.19, p.211-265, 1967.
- MINELLA, J. P. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.4-12, 2007.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 625p.
- OLIVEIRA, F. C. et al. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v.58 p.171-180, 2001.
- PARAVASIVAM, S.; ALVA, A. K.; FARES, A. Transformation and transport of nitrogen forms in a Sandy Entisol following a heavy loading of ammonium nitrate solution: Field measurements and model simulations. **Journal of Soil Contamination**, v.9, p.65-86, 2000.
- PELLEGRINI, A. **Sistemas de cultivo da cultura do fumo com ênfase às práticas de manejo e conservação do solo**. Universidade Federal de Santa Maria. 2006. 88 p. Dissertação (Msc em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, 2006.
- PELLEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino – Agudo- RS**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2005. 98p. Dissertação (Msc em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

- PÉREZ, J. M. S. et al. The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study. **The Science of Total Environmental**, v.317, p.173-187, 2003.
- RANDALL, G. W.; MULLA, D. J. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.337-344, 2001.
- RAO, E. V. S. P.; PUTTANNA, K. Nitrates, agriculture and environment. **Current Science**, v.79, p.1163 - 1168, 2000.
- REICHERT, J. M. et al. Water contamination by agrichemicals in a small subtropical watershed with steep slopes and shallow soils under tobacco. **Mitteilugendes Forschungsinstitut Wasserund Umwelt der Universität Siegen**, v.3, p. 79-86, 2012.
- RHEINHEIMER, D. S. et al. Substituição do sulfato de potássio por cloreto na mistura de fertilizantes para a cultura do fumo. **Agropecuária Sulriograndense**, v.27, p.35-46, 1991.
- RHEINHEIMER, D. S. et al. Evolução da qualidade da água relativa as ações de manejo dos recursos naturais numa microbacia hidrográfica. **FERTBIO 2006**, Bonito. Anais... Bonito, 2006. 1CD-ROM.
- SANGOI, L. et al. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da ureia e manejo dos restos culturais da aveia em dois solos com textura contrastantes. **Ciência Rural**, v.33, p.65-70, 2003.
- SIFOLA, M. I.; POSTIGLIONE, L. The effect of nitrogen fertilization on nitrogen use efficiency of irrigated and non-irrigated tobacco. **Plant and Soil**, v.252, p.313-323, 2003.
- SQUILLACE, P. J. et al. VCCs, pesticides, nitrate and their mixtures in groundwater used for drinking water in the United States. **Environmental Science and Technology**, v.36, p.1923-1930, 2002.
- SMITH, S. J.; CASSEL, D. K. **Estimating nitrate leaching in soil materials**. In: FOLLETT, R. F.; KEENEY, D. R.; CRUSE, R. M. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1991. p.165-187.
- TOURAINÉ, B.; VEDELE, F. D; FORDE, B. **Nitrate uptake and its regulation**. In: LEA, P. J.; GAUDRY, F. M. Plant nitrogen. INRA editions: Springer: 2001, p. 1 a 36.
- WILLIAMS, T. M. Nitrate leaching from intensive fiber production on abandoned agricultural land. **Forest Ecology and Management**, v.122, p.41-49, 1999.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Rolling Revision of the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality: Nitrates and nitrites in drinking-water**. WHO/SDE/WSH/04/08/56,2004.131p. Disponível em: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/en/nitratesfull.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/nitratesfull.pdf). Acesso em: 10 de dezembro de 2015.
- WHITTY, E. B.; GALLAHER, R. N. Supplemental nitrogen fertilizer for no-till tobacco following simulated excessive rainfall. Institute of Food and Agricultural Science, University of Florida. 1995. Disponível em: <http://www.ag.auburn.edu/aux/nsdl/sctcsa/Proceedings/Whitty>. Acesso em: 10 de dezembro de 2015.
- WEBSTER, C. P. et al. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. **Journal of Soil Science**, v.44, p.49-62, 1993.

# Principais doenças da videira e contaminação de solos de vinhedos com cobre e zinco

Tadeu Luis Tiecher<sup>1</sup>, Cledimar Rogério Lourenzi<sup>2</sup>, Carlos Alberto Ceretta<sup>3</sup>, Lessandro De Conti<sup>1</sup>, Eduardo Giroto<sup>4</sup>, Hilda Hildebrand Soriani<sup>5</sup> & Gustavo Brunetto<sup>6</sup>

<sup>1</sup> Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. E-mail: tadeu.t@hotmail.com; lessandrodeconti@gmail.com

<sup>2</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Engenharia Rural da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro de Ciências Agrárias, Rodovia Admar Gonzaga, 1346, Florianópolis, CEP 88034-000, SC, Brasil. E-mail: lourencicr@gmail.com

<sup>3</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos da UFSM, Centro de Ciências Rurais. E-mail: carlosceretta@ufsm.br

<sup>4</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Rua Profª. Nelsi Ribas Fritsch, 1111, Ibirubá, CEP 98200-000, RS, Brasil. E-mail: girottosolos@gmail.com

<sup>5</sup> Bióloga, Doutora em Biologia Comparada, Professora do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Santa Maria – Câmpus Frederico Westphalen (UFSM-CESNORS), Departamento de Engenharia Florestal, Linha 7 de Setembro, s/n, BR 386, km 40, Frederico Westphalen, CEP 98400-000, RS, Brasil. E-mail: hildasoriani@gmail.com

<sup>6</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos da UFSM, Centro de Ciências Rurais. E-mail: brunetto.gustavo@gmail.com

## INTRODUÇÃO

A região Sul do Brasil iniciou o cultivo da videira com a chegada dos primeiros imigrantes italianos, por volta de 1870, sendo hoje a região com a maior área cultivada no país. A vitivinicultura possui grande importância social e econômica, porque é a principal atividade e fonte de renda de milhares de produtores rurais familiares. No Estado do Rio Grande do Sul (RS) a viticultura está presente em mais de 15 mil propriedades rurais, sendo que no ano de 2012 a área ocupada com vinhedos era de 41.076 ha, com média de 2,60 ha por propriedade. Isto demonstra que a atividade é desenvolvida predominantemente em pequenas propriedades de agricultura familiar (MELLO; MACHADO, 2013). Já no Estado de Santa Catarina (SC), segundo levantamentos efetuados pela Estação Experimental da EPAGRI/Videira, a área total de videiras é de 4.070 ha. No contexto do Estado de Santa Catarina, a viticultura envolve cerca de 2.000 famílias, com uma média de aproximadamente 2,0 ha por propriedade, sendo responsável por cerca de 20.000 empregos diretos (PROTAS; CAMARGO, 2011). Nos dois Estados, nas áreas de viticultura, há o predomínio de variedades híbridas e americanas, em detrimento das variedades viníferas, sendo que a maior parte da produção é destinada para a elaboração de vinhos, sucos e espumantes.

No RS, a região da Serra Gaúcha é a maior e mais tradicional produtora de uvas, representando mais de 80% de toda área vitícola do Estado no ano de 2012. Nesta região predominam as pequenas propriedades rurais, com média de 15 ha de área total, da qual 40% a 60% é área útil e 2,5 ha são ocupados com vinhedos. A mão de obra é basicamente familiar, sendo a atividade pouco mecanizada devido à topografia acidentada. Cerca de 80% da produção é de uvas americanas e híbridas e a cultivar Isabel é a de maior expressão. O sistema de condução das videiras predominante é latada ou pérgola (horizontal), proporcionando produção de 18 a 30 toneladas por hectare, de acordo com a cultivar e com a safra. A maior parte da uva colhida é destinada à elaboração de vinhos, sucos e outros derivados. Uma pequena porcentagem da produção, especialmente de uvas americanas como a Niágara Rosada e a Isabel é destinada ao mercado para consumo *in natura*.

A região da Campanha Gaúcha, que tem como principal polo produtor o município de Santana do Livramento, localizada na Mesorregião do Sudoeste Rio-Grandense, teve sua produção vitivinícola iniciada na década de 70 e tem aumentado sua representatividade no Estado, especialmente a partir dos anos 2000, sendo que no ano de 2012 já contava com 1.262 ha de vinhedos. Esta região, diferentemente das outras regiões do Sul do Brasil, apresenta uma viticultura de cunho mais empresarial, com uso intensivo de capital, tanto na mecanização, quanto na

contratação da mão de obra. São cultivadas principalmente variedades viníferas, as quais representam cerca de 15% da produção de uvas viníferas do Estado. A área média dos vinhedos é maior que 25 ha por propriedade, muito superior à média do RS.

Nos últimos anos, novos polos vitícolas começaram a surgir, com investimentos na implantação de vinhedos de variedades viníferas, feitos diretamente por empresas vinícolas tradicionais do ramo vitivinícola ou em parceria destas com agropecuaristas. Destacam-se os municípios de Bagé e Candiota, na região da Campanha Meridional, e Pinheiro Machado e Encruzilhada do Sul, na região da Serra do Sudeste. Além destes polos, a viticultura está sendo implantada em outros municípios não tradicionais como alternativa de diversificação de pequenas propriedades rurais, principalmente na região do Alto Uruguai do RS, onde a matriz produtiva com base na cultura de pequenas áreas de soja, trigo e milho tornou-se inviável.

Em Santa Catarina, a viticultura apresenta expressão econômica principalmente na Região do Vale do Rio do Peixe, no meio oeste catarinense. A viticultura desta região ocupa uma área de 1.707 ha, apresentando grande similaridade com a da Região da Serra Gaúcha quanto à estrutura fundiária, topografia e tipo de exploração vitícola, baseada no uso da mão de obra familiar. A produção de uvas é destinada principalmente à elaboração de vinhos de mesa e suco de uva, sendo uma parte menor da produção destinada ao consumo *in natura*. A área média total das propriedades desta região é de aproximadamente 30 ha, sendo 2,14 ha com vinhedos. O relevo acidentado desta região resulta em propriedades com áreas declivosas, nem sempre aproveitáveis integralmente para a agricultura (BRASIL, 2001).

A região Carbonífera catarinense representa um importante polo vitivinícola, englobando municípios como Urussanga e Braço do Norte, cuja base da produção são os vinhos coloniais. Nos últimos anos a cidade de São Joaquim tem apresentado grande crescimento na atividade vitivinícola na serra catarinense, com a produção de vinhos finos. Também houve aumento nas áreas produtivas com vinhedos na região oeste do estado, na microrregião de Chapécó e arredores, principalmente através da agricultura familiar.

No decorrer deste capítulo serão detalhadas as características climáticas das principais regiões vitícolas do Sul do Brasil e as principais doenças que ocorrem na cultura da videira, visto que a combinação destes dois fatores obriga os viticultores a realizarem sucessivas aplicações preventivas de fungici-

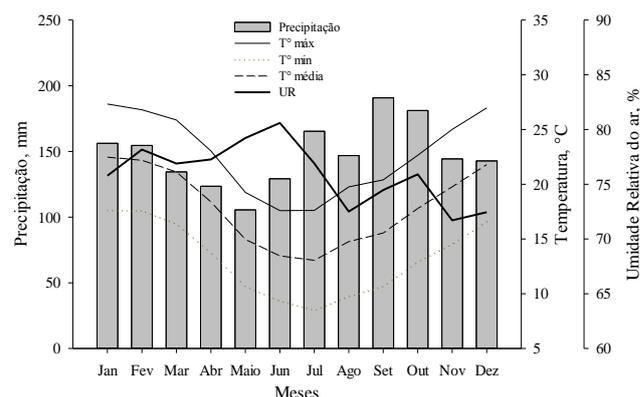
das à base de cobre (Cu) e zinco (Zn) ao longo de cada ciclo produtivo. Posteriormente, serão discutidos como ocorre o acúmulo de Cu e Zn no solo, os riscos de contaminação do meio ambiente, bem como o efeito tóxico que o excesso destes metais pode ocasionar nas videiras e nas plantas que coabitam os vinhedos.

## 1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS DAS REGIÕES PRODUTORAS E PRINCIPAIS DOENÇAS QUE AFETAM AS VIDEIRAS

### 1.1 Condições climáticas das regiões vitícolas

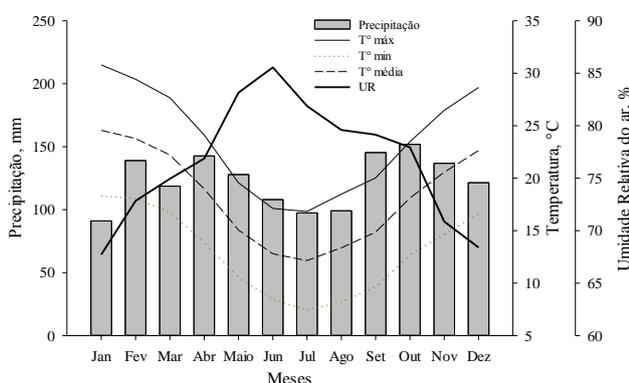
A região Sul do Brasil é a principal responsável pelo cultivo de videiras, especialmente de uvas viníferas, com grande destaque para os estados do Rio Grande do Sul (RS) e Santa Catarina (SC), responsáveis por, aproximadamente, 66% da produção nacional de uvas. Essa região caracteriza-se por precipitações pluviométricas frequentes e bem distribuídas ao longo do ano, com médias anuais variando de 1.250 a 2.000 mm.

No RS a região da Serra Gaúcha se caracteriza por estar localizada em altitude de 600 a 800 m, apresentando médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar de 1.700 mm, 17,2 °C e 76%, respectivamente (Figura 41). Já a região da Campanha Gaúcha está localizada em altitude de 100 a 300 m, apresentando médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar de 1.370 mm, 18,4 °C e 75%, respectivamente (Figura 42).

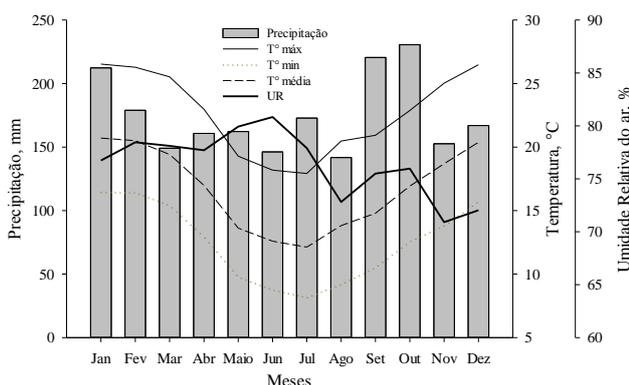


**Figura 41.** Médias mensais de precipitação, temperatura máxima (T° máx), temperatura mínima (T° mín), temperatura média compensada (T° média) e umidade relativa do ar (UR) para a região da Serra Gaúcha. Dados retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) correspondentes às medições do período de 01/1988 a 12/2013.

Em SC, a região do Vale do rio do Peixe apresenta condições climáticas semelhantes à região da Serra Gaúcha. Ela está localizada em altitude de 600 a 800 m e apresentando médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar de 1.800 mm, 17,1 °C e 80%, respectivamente (Figura 43). Como se pode observar nas Figuras 41, 42 e 43, nas regiões vitícolas do Sul do Brasil ocorrem elevadas precipitações, bem distribuídas ao longo de todo o ano. Aliado a isto está a ocorrência de temperaturas altas e umidade relativa do ar elevada durante as fases vegetativa, de floração e frutificação das plantas. Esta combinação propicia que diversas doenças fúngicas ocorram na cultura da videira, como será esmiuçado no próximo item deste capítulo.



**Figura 42.** Médias mensais de precipitação, temperatura máxima (T° máx), temperatura mínima (T° min), temperatura média compensada (T° média) e umidade relativa do ar (UR) para a região da Campanha Gaúcha. Dados retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) correspondentes às medições do período de 06/1998 a 12/2013.



**Figura 43.** Médias mensais de precipitação, temperatura máxima (T° máx), temperatura mínima (T° min), temperatura média compensada (T° média) e umidade relativa do ar (UR) para a região da Serra Catarinense. Dados retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) correspondentes às medições do período de 01/1988 a 12/2015.

## 1.2 Relato das principais doenças fúngicas das videiras<sup>6</sup>

Devido às altas precipitações que ocorrem nas principais regiões produtoras de uvas, a incidência de doenças fúngicas é acentuada nos vinhedos. Dentre as principais doenças fúngicas das videiras, destacam-se a antracnose, escoriose, mancha das folhas, míldio, oídio, podridão amarga do cacho, podridão da uva madura, podridão cinzenta da uva, fusariose, dentre outras.

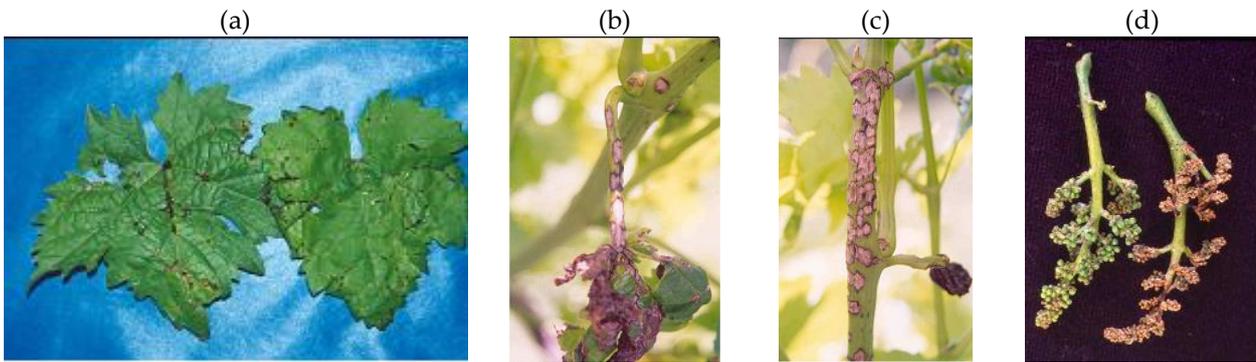
**Antracnose:** também conhecida como variola, negrão, varola ou olho de passarinho, é causada pelo fungo *Elsinoe ampelina* Schar. É uma doença que pode causar sérios danos não só à produção do ano, como também às produções futuras. Em condições muito favoráveis ao desenvolvimento do fungo, os danos são tão severos a ponto de ser considerada, nestes anos, a principal doença da cultura (Figura 44).

**Escoriose:** é uma doença causada pelo fungo *Phomopsis viticola* Sacc., cujos danos vão desde a redução das gemas brotadas e a seca dos ramos, podendo causar até a morte da planta. A incidência nos frutos poderá diminuir a produção e a qualidade da uva (Figura 45).

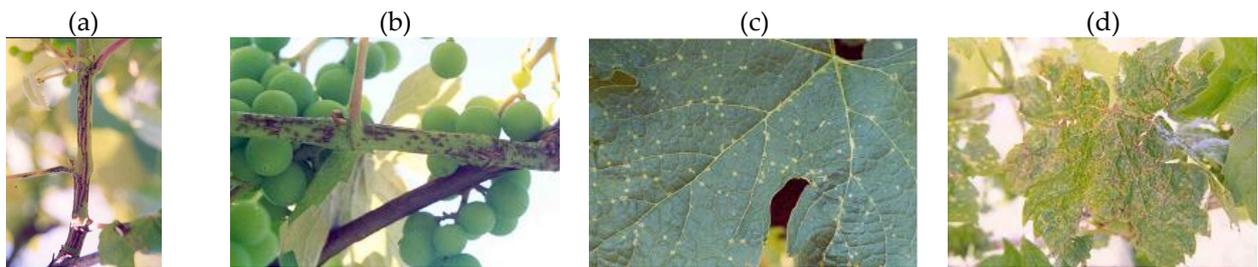
**Mancha das folhas:** também conhecida como isariopsis, a doença causada pelo fungo *Pseudocercospora vitis* Speg tem grande importância em cultivares americanas e híbridas, principalmente em regiões mais quentes, onde a doença evolui rapidamente. A desfolha precoce é o principal dano, acarretando o enfraquecimento da planta e deficiência na maturação dos ramos e, conseqüentemente, má brotação no ciclo seguinte. A Figura 46 ilustra os principais sintomas causados pela mancha das folhas em videiras.

**Míldio:** também conhecida como mufa, mofo ou peronóspora, é causada pelo pseudofungo *Plasmopara viticola*. É a doença de maior importância para a viticultura no Brasil. Os maiores prejuízos causados pela doença estão relacionados à destruição total ou parcial das inflorescências e/ou frutos e a queda prematura das folhas. O desfolhamento precoce, além dos danos na produção do ano, afetará também a produção dos anos seguintes. Portanto, a doença causa danos na qualidade e na quantidade da produção do ano e enfraquecimento da planta para as safras futuras (Figura 47).

<sup>6</sup> Informações e imagens retiradas da Circular Técnica nº 56, Embrapa 2005, de autoria de Olavo Roberto Sônego, Lucas da Ressurreição Garrido e Albino Grigoletti Júnior.



**Figura 44.** Necrose e deformação da folha (a), cancrios em pecíolo (b), cancrios em ramo herbáceo (c) e seca de botões florais (d) causada por antracnose.



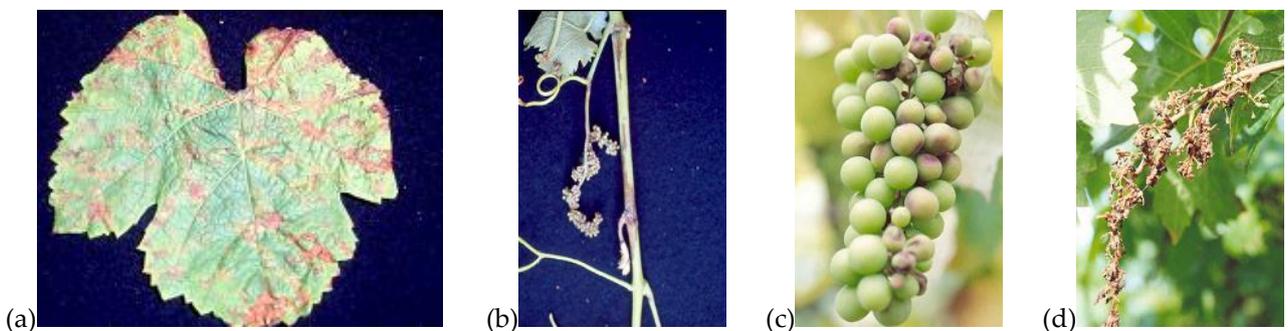
**Figura 45.** Escoriações na base do ramo (a), lesões no ramo (b), lesões na folha (c) e deformação da folha (d) causada por escuriose.



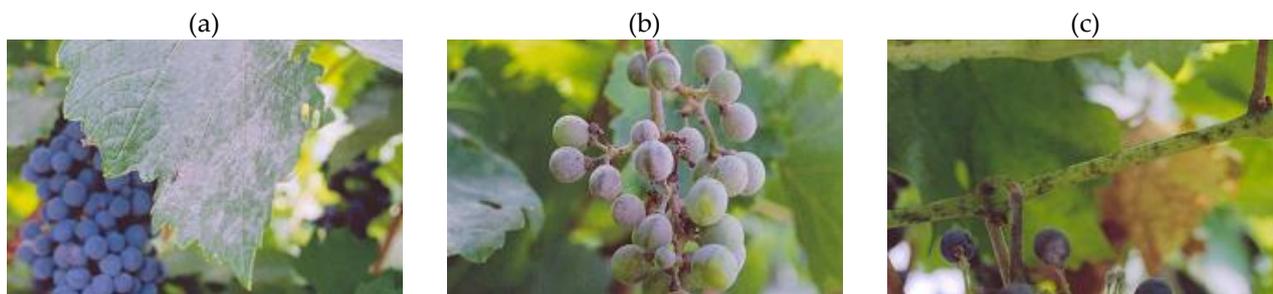
**Figura 46.** Sintomas de mancha da folha em videira.

Oídio: também conhecido como míldio pulverulento, causado pelo fungo *Uncinula necator* Burril, ocorre em todas as regiões vitícolas do mundo. Na Região Sul do Brasil, não apresenta caráter epidêmico, pois as condições climáticas não são favoráveis ao seu desenvolvimento. Entretanto, em anos propícios ocorre com maior intensidade sobre cultivares sensíveis (Figura 48).

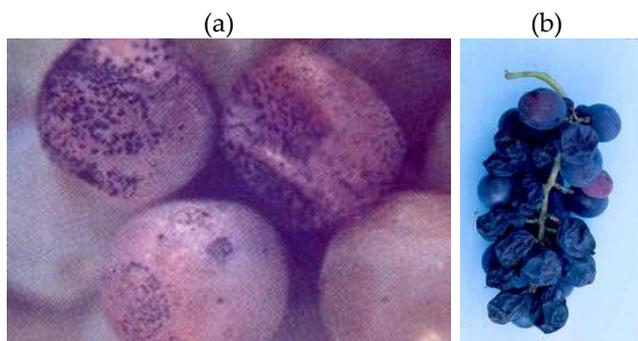
Podridão amarga do cacho: é conhecida como podridão amarga por deixar gosto amargo nas uvas. É causada pelo fungo *Greeneria uvicola* Punithalingam. Os danos podem ocorrer tanto em uvas para vinho, como em uvas de mesa. O fungo ataca os tecidos de bagas danificadas ou próximo a senescência (Figura 49).



**Figura 47.** Manchas necróticas na folha (a), escurecimento do ramo (b), cachos com bagas murchas (c) e seca da inflorescência (d) causada por míldio.



**Figura 48.** Frutificação do fungo na superfície da folha (a), frutificação do fungo na superfície da baga verde (b) e lesões de oídio em ramo herbáceo (c) causadas por oídio.



**Figura 49.** Frutificação do fungo em bagas com podridão amarga (a) e sintomas de podridão amarga do cacho em uvas Isabel (b).

Podridão da uva madura: causada pelo fungo *Glomerella cingulata* Spauld., provoca perdas tanto na qualidade como na quantidade da uva produzida em regiões com verão quente e chuvoso. Também tem sido relatada a ocorrência deste fungo em diversas espécies de frutíferas temperadas e tropicais, causando principalmente podridão dos frutos (Figura 50).

Podridão cinzenta da uva: também conhecida como mofo cinzento ou podridão de *Botrytis*, é causada pelo fungo *Botryotinia fuckeliana* Whetzel. A doença acarreta danos tanto à produtividade como à qualidade da uva, afetando diretamente a qualidade do vinho pela degradação de compostos qualitativos e pela presença de substâncias indesejáveis para a vinificação, conservação e qualidade gustativa do vinho. As uvas com *Botrytis* contêm fenoloxidasas e lacases, enzimas responsáveis pela oxidação enzimática dos compostos fenólicos, prejudicando a cor, o aroma e o sabor do vinho. Este fungo também infecta diversas outras espécies frutíferas (Figura 51).

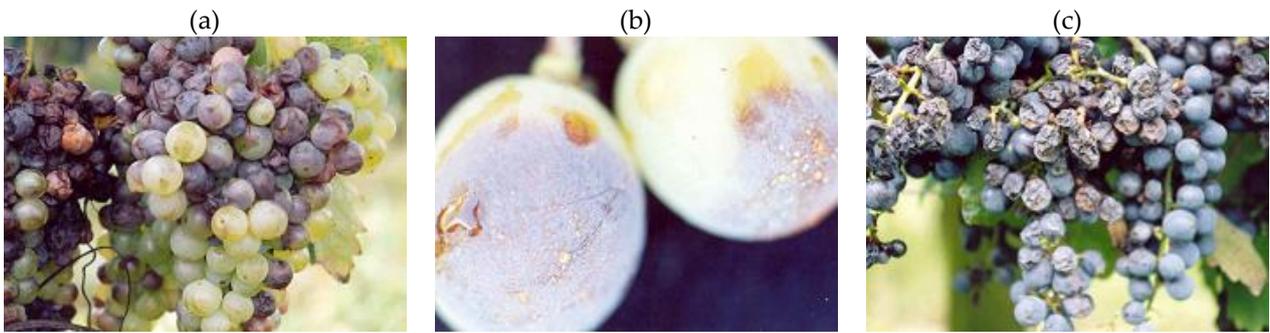
Fusariose: é causada por *Fusarium oxysporum* Schl., sendo a principal doença vascular causadora de morte em videiras na região da Serra Gaúcha. Os danos causados são bastante significativos, princi-

palmente pela redução drástica da produtividade do vinhedo, decorrente da morte de plantas e consequente redução do número de plantas produtivas. A Figura 52 ilustra os principais sintomas causados pela fusariose em videiras.

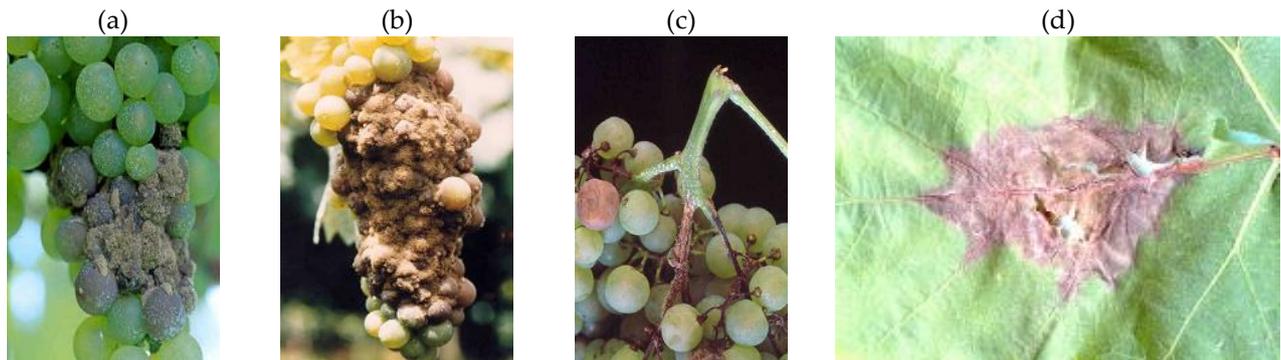
### 1.3 Necessidade e frequência da aplicação dos fungicidas a base de cobre e zinco

Como foi observado anteriormente, existe uma grande incidência de doenças fúngicas em áreas de vinhedos do Sul do Brasil, o que torna necessário o emprego de técnicas de controle. O controle químico é aquele utilizado em maior escala, com a realização de várias aplicações de fungicidas ao longo do ciclo da cultura, buscando minimizar os efeitos das doenças sobre a produtividade das videiras. Os principais fungicidas utilizados contêm em sua composição elementos como o Cu, encontrado na calda bordalesa  $[\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CuSO}_4]$  e no oxiclreto de cobre  $[\text{CuCl}_2 \cdot 3\text{Cu}(\text{OH})_2]$ , e o Zn, encontrado principalmente no Mancozeb  $[\text{C}_4\text{H}_6\text{N}_2\text{S}_4\text{Mn} + \text{C}_4\text{H}_6\text{N}_2\text{S}_4\text{Zn}]$ .

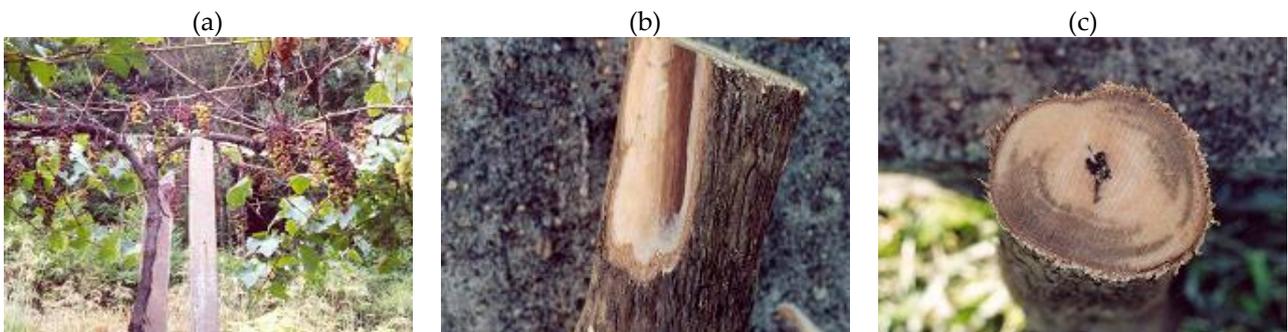
Um fator extremamente importante nas regiões produtoras de uvas é a frequência das precipitações pluviométricas, pois esse componente é que governa a frequência das aplicações dos fungicidas. Isso ocorre pelo fato das precipitações provocarem uma remoção parcial do fungicida anteriormente aplicado e que se encontra sobre a superfície das folhas, ramos, caules e frutos. Além disso, as precipitações geram condição de alta umidade no dossel vegetativo das videiras, o que favorece o aparecimento e desenvolvimento das doenças fúngicas. Dessa forma, é necessária a realização de novas aplicações de fungicidas a base de Cu ou Zn após cada precipitação, especialmente se a videira se encontra em estágio de floração e frutificação.



**Figura 50.** Murchamento das bagas em uva branca (a), frutificação do fungo (b) e mumificação das bagas em uva tinta (c) causadas pela podridão da uva madura.



**Figura 51.** Podridão cinzenta em cacho de uva (a), cacho totalmente danificado (b), podridão peduncular (c) e mancha necrótica em folha (d) causada por *Botrytis*.



**Figura 52.** Morte súbita da planta (a), corte longitudinal mostrando escurecimento interno (b) e corte transversal mostrando escurecimento do xilema (c) causados por fusariose.

O Cu e Zn aplicados via fungicidas são depositados sobre as superfícies dos órgãos das videiras e, com a incidência das precipitações, são carreados até a superfície do solo onde podem acumular em diversas formas, desde mais disponíveis para as plantas até formas mais estáveis, associadas à fração mineral e orgânica do solo. A deposição das folhas e ramos das videiras sobre o solo, pela senescência das folhas ou pela poda das videiras, também pode carregar consigo e depositar no solo o Cu e Zn aderidos a esses órgãos pelas aplicações de fungicidas. Além disso, durante as aplicações dos fungicidas pode ocorrer a deriva destes elementos e o consequente depósito de Cu e Zn diretamente sobre o solo, o que também promove o acúmulo desses elementos no

solo e acentuam os problemas ambientais advindos dessa prática amplamente difundida e adotada por viticultores em todo o mundo.

## 2 ACÚMULO DE COBRE E ZINCO NOS SOLOS DE VINHEDOS

Como mencionado anteriormente, a região Sul do Brasil apresenta clima subtropical, com chuvas distribuídas em todos os meses do ano. Neste contexto, a atividade vitícola desenvolvida nas regiões da Campanha, do Noroeste e Norte do Estado do RS, apresentam vantagens em relação às regiões da Serra Gaúcha, dos Campos de Cima da Serra e do Vale do Rio do Peixe, em função da maior evapotranspiração encontrada nestas regiões, o que propi-

cia redução no número de aplicações de fungicidas ao longo de cada ciclo produtivo da cultura.

A aplicação da calda bordalesa contribui principalmente para o aumento do teor de Cu no solo. Como forma de reduzir a quantidade de Cu adicionada aos vinhedos, alguns produtores passaram a utilizar fungicidas à base de Zn, como os que possuem como princípio ativo o Mancozeb, em detrimento dos fungicidas cúpricos, resultando na ocorrência de altos teores de ambos os elementos, Cu e Zn, em solos de vinhedos, como já foi reportado por alguns pesquisadores da região Sul do Brasil (BRUNETTO et al., 2014a; TIECHER et al., 2016). Cabe ressaltar que na composição da calda bordalesa também são encontrados outros metais, dentre eles o Zn, o que também contribui para o aumento do teor deste elemento no solo. Esses fatos tornaram-se uma das principais causas de contaminação de solos agrícolas com metais pesados no sul do Brasil, conforme é descrito no capítulo 1 do presente livro.

No Brasil a viticultura tem pouco mais de um século e os estudos de acúmulo de Cu e Zn são escassos. Ainda assim, os estudos apontam uma grande amplitude de teores totais destes elementos, o que ocorre por diferenças entre os solos e, principalmente, pela quantidade de Cu e Zn aplicados. Este último fator é relacionado principalmente com a precipitação média da região de cultivo, a qual influencia na severidade das doenças. Como as regiões produtoras do Sul do Brasil recebem elevado volume de precipitações anualmente, as aplicações de fungicidas são frequentes e, conseqüentemente, os teores de Cu e Zn acumulados no solo são muito maiores do que os encontrados em outras tradicionais regiões produtoras de uvas no mundo, embora muitas vezes o tempo de cultivo seja o mesmo, ou até menor. Por isso, o tempo de cultivo dos vinhedos nem sempre está bem correlacionado com os teores de Cu e Zn no solo.

## 2.1 Formas de acúmulo de cobre e zinco no solo

Os fungicidas utilizados na atividade vitícola geralmente possuem ação de contato e, portanto, após a ocorrência de uma chuva o Cu e o Zn contidos nos fungicidas aplicados na videira são carregados para a superfície do solo. No solo, o Cu e o Zn são retidos por ligações físico-químicas, sendo a sua labilidade dependente do tipo de ligante. O teor máximo de Cu e Zn de um solo está relacionado com a sua capacidade de sorção que depende de diversos componentes. Em geral, a capacidade de sorção do solo é maior, quanto maior for o conteúdo de argilominerais,

óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, carbonatos e matéria orgânica do solo (MOS) (BRADL, 2004). O pH do solo, a capacidade de troca de cátions (CTC) e a qualidade da MOS são importantes fatores que regulam a sorção e a biodisponibilidade de Cu e Zn no solo. Solos com valores de pH neutro a alcalino, por exemplo, podem, em geral, suportar teores mais altos de Cu e Zn sem causar toxidez às plantas, se comparado com solos ácidos onde a biodisponibilidade destes elementos é maior (PIETRZAK; MCPHAIL, 2004).

Devido a interação entre estes fatores físico-químicos, o Cu e o Zn são encontrados em diferentes frações no solo, onde naturalmente são adsorvidos com diferentes graus de energia (GIROTTO et al., 2014). Porém, o aumento dos teores de Cu e Zn no solo, por causa de aplicações frequentes de fungicidas, pode interferir na distribuição das suas frações no solo. Os elementos químicos adicionados ao solo pela atividade antrópica distribuem-se nas formas pré-existentes (RHEINHEIMER et al., 2003), sendo que normalmente a sorção do Cu e do Zn no solo ocorre primeiramente nos sítios de ligação mais ávidos e facilmente acessados. Em seguida, os íons remanescentes são redistribuídos em frações que são retidas com menor energia de adsorção ou em precipitados com maior solubilidade, que possuem maior biodisponibilidade e mobilidade. Isso pode ser visualizado nas Tabelas 26 e 27, extraídas de um estudo realizado por Couto et al. (2014) na região do meio oeste catarinense, comparando as frações de Cu e Zn de um solo oriundo de mata nativa com outro oriundo de um vinhedo com 95 anos de cultivo.

Há que se considerar ainda que o acúmulo de Cu e Zn no solo depende da interação competitiva destes elementos pelos sítios de adsorção, bem como das demais espécies químicas presentes na solução do solo. Por isso, a cinética de sorção desses elementos quando adicionados simultaneamente no solo é diferente da observada quando apenas um deles é depositado no solo, favorecendo o aumento dos teores em frações mais lábeis de ambos os elementos quando estes são aplicados ao mesmo tempo.

Diante da dinâmica apresentada pelo Cu e o Zn no solo e das características dos solos encontrados nas regiões vitícolas do Sul do Brasil, pode-se destacar a região da Campanha Gaúcha como aquela de maior risco para a ocorrência de prejuízos econômicos e ambientais ocasionados pelos elevados teores de Cu e Zn. Isto porque nesta região predominam Argissolos com textura superficial arenosa (<10% argila) com valores de pH naturalmente baixos, pre-

domínio de argilominerais do tipo 1:1 e com baixa concentração de óxidos. O baixo teor de argila, aliado às condições de temperatura e umidade, que favorecem a atividade microbológica do solo, contribuem para que ocorram baixos teores de MOS nestes solos, o que favorece a maior biodisponibilidade do Cu e do Zn.

O somatório destes fatores confere a esses solos da região da Campanha Gaúcha uma baixa capacidade sortiva no horizonte superficial, o que aumenta o risco de toxidez de Cu e Zn às plantas, uma vez que o acúmulo tende a ocorrer em formas solúveis e trocáveis, como observado em estudos de fracionamento químico de Cu e Zn nos solos de vinhedos da Campanha do RS (BRUNETTO et al., 2014a). Devido a isso, mesmo que nessa região a exploração da atividade vitícola é relativamente recente, já foram

diagnosticados sintomas de toxidez às plantas, em áreas de replantação de vinhedos, ocasionados pelos elevados teores de Cu e Zn (TIECHER et al., 2016).

Nas demais regiões vitícolas do Sul do Brasil também já foram reportados indícios de toxidez de Cu e Zn em plantas, devido aos altos teores destes elementos no solo. Entretanto, a maioria dos solos encontrados nestas regiões apresenta capacidade para reter maiores quantidades de Cu e Zn adsorvidos com alta energia de ligação e menor biodisponibilidade. Isto se deve, principalmente, ao fato de que estes solos apresentam teores elevados de argila e óxidos e aos teores de MOS, que geralmente são maiores do que os constatados na região da Campanha Gaúcha.

**Tabela 26.** Frações de Cu em quatro camadas de solo oriundo de mata nativa e de um vinhedo com 95 anos de cultivo, na região do meio oeste catarinense.

Profundidade (m)	Cobre						Total
	Solúvel	Trocável	Mineral	Matéria orgânica	Residual	Soma frações	
Mata nativa							
0-0,10	0,20a	0,75a	11,30c	15,92a	241,77a	269,94a	239,33a
0,10-0,20	0,12b	0,41b	11,05c	9,79b	250,77a	272,14a	239,00a
0,20-0,30	<0,001c	0,54b	15,61b	3,67c	254,43a	274,25a	201,55b
0,30-0,40	<0,001c	0,32b	17,78a	2,84c	252,47a	273,41a	174,50b
Vinhedo com 95 anos de cultivo							
0-0,10	2,20a	3,63a	50,99a	41,30a	376,77a	474,89a	602,23a
0,10-0,20	0,36b	1,29b	20,33b	19,02b	309,93b	350,93b	324,33b
0,20-0,30	0,04c	0,82c	24,97b	6,62c	313,10b	345,55c	325,50b
0,30-0,40	<0,001c	0,59c	22,66b	5,09c	268,27c	296,61d	305,77b

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Fonte: Adaptado de Couto et al. (2014).

**Tabela 27.** Frações de Zn em quatro camadas de solo oriundo de mata nativa e de um vinhedo com 95 anos de cultivo, na região do meio oeste catarinense.

Profundidade (m)	Zinco						Total
	Solúvel	Trocável	Mineral	Matéria orgânica	Residual	Soma frações	
Mata nativa							
0-0,10	0,16a	0,84bc	35,97a	3,52a	79,17a	119,67a	93,83a
0,10-0,20	0,16a	0,75c	28,77b	2,40b	80,00a	112,08b	81,17b
0,20-0,30	0,16a	1,28ab	22,17c	1,69c	74,50a	99,80c	70,50b
0,30-0,40	0,16a	1,47a	17,23d	0,87d	80,25a	99,98c	77,17b
Vinhedo com 95 anos de cultivo							
0-0,10	0,16a	0,88a	40,40a	4,11a	70,17a	115,72a	120,87a
0,10-0,20	0,16a	0,51b	22,43b	1,83b	63,50b	88,43b	72,50b
0,20-0,30	0,16a	0,37c	13,63c	1,77b	67,33b	83,23c	77,33b
0,30-0,40	0,16a	<0,001d	13,37c	1,46b	68,67b	83,66c	72,67b

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Fonte: Adaptado de Couto et al. (2014).

## 2.2 Fragilidades apresentadas pelas principais regiões vitícolas

Os vinhedos da região da Campanha Gaúcha ocupam áreas com relevo suave ondulado, onde ocorrem predominantemente Argissolos com horizonte superficial profundo e arenoso (STRECK et al., 2008). A textura arenosa da camada superficial, associada à presença de horizonte textural, torna estes solos frágeis à erosão hídrica, mesmo com a topografia mais plana em relação a outras regiões vitícolas do Sul do Brasil. A susceptibilidade dos solos à erosão hídrica, torna necessária a adoção intensiva de práticas conservacionistas, para evitar a degradação dos solos utilizados na produção de uvas. Essa textura arenosa, associada aos baixos teores de MOS e óxidos nos solos de vinhedos desta região, também confere baixa capacidade sortiva ao solo, o que aumenta o risco de transferência de metais por lixiviação e, conseqüentemente, a contaminação de águas subsuperficiais, tornando-as impróprias para o consumo humano.

Na região da Serra Gaúcha, os vinhedos ocupam predominantemente áreas de encostas, onde o relevo varia de ondulado a forte ondulado, com predomínio de solos rasos. Os tipos de solos que predominam nestes vinhedos são Neossolos e Cambissolos, que em geral apresentam horizonte superficial pouco espesso, associado à pedregosidade e afloramentos de rochas na superfície, o que limita o volume de solo passível de ser explorado pelo sistema radicular das videiras e dificulta a mecanização. As limitações de uso agrícola destes solos, além de condicionarem as formas de uso e manejo os tornam frágeis à degradação pela erosão hídrica (STRECK et al., 2008).

Em Santa Catarina, a vitivinicultura com caráter industrial, apresenta maior expressão na região do Vale do Rio do Peixe, apresentando grande similaridade de topografia, solo e clima da região da Serra Gaúcha (PROTAS et al., 2014). A similaridade destas duas regiões produtoras de uvas permite realizar a abordagem de forma conjunta. A textura argilosa e os altos teores de MOS e óxidos destas duas regiões vitícolas, conferem alta capacidade adsorviva de nutrientes e contaminantes, a exemplo do Cu e Zn, promovendo acúmulo nas camadas superficiais quando o solo não é revolvido (BRUNETTO et al., 2014a, 2014b). Isto aumenta o risco de transferência dos elementos por escoamento superficial, tanto de formas solúveis, mas principalmente associados a sedimentos, para os corpos hídricos (CASALI et al., 2008).

As áreas de encosta, como as utilizadas com vinhedos na região da Serra Gaúcha e do Vale do Rio do Peixe, são classificadas em sua maioria como áreas de uso restrito, por apresentar inclinação entre 25° e 45°, possuindo como aptidão agrícola cultivos perenes, a exemplo da fruticultura e reflorestamento. Entretanto, é necessária adoção de práticas conservacionistas de proteção do solo (RAMALHO-FILHO; BEEK, 1995). Áreas com declividade superior a 45% devem ser mantidas com a cobertura vegetal natural, devido ao elevado risco de degradação do solo e contaminação ambiental, conforme determina a legislação brasileira (BRASIL, 2012). O uso de solos com baixa aptidão agrícola é melhor contextualizado por Pellegrini et al. (2015).

Conformações do relevo que possuem faces concavas concentram os fluxos da água que escoam na superfície do solo, ocasionando maiores perdas de sedimentos. Isto pode resultar no decréscimo do horizonte superficial e no transporte de elementos químicos, principalmente em regiões com elevado volume de precipitação, como a Serra Gaúcha e o Vale do Rio do Peixe, que possuem média anual de precipitação próxima de 2.000 mm (PROTAS et al., 2014). A região da Campanha, por sua vez, apresenta topografia mais plana e menor precipitação, cerca de 1.400 mm anuais (IPA, 1989), apresentando menor risco de transferência de sedimentos por escoamento superficial em relação as outras regiões vitícolas. Entretanto, as características físico-químicas dos solos desta região aumentam o risco de transferência por lixiviação e da ocorrência de fitotoxidez.

## 2.3 Riscos de transferências por escoamento superficial e lixiviação

A baixa mobilidade de Cu e Zn no solo, devido à alta afinidade sortiva destes metais a constituintes orgânicos e minerais, favorece o acúmulo na camada superficial dos solos de vinhedos. O acúmulo em superfície ocorre devido à ausência do revolvimento após a implantação dos vinhedos e também pelo maior teor de MOS na camada superficial do solo (BRUNETTO et al., 2014a, 2014b). O acúmulo de metais em superfície, principalmente nos solos da Serra Gaúcha e Vale do Rio do Peixe, que apresentam maior capacidade sortiva, associado ao cultivo em áreas com maior declividade, aumenta significativamente o risco de transferência para ambientes aquáticos, através da água que escoam na superfície. A partir do escoamento da água, pode ocorrer o processo de erosão, transportando elementos químicos na solução escoada para outros ecossistemas, como

observado por El Azzi et al. (2013) em uma região vitivinícola do Sul da França, onde 50 a 75% do Cu antropogênico encontrado no rio estudado era proveniente de solos de vinhedos. Os problemas relacionados à erosão e à transferência de sedimentos a partir de solos agrícolas são descritos por Minella et al. (2015) e Tiecher e Minella (2015).

A transferência de metais através do escoamento superficial pode ocorrer em formas solúveis, pois parte dos metais adicionados se acumulam em formas mais solúveis aumentando o teor na solução do solo (BRUNETTO et al., 2014a). Entretanto, as maiores transferências de Cu e Zn através do escoamento superficial são esperadas em formas particuladas, onde os metais são transportados nos sedimentos em suspensão. Estudos demonstram que o Cu é predominantemente transferido na solução escoada associado a materiais em suspensão, devido a sua alta reatividade com compostos orgânicos, os quais apresentam menor densidade em relação a partículas minerais, o que favorece o transporte (LEBLANC; SCHROEDER, 2008).

Na região da Campanha Gaúcha, a menor declividade das áreas ocupadas com vinhedos, somada ao menor volume de precipitação pluviométrica, indica menor risco de transferência de metais por escoamento superficial. Entretanto, a textura arenosa do horizonte superficial torna estes solos frágeis à erosão, pois apresentam menor resistência à desagregação, que é o processo de quebra e individualização das partículas da massa de solo, que posteriormente podem ser transportadas através do escoamento superficial, levando consigo nutrientes e contaminantes. O revolvimento do solo nas entrelinhas das videiras era uma prática comum para o controle de plantas espontâneas até a década de 1980. No entanto, por resultar na desestruturação do solo e eliminação da vegetação, favorecendo a erosão e, conseqüentemente, a transferência de metais associados aos sedimentos, esta prática deixou de ser utilizada. Uma forma de proteger o solo dos processos erosivos e reduzir a transferência de metais é a manutenção de espécies nativas e/ou introdução de plantas de cobertura de solo nas entrelinhas dos vinhedos, reduzindo assim as perdas de solo e a transferência de metais pesados (DUPLAY et al., 2014; MIOTTO et al., 2014).

Em solos arenosos, como os encontrados nos vinhedos da Campanha Gaúcha, é esperado maior risco de transferência de metais pesados por lixiviação do que em solos argilosos, uma vez que os sítios de adsorção das camadas superficiais podem ser rapidamente saturados. Isso aumenta a concentração destes elemen-

tos na solução do solo e a sua movimentação através do fluxo da água no perfil do solo. A presença de ligantes orgânicos na solução do solo pode favorecer a migração de metais pesados no perfil de solo, pois além de favorecer a dessorção da fase sólida, estes ligantes complexam as espécies químicas livres ( $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ ), reduzindo a proporção destas espécies químicas na solução do solo (WENG et al., 2002). Como os complexos orgânicos solúveis são menos reativos aos coloides do solo em relação às espécies livres, isto contribui para o incremento nos teores de Cu e Zn em profundidade e aumenta o risco de transferência por lixiviação (WENG et al., 2002).

O risco de transferência de Cu e Zn por lixiviação é evidenciado pelo incremento nos seus teores em profundidade em solos da Campanha Gaúcha, como observado por Brunetto et al. (2014a) onde foram evidenciados em um solo cultivado com videiras por 30 anos incrementos nos teores de Cu disponível até a profundidade de 20 cm e de Zn até 10 cm. Já em solos de vinhedos do Meio Oeste de Santa Catarina, Brunetto et al. (2014b) observaram incremento nos teores disponíveis de Cu até a profundidade de 10 cm e de Zn até 5 cm. Neste cenário surge a necessidade de monitoramento dos solos de vinhedos, além da adoção de práticas de manejo conservacionista do solo, para que não ocorram transferências de contaminantes a outros ecossistemas. Além do risco de transferência de Cu e Zn para outros ambientes, o aumento dos teores destes elementos nas camadas superficiais do solo podem ocasionar sintomas de toxidez nas videiras e nas plantas que coabitam os vinhedos, como será relatado nas próximas seções deste capítulo.

### 3 EFEITOS DO COBRE E ZINCO NAS VIDEIRAS E PLANTAS QUE COABITAM OS VINHEDOS

A constatação da presença de concentrações de Cu e Zn muito acima das concentrações naturais em solos sob vinhedos tem levado diversos pesquisadores a estudar a dinâmica destes elementos em vinhedos de tradicionais regiões vitícolas do mundo (BRUNETTO et al., 2014a, 2014b; GIROTTO et al., 2014; KOMÁREK et al. 2008; MIOTTO et al., 2014; TIECHER et al., 2016; TOSELI et al., 2009). Na maioria destas regiões, principalmente em países como França e Itália, os solos são calcários e apresentam alta fertilidade natural. Entretanto, no Brasil, especialmente na região Sul, as videiras são geralmente cultivadas em solos que apresentam baixa a média fertilidade natural e elevada acidez. Isso dificulta a comparação e extrapolação dos resultados obtidos

em outros países para as condições dos solos tradicionalmente utilizados no Brasil no cultivo de videiras. Além disso, o clima mais úmido na região Sul do Brasil, em comparação às tradicionais regiões vitícolas da Europa, requer aplicações muito mais frequentes de fungicidas a base de Cu e, mais recentemente, de Zn, para a prevenção de doenças fúngicas.

A propagação de altas concentrações de Cu e Zn em solos sob vinhedos leva a uma questão ambiental grave devido à natureza não-biodegradável destes elementos e ao seu uso em longo prazo. Para avaliar os riscos ecotoxicológicos que os altos teores de Cu e Zn podem gerar é necessário antes prever a biodisponibilidade de ambos às plantas. Além disso, a acumulação destes elementos pode afetar negativamente os microrganismos do solo em termos de número, atividade e diversidade (MIGUÉNS et al., 2007), podendo causar graves problemas agrícolas e ambientais. Isso é agravado ainda mais porque o Cu e o Zn adicionados em solos de vinhedos são retidos em sua maior parte nas camadas superiores do solo (KOMÁREK et al. 2008, GIROTTO et al., 2014, BRUNETTO et al., 2014a), afetando principalmente a camada com maior atividade microbiana.

Tanto o Cu como o Zn são elementos essenciais para o crescimento e desenvolvimento normal das plantas. O Cu está envolvido em muitos processos fisiológicos e bioquímicos nas plantas, devido a sua capacidade de apresentar múltiplos estados de oxidação *in vivo*, podendo ser encontrado nas formas  $Cu^{2+}$  e  $Cu^+$  (YRUELA, 2005). Esta propriedade redox confere ao Cu o caráter de essencialidade e também contribui para sua inerente toxidez às plantas (YRUELA, 2005). O Cu pode atuar como elemento estrutural em proteínas regulatórias e participa no metabolismo da parede celular e sinalização hormonal. Íons de Cu também atuam como cofatores em muitas enzimas tal como Cu/Zn superóxido dismutase (SOD), citocromo oxidase, amino oxidase, plascianinas e polifenol oxidase (YRUELA, 2005).

O Zn participa de vários processos metabólicos nas plantas, tais como, ativação enzimática, síntese de proteínas e metabolismo de carboidratos, lipídeos e ácidos nucleicos. Este elemento está associado também à regulação da expressão de genes, integridade estrutural do ribossomo e metabolismo de fosfato, além da síntese de enzimas como as desidrogenases, proteinases e peptidases (CHERIF et al., 2011; KABATA-PENDIAS, 2011). Maiores detalhes podem ser encontrados no capítulo 1 desta obra.

Entretanto, quando as concentrações destes elementos no ambiente atingem valores muito altos

podem desencadear sérios problemas de toxidez tanto nas plantas de interesse como naquelas que coabitam o sistema produtivo. Alguns detalhes a este respeito serão discutidos a seguir.

### 3.1 Alterações no sistema radicular de plantas ocasionadas pelos altos teores de cobre e zinco no solo

As plantas possuem mecanismos constitutivos e adaptativos para acumular ou tolerar altas concentrações de elementos potencialmente tóxicos na rizosfera (PAL; RAI, 2010). Uma estratégia comum de tolerância das plantas a estes elementos é evitar a absorção excessiva e o transporte de íons metálicos (KABATA-PENDIAS, 2011). Sabe-se que a exsudação de substâncias quelantes é um mecanismo eficaz na redução da absorção desses íons e, assim, na toxicidade de elementos potencialmente tóxicos (PAL; RAI, 2010). Esta estratégia é de grande importância para as plantas cultivadas em solos com altos teores de Cu e Zn, pois uma vez no interior da planta, o Cu e o Zn, em excesso, podem alterar o equilíbrio fisiológico em locais como os sítios de absorção primária ou nos locais de transporte de nutrientes das raízes (YANG et al., 2011).

Os sintomas de toxidez gerados pelo excesso de Cu e Zn podem variar entre as espécies vegetais. Contudo, geralmente se observa redução no crescimento das raízes com ramificações anormais, espessamento, coloração escura e redução do alongamento, como observado por Ambrosini et al. (2015). A resposta morfogênica induzida pelo estresse gerado por esses metais pode ser mediada por processos moleculares comuns, como o aumento de produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) e alteração do equilíbrio de fitohormônios (POTTERS et al., 2007).

As altas concentrações de Cu e/ou Zn nas plantas são frequentemente apontadas como responsáveis por alterações morfológicas do seu sistema radicular. Quando as plantas se desenvolvem em ambientes com a presença de altos teores de Cu e Zn, que resulta em elevadas concentrações de ambos os elementos nos seus tecidos, geralmente ocorre um efeito sinérgico, sendo observadas alterações mais significativas na morfologia das raízes das plantas desenvolvendo-se nesta condição (BOCHICCHIO et al., 2015; SOFO et al., 2013). O Cu e o Zn absorvidos pelas raízes são translocados lentamente para a parte aérea e, por isso, se acumulam nas raízes onde podem exercer efeitos adversos às plantas (BOCHICCHIO et al., 2015; SOFO et al., 2013).

Dentre as alterações morfológicas, o aumento do diâmetro médio das raízes é frequentemente relatado em plantas cultivadas em solos com excesso de Cu e Zn (AMBROSINI et al., 2015; BOCHICCHIO et al., 2015). Isto pode ser consequência de alterações no desenvolvimento da raiz, como a diferenciação prematura da endoderme e a lignificação dos tecidos corticais, ou consequência da redução do alongamento radicular (ARDUINI et al., 1995). É importante destacar que o espessamento das raízes de plantas cultivadas em solos com altos teores de elementos potencialmente tóxicos é uma estratégia de defesa e, geralmente, ocorre juntamente com o encurtamento das raízes e aumento do número de raízes laterais (POTTERS et al., 2007).

As alterações na morfologia das raízes podem refletir em redução na absorção de nutrientes e água, provocando inibição do crescimento e menor incremento de biomassa de raízes e da parte aérea das plantas (KOPITKE et al., 2009; TOSELLI et al., 2009). Um dos principais sintomas encontrados na morfologia de raízes de plantas cultivadas em solos com elevados teores de elementos potencialmente tóxicos é o encurtamento da região de diferenciação celular (AMBROSINI et al., 2015). Isto pode estar relacionado com as alterações no índice mitótico, reduzindo a frequência de divisão celular no ápice das raízes (JIANG et al., 2001). Além disso, a redução da multiplicação celular na região do meristema primário, no ápice radicular, é compensada pela maior multiplicação de células na região de alongamento distal, com rediferenciação do periciclo e consequente aumento no número de raízes laterais, na tentativa de encontrar um ambiente mais adequado para o desenvolvimento radicular (POTTERS et al., 2007).

Outros sintomas, como a deformação e a plasmólise de células do córtex das raízes e a desintegração das células da epiderme, também já foram relatados em trabalhos com exposição de plantas a altos teores de elementos potencialmente tóxicos (CHEN et al., 2013; JUANG et al., 2014). A plasmólise geralmente é constatada pela coloração marrom das raízes, que apresentam essa cor por causa da oxidação de fenóis liberados de vacúolos das células da epiderme, como efeito dos elementos potencialmente tóxicos ao sistema radicular (AMBROSINI et al., 2015). O acú-

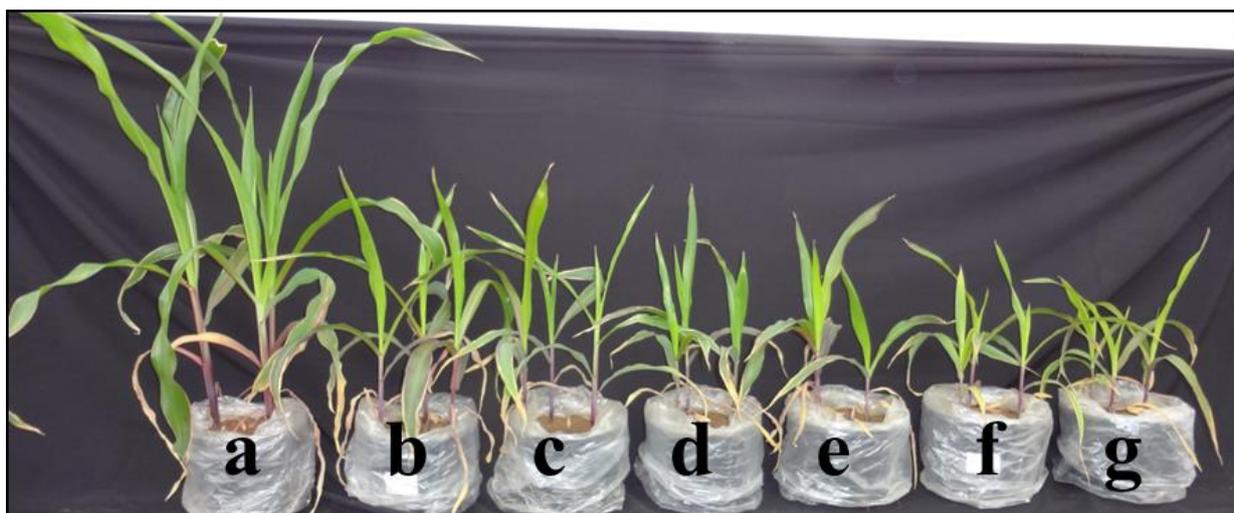
mulo de compostos fenólicos nas raízes é uma estratégia de defesa das plantas, pois podem inibir a formação e auxiliar na eliminação das EROs que são produzidas em condição de estresse (GRAEL et al., 2010), neste caso representado pelas altas concentrações de elementos potencialmente tóxicos (YRUELA, 2009).

### **3.2 Alterações fisiológicas e nutricionais em plantas, ocasionadas pelos altos teores de cobre e zinco no solo**

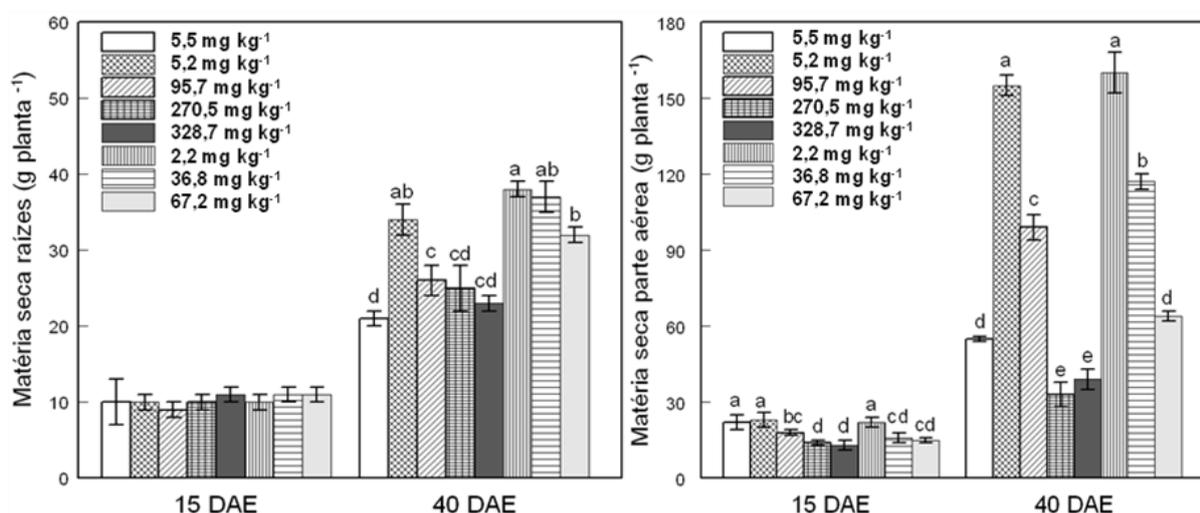
Em plantas cultivadas em solo com altos teores de Cu e Zn, normalmente se observa redução na produção de biomassa e sintomas de clorose na parte aérea, como pode ser observado na Figura 53, em plantas de milho cultivadas em solo de vinhedo oriundo da Região da Campanha Gaúcha, com excesso de Cu disponível e que recebeu a adição de doses de Zn (TIECHER et al., 2016). Os sintomas observados na parte aérea de plantas cultivadas em solos com altos teores de formas disponíveis de Cu e Zn, geralmente ocorrem juntamente com a redução no crescimento das raízes, embora isto seja variável entre as diferentes espécies.

Na Figura 54 são apresentados resultados obtidos por Girotto (2010) para a produção de matéria seca de plantas de aveia preta aos 15 e aos 40 dias após a emergência (DAE). Pode-se observar drástica redução no acúmulo de matéria seca de raízes e parte aérea das plantas cultivadas nos solos com maiores teores de Cu disponível no solo (extraído por EDTA), quando comparado com as plantas cultivadas nos solos sem cultivo de videiras (Cambissolo com 5,2 mg kg<sup>-1</sup> de Cu e Argissolo com 2,2 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, ambos extraídos por EDTA).

Além disso, em algumas espécies vegetais o excesso de Cu pode induzir a redução da concentração de ferro (Fe) na parte aérea, com consequente clorose internerval. Esse efeito foi observado por Michaud et al. (2008), em ensaios com o cultivo de trigo, e por Girotto (2010), em ensaios com o cultivo de aveia preta em solo contaminado com Cu. Isto sugere que os sintomas de clorose nas folhas jovens de plantas cultivadas em solo com excesso de Cu, pode ser oriunda da deficiência induzida de Fe.



**Figura 53.** Plantas de milho aos 35 dias após a emergência, cultivado em Argissolo oriundo de campo nativo (a) e em Argissolo oriundo de um vinhedo da Campanha Gaúcha com  $120 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu disponível com a adição de 0, 30, 60, 90, 180 e  $270 \text{ mg kg}^{-1}$  de Zn, respectivamente (b a g). Imagem: Tadeu Luis Tiecher.



**Figura 54.** Acúmulo de matéria seca (MS) de raízes (a) e parte aérea (b) aos 15 e 40 dias após a emergência (DAE), em plantas de aveia preta cultivadas em solos coletados em vinhedos na Serra e na Campanha Gaúcha. Fonte: Adaptado de Girotto (2010).

A toxicidade também pode ser resultado da forte interação do Cu com os grupamentos sulfidrílicos de enzimas no apoplasto das células, causando inibição na atividade ou alteração na sua estrutura, bem como a substituição de elementos essenciais. Além disso, altas concentrações de Cu também podem causar efeitos sobre o metabolismo do nitrogênio (N). De acordo com Liorens et al. (2000), altos teores de Cu reduzem drasticamente a atividade das enzimas de fixação e assimilação de N (nitrato e nitrito redutases, glutamina sintase e glutamato sintase), principalmente nas raízes, reduzindo os níveis de N total, nitrato e aminoácidos livres (especialmente glutamina e glutamato) em toda a planta. Desta forma, o excesso de Cu altera principalmente a capacidade de assimilar N na forma de nitrato.

Altas concentrações de Zn no solo podem causar danos em raízes, redução na taxa fotossintética e no conteúdo de clorofilas das folhas, como observado por Tiecher et al. (2016) em plantas de milho cultivadas em solo de vinhedo contaminado com Cu e com a adição de altas doses de Zn. Assim como ocorre para o excesso de Cu, elevadas concentrações de Zn inibem o aparato fotossintético e a atividade de várias enzimas, como por exemplo a Rubisco. A redução na taxa fotossintética ocorre devido a inibição do fotossistema II, como observado por Quartacci et al. (2000), o que seria ocasionado pelo deslocamento do Mg por Zn neste fotossistema.

O excesso de Zn também pode induzir a formação de EROs, que causam danos em moléculas orgânicas. Embora o Zn não apresente reações de oxirre-

dução, sua presença gera estresse oxidativo através de mecanismos ainda não claramente compreendidos. O Zn, em altas concentrações no tecido vegetal, pode causar inibição enzimática, entretanto, também pode incrementar significativamente a atividade de outras enzimas, dentre as quais estão a superóxido dismutase, peroxidases e catalases, o que seria um mecanismo de defesa contra o estresse oxidativo.

Os sintomas de toxidez causados pelo excesso de Cu e Zn são expressos devido a uma gama de interações que ocorrem em nível molecular e celular nas plantas. O excesso de Cu e Zn pode causar inibição da atividade enzimática pela alteração estrutural de enzimas, com a ligação desses elementos a sítios ativos específicos, ou pela deficiência induzida de outros elementos necessários à ativação enzimática. Além disso, ambos os metais podem estimular a formação de EROs, tais como o ânion superóxido ( $O_2^{\bullet-}$ ), o oxigênio singlete ( $^1O_2$ ), o peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) e o radical hidroxil ( $OH^{\bullet}$ ), que são considerados os principais agentes causadores de injúria nos tecidos após a exposição de plantas a elevadas concentrações de elementos potencialmente tóxicos.

Nos estudos desenvolvidos por Girotto et al. (2014), Miotto et al. (2014) e Tiecher et al. (2016) com o cultivo de plantas anuais e perenes em solos com altos teores de Cu e Zn, foi observado acúmulo destes elementos predominantemente nas raízes das plantas. A translocação do Zn e, especialmente, do Cu acumulado nas raízes, para a parte aérea foi considerada pequena. Este aumento na concentração de metais nas células das raízes das plantas deve-se principalmente a produção intracelular de substâncias quelantes, como ácidos orgânicos e fitoquelatinas. Os metais são ligados a quelantes no citosol e, posteriormente, o quelato é sequestrado no vacúolo, através do processo conhecido como compartimentalização (SOUZA et al., 2011), o que contribui para a diminuição dos danos aos processos metabólicos. Nesse sentido, como ressaltado em outros estudos, a concentração de Cu nas raízes pode ser um indicador sensível ao acúmulo de Cu no solo (BRUN et al. 2001; CHAIGNON et al., 2003; McBRIDE, 2001).

Em função da dificuldade de remover por fitorremediação elementos potencialmente tóxicos de solos contaminados, foi testado recentemente uma série de substâncias inorgânicas, tais como calcário, fertilizantes fosfatados e biossólidos alcalinos com o intuito de promover a imobilização destes elementos no solo (BOLAN et al., 2003). Nesse sentido, estudos indicam que a adição de fosfatos (BOLAN et al., 2003; LI et al., 2008; SPARROW; SALARDINI, 1997)

e calcário (AMBROSINI et al., 2015) podem efetivamente reduzir a fitotoxicidade de elementos potencialmente tóxicos. Isso porque a adição de calcário pode aumentar o número de cargas negativas no solo, promovendo a adsorção de cátions como o Cu e o Zn, nas camadas superficiais do solo (AMBROSINI et al., 2015) e a precipitação de metais em compostos fosfatados (BOLAN et al., 2003; SPARROW; SALARDINI, 1997). Assim, a adição de corretivo da acidez do solo, fosfatos e compostos orgânicos podem ser estratégias empregadas para amenizar os efeitos fitotóxicos do excesso de Cu e Zn em solos de vinhedos com excesso destes metais.

Nas condições dos solos cultivados com vinhedos na região da Serra e da Campanha Gaúcha e no Vale do Rio do Peixe em SC, onde já se observa acúmulo de Cu e onde o acúmulo ainda é incipiente, o melhor meio para evitar os problemas decorrentes da alta concentração de Cu no solo é diminuir a quantidade desse elemento adicionada anualmente, o que requer cuidados com as dosagens, número de aplicações por safra, concentração de Cu na calda e substituição da calda bordalesa por outros insumos menos contaminantes. Em adição, novos estudos são necessários para estabelecer faixas de toxidez de acordo com as características físico-químicas dos solos, e das espécies de plantas. Isso vai de acordo com o observado no estudo realizado por Girotto (2010), que verificou grande redução no crescimento das plantas cultivadas em Argissolos coletados em vinhedos da Campanha Gaúcha, que apresentavam teores 2,7 vezes menores que os 200 mg Cu kg<sup>-1</sup> de solo, estabelecido como limiar de toxidez (CONAMA, 2009). Com isso, pode-se inferir que o valor estabelecido por essa normativa não é adequado para solos arenosos, como é o caso dos solos de vinhedos da região da Campanha Gaúcha.

Com o auxílio da análise de componentes principais (ACP) Girotto et al. (2014) observaram efeitos semelhantes entre as plantas cultivadas em solos com teores de Cu disponível no solo (extraído por EDTA) variando entre 67,2 a 270,5 mg Cu kg<sup>-1</sup>. Isso ocorre porque a biodisponibilidade, toxicidade e mobilidade do Cu e também do Zn no solo são grandemente influenciadas pela sua cinética de distribuição entre a solução e a fase sólida do solo, e pela variação na quantidade dos componentes da fase sólida (HAN et al., 2001). Nesse sentido, observa-se a necessidade de se considerar as características do solo como a CTC, teor de argila e MOS, para avaliar o nível de contaminação de cada solo.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O incremento nos teores de Cu e Zn tem sido diagnosticado nos últimos anos em solos de vinhedos na região Sul do Brasil, especialmente, naqueles do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Estes dois metais pesados são derivados, em especial, do grande número de aplicações de fungicidas foliares realizados a cada ciclo da cultura, para o controle preventivo de doenças em videiras em produção. Como foram discutidas ao longo do texto, estas aplicações se fazem necessárias em virtude do clima subtropical, predominante na região Sul do Brasil, que propicia elevados volumes de precipitações pluviométricas ao longo de todo o ano e ao grande número de doenças que podem se instalar em um vinhedo. Por isso, estes fungicidas devem ser usados criteriosamente seguindo as recomendações técnicas oficiais para a cultura.

O acúmulo de Cu e Zn em solos de vinhedos tem aumentado as suas frações mais lábeis, de maior disponibilidade as plantas, o que podem potencializar a toxidez às videiras, especialmente àquelas plantas jovens, transplantadas para solos de vinhedos antigos erradicados. Esse acúmulo pode prejudicar também as espécies de plantas de cobertura do solo que coabitam os vinhedos, o que também não é desejável. As frações mais lábeis também podem ser mais facilmente transferidas no perfil dos solos, especialmente naqueles arenosos, que é o caso dos solos de vinhedos da região da Campanha Gaúcha, potencializando a contaminação de águas subsuperficiais. Além disso, podem ser transferidas por escoamento na superfície do solo, como nos vinhedos da Região da Serra Gaúcha ou mesmo das regiões vitícolas de Santa Catarina, contaminando águas superficiais adjacentes aos vinhedos.

Parte do Cu adicionado em solos de vinhedos pode ser complexado pela matéria orgânica do solo. Por isso, manejos que visem a manutenção de compostos orgânicos no solo são fundamentais, pois estes compostos, se mineralizados, potencializarão a disponibilidade deste metal pesado e, por consequência, a toxidez às plantas e a transferência para outros ambientes. Já o Zn normalmente é acumulado na fração mineral do solo, o que minimiza a toxidez às plantas e consequentemente as suas perdas. Porém, as frações orgânicas e minerais do solo possuem uma capacidade máxima de adsorção destes metais. Por isso ao longo dos anos é necessário diminuir o aporte de Cu e Zn em vinhedos.

Assim, surge a necessidade de pesquisas de novas práticas de controle de doenças foliares. Além

disso, naqueles solos de vinhedos que já possuem altos teores de Cu e Zn, torna-se necessária a adoção de estratégias de mitigação, com o intuito de minimizar o potencial de toxidez destes elementos às plantas, bem como suas transferências para os ambientes aquáticos.

## REFERÊNCIAS

- AMBROSINI, V. G. et al. Reduction of copper phytotoxicity by liming: A study of the root anatomy of young vines (*Vitis labrusca* L.). **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 96, p. 270–280, 2015.
- ARDUINI, I.; GODBOLD, D. L.; ONNIS, A. Influence of copper on root growth and morphology of *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Ait. seedlings. **Tree Physiology**, v. 15, p. 411–415, 1995.
- BOCHICCHIO, R. et al. Root architecture and morphometric analysis of *Arabidopsis thaliana* grown in Cd/Cu/Zn-gradient agar dishes: A new screening technique for studying plant response to metals. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 91, p. 20–27, 2015.
- BOLAN, N. S. et al. Distribution and bioavailability of copper in a farm. **Science of the Total Environment**, v. 309, p. 225–236, 2003.
- BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. **Colloid Interface Science**, v. 277, p. 1–18, 2004.
- BRASIL. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Delegacia Federal da Agricultura de Santa Catarina. **Cadastro vitícola do Vale do Rio do Peixe**. Florianópolis: DAS: Epagri, 2001. 310 p.
- BRASIL. Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012. **Código Florestal Brasileiro**. Publicado no Diário Oficial da União em 25/05/2012. Disponível em: <[http://www.in.gov.br/mp\\_leis/leis\\_texto.asp?ld=LEI%209887](http://www.in.gov.br/mp_leis/leis_texto.asp?ld=LEI%209887)>. Acessado em 23 de setembro de 2015.
- BRUN, L. A. et al. Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. **Environmental Pollution**, v. 111, p. 293–302, 2001.
- BRUNETTO, G. et al. Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 60, p. 609–624, 2014a.
- BRUNETTO, G. et al. Frações de cobre e zinco em solos de vinhedos no Meio Oeste de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, p.805–810, 2014b.
- CASALI, C. A. et al. Formas e dessorção de cobre em solos cultivados com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1479–1487, 2008.
- CHAIGNON, V. et al. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. **Environmental Pollution**, v. 123, p. 229–238, 2003.
- CHEN, P. Y. et al. Effects of calcium on rhizotoxicity and the accumulation and translocation of copper by grapevines. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 73, p. 375–382, 2013.
- CHERIF, J. et al. Interactions of zinc and cadmium toxicity in their effects on growth and in antioxidative systems in tomato plants (*Solanum lycopersicum*). **Journal Environmental Science**, v. 23(5), p. 837–844, 2011.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro e 2009**. <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620/>. Acessado em 20 de janeiro de 2010.

- COUTO, R. R. et al. Accumulation of copper and zinc fractions in vineyard soil in the mid-western region of Santa Catarina, Brazil. **Environmental Earth Science**, v. 44, p. 162–169, 2014.
- DUPLAY, J. et al. Copper, zinc, lead and cadmium bioavailability and retention in vineyard soils (Rouffach, France): The impact of cultural practices. **Geoderma**, v. 231, p. 318–328, 2014.
- EL AZZI, D. et al. Origin and fate of copper in a small Mediterranean vineyard catchment: New insights from combined chemical extraction and  $\delta^{65}\text{Cu}$  isotopic composition. **Science of the Total Environment**, v. 464, p. 91–101, 2013.
- GIROTTI, E. et al. Copper availability assessment of Cu-contaminated vineyard soils using black oat cultivation and chemical extractants. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 9051–9063, 2014.
- GIROTTI, E. **Alterações fisiológicas e bioquímicas em plantas cultivadas em solos com acúmulo de cobre e zinco**. Santa Maria: UFSM, 2010. 147p. Tese Doutorado.
- GRAEL, C. F. F. et al. In vitro study of antioxidant and scavenger properties of phenolic compounds from *Lychnophora* species. **Química Nova**, v. 33, p. 867–870, 2010.
- HAN, F. X. et al. Accumulation, distribution and toxicity of copper in soils of catfish pond receiving periodic copper sulfate applications. **Journal Environmental of Quality**, v. 30, p. 912–919, 2001.
- IPA - Instituto de Pesquisas Agronômicas. **Atlas Agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 1989. Disponível em: <<http://www.cpact.embrapa.br/agromet/tab/tabela19>>. Acessado em 22 de setembro de 2015.
- JIANG, W.; LIU, D.; LIU, X. Effects of copper on root growth, cell division, and nucleolus of *Zea mays*. **Biologia Plantarum**, v. 44, p. 105–109, 2001.
- JUANG, K. W. et al. Influence of magnesium on copper phytotoxicity to and accumulation and translocation in grapevines. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 104, p. 36–42, 2014.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2011.
- KOMÁREK, M. et al. Copper contamination of vineyard soils from small wine producers: a case study from the Czech Republic. **Geoderma**, v. 147, p. 16–22, 2008.
- KOPITKE, P. M. et al. Toxic effects of  $\text{Cu}^{2+}$  on growth, nutrition, root morphology, and distribution of Cu in roots of Sabi grass. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 4616–4621, 2009.
- LEBLANC, L. A.; SCHROEDER, R. A. Transport and distribution of trace elements and other selected inorganic constituents by suspended particulates in the Salton Sea Basin, California, 2001. **Hydrobiologia**, v. 604, p. 123–135, 2008.
- LI, P. et al. Effects of several amendments on rice growth and uptake of copper and cadmium from a contaminated soil. **Journal of Environmental Science**, v. 20, p. 449–455, 2008.
- LIORENS, N. et al. Effects of copper exposure upon nitrogen metabolism in tissue cultured *Vitis vinifera*. **Plant Science**, v. 160, p. 159–163, 2000.
- McBRIDE, M. B. Cupric ion activity in peat soil as a toxicity indicator for maize. **Journal Environmental of Quality**, v. 30, p. 78–84, 2001.
- MELLO, L. M. R.; MACHADO, C. A. E. **Cadastro Vitícola do Rio Grande do Sul: 2008/2012**. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 1 CD-ROM.
- MICHAUD, A. M.; CHAPPELLAZ, C.; HINSINGER, P. Copper phytotoxicity affects root elongation and iron nutrition in durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.). **Plant and Soil**, v. 310, p. 151–165, 2008.
- MIGUÉNS, T. et al. Biochemical properties of vineyard soils in Galicia, Spain. **Science of the Total Environment**, v. 378, p. 218–222, 2007.
- MINELLA, J. P. G. et al. Dinâmica da erosão na escala de bacia hidrográfica: Uma experiência de pesquisa no Estado do Rio Grande do Sul. In: Tiecher, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen, Brasil: URI – Frederico Westphalen, 2015. v. 152 p. 69–121.
- MIOTTO, A. et al. Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. **Plant and Soil**, v. 374, p. 593–610, 2014.
- PAL, R.; RAI, J. P. N. Phytochelatin: peptides involved in heavy metal detoxification. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 160, p. 945–963, 2010.
- PIETRZAK, U.; MC PHAIL, D. C. Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. **Geoderma**, v. 122, p. 151–166, 2004.
- POTTERS, G. et al. Stress-induced morphogenic responses: growing out of trouble? **Trends Plant Science**, v. 12, p. 98–105, 2007.
- PROTAS, J. F. S.; CAMARGO, U. A. **Vitivinicultura brasileira: panorama setorial de 2010**. Brasília, DF: SEBRAE; Bento Gonçalves: IBRAVIN: Embrapa Uva e Vinho, 2011. 110 p.
- PROTAS, J. F. S.; CAMARGO, U. A.; MELO, L. M. R. **A vitivinicultura brasileira: realidade e perspectivas**. Bento Gonçalves, 2014. Disponível em: <<http://www.cnpuv.embrapa.br/publica/artigos/vitivinicultur>>. Acessado em 25 de setembro de 2015.
- QUARTACCI, M. F. et al. Growth in excess copper induces changes in the lipid composition and fluidity of PSII-enriched membranes in wheat. **Physiology Plant**, v. 108, p. 87–93, 2000.
- RAMALHO-FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1995. 65 p.
- RHEINHEIMER, D. S.; CONTE, E.; ANGHINONI, I. Formas de acumulação de fósforo pela aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 893–900, 2003.
- SOFO, A. et al. Correlation between hormonal homeostasis and morphogenic responses in *Arabidopsis thaliana* seedlings growing in a Cd/Cu/Zn multi-pollution context. **Physiology Plant**, v. 149, p. 287–298, 2013.
- SÔNIGO, O. R.; GARRIDO, L. R.; GRIGOLETTI JÚNIOR, A. **Principais doenças fúngicas da videira no sul do Brasil**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2005.
- SOUZA, E. P.; SILVA, I. F.; FERREIRA, L. E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 17, p. 167–173, 2011.
- SPARROW, L. A.; SALARDINI, A. A. Effects of residues of lime and phosphorus fertilizer on cadmium uptake and yield of potatoes and carrots. **Journal of Plant Nutrition**, v. 20, p. 1333–49, 1997.
- STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RSASCAR, 2008. 222 p.
- TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G. Erosão do solo: um problema mundial agravando-se num contexto de “agricultura conservacionista” no Sul do Brasil. In: Tiecher, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen, Brasil: URI – Frederico Westphalen, 2015. v. 152 p. 122–152.
- TIECHER, T. L. et al. The potential of *Zea mays* L. in remediating copper and zinc contaminated soils for grapevine production. **Geoderma**, v. 262, p. 52–61, 2016.

- TOSELLI, M. et al. The accumulation of copper in soils of the Italian region Emilia-Romagna. **Plant, Soil and Environment**, v. 55, p. 74–79, 2009.
- WENG, L. et al. Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 4804–4810, 2002.
- YANG, Y. et al. Growth and physiological responses of grape (*Vitis vinifera* ‘‘Combier’’) to excess zinc. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 33, p. 1483–1491, 2011.
- YRUELA, I. Copper in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 171, p. 145–156, 2005.
- YRUELA, I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. **Functional Plant Biology**, v. 36, p. 409–430, 2009.

# Manejo do solo e da água em uma bacia hidrográfica com bovinocultura de leite intensiva no Norte do RS

Daniela Batista dos Santos<sup>1</sup>, Fábio Busnello<sup>2</sup>, Jucelaine Vanin<sup>3</sup>, Luana Dalacorte<sup>3</sup>, Jackson Korchagin<sup>3</sup>, Claudia Petry<sup>4</sup> & Edson Campanhola Bortoluzzi<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Engenheira Agrônoma, Mestra em Produção Vegetal, Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), *Câmpus* Vacaria, Rua Engenheiro João Viterbo de Oliveira, 3061, Zona Rural, Vacaria, CEP 95200-000, RS, Brasil. E-mail: daniela.santos@vacaria.ifrs.edu.br

<sup>2</sup> Professor da Universidade Comunitária da Região de Chapecó (UNOCHAPECÓ), Avenida Senador Attilio Francisco Xavier Fontana, Efapi, Chapecó, CEP 89809-000, SC, Brasil. E-mail: fbusnello@yahoo.com.br

<sup>3</sup> Laboratório de Uso e Manejo do Território e de Recursos Naturais da Universidade de Passo Fundo (UPF). E-mails: juelainev@gmail.com; luanadalacorte@hotmail.com; jack\_korch@hotmail.com; edsonb@upf.br

<sup>4</sup> Núcleo de Estudos em Agroecologia (NEA) e Programa de Pós-Graduação em Agronomia (PPGAgro) da UPF. E-mails: nea\_agroecologia@upf.br; petry@upf.br.

## INTRODUÇÃO

De acordo com o Censo Agropecuário realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2006), a maioria dos produtos agrícolas é originária de pequenas propriedades rurais com áreas inferiores a 80 ha, cuja mão de obra é essencialmente familiar, denominadas de propriedades familiares. Trata-se, então, de uma organização do território importante para produção de alimentos e merecedora de pesquisas e políticas públicas adaptadas.

Antes de tudo, a agricultura familiar se constitui numa forma de preservar a família rural e seus costumes e mitigar os problemas sociais relacionados ao êxodo rural. Entretanto, com as modificações da sociedade brasileira vivenciadas nas últimas décadas, em que, inegavelmente, atingiram o meio rural e principalmente as pequenas propriedades familiares, com a diminuição do número de membros da família, a baixa qualificação profissional dos jovens, além da própria conjuntura das pequenas propriedades, como a reduzida área para cultivo, o aumento das pressões antrópicas sobre áreas frágeis e declivosas (ALBUQUERQUE et al., 2011) e com baixa aptidão agrícola, baixo capital de investimento ou investimentos feitos com pouco ou nenhum critério técnico (NERO et al., 2009), deixam incertezas e inúmeros questionamentos quanto ao futuro dessas propriedades e suas famílias.

Na incessante busca pela viabilização econômica verifica-se que, tradicionalmente, há uma diversificação das atividades agropecuárias dentro da pe-

quena propriedade rural (TINOCO, 2006). Na região Norte do RS, as pequenas propriedades estabeleceram sistemas de produção mistos ou de integração entre as atividades agrícola e pecuária, sobretudo a leiteira. Esse sistema de integração lavoura-pecuária pode auxiliar a maximizar a renda por área utilizada, já que alterna, na mesma área, o cultivo de pastagens anuais ou perenes, destinadas à alimentação animal, e culturas destinadas à produção vegetal, sobretudo grãos.

A adoção de sistemas mistos agrega também incógnitas de ordem agrônoma do consórcio de atividades diferentes na mesma área, bem como questões relacionadas à qualidade dos recursos naturais (solo e água) e dos produtos oriundos dessas atividades, principalmente o leite. Nesse sistema de produção agrícola, a qualidade de solo é frequentemente negligenciada, bem como é comum ignorar os limites da função do solo na produção vegetal e a consequência na qualidade da água. Num contexto de bacia hidrográfica, as alterações provocadas quando se utiliza inadequadamente um sistema misto de produção (leite/grãos) se propagam em cadeia, tendo reflexos em muitos compartimentos ambientais, tais como solo e água.

A execução desses projetos em bacia leiteira, aqui apresentados, visou quantificar os impactos do uso e manejo do solo e água a fim de traçar estratégias de desenvolvimento sustentáveis dentro dos sistemas de produção agrícola em pequenas propriedades familiares. Acerca dos fatores de estrangulamento no sistema de produção, algumas questões foram norteadoras das ações de pesquisa, entre elas: (i)

seria um ponto de estrangulamento agroambiental o fato de haver restrição em área nas pequenas propriedades familiares na utilização do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária leiteira? (ii) o planejamento inadequado de uso e manejo do solo nas pequenas propriedades rurais em regiões com fragilidade ecológica seria o responsável pelos estrangulamentos agroambientais? (iii) a diversidade de sistemas de produção denotaria uma carência de especialização nas atividades realizadas em pequenas propriedades rurais? (iv) cultivar produtos necessários à subsistência ou até mesmo matérias-primas para outras atividades internas, ou agregar valores aos produtos comercializados (nutracêuticos, agroindústrias familiares...) ao invés de captar produtos no mercado externo não seria uma alternativa para permanência no meio rural?

Nesse contexto, o presente capítulo aborda os principais resultados de estudos de caso em pequenas propriedades rurais, cujas questões organizacionais, de qualidade do solo e de água serão abordadas num contexto geográfico de bacia hidrográfica. Acredita-se que os resultados a serem apresentados possam ser extrapolados para outras bacias hidrográficas de semelhante configuração no território brasileiro.

## 1 SISTEMA INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA LEITEIRA

Nos últimos anos, os sistemas de integração entre lavoura e pecuária tiveram um crescente incentivo por parte das empresas brasileiras de pesquisa e extensão. No entanto, o conceito tecnológico da integração lavoura, pecuária e floresta é tão antigo quanto a domesticação dos animais e das plantas, sendo praticado em vários países com distintas combinações de atividades (CARVALHO et al., 2005).

Rösener (1997) cita a existência do costume destas três funções na Europa do Norte desde a idade média. Este arquétipo das paisagens europeias corresponde à trilogia agrária: espaço regularmente cultivado (*AGER*), espaços de percurso das tropas de animais, sejam planícies, pradarias e clareiras (*SALTUS*) e a floresta (*SILVA*) (BERQUE, 1995), sendo estes três espaços complementares, mas com limites flutuantes e se superpondo muitas vezes. Esta utilização do espaço rural à europeia, - a trilogia agrária - é quase espontânea em toda a região sul brasileira (PETRY, 2003). Como já afirmaram Weimer (1987), Rambo (1994) e outros autores, o aspecto típico de uma propriedade no sul brasileiro é fundado na policultura de propriedades privadas com estas três

funções. Weimer (1987) encontrou nas antigas colônias alemãs as três partes assim distribuídas: floresta (10-30% da superfície); terras cultivadas (75-90%); e pastagens ('potreiros' com 10 a 25%, sempre limitados por matas). Este conjunto de terras agricultáveis e pradarias apresentam características constantes, sendo divididas em peças retangulares, cada uma com cultura específica. No conjunto, a paisagem lembra o aspecto de um *patchwork* (colcha de retalhos) com numerosas nuances de verde: "A colônia consistiu numa ocupação do espaço e uma organização social da comunidade rural segundo o mundo europeu, adotando técnicas agrícolas brasileiras" (LE BORGNE-DAVID, 1998, p. 26) se apresentando como um sistema campesino à europeia. Esta paisagem diversificada encanta os olhos ao se cruzar as zonas coloniais sulinas, é o efeito colcha de retalhos, que contrasta com a monotonia visual (lençóis) dos latifúndios (PETRY, 2003), e nos lembra a mais importante função social da terra das pequenas propriedades em relação às grandes (RIBEIRO, 1996).

Esse sistema consiste na integração de atividades produtoras de fibra, carne, leite, madeira e/ou agroenergia, desde que sejam implantadas na mesma área, em manejo de sucessão, consórcio ou em rotação. No contexto de pequenas propriedades rurais, a integração lavoura-pecuária é uma alternativa de diversificação (FONTANELI et al., 2000) podendo ser um sistema autônomo, econômico e que valoriza e respeita os recursos naturais. Algumas das vantagens que esse sistema proporciona aos produtores é a obtenção de maior renda por área e, por conseguinte, menor risco econômico e menor custo de produção (AMBROSI et al., 2001; LOPES et al., 2009).

A integração lavoura-pecuária leiteira tem sido desenvolvida em propriedades rurais que não dispõem de extensas áreas agrícolas, como é o caso das pequenas propriedades rurais (BALBINOT JR. et al., 2009). Tal sistema se baseia na alternância, na mesma área, de cultivo de pastagens anuais ou perenes, destinados à alimentação animal, e culturas destinadas à produção vegetal, sobretudo grãos. No Sul do Brasil, a integração lavoura-pecuária leiteira tem sido desenvolvida com base no cultivo de aveia e azevém, que por serem espécies forrageiras, servem de alimento aos animais no período invernal, e no cultivo de espécies visando à produção de grãos no verão, sendo que algumas culturas são utilizadas para a fabricação de silagem.

Vale destacar a pujança da bovinocultura leiteira no Estado do Rio Grande do Sul e no Brasil. De acordo com o Censo Agropecuário realizado pelo IBGE no ano de 2009, o Brasil possui o 2º maior rebanho de

bovinos (destinados à produção de carne e de leite) do mundo, ficando atrás apenas da Índia. A produção brasileira de leite é de 29,1 bilhões de litros (IBGE, 2009a), sendo que o Rio Grande do Sul é o segundo maior estado produtor de leite, contribuindo com 11,7% do total da produção nacional. No Brasil, o número de vacas ordenhadas é de 22,4 milhões de cabeças, com produtividade de 1.297 litros de leite/vaca/ano, média de 3,55 litros de leite/vaca/dia (IBGE, 2009a). A produtividade média de litros de leite/vaca/dia no Estado do Rio Grande do Sul é de 6,34 (IBGE, 2009a). Embora a atividade leiteira apresente-se em ascensão, a produção média de leite está aquém do potencial esperado (EMBRAPA, 2007). Assim, torna-se necessário especializar e tecnificar os estabelecimentos rurais produtores de leite. Dentre os agravantes e o que explicaria a baixa média anual em litros de leite/vaca é a sazonalidade temporal de oferta de forragens aos animais (NORO et al., 2006). No norte do Estado, é comum que o pico da produção de leite se dê nos meses de julho a setembro, visto que nessa estação de cultivo as culturas semeadas são destinadas à alimentação animal. Já no verão, ocorre principalmente o plantio de culturas destinadas à colheita de grãos em detrimento as culturas destinadas à alimentação animal. Assim, a falta de cultivos destinados à alimentação animal, bem como a ausência de processos que sirvam para futuras reservas alimentares nos períodos ditos vazios outonais e primaverais, como ensilagem, se torna um ponto de estrangulamento da produção leiteira (BITTENCOURT et al., 2000). Ainda, tal manejo configura um conflito de uso do território, mesmo que essas propriedades sejam ditas como praticantes de integração lavoura-pecuária leiteira (ILP).

Vale ressaltar que o sistema ILP não é apenas alternar o uso das áreas com diferentes produções. Algumas premissas devem ser atendidas para que se obtenha êxito. Balbinot Jr. et al. (2009) elencaram algumas dessas premissas, das quais destacam-se: uso do sistema plantio direto, rotação de culturas, genótipos de animais e vegetais melhorados, correção da acidez e fertilidade do solo e, principalmente, manejo adequado da pastagem. Sendo que, no que diz respeito ao manejo da pastagem, o método de pastejo, lotação animal empregada e manutenção de altura correta da pastagem têm potencial para definir o sucesso da atividade, pois apresenta efeitos diretos e indiretos sobre a quantidade de forragem e de nutrientes que serão ciclados no sistema solo-planta-animal.

Entre os métodos de pastejo, a lotação rotacionada, apesar de se caracterizar por elevadas densida-

des instantâneas de animais por unidade de área, apresenta maior controle do pastejo quando comparada ao método de pastejo em lotação contínua, no qual os animais têm distribuição aleatória em toda a área. Com relação à lotação animal e a manutenção da altura de pastagem, acontece que, muitas vezes, em virtude da pouca área a ser explorada nas propriedades e da falta de planejamento forrageiro para o vazio alimentar de outono, o pastejo dos animais, normalmente em lotação contínua, é iniciado quando ainda há baixa disponibilidade de forragens na área. Nessas situações, Baggio et al. (2009) constataram que os animais tendem a intensificar o processo de busca e apreensão da forragem, realizando maior descolamento na área, sendo que quanto maior o deslocamento dos animais menor a massa de lâmina foliar residual, pois essa é prejudicada pelo pisoteio. Também, ao antecipar a entrada dos animais nas pastagens anuais de inverno, trabalha-se com carga animal acima da capacidade de suporte da pastagem, conseqüentemente o resíduo deixado para a cultura subsequente vai ser insuficiente para assegurar um bom manejo para a semeadura direta (NICOLOSO et al., 2006; ASSMANN et al., 2008).

O desafio do sistema integração lavoura-pecuária leiteira é encontrar uma oferta de biomassa de forragem que promova um bom desempenho animal ao mesmo tempo em que permita a sobra de biomassa sobre o solo de modo a criar um ambiente para um adequado rendimento de grãos na cultura subsequente. Ressaltando que, a cultura subsequente deve ser capaz de produzir grandes quantidades de fitomassa e deve servir para o processo de ensilagem, prevendo o próximo vazio primaverais. Com o passar do tempo, esse manejo inadequado irá ter reflexos tanto no rendimento zootécnico quanto agrícola. Santos et al. (2013) observaram que ao agrupar pequenas propriedades praticantes de ILP leiteira em função do uso do solo, as propriedades que no verão destinavam suas áreas ao cultivo de grãos em detrimento do pastejo animal produziram leite com 6,3% e 5,4% menos gordura e proteína, respectivamente, no período de verão em comparação com o período de inverno. Assim, um planejamento adequado do uso do solo nas pequenas propriedades manejadas sob ILP é fundamental para não haver consequências em termos agrônomicos sobre os produtos oriundos desse sistema. Para o francês André Voisin, criador do pastoreio racional, a pastagem é o encontro do animal com a planta. É preciso potencializar os benefícios desse encontro. O emprego do pastoreio racional Voisin é uma alternativa viável dentro de uma ótica sustentável e agroecológica por prever

que: a) entre dois cortes sucessivos a pastagem deve ter tempo de repouso suficiente; b) o tempo de pastoreio deve ser suficientemente curto para a erva não ser forrageada duas vezes; c) animais mais exigentes devem forragear a melhor erva em quantidade elevada; e d) um animal não deve permanecer mais que três dias para garantir a performance dele e da pastagem (POUSSET, 2012). Assim, um planejamento adequado do uso do solo nas pequenas propriedades manejadas sob ILP é fundamental para não haver consequências em termos agrônômicos sobre os produtos oriundos desse sistema.

Contudo, diversos fatores de cunho agrônômico e ambiental devem ser considerados, principalmente, em escala de bacia hidrográfica. Nesse sentido, o projeto de pesquisa, intitulado “Manejo sustentável de solo em bacia hidrográfica com exploração leiteira na região da Produção do Rio Grande do Sul” foi desenvolvido pelo Laboratório de Uso e Manejo do Território e de Recursos Naturais da Universidade de Passo Fundo, com apoio financeiro do Edital Procoredes VI – Processo FAPERGS nº: 0905280. Dentre os 23 municípios que compõem o COREDE Produção, e tendo como fonte os dados do IBGE (2009b), procurou-se um município que atendesse às seguintes características: (i) importância da atividade leiteira do município; (ii) presença de bacias hidrográficas de primeira ordem; (iii) matriz produtiva baseada em pequenas propriedades rurais de agricultura familiar diversificadas com características de integração lavoura-pecuária leiteira, e (iv) presença de áreas de preservação permanente.

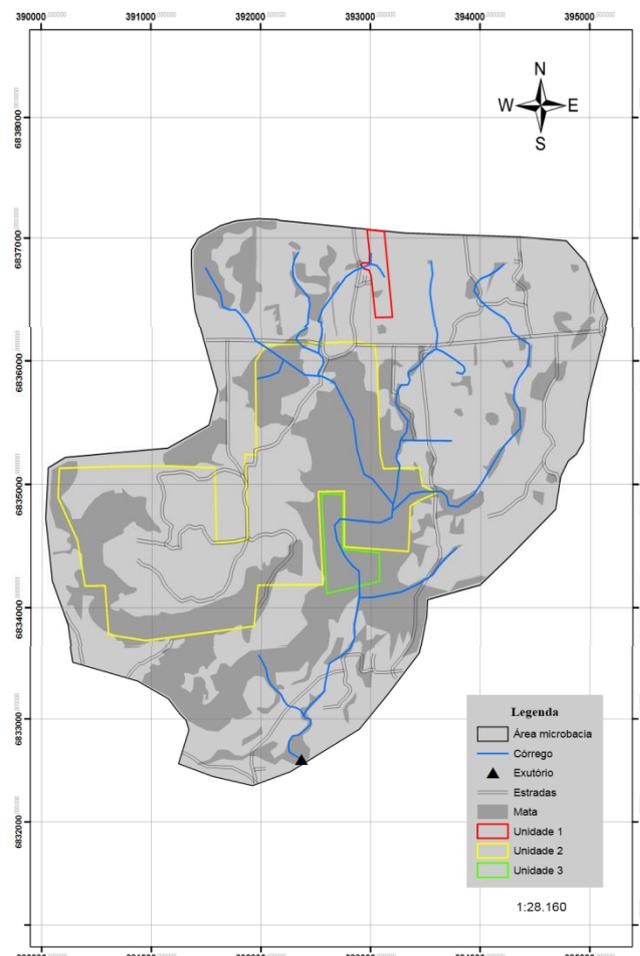
## 2 ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DE VILA MARIA

### 2.1 Uso do território nas pequenas propriedades rurais com exploração leiteira

O presente estudo foi desenvolvido em uma bacia hidrográfica (BH) do município de Vila Maria - Rio Grande do Sul. A BH é tributária do Rio Guaporé, Bacia dos Rios Taquari – Antas, que por sua vez pertence à BH do Guaíba (FINAMORE, 2010). O clima da região é do tipo subtropical úmido (Cfa), segundo a classificação de Köppen, com precipitação média de aproximadamente 1.400 mm ano<sup>-1</sup>.

A BH estudada perfaz uma área de aproximadamente 1.150 ha, sendo cerca de 450 ha de mata nativa, conforme ilustra Figura 55. Por meio de uma enquête aplicada em visita às propriedades rurais foi possível diagnosticar o uso do território na BH de Vila Maria. Nela, estão instaladas 39 propriedades

rurais com áreas manejadas com cultivos anuais, sendo que em 25 dessas propriedades, além de apresentarem área manejada com cultivos anuais, apresentavam outra área onde o sistema integração lavoura-pecuária leiteira era praticado.



**Figura 55.** Localização da BH e seus elementos, Vila Maria, RS, Brasil. Fonte: Vanin (2012).

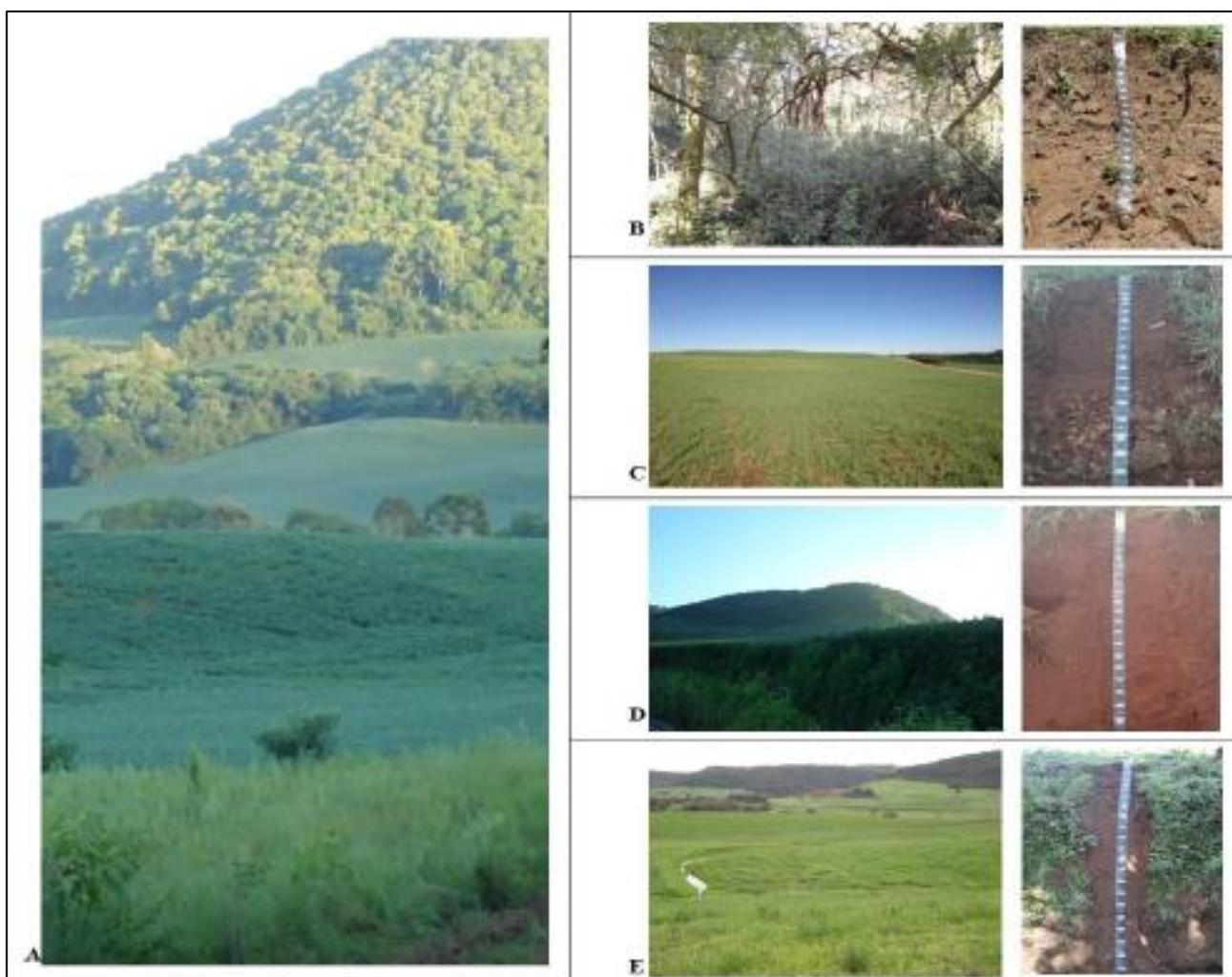
A área média das 39 propriedades rurais é de 32,2 ha, caracterizadas com total utilização de mão de obra familiar. A utilização predominante do solo na BH é de: mata nativa; cultivo de grãos, cuja semeadura se dá por sistema plantio direto; cultivo de espécies anuais e pequenos poteiros de campo nativo destinados ao pastejo de bovinos de leite; cultivo de fumo, sob preparo convencional do solo e reflorestamento com espécies exóticas (eucalipto e pinus) e nativas (erva-mate). Esses cultivos predominam sobre solos da ordem: Neossolos, Cambissolos, Latossolos e Chernossolos, conforme Figura 56. Da área total da BH, cerca de 47% do território é ocupado, permanentemente, por sedes e benfeitorias, reservatórios de água, mata nativa, campo nativo e reflorestamento. Resta, portanto,

cerca de 610 ha para o uso por cultivos anuais de verão e inverno (Figura 57).

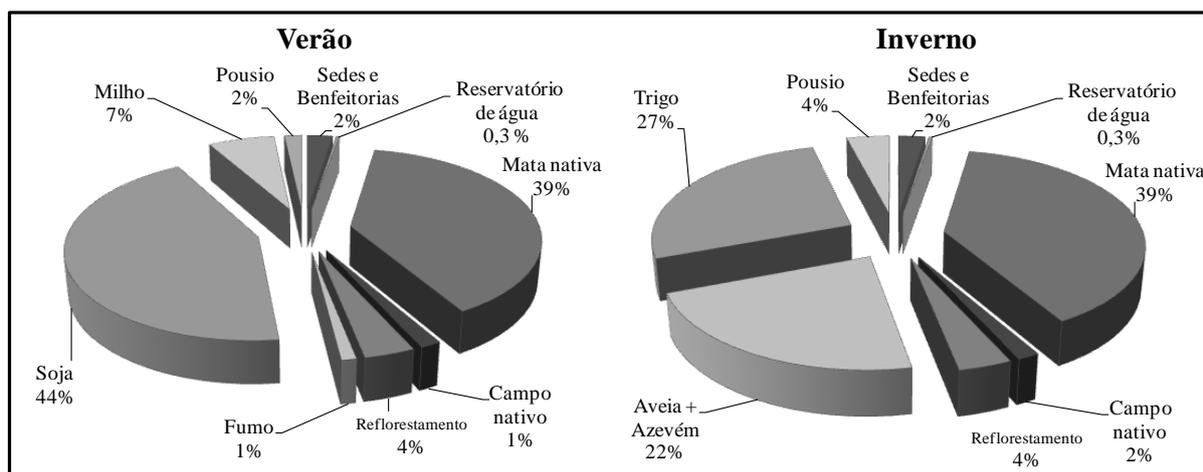
Pode-se perceber que na estação de cultivo do verão da safra de 2009/2010 houve o predomínio do cultivo de soja e que, no período de inverno, essas áreas passaram a ser exploradas com cultivos de aveia + azevém e trigo. Essa configuração de uso do território no período de verão denota o monocultivo de soja e pode se apresentar como um fator limitante para a produção leiteira visto a ausência de áreas cultivadas com espécies anuais de verão destinadas à alimentação animal. A ausência de cultivo de espécies anuais de verão, tanto as destinadas ao pastejo animal como as utilizadas em processos para obtenção de reserva alimentar, como ensilagem, dentre outras consequências, acarreta em necessidade de

suplementação do rebanho leiteiro via cocho durante essa estação.

Embora na BH a maioria das propriedades rurais pratique bovinocultura de leite de forma extensiva, também se observou a priorização do uso do solo durante a estação de inverno da safra de 2010/2011 com cultivo de trigo (26,8%) em detrimento às áreas cultivadas com aveia + azevém (22,3%). A competição entre os cultivos no período de inverno aumenta a pressão de pastejo, pois, o número de animais do rebanho é mantido constante e a área para o pastejo, reduzida. Ainda, as áreas submetidas ao pastejo animal durante o período de inverno ocorrem em áreas marginais, locais onde os solos são rasos e com má drenagem.



**Figura 56.** Relevo montanhoso (de acordo com descrito em Santos et al., 2005) predominante na BH (A), perfil de solo da ordem dos Neossolos sendo ocupado por vegetação primária e secundária (B); perfil de solo da ordem dos Cambissolos sendo ocupado por cultivos anuais (C); perfil de solo da ordem dos Latossolos sendo ocupado por cultivos anuais lavoura (D) e perfil de solo da ordem dos Chernossolos sendo ocupado por potreiro (E). Vila Maria, RS, Brasil. Fonte: Santos (2011).



**Figura 57.** Contribuição relativa de cada classe de uso da terra do território na BH de Vila Maria, RS, Brasil, durante a estação de cultivo de verão da safra 2009/2010 e de inverno da safra 2010/2011. Adaptado de Santos (2011).

O uso prioritário do solo na BH estudada com o cultivo de grãos, tanto no verão como no inverno, gera um estrangulamento de área para o desenvolvimento da integração lavoura-pecuária leiteira e eleva a pressão de uso do território, fazendo com que em muitas propriedades haja uma intensiva exploração antrópica. Essa situação pode comprometer atributos do solo e, por conseguinte interferir na qualidade da água e no rendimento da produção animal e vegetal.

## 2.2 Impactos do uso do território

Os resultados gerados no projeto “Manejo sustentável de solo em bacia hidrográfica com exploração leiteira na região da Produção do Rio Grande do Sul” serão aqui apresentados subdivididos em três tópicos, conforme sumarizado na Figura 58. A fim de contextualização, em cada tópico será apresentada brevemente a metodologia utilizada, sendo que a ênfase será dada às principais informações obtidas.

### 2.2.1 Atributos químicos do solo

No mês de agosto de 2010, coletaram-se 126 amostras deformadas de solo com auxílio de pá de corte, na profundidade de 0 a 20 cm. As coletas foram realizadas de forma casualizada e os procedimentos de amostragem seguiram o recomendado em CQFS – RS/SC (2004). Em cada uma das seis propriedades rurais, nove repetições representavam as situações de manejo, os quais foram estabelecidos há mais de 10 anos: (i) áreas manejadas sob sistema de integração lavoura-pecuária (SILP): caracterizada pelo cultivo de aveia e azevém destinado ao pastejo

de bovinos de leite no inverno e por cultivo anual destinado à colheita de grãos no verão. Essas áreas tinham a peculiaridade de estarem alocadas próximas à sede da propriedade familiar e ao estábulo. Cerca de 90% do rebanho leiteiro era composto por animais da raça Holandesa, os quais eram mantidos de forma extensiva sob pastejo contínuo e recebiam complementação de sal mineral via cocho; (ii) áreas manejadas exclusivamente com cultivos anuais sob semeadura direta (SD): essas áreas eram cultivadas para colheita de cereais e grãos no inverno e verão, respectivamente; e (iii) áreas naturais com mata nativa (MN): formada por floresta primária denominada Floresta Ombrófila Mista integrando o Bioma Mata Atlântica.

As áreas de mata foram amostradas em três repetições. Assim, as situações de manejo SILP, SD e MN foram representadas por 54, 54 e 18 amostras de solo, respectivamente. As análises químicas efetuadas foram: pH em H<sub>2</sub>O, fósforo e potássio disponíveis no solo, matéria orgânica e Al<sup>3+</sup>, Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> trocáveis. Calculou-se a soma de bases, a capacidade de troca efetiva e a capacidade de troca pH 7,0, saturação por bases e saturação por alumínio conforme CQFS-RS/SC (2004). Após a análise e a obtenção dos resultados, os atributos químicos de cada situação de manejo (n<sub>SILP</sub>: 54; n<sub>SD</sub>: 54; n<sub>MN</sub>: 18 e n<sub>TOTAL</sub>: 126) foram interpretados de acordo com os níveis propostos pela CQFS-RS/SC (2004) e com base no número de ocorrências dessas amostras em cada nível de interpretação calculou-se a porcentagem de frequência das amostras em cada classe de fertilidade de solo.

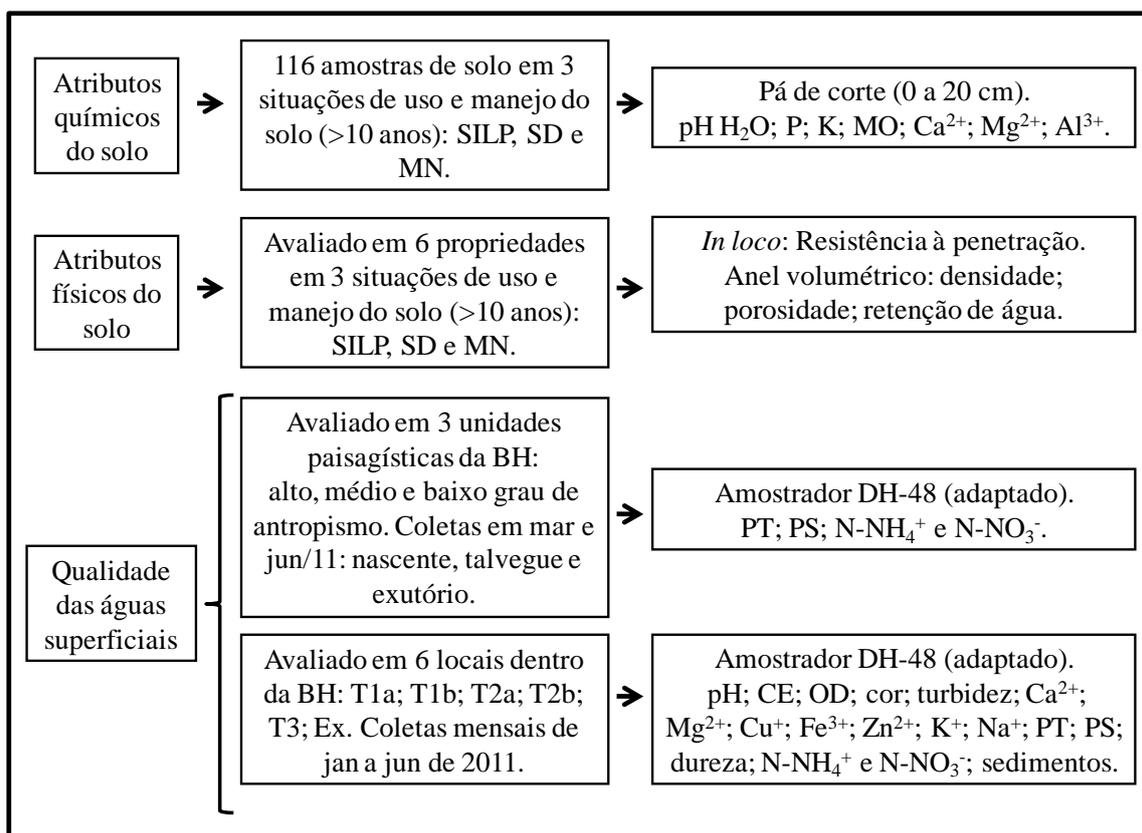


Figura 58. Organograma simplificado da estratégia de apresentação dos resultados. Vila Maria, RS, Brasil.

Em cerca de 65% do total das amostras o pH em H<sub>2</sub>O encontrou-se em nível alto (> 6,0). Tal resultado denota a aplicação de corretivo de acidez ou em quantidades acima do recomendado ou em intervalo de tempo menor do que o indicado. Analisando a distribuição da frequência do pH em H<sub>2</sub>O em áreas manejadas com SD e áreas de SILP pode-se perceber a maior frequência de pH em H<sub>2</sub>O em nível alto nas áreas submetidas ao pastejo de bovinos (81%) (Figura 5). Essa constatação indica que há aplicação preferencial de corretivos de acidez em áreas pastejadas. Durante as visitas na BH, notou-se que os produtores não têm uma visão correta sobre os corretivos de acidez do solo. Eles consideram os corretivos de acidez do solo como fertilizantes e os aplicam, após a retirada dos animais, para a melhoria da fertilidade química do solo para a semeadura do cultivo de verão. Um dos fatores preponderantes a essa escolha é, que ao comparar o preço dos fertilizantes, os produtores, sem conhecimento técnico, optam pela aplicação de calcário, o qual é aplicado sempre numa determinada quantidade. Assim, verificou-se, por exemplo, a aplicação de calcário numa propriedade praticante de SILP em que o pH em H<sub>2</sub>O desse solo, na média das nove repetições na profundidade 0 a 20 cm, foi 6,94 e o índice SMP 6,80, portanto sem a necessidade de aplicação de corretivo de acidez. Um

dos efeitos da aplicação de corretivo de acidez pode ser percebido quando se analisa a CTC efetiva e CTC pH 7,0, onde, do total de amostras, 83% em nível baixo para CTC efetiva e 36% em nível médio para a CTC pH 7,0.

Outra informação gerada pelo estudo faz referência à baixa disponibilidade de fósforo no solo, que foi observada em 84% das amostras analisadas (Figura 5). Esses dados confirmam os achados de Machado et al. (1993) e podem ser explicados pelo tipo de solo na região estudada do RS, com altos teores de argila e de óxidos de ferro. Martinazzo (2006) ao realizar um diagnóstico da fertilidade de solos em áreas sob plantio direto consolidado no RS, também observou que 30% e 70% das amostras apresentavam baixa disponibilidade de P na camada superficial e na mais profunda, respectivamente.

Inversamente ao observado com a disponibilidade de fósforo, 76% do total das amostras de solo apresentam teor de potássio em nível alto (28%) e muito alto (48%) (Figura 59), portanto acima do nível de suficiência, ou seja, acima do nível médio conforme CQFS-RS/SC (2004).

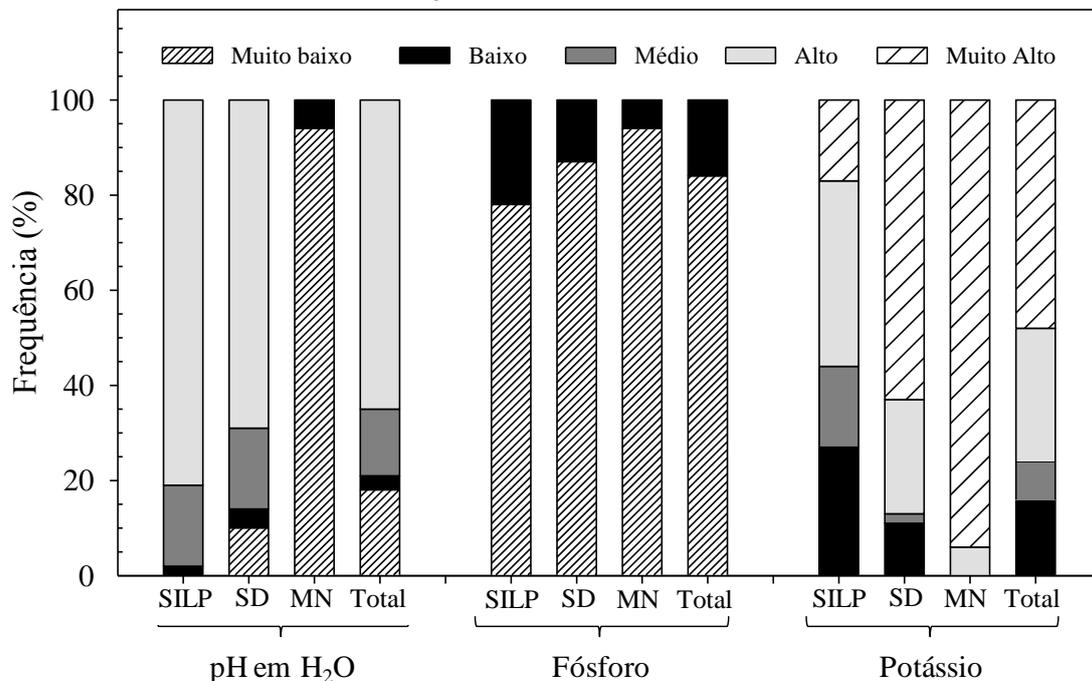
Percebe-se, nas amostras de solo representativas das áreas submetidas ao pastejo, frequências mais bem distribuídas entre os níveis de interpretação para o teor de K. É provável que o animal, ao pastejar, faça

uma seleção de seu alimento, de forma que algumas forragens não são consumidas e passam a ser uma fonte, embora lenta, de retorno de K para o solo. Também, a excreta dos animais facilita a perda de nutriente ao solo de forma mais rápida. A grande e heterogênea distribuição de K prontamente disponível da urina pode levar a uma ineficiente ciclagem do nutriente e representar potencial para perdas (FERREIRA et al., 2009). O potássio é excretado principalmente pela urina e encontra-se na forma iônica, que é solúvel e está prontamente disponível para as plantas (MATHEWS e SOLLENBERGER, 1996). De acordo Monaghan et al. (1999) o exato destino do K da urina é desconhecido, pois processos que envolvem as reações de trocas com coloides do solo (minerais de argila e matéria orgânica), absorção por plantas e lixiviação podem ocasionar descidas, devido às altas concentrações de K na solução do solo, depois de uma micção. Ferreira et al. (2009) observaram que um maior número de animais por unidade de área pode favorecer as perdas do elemento, pois a alta quantidade de K na solução do solo, em regiões com alta pluviosidade facilita as perdas por lixiviação, erosão ou escoamento superficial. Essas perdas podem ser acentuadas quando o pastejo ocorre em solos com boa drenagem e o período de pastejo é durante a estação de maior pluviosidade, como no presente caso. Ferreira et al. (2009), ao avaliarem a concentração de potássio do solo em SILP em plantio direto, concluíram que o SILP manteve os teores de K originais do

solo, independentemente da intensidade de pastejo, no entanto ocorreu um gradiente decrescente de concentração de K no solo a partir da superfície. Também notaram que na situação de ausência de pastejo houve menor ciclagem de K.

O fertilizante mais utilizado nas propriedades estudadas é a formulação 05-20-20 de N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O. Além da fertilização mineral, os resíduos das atividades pecuárias, principalmente das atividades avícolas, como a cama de aviário, são depositados superficialmente nas áreas. Visto os elevados teores de K nas áreas, as próximas adubações potássicas deveriam contemplar apenas o exportado pelas culturas, a chamada adubação de reposição (CQFS-RS/SC, 2004), o que pode representar a diminuição de custos ao produtor (MARTINAZZO, 2006). Porém, a realização da análise de solo não é prática comum na maior parte dos produtores, e os que a realizam não consideram a recomendação segundo CQFS-RS/SC (2004).

Observações semelhantes foram feitas por Yagi et al. (2011) ao realizarem um diagnóstico de atributos químicos e físicos de solos sob plantio direto em propriedades agrícolas familiares do sudoeste do Paraná. Os autores citam ainda, como causa do desbalançamento dos nutrientes no solo, a comercialização indiscriminada de formulações NPK não compatíveis às necessidades da cultura, em quantidades e proporções de nutrientes inadequadas, ao longo do tempo para as propriedades agrícolas familiares.



**Figura 59.** Frequência das amostras de solo representativa das áreas praticantes de sistema integração lavoura pecuária (SILP), cultivos anuais via semeadura direta (SD), mata nativa (MN) e no total das amostras (Total) em cada nível de interpretação de pH em H<sub>2</sub>O, fósforo e potássio. Vila Maria, RS, Brasil. Adaptado de Santos (2011).

Ficou constatado que na BH estudada há desbalanceamento de nutrientes no solo. Em geral, o solo da BH apresenta: elevada frequência de amostras com pH elevado; quase a totalidade teor de fósforo abaixo do nível crítico e teor de potássio acima do nível crítico. As áreas cultivadas com grãos tendem a concentrar o K em níveis muito altos no solo, enquanto que as áreas submetidas ao pastejo bovino propiciam menor disparidade entre as frequências dos níveis de interpretação para o elemento K. Assim, o diagnóstico da fertilidade química do solo pela realização da análise de solo, bem como a interpretação dessa para a aquisição dos fertilizantes necessários ao cultivo deve ser uma prática adotada.

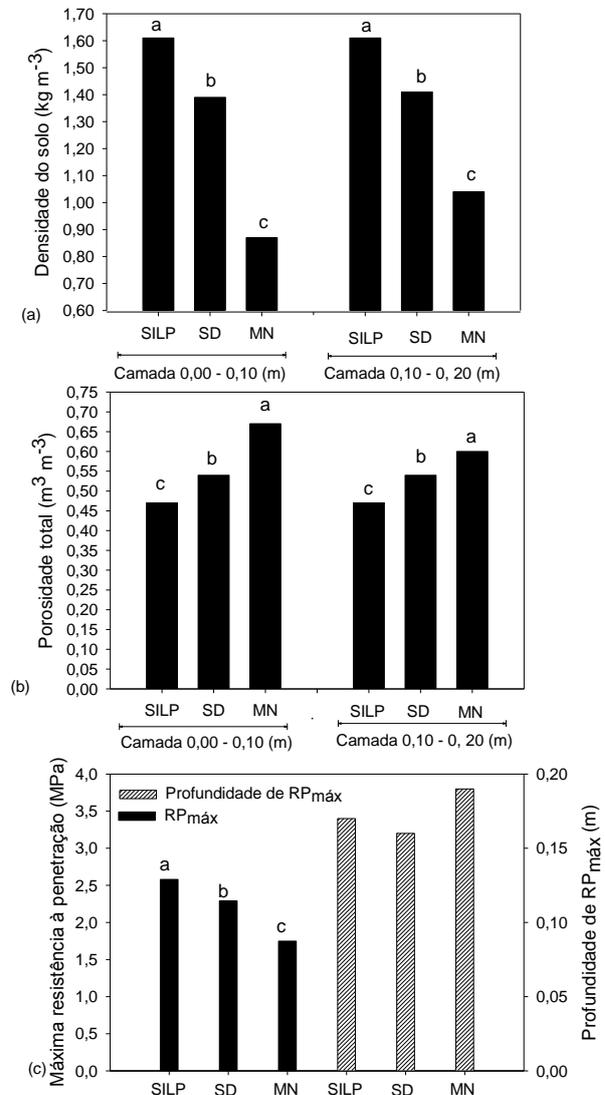
### 2.2.2 Atributos físicos do solo

Para a determinação de atributos físicos do solo como densidade do solo, porosidade total, retenção de água ao potencial matricial de  $-10$  kPa e  $-1.500$  kPa e resistência do solo à penetração foram selecionadas seis propriedades rurais que apresentavam as mesmas três situações de uso e manejo do solo descritas anteriormente: SILP, SD e MN. No ano de 2012, em cada uma das seis propriedades rurais, foram coletadas nove repetições de amostras deformadas e indeformadas de solo em cada uma das três situações de uso e manejo do solo. Assim, cada situação de uso e manejo do solo foi considerada como tratamento e representada por 54 amostras de repetição, em delineamento inteiramente casualizado.

Na camada 0,00–0,10 m observaram-se valores médios de densidade do solo de  $1,61 \text{ Mg m}^{-3}$ ,  $1,39 \text{ Mg m}^{-3}$  e  $0,87 \text{ Mg m}^{-3}$  para SILP, SD e MN, respectivamente. Enquanto que na camada 0,10–0,20 m, notou-se valores médios de densidade do solo de  $1,61 \text{ Mg m}^{-3}$ ,  $1,41 \text{ Mg m}^{-3}$  e  $1,04 \text{ Mg m}^{-3}$  para SILP, SD e MN, respectivamente (Figura 60a). Quanto à porosidade total, inversamente ao observado para a densidade do solo, verificou-se maior volume de poros, em ambas as profundidades avaliadas, nas áreas mantidas com mata nativa ( $0,67 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na camada 0,00-0,10 m e  $0,60 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na camada 0,10-0,20 m) seguida pelas áreas manejadas exclusivamente com cultivos anuais sob SD ( $0,54 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na camada 0,00-0,10 m e  $0,54 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na camada 0,10-0,20 m).

Os menores valores de porosidade total foram obtidos nas áreas manejadas com SILP, sendo  $0,47 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  tanto na camada 0,00-0,10 m como na camada 0,10-0,20 m (Figura 60b). Nesse sentido, as áreas manejadas sob SILP apresentaram maior densidade e menor porosidade total em ambas as camadas de solo quando comparadas aos outros usos (Figura

60a e 60b). As alterações observadas na densidade do solo decorrem da pressão exercida pelo tráfego animal somado ao tráfego de máquinas. Fatores intrínsecos do solo e do regime de aplicação dessas pressões refletem na compactação do solo, e como consequência na restrição do crescimento radicular e na redução da taxa de infiltração de água no solo (SILVA et al., 2006).

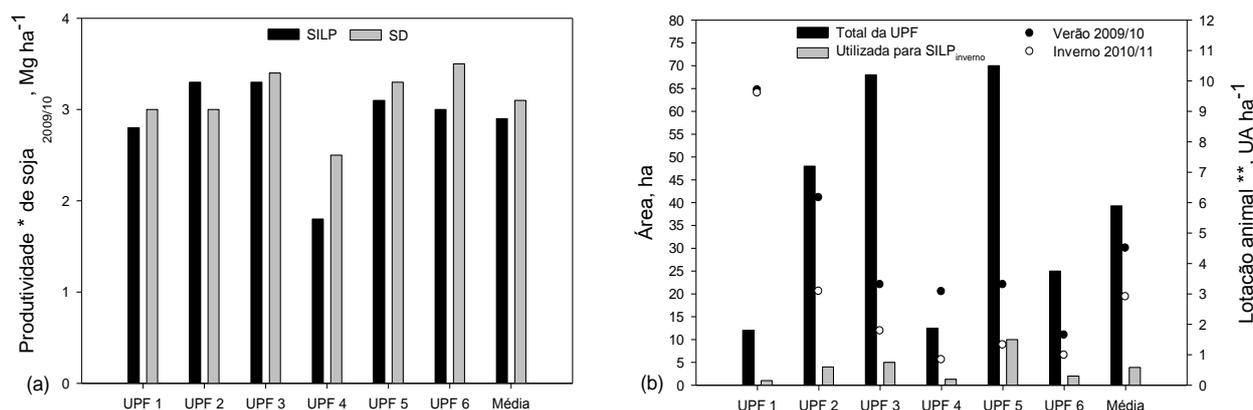


**Figura 60.** Densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ) (a), porosidade total ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) (b), máxima resistência do solo à penetração ( $\text{RP}_{\text{máx}}$ , MPa) e profundidade de máxima resistência do solo à penetração (profundidade  $\text{RP}_{\text{máx}}$ , m) (c) em áreas manejadas com integração lavoura-pecuária (SILP), exclusivamente com cultivos anuais sob semeadura direta (SD) e área de mata nativa (MT) nas profundidades de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m. Médias seguidas de mesma letra, dentro da mesma camada de solo, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ). Vila Maria, RS, Brasil.

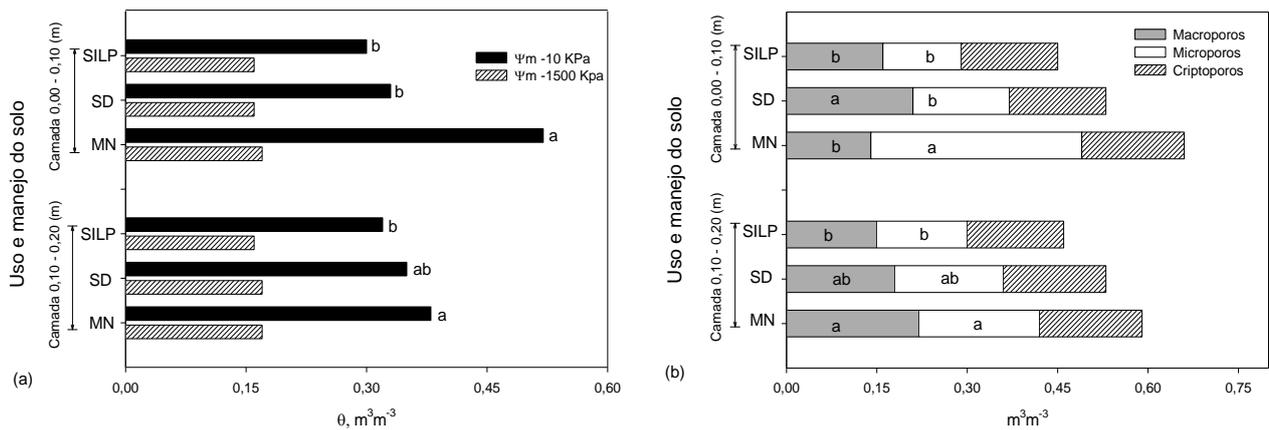
A máxima resistência mecânica à penetração ( $RP_{\text{máx}}$ ) obtida em áreas de mata foi de 1,78 MPa. Em áreas submetidas ao pastejo por bovinos de leite a resistência foi superior (2,58 MPa) às demais situações de uso e manejo amostradas (Figura 60c). O valor de resistência mecânica à penetração de 2 MPa é, segundo Taylor et al. (1966), crítico para o crescimento das plantas. Assim, tanto as áreas manejadas exclusivamente com cultivos anuais sob semeadura direta quanto aquelas manejadas com sistema integração lavoura-pecuária apresentaram resistência mecânica à penetração superior a esse limite crítico. Essa observação é compatível com as obtidas por Matias et al. (2009). Ademais, Greenwood e McKenzie (2001) afirmam que a camada mais compactada pelo trânsito de animais é geralmente 0,05-0,15 m. No presente estudo notou-se que no SD e SILP a máxima resistência mecânica à penetração foi obtida aos 0,16 m e 0,17 m de profundidade, respectivamente (Figura 60c). O reflexo da alta resistência à penetração pode ser observado na produtividade média das seis UPFs, onde a produtividade de soja foi maior em sistema semeadura direta do que em sistema integração lavoura-pecuária, ou seja, 3,12  $\text{Mg ha}^{-1}$  para SD e 2,88  $\text{Mg ha}^{-1}$  para SILP (Figura 61a).

O volume de água retido no solo, na camada de 0,00-0,10 m, no potencial matricial de -10 kPa, tido como capacidade de campo, foi maior em áreas de mata nativa em relação às demais (Figura 62a), atri-

buído ao maior teor de matéria orgânica (MATIAS et al., 2009). Em ambas as camadas de solo estudadas os tratamentos SD e SILP não diferiram entre si e, de acordo com Carducci et al. (2011), o menor volume de água retido na capacidade de campo pode ser atribuído a maior densidade e menor porosidade total, uma vez que a retenção de água no solo sob baixos potenciais matriciais é fortemente alterada pelo arranjo das partículas do solo. Quando o solo foi submetido ao potencial de -1.500 kPa, potencial em que o conteúdo de água no solo é considerado ponto de murcha permanente às plantas, não houve diferença entre as médias de volume de água retido pelos diferentes tratamentos estudados (Figura 62a). Isso indica que os solos são similares em termos de seus constituintes orgânicos e minerais e, haja vista que a esse potencial de água no solo, onde a água é retida em criptoporos, a estrutura não tem influência sobre a retenção de água (BORTOLUZZI et al., 2008). Calculando-se o volume de microporos o qual equivale ao volume de água disponível às plantas, obtido pelo intervalo compreendido entre o volume de água retido ao  $\Psi_m - 10$  kPa e o volume de água retido ao  $\Psi_m - 1.500$  kPa pode-se inferir que, na profundidade 0,00-0,10 m, o volume de água disponível às plantas é maior nas áreas de mata nativa. Já na camada de 0,10-0,20 m não se observou diferenças desse parâmetro entre os tratamentos MN e SD (Figura 62b).



**Figura 61.** Produtividade de soja ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ), safra 2009/10, observada em áreas manejadas com sistema integração lavoura-pecuária (SILP) e com cultivos anuais sob semeadura direta (SD) nas unidades de produção familiares (UPFs) estudadas (a); área (ha) total e destinada ao sistema integração lavoura-pecuária (SILP) de cada UPF (barras) e lotação animal ( $\text{UA ha}^{-1}$ ) no período de verão 2009/10 e inverno 2010/11 de cada UPF (dispersão) (b). \*Avaliada por meio de coleta de plantas (abril/2010) representativas a uma área de 1  $\text{m}^2$ , com nove repetições e umidade de grãos corrigida a 13%. \*\*O somatório das unidades animais foi dividido pela área destinada para pastejo no período de verão da safra 2009/2010 e inverno da safra 2010/2011. Vila Maria, RS, Brasil.



**Figura 62.** Volume de água retido no solo ( $\theta$ ,  $m^3 m^{-3}$ ) quando submetido ao potencial matricial ( $\Psi_m$ ) de -10 kPa e -1.500 kPa (a) e volume de macroporos, microporos e criptoporos ( $m^3 m^{-3}$ ) (b) em áreas manejadas com integração lavoura-pecuária (SILP), exclusivamente com cultivos anuais sob semeadura direta (SD) e área de mata nativa (MT) nas profundidades de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m. Médias seguidas de mesma letra, dentro da mesma camada de solo, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ). Vila Maria, RS, Brasil.

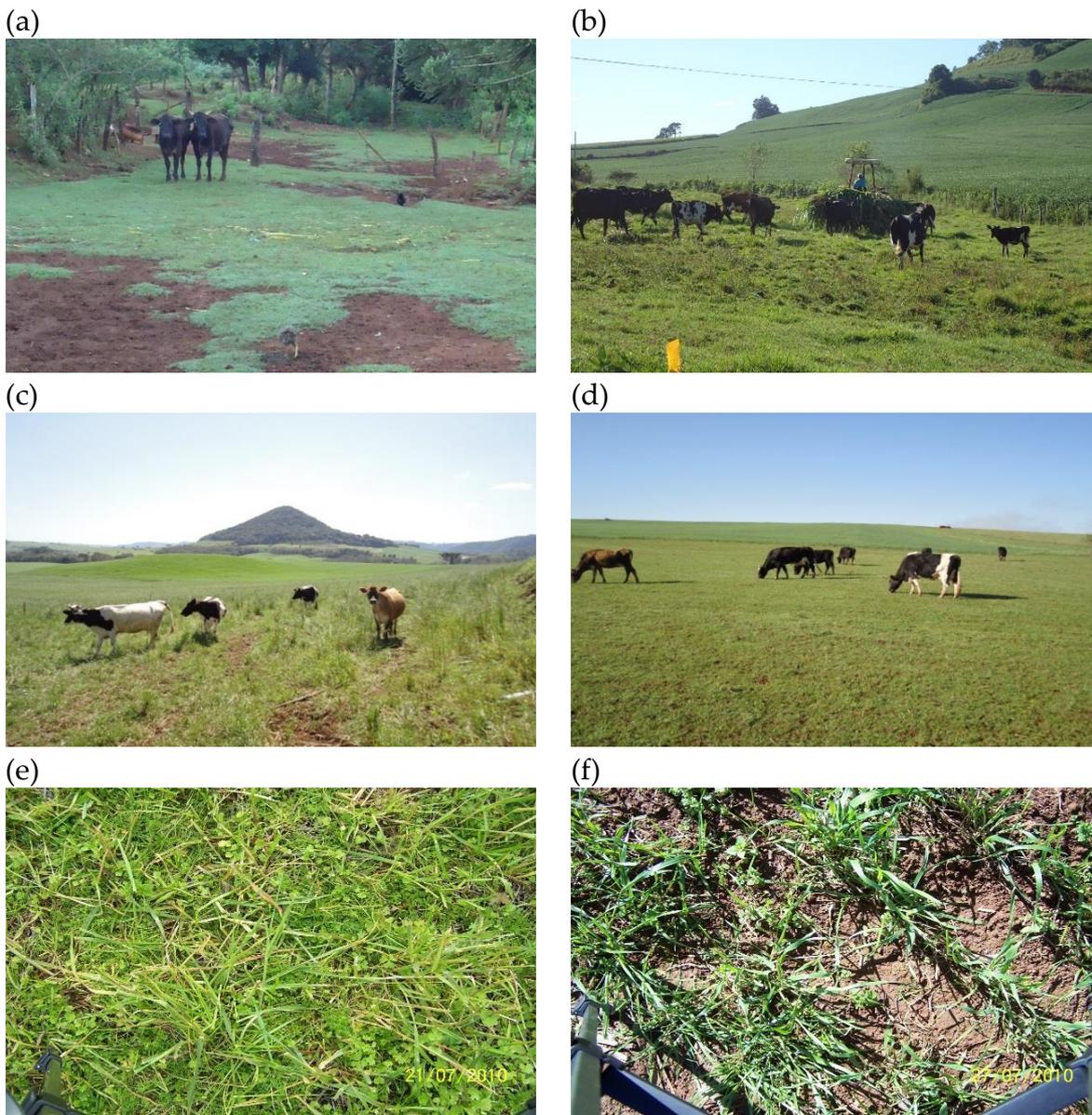
Segundo Conte et al. (2011) as alterações nos atributos físicos do solo em SILP ocorrem em virtude da taxa de lotação animal empregada, do tempo de pastejo dos animais e a quantidade de biomassa vegetal sob o solo durante o ciclo de pastejo, além das influências do teor de umidade e da textura do solo. Em geral, na BH em estudo, as propriedades rurais utilizam uma pequena área para pastejo no período de inverno (Figura 61b), denotando que a maior parte da área foi utilizada para cultivar cereais, nesse caso trigo. Não obstante, no período de verão, as áreas que foram utilizadas no inverno para pastejo animal passam a ser cultivadas com grãos. Isso demonstra que há pontos de estrangulamento na execução do SILP no que tange o uso e manejo do solo, o que pode refletir em conflitos de ordem pecuária, agrônômica e ambiental (GUIMARÃES et al., 2013). A deficiência de planejamento nas propriedades é relatada por Santos et al. (2013) e podem ser ilustradas na Figura 63. Percebe-se pelas imagens que há uma alta taxa de lotação animal e que os animais são mantidos em áreas marginais, como resultado pode-se observar a baixa quantidade de biomassa sobre o solo.

Ainda, em virtude de os animais serem manejados de forma extensiva sob pastejo contínuo, por muitas vezes as premissas do sistema integração lavoura-pecuária como: umidade do solo (COSTA et al., 2009), altura da pastagem (NICOLOSO et al., 2006) e quantidade restante de biomassa para semeadura da cultura de verão (COSTA et al., 2009) são ignoradas. Os atributos físicos do solo, em áreas manejadas sob sistema integração lavoura-pecuária leiteira, podem ser negativamente alterados quando há intensificação de pastejo (FIDALSKI et al., 2013;

TORRES et al., 2014). Moreira et al. (2014) observaram redução da qualidade física do solo, desde a superfície até a profundidade de 15 cm, em situação de intensificação de pastejo (altura de pastejo a 7 cm) por um período de sete anos de integração lavoura-pecuária. Da mesma forma, Fidalski et al. (2013) verificaram que a menor altura de pastejo resultou na menor qualidade física do solo. No presente estudo, a forte pressão de uso do solo, foi responsável pela alteração nos atributos físicos do solo estudado. Com relação aos danos ambientais, uma vez que o comprometimento da qualidade física dos solos resulta em aumento do escoamento superficial e potencializa os processos erosivos (KAYOMBO e LAL, 1994), sedimentos e excrementos dos animais podem ser carregados para os cursos hídricos impactando-os negativamente, principalmente em áreas próximas a nascentes, caso da presente pesquisa.

### 2.2.3 Qualidade das águas superficiais

Dentro do território da bacia hidrográfica foram escolhidas três unidades paisagísticas (UPs) com características diferenciadas, principalmente pela pressão antrópica que sofrem. A Figura 64 ilustra a paisagem, a nascente e o talvegue de cada uma das UPs. A UP1 possui território de 12 ha e localiza-se no ponto mais elevado da bacia hidrográfica, cuja altitude média, por meio de GPS, é de 682 m. A atividade desta UP é exclusivamente com atividade leiteira, explorada de forma intensiva, e conserva 6,73% de sua área total com mata nativa. Considerou-se esta UP como de alto nível de pressão antrópica.

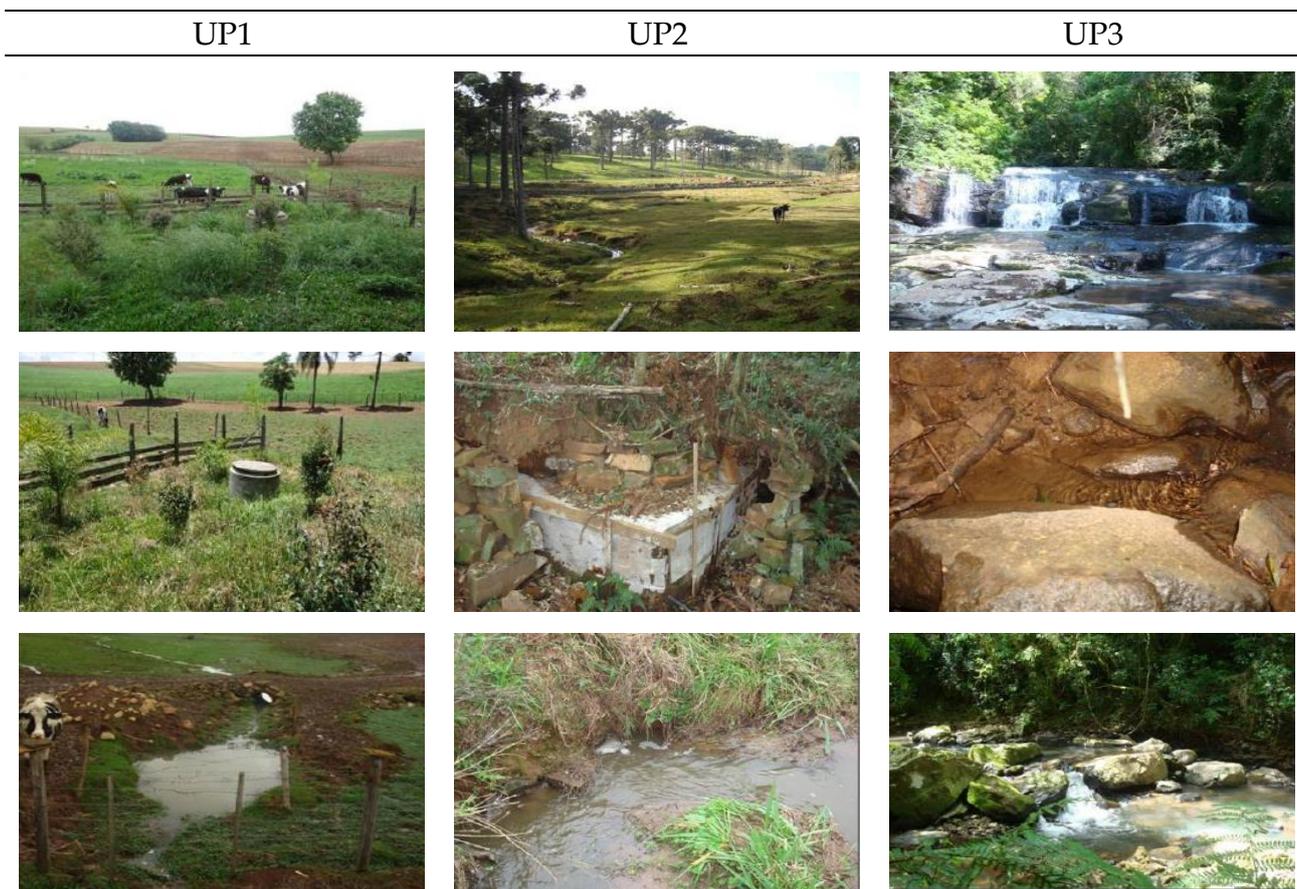


**Figura 63.** Áreas com baixa disponibilidade de forragem sendo pastejada por bovinos de leite (a, b, c, d) e vista da cobertura vegetal residual do solo (e, f). Vila Maria, RS, Brasil. Imagens: Daniela Batista dos Santos.

A UP2 possui aproximadamente 364 ha e situa-se a uma altitude média de 654 m. Inúmeras atividades são desenvolvidas, entre as principais, o confinamento de gado e culturas anuais, conserva 43,73% de sua área com vegetação nativa. Considera-se esta UP como de médio nível de pressão antrópica. A UP3, que compreende apenas uma propriedade rural com 38 ha, possui altitude média de 461 m. Trata-se de uma propriedade com totalidade de território coberto com mata nativa conservada, não possui fins lucrativos e foi adquirida com a finalidade de preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade. Considera-se esta UP como de baixo nível de pressão antrópica.

Amostras de água foram coletadas na nascente e no canal de drenagem de cada uma das três UPs e

no ponto correspondente ao exutório da BH (tratado aqui como resultante de todo o processo antrópico na bacia hidrográfica). As coletas foram realizadas, em períodos com chuvas de alta intensidade em três momentos (antes, durante e pós-chuva), nos meses de março e junho de 2010, coincidindo com as épocas, onde o solo estava desprotegido (março, ao final da colheita da soja) e com cobertura vegetal (junho, com pastagens de inverno estabelecidas). Na primeira chuva, com 155 mm, a coleta correspondente ao antes da chuva (A1) ocorreu no dia 25 de março, no dia 27 (durante a máxima intensidade de precipitação) (D1) e no dia 29 considerada a coleta pós-chuva (P1). Na segunda chuva, com 74 mm, a coleta ocorreu no dia 05 de junho (A2), no dia 07 (D2) e no dia 09 de junho (P2).



**Figura 64.** Visualização de cada Unidade Paisagística, e a respectiva situação da nascente e do talvegue, onde foram realizadas as coletas de água na bacia hidrográfica no município de Vila Maria, RS, Brasil. Fonte: Adaptado de Vanin (2012).

A qualidade da água foi determinada pela mensuração de N-amoniaco ( $N-NH_3+N-NH_4$ ), N-nitrato ( $NO_3^-$ ), fósforo total (PT), fósforo solúvel (PS) e sólidos totais (ST), sendo que os valores foram confrontados com os padrões de qualidade de água preconizados pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, BRASIL (2005).

Na Tabela 1, estão apresentados os resultados das concentrações de  $N-NH_3+N-NH_4$ ,  $NO_3^-$ , PT, PS e ST das amostras de água coletadas nas 3 UPs e também os teores preconizados pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, para a classe 1.

De acordo com a Tabela 28, pode-se perceber que a nascente da UP1 apresentou maiores teores de N-amoniaco e nitrato quando comparado às demais nascentes. Apesar de estar protegida com tubos de concreto e proteção de alvenaria, não foi suficiente para garantir a qualidade da água, nesses critérios, dentro dos padrões. Em acordo com observações de Rheinheimer et al. (2010) e Amaral et al. (2003), de-

vido ao fato de estar situada em pontos mais baixos do terreno apresenta maior contaminação de nutrientes móveis, em períodos chuvosos, em função do escoamento de águas superficiais.

Quanto ao fósforo total e solúvel, não foram detectados em nenhum dos dois eventos pluviométricos estudados, o que pode ser atribuído ao fato desta possuir proteção física com tubos de concreto e cobertura de alvenaria impedindo a entrada de sedimentos via superficial. Rheinheimer et al. (2010) constataram que mesmo uma proteção rudimentar das fontes de água foi eficiente para evitar que o fósforo entre em contato com a água. Já a presença de P-total e solúvel nos momentos D e P no talvegue T1 foram detectadas acima dos valores preconizados pelo CONAMA para ambos os eventos pluviométricos. Isso pode ser em decorrência do escoamento superficial nestes locais, explicado pelos valores de sólidos totais encontrados principalmente durante a chuva nessas situações.

**Tabela 28.** Teores de N-amoniaco, N-nitrato, fósforo total, fósforo solúvel e sólidos totais na água de nascentes e talvegues de três unidades paisagísticas e no exutório da bacia hidrográfica no município de Vila Maria, RS, Brasil.

UP <sup>2</sup>	Local <sup>3</sup>	Padrão <sup>4</sup>	Eventos pluviométricos <sup>1</sup>								
			A1	D1	P1	Média	A2	D2	P2	Média	MG
			N – amoniaco, mg L <sup>-1</sup>								
UP1	N1	3,7	0,63	0,98	0,69	<b>0,77</b>	0,86	1,14	1,02	<b>1,01</b>	<b>0,89</b>
	T1		0,69	1,73	1,39	<b>1,27</b>	0,70	1,30	0,86	<b>0,95</b>	<b>1,11</b>
UP2	N2		0,20	0,44	0,26	<b>0,30</b>	0,16	0,23	0,11	<b>0,17</b>	<b>0,23</b>
	T2		0,63	2,10	1,60	<b>1,44</b>	1,24	3,66	1,72	<b>2,21</b>	<b>1,83</b>
UP3	N3		0,37	0,82	0,64	<b>0,61</b>	0,32	0,87	0,27	<b>0,49</b>	<b>0,55</b>
	T3		0,42	0,87	0,75	<b>0,68</b>	0,43	0,66	0,49	<b>0,53</b>	<b>0,60</b>
	Ex		0,53	0,92	0,80	<b>0,75</b>	0,59	1,03	0,64	<b>0,75</b>	<b>0,75</b>
Média			0,50	1,12	0,88		0,61	1,30	0,73		
DMS <sup>5</sup>			0,24	0,24	0,24		0,43	0,26	0,22		
			N – nitrato, mg L <sup>-1</sup>								
UP1	N1	10	0,70	1,24	0,59	<b>0,84</b>	0,69	1,19	0,84	<b>0,90</b>	<b>0,88</b>
	T1		0,81	1,89	0,64	<b>1,11</b>	0,79	1,57	0,69	<b>1,02</b>	<b>1,06</b>
UP2	N2		0,21	0,39	0,27	<b>0,29</b>	0,26	0,17	0,31	<b>0,25</b>	<b>0,27</b>
	T2		0,70	1,78	1,56	<b>1,35</b>	1,12	4,86	1,44	<b>2,47</b>	<b>1,91</b>
UP3	N3		0,38	0,82	0,59	<b>0,60</b>	0,26	0,71	0,38	<b>0,45</b>	<b>0,52</b>
	T3		0,43	0,76	0,48	<b>0,56</b>	0,31	0,60	0,32	<b>0,41</b>	<b>0,48</b>
	Ex		0,64	0,92	0,75	<b>0,77</b>	0,42	0,98	0,48	<b>0,63</b>	<b>0,70</b>
Média			0,55	1,11	0,70		0,55	1,44	0,64		
DMS			0,22	0,29	0,32		0,20	0,28	0,22		
			Fósforo Total, mg L <sup>-1</sup>								
UP1	N1	0,025	nd <sup>6</sup>	nd	Nd	<b>Nd</b>	nd	nd	nd	<b>Nd</b>	<b>Nd</b>
	T1		nd	1,23	0,96	<b>0,73</b>	nd	0,38	0,30	<b>0,23</b>	<b>0,47</b>
UP2	N2		nd	nd	Nd	<b>Nd</b>	nd	nd	Nd	<b>Nd</b>	<b>Nd</b>
	T2		nd	1,66	0,77	<b>0,81</b>	Nd	1,52	0,23	<b>0,58</b>	<b>0,70</b>
UP3	N3		nd	0,38	Nd	<b>0,13</b>	Nd	0,23	nd	<b>0,07</b>	<b>0,10</b>
	T3		nd	0,42	0,32	<b>0,25</b>	nd	0,24	0,23	<b>0,16</b>	<b>0,20</b>
	Ex		nd	0,50	0,29	<b>0,26</b>	nd	0,26	0,25	<b>0,17</b>	<b>0,22</b>
Média			Nd	0,60	0,33		Nd	0,37	0,14		
DMS			0	0,21	0,06		0	0,02	0,02		
			Fósforo Solúvel, mg L <sup>-1</sup>								
UP1	N1	-	nd	Nd	nd	<b>Nd</b>	nd	nd	nd	<b>Nd</b>	<b>Nd</b>
	T1		nd	0,18	0,06	<b>0,08</b>	nd	0,02	0,02	<b>0,01</b>	<b>0,05</b>
UP2	N2		nd	nd	nd	<b>Nd</b>	nd	nd	nd	<b>Nd</b>	<b>Nd</b>
	T2		nd	0,16	0,13	<b>0,10</b>	nd	0,03	0,02	<b>0,02</b>	<b>0,06</b>
UP3	N3		nd	0,03	nd	<b>0,01</b>	nd	0,01	nd	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	T3		nd	0,09	0,04	<b>0,04</b>	nd	0,01	nd	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>
	Ex		nd	0,10	0,05	<b>0,04</b>	nd	0,02	nd	<b>0,01</b>	<b>0,03</b>
Média			Nd	0,08	0,04		Nd	0,013	0,004		
DMS			0	0,01	0,01		0	0,005	0,001		
			Sólidos Totais, mg L <sup>-1</sup>								
UP1	N1	-	114,33	151	140,66	<b>135,33</b>	81,66	87,66	59,67	<b>76,33</b>	<b>105,83</b>
	T1		163,33	445	131	<b>246,44</b>	147,33	208,66	185,67	<b>180,55</b>	<b>213,49</b>
UP2	N2		52	146,66	36	<b>78,22</b>	58,66	84,66	78	<b>73,77</b>	<b>75,99</b>
	T2		121,66	308,33	142,66	<b>190,88</b>	146	618,33	247,67	<b>337,33</b>	<b>264,10</b>
UP3	N3		82,66	145,33	115	<b>114,33</b>	71	105	99,67	<b>91,89</b>	<b>103,11</b>
	T3		124	256,33	146,33	<b>175,55</b>	114,33	182,33	154,67	<b>150,44</b>	<b>162,99</b>
	Ex		166	242,33	168,33	<b>192,22</b>	140,66	223	186	<b>183,22</b>	<b>187,72</b>
Média			117,71	242,14	125,71		108,52	215,66	144,47		
DMS			19,38	25,24	18,14		16,41	16,75	18,78		

<sup>1</sup>Eventos Pluviométricos ocorridos A1, D1 e P1 (antes, durante e após chuva de 155 mm); A2, D2 e P2 (antes, durante e após chuva de 74 mm). <sup>2</sup>UP1: Unidade paisagística de alto antropismo, UP2: Unidade paisagística de médio antropismo, UP3: Unidade paisagística de baixo antropismo. <sup>3</sup>N1= nascente 1, T1= talvegue 1, N2= nascente 2, T2= talvegue 2, N3= nascente 3, T3= talvegue 3; Ex= Exutório. <sup>4</sup>Padrão do CONAMA (Classe 1), definido pela Resolução 357 nº 357/2005, BRASIL (2005). DMS: Diferença mínima significativa na comparação de médias entre os tratamentos pelo Teste de Tukey a 5% de significância. nd= não detectado; MG= média geral. Fonte: Vanin (2012)

Segundo Vanzela et al. (2010), o aumento da concentração de sólidos em mananciais geralmente tem origem de áreas agricultadas que também são responsáveis pela transferência de poluentes aos ecossistemas aquáticos via particulado (MINELLA et al., 2007; PELLEGRINI et al., 2008). A área de captação da UP1 é utilizada por uma gama variada de usos do solo: tais como lavoura, campo nativo e pela sede, além da atividade leiteira. A atividade leiteira praticada de forma intensiva produz em média diária cerca de 1.600 kg de dejetos (LUCAS e AMORIM, 2005), esta UP foi caracterizada como de alta pressão antrópica aumentando o risco de poluição da água tanto da N1 como do T1. A alta pressão antrópica é citada por Pellegrini et al. (2008) e Andrade et al. (2007) como uma das principais causadoras da contaminação das águas rurais a qual pode ser agravada, segundo Vanzela et al. (2010), pelo uso e ocupação da terra.

Na UP2, o N-amoniaco e nitrato na situação da N2 e T2 apresentaram valores muito discrepantes e sempre superiores durante a chuva que os demais momentos. Na UP2, N-amoniaco e nitrato na nascente (N2) apresentaram os menores teores em todos os momentos (A, D e P) nos dois eventos pluviométricos em relação às demais nascentes avaliadas. Fósforo total e solúvel não foram detectados na N2 em nenhum dos momentos, nos dois eventos pluviométricos. Também nesta condição, foram detectados os menores valores de sólidos totais, o que foi atribuído a sua posição na paisagem, com grande extensão de vegetação de preservação permanente no entorno da nascente, e também da ausência de uso da terra com agricultura e pecuária próximas ao local de coleta. Essa interpretação é respaldada por Donadio et al. (2005) e Rheinheimer et al. (2003) que comparando nascentes com diferentes usos do solo em relação às aquelas com vegetação nativa remanescente, observaram melhor qualidade da água (nitrogênio total), quando com presença de vegetação. A vegetação permanente é responsável pela redução de fontes de poluição não pontuais porque atuam como barreira na entrada de poluentes, inclusive agrotóxicos na água (BORTOLUZZI et al., 2006). Para o N-amoniaco, nitrato, fósforo total e solúvel valores mais elevados foram observados no T2 (UP 2), em relação ao T1, T3 e no exutório. Isto pode estar relacionado à posição na paisagem deste curso d'água que se encontra a jusante de um confinamento de gado de corte, recebendo boa parte do deflúvio. O confinamento de gado pode ser caracterizado, segundo Gonçalves et al. (2005), como uma fonte de poluição pontual e esta contaminação varia no tem-

po, em virtude dos períodos de chuva. Conforme Assis e Muratori (2007), o nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água por atividades agropecuárias, explicando assim valores elevados de nitrato em relação aos demais talvegues, porém mantendo-se abaixo dos padrões estabelecidos pelo CONAMA, para classe II.

Apesar da nascente N2 apresentar qualidade de água dentro dos padrões para enquadramento na classe II do CONAMA, apenas um foco de poluição pontual no talvegue, caso do T2, é fator suficiente para afetar a qualidade da água em uma bacia (UP2). Pellegrini et al. (2008) corroboram a interpretação dada no presente estudo de que em unidades paisagísticas mais antropizadas o P-total tende a ser maior em função do aumento do carregamento superficial de partículas em meses com maior precipitação. Contudo, chama-se a atenção para que empreendimentos como confinamentos tenham um sistema de tratamento de dejetos a fim de evitar a poluição pontual. Teores de fósforo acima daqueles preconizados pelo CONAMA para classe II, como observado, podem caracterizar ambientes aquáticos eutrofizados e resultar em problemas de saúde pública para populações que dependem dessa água (ASSIS e MURATORI, 2007).

Na UP3, unidade com menor pressão antrópica, as concentrações de fósforo e os teores de N-amoniaco e N-nitrato foram menores em relação às demais UPs. No entanto, durante a chuva nos dois eventos pluviométricos, observaram-se maiores teores de N-nitrato na N3 do que no T3. A N3, apesar de estar protegida por vegetação nativa, encontra-se no fundo de um vale e em momentos de grandes precipitações recebe água do escoamento superficial, o que favorece a entrada de água de escoamento enriquecida com elementos móveis, tais como o nitrogênio. Vale lembrar que o nitrato pode também ser formado pela vegetação nativa, quando há mineralização da matéria orgânica do solo, e ganhar as nascentes por lixiviação. No T3 ocorreram os menores teores de fósforo total e solúvel em relação aos demais talvegues estudados (T1 e T2), mesmo assim, os valores foram acima dos preconizados pelo CONAMA para classe II. Este fato pode ser atribuído à diluição da água ao longo do percurso pela presença de um grande número de tributários que esta bacia hidrográfica possui.

No Exutório, para os quatro nutrientes avaliados (N-amoniaco e nitrato; P-total e solúvel), as médias foram menores quando comparadas aos talvegues (T1 da UP1 e T2 da UP2), com exceção apenas para o T3 que apresentou valores inferiores ao do exutório.

Este fato é provavelmente decorrente da diluição da água que ocorreu nesta bacia hidrográfica, ao longo de seu percurso, e a influência das outras unidades paisagísticas não adotadas neste estudo.

Em uma análise geral percebe-se que as atividades agrícolas, de bovinocultura de leite e corte (confinamento) foram se intensificando e exercendo diferentes pressões antrópicas nas unidades paisagísticas. Como resultado observaram-se diferentes áreas de vegetação nativa e conformações de uso do solo, fato que exerceu consequências sobre o aumento dos teores de poluentes. Logo, o uso do solo na paisagem é o principal fator que gere a qualidade da água. Nesse sentido, a qualidade da água da bacia hidrográfica está relacionada com a capacidade individual de cada UP em produzir e transferir poluentes dos solos ao sistema hídrico. Caso haja manutenção das pressões antrópicas aos níveis desse es-

tudo nas UPs, estima-se que a qualidade da água se mantenha sem alterações no exutório.

Contudo, o aumento da pressão antrópica nas UP2 e UP3 favoreceria as modificações da qualidade da água não somente nos talvegues da UP, mas principalmente no exutório da bacia hidrográfica. Desta forma é necessário o planejamento das atividades agrícolas dentro da bacia hidrográfica, sobretudo dentro das UPs, tendo em vista a sua capacidade de resiliência quanto à pressão antrópica.

A influência do uso do território sobre a qualidade da água superficial também pode ser observada ao analisar nitrato, fósforo total e solúvel em nascentes e talvegues alocadas em diferentes conformações de paisagem. Para esse estudo, coletaram-se amostras de água, mensalmente de janeiro a junho de 2011, em seis locais, cujas características ambientais são descritas na Figura 65.

T1a		Nascente da rede de drenagem principal, localizada no ponto de cota mais alta do relevo, circundada por mata nativa, sem interferência antrópica a montante do local, considerada como testemunha.
T1b		A jusante do local T1a, a rede de drenagem corta a propriedade com atividade leiteira. Ausência de mata ciliar. Há livre acesso dos animais à rede de drenagem. As benfeitorias estão localizadas a 20 metros.
T2a		A nascente é circundada por lavoura com predominância de cultivo de fumo ( <i>Nicotiana tabacum</i> L.) e soja ( <i>Glicine max</i> L. Merrill), esta nascente não apresenta proteção física, apenas é circundada por árvores de pequeno porte.
T2b		A jusante do local T2a. Ausência de mata ciliar. Influência da atividade leiteira em campo nativo à margem esquerda e à direita sob influência de lavoura de soja ( <i>Glicine max</i> L. Merrill) no verão e trigo ( <i>Triticum aestivum</i> L.) no inverno.
T3		Situado na junção das águas tributárias das sub-bacias e sob influência dos locais T1a, T1b, T2a e T2b. Local circundado por espécies nativas com extensão de 20 metros desde o centro do córrego para ambos os lados.
Ex		Exutório da BH. Sob influência de todas as atividades exercidas na BH. Na margem direita há exploração leiteira semi-extensiva e à esquerda lavoura de soja ( <i>Glicine max</i> L. Merrill), no verão, e aveia ( <i>Avena sativa</i> L.) no inverno.

**Figura 65.** Sistematização dos locais de coleta e caracterização ambiental desses. Vila Maria, RS, Brasil. Adaptado de Busnello (2011).

Na Tabela 29 é apresentada a média das concentrações de nitrato, fósforo total e solúvel. Para a concentração de nitrato, as concentrações obtidas foram inferiores ao preconizado para águas superficiais de classe II pela Resolução no 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005). No geral, os valores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram superiores nos locais sob maior ação antrópica T1b e T2a. A presença de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em águas superficiais é decorrente do desbalanço entre as fontes e demandas de N no solo.

Os maiores teores de fósforo total na água foram encontrados nas áreas com maior pressão antrópica: locais T2a; T2b e Ex. Em áreas com proteção dos recursos naturais os níveis encontrados foram nulos T1a, T1b e T3. O exutório apresentou a maior concentração, indicando grande quantidade de P carregado provavelmente por sedimentos. Com relação ao fósforo solúvel, o local T1a manteve seus valores nulos em todas as épocas de coleta, o que é normal por se tratar da testemunha. Os demais locais T2a, T2b e Ex, apontaram maiores valores de Ps (Tabela 29). A ausência de Ps em amostras de água pode ser atribuída ao fato da alta afinidade elemento-solo ou sedimento (PELLEGRINI, 2005). Na BH ocorrem Latossolos, ricos em óxidos de Fe e Al que tem grande afinidade ao elemento P, o que explicaria a baixa concentração encontrada nas amostras.

A BH em questão é caracterizada pela produção de grãos e atividade leiteira. O efeito desses usos do solo sobre a qualidade da água é variável de acordo com a pressão de uso do território na BH. Em geral, observou-se que a água sob influência da integração lavoura pecuária apresentou maiores teores de elementos medidos que as amostras de nascentes. É provável que no período invernal, devido à alta lotação animal em áreas de solos frágeis (solos rasos, declividade acentuada e cobertura vegetal incipiente), próximas aos corpos hídricos favoreça maiores teores dos elementos na água. O livre acesso dos animais aos córregos pode estar favorecendo a transferência de elementos químicos principalmente quando em altas precipitações. Como os dejetos ficam sobre o solo com baixa capacidade de infiltração de água e declividade acentuada os córregos recebem grande quantidade de material. As águas apesar de conter baixa concentração de sedimentos carregam os poluentes mais móveis, o que caracteriza a BH como um território de alto potencial de transferência de elementos químicos do solo ao sistema aquático.

te), próximas aos corpos hídricos favoreça maiores teores dos elementos na água. O livre acesso dos animais aos córregos pode estar favorecendo a transferência de elementos químicos principalmente quando em altas precipitações. Como os dejetos ficam sobre o solo com baixa capacidade de infiltração de água e declividade acentuada os córregos recebem grande quantidade de material. As águas apesar de conter baixa concentração de sedimentos carregam os poluentes mais móveis, o que caracteriza a BH como um território de alto potencial de transferência de elementos químicos do solo ao sistema aquático.

A BH em questão é caracterizada pela produção de grãos e atividade leiteira. O efeito desses usos do solo sobre a qualidade da água é variável de acordo com a pressão de uso do território na BH. Em geral, observou-se que a água sob influência da integração lavoura pecuária apresentou maiores teores de elementos medidos que as amostras de nascentes. É provável que no período invernal, devido à alta lotação animal em áreas de solos frágeis (solos rasos, declividade acentuada e cobertura vegetal incipiente), próximas aos corpos hídricos favoreça maiores teores dos elementos na água. O livre acesso dos animais aos córregos pode estar favorecendo a transferência de elementos químicos principalmente quando em altas precipitações. Como os dejetos ficam sobre o solo com baixa capacidade de infiltração de água e declividade acentuada os córregos recebem grande quantidade de material. As águas apesar de conter baixa concentração de sedimentos carregam os poluentes mais móveis, o que caracteriza a BH como um território de alto potencial de transferência de elementos químicos do solo ao sistema aquático.

**Tabela 29.** Média dos parâmetros químicos da água, das três datas de coleta, nos diferentes locais da BH com exploração leiteira, Vila Maria, RS, Brasil.

Local de coleta <sup>1</sup>	Nitrato	Fósforo total	Fósforo solúvel
	mg L <sup>-1</sup>		
T1a	0,93 c	0,00 d	0,00 c
T1b	1,35 a	0,00 d	0,00 c
T2a	1,40 a	0,65 b	0,07 bc
T2b	1,16 b	0,28 c	0,11 b
T3	0,53 d	0,00 d	0,00 c
Ex	0,85 c	1,20 a	0,59 a
Padrão CONAMA <sup>2</sup>	10,0	0,025	-

As médias seguidas de mesmas letras minúsculas na coluna não diferem estaticamente entre si pelo teste Tukey à 5 % de probabilidade de erro. <sup>1</sup> T1a: mata nativa (testemunha), T1b: atividade leiteira. T2a: nascente circundada por lavoura. T2b: ponto à jusante, com influência de atividade leiteira. T3: ponto do talvegue secundário, sob influência dos anteriores T1a, T1b, T2a e T2b. Ex: exutório da MBH. <sup>2</sup> Padrão CONAMA, estabelecidos independentes da vazão, usando valores para classe II de águas doces superficiais. Adaptado de Busnello (2011).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As observações realizadas nas pequenas propriedades rurais dessa bacia hidrográfica denotam degradação física e química do solo em razão de um efeito antagônico entre as atividades agrícolas e pecuárias realizadas nas propriedades. O principal uso do território é com vistas ao cultivo de espécies anuais destinadas à colheita de grãos, tanto no verão quanto no inverno, mesmo que o sistema integração lavoura-pecuária leiteira seja praticado em 70% das propriedades. Percebeu-se que é praticado um modelo produtivista, voltado ao aumento da produção agrícola e com vistas a suprir a matéria-prima do setor industrial. A maior parte das propriedades rurais da BH estudada apresenta limitações como: área reduzida para prática das atividades agrícolas, necessidade de atender às legislações ambientais, ocorrência em grande parte da área de solos com baixa aptidão agrícola, escassez de mão de obra, pouco interesse dos jovens em permanecer na atividade, necessidade em produzir matérias-primas de qualidade, crescente carência de assistência técnica personalizada e baixa especialização na atividade.

É preciso assumir que o sistema de integração lavoura-pecuária realizado nessas pequenas propriedades rurais apresenta limitações e, essas, causam estrangulamentos no sistema de produção. De maneira que a insistência no sistema de integração lavoura-pecuária da forma que vem sendo desenvolvida levará além da degradação dos recursos naturais, sobretudo o solo, ao comprometimento da existência das próprias propriedades, uma vez que elas utilizam esses recursos para a geração de renda e sobrevivência da família.

Também se observou que o aumento da pressão antrópica sobre o território impacta negativamente na qualidade das águas superficiais. Logo, a exploração do solo pelas atividades agrícolas e pecuárias na BH deve ser acompanhada de modo a manter a qualidade de água para os parâmetros que estão dentro do preconizado pelo CONAMA para classe II. Para os parâmetros que estão acima do preconizado ações no sentido de minimizar a transferência de elementos via escoamento superficial para os corpos hídricos devem ser implementadas. Planejar o espaço agrícola pode surtir efeitos benéficos na qualidade da água (MERTEN; MINELLA, 2002; ANDRADE et al., 2007), bem como pode nortear a expansão da atividade leiteira na região.

Dessa forma, a BH estudada se caracteriza por um ambiente complexo, heterogêneo e frágil. Os solos apresentam fragilidade mecânica, suscetíveis

às alterações de estrutura; fragilidade química, em função do desbalanceamento dos nutrientes; e fragilidade devida à declividade acentuada. Dimensionar as fragilidades em ecossistemas por meio do conhecimento dos efeitos das ações antrópicas e, gerar informações para um manejo sustentável dessas áreas é fundamental. De acordo com Caporal e Costabeber (2000), para atingir patamares sustentáveis de produção é necessário construir saberes ecológicos, agronômicos, sociais e econômicos. Dessa forma, o planejamento no âmbito de bacia hidrográfica deve incluir o conhecimento das suas características ecológicas e interesses econômicos, sociais e ambientais de cada propriedade rural. Para que com conhecimento técnico e científico alcancem-se mudanças nas atitudes e valores dos atores sociais em relação ao manejo e conservação dos recursos naturais (COSTABEBER, 1998).

Diante do exposto acredita-se que para a continuidade do sistema de integração entre as atividades agrícolas e pecuárias, nestes ambientes considerados ecologicamente frágeis, é necessário que as premissas do SILP em sua complexidade sejam atendidas. Ações essas que podem ser simples, como por exemplo: escolha das espécies mais adaptadas à região e com potencial de agregação de valor (a soja deve ser questionada nesse contexto) incluindo espécies hortícolas; manejo da altura da pastagem; cultivo de espécies anuais de verão destinadas diretamente à alimentação animal ou aos processos de fabricação de reserva alimentar; investimento na implantação das espécies forrageiras anuais e perenes; adubação química de acordo com a necessidade das culturas e levando-se em consideração o teor dos nutrientes no solo; adequação da lotação animal; monitoramento da qualidade física através de análises; planejamento de uso do solo; implantação de culturas que contemplem a necessidade da propriedade e reduzam a dependência de insumos externos; manutenção de áreas de preservação permanente de nascentes e cursos d'água. Essas ações já são bem conhecidas da agronomia, porém até o momento de execução desse estudo eram praticadas de forma incipiente na BH. Por isso precisam ser divulgadas e esclarecidas aos produtores. É importante também, que os agricultores tenham o acompanhamento e auxílio técnico de profissionais capacitados e comprometidos com o assunto. Além das práticas tecnológicas, as conversas entre os profissionais das áreas agrárias e os agricultores familiares podem ser eficazes em desmistificar certos conceitos e formar opiniões mais holísticas do sistema de produção, das peculiaridades inerentes às regiões e dos ecossiste-

mas no qual estão inseridos. Também, é preciso considerar o apego do agricultor à sua propriedade e avaliar a existência da aplicação de tecnologias mais limpas, sistemas de produção com saberes voltados a agroecologia, o estímulo ao policultivo e alternativas hortícolas com valor agregado, a fim de diminuir os impactos que sistemas agrícolas podem causar na qualidade dos recursos naturais. As leis devem levar em consideração situações regionais, dando condições de sobrevivência principalmente aos pequenos agricultores e manutenção da qualidade das paisagens e de seus recursos naturais, afim de que se mantenha a sustentabilidade destes agroecossistemas.

Os resultados do presente estudo reforçam a necessidade de investigações em escala de bacia hidrográfica, ou seja, próximas à realidade rural. É importante ressaltar que a busca por eficiência nos sistemas integrados lavoura-pecuária em pequenas propriedades familiares, consideradas fundamentais para a produção de alimentos (IBGE, 2009b) é uma realidade mundial (McDERMOTT et al., 2010; TARAWALI et al., 2011). McDermott et al. (2010) ao abordarem os fatores que asseguram a intensificação dos sistemas de integração lavoura-pecuária de pequenos agricultores nos trópicos, ilustrando dois exemplos de pequenas propriedades com sistemas leiteiros na África Oriental e do Sul da Ásia, destacam que é preciso políticas e investimentos tecnológicos e que essas devem considerar tanto o bem-estar social como ambiental. Bell e Moore (2012) analisando tendências e implicações de sistemas integração lavoura-pecuária na agricultura australiana sob a ótica de revisar os objetivos de agricultores procurando equilibrar os fatores sociais, econômicos e agrônômicos, destacam que as restrições impostas pela limitação de mão de obra, capital e falta de planejamento não podem ser negligenciadas. Os mesmos autores relatam uma situação muito similar à observada na escala do presente estudo: as práticas que resultam em uma maior integração no tempo e espaço, como a execução de sistemas mistos, exigem maior planejamento, enquanto que práticas que não se integram no espaço, como por exemplo a produção de grãos, exige um aumento de insumos externos. A análise desses autores sugere que os preços de *commodities* atuais pode ser suficiente para reverter o uso do solo em nível global, resultando numa diminuição da produção pecuária. Consequentemente, em longo prazo, haverá maior demanda por carne e leite e os custos de energia aliado às restrições de uso do solo serão fatores que incentivarão os agricultores a manter os sistemas mistos especiali-

zados. O sistema de integração lavoura-pecuária especializado é dominante nos Estados Unidos desde a metade do século passado. Sulc e Franzluebbbers (2014) exploram o uso e potencial de integração lavoura-pecuária em alcançar a gestão ambiental e manutenção da rentabilidade e destacam alguns manejos como o uso de rotação de culturas, implantação de pastagens perenes, manutenção dos resíduos culturais, consorciação de pastagens, culturas de cereais de duplo propósito e implantação de sistemas agroflorestais como oportunidades para sistemas integrados bem-sucedidos.

Haja vista essas características e a franca expansão do sistema de integração lavoura-pecuária, no qual resultados satisfatórios do ponto de vista agrônômico e ambiental foram obtidos por Salton et al. (2014) em experimento de longa duração e desenvolvidos em parcelas grandes (2 a 4 ha), espera-se que ações técnicas, políticas e outras pesquisas sejam promovidas e ajudem viabilizar produções integradas em unidades de produção familiares em escala de bacia hidrográfica, sistema esse que é alternativa à diversificação e fonte de renda às pequenas propriedades rurais produtoras de leite e grãos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPERGS, CAPES, ao CNPq, MDA, MAPA, SECIS/MCTI, MEC, MPA pelo projeto aprovado do NEA-UPF na chamada 81-2013.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, J. A. et al. Atividades agrícolas de produção em solos frágeis no Sul do Brasil. In: KLAUBERG FILHO, O. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011. p. 367-403.
- AMARAL, L. A.; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O. D. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 37, n. 4, p. 510-514, 2003.
- AMBROSI, I. et al. Lucratividade e risco de sistemas de produção de grãos com pastagens, sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 10, p. 1213-1219, 2001.
- ANDRADE, E. M. et al. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 683-690, 2007.
- ASSIS, F. O.; MURATORI, A. M. Poluição hídrica por detritos de suínos: um estudo de caso na área rural do município de Quilombo, Santa Catarina. **Revista Eletrônica Geografar**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 42-59, 2007.
- ASSMANN, A. L.; SOARES, A. B.; ASSMANN, T. S. **Integração lavoura-pecuária para a agricultura familiar**. Londrina: IAPAR, 2008. Disponível em: <[http://www.iapar.br/arquivos/File/zip\\_pdf/integracao\\_lavpecuaria.pdf](http://www.iapar.br/arquivos/File/zip_pdf/integracao_lavpecuaria.pdf)>. Acesso em: 18 abril 2011.
- BAGGIO, C. et al. Padrões de deslocamento e captura de forragem por novilhos em pastagem de azevém-anual e aveia-

- preta manejada sob diferentes alturas em sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 215-222, 2009.
- BALBINOT JUNIOR, A. A. et al. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 6, p. 1925-1933, 2009.
- BELL, L. W.; MOORE, A. D. Integrated crop–livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. **Agricultural Systems**, v. 111, p. 1-12, 2012.
- BERQUE, A. **Les raisons du paysage: de la chine antique aux environnements de synthese**. Paris: Hazan 1995. 192p.
- BITENCOURT, D.; PEGORARO, L. M. C.; GOMES, J. F. **Sistemas de pecuária de leite: uma visão na região de Clima Temperado**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2000. 195p.
- BORTOLUZZI, E. C. et al. Efeito da calagem na relação entre solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. spe, p. 2621-2628, 2008.
- BORTOLUZZI, E. C. et al. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa bacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 881-887, 2006.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2005.
- BUSNELLO, F. J. **Qualidade de água superficial em bacia hidrográfica com exploração mista leite/grãos**. 2012. 77 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2012.
- CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia e sustentabilidade. Base conceptual para uma nova Extensão Rural. In: X WORLD CONGRESS OF RURAL SOCIOLOGY, 10., 2000, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: IRSA, 2000. p. 1-22.
- CARDUCCI, C. E. et al. Modelagem da curva de retenção de água de Latossolos utilizando a Equação Duplo Van Genuchten. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 77-86, 2011.
- CARVALHO, P. C. de F. et al. O estado da arte em integração lavoura-pecuária. In: GOTTSCHALL, C. S.; SILVA, J. L. S.; RODRIGUES, N. C. (Org.). **Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de tecnologia**. Canoas, 2005, p. 7-44.
- CQFS (COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO) – RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, 2004. 394 p.
- CONTE, O. et al. Densidade, agregação e frações de carbono de um Argissolo sob pastagem natural submetida a níveis de oferta de forragem por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 579-587, 2011.
- COSTA, A. et al. Propriedades físicas do solo em sistema de manejo na integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 235-244, 2009.
- COSTABEBER, J. A. **Acción colectiva y procesos de transición agroecológica em Rio Grande do Sul, Brasil**. 1998. 422 f. Tese (Doutorado em Agroecologia) - Programa de Doctorado em Agroecologia, Campesinado e Historia, ISE-ETSIAN, Universidade de Córdoba, Espanha, 1998.
- DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.
- EMBRAPA. **Estatísticas do leite**. 2007. Disponível em: <<http://www.cnpqgl.embrapa.br>>. Acesso em: 30 de Agosto de 2011.
- FERREIRA, E. V. de O. et al. Concentração do potássio do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1675-1684, 2009.
- FIDALSKI, J.; TORMENA, C. A.; ALVES, S. J. Intervalo hídrico ótimo de um Latossolo vermelho distrófico, após o primeiro período de pastejo contínuo de *Brachiaria ruziziensis*, em sistema integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 775-783, 2013.
- FINAMORE, E. B. (Org.). **Planejamento estratégico da região da produção: do diagnóstico ao mapa estratégico 2008/2028**. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo, 2010. 156 p.
- FONTANELI, R. S. et al. Análise econômica de sistemas de produção de grãos com pastagens anuais de inverno, em sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 11, p. 2129-2137, 2000.
- GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. dos S.; PELLEGRINI, J. B. R. Qualidade da água numa bacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 49, n. 3, p. 391-399, 2005.
- GREENWOOD, K. L.; MCKENZIE, B. M. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 41, n. 8, p. 1231-1250, 2001.
- GUIMARÃES, R. M. L. et al. Intervalo hídrico ótimo para avaliação da degradação física do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1512-1521, 2013.
- IBGE. **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecua-ria/censoagro/agri\\_familiar\\_2006/familia\\_censoagro2006.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecua-ria/censoagro/agri_familiar_2006/familia_censoagro2006.pdf)>. Acesso em: 18 abril 2011.
- IBGE. **Censo Agropecuário 2009**. Disponível em: <[http://www.ine.gov.mz/censos\\_dir/agropecuaria/censoagrop ecuario.pdf](http://www.ine.gov.mz/censos_dir/agropecuaria/censoagrop ecuario.pdf)>. Acesso em: 18 abril 2011.
- IBGE. **Pesquisa Pecuária Municipal 2009**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/imprensa /ppts/0000000222.pdf>>. Acesso em: 18 abril 2011.
- KAYOMBO, B.; LAL, R. Responses of tropical crops to soil compaction. In: SOANE, B. D.; VAN OUWERKERK, C. (Ed.). **Soil compaction in crop production**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 287-316.
- LE BORGNE-DAVID, A. **Les migrations paysannes du Sud-Brésil vers l'Amazonie: le salariat plutôt que la malaria**. Paris: L'Harmattan. 1998. 221p.
- LOPES, M. L. T. et al. Sistema de integração lavoura-pecuária: efeito do manejo da altura em pastagem de aveia preta e azevém anual sobre o rendimento da cultura da soja. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 5, p. 1499-1506, 2009.
- LUCAS, J. J.; AMORIM, A. C. Manejo de dejetos: fundamentos para a integração e agregação de valores. In: ANAIS DO ZOOTEC'2005, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande, 2005. p. 1-22.
- MACHADO, M. I. C. S.; BRAUNER, J. L.; VIANNA, A. C. T. Formas de fósforo na camada arável de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 17, n. 3, p. 331-336, 1993.
- MARTINAZZO, R. **Diagnóstico da fertilidade de solos em áreas sob plantio direto consolidado**. 2006. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- MATHEWS, B. W.; SOLLENBERGER, L. E. Grazing systems and spatial distribution of nutrients in pastures: soil considerations. In: NUTRIENT CYCLING IN FORAGE SYSTEMS.

- 1996, Columbia. **Proceedings...** Columbia: University of Missouri, 1996. p. 213-229.
- MATIAS, S. S. R. et al. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho submetido a diferentes usos. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 40, n. 3, p. 331-338, 2009.
- MCDERMOTT, J. J. et al. Sustaining intensification of smallholder livestock systems in the tropics. **Livestock Science**, v. 130, n. 1-3, p. 95-109, 2010.
- MERTEN, G. H., MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.
- MINELLA, J. P. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1637-1646, 2007.
- MONAGHAN, R. M. et al. Depth distribution of simulated urine in a range of soils soon after deposition. **New Zealand Journal Agriculture Research**, v. 42, n. 4, p. 501-511, 1999.
- MOREIRA, W. H. et al. Influência da altura de pastejo de azevém e aveia em atributos físicos de um Latossolo vermelho distroférrico, após sete anos sob integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 1315-1326, 2014.
- NERO L. A.; VIÇOSA, G. N.; PEREIRA F. E. V. Qualidade microbológica do leite determinada por características de produção. **Ciência Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 29, n. 2, p. 386-390, 2009.
- NICOLOSO, R. da S.; LANZANOVA, M. E.; LOVATO, T. Manejo das pastagens de inverno e potencial produtivo de sistemas de integração lavoura-pecuária no Estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1799-1805, 2006.
- NORO, G. et al. Fatores ambientais que afetam a produção e a composição do leite em rebanhos assistidos por cooperativas no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 1129-1125, 2006.
- PELLEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia Hidrográfica do arroio Lino – Agudo – RS**. 2005. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.
- PELLEGRINI, J. B. R. et al. Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 7, p. 2.639-2.646, 2008.
- PETRY, C. **Construction de l'identité des paysages: l'imaginaire des paysages et l'identité territoriale au Sud du Brésil**. 2003. 340 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Université de Paris I Panthéon Sorbonne, Paris, 2003.
- POUSSET, Joseph. *Traité d'agroécologie*. Pour une agriculture naturelle. 2ed. Paris: Ed. France Agricole. 2012. 426p. II.
- RAMBO, P. B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**: ensaio de monografia natural. 3. ed. São Leopoldo: Unisinos. 1994. 479p.
- RIBEIRO, D. **A formação do povo brasileiro**. São Paulo: Companhia das Letras. 1996. 477p.
- RHEINHEIMER, D. S. et al. Qualidade de águas subterrâneas captadas em fontes em função da presença de proteção física e de sua posição na paisagem. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 948-957, 2010.
- RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; PELLEGRINI, J. B. R. Impacto das atividades agropecuárias na qualidade da água. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 85-96, 2003.
- ROSENER, W. L'histoire rurale de l'Europe médiévale et l'apport de Georges Duby. **Études Rurales**, v. 145, n. 1, p. 91-102, 1997.
- SALTON, J. C. et al. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014.
- SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2005. 92 p.
- SANTOS, D. B. et al. Qualidade do leite de propriedades familiares praticantes de integração lavoura-pecuária em função do uso do solo. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 65, n. 4, p. 1217-1222, 2013.
- SANTOS, D. B. **Sistema misto de produção (leite/grãos) em unidades de produção familiar de bacias hidrográficas de cabeceiras**. 2011. 182 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2011.
- SILVA, S. R.; BARROS, N. F.; COSTA, L. M. Atributos físicos de dois Latossolos afetados pela compactação do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 842-847, 2006.
- SULC, R. M.; FRANZLUEBBERS, A. J. Exploring integrated crop-livestock systems in different ecoregions of the United States. **European Journal of Agronomy**, v. 57, p. 21-30, 2014.
- TARAWALI, S. et al. Pathways for sustainable development of mixed crop livestock systems: taking a livestock and pro-poor approach. **Livestock Science**, v. 139, n. 1-2, p. 11-21, 2011.
- TAYLOR, H. M.; ROBERSON, G. M.; PARKER JR., J. J. Soil strength root penetration for medium to coarse textured soil materials. **Soil Science**, Baltimore, v. 102, n. 1, p. 18-22, 1966.
- TINOCO, S. T. J. **Análise sócio-econômica da piscicultura em unidades de produção agropecuária familiares da região de Tupã, SP**. 2006. 73 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) - Curso de Pós Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.
- TORRES, L. C.; BARROS, K. R. M.; LIMA, H. V. Alterações na qualidade física de um Latossolo amarelo sob pastagem. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 44, n. 4, p. 419-426, 2014.
- VANIN, J. **Vegetação arbórea na qualidade do agroecossistema**. 2012. 161 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2012.
- VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010.
- WEIMER, G. (Org.). **A Arquitetura no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Mercado Aberto. 1987.
- YAGI, R. et al. Diagnóstico de atributos químicos e físicos de solos sob plantio direto em propriedades agrícolas familiares do Sudoeste do Paraná. **Synergismus scyentifica**, Pato Branco, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2011.

# Impacto da atividade de suinocultura intensiva na qualidade da água de uma bacia hidrográfica do Médio Alto Uruguai

Viviane Capoane<sup>1</sup>, Tales Tiecher<sup>2</sup>, Mohsin Zafar<sup>3</sup> & Danilo Rheinheimer dos Santos<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Geógrafa, Doutora em Geografia, Pesquisadora no Centro Regional Sul de Pesquisas Espaciais - INPE, Câmpus da Universidade Federal de Santa Maria, Avenida Roraima, 1000, Caixa Postal 5021, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-970, RS, Brasil.

E-mail: capoane@gmail.com

<sup>2</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Avenida Bento Gonçalves, 7712, CEP 98400-000, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mail: tales.t@hotmail.com, tales.tiecher@gmail.com

<sup>3</sup> Bachelor of Science in Agriculture, Doutor em Ciência do Solo, Professor of Department of Soil & Environmental Sciences, in the University of Poonch Rawalakot (UPR), AJK-Pakistan. E-mail: mohsinses@gmail.com

<sup>4</sup> Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Titular do Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria, Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. E-mail: danilonesaf@gmail.com

## INTRODUÇÃO

A produção de suínos existe no Brasil desde os primórdios da nossa civilização e sua carne e gordura vêm sendo utilizadas pela população brasileira desde então, tendo inicialmente apresentado um maior dinamismo em Minas Gerais nas regiões de garimpo. No final do século XIX e início do século XX, com a imigração europeia para os estados do Sul, a suinocultura ganhou um novo aliado. Esses imigrantes vindos principalmente da Alemanha e da Itália trouxeram para o Brasil os seus hábitos alimentares de produzir e consumir suínos, bem como um padrão próprio de industrialização (EMBRAPA, 2010).

No Rio Grande do Sul, a suinocultura apresenta-se como um setor agropecuário que fomenta o desenvolvimento econômico e social (COSTA, et al., 2002). Inicialmente, de 1900 a 1960, a produção de suínos no Estado era baseada na produção de gordura para comercialização no mercado interno e externo. Porém, com o advento das gorduras vegetais e das mudanças de hábitos alimentares da população, a atividade direcionou-se para a produção de carne, a qual passou a ter importância no mercado externo a partir de meados da década de 1970, em razão do aumento da qualidade do produto e dos custos competitivos. A década de 1980 foi caracterizada pela estagnação da produção suína em decorrência da instabilidade econômica do período. Após 1990, o setor buscou o reposicionamento a partir da produção em escala, produtividade, qualidade e busca de mercados externos. Entretanto, foi após

1994 que o setor encontrou a estabilidade e melhor rentabilidade ao produtor. Fatores como o aumento do poder aquisitivo da população e a abertura do mercado internacional estimularam o setor após o plano de estabilização econômica. Esse período ficou marcado pela consolidação da atividade no RS e pelo surgimento de novos desafios, como sustentabilidade, rastreabilidade e bem-estar animal (COSTA, et al., 2002; ROHENKOHL, 2003; SIPS, 2009).

Essa evolução exigiu modificações de manejo, melhoramento genético, adoção de novas tecnologias e desenvolvimento da relação de produção integrada entre indústria e suinocultor (ROHR et al., 1996); a produção de suínos no Estado passou a ter caráter de sistema industrial. Conforme Miele e Giroto (2006), na produção primária mudanças estruturais passaram a ocorrer em função do aumento de escala, da especialização e das tendências relacionadas à crescente integração com a estrutura industrial de abate e processamento. Dessa forma, o sistema de integração na cadeia suinícola viabilizou a evolução tecnológica no setor, através de contratos das agroindústrias com firmas detentoras da genética animal, da melhoria dos compostos de nutrição animal, da crescente inovação em equipamentos essenciais à produção e do desenvolvimento de um sistema de logística eficiente (VIANA; PADULA; WAQUIL, 2010).

A região do Médio Alto Uruguai (MAU) representa 1,8% da população do Estado do Rio Grande do Sul (Tabela 30) e o plantel de suínos representa 8,9% do Estado (Tabela 30). Conforme dados do último Censo Agropecuário (IBGE, 2012), o RS pos-

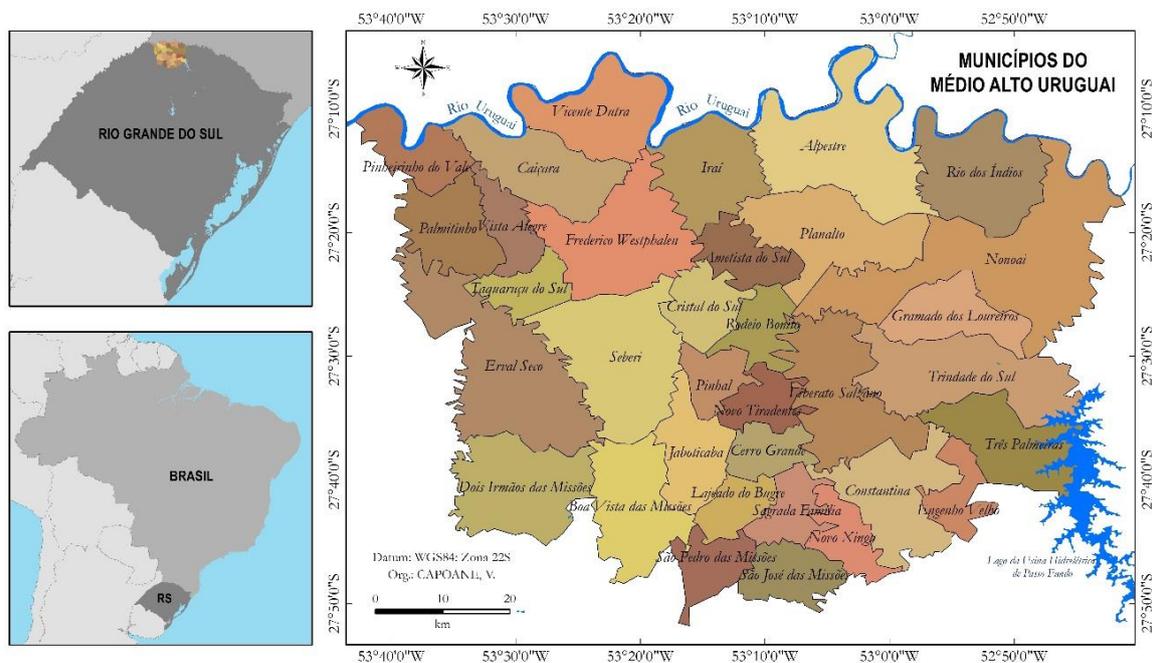
sui 5.677.515 de suínos e a região do MAU 504.130 animais. Dos 34 municípios que compõem o território do MAU (Figura 66), Palmitinho está em 2º lugar em número de suínos com 65.296 animais (Tabela 30), isso significa que o número de suínos do município é nove vezes maior do que o número de habitantes. Em primeiro lugar no *ranking* está o município de Frederico Westphalen, com um plantel de 71.562 suínos (Tabela 30). Embora a atividade de suinocultura intensiva tenha grande importância

econômica e social nas regiões produtoras, a intensificação da produção tem provocado uma forte pressão sobre os recursos naturais, principalmente sobre a água. Apenas o Rio Grande do Sul produz um volume diário em torno de 40 mil m<sup>3</sup> de dejetos, sendo grande parte lançada no ambiente sem nenhum tratamento prévio. A problemática reside na dificuldade de se fazer o manejo ambientalmente adequado dos dejetos que são gerados nos sistemas confinados de produção.

**Tabela 30.** População total, urbana, rural e ranking de produção de suínos nos municípios do Médio Alto Uruguai, Estado do Rio Grande do Sul.

Município	População Total*	População Urbana*		População Rural*		Suínos**	
	<i>n</i>	<i>n</i>	%	<i>n</i>	%	<i>n</i>	%
Frederico Westphalen	28843	23333	80,9	5510	19,1	71562	14,2
Palmitinho	6920	3393	49,0	3527	51,0	65296	13,0
Pinheirinho do Vale	4497	915	20,3	3582	79,7	54553	10,8
Vista Alegre	2832	1185	41,8	1647	58,2	40692	8,1
Pinhal	2513	1290	51,3	1223	48,7	34977	6,9
Rodeio Bonito	5743	4310	75,0	1433	25,0	28726	5,7
Taquaruçu do Sul	2966	1164	39,2	1802	60,8	25977	5,2
Constantina	9752	6510	66,8	3242	33,2	16510	3,3
Seberi	10897	5923	54,4	4974	45,6	16420	3,3
Alpestre	8027	2211	27,5	5816	72,5	15330	3,0
Erval Seco	7878	3437	43,6	4441	56,4	14520	2,9
Caçara	5071	1594	31,4	3477	68,6	13277	2,6
Ametista do Sul	7323	3811	52,0	3512	48,0	10340	2,1
Jaboticaba	4098	1487	36,3	2611	63,7	9200	1,8
Três Palmeiras	4381	2090	47,7	2291	52,3	8690	1,7
Planalto	10524	5932	56,4	4592	43,6	8259	1,6
Cristal do Sul	2826	931	32,9	1895	67,1	7260	1,4
Novo Xingu	1757	554	31,5	1203	68,5	6580	1,3
Liberato Salzano	5780	1297	22,4	4483	77,6	6310	1,3
Vicente Dutra	5285	2351	44,5	2934	55,5	5585	1,1
Iraí	8078	4457	55,2	3621	44,8	5500	1,1
Cerro Grande	2417	830	34,3	1587	65,7	4395	0,9
Rio dos Índios	3616	755	20,9	2861	79,1	3856	0,8
Novo Tiradentes	2277	654	28,7	1623	71,3	3770	0,7
Dois Irmãos das Missões	2157	1094	50,7	1063	49,3	3490	0,7
Engenho Velho	1527	599	39,2	928	60,8	3280	0,7
Nonoai	12074	9065	75,1	3009	24,9	3047	0,6
São José das Missões	2720	828	30,4	1892	69,6	2888	0,6
Trindade do Sul	5787	2899	50,1	2888	49,9	2829	0,6
Boa Vista das Missões	2114	886	41,9	1228	58,1	2785	0,6
Sagrada Família	2595	785	30,3	1810	69,7	2615	0,5
São Pedro das Missões	1886	532	28,2	1354	71,8	2222	0,4
Lajeado do Bugre	2487	706	28,4	1781	71,6	1926	0,4
Gramado dos Loureiros	2269	526	23,2	1743	76,8	1463	0,3
<b>Total MAU</b>	<b>189917</b>	<b>98334</b>	<b>100</b>	<b>91583</b>	<b>100</b>	<b>504130</b>	<b>100</b>
<b>Total RS</b>	<b>10693929</b>	<b>9100291</b>	<b>85,1</b>	<b>1593638</b>	<b>14,9</b>	<b>5677515</b>	<b>8,9</b>

Fonte: IBGE Censo Demográfico 2010 (\*) e Censo Agropecuário 2012 (\*\*).



**Figura 66.** Localização dos municípios do Médio Alto Uruguai, Rio Grande do Sul.

Atualmente, a forma predominante de manejo é o seu emprego como fertilizante orgânico em áreas agrícolas. Todavia, na região do MAU predominam pequenas propriedades rurais. Assim, em função da área agrícola reduzida e relevo acidentado, a maioria das propriedades que desenvolvem a suinocultura na forma intensiva, não tem condições de realizar a reciclagem dos dejetos sob a forma de fertilizante orgânico.

Embora a atividade suinícola tenha grande importância para a economia da região, gerando empregos, renda e impostos para os municípios, a expansão da pecuária intensiva na região do Médio Alto Uruguai tem causado preocupações ambientais relacionadas à degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Além disso, aplicações excessivas de dejetos no solo como fertilizante orgânico causam acúmulo de nutrientes no solo, em especial, cobre e zinco que podem atingir níveis tóxicos às plantas.

## 1 CONTAMINANTES PRESENTES NOS EFLUENTES DAS ATIVIDADES PECUÁRIAS QUE PODEM DEGRADAR A ÁGUA DOS MANANCIAIS

### 1.1 Fósforo e nitrogênio

O fósforo e o nitrogênio são os principais nutrientes presentes no estrume animal com potencial poluidor dos sistemas aquáticos, pois eles podem desencadear o processo de eutrofização das águas superficiais, além disso, o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) pode contaminar as águas subterrâneas. A concentração de N é maior em dejetos suínos (76,2 g N  $\text{kg}^{-1}$  de peso

seco), seguido de perus (59,6), cama de aviário (49,0), ovinos (44,4), gado leiteiro (39,6) e bovinos de corte (32,5) (HATHFIELD; STEWART, 1998). O teor de P é mais elevado em camas de aviários (20,8 g de P  $\text{kg}^{-1}$  de peso seco), seguido de suínos (17,6), perus (16,5), ovinos (10,3), bovinos de corte (9,6) e gado leiteiro (6,7) (HATHFIELD; STEWART, 1998).

Em regiões produtoras de suínos, tradicionalmente os efluentes líquidos têm sido descartados nos solos agrícolas e atuam como excelente fonte de nutrientes às plantas. No entanto, é praticamente impossível adequar às exigências das plantas nos diversos nutrientes com a adição de dejetos e, por isso, eles são considerados fertilizantes 'desequilibrados'. Exemplo disso é a inadequada relação N/P no dejetos líquido de suíno para fornecer adequadamente esses dois nutrientes para o milho ou outras gramíneas. Então, para satisfazer as exigências em N adicionam-se altas doses de P. Geralmente são aplicados de duas a cinco vezes mais P do que as necessidades das culturas (HAVLIN, 2004), o que leva inevitavelmente ao acúmulo de P nas camadas superficiais do solo ao longo do tempo (GUARDINI et al., 2012). Considerando que os solos não são sumidouros infinitos para o P, a aplicação continuada de efluentes em áreas agrícolas a uma taxa que excede as exigidas pelas culturas, aumenta sobremaneira os riscos de perda de P principalmente durante eventos pluviométricos e isso pode ameaçar a qualidade da água dos mananciais.

Devido à sua alta adsorção ao solo, o P entra em corpos d'água superficiais adsorvidos às partículas de solo erodidas. Além disso, a aplicação sucessiva

de estrume em altas doses promove a saturação dos sítios de sorção de P no solo, resultando na alta disponibilidade desse elemento, sendo facilmente transferido à fase solúvel quando esses sedimentos são transferidos aos corpos d'água (ABIOYE et al., 2010; GUARDINI et al., 2012; SCHOUMANS et al., 2015). No caso de plantas leguminosas a situação é muito mais crítica, uma vez que elas não necessitam de nitrogênio e, portanto, não se deve aplicar dejetos animais. Isso complica sobremaneira o descarte dos dejetos pelos agricultores e sobrecarrega as áreas cultivadas com gramíneas.

Em bacias hidrográficas com criação intensiva de suínos vários estudos têm mostrado que o P e o N dissolvido ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  e N orgânico), constituem a maior proporção de P e N total da água do escoamento superficial (BORAH et al., 2003; STUTTER et al., 2008; KATO; KURODA; NAKASONE, 2009). Estes compostos dissolvidos desempenham um papel importante na regulação de processos biogeoquímicos dos sistemas aquáticos (BROOKSHIRE et al., 2005), pois eles são prontamente disponíveis para absorção por organismos simples e podem levar à eutrofização dos mananciais (SEITZINGER et al., 2002). Maiores informações acerca do potencial poluidor de efluentes suínos por  $\text{NO}_3^-$  podem ser encontradas no Capítulo 5 da presente obra “Contaminação da água com nitrato pelo uso excessivo de dejetos líquidos de suínos na França: o que o Sul do Brasil pode aprender”.

## 1.2 Metais pesados

Metais pesados no estrume de animais representam uma ameaça para a qualidade da água, pois tem o potencial de bioacumulação. A maioria dos metais são carregados positivamente e tendem a ficar adsorvidos às argilas e partículas orgânicas, e são, portanto, mais suscetíveis ao transporte para fora do local de aplicação pelo escoamento superficial. Uma vez lançados nos ecossistemas aquáticos, os metais pesados ligam-se ou são adsorvidos por partículas de sedimento e, dependendo da morfologia do rio e das condições hidrológicas, partículas em suspensão com contaminantes associados podem se estabelecer ao longo do curso d'água e tornar-se parte dos sedimentos de fundo, muitas vezes, por muitos quilômetros a jusante das fontes de origem.

Conforme Forstner (1982) menos de 1% das substâncias que atingem o sistema aquático são dissolvidas em água, conseqüentemente, mais de 99% são estocadas no compartimento sedimentar. Uma vez adsorvidos ao sedimento, tais elementos podem ser

liberados devido às alterações nas condições ambientais e físico-químicas (pH, potencial redox e ação microbiana, entre outras), podendo contaminar a água e outros sistemas ambientais, levando à bioacumulação e transferência na cadeia trófica (FÖRSTNER; WITTMANN, 1983; HOROWITZ, 1991; YI et al., 2011), resultando em sérios riscos ecológicos para os organismos bentônicos, peixes e seres humanos.

Os metais comumente adicionados às rações de animais incluem arsênio (As), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), alumínio (Al), níquel (Ni) e o selênio (Se) (NICHOLSON et al., 1999). Estes elementos são potenciais contaminantes do solo, das plantas, dos organismos aquáticos e dos organismos terrestres (USEPA, 2001). Em áreas com suinocultura intensiva os metais Cu, Zn e Mn são os mais comumente encontrados no estrume de suínos como resultado da adição na ração alimentar, em virtude da necessidade de regular processos fisiológicos e da prevenção de distúrbios da saúde animal (POULSEN, 1998; NICHOLSON et al., 1999). Como apenas uma pequena fração dos metais adicionados é retida no corpo do animal (POULSEN, 1998), 70 a 95% dos metais são excretados nas fezes e urina (NRC, 1989) e, estão presentes nos dejetos que são subsequentemente aplicados no solo como fertilizante orgânico (NICHOLSON et al., 2003).

Em trabalho desenvolvido por Nicholson et al. (1999) e Sager (2007), os autores mostraram que as concentrações de Cu e Zn em dejetos de suínos são significativamente maiores do que em outros esterco animais. Desta forma, a aplicação de dejetos de suínos representa um risco maior de poluição de solos agrícolas. Estes metais constituem elementos essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas, todavia, podem se tornar fitotóxicos e causar perturbações metabólicas. Adicionalmente, a entrada maciça de Cu e Zn via efluente líquido suíno nos solos também promove a migração através de lixiviação e escoamento superficial, afetando negativamente a qualidade das águas de rios. Conforme a (CCME, 1995), concentrações de Cu acima de  $2-4 \mu\text{g L}^{-1}$  e Zn acima de  $30 \mu\text{g L}^{-1}$  são consideradas tóxicas para os ambientes aquáticos.

O Mn, quando em excesso na solução do solo, também ocasiona toxicidade para as plantas (LI et al., 2014). Nos ecossistemas aquáticos concentrações de  $40 \text{ mg L}^{-1}$  de Mn são letais para certos peixes e, concentrações acima de  $0,005 \text{ mg L}^{-1}$  de Mn causam efeitos tóxicos em algumas algas. O Se na forma de seleneto é um ânion susceptível de ser transportado para fora do local de aplicação por lixiviação. Em

águas naturais a concentração do elemento e de suas espécies é fortemente afetada pela atividade microbiana e pela redução química, resultando na formação de compostos orgânicos de Se, como mencionado por Zhang e Moore (1997). Uma vez no ambiente aquático, pode alcançar níveis tóxicos para peixes e outros animais selvagens (LEMLY, 2004). Alguns autores consideram que uma concentração de 2 a 5  $\mu\text{g L}^{-1}$  de Se na água já é altamente danosa à saúde e sobrevivência de peixes e da vida selvagem como um todo. No capítulo 4 do presente livro podem ser encontradas maiores informações acerca do potencial poluidor dos dejetos de suínos por metais pesados.

### 1.3 Sais solúveis

O estrume animal contém grandes quantidades de sais solúveis em água, incluindo sódio (Na), potássio (K) e o cloro (Cl). A presença destes sais minerais nos dejetos decorre da adição rotineira na ração animal devido a necessidade de melhorias de produtividade, maximizar os retornos econômicos e, manter o balanço catiônico da dieta (GOFF, 2006). No entanto, a salinidade do estrume animal e salinização secundária do solo induzida pela aplicação sistemática do estrume como fertilizante têm sido ignorada. Assim como a poluição por nutrientes N e P, pesticidas e agentes patogênicos (SHORTLE; ABLER; RIBAUDO, 2001), a salinização do solo também é considerada uma forma difusa de poluição (LI-XIAN et al., 2007).

O K é o sal solúvel dominante nos estrumes sendo que o teor de K mais elevado está no estrume do gado de leite (31,6 g de K  $\text{kg}^{-1}$  de peso seco), seguido de ovinos (30,5), suínos (26,2), bovinos (20,8), perus (19,4) e aves (19,0) (HATHIELD; STEWART, 1998). Conforme Sweeten e Mathers (1985), há uma relação linear entre as concentrações de sal no estrume e o nível de sal na ração do gado. Portanto, existe uma possibilidade de reduzir o nível de sal no estrume através da redução do sal na ração. Por exemplo, em experimento realizado por Sweeten e Mathers (1985), eles demonstraram que os níveis de sal em rações poderiam ser limitados a 0,25%, sem prejudicar a produção de carne bovina.

### 1.4 Patógenos

Alguns dos patógenos presentes no estrume animal têm o potencial de contaminar a água, o solo e o ar, se o armazenamento e tratamento dos resíduos não forem gerenciados adequadamente. Os

principais patógenos que podem afetar a qualidade da água para os seres humanos são vírus, bactérias e protozoários (*Giardia*, *Cryptosporidium*). No Brasil a Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) estabelece como padrão microbiológico de potabilidade ausência em 100 mL de amostra de água de organismos coliformes totais e *Escherichia coli*. Com relação aos protozoários, o art. 49º desta Portaria estabeleceu o prazo máximo de 24 meses, contados da publicação, para que os órgãos e entidades sujeitos à aplicação promovessem as adequações necessárias ao seu cumprimento no que se referisse ao monitoramento dos parâmetros cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.* Quanto aos vírus, o art. 29º recomenda a inclusão de monitoramento de vírus entéricos no(s) ponto(s) de captação de água proveniente(s) de manancial(is) superficial(is) de abastecimento, com o objetivo de subsidiar estudos de avaliação de risco microbiológico. Entretanto, são raros os laboratórios no Brasil que fazem análises de protozoários e vírus e, quando são feitas, a maioria das análises é com fins de pesquisa em universidades.

Diversas categorias de bactérias têm sido utilizadas como indicadoras da qualidade da água, estas incluem coliformes totais, coliformes fecais, enterococos total e *E. coli*. Dentre estas, a *E. coli* tem sido largamente utilizada por pesquisadores, pois dá uma melhor indicação da contaminação de origem fecal na água (EDBERG et al., 2000). Embora a maioria das cepas de *E. coli* sejam inofensivas e vivam no intestino de humanos e animais saudáveis, algumas estirpes produzem toxinas potentes que podem causar doenças graves e até a morte. Um exemplo é a *E. coli* O157:H7, que pode causar colite hemorrágica e síndrome hemolítica urêmica em seres humanos (KUDVA; BLANCH; HOVDE, 1998).

Em termos agronômicos, se o estrume for aplicado no solo como fertilizante sem tratamento adequado aumenta substancialmente o risco de contaminação da água, pois os agentes patogênicos presentes no estrume têm capacidade de sobrevivência variável de acordo com as espécies e as condições ambientais e, alguns podem sobreviver por longos períodos após a sua aplicação no solo (MILLNER, 2009; VENGLOVSKY et al., 2009; ZIEMER et al., 2010; BROCHIER et al., 2012). Estudos mostraram que a *E. coli* O157:H7, pode persistir por até dois meses em fezes de bovino a temperaturas compreendidas entre 5 a 22°C em diferentes concentrações de inóculos (VIDOVIC; BLOCK; KORBER, 2007; ZHANG et al., 2009). A *Salmonella* e *Campylobacter* de 3-6 meses, a bactéria *Listeria*, até 6 meses

(NICHOLSON; GROVES; CHAMBERS, 2005; ZIEMER et al., 2010) cistos de protozoários, 10 dias; vírus entéricos, um ano e, ovos de helmintos de 2 a 7 anos (SCHMIDT et al., 2007). Além disso, os cistos dos protozoários *Giardia Cryptosporidium* são extremamente resistentes à cloração e filtração. Diante do exposto, percebe-se a grande necessidade de tratamento do efluente antes da aplicação no solo como fertilizante, no intuito de proteger os mananciais aquáticos e, principalmente, a saúde de humanos (BICUDO; GOYAL, 2003; CHADWICK et al., 2008; VANOTTI et al., 2009; TOPP et al., 2009).

### 1.5 Compostos orgânicos

O uso de compostos orgânicos no setor pecuário tem aumentado significativamente nos últimos anos, destacando-se as classes dos hormônios e antibióticos. Estes incluem vacinas para o tratamento de vírus e bactérias, antihelmínticos para tratar vermes intestinais, parasiticidas e coccidiasina (células de parasitas), ionóforos, inseticidas, medicamentos e produtos químicos diversos (CRANDALL; DONKERSGOED, 1996). A preocupação ambiental quanto a estes compostos refere-se à excreção desses produtos através do estrume e urina e o seu potencial transporte para águas superficiais ou subterrâneas.

Os ionóforos e os antibióticos são vulgarmente utilizados na indústria pecuária, muitas vezes imitando os hormônios. A preocupação ambiental com hormônios são os potenciais efeitos sobre as culturas e possível desregulação endócrina em animais não alvos, tais como os seres humanos. Além disso, esses compostos podem afetar o sistema imunológico central e inibir ou alterar as funções normais do organismo (KIDD et al., 2007). Ionóforos são usados nos animais em confinamento como implantes da orelha de bois, novilhas e suínos ou, como aditivos alimentares em novilhas, que aumentam o ganho de peso e resultam em carne magra e menos gordura. Em um estudo realizado por Estergreen et al. (1977), os autores constataram que 50% da progesterona era excretada nas fezes do gado e 2% na urina de vacas e; que 12% e 1,2%, respectivamente, foram excretadas nas fezes e urina dos novilhos. No geral, os ionóforos têm um baixo potencial de poluição da água, porque eles são geralmente solúveis em gordura e não são solúveis em água, no entanto exceções ocorrem. Por exemplo, Shore; Gurevitz; Shemesh (1993) verificaram que a testosterona era facilmente lixiviada a partir do solo, mas o estradiol e o estrona não.

Os antibióticos são substâncias químicas orgânicas produzidas por microrganismos que tem a habi-

lidade, em baixas concentrações, de inibir o crescimento ou destruir outro microorganismo. Eles são utilizados na pecuária para melhorar o crescimento e a eficiência da alimentação, a prevenção e terapia de doenças (DU; LIU, 2012; BAILEY et al., 2015). A preocupação ambiental é a possível alteração da flora microbiana, que pode causar doenças e desenvolvimento de cepas resistentes de microorganismos (ALLEN, 2014). De acordo com Kümmerer (2009) a utilização de antibióticos como promotores de crescimento é considerada uma das aplicações mais comuns de tais substâncias na atualidade, devido ao aumento de produção de animais confinados.

Na suinocultura intensiva houve um grande aumento no uso de produtos químicos principalmente para a profilaxia e controle de doenças. A maior parte destas substâncias é parcialmente metabolizada, assim, as formas ativas são excretadas na urina e nas fezes pelo animal (KUMAR et al., 2005). De acordo com Kwon et al. (2011) cerca de 90% dos antibióticos utilizados como profilaxia são liberados para o meio ambiente através de fezes e urina. Dessa forma, o estrume animal constitui uma importante fonte destes compostos para o ambiente. Uma vez aplicado no solo estes produtos químicos são transportados para os corpos de água através de escoamento superficial, por isso a aplicação de efluentes de suínos no solo é uma importante fonte de contaminação farmacêutica para as águas superficiais e subsuperficiais no mundo (KAY et al., 2005; KIM et al., 2012; AWAD et al., 2014).

Diante do acima exposto percebe-se que apesar dos benefícios agronômicos, inúmeras pesquisas têm associado à utilização de efluentes animais em solos agrícolas com a degradação da qualidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas, devido, principalmente, a entrada excessiva de nutrientes, matéria orgânica particulada, bactérias, estrogênio e antibióticos. No Brasil pesquisas relacionadas ao uso abusivo de fármacos no setor pecuário ainda são raras e recentes, mas na América do Norte e Europa a preocupação é antiga e tem aumentado a cobrança da sociedade por regulação da atividade de forma a proteger a saúde humana e o meio ambiente, tanto que a Associação Médica Americana (*American Medical Association*) aprovou uma resolução (*Resolutions nº 508*) pedindo a rescisão ou a eliminação progressiva do uso profilático de antibióticos na pecuária intensiva. Da mesma forma, a Organização Mundial de Saúde pediu que o uso de antibióticos em animais produtores de alimentos seja reduzido para evitar o aumento de doenças resistentes aos medi-

camentos. A temática contaminação do solo e dos mananciais aquáticos em decorrência do uso abusivo de fármacos no setor pecuário é tratada no Capítulo 3 “Contaminação do solo e da água com medicamentos veterinários” da presente obra.

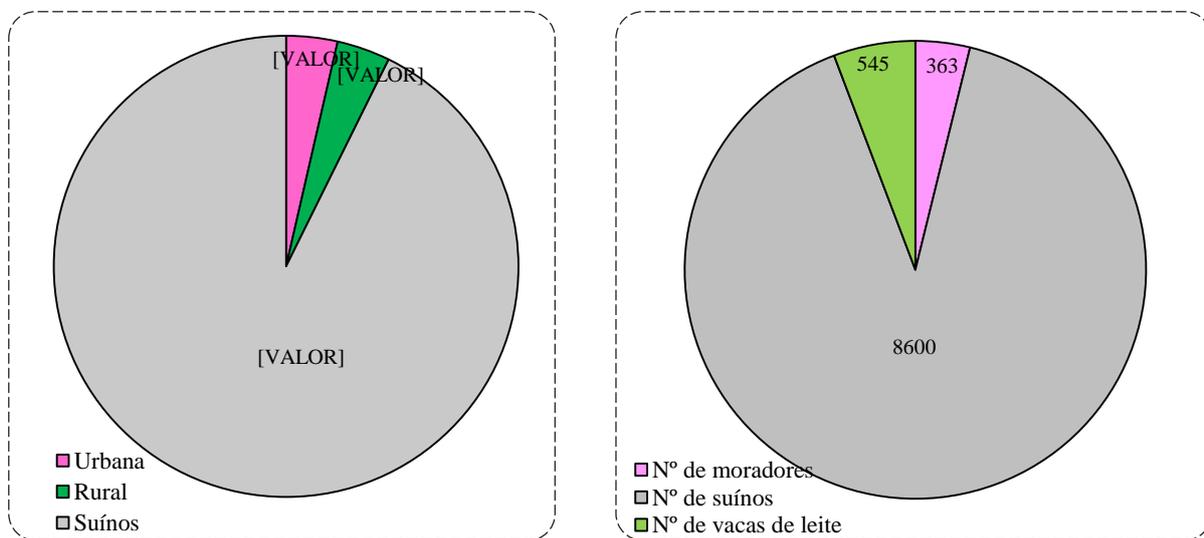
## 2 IMPACTOS DA ATIVIDADE DE PECUÁRIA SUÍNA INTENSIVA NA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO CALDEIRÃO

### 2.1 A bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão

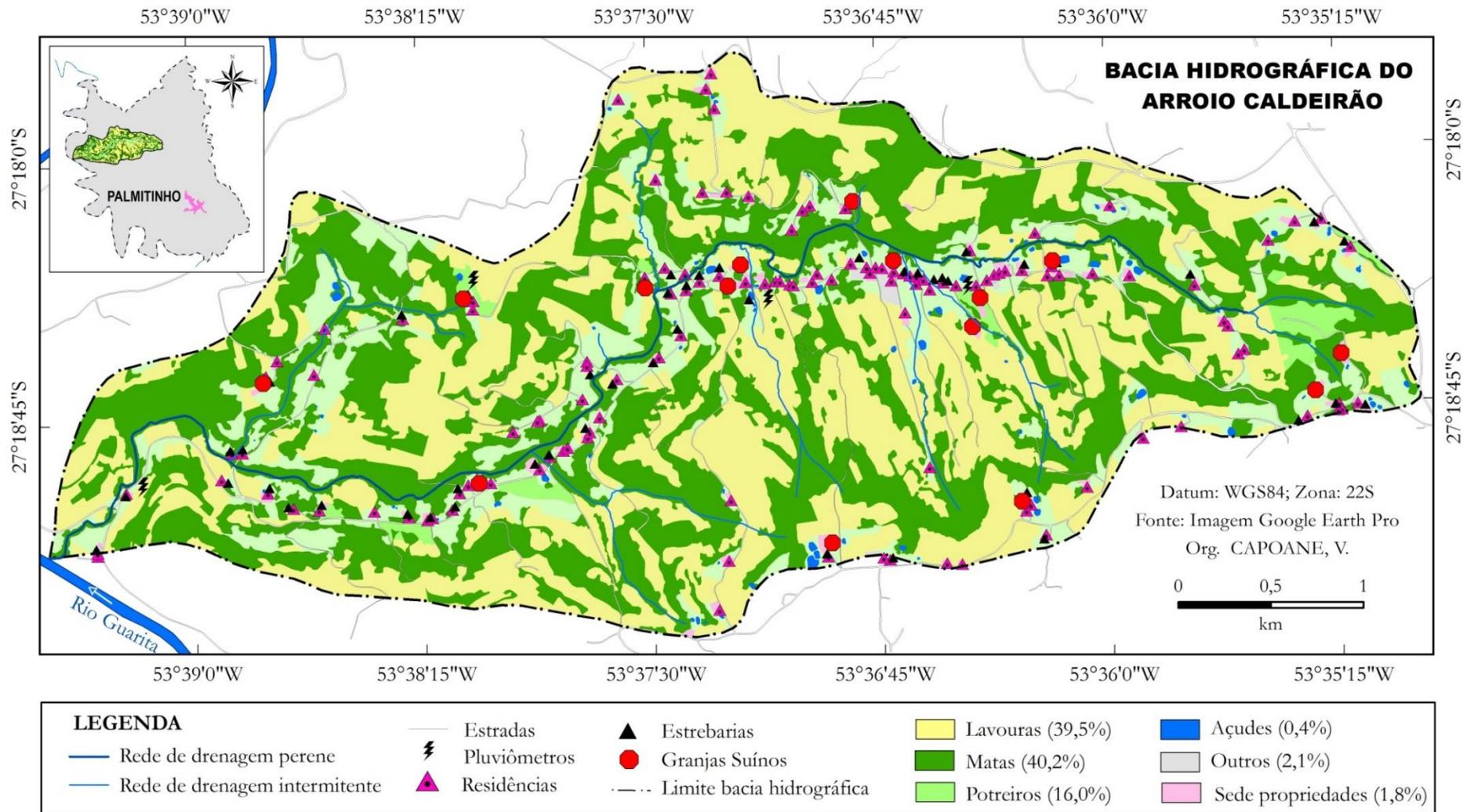
No município de Palmitinho a suinocultura é responsável por 70,3% da arrecadação do imposto sobre mercadorias e serviços, envolvendo mais de 100 famílias na atividade (EMATER/RS, 2014). Em 2015 o plantel de suínos correspondia a 88.222 suínos entre as unidades de produção de leitões (UPL) e terminação (UT) (Secretaria de Agricultura do Município de Palmitinho, 2015), representando um aumento de 35% em relação ao Censo Agropecuário de 2012. Das 100 famílias que desenvolvem a atividade, 15 residem na bacia hidrográfica (BH) do Arroio Caldeirão, localizada na porção noroeste do município. Nesta BH, o número de suínos nas UPLs é de 560 matrizes e nas UTs 8.040 num total de 8.600 suínos (Prefeitura Municipal de Palmitinho, 2015), o

que corresponde a 9,7% do plantel do município (Figura 67). A área da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão é subdividida em 124 propriedades num total de 363 habitantes (Figura 67b). A densidade demográfica da bacia hidrográfica é de 0,26 habitantes/ha e a densidade de suínos é de 6,1 animais/ha.

O uso da terra da BH é predominantemente agrícola com 1.363 ha (Figura 68), o que corresponde a 9,4% da área do município de Palmitinho. A economia local baseia-se na suinocultura intensiva, bovinocultura leiteira e aposentadorias (CAPOANE et al., 2014). Na agricultura destacam-se a produção de milho, soja e tabaco. O clima da região é o subtropical muito úmido com inverno fresco e verão quente. A temperatura média anual varia entre 20-23 °C. A temperatura média do mês mais frio oscila entre 14-17 °C e a temperatura média do mês mais quente varia entre 23-29 °C. A precipitação fica entre 1700-1900 mm ao ano em 110-140 dias de chuva (ROSSATO, 2011). O substrato litológico é composto de basaltos da Formação Serra Geral, *Fácies* Parapanema, com predomínio de relevo forte ondulado (51,6%), seguido das classes ondulado (33,4%), suave ondulado (10,5%), montanhoso (3,4%) e plano (3,2%) (CAPOANE et al., 2014). A amplitude é de 314 m e as classes de solo mais expressivas da BH são Neossolos e Cambissolos (CUNHA, et al., 2010).



**Figura 67.** População residente no meio urbano e rural no município de Palmitinho – RS e, número de suínos. Fonte: Censo Demográfico 2010 (IBGE) e Prefeitura Municipal de Palmitinho (2015) (esquerda) e número de moradores, suínos e vacas de leite na BH do Arroio Caldeirão, Palmitinho, RS (direita). Fonte: Trabalhos de campo da primeira autora e Prefeitura Municipal de Palmitinho (2015).



**Figura 68.** Classes de uso da terra da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

A ocupação agrícola está adaptada principalmente às dificuldades impostas pelo relevo. As lavouras encontram-se principalmente nos vales, mas é possível encontrá-las também em áreas mais íngremes (Figuras 69). Os cultivos comerciais mais expressivos no verão são milho, fumo e tabaco, enquanto que no período de inverno pequenas áreas são cultivadas com forrageiras, a maior parte fica em pousio hibernar. Da vegetação, outrora de mata nativa composta pela formação floresta estacional decidual restam fragmentos preservados em áreas onde não é possível a prática agrícola em função do relevo acidentado. Em algumas propriedades, devido ao êxodo de jovens, observam-se lavouras abandonadas, com matas em vários estágios de regeneração (CAPOANE et al., 2014).

As sedes das propriedades encontram-se nos vales, próximas aos cursos d'água e nos topos de morros, próximas às nascentes (Figuras 69), refletindo o histórico de ocupação próximo de uma fonte segura de abastecimento de água. Devido a esta posição na paisagem, elas contribuem na transferência de poluentes para os sistemas aquáticos, pois, na maioria delas não há sistema de tratamento de esgoto e todo efluente gerado é encaminhado para fossas negras. Além disso, a coleta de lixo é feita esporadicamente e não contempla todos os moradores. É visível o acúmulo de lixo em alguns pontos da BH, principalmente vidros e sacos plásticos incluindo embalagens de agrotóxicos.



**Figura 69.** Imagens ilustrando a paisagem da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. Fotos: Viviane Capoane.

Na suinocultura, assim como no restante do país onde há produção intensiva, o tratamento dos dejetos ainda é uma prática pouco utilizada em virtude dos custos e da complexidade dos processos necessários para a eficiente depuração dessa matriz, que tem como característica inerente a sua alta carga poluente. Das 15 propriedades que desenvolvem a atividade (Figura 68), em 11 delas o dejetos de suínos produzido é armazenado em esterqueiras e, em quatro delas há biodigestores. Tanto o dejetos armazenado nas esterqueiras quanto nos biodigestores, são aplicados regularmente nas áreas de lavoura. A aplicação dos dejetos nas lavouras normalmente é feita antes do plantio das culturas. Nesse momento há a incorporação mecânica do efluente ao solo. Mas também há aplicação durante o crescimento das plantas, cuja aplicação é feita em superfície.

Em algumas propriedades, devido a sistemas de armazenagem subdimensionados, em determinados períodos do ano em que não é possível a distribuição dos efluentes nas lavouras em função do estágio de desenvolvimento das plantas, há o descarte direto no ambiente em dias de chuva (CAPOANE et al., 2014). Além disso, a quantidade de esterco aplicado nas lavouras é feita indiscriminadamente, sem análises de solo e com sucessivas aplicações nas mesmas áreas, inúmeras vezes ao ano. Frequentemente, a dose de dejetos aplicada é igual à quantidade de dejetos produzidos pela quantidade de terra cultivada. Na Região do MAU é possível encontrar áreas

que recebem mais de 1.000 m<sup>3</sup> de dejetos ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (FERNANDES, 2015). Como agravante, as áreas de lavouras (fontes difusas de poluição) são mantidas predominantemente sob o sistema de cultivo convencional, com lavrações e gradagens antes de cada cultivo. Nas poucas áreas de lavoura em que o solo não é revolvido, a cobertura com resíduos culturais é muito baixa, sendo insuficiente para amenizar a energia cinética da chuva. Não existe sistema de rotação de culturas, não há obras físicas de contenção da enxurrada e a semeadura em muitas propriedades é feita no sentido do declive, resultando em presença de forte erosão laminar e em sulco.

O volume de dejetos líquidos produzidos na BH do Arroio Caldeirão é de cerca de 70 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> perfazendo um total de 25.550 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>, isto significa que existe uma oferta de 49,04 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para as áreas de lavoura (CAPOANE et al., 2014). Considerando que as 15 propriedades que desenvolvem a atividade têm em média 10 ha, a quantidade de efluente gerado é suficiente para causar grande acúmulo de P, Cu e Zn, dentre outros nutrientes no solo, potencializando assim a transferência desses elementos aos sistemas aquáticos. A problemática é agravada devido a sistemas de armazenagem subdimensionados (Figura 70) e infraestrutura de distribuição deficiente, manejo inadequado das instalações, em especial por causa de vazamentos no sistema hidráulico e desperdício de água nos bebedouros.



**Figura 70.** Imagem ilustrando o extravasamento de uma esterqueira. Foto: Viviane Capoane.

A bovinocultura leiteira também é uma importante fonte de renda para os moradores da BH, estando presente em praticamente todas as propriedades (Figura 68). Entretanto, o número de animais varia bastante entre elas, desde um até 40 animais. Das propriedades produtoras de leite, em três delas a atividade está consorciada com a suinocultura e o efluente gerado na sala de ordenha é direcionado para as esterqueiras, juntamente com os efluentes da suinocultura. Nas demais propriedades, somente uma possui esterqueira para direcionamento dos resíduos gerados nas estrebarias, no restante, a ordenha é feita em estrebarias ou a céu aberto, sendo todo efluente gerado descartado diretamente no ambiente.

Após a ordenha no fim do dia, o gado é encaminhado para poteiros e piquetes próximos às residências. No geral esses locais possuem pequena área, dessa forma o número excessivo de animais acaba intensificando os processos de desagregação do solo e o surgimento de processos erosivos. Como esses locais encontram-se próximos a cursos d'água, além da degradação do solo e transferência direta de sedimentos e poluentes adsorvidos para os cursos d'água, há também o comprometimento das zonas ripárias devido ao tráfego dos animais (Figura 71). Os impactos da bovinocultura leiteira também são abordados no capítulo 8 do presente livro.



**Figura 71.** Imagem ilustrando uma área de preservação permanente ao longo de um canal de drenagem sendo utilizada para o pastoreio do gado. Foto: Viviane Capoane.

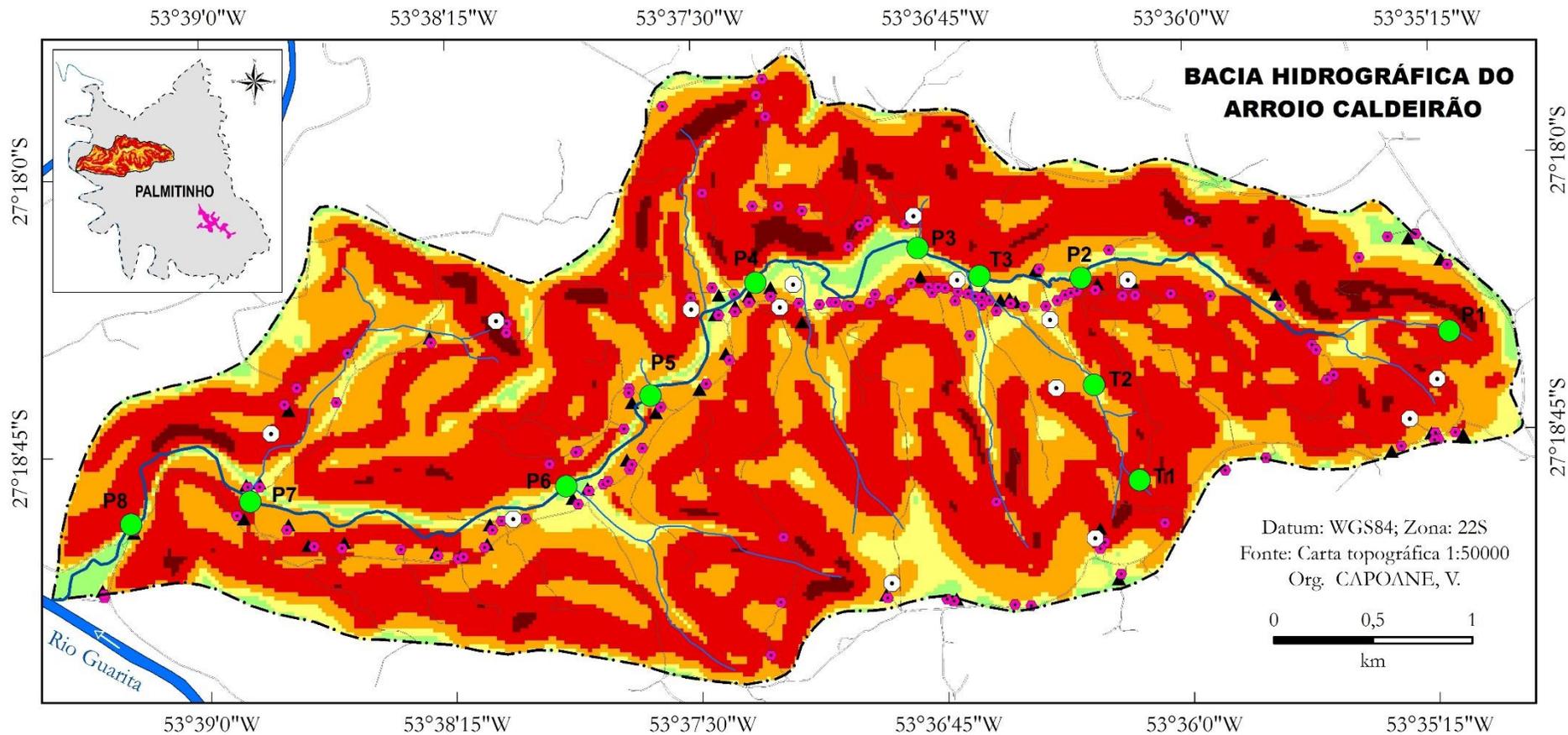
## 2.2 Qualidade da água na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão

Nos anos de 2012 e 2013 Capoane et al. (2014) e Capoane et al. (2015) realizaram um monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão. O trabalho teve por objetivo avaliar as concentrações de nutrientes nas águas dos canais

de drenagem a fim de investigar se as atividades agropecuárias desenvolvidas na bacia hidrográfica estavam impactando a qualidade da água dos mananciais.

Para a investigação, amostras de água foram coletadas no fluxo de base em 11 pontos, sendo oito no canal principal (P) e três em um tributário (T) (Figura 72). A localização dos pontos foi disposta a montante, médio curso e foz do arroio principal e num tributário, sempre situando os pontos à montante e à jusante das granjas de criações de suínos e outras fontes potenciais de poluição difusa, como lavouras (Tabela 31). As coletas foram realizadas em três períodos distintos, outubro (07/10/2012), dezembro (09/12/2012) e fevereiro (12/02/13). No mês de março de 2013 foram efetuadas coletas diárias em dois pontos, exutório (P8) e médio curso (P4).

Os resultados obtidos pelos autores comprovaram que as atividades agropecuárias desenvolvidas na BH do Arroio Caldeirão estão impactando a qualidade das águas superficiais. As concentrações de P solúvel e de  $\text{NO}_3^-$  foram maiores nos pontos de coleta amostrados em áreas bastante antropizadas, como as próximas a estrebarias, granjas de suínos e lavouras (CAPOANE et al., 2014). O P4 apresentou as maiores concentrações de P solúvel e nitrato nas três coletas efetuadas, inclusive ultrapassando o limite de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato estabelecido pela Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005), na segunda coleta (Tabela 32). Este ponto encontra-se logo abaixo de duas granjas de suínos, com área de lavouras margeando o curso d'água. O P1, que é o ponto com menor influência antrópica com matas ciliares bem preservadas, localizado próximo a nascente do canal principal, apresentou as menores concentrações de P e N (Tabela 32). Devido às baixas precipitações na segunda coleta os pontos P1, T1 e T2 não puderam ser amostrados. Esse fenômeno é comum em regiões de relevo forte ondulado com predomínio de solos rasos, como é o caso da BH estudada, em que os canais de drenagem secam com poucos dias sem precipitação. Paralelamente à diminuição do escoamento superficial e subsuperficial, as águas de áreas menos antropizadas podem ter causado efeito de diluição dos nutrientes.



LEGENDA		Declividade, Relevo, Área %	
— (blue line)	Rede de drenagem perene	▲ (black triangle)	Estrebarias
— (light blue line)	Rede de drenagem intermitente	⊙ (white circle)	Granjas Suínos
— (dashed line)	Limite bacia hidrográfica	● (green circle)	Pontos de coleta de água
— (grey line)	Estradas	◆ (purple diamond)	Residências
■ (green)	0-3% Plano (3,2)	■ (orange)	8-20% Ondulado (33,4)
■ (yellow)	3-8% Suave Ondulado (10,5)	■ (red)	20-45% Forte Ondulado (51,6)
■ (dark red)	> 45% Montanhoso (3,4)		

**Figura 72.** Classes de declividade e localização dos pontos de coleta de água na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

**Tabela 31.** Caracterização dos pontos monitorados na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

Pontos	Área de captação, ha	Lavoura, ha	Nº de suínos	Nº de vacas	Lavoura, %	Nº de suínos/ área captação	Nº de vacas/ área captação
P 1	11	5	0	0	45,5	0	0
P 2	230	84	1550	100	36,5	6,7	1,2
P 3	474	204	4550	194	43,0	9,6	1,0
P 4	639	271	5917	250	42,4	9,3	0,9
P 5	799	338	5990	299	42,3	7,5	0,9
P 6	966	405	6490	385	41,9	6,7	1,0
P 7	1143	471	7310	469	41,2	6,4	1,0
P 8	1333	521	8321	516	39,1	6,2	1,0
T 1	10	4	0	0	40,0	0	0
T 2	71	33	1400	20	46,5	19,7	0,6
T 3	97	47	2200	41	48,5	22,7	0,9

P → Canal principal; T → Tributário. Fonte: Capoane et al. (2014).

**Tabela 32.** Concentrações dos parâmetros físicos e químicos das amostras de água coletadas nos canais de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

Data	ID	CE μS cm <sup>-1</sup>	Turbidez UNT	pH	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
					..... mg L <sup>-1</sup> .....						..... μg L <sup>-1</sup> .....				
1ª coleta - 07/10/2012	P1	75,0	0,4	7,2	5,5	1,2	2,0	1,6	9,3	4,5	0,5	15,6	31,6	1,0	6
	P2	76,4	4,1	7,6	6,6	2,2	2,7	1,6	8,5	4,1	1,1	34,1	40,7	1,3	15
	P3	77,7	4,9	7,7	7,2	2,8	2,8	1,6	9,5	4,6	1,3	28,6	34,5	1,5	13
	P4	80,7	6,5	7,7	8,1	3,4	3,3	1,9	9,7	4,7	1,6	29,7	55,6	2,0	20
	P5	88,7	4,9	7,8	6,5	2,7	2,5	1,4	9,5	4,7	1,5	27,0	32,1	1,4	19
	P6	85,7	4,8	7,8	6,0	2,8	2,9	1,6	9,3	4,7	1,5	18,4	30,4	1,0	23
	P7	86,6	5,9	7,7	6,1	3,0	2,2	1,1	9,2	4,4	1,3	110,8	39,1	1,2	24
	P8	77,0	4,2	7,8	7,3	3,3	2,8	1,6	8,9	4,3	1,1	18,4	21,4	1,2	21
	T1	94,6	3,0	7,6	3,7	1,5	2,5	1,1	9,8	4,6	0,6	19,0	29,3	0,9	10
	T2	77,0	3,4	7,2	5,3	2,9	3,2	0,7	7,6	3,5	0,6	22,9	39,6	0,9	11
T3	63,5	6,8	7,9	7,9	3,8	2,7	0,8	8,3	3,8	0,4	22,7	39,2	0,7	13	
2ª coleta - 09/12/2012	P2	141,0	12,2	7,5	12,5	9,4	3,6	1,9	14,3	7,5	1,2	6,4	14,6	1,0	21
	P3	126,9	2,1	7,5	10,8	4,9	4,4	2,5	13,2	6,4	2,0	21,5	11,1	1,6	23
	P4	143,0	1,6	7,6	13,4	14,8	4,6	2,9	14,0	7,3	2,5	8,8	9,4	1,6	45
	P5	117,8	4,4	7,6	8,4	5,4	3,8	5,1	12,2	6,1	2,0	28,3	14,6	1,5	38
	P6	107,5	1,3	7,6	7,8	4,2	3,8	3,1	10,4	5,2	1,7	12,4	9,6	1,6	37
	P7	101,6	1,1	7,6	6,5	4,0	2,6	3,3	9,7	5,0	2,1	6,6	8,5	1,0	32
	P8	90,9	1,3	7,5	17,1	7,2	2,5	2,2	8,8	4,4	2,0	8,3	7,5	0,4	24
	T3	168,2	0,3	8,1	26,7	9,5	4,4	4,5	16,3	7,6	2,1	1,9	8,7	0,9	2
3ª coleta - 12/02/2013	P2	164,7	2,3	7,8	9,5	0,8	2,5	3,7	16,7	8,3	3,8	7,7	9,7	1,5	17
	P3	131,2	2,1	8	14,8	0,5	3,4	4,2	12,5	5,8	2,5	242,3	7,4	1,3	1
	P4	146,0	0,6	7,6	11,2	2,7	3,8	4,4	14,4	7,5	1,4	5,4	7,5	1,2	27
	P5	138,0	1,8	7,6	12,7	0,9	3,9	3,1	12,9	6,5	1,7	76,2	8,2	1,9	25
	P6	103,1	1,1	7,7	9,4	0,5	2,2	4,9	10,5	5,3	0,8	14,9	6,8	3,6	21
	P7	97,7	0,1	7,5	8,0	0,7	1,9	4,3	10,3	5,1	0,4	34,2	6,0	1,2	26
	P8	77,1	0,1	7,4	7,3	0,3	1,7	2,8	8,0	3,9	0,3	12,1	4,8	0	11

Fonte: Capoane et al. (2014).

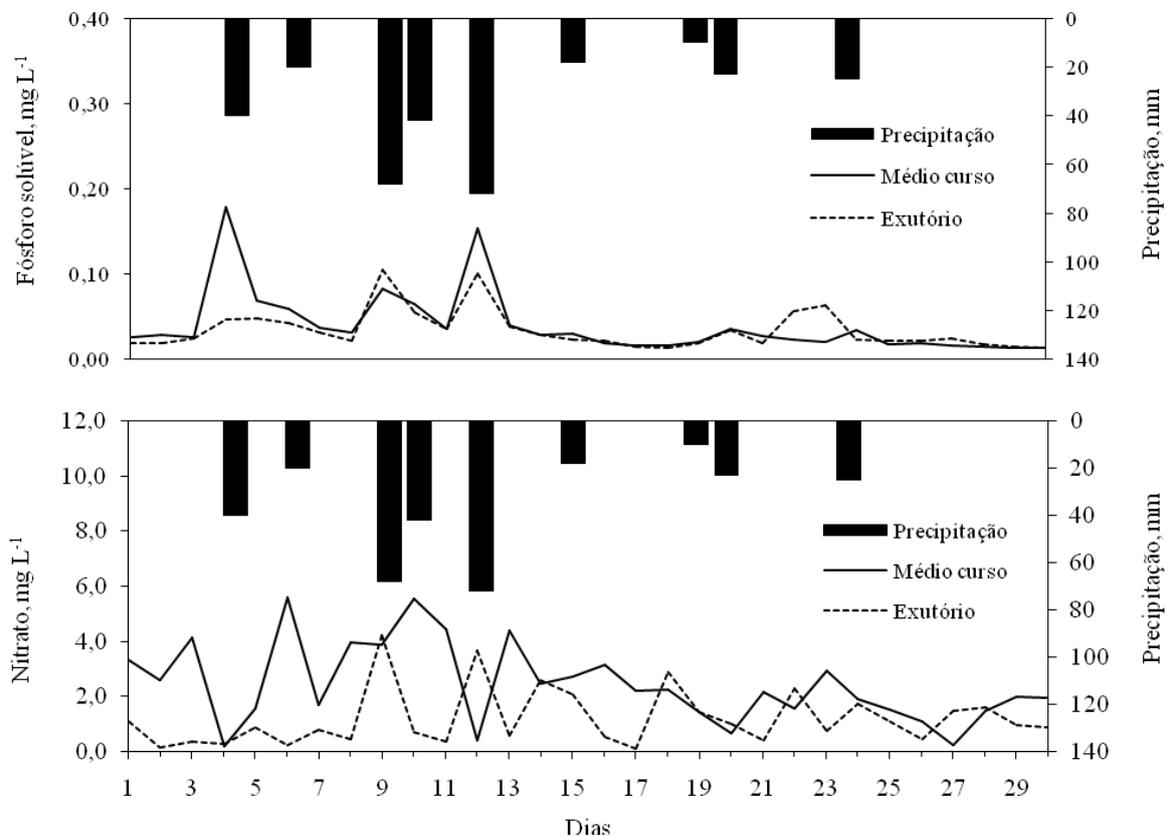
A concentração dos íons  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Cu}^{2+}$  variaram bastante ao longo do curso d'água, sendo as maiores concentrações observadas no médio curso (Tabela 32). Embora o  $\text{Fe}^{3+}$  e o  $\text{Al}^{3+}$  tenham apresentado o mesmo comportamento dos demais parâmetros, esses elementos estão mais relacionados ao material de origem (CAPOANE et al., 2014).

Assim como observado nas três amostragens realizadas no fluxo de base dos arroios, a água coletada diariamente no mês de março de 2013, no exutório (P8) e no médio curso (P4), mostraram que em áreas com intensa atividade antrópica (P4) as concentrações de elementos químicos são altas e, à medida que vai entrando água de tributários menos impactados há uma diluição nas concentrações (P8) (CAPOANE et al., 2014; CAPOANE et al., 2015).

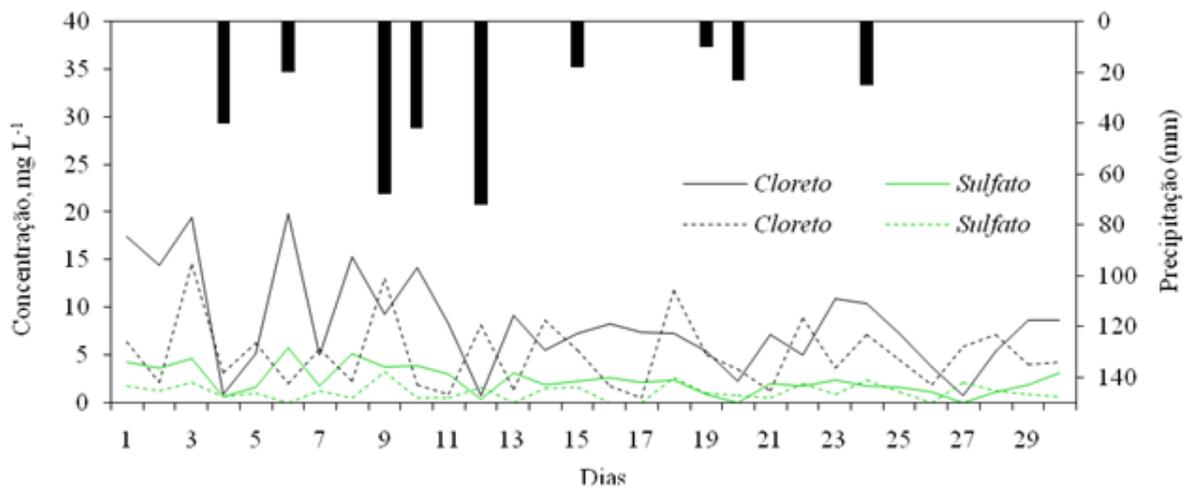
O  $\text{NO}_3^-$  é um elemento bastante móvel e por isso em dias de chuva este elemento é rapidamente lixiviado. Isto pode ser observado no ponto de coleta no médio curso. No exutório, as concentrações estavam superiores nos dias de chuva, o que decorre dos fluxos d'água das áreas a montante. As concentrações de  $\text{NO}_3^-$  nos pontos monitorados variaram de 0,2 a 5,6  $\text{mg L}^{-1}$  no médio curso e, de 0,1 a 4,2  $\text{mg L}^{-1}$  no exutório (Figura 73).

O P solúvel apresentou os maiores picos nas coletas realizadas próximo aos eventos pluviométricos (Figura 73). Isso se deve a alta energia de ligação desse elemento às partículas de sedimento, assim as concentrações de fósforo nas águas superficiais estão, dentre outros fatores, diretamente relacionadas ao escoamento de águas pluviais. As concentrações de fósforo solúvel variaram de 0,013 a 0,178  $\text{mg L}^{-1}$  no ponto localizado no médio curso da BH e de 0,013 a 0,105  $\text{mg L}^{-1}$  no exutório (CAPOANE et al., 2015). Nos dias 4 e 12 as concentrações de P solúvel ultrapassaram até mesmo o limite de 0,15  $\text{mg L}^{-1}$  de P total, para enquadramento na classe 3 do Conama nº 357 (BRASIL, 2005).

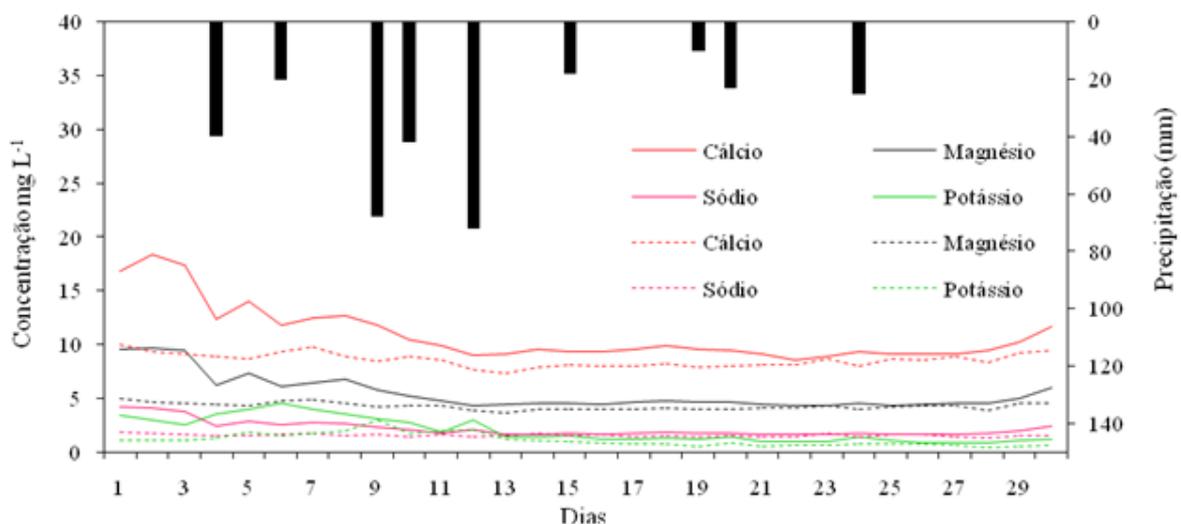
Geralmente, concentrações na faixa de 0,01  $\text{mg L}^{-1}$  de fósforo são suficientes para manutenção do fitoplâncton, e concentrações na faixa de 0,03 a 0,1  $\text{mg L}^{-1}$ , ou maiores, já são suficientes para promover o crescimento desenfreado (USEPA, 1996). Esses resultados indicam que a lixiviação de nitrato através do perfil do solo e o transporte do P via escoamento superficial são os dois principais problemas de impacto ambiental sobre a qualidade da água em locais que desenvolvem a criação intensiva de animais.



**Figura 73.** Precipitação, concentração de fósforo solúvel e nitrato no médio curso e no exutório da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, durante o mês de março de 2013. Fonte: Capoane et al. (2015).



**Figura 74.** Concentrações de cloreto e sulfato nos pontos de coleta monitorados no exutório (linha tracejada) e médio curso (linha contínua). Fonte: Capoane et al. (2014).



**Figura 75.** Concentrações de cálcio, magnésio, potássio e sódio nos pontos de coleta monitorados no exutório (linha tracejada) e médio curso (linha contínua). Fonte: Capoane et al. (2014).

As concentrações de sulfato variam de 0 a 5,8 mg L<sup>-1</sup> no médio curso e de 0 a 3,3 mg L<sup>-1</sup> no exutório, sendo que houve uma diluição nas concentrações desse elemento nos dias de chuva (Figura 74). As concentrações de cloreto variaram de 0,8 a 19,8 mg L<sup>-1</sup> no médio curso e de 0,5 a 14,6 mg L<sup>-1</sup> no exutório (Figura 74). As concentrações de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> sempre foram superiores no médio curso (Figura 75), caracterizando a interferência das atividades agropecuárias desenvolvidas na BH (CAPOANE et al., 2014).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) não foi determinada neste trabalho, mas, conforme Freire (1985) apud Oliveira (1993), um suíno de 60 kg produz 0,136 kg DBO<sub>5</sub>/dia, o que em termos comparativos, corresponde a quatro vezes o equivalente populacional humano. Então para a BH do Arroio Caldeirão, considerando só os animais nas unidades

de terminação, o efluente gerado equivaleria a uma cidade de aproximadamente 8 mil habitantes.

Como visto na Figura 68, a classe de uso da terra predominante na bacia hidrográfica é mata, no entanto isso não minimiza os efeitos das atividades agropecuárias sobre os sistemas aquáticos, uma vez que, a maioria das fontes pontuais de poluição encontram-se próximas aos canais de drenagem, muitas vezes inseridas em área de preservação permanente. Além disso, muitas das áreas de lavouras, fontes difusas de poluição, onde são aplicados os efluentes suínos como fertilizante, estão situadas nos vales próximas aos canais de drenagem, então, além da possibilidade de fitotoxidez e perturbações metabólicas nas plantas está ocorrendo a transferência direta de poluentes para os canais de drenagem.

Os efeitos esperados nos sistemas aquáticos se medidas conservacionistas não forem tomadas pelos proprietários nas áreas agrícolas e nas instalações

pecuárias em curto prazo são: a eutrofização dos mananciais e, o enriquecimento do sedimento de fundo de rios com substâncias químicas tóxicas e persistentes, pois, tem sido reconhecido que sedimentos aquáticos adsorvem poluentes a níveis muitas vezes superiores à concentração da coluna d'água (LINNIK; ZUBENKO, 2000) e, uma vez adsorvidos ao sedimento, os poluentes são geralmente liberados devido a alterações nas condições ambientais e físico-químicas, podendo contaminar a água e outros sistemas ambientais, levando à bioacumulação e transferência na cadeia trófica (HOROWITZ, 1991), conseqüentemente efeitos deletérios podem ocorrer na biota devido à exposição a esses níveis de concentração.

### 2.3 Qualidade dos sedimentos na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão

Em novembro 2013, Capoane et al. (2016) coletaram amostras de sedimento de fundo em nove pontos ao longo do canal principal da BH do Arroio Caldeirão (Figura 76). O objetivo era identificar as principais fontes pontuais e difusas de poluição por metais e alguns elementos não metálicos da BH do Arroio Caldeirão, no intuito de avaliar os riscos ambientais que as atividades agropecuárias poderiam estar causando no ecossistema aquático através da aplicação de diretrizes de qualidade do sedimento (nível de efeito limiar – *Threshold Effect Level*, TEL e o nível de efeito provável – *Probable Effect Level*, PEL).

As principais fontes de poluição pontual identificadas pelos autores na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão foram granjas de suínos, estrebarias e residências sendo as principais fontes difusas, áreas agrícolas mal manejadas e com aplicação de efluentes suínos e, áreas de campo antrópico com super pastejo inseridas em áreas de preservação permanente.

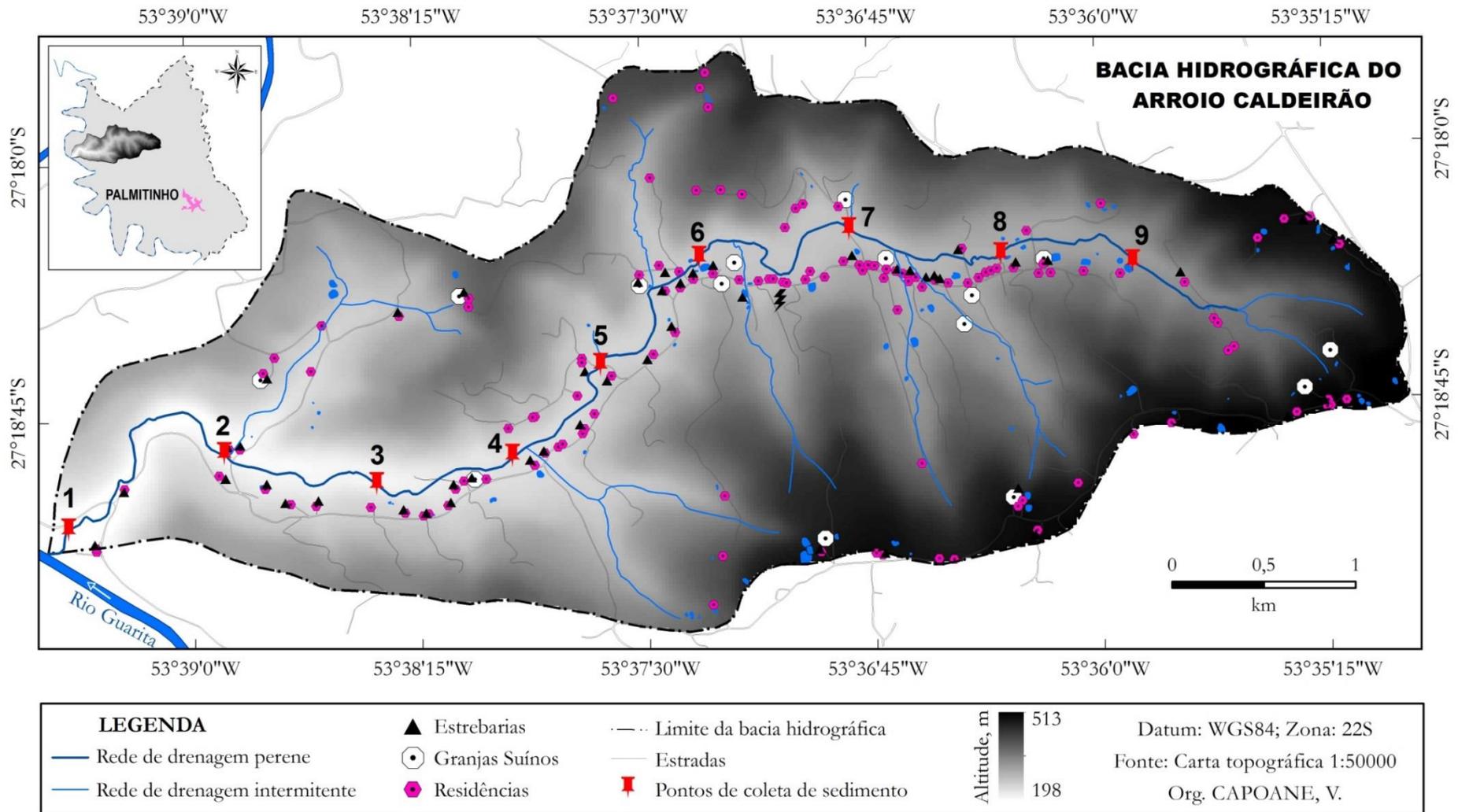
As concentrações totais de elementos químicos obtidas por análise de fluorescência de raios-X nas amostras de sedimento coletadas nos nove pontos ao longo do canal principal refletiram a composição do material de origem e relacionaram-se com a variabilidade de atividades agropecuárias desenvolvidas na bacia hidrográfica. Os teores obtidos variaram ao longo do canal de drenagem, sendo que a maioria dos elementos avaliados apresentou enriquecimento no sentido nascente-exutório. Os maiores valores foram obtidos no médio curso e houve, possivelmente, o efeito de diluição pela entrada de água e sedimento de sub-bacias menos impactadas (Tabela 33).

As maiores concentrações de Cu e Zn foram observadas no médio curso, e houve o efeito de diluição pela entrada de água e sedimento menos impactados de outras sub-bacias (Tabela 34). O Cu correlacionou-se positivamente com o número de suínos e o Zn com área de lavoura e número de moradores (Tabela 35). As concentrações de Cu foram em média 2,3 vezes maiores que os valores de toxicidade ( $> 197,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ) em todas as amostras (Tabela 35). As concentrações de Zn ficaram entre a faixa TEL e PEL valores onde, ocasionalmente, espera-se a ocorrência de efeitos adversos para os organismos ( $123,1\text{--}315,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Para (ALLOWAY, 2013), isto pode estar relacionado ao fato de o Zn prender-se, predominantemente, ao material suspenso antes de ser acumulado no sedimento. Em rochas ígneas basálticas da Formação Serra Geral os teores de Zn apresentam teores em torno de  $130 \text{ mg kg}^{-1}$  e o Cu  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ .

As concentrações de Ni aumentaram do sentido nascente exutório, sendo as maiores concentrações observadas nos pontos 3 e 4 (Tabela 34). Em todos os pontos amostrados as concentrações estavam em média 4 vezes acima dos valores de toxicidade ( $35,9 \text{ mg kg}^{-1}$ ) do (CCME, 1995). O Ni apresentou correlação positiva com as áreas de lavoura, mata, campo antrópico, número de suínos, gado de leite e moradores (Tabela 35).

O elemento As foi detectado em quatro pontos de amostragem, sendo que as concentrações estavam acima dos valores de toxicidade de  $17 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabela 34). Nos demais pontos, as concentrações estavam abaixo do limite de detecção do aparelho que é de 1 ppm. As concentrações de Cr encontradas também estavam acima dos valores de toxicidade do *Canadian Council of Ministers of Environment* (CCME, 1995), que é de  $90 \text{ mg kg}^{-1}$ . Nos pontos 4, 6, 8 e 9 as concentrações estavam abaixo do limite de detecção do aparelho.

O Pb é um metal bioacumulativo tóxico que causa poluição, sem função biológica conhecida, tanto para as plantas como para os seres humanos (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006). Este metal foi detectado somente no ponto oito (Tabela 34), estando a concentração entre a faixa TEL e PEL, valores onde, ocasionalmente, espera-se a ocorrência de efeitos adversos para os organismos aquáticos ( $35\text{--}91,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ).



**Figura 76.** Amplitude e localização dos pontos de coleta de sedimento de fundo na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

**Tabela 33.** Concentração total de elementos químicos nas amostras de sedimento de fundo do canal principal da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

Elemento/ponto	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Fe (g kg <sup>-1</sup> )	204,4	208,7	213,4	212,9	207,5	199,6	217,3	178,4	174,1
Al (g kg <sup>-1</sup> )	99,1	98,6	96,2	94,6	87,4	92,6	87,6	91,6	85,3
Ti (g kg <sup>-1</sup> )	23,3	27,7	22,6	25,1	36,1	27,5	30,9	21,9	24,2
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	14,2	16,2	16,8	15,7	15,9	16	13,8	22,3	14,6
K (g kg <sup>-1</sup> )	7,8	8,2	8,1	7,8	7,0	7,3	6,8	9,2	7,5
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	6,3	6,8	7,1	6,7	6,8	6,9	6,2	7,4	5,9
Mn (g kg <sup>-1</sup> )	4,3	4,1	4,9	5,1	4,0	5,5	5,0	5,6	6,7
Na (g kg <sup>-1</sup> )	2,8	3,1	3,2	2,9	2,6	2,7	2,3	4,1	2,7
P (g kg <sup>-1</sup> )	1,6	1,7	1,7	1,9	1,7	1,7	1,6	1,6	1,3
Zr (mg kg <sup>-1</sup> )	324	340	297	310	371	332	342	315	793
Ba (mg kg <sup>-1</sup> )	1189	828	1123	3845	650	779	3150	860	1005
V (mg kg <sup>-1</sup> )	747	861	857	796	921	778	840	705	653
Sr (mg kg <sup>-1</sup> )	138	133	134	127	106	126	116	171	113
Nb (mg kg <sup>-1</sup> )	22	33	31	38	42	37	36	21	65
Rb (mg kg <sup>-1</sup> )	40	41	38	39	36	41	39	43	43
Ga (mg kg <sup>-1</sup> )	34	35	39	31	29	*	26	30	29
S (mg kg <sup>-1</sup> )	300	500	400	400	500	400	500	400	400
Cl (mg kg <sup>-1</sup> )	200	200	200	100	200	100	200	100	100

\* Abaixo do limite de detecção do aparelho (< 1 ppm).

**Tabela 34.** Concentração de metais nas amostras de sedimentos de fundo com os valores-guia estabelecidos pelo Canadian Council of Ministers of Environment (CCME).

Ponto de coleta	Cu	Zn	Ni	As	Cr	Pb
	mg kg <sup>-1</sup>					
9	443	241	113	22	*	*
8	400	222	128	*	*	57
7	492	246	126	*	123	*
6	460	248	131	20	*	*
5	476	277	153	*	214	*
4	446	267	163	25	*	*
3	454	251	164	20	229	*
2	484	250	157	*	153	*
1	466	248	151	*	234	*
TEL	35,7	123,1	18,0	5,9	37,3	35,0
PEL	197,0	315,0	35,9	17,0	90,0	91,3

TEL – *Threshold Effect Level* (nível de efeito limiar); PEL – *Probable Effect Level* (nível de efeito provável).

\* Abaixo do limite de detecção do aparelho (< 1 ppm).

As concentrações de Cu, Ni, As e Cr encontradas estavam acima dos valores que são considerados de toxicidade provável pelo *Canadian Council of Ministers of Environment*. Já as concentrações de Zn e Pb, ficaram entre os valores TEL e PEL, faixa em que ocasionalmente espera-se a ocorrência de efeitos adversos para os organismos.

Os teores totais de metais e não metais obtidos por Capoane et al. (2016) no sedimento de fundo refletiram as condições naturais do substrato geológico, mas principalmente, as atividades agropecuárias desenvolvidas na bacia hidrográfica como mostrou a correlação entre as características da bacia hidrográfica com os principais elementos químicos de origem antropogênica.

**Tabela 35.** Matriz de correlações entre algumas características da bacia hidrográfica com os elementos químicos analisados.

Característica	Cu	Zn	Ni	As	Cr	Pb
Lavoura (ha)	0,49	0,52	0,89***	-0,1	0,67**	-0,49
Campo (ha)	0,47	0,44	0,84***	-0,19	0,68	-0,45
Moradores	0,50	0,53	0,89***	-0,11	0,67**	-0,49
Vacas	0,44	0,44	0,86***	-0,1	0,65**	-0,46
Suínos	0,60*	0,55	0,83***	-0,11	0,66**	-0,55
Lavoura, %	0,56	0,59*	0,55	-0,06	0,37	-0,39
Campo, %	-0,52	-0,61*	-0,75**	0,01	-0,47	0,45
Moradores/ha	0,55	0,58*	0,67**	-0,15	0,45	-0,35
Vacas/ha	-0,50	-0,54	-0,69**	0,31	-0,52	0,26
Suínos/ha	0,36	-0,01	-0,43	-0,03	-0,20	-0,13

Probabilidades de correlação: \*\*\* =  $p < 0,01$ ; \*\* =  $p < 0,05$ ; \* =  $p < 0,1$ .

O aumento nas concentrações de alguns deles é motivo de preocupação, uma vez que estes têm capacidade de bioacumulação nos tecidos da biota e podem também afetar a distribuição e densidade de organismos bentônicos bem como a composição e diversidade das comunidades e, efeitos tóxicos já podem estar ocorrendo na biota aquática da bacia hidrográfica. Além disso, as concentrações de P no sedimento são altas e em condições de baixo fluxo, o P adsorvido ao sedimento pode ser liberado na coluna d'água, podendo vir a causar a eutrofização dos mananciais.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema de integração da cadeia produtora de suínos no Rio Grande do Sul viabilizou a evolução tecnológica e modernização do setor. Porém, a transição das práticas de produção de suínos em pequena escala com mão de obra familiar, para a suinocultura intensiva com grande concentração de animais em pequenas áreas, trouxe impactos profundos para a vida dos animais, seres humanos e para o meio ambiente.

Na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, assim como nas demais regiões produtoras de suínos do país, o uso do efluente líquido como fertilizante é o método utilizado para a reciclagem de nutrientes através do sistema solo-planta, contudo, este destino não tem sido bem gerido pelos suinocultores. O monitoramento da qualidade da água e a avaliação da qualidade do sedimento realizado na bacia hidrográfica mostrou que o manejo inadequado das atividades agropecuárias está impactando o ecossistema aquático.

Conforme pesquisadores da Embrapa Suínos e Aves de Santa Catarina, o problema da gestão dos

dejetos de suínos é complexo e não existe, a priori, uma única solução, ou mesmo uma solução em curto prazo. As pesquisas desenvolvidas até o momento buscam novas alternativas que integrem a produtividade de suínos com a preservação ambiental. Porém, o ritmo de crescimento da atividade e seus impactos têm sido muito maiores do que das tecnologias geradas.

Diante do exposto percebe-se que os impactos ambientais das operações de pecuária suína intensiva tendem a se intensificar nos próximos anos, afetando cada vez mais a saúde pública pela poluição da água devido à entrada excessiva de nutrientes e pelo uso abusivo de fármacos; do solo pela utilização indiscriminada de efluente líquido como fertilizante e; do ar pela emissão de odores.

Assim como os países europeus e norte-americanos, a sociedade brasileira deve ser informada dos reais impactos ambientais e na saúde humana que a atividade de suinocultura intensiva provoca quando mal gerida, para que possa pressionar os órgãos regulamentadores a restringir a implantação de novas granjas em áreas já impactadas; em processo de degradação ou; que apresentem algum risco ambiental, como por exemplo, solos rasos e relevo declivoso, pois a forma como a atividade vem sendo conduzida no Sul do Brasil é insustentável ambientalmente.

## REFERÊNCIAS

- ABIOYE, S. et al. Characterizing Fecal and Manure Phosphorus from Pigs Fed Phytase Supplemented Diets. *Journal of Agricultural Science*, v. 2, n. 4, p. 3-12, 2010.
- ALLEN, H. K. *Antibiotic resistance gene discovery in food-producing animals* *Current Opinion in Microbiology*, 2014.
- ALLOWAY, B. J. *Heavy Metals in Soils*. 3. ed. Netherlands: Springer, 2013.
- BAILEY, C. et al. From agricultural fields to surface water

- systems: the overland transport of veterinary antibiotics. **Journal of Soils and Sediments**, 2015.
- BICUDO, J. R.; GOYAL, S. M. Pathogens and manure management systems: a review. **Environmental technology**, v. 24, n. 1, p. 115–130, 2003.
- BORAH, D. K.; BERA, M.; SHAW, S. Water, sediment, nutrient, and pesticide measurements in an agricultural watershed in Illinois during storm events. **Transactions of the ASAE**, v. 46, n. 3, p. 657–674, 2003.
- BRASIL. Resolução nº 357, 18 de março de 2005. **Conselho Nacional de Meio Ambiente, Diário Oficial da União**, p. 1–23, 2005.
- BRASIL. Portaria 2.914/2011. **Diário Oficial da União**, v. 2011, p. 1–32, 2011.
- BROCHIER, V. et al. Occurrence of pathogens in soils and plants in a long-term field study regularly amended with different composts and manure. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 160, p. 91–98, 2012.
- BROOKSHIRE, E. N. J. et al. Coupled cycling of dissolved organic nitrogen and carbon in a forest stream. **Ecology**, v. 86, n. 9, p. 2487–2496, 2005.
- CAPOANE, V. et al. Impactos da suinocultura na qualidade da água da bacia hidrográfica do arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. **Brazilian Geographical Journal: geosciences and humanities research medium**, v. 5, n. 2, p. 494–509, 2014.
- CAPOANE, V. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 45, n. 4, p. 647–650, 2015.
- CAPOANE, V. et al. Avaliação da qualidade dos sedimentos de leite em uma bacia hidrográfica do noroeste do Rio Grande do Sul. **Boletim Gaúcho de Geografia. (in press)** 2016
- CCME. Protocol for the derivation of canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. **Canadian Council of Ministers of the Environment EPC-98E**, p. 35, 1995.
- CHADWICK, D. et al. Management of livestock and their manure to reduce the risk of microbial transfers to water - the case for an interdisciplinary approach. **Trends in Food Science and Technology**, v. 19, n. 5, p. 240–247, 2008.
- COSTA, T. V. M.; et al. A competitividade da suinocultura da região da produção/RS através da análise do cluster agroindustrial. **Teoria e Evidência Econômica**, v. 9, n. 17, p. 97–122, 2002.
- COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do Rio Betari no parque estadual turístico do Alto Ribeira - PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40–45, 2006.
- CRANDALL, JOYCE; DONKERSGOED, J. VAN. **Recommended operating procedures for feedlot animal health**. Canadá: Canadian Cattlemen's Association, 1996.
- DU, L.; LIU, W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 309–327, 2012.
- EDBERG, S. C. et al. Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. **Journal of Applied Microbiology**, v. 88, n. S1, p. 106S–116S, 2000.
- EMATER (2014). Disponível em: <http://www.emater.tche.br/site/noticias/detalhe-noticia.php?id=20468#.Venmuv1Viko>
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. A suinocultura no Brasil. Embrapa Suínos e Aves. Concórdia – SC. 2010. Disponível em: [http://www.cnpsa.embrapa.br/cias/index.php?option=com\\_content&view=article&id=5](http://www.cnpsa.embrapa.br/cias/index.php?option=com_content&view=article&id=5)
- ESTERGREEN, V. L. et al. Distribution of progesterone and its metabolites in cattle tissues following administration of progesterone-4-14C<sub>1,2,3,4</sub>. **Journal of animal science**, v. 45, n. 3, p. 642–651, 1977.
- FERNANDES, G. **Monitoramento de nitrogênio mineral em amostras de solo, água e pastagem submetidas à aplicação de fertilizantes químicos e orgânicos**. [s.l.] Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, 2015.
- FORSTNER, U. Accumulative phases for heavy metals in limnic sediments. **Hydrobiologia**, v. 91-92, n. 1, p. 269–284, 1982.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. Metal Pollution in the Aquatic Environment. **Folia Geobotanica et Phytotaxonomica**, v. 18, n. 2, p. 194, 1983.
- GOFF, J. P. Macromineral physiology and application to the feeding of the dairy cow for prevention of milk fever and other periparturient mineral disorders. **Animal Feed Science and Technology**, v. 126, n. 3-4, p. 237–257, 2006.
- GUARDINI, R. et al. Accumulation of phosphorus fractions in typical Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, n. 2, p. 215–225, 2012.
- HATHFIELD, J. L.; STEWART, B. A. **Animal Waste Utilization: Effective Use of Manure as a Soil Resource**. 1. ed. Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.: Lewis Publishers, 1997.
- HAVLIN, J. L. Technical basis for quantifying phosphorus transport to surface and groundwaters. **Journal of animal science**, v. 82 E-Suppl, p. 277–291, 2004.
- HOROWITZ, A. J. **A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry**. 2. ed. USA: U.S. Geological Survey ; Books and Open-File Reports Section [distribuidor], 1991. v. 2nd Edition
- IBGE. **Censo Demográfico**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/calendario.shtm>.
- IBGE. **Censo Agropecuário**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>.
- KATO, T.; KURODA, H.; NAKASONE, H. Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock production. **Journal of Hydrology**, v. 368, n. 1-4, p. 79–87, 2009.
- KAY, P.; BLACKWELL, P. A.; BOXALL, A. B. A. Transport of veterinary antibiotics in overland flow following the application of slurry to arable land. **Chemosphere**, v. 59, n. 7, p. 951–959, 2005.
- KIDD, K. A. et al. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 21, p. 8897–8901, 2007.
- KIM, K. R. et al. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. **Waste Management**, v. 32, n. 1, p. 110–116, 2012.
- KUDVA, I. T.; BLANCH, K.; HOVDE, C. J. Analysis of Escherichia coli O157:H7 survival in ovine or bovine manure and manure slurry. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n. 9, p. 3166–3174, 1998.
- KUMAR, K. et al. Antibiotic Use in Agriculture and Its Impact on the Terrestrial Environment. **Advances in Agronomy**, v. 87, p. 1–54, 2005.
- KÜMMERER, K. Antibiotics in the aquatic environment - A review - Part I. **Chemosphere**, v. 75, n. 4, p. 417–434, 2009.
- KWON, S. I. et al. Applicability of the Charm II system for monitoring antibiotic residues in manure-based composts. **Waste Management**, v. 31, n. 1, p. 39–44, 2011.
- LEMLY, A. D. Aquatic selenium pollution is a global environmental safety issue. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 59, n. 1, p. 44–56, 2004.
- LI, P. et al. Anthropogenic pollution and variability of manganese in alluvial sediments of the Yellow River, Ningxia, northwest China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186,

- n. 3, p. 1385–1398, 2014.
- LINNIK, P. M.; ZUBENKO, I. B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 5, n. 1, p. 11–21, 2000.
- LI-XIAN, Y. et al. Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application. **Science of the Total Environment**, v. 383, n. 1-3, p. 106–114, 2007.
- MIELE, M.; GIROTTO, A. F. Tendências e incertezas para a construção de cenários na suinocultura. **Congresso da Sober**, n. 46, p. 1–6, 2006.
- MILLNER, P. D. Manure Management. In: GERALD M. SAPERS, E. B. S. AND K. R. M. (Ed.). **The Produce Contamination Problem**. [s.l.] Academic Press, 2009. p. 79–104.
- NRC – NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture**. Alternative Agriculture. 3ª impr. Washington D. C.: National Academy Press, p. 448, 1989.
- NICHOLSON, F. A. et al. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. **Bioresource Technology**, v. 70, n. 1, p. 23–31, 1999.
- NICHOLSON, F. A. et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. **Science of the Total Environment**, v. 311, n. 1-3, p. 205–219, 2003.
- NICHOLSON, F. A.; GROVES, S. J.; CHAMBERS, B. J. **Pathogen survival during livestock manure storage and following land application**. Bioresource Technology. **Anais...2005**
- POULSEN, H. D. Zinc and copper as feed additives, growth factors or unwanted environmental factors. **Journal Of Animal And Feed Sciences**, v. 7, p. 135–142, 1998.
- ROHENKOHL, J. E. **Os sistemas de terminação de suínos: uma análise econômica e ambiental a partir da teoria dos conjuntos fuzzy**, 2003.
- ROHR, E.; SPHOR, A.; MARCHETTI, V. **Suinocultura: Importância para o Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre. IEPE. 1996.
- ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. [s.l.] UFRGS, 2011.
- SAGER, M. Trace and nutrient elements in manure, dung and compost samples in Austria. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1383–1390, 2007.
- SCHMIDT, V.; GOTTARDI, C. P. THEBICH; NADVORNY, A. Segurança sanitária durante a produção, o manejo e a disposição final de dejetos suínos. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. 1ª. ed. Brasília: Embrapa Suínos e Aves, 2007. p. 261–286.
- SCHOUMANS, O. F. et al. Phosphorus management in Europe in a changing world. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 180–192, 2015.
- SEITZINGER, S. P.; SANDERS, R. W.; STYLES, R. Bioavailability of DON from natural and anthropogenic sources to estuarine plankton. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 2, p. 353–366, 2002.
- SHORE, L. S.; GUREVITZ, M.; SHEMESH, M. Estrogen as an environmental pollutant. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 51, n. 3, p. 361–366, 1993.
- SHORTLE, JAMES S.; ABLER, D. G.; RIBAUDO, M. Agriculture and water quality: the issues. In: SHORTLE, J. S. D. A. (Ed.). **Environmental Policies for Agricultural Pollution Control**. 1. ed. Walingford, UK: CABI, 2001. p. 240.
- SIPS. **Cadeia de produção suína**. Sindicato das Indústrias de Produtos Suínos do Rio Grande do Sul, jan. 2009.
- STUTTER, M. I.; LANGAN, S. J.; COOPER, R. J. Spatial contributions of diffuse inputs and within-channel processes to the form of stream water phosphorus over storm events. **Journal of Hydrology**, v. 350, n. 3–4, p. 203–214, 2008.
- SWEETEN, J. M.; MATHERS, A. C. Improving soils with livestock manure. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 40, n. 2, p. 206–210, 1985.
- THIEL, R. et al. Estudos de Solos do Município de Ametista do Sul, RS 106. **Embrapa Clima**, p. 1–28, 2010.
- TOPP, E. et al. Livestock waste treatment systems for reducing environmental exposure to hazardous enteric pathogens: Some considerations. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5395–5398, 2009.
- USEPA. Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. **Federal Register**, v. 61 (79), n. April, p. 17960–18011, 1996.
- VANOTTI, M. et al. Livestock waste treatment systems of the future: A challenge to environmental quality, food safety, and sustainability. OECD Workshop. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5371–5373, 2009.
- VENGLOVSKY, J.; SASAKOVA, N.; PLACHA, I. Pathogens and antibiotic residues in animal manures and hygienic and ecological risks related to subsequent land application. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5386–5391, 2009.
- VIANA, J. G. A.; PADULA, A. D.; WAQUIL, P. D. Dinâmica e desempenho da suinocultura do Rio Grande do Sul sob a ótica da organização industrial. **Teoria e Evidência Econômica**, p. 9–29, 2010.
- VIDOVIC, S.; BLOCK, H. C.; KORBER, D. R. Effect of soil composition, temperature, indigenous microflora, and environmental conditions on the survival of *Escherichia coli* O157 : H7. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 53, n. 7, p. 822–829, 2007.
- YI, Y.; YANG, Z.; ZHANG, S. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2575–2585, 2011.
- ZHANG, G. et al. Lack of internalization of *Escherichia coli* O157:H7 in lettuce (*Lactuca sativa* L.) after leaf surface and soil inoculation. **Journal of food protection**, v. 72, n. 10, p. 2028–2037, 2009.
- ZHANG, Y.; MOORE, J. N. Environmental conditions controlling selenium volatilization from a wetland system. **Environmental Science and Technology**, v. 31, n. 2, p. 511–517, 1997.
- ZIEMER, C. J. et al. Fate and transport of zoonotic, bacterial, viral, and parasitic pathogens during swine manure treatment, storage, and land application. **Journal of animal science**, v. 88, n. 13 Suppl, p. 84–94, 2010.

A presente edição foi composta pela URI,  
em caracteres Palatino Linotype e Cambria, formato e-book, pdf,  
em março de 2017.