

AVALIAÇÃO DE SEDIMENTOS E MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM AMBIENTE FLUVIAL AFETADO POR ATIVIDADE AGRÍCOLA NA BACIA DO RIO LAJEADO GRANDE (U-30, RS, BRASIL)

Maria Lucia Kolowski Rodrigues¹, André Frainer Barbosa², Raquel Barros Binotto¹, Gilberto Gonçalves Rodrigues², Ana Lucia Mastrascusa Rodrigues¹

RESUMO Neste estudo exploratório, avaliou-se a qualidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Lajeado Grande (RS, Brasil), associando a caracterização física e química dos sedimentos à análise de macroinvertebrados bentônicos (MIBs). Coletaram-se amostras de sedimento superficial em agosto/2004 e fevereiro/2005, analisando o teor total de metais e nutrientes selecionados na fração silte-argila, conforme métodos da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos. Partindo de experimentos de exposição e colonização em substrato natural, classificaram-se os MIBs quanto ao papel funcional e identificaram-se indicadores de ambientes mais preservados. Além do potencial de mobilidade geoquímica dos contaminantes avaliados, a análise composicional refletiu a natureza, extensão e nível de contaminação de sedimentos afetados por contribuições difusas agregadas (naturais e antropogênicas), expressas principalmente pela intemperização de basaltos e aplicação de dejetos suínos nos solos agrícolas. Dentre os resultados, ressaltam-se os altos teores de cobre (média=304 µg/g) e ferro (média=152 mg/g), com distribuição geográfica homogênea, e manganês (média=2,40 mg/g), com um gradiente positivo no sentido da foz. A investigação de MIBs permitiu uma avaliação direta de efeitos ecológicos, ressaltando locais sob influência mais pontual da atividade humana, na escala de uma propriedade dedicada à suinocultura e de uma central de tratamento de resíduos sólidos urbanos.

ABSTRACT...This exploratory study evaluated the environmental quality of Lajeado Grande hydrographic watershed (RS, Brazil), by combining a physical and chemical characterization of sediments with the identification of benthic macroinvertebrates (BMIs). Surficial sediment samples were collected in August 2004 and February 2005 for the analysis of selected heavy metals and nutrients, which was conducted in the silt-clay fraction, using methods of the environmental protection agency of the United States. Starting from leaf-litter colonization experiments, BMIs were classified according to their functional role and identified as to the capacity of indicating more preserved environments. The results highlighted high levels of copper (average=304 µg/g) and iron (average=152 mg/g) in sediments, with a homogeneous geographical distribution, and also of manganese (average=2.40 mg/g), which showed a tendency to increase along the watershed. Besides the potential of geochemical mobility of the evaluated elements, the sediment composition reflected the nature, extent and level of contamination in sediments affected by the aggregate contribution of diffuse sources (natural and anthropogenic), mainly expressed by the weathering of basalts and the application of swine manure to farmland. The identification of the BMIs allowed a direct assessment of ecological effects, highlighting sites under stronger influence of punctual human activities, in the scale of a property dedicated to swine raising and of a plant dedicated to the the management of solid wastes.

Palavras-chave: Sedimento – metais pesados – macroinvertebrados bentônicos

1) Técnicas da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler, FEPAM, Rua Carlos Chagas 55, sala 715, Porto Alegre. E-mail reg.uruguai@fepam.rs.gov.br.
2) Pesquisadores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre.

1. INTRODUÇÃO

No âmbito do Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II, o Estado do Rio Grande do Sul, por meio de convênio com o Ministério do Meio Ambiente, recebeu recursos do Banco Mundial, para execução de dois projetos na mesma área de estudo, a unidade de planejamento e gestão U030. Ambos os projetos buscavam a definição de indicadores representativos d qualidade da água em uma área tipicamente agrícola, associada à produção de suínos. Neste sentido foi proposta a avaliação dos sedimentos fluviais e da macrofauna bentônica, complementarmente às avaliações físicas e químicas das águas superficiais, visando melhor irepresentar a qualidade do ambiente fluvial afetado pela atividade suinícola.

Neste contexto, o objetivo deste estudo é avaliar a qualidade de um ambiente fluvial afetado por atividades agrícolas, através de uma caracterização física e química dos sedimentos associada à análise de macroinvertebrados bentônicos. Selecionaram-se para rastreamento inicial metais tipicamente associados a uma contribuição natural da área física, além de elementos traçadores da aplicação de insumos agrícolas e dejetos suínos nos solos.

Ao contrário dos contaminantes originários de fontes pontuais, que atingem os cursos d'água em locais específicos, a poluição difusa resultante de atividades agrícolas é caracterizada pelo carregamento de agentes tóxicos pelas águas, como resultado da ação das chuvas, da infiltração no solo, do escoamento superficial e de processos erosivos (WFD, 2005; USEPA, 2006; RODRIGUES *et al.*, 2006). O transporte de partículas de solos contaminados até os mananciais ocorre de forma dissipada, em intervalos intermitentes, que estão relacionados principalmente com as condições meteorológicas, com as características geográficas e com as práticas sazonais de manejo da terra, como a exposição dos solos durante a aragem; a aplicação de fertilizantes, biocidas e esterco; além da criação de animais, com geração de grandes quantidades de dejetos, águas de higienização e lodo. O aporte de materiais sólidos aos cursos d'água pode causar prejuízos disseminados, tanto em termos de abastecimento público como também à vida aquática, devido à cobertura e ao preenchimento dos leitos com os solos transportados e à possibilidade de remobilização dos contaminantes que permanecem associados aos depósitos de fundo (USEPA, 2006).

Devido à característica peculiar de registrarem eventos de contaminação por agentes químicos de natureza conservativa, como os metais pesados, o estudo dos sedimentos tem demonstrado grande utilidade na avaliação dos efeitos de diferentes práticas de uso do solo sobre a qualidade do ambiente fluvial (BIRCH *et al.*, 2000). A interação entre o sistema terrestre e o sistema aquático caracteriza-se pela transferência de materiais derivados do intemperismo e da erosão. O material terrestre é carregado, selecionado e depositado nos cursos d'água de acordo com suas propriedades

texturais e com as características físicas da via de transporte. As partículas com granulometria fina, que sedimentam nos segmentos fluviais de menor energia, são conhecidas por sua capacidade de adsorverem traços metálicos e compostos orgânicos relativamente insolúveis (THOMAS e FRANK, 1987; FÖRSTNER, 1989). A camada superficial dos sedimentos fluviais atua como um verdadeiro reator biogeoquímico, onde os materiais depositados participam de uma variedade de processos, que incluem: reações redox e de decomposição catalisadas por microorganismos, transformações redox abióticas, intercâmbio de materiais com a coluna d'água por mecanismos de adsorção e dessorção, precipitação e dissolução de minerais (RODEN, 2004). Nem sempre a contaminação dos sedimentos está vinculada a uma baixa qualidade das águas. A capacidade dos sedimentos em reter agentes tóxicos viabiliza cenários onde as águas podem, na maior parte do tempo, obedecer aos padrões ambientais e, paralelamente, encobrirem depósitos de fundo altamente comprometidos por episódios eventuais de arraste de solos contaminados. A distribuição dos contaminantes nos sedimentos não depende apenas das fontes locais de contribuição, presentes e pretéritas, mas também de processos naturais e antropogênicos capazes de redistribuir os materiais contaminados (USEPA, 2004-a).

Os sedimentos contaminados por metais pesados podem exercer um grande impacto sobre a vida aquática, contribuindo para a bioacumulação e mesmo biomagnificação destes contaminantes na rede trófica. Adicionalmente, podem prejudicar a capacidade reprodutiva de muitos seres vivos e mesmo tornar algumas áreas inabitáveis para os organismos bentônicos (USEPA, 1998). A avaliação das comunidades de macroinvertebrados e do perifiton constitui uma importante ferramenta para estimar a qualidade relativa entre águas e sedimentos de um ambiente fluvial. As comunidades bentônicas refletem o estado de preservação ecológica como um todo e integram os efeitos de diferentes agentes estressores, fornecendo uma medida holística do impacto agregado (GURRIERI, 1998). Enquanto as análises físicas e químicas são usadas para determinar as concentrações dos contaminantes de interesse nos sedimentos, visando a uma posterior comparação com valores de referência, os inventários de campo sobre a comunidade bentônica são empregados para obter uma avaliação direta dos efeitos tóxicos dos depósitos contaminados sobre a biota local. Estes métodos de abordagem são complementares, fornecendo uma resposta única que não pode ser obtida com a aplicação individual de cada procedimento (SEDNET, 2004).

2. ÁREA DE ESTUDO

Conforme SEMA (2004), a bacia do rio Lajeado Grande insere-se na unidade de planejamento e gestão U030 (bacia hidrográfica dos rios Turvo, Santa Rosa e Santo Cristo), pertencente à bacia hidrográfica do rio Uruguai. Situa-se na porção noroeste do Rio Grande do Sul,

abrangendo territórios dos municípios de Campo Novo, Sede Nova, Humaitá, Bom Progresso, Três Passos, Tiradentes do Sul e Crissiumal. Ao longo de um percurso de 85,3 km, o Lajeado Grande drena uma área de 525 km² e apresenta um desnível no talvegue principal de 3,52 m/km, o maior entre os grandes rios da Bacia U-30. Os 323 km de cursos d'água observados na sub-bacia resultam em uma das menores densidades de drenagem da Bacia U-30, equivalente a 0,6 km/km².

O ambiente geológico dominante é constituído por rochas vulcânicas da Formação Serra Geral, principalmente representada por rochas basálticas. Através do intemperismo, esta litologia comum forneceu o material de origem dos solos e sedimentos na região. O relevo está relacionado à litologia e à tectônica regional, distinguindo-se três fases principais: (a) relevo plano a suavemente ondulado, (b) relevo ondulado e (c) relevo fortemente ondulado a montanhoso. A variação da declividade do terreno está relacionada à inserção dos cursos de água componentes da rede hidrográfica da sub-bacia. Considerando que os basaltos são o material de origem comum a todos os solos, o principal fator diferenciador entre os tipos de solo é o relevo, que acaba por condicionar os fluxos de água e a drenagem, os processos erosivos e a acumulação de materiais.

As classes de solo identificadas na região são Latossolo Vermelho distroférico típico, Chernossolo Argilúvico férrico típico e Neossolo Litólico eutrófico típico. Na porção superior da sub-bacia predominam os latossolos (solos mais profundos, intemperizados e propensos à erosão), que têm sido intensivamente utilizados ao longo dos anos com culturas de trigo, soja e milho. Na porção inferior prevalecem os neossolos (solos rasos e menos intemperizados), que apresentam uma cobertura mais permanente e, conseqüentemente, um menor grau de movimentação.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Amostragem dos sedimentos e análise de parâmetros de campo

Coletaram-se amostras de sedimento em agosto de 2004 e fevereiro de 2005, respectivamente em período de cheia e estiagem. Selecionaram-se nove locais (Figura 1), de modo a avaliar a qualidade dos sedimentos em três escalas:

1^a) No rio principal (Lajeado Grande): (1) LG79.0; (2) LG56.0; (3) LG37.8 e (4) LG9.3.

2^a) Em seu principal afluente à margem direita, ou seja, no rio Lajeado Erval Novo: (5) LEN15.0; (6) LEN 7.7.

3^a) Nas nascentes do rio Lajeado Erval Novo: (7) a jusante da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (CITRESU e em um pequeno contribuinte do rio Lajeado Erval Novo, visando melhor investigar a contribuição localizada de atividades suinícolas: (8) jusante da propriedade do Sr. Paulo Schwade, PSM e (9) a jusante da propriedade do Sr. Paulo Schwade, PSJ.

Coletaram-se amostras de sedimento superficial junto às margens, usando um coletor manual de PVC, em forma de cachimbo. No momento da coleta, mediram-se temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH e condutividade nas águas superficiais (CETESB, 1977; ABNT, 1987). As porções de sedimento recolhidas em cada local foram homogêneas em bandeja de PVC, acondicionadas em sacos plásticos e preservadas a 4°C até a chegada ao laboratório, onde foram quarteradas para separação de sub-amostras, destinadas à análise textural e química. Mantiveram-se as amostras congeladas a -20°C até o momento da preparação para análise.

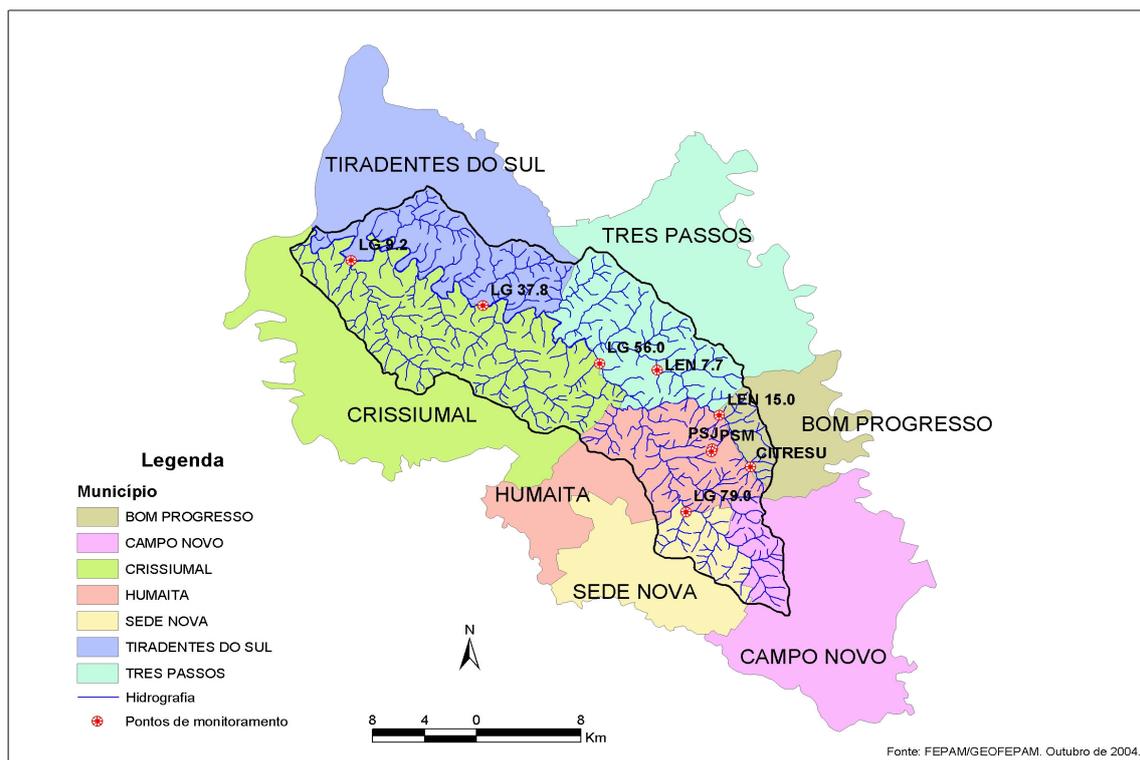


Figura 1 – Localização da área de estudo e dos pontos de coleta

3.2. Análise física e química dos sedimentos

A análise dos sedimentos ficou sob responsabilidade do Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. A avaliação textural foi realizada em porções integrais das amostras e envolveu a separação das principais classes texturais dos sedimentos grossos e finos, empregando técnicas de peneiração e sedimentação.

As amostras destinadas às análises de metais e nutrientes (carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e enxofre) passaram por tratamento prévio para correção do efeito da granulometria (De Groot *et al.*, 1982; Tessier *et al.*, 1979). Neste processo, que visou a obtenção da fração silte-argila, as amostras foram peneiradas a úmido, através de malha de nylon com abertura de 63 µm, utilizando-se água do próprio local de coleta. A seguir, foram secas em estufa, a uma temperatura inferior a 40°C em pulverizadas em gral de ágata. A digestão total das amostras para análise de

metais seguiu o método SW-846 EPA3052 (USEPA, 1996), envolvendo digestão por microondas, com ácido nítrico, clorídrico e fluorídrico. As leituras foram realizadas por espectrometria de absorção atômica com chama ar-acetileno (cobre, ferro, manganês e zinco) ou óxido nitroso-acetileno (alumínio e cromo). Nas determinações de carbono orgânico, utilizou-se volumetria de oxi-redução (WALKLEY-BLACK, 1965). As análises de nitrogênio total seguiram o método Kjeldahl, envolvendo procedimentos de destilação e volumetria de neutralização. Para avaliação de fósforo e enxofre total, utilizou-se digestão nítrico-perclórica e análise por colorimetria com molibdato de amônio e turbidimetria com cloreto de bário, respectivamente. Analisaram-se as amostras em triplicata, com processamento simultâneo de brancos analíticos e do material de referência NIST 1646a (recuperação de 90-110% para os metais avaliados e coeficientes de variação em geral inferiores a 10%).

3.3. Tratamento dos resultados analíticos

A análise dos dados seguiu uma abordagem descritiva. Como não se verificaram na área de estudo locais afastados da influência de potenciais fontes antropogênicas (controles), utilizaram-se referenciais da literatura para comparação dos resultados.

Determinou-se o índice de geoacumulação dos metais (FÖRSTNER, 1989), calculado pela fórmula $I_{geo} = \log_2(C_n/1,5C_b)$, onde C_n = teor do elemento n na amostra de sedimento, C_b = concentração de background para argilas na crosta terrestre (Bowen, 1979) e 1,5 = fator de correção para possíveis variações do *background* causadas por diferenças litológicas. O valor obtido permite classificar os níveis de enriquecimento dos metais em 7 estratos, com as seguintes intensidades de contaminação: 0-praticamente não poluído; 1-não poluído a moderadamente poluído; 2-moderadamente poluído; 3-moderadamente poluído a fortemente poluído; 4-fortemente poluído; 5-fortemente poluído a extremamente poluído; 6-extremamente poluído.

3.4. Experimentos de colonização para análise de macroinvertebrados bentônicos

As amostragens de macroinvertebrados bentônicos foram realizadas a partir de experimentos de exposição e colonização em substrato natural. Para o experimento, um número de quinze folhas de canela-guaicá (*Ocotea puberula*), totalizando 4 gramas de material foliar seco, foi acondicionado em bolsas de nylon, de abertura de 0,5 cm. Essas bolsas, denominadas bolsas-de-folhiço, foram expostas em quatro pontos pré-estabelecidos na margens de cada uma das estações de coleta, na interface sedimento-água.

As bolsas-de-folhiço, em número de 340, foram expostas simultaneamente em novembro de 2004. Após 1, 15, 30, 60, 90, 120, 150 e 180 dias de exposição, retiraram-se quatro bolsas de cada

estação amostral, utilizando rede de malha de 200µm. Em laboratório, as folhas foram cuidadosamente lavadas sobre peneiras de 200 µm e o material aderido às folhas foi acondicionado em potes plásticos e fixado em álcool 70%. Esse procedimento permitiu a obtenção da fauna de macroinvertebrados bentônicos associada ao material foliar em exposição no sedimento durante o período de 6 meses.

Os organismos bentônicos foram triados com auxílio de estereomicroscópio e identificados até os níveis de ordem e família. A ocorrência de grupos indicadores de qualidade da água (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) foi utilizada através do índice EPT (USEPA, 1989), que determina maior percentual de ocorrência desses grupos em ambientes mais preservados.

Os organismos bentônicos foram classificados quanto ao seu papel ecológico desempenhado no sedimento, ou seja, quanto à função que exercem naquele ambiente. Para essa análise, foram utilizados os grupos Gastropoda e Bivalvia (Mollusca) e Crustacea, os quais foram classificados como: raspadores, filtradores e fragmentadores, respectivamente (Giller e Malmqvist, 2001). Dentro desses três grupos foi obtido o percentual de ocorrência de cada um deles. Assim, pôde-se inferir sobre a abundância ou uniformidade de ocorrência dos três grupos citados.

4. RESULTADOS

4.1. Caracterização física e química das águas superficiais

A Tabela 1 apresenta os resultados das análises realizadas nas águas superficiais. Conforme esperado, o aumento da temperatura no mês de verão coincidiu com o decréscimo das concentrações de OD. Em determinados locais, a redução no teor de OD foi mais acentuada, provavelmente em função do aumento da concentração de cargas orgânicas, no período de menor disponibilidade hídrica. No mês de fevereiro, verificou-se, ainda, um aumento nos valores de pH, possivelmente por influência do uso de dejetos suínos como fertilizantes (pH=7,5, segundo Perdomo *et al.*, 2001) e práticas de correção da acidez dos solos, em associação a uma menor capacidade de diluição das águas.

Em geral, as condições das águas foram satisfatórias, com exceção de OD, que apresentou valores em desacordo com a classe 2 da resolução CONAMA-357 (CONAMA, 2005), em fevereiro de 2005, nos pontos LG 79.0, LG 37.8, a montante e a jusante da propriedade suinícola. Não se verificaram variações espaciais e temporais expressivas da condutividade, indicando que a contaminação no ambiente fluvial em estudo pode estar mais relacionada com o teor de materiais em suspensão do que propriamente com o teor de eletrólitos presentes nas águas.

Tabela 1 - Caracterização de parâmetros físicos e químicos nas águas superficiais

LOCAL	TEMPERATURA (°C)		OD (mg/L)		pH		CONDUTIVIDADE (µS/cm)	
	ago/04	fev/05	ago/04	fev/05	ago/04	fev/05	ago/04	fev/05
LG 79.0	17,6	25,9	7,6	4,2	6,8	7,2	80,2	55,3
LG 56.0	16,4	22,6	8,7	6,5	6,8	7,4	67,2	61,7
LG 37.8	15,2	27,0	7,4	4,6	6,4	7,6	77,2	72,7
LG 9.2	14,0	26,3	7,4	5,5	6,9	7,5	85,7	73,7
LEN CITRESU	20,2	26,5	5,5	6,3	6,6	7,2	50,6	60,6
LEN 15.0	19,4	27,1	6,3	7,2	6,7	7,8	51,3	53,4
LEN 7.7	17,0	21,2	8,9	8,1	6,7	7,7	63,2	61,6
MONT. P. SCHWADE	16,4	29,6	7,1	3,2	6,9	7,4	49,8	64,8
JUS. P. SCHWADE	19,1	28,2	6,2	3,6	6,6	7,3	62,7	80,0
Média	17,3	26,0	7,2	5,5	6,7	7,5	65,3	64,9
Desvio-padrão	2,0	2,6	1,1	1,7	0,2	0,2	13,4	8,9
Coefficiente de Variação (%)	11,8	10,1	15,5	30,9	2,4	2,9	20,6	13,7

4.2. Caracterização física e química dos sedimentos superficiais

A Tabela 2 apresenta os resultados da avaliação dos sedimentos superficiais. A análise granulométrica revelou uma mistura de areia com lama, predominando a fração areia no rio Lajeado Grande e a fração lama no Lajeado Erval Novo. A variação textural dos sedimentos foi atípica nos dois rios, com aumento gradual do tamanho dos grãos no sentido das nascentes para a foz. Tal comportamento sugere inicialmente uma boa competência dos rios, em especial nos trechos médio e inferior da sub-bacia, que provavelmente seja determinada pelo desnível acentuado do talvegue e também pela constituição rochosa do leito (SEMA, 2004). Por outro lado, este comportamento diferenciado poderia estar indicando o aporte de solos erodidos em determinados segmentos fluviais, como resultado de procedimentos de manejo dos terrenos circundantes. Nas cotas elevadas da parte superior da bacia, observa-se um relevo relativamente plano, que pode favorecer a retenção de sedimentos finos, derivados dos processos erosivos sobre os latossolos utilizados intensivamente com culturas anuais de soja, trigo e milho. Entre os locais avaliados, o ponto LG 37.8 pareceu o mais propício à formação de estoques de metais nos sedimentos, seja pelo favorecimento da deposição de finos por uma pequena barragem (balneário), como também pelo maior porte do rio Lajeado Grande, em relação aos demais cursos d'água avaliados. Nos limites da propriedade dedicada à suinocultura, ocorreram sedimentos lamosos, principalmente misturados com areia, mas também com cascalho.

A caracterização física e química dos sedimentos (Tabela 2) indicou uma relativa homogeneidade espacial de cobre, ferro, cromo, fósforo e enxofre, ao contrário de zinco, manganês, nitrogênio e carbono orgânico, que mostraram um gradiente positivo no sentido das nascentes para a foz, nos rios Lajeado Grande e Lajeado Erval Novo (principalmente para os três últimos elementos). Com teores decrescentes ao longo dos rios, o alumínio mostrou uma distribuição espacial diferenciada, provavelmente vinculada às variações pedológicas e às características de

baixa mobilidade do metal, que tende a concentrar-se em solos e sedimentos mais intemperizados, como é o caso dos latossolos predominantes na porção superior da área de estudo.

Contrariamente ao esperado, o córrego que drena a propriedade do Sr. Paulo Schwade e que representa no presente estudo a escala das propriedades suinícolas, os teores de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo sofreram redução no sentido de montante para jusante da contribuição da propriedade. Este fato pode decorrer da maior quantidade de resíduos vegetais observada nos sedimentos de montante e do acesso de gado bovino ao entorno do local de coleta (o que poderia facilitar uma contaminação direta do córrego com excreções animais), mas, principalmente, porque os solos circundantes são usados para plantio, com utilização de dejetos suínos como fertilizantes.

Considerando o aspecto temporal, as concentrações de manganês foram mais elevadas nas condições de maior estabilidade dos sedimentos determinadas pelo período seco, quando a retenção do elemento é favorecida. Este fato, associado ao aumento das concentrações ao longo dos rios avaliados, ressalta o caráter de maior mobilidade do manganês, em comparação aos demais metais investigados (comportamento oposto ao do alumínio). O enxofre também apresentou teores mais elevados no período de verão.

Na Tabela 3, comparam-se os valores médios obtidos na avaliação dos sedimentos com dados compilados na literatura (Bowen, 1979; Förstner e Wittmann, 1981; Singh, 2000; Pierzynski et al., 2000; Thomas et al., 2001; Rodrigues, 2001; Rodrigues e Formoso, no prelo). Esta comparação tem por objetivo apenas identificar a ordem de magnitude dos resultados, uma vez que muitos dos valores tabelados podem ter sido obtidos sob diferentes condições analíticas. Considerando o teor de nutrientes na fração fina dos sedimentos, verificaram-se para enxofre e fósforo níveis similares ou um pouco acima dos respectivos valores de referência. Além de vinculada à contaminação difusa originária pelo manejo inadequado de áreas agrícolas (e, em especial, à aplicação de dejetos suínos nos solos), a distribuição homogênea de enxofre e fósforo possivelmente resulte do caráter pouco móvel dos dois elementos, cujas perdas a partir dos solos estão tipicamente associadas a processos erosivos. Apesar de indicarem um gradiente de contaminação ao longo dos rios Lajeado Grande e Lajeado Erval Novo, os teores de nitrogênio também não mostraram discrepâncias em relação aos referenciais. Os valores observados para carbono orgânico situaram-se abaixo de concentrações obtidas em ambientes fluviais não contaminados do Estado, possivelmente indicando as características mais terrígenas das amostras coletadas na sub-bacia do Lajeado Grande e também a boa capacidade de depuração do ambiente investigado. O percentual de carbono orgânico nos sedimentos superou em aproximadamente uma ordem de grandeza o percentual de nitrogênio, apresentando as duas variáveis uma correlação de Pearson altamente significativa ($r= 0,995$, $p=0,000$).

Tabela 2 – Resultados das análises de metais, nutrientes e granulometria nos sedimentos da sub-bacia do rio Lajeado Grande

Data	Local	Cu µg/g	Zn µg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	Cr µg/g	Al mg/g	N %	P %	S %	CO %	Cascalho %	Areia %	Silte %	Argila %	Classe textural
ago/04	LG 79.0	294	133	134	1,24	76,0	94,3	0,086	0,100	0,065	0,73	0	53,3	22,9	23,9	areia com lama
	LG 56.0	316	163	158	2,52	101	79,2	0,170	0,103	0,064	1,41	0,120	72,2	15,4	12,3	areia com lama
	LG 37.8	293	157	142	2,25	101	72,7	0,239	0,107	0,065	2,04	0	35,8	42,9	21,3	lama com areia
	LG 9.2	327	181	164	3,15	133	65,7	0,175	0,103	0,070	1,46	17,3	78,5	3,23	0,930	areia
	Jusante CITRESU	299	133	149	1,13	94,0	114	0,079	0,079	0,054	0,72	0,090	15,0	34,9	50,1	lama
	LEN 15.0	304	152	161	2,49	98,0	102	0,105	0,084	0,057	0,95	0	27,7	29,3	43,1	lama com areia
	LEN 7.7	300	155	155	2,81	97,0	82,4	0,162	0,094	0,060	1,35	22,5	60,8	9,31	7,37	areia com cascalho
	P. Schwade - Mont.	261	170	147	2,23	94,0	78,8	0,318	0,116	0,075	2,88	0,340	19,8	60,1	19,8	lama
	P. Schwade - Jus.	323	174	158	1,94	94,0	82,5	0,153	0,086	0,076	1,29	37,8	13,5	27,2	21,6	lama com cascalho
fev/05	LG 79.0	304	141	150	2,03	70,0	103	0,110	0,091	0,08	0,98	23,1	37,1	19,4	20,4	areia com lama
	LG 56.0	313	158	156	2,83	109	82,5	0,177	0,091	0,101	1,5	14,7	65,3	9,75	10,3	areia com lama
	LG 37.8	331	160	148	2,80	96,0	76,4	0,216	0,091	0,084	1,82	0	34,3	40,7	25,0	lama com areia
	LG 9.2	282	169	146	3,02	98,0	67,1	0,222	0,097	0,073	1,88	12,2	65,8	12,4	9,58	areia com lama
	Jusante CITRESU	312	144	152	1,47	96,0	99,0	0,162	0,085	0,088	1,54	0	19,8	28,7	51,5	lama
	LEN 15.0	307	147	159	2,75	96,0	103	0,112	0,080	0,090	1,00	14,5	39,4	18,6	27,5	lama com areia
	LEN 7.7	317	154	150	3,04	100	82,2	0,179	0,088	0,078	1,55	30,1	30,8	21,2	17,9	areia com lama
	P. Schwade - Mont.	272	173	146	3,05	92,0	62,0	0,330	0,102	0,102	3,00	8,34	19,8	50,6	21,2	lama com areia
	P. Schwade - Jus.	323	168	162	2,49	92,0	88,4	0,149	0,076	0,094	1,22	4,09	21,1	41,0	33,8	lama com areia
	Média	304	157	152	2,40	96,5	85,3	0,175	0,093	0,076	1,52					
	Desvio-padrão	1	3	2778	90	3	129	0,006	0,003	0,002	0,05					
	Coefficiente de Variação (%)	0,2	2,2	1,8	3,7	3,1	0,2	3,4	2,9	2,2	3,1					

Tabela 3 – Comparação entre os valores médios obtidos no presente estudo com dados compilados na literatura

MATRIZ	REFERÊNCIA	Al	Cu	Cr	Fe	Mn	Zn	S	C	N	P
		mg/g	µg/g	µg/g	mg/g	g/kg	µg/g	(%)	Orgânico (%)	(%)	(%)
Sedimento (<63 µm)	Este estudo (fração <63 µm; média de 9 pontos, em 2 amostragens)	85,3	304	97,0	152	2,40	157	0,076	1,52	0,175	0,093
Sedimento (<63 µm)	Arroio Chico Lomã (afluente ao Banhado Grande) ⁽¹⁾	64,8	20,5	60,3	70,5	1,00	68,5	0,051	1,98	*	*
	Rio Gravataí - Passo dos Negros (a montante da contribuição urbana e industrial) ⁽¹⁾	74,8	16,3	38,8	32,2	0,42	62,9	0,055	3,19	*	*
	Rio Gravataí - a 2 km da foz (contaminação urbana e industrial) ⁽¹⁾	85,4	83,8	107	39,6	0,45	360	0,355	4,68	*	*
Sedimento (<63 µm)	Rio Feitoria - Picada Verão (ponto de referência) ⁽²⁾	89,5	94,0	169	96,4	1,75	135	<0,050	3,13	*	*
	Rio Feitoria - Lindolfo Collor (contaminação por curtumes) ⁽²⁾	88,2	95,1	717	83,8	1,42	145	0,198	3,60	*	*
Sedimento (<63 µm)	Rio Cadeia (média de 6 pontos, em 4 amostragens) ⁽²⁾	84,5	85,3	205	90,0	1,67	130	0,060	2,90	*	*
	Rio Feitoria (média de 4 pontos, em 4 amostragens) ⁽²⁾	89,8	99,2	484	90,9	1,48	141	0,130	3,00	*	*
Sedimento (<20 µm)	Rio Yamuna - Delhi ⁽³⁾	*	275	394	40,0	*	561				
	Rio Yamuna - Agra ⁽³⁾	*	339	263	37,7	*	554				
Sedimento	Rio Reno – trecho contaminado ⁽⁴⁾	*	286	493	*	*	1240				
Sedimento (<70 µm)	Alto Paraná ⁽⁵⁾	*	*	*	*	*	*	*	1,82	0,380	0,066
Solo agrícola	Brasil ⁽⁶⁾	*	*	*	*	*	*	0,004 a 0,039	*	*	*
Solo	Média mundial ⁽⁷⁾	71,0	30,0	70,0	40,0	1,00	90,0	0,07	*	0,200	0,080
Argila	Folhelho médio ⁽⁷⁾	88,0	39,0	90,0	48,0	0,85	120	0,240	*	0,060	0,070

(1) Rodrigues, 2002; (2) Rodrigues & Formoso, 2006; (3) Singh, 2000; (4) Förstner and Wittmann, 1981; (5) Thomas et al. (2001); (6) Pierzynski et al., 2000; (7) Bowen, 1979. * Ausência do dado

Ao contrário do fósforo, o nitrogênio é bastante móvel e não tende a permanecer fortemente adsorvido aos solos. A amônia (NH₃) constitui exceção, pois tende a permanecer adsorvida a argilominerais e partículas orgânicas. No ambiente aquático, a ocorrência do nitrogênio, juntamente com o fósforo, pode estimular um crescimento excessivo de algas, causando possíveis problemas de gosto e odor na água potável, *stress* dos organismos aquáticos e decréscimo na qualidade estética e recreacional do corpo d'água (Mau, 2004).

A comparação dos teores médios de metais obtidos neste estudo com dados da literatura (Tabela 3) mostrou teores de alumínio compatíveis com os valores de referência. As concentrações de cromo situaram-se um pouco acima da média mundial para sedimentos, mas foram comparáveis ao nível do folhelho médio padrão. Verificaram-se teores de zinco acima da média mundial de sedimentos, mas na mesma ordem do folhelho médio padrão e de outros rios do Estado que drenam áreas de basaltos. Mesmo indicando o triplo dos valores usualmente observados nos sedimentos mundiais e no folhelho médio padrão, os teores de ferro também parecem expressar principalmente as características do ambiente natural, a exemplo do alumínio, cromo e zinco. Deve-se salientar a cor avermelhada dos sedimentos coletados, que tipicamente assinala a ocorrência de compostos oxidados de ferro.

Por outro lado, quando comparadas ao folhelho médio padrão e à média mundial para sedimentos, as concentrações de cobre foram superiores em praticamente uma ordem de grandeza. Os teores de cobre também foram cerca de três vezes maiores que os obtidos em rios do Estado que drenam áreas de basaltos e ultrapassaram padrões de qualidade recomendados em outros países (Netherlands, 2004; USEPA, 2004-b; Environment Canada, 2005), referidos na Tabela 4. Os resultados indicaram valores de cobre com potencial para induzir efeitos adversos à biota em toda a extensão da sub-bacia do rio Lajeado Grande. Os sedimentos investigados também demonstraram indícios de contaminação crescente por manganês ao longo dos rios Lajeado Grande e Lajeado Erval Novo, com um teor médio equivalente ao dobro da média mundial, ao triplo do folhelho médio padrão e superior a rios do Estado que drenam áreas de basaltos.

Tabela 4: Comparação dos valores médios obtidos neste estudo com padrões de qualidade adotados para os sedimentos em diferentes países

REFERÊNCIA	Cu, µg/g	Zn, µg/g	Cr, µg/g
Este estudo	304	157	97,0
Environment Canada - Nível de provável efeito ⁽¹⁾	197	315	90,0
Lista holandesa - Valor alvo ⁽²⁾	36,0	140	100
Lista holandesa - Valor de intervenção ⁽²⁾	190	720	380
USA - Nível com baixa ocorrência de efeitos ⁽³⁾	34,0	150	81,0
USA - Nível com mediana ocorrência de efeitos ⁽³⁾	270	410	370

⁽¹⁾ Environment Canada, 2005; ⁽²⁾ Netherlands, 2004; ⁽³⁾ USEPA, 2004-b.

Dentre os metais avaliados, o cobre, o ferro e o manganês são adicionados à dieta dos suínos, enquanto o zinco é muito utilizado no controle da diarreia dos leitões (Seganfredo, 2001-a). Quando o nitrogênio é utilizado como ponto de partida para calcular a dose de dejetos suínos a ser aplicada em solos agrícolas, a contaminação ambiental é favorecida, pois as plantas não conseguem retirar todos os nutrientes e elementos essenciais dispostos nos solos (Seganfredo, 2000). Por ser absorvido em menor quantidade por todas as culturas (milho, trigo, soja, capim), o cobre passa a apresentar maiores excedentes relativos, tornando-se o elemento crítico (Seganfredo, 2001-b). Devido à capacidade específica de adsorver-se às partículas de solo, o cobre apresenta uma baixa mobilidade potencial. Uma vez depositado nos solos, tende a permanecer na camada superior (0-5 cm), fortemente adsorvido à matéria orgânica, óxidos de ferro, alumínio e manganês e argilominerais. A maior rota de exportação de cobre a partir dos solos é a movimentação lateral das partículas mais finas, o que pode ocorrer devido ao *runoff* e à erosão que resultam das atividades agrícolas (ONTARIO, 2006). Quando aplicado nos solos, o cobre não se desloca a grandes distâncias e dificilmente atinge as águas subterrâneas. Nas águas superficiais, contudo, o cobre pode perfazer grandes percursos, seja associado a partículas em suspensão ou na forma de íons livres (Lenntech, 2006).

De acordo com WHO (2004), o manganês presente nos solos origina-se, principalmente, da própria crosta terrestre. Outras fontes de manganês incluem deposição atmosférica, lixiviação de tecidos vegetais, excrementos animais e degradação de materiais de origem vegetal e animal. Os compostos de manganês apresentam uma grande variedade de usos, como fertilizante, fungicida e suplemento alimentar na dieta de animais. A partir dos solos, o manganês pode migrar para a água, na forma de material particulado, ou ainda ser lixiviado, quando presente na forma de compostos solúveis. Nos solos, a solubilidade do manganês é determinada principalmente pelo pH e potencial redox do meio. Os principais fatores que afetam o ciclo sedimentar do manganês são o teor de oxigênio da coluna d'água, a penetração de oxigênio nos sedimentos e o suprimento de carbono orgânico aos organismos bentônicos. O manganês é um elemento essencial para microorganismos, plantas e animais e, quando presente nas águas, pode ser expressivamente bioconcentrado por organismos aquáticos de níveis tróficos mais baixos. Frequentemente, o manganês é transportado ao longo dos rios na forma adsorvida aos sedimentos, existindo poucas evidências de sua ocorrência como complexo orgânico nas águas naturais. Como o Mn(II) é mais solúvel que o Mn(IV), o manganês terá uma maior disponibilidade em condições de menor pH e potencial redox. Na forma reduzida (Mn(II)), o manganês é biodisponível e pode ser prontamente incorporado pela fauna bentônica. A presença de cloretos, nitratos e sulfatos pode aumentar a solubilidade do manganês e, assim, torná-lo mais disponível para incorporação.

O cálculo do índice de geoacumulação (Igeo) dos metais, que foi realizado em relação ao folhelho médio devido à falta de locais de referência na área de estudo, mostrou valores nulos para alumínio, cromo e zinco (sedimentos praticamente não poluídos). Ainda que o Igeo de aproximadamente 1,5 obtido para ferro, indicasse uma contaminação moderada dos sedimentos, provavelmente este resultado esteja refletindo principalmente um nível basal elevado do metal na área de estudo, em comparação com o teor do folhelho médio padrão. O cobre revelou um Igeo igual a 3, correspondente a uma contaminação dos sedimentos moderada a forte. Quanto ao manganês, o Igeo variou de 0 a 1, na coleta de inverno (sedimentos não poluídos a moderadamente poluídos), e de 1 a 2, na coleta de verão (sedimentos moderadamente poluídos), demonstrando uma tendência sazonal.

4.3. Avaliação de macroinvertebrados bentônicos

Verificou-se maior abundância cumulativa de macroinvertebrados nas estações amostrais LG 79.0, LG 56.0, LEN 7.7 e LEN 15.0, que apresentaram totais acima de 600 organismos. Os pontos PSM, PSJ, LG 9.2 e LG 37.8 tiveram os menores valores de abundância cumulativa, com totais de aproximadamente 300 organismos. Tal resultado provavelmente esteja relacionado ao menor porte do curso d'água nos dois primeiros pontos e ao aporte de solos onde houve aplicação de dejetos na propriedade suinícola. O ponto LG 9.2 está situado na foz do rio Lajeado Grande, recebendo, portanto, as contribuições antropogênicas de toda a bacia. Já o LG37.8 possui suas características morfodinâmicas alteradas por um barramento, o que interfere na abundância da fauna bentônica.

Para os grupos indicadores EPT, observou-se maior percentual de ocorrência desses organismos nos cursos principais da bacia do Lajeado Grande e Lajeado Erval Novo, sendo que Plecoptera ocorreu apenas em LG 79.0, LG 9.2 e LEN 15.0. As estações amostrais PSM, PSJ e CITRESU apresentaram os menores valores de ocorrência para os três grupos e, assim, menores índices EPT (Figura 2). Há que se ressaltar que os grupos de insetos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são comumente utilizados como grupos indicadores de boa qualidade da água (USEPA, 1989; Resh e Jackson, 1993). Dessa forma, os menores índices EPT para os pontos PSM e PSJ, acrescidos do ponto a jusante da CITRESU, pareceram refletir o maior aporte de carga orgânica em cursos d'água de menor porte, com conseqüente menor capacidade de diluição.

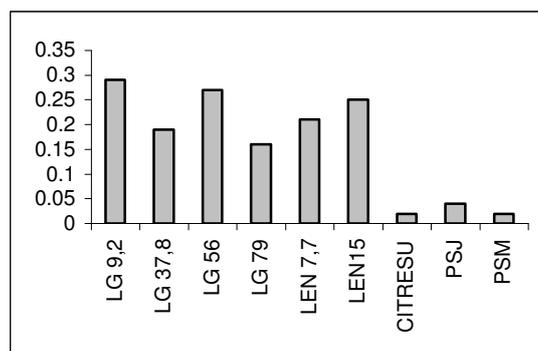


Figura 2 - Valores percentuais de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Insecta) em relação ao total de macroinvertebrados bentônicos amostrados na bacia hidrográfica do rio Lajeado Grande, RS, de novembro de 2004 a maio de 2005

Quanto à riqueza dos grupos, verificou-se uma maior abundância cumulativa de insetos da família Chironomidae nas estações de coleta dos cursos principais (rios Lajeado Grande e Lajeado Erval Novo), enquanto que no ponto PSM ocorreu maior abundância de Bivalvia e Ostracoda, além de Platyelminthes e Nematoda. O ponto PSJ também apresentou maior abundância de Bivalvia em relação às demais estações amostrais (Barbosa e Rodrigues, dados não publicados).

Com relação aos tipos funcionais presentes nos pontos de coleta (Figura 3), percebeu-se que os locais PSJ, PSM e LG 37.8 apresentaram os maiores valores para filtradores. Fragmentadores ocorreram em seis das nove estações de coleta, com os maiores percentuais de ocorrência em LG 56.0, LG 79.0, LEN 7.7, LEN 15.0 e CITRESU. O ponto de coleta LG 9.2 apresentou, unicamente, raspadores.

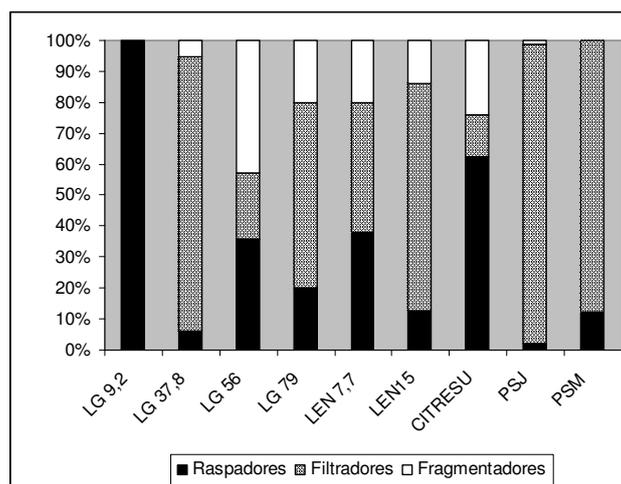


Figura 3 - Percentual de ocorrência de três tipos funcionais de macroinvertebrados bentônicos, na bacia hidrográfica do rio Lajeado Grande, RS, de novembro de 2004 a maio de 2005

A presença de tipos funcionais (filtradores, raspadores e fragmentadores) e a uniformidade ou dominância de algum deles permite uma melhor compreensão dos efeitos ambientais sobre a comunidade biológica associada ao substrato (Giller e Malmqvist, 1998). Essa classificação é extremamente importante, pois redimensiona os resultados obtidos em relação aos aspectos de riqueza e abundância dos organismos, para uma abordagem de funcionalidade do sistema. Assim sendo, a redução/ausência de fragmentadores e a dominância de filtradores nos pontos PSM, PSJ e LG37.8 indicou a provável acumulação de finos e micronutrientes oriundos do arraste de solos do entorno. A dominância de raspadores no ponto LG 9.2 pode estar associada à maior largura do rio neste local, bem como à ocorrência de cobertura vegetal mais aberta, favorecendo a incidência de luz solar, com maior produção de algas, que são consumidas por esses organismos.

5. Considerações finais

Os resultados obtidos no presente estudo revelaram a complexidade das interações entre os diversos parâmetros avaliados. As características físicas e químicas dos sedimentos refletiram os fatores naturais da bacia e as contribuições de fontes antropogênicas difusas associadas à inadequação das práticas de uso/conservação dos solos e do manejo/aplicação de dejetos suínos nas propriedades suinícolas como fertilizante. A mobilidade geoquímica potencial de cada elemento investigado também parece contribuir expressivamente para a variação composicional observada nos sedimentos ao longo da bacia. Ainda que este estudo não tenha contemplado uma avaliação da parcela potencialmente móvel dos metais, com maior disponibilidade para a biota, e que não fosse possível diferenciar os teores naturais daqueles originários da atividade humana, os valores observados para cobre e manganês podem estar contribuindo para um incremento do risco de exposição ecológica e humana no ambiente investigado.

Constatou-se, ainda, a relevância do uso de macroinvertebrados bentônicos na identificação de locais ambientalmente impactados, no caso específico avaliado, pela atividade suinícola, em cursos d'água de menor porte. Um maior detalhamento das variáveis biológicas, em termos de riqueza e abundância de grupos, pode ajudar a explicar as diferenças encontradas.

BIBLIOGRAFIA

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR9898: *Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Procedimento*. Rio de Janeiro, 1987.
- BIRCH, G.F.; ROBERTSON, E.; TAYLOR, S.E.; MCCONCHIE, D.M. The use of sediments to detect human impact on the fluvial system. *Environment Geology*, v.39, n.9, p.1015-1028, 2000.

- BOWEN, H.J.M. *Environmental chemistry of the elements*. London: Academic Press, 1979. 333p.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Guia Técnico de Coleta de Amostras de Água*. São Paulo: CETESB, 1977. 257p.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 de março de 2005, p.59-60.
- DE GROOT, A.J.; ZSCHUPPE, K.H.; SALOMONS, W. Standardization methods of analysis for heavy metals in sediments. *Hydrobiologia*, v.92, p.689-695, 1982.
- ENVIRONMENT CANADA. *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*, 2003. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/sedimentsummarytable.htm>> Acesso em: Outubro 2005.
- FÖRSTNER, U. Contaminated sediments. In: BHATTACHARJI, S. *et al. Lecture notes in earth sciences*. Berlin: Springer-Verlag, 1989. p. 1-157. v. 21.
- FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G.T.W. *Metal pollution in the aquatic environment*. 2.ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981. 486 p.
- GILLER, P. S.; MALMQVIST, B. 1998. *The biology of streams and rivers: biology of habitats*. Oxford University Press. 296p.
- GURRIERI, J.T. Distribution of metals in water and sediment and effects on aquatic biota in the upper Stillwater River basin, Montana. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 64, p. 83-100, 1998.
- LANG, C. Factorial correspondence analysis of oligochaeta communities according to eutrophication level. *Hydrobiologia*, v.57, p. 241-247, 1978.
- LENNTECH. *Health effects of copper*. Disponível em: <<http://www.lenntech.com/periodic-chart-elements/cu-en.htm>> Acesso em: Julho 2006.
- MAU, D.P. *Sediment deposition and trends and transport of phosphorus and other chemical constituents, Cheney Reservoir Watershed, South-Central Kansas*. US Geological Survey. Disponível em: <<http://ks.water.usgs.gov/kansas/pubs/reports/wrir.01-4085.html>> Acesso em: Novembro 2005.
- NETHERLANDS / MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING. Circular on target values and intervention values for soil remediation, 2000. Disponível em: <<http://www2.minvrom.nl>> Acesso em: Setembro 2004.
- ONTARIO / MINISTRY OF ENVIRONMENT. Environmental fate and behaviour. In: *CCME/Canadian soil quality guidelines for copper: Environmental and health*. Disponível em: <http://www.ene.gov.on.ca/envision/sudbury/ccme_canadian/02_env_fate_beh.pdf> Acesso em: Julho 2006.
- PERDOMO, C.C. 2001 LIMA, G.J.M.M.; NONES, K.; 2001. Produção de suínos e meio ambiente. Em: IX Seminário Internacional de Desenvolvimento da Suinocultura. Gramado. *Anais*. p.8-24.
- PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. *Soils and environmental quality*. 2. ed. Boca Raton, Flórida: CRC Press, 2000. 459p.
- RESH, V. H.; JACKSON, J. K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. p159-194. In: Rosemberg, D. M. & Resh, V. (eds.) 1993 Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.
- ROBBINS, G.B.; BUSHELL, J.J.; MCKEON, G.M. 1989. Nitrogen immobilization in decomposing litter contributes to productivity decline in ageing pastures of green panic (*Panicum maximum* var. *trichoglume*). *Journal of Agricultural Science*, v.113, p.401-406.
- RODEN, E. Modeling sediment Fe redox cycling and the interaction between microbial Fe(III) oxide reduction and methanogenesis in freshwater wetland sediments. Disponível em: <<http://www.bama.ua.edu/~eroden/NSFFeCH4Project/TWSedimentModelingIndex.htm>> Acesso em: Setembro de 2004.
- RODRIGUES, M.L.K. Caracterização da poluição por metais nos sedimentos da bacia hidrográfica do rio Gravataí, RS. In: *Diagnóstico da poluição nos sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Gravataí, RS*. Relatório técnico. Porto Alegre: PRÓ-GUAÍBA/FEPAM, 2002. p.1-70. cap.3.

- RODRIGUES, M.L.K., FORMOSO, M.L.L. Heavy metals in recent sediment and bottom-fish under the influence of tanneries in South Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*. Disponível em: <<http://www.editorialmanager.com/wate>> Acesso: Julho 2006.
- RODRIGUES, M.L.K.; BINOTTO, R.R.; RODRIGUES, A.L.M.; JOAQUIM, G; BAVARESCO, J. Aplicação de análise multivariada para determinação de índice de qualidade da água em bacias com atividade agrícola. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, 2006, Porto Alegre. *Anais*. Porto Alegre: ABES, 2006.
- ROSSO, A.; LAFONT, M.; EXINGER, E. 1994. Impact of heavy metals on benthic oligochaete communities in the River Ill and its tributaries. *Water Science and Technology*, v.29, p.241-248.
- SCHULTE, E.E.; KELLING, K.A. *Soil and applied sulfur*. Disponível em: <<http://s142412519.onlinehome.us/uw/pdfs/A2525.PDF>> Acesso em: Julho 2006.
- SEDNET. *Contaminated Sediment in European River Basins*. Disponível em: <http://sednet.org/materiale/SedNet_booklet_final_version.pdf> Acesso em: Novembro 2004.
- SEGANFREDO, M.A. *A aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica*. Comunicado técnico CT/291/Embrapa Suínos e Aves, 2001-b. ISSN 0100-8862 p.1-5.
- SEGANFREDO, M.A. *Análise dos riscos de poluição do ambiente, quando se usam dejetos suínos como adubo do solo*. Comunicado técnico CT/268/ EMBRAPA Suínos e Aves, 2000. ISSN 0100-8862. p 1-3.
- SEGANFREDO, M.A. *Aspectos da nutrição relacionados com a criação de suínos ênfase de creche, crescimento e terminação em granjas do sul do Brasil*. Comunicado técnico CT/288/ EMBRAPA Suínos e Aves, 2001-a. ISSN 0100-8862. p 1-3
- SEMA/Consultoria Norman Kämpf SC Ltda. *Levantamento pedológico e análise qualitativa do potencial de uso dos solos para o descarte de dejetos suínos da microbacia do Lajeado Grande (Ativos/PNMAII)*. Porto Alegre: SEMA, 2004. Relatório final.
- SINGH, M. Heavy metal pollution in freshly deposited sediments of the Yamuna River (the Ganges River tributary): a case study from Delhi and Agra urban centres, India. *Environmental Geology*, v.40, n.4, p.664-671, 2000.
- TAM, N.F.Y.; YAO, M.W.Y. An accurate, simple and novel analytical method for the determination of total organic carbon in sediment. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, v.72, n.2, p.137-150, 1998.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, v.51, n.7, p.844-850, 1979.
- THOMAS, R.L.; FRANK, R. Introduction to ecological effects in situ sediment contaminants, Netherlands. *Hydrobiologia*, v.149, p.1-4, 1987.
- THOMAZ, S.M.; PEREIRA, G.; PAGIORO, T.A. Microbial respiration and chemical composition of different sediment fractions in waterbodies of the upper Paraná river floodplain, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.61, n.2, p.277-286, 2001.
- USEPA – U.S. Environmental Protection Agency. Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based sediments. In: *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods – SW-846*. Washington, DC.: US EPA, 1996.
- USEPA – U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. *Contaminated sediment*, 1998. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OST/cs/manage/coverlet.html>> Acesso em: Janeiro 2001.
- USEPA, 1989. *Rapid bioassessment protocols: Macroinvertebrates and fish*. Environmental Protection Agency. United States of America. 77pp.
- USEPA/ Office of Water. National management measures for the control of nonpoint pollution from agriculture. EPA-841-B-03-004. Disponível em: <<http://www.cuwdf.com/FWR-WFD16-1.pdf>> Acesso em: Maio 2006.
- USEPA/ARCS: 2004-a, Program. Assessment and remediation of contaminated sediments. Risk assessment and modeling overview document. Disponível em: <<http://www.epa.gov/glnpo/arcs/EPA-905-R93-007/EPA-905-R93-007.html>> Acesso em: Abril 2004.

- USEPA: 2004-b, *Screening values for chemicals evaluated*. NSQS. Disponível em: <http://www.epa.gov/waterscience/cs/vol1/appdx_d.pdf> Acesso em: Setembro 2004.
- WALKLEY-BLACK, C.A. Chemical and Microbiological Properties. In: SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. *Methods of soil analysis*. Madison, Wisconsin, 1965. v.2, p.1372-1378 (Agronomy, n.9).
- WFD. Foundation for Water Research. *Sources of pollution*: diffuse pollution. 2005. Disponível em: <<http://www.cuwdf.com/FWR-WFD16-1.pdf>> Acesso em: Maio 2006.
- WHO - World Health Organization/International Programme on Chemical Safety. *Manganese and its compounds*: environmental aspects. 2004. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad63.htm>> Acesso em: Setembro 2005.