

Uso da terra e qualidade da água: influência das zonas ripárias e úmidas em duas bacias hidrográficas do Planalto do Rio Grande do Sul

Land use and water quality: influence of riparian zones and wetlands in two watersheds from Plateau of Rio Grande do Sul

Viviane Capoane *

Tales Tiecher **

Danilo Rheinheimer dos Santos***

Resumo:

Alterações nas propriedades hidrológicas de zonas úmidas e ripárias para uso agrícola e pecuário é uma prática generalizada em todo o mundo. A fim de compreender as consequências dessas alterações, no presente trabalho foram avaliados os efeitos do uso da terra e diferentes proporções de zonas úmidas e ripárias na qualidade da água dos canais de drenagem em duas bacias hidrográficas agrícolas do planalto do Rio Grande do Sul. Parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e indicadores de matéria orgânica de amostras de água dos canais de drenagem foram avaliados em quatro amostragens, em intervalos de dois a três meses entre 2009 e 2010. Os resultados obtidos mostram que a qualidade da água não diferiu entre as bacias, o que indica que a maior área de zonas úmidas ribeirinhas pode estar compensando a menor presença de mata ripária, e vice-versa. Contudo, a descaracterização e depauperamento das zonas úmidas e ripárias pelo tráfego animal e utilização com agricultura, reduz a capacidade natural de captura de sedimentos e sequestro de nutrientes. Por isso, em condições de alta pluviosidade e caso haja aumento na quantidade de fertilizantes utilizados pelos agricultores, a qualidade das águas superficiais pode ser severamente afetada. Dessa forma, esses locais devem ser preservados e/ou restaurados a fim de amenizar os impactos ambientais decorrentes das atividades humanas.

Abstract:

Modification of the hydrological properties of wetlands and riparian zones for agricultural and livestock use is widespread worldwide. In order to understand the consequences of these changes, in the present study we evaluated the effects of land use and different proportions of wetlands and riparian zones on drainage canal water quality in two agricultural watersheds from the highlands of Rio Grande do Sul. Physical, chemical and microbiological parameters and organic material indicators of drainage canal water samples were evaluated four times at intervals of two to three months between 2009 and 2010. The results showed that the water quality did not differ between the watersheds, probably due to the compensation of greater wetland area by a lesser amount of riparian vegetation, and vice versa. The damage to and the depletion of wetlands and riparian forests by animal trampling and agricultural uses was found to reduce the natural ability to trap sediment and nutrients. Therefore, under high rainfall conditions, and if the amount of fertilizers applied by farmers is increased, the quality of stream water might be severely affected. Wetlands and riparian forests should be preserved and/or restored in order to mitigate environmental impacts of human activities.

* Doutora em Geografia pela UFPR.

** Doutor em em Ciência do Solo pela UFSM

*** Prof. Dr. do Departamento de Ciências do Solo da UFSM

Palavras-chave:

Agropecuária,
Hidrogeoquímica,
Nutrientes,
Poluição difusa

Key-Words:

Agriculture,
Hydrogeochemistry,
Nutrients,
Diffuse pollution

INTRODUÇÃO

O aumento das atividades antrópicas tem desencadeado e acelerado os processos de erosão do solo. No caso da agricultura a situação é bastante crítica, pois ocasionam a diminuição da qualidade e da produtividade do solo, além de impactos na qualidade da água e aceleração da sedimentação natural de rios, lagos e reservatórios, causando sérios danos no ciclo hidrológico e hidrossedimentológico de bacias hidrográficas.

Os impactos ambientais adversos sobre a qualidade da água intensificam-se quando a ocupação e uso do solo pela agricultura e pecuária estendem-se até áreas marginais e ecologicamente sensíveis, como zonas ripárias e úmidas (GONÇALVES et al., 2005; BORTOLUZZI et al., 2006; COELHO et al., 2011). As zonas ripárias ou ciliares são áreas de saturação hídrica permanente ou temporária, encontradas principalmente ao longo das margens e nas cabeceiras da rede de drenagem (ATTANÁSIO et al., 2012). Esses locais exercem importante função do ponto de vista hidrológico e ecológico, contribuindo para a manutenção da saúde ambiental e da resiliência de bacias hidrográficas (NAIMAN e DÉCAMPS, 1997; LIMA e ZAKIA, 2000; AGNEW et al., 2006; ALLAN et al., 2008). As áreas úmidas são áreas transicionais entre sistemas terrestres e aquáticos, onde o nível da água se encontra normalmente na superfície do solo ou perto dela ou, o solo é coberto por água rasa. Englobam pantanais e superfícies terrestres cobertas por águas de forma periódica, originalmente cobertas por florestas ou outras formas de vegetação adaptadas à inundação (BRASIL, 2012). Em bacias hidrográficas tanto as áreas úmidas quanto as zonas ripárias funcionam como filtros sucessivos em que a hidrologia, ecologia e processamento biogeoquímico são fortemente acoplados e, juntos, agem para manter uma fração significativa dos nutrientes transportados das áreas a montante (DUNNE et al., 2005; DUNNE et al., 2006; BOUWMAN et al., 2013).

As zonas ripárias são capazes de interceptar e tamponar a transferência de sedimentos e nutrientes associados (GREGORY et al., 1991; NAIMAN e DÉCAMPS, 1997), protegendo assim, a qualidade da água de rios e lagos (LOWRANCE et al., 1985; PETERJOHN e CORRELL, 1989). Nas zonas ripárias a vegetação reduz a velocidade dos fluxos durante as

enxurradas resultando em aumento da infiltração, consequentemente na redução do escoamento superficial. Partículas grosseiras são depositadas, e partículas em suspensão são filtradas através da serrapilheira e do solo. Outros poluentes que são retidos podem ser decompostos, absorvidos pelas plantas, metabolizados por microorganismos ou adsorvidos às partículas do solo antes de atingirem as águas receptoras (PHILLIPS, 1989; CORRELL, 1997).

As áreas úmidas também exercem papel importante na retenção de sedimentos e poluentes adsorvidos a eles dentro de uma bacia hidrográfica (BRINSON et al., 1981; NAIMAN e DÉCAMPS, 1997). Elas atuam na interceptação e armazenamento temporário de água e sedimento do escoamento superficial (HAYASHI e VAN DER KAMP, 2000; ANTONIC et al., 2001), aumentando a disponibilidade de água para a evaporação e infiltração, diminuindo os picos de cheia e lentamente liberando-a de volta para o sistema atenuando assim o déficit hídrico durante períodos de estiagem. Também, servem de habitat para aves e animais que dependem de plantas aquáticas e invertebrados (HAYASHIA e VAN DER KAMP, 2000). Além disso, as zonas úmidas são particularmente bons filtros de água devido à sua interface entre o ecossistema terrestre e o aquático, o que lhes permite interceptar e assimilar muitos poluentes antes que eles entrem nos rios, córregos ou lagos.

Porém, a conversão de sistemas naturais para a agricultura e pecuária alteram as funções hidrológicas, ecológicas e ambientais das zonas acima descritas. Por exemplo, a incorporação de áreas úmidas para a agricultura não só reduz o habitat dos animais selvagens, mas representa uma tripla ameaça para a poluição de sedimentos em águas receptoras, pois: aumenta a área onde o solo é erodido, diminui a área onde o sedimento é retido e, oferece mais água para rios, resultando na erosão dos canais (ALMENDINGER et al., 2011). Além disso, o aporte de nutrientes, principalmente o fósforo, pode causar a eutrofização dos mananciais.

Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar os efeitos do uso da terra e diferentes proporções de zonas úmidas e ripárias na qualidade da água dos canais de drenagem em duas bacias hidrográficas agrícolas do Planalto do Rio Grande do Sul.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização e caracterização das áreas es-

tudadas

O estudo abrange uma área correspondente a duas microbacias hidrográficas situadas no município de Itaqui, na Fronteira Oeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A área urbana ocupa uma parte de cada uma delas, e é limitada ao norte pelo rio Uruguai, ao leste pelo arroio Cambaí e seu tributário arroio Chocolate, e a oeste pelo Arroio Olaria (Figura 1).

A região possui clima subtropical, relevo plano a suave ondulado, vegetação rasteira de gramíneas características dos pampas, e com predomínio de luvisolos e chernossolos. A cultura do arroz consorciada com pecuária predomina em termos de uso do solo (EMBRAPA, 2005).

2.2 Características geomorfométricas das microbacias hidrográficas

As bacias hidrográficas (BHs) estudadas estão inseridas em um assentamento de reforma agrária, denominado Alvorada, localizado na região central do Estado do Rio Grande do Sul, no Município de Júlio de Castilhos (Figura 1). A Fazenda Alvorada possuía uma área de 1.569 ha e, na implantação do assentamento em 1996 a mesma foi fragmentada em 72 unidades familiares com aproximadamente 21 ha cada.

As BHs foram selecionadas para o presente estudo considerando aspectos de proteção dos cursos d'água, sendo uma BH com maior proporção de mata ripária e menor de área úmida (10,2 e 7,3% - BH 1) e a outra com uma menor proporção de mata ripária e maior de área úmida (1,5 e 18,1% - BH 2) (Figura 2 e Tabela 1). A BH 1 possui 142,6 ha e a BH 2 possui 80,2 ha, representando 9,1 e 5,1% da área total do Assentamento, respectivamente.

O clima da região corresponde ao subtropical medianamente úmido com variação longitudinal das temperaturas médias. A média anual varia entre 17-20°C. A média do mês mais frio oscila entre 11-14°C e a temperatura média do mês mais quente varia entre 23-26°C. A precipitação média histórica é de 1500-1700 mm ao ano com 90-110 dias de chuva, distribuídos ao longo do ano (ROSSATO, 2011).

A geologia das áreas estudadas é composta por duas Formações: Formação Serra Geral (Grupo São Bento) e Tupanciretã (FRASCÁ e SARTORI, 1998). A Formação Tupanciretã é a que predomina, sendo com-

posta por um conjunto litológico bastante heterogêneo com conglomerados, arenitos e intercalações de delgadas camadas de argila. Os solos derivados dessa Formação são bastante arenosos e altamente susceptíveis aos processos erosivos. As classes de solo presentes nas BHs são Argissolo Vermelho localizado no topo de coxilhas, Argissolo Bruno no terço médio e inferior das encostas e Gleissolo Háptico nas baixadas. Ainda, em uma pequena porção da BH 1, próximo a afloramentos da Formação Serra Geral, há a presença de Neossolos Litólicos.

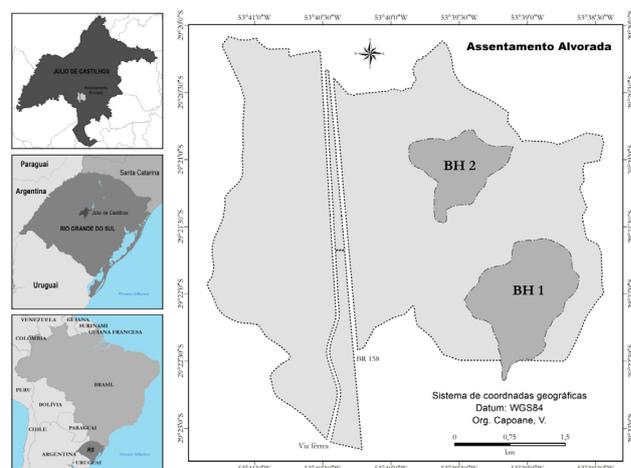


Figura 1: - Localização das bacias hidrográficas estudadas, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

As características do relevo em si estão inteiramente relacionadas à litologia do local, de modo geral, constituído por colinas arredondadas, regionalmente conhecidas por coxilhas. Os topos são planos e as vertentes suaves com baixas declividades, o que propicia diversos usos. A área de estudo está inserida na Região Geomorfológica Planalto das Missões, sobre a Unidade Geomorfológica do Planalto de Santo Ângelo (IBGE, 1986).

A rede de drenagem do assentamento é formada por vários pequenos cursos d'água e as nascentes têm comportamento intermitente, sujeitas a influência de períodos de estiagem e frequentemente ficam secas. Nas áreas mais baixas e planas, os riachos assumem um comportamento mais perene. Além da rede de drenagem natural, existem ainda vários espelhos d'água artificiais (açudes), geralmente usados para a dessedentação animal e, em alguns casos, para a piscicultura. As águas do assentamento drenam para a bacia hidrográ-

fica do Alto Jacuí, que desemboca no Rio Guaíba, em Porto Alegre.

Os remanescentes florestais estão sob domínio da Floresta Estacional Decidual com Vegetação Secundária e Atividades Agrárias, como também do contato desta tipologia florestal com a Estepe com Atividades Agrárias (IBGE, 2004).

Quanto aos aspectos socioeconômicos, após a efetivação do assentamento, surgiu uma nova configuração no espaço agrário castilhense, até então dominado pela pecuária extensiva e a lavoura agroexportadora de soja. Além do crescimento populacional que alterou a dinâmica demográfica, houve à inserção da agricultura familiar e esta vem colaborando com a economia local, pois são 72 famílias que movimentam recursos financeiros ajudando a dinamizar a economia do município de Júlio de Castilhos através do fortalecimento da agricultura familiar (MOREIRA, 2008).

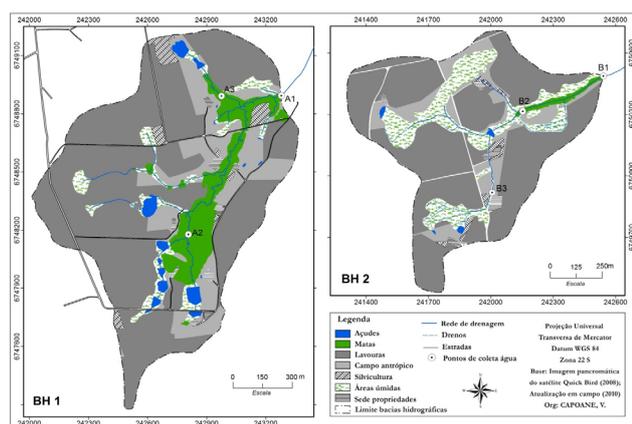


Figura 2 – Uso da terra nas bacias hidrográficas estudadas, Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul.

2.3 Mapas temáticos de uso da terra

Os mapas temáticos de uso da terra das bacias hidrográficas foram confeccionados utilizando o software ArcGis®10. Uma imagem pancromática do satélite Quick Bird de 22/02/2008, com resolução espacial de 60 cm, foi utilizada para a delimitação dos polígonos de uso, posteriormente foi feita a atualização em campo para o ano de 2009/2010, período em que foi realizado o monitoramento da qualidade da água nos canais de drenagem. A imagem foi adquirida na Empresa ENGE-SAT Imagens de Satélites S/C Ltda.

2.4 Monitoramento da qualidade da água nos

canais

Para o monitoramento da qualidade da água foram definidos seis pontos de amostragem, três na BH 1 (A1 - exutório, A2 - canal principal e A3 - tributário) e três na BH 2 (B1 - exutório, B2 - canal principal e B3 - tributário) (Figura 2). Os parâmetros avaliados foram: pH, coliformes totais, *Escherichia coli*, fósforo solúvel (P), nitrogênio amoniacal, nitrato, condutividade elétrica (CE), cor aparente, turbidez, cálcio (Ca), magnésio (Mg), dureza, sódio (Na), potássio (K), ferro (Fe), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$). A representatividade destes parâmetros foi avaliada nos meses de agosto (25/08/09), novembro (05/11/09), janeiro (07/01/10) e março (01/03/10), num total de 24 amostras. Todas as amostras de água foram coletadas no fluxo de base dos riachos, considerando para tal, os dados de precipitação oriundos de estações meteorológicas instaladas nas BHs, bem como os dados de vazão obtidos de estações hidrossedimentométricas instaladas no exutório de cada bacia hidrográfica.

A coleta e acondicionamento das amostras seguiram as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (AWWA, 2005). Na chegada das amostras no laboratório, determinaram-se o pH, a CE, a turbidez e a cor aparente. As amostras destinadas à determinação dos parâmetros químicos foram filtradas em membrana de celulose com poro de $0,45 \mu\text{m}$ de diâmetro e mantidas em geladeira (8°C).

As concentrações de Ca, Mg e Fe solúveis foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica; a dureza da água foi obtida pela fórmula: concentração equivalente de carbonato de cálcio (mg L^{-1}) = $2,497 * (\text{Ca em mg L}^{-1}) + 4,118 * (\text{Mg em mg L}^{-1})$; K e Na solúveis foram determinados por espectrofotometria de emissão de chama. Os teores de nitrogênio amoniacal e nitrato foram obtidos usando a metodologia de arraste de vapores em destilador semi-micro Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995). A concentração de P foi determinada por espectrofotocolorimetria UV - Visível, conforme a metodologia proposta por Makris (2002).

As análises microbiológicas consistiram na determinação do número mais provável de coliformes totais e *Escherichia coli*. O meio de cultura utilizado foi o caldo Fluorocult LMX (Merck). A DQO foi determinada pelo método titulométrico de refluxo fechado

(APHA, 1995). A determinação da $DBO_{5,20}$ foi realizada através do método manométrico, utilizando o sistema eletrônico de medição B.O.D. Sensor-Velp Científica. Todas as soluções foram preparadas com água destilada e deionizada pelo sistema Milli-Q (Millipore) e reagentes de grau analítico (P.A.).

2.5 Análise estatística

A comparação de qualidade da água nos diferentes pontos amostrados ao longo do ano foi realizada por análise de componentes principais utilizando-se todos os parâmetros avaliados. A comparação entre os pontos monitorados em cada BH (A1, A2 e A3 na BH 1 e B1, B2 e B3 na BH 2) e entre as BHs (ponto A1 e B1), foi realizado pelo teste t através das médias de duas amostras independentes (pontos de coleta), por reamostragem bootstrap, em nível de 5% de probabilidade de erro. O teste foi realizado no programa estatístico BioEstat, versão 5.0 (AYRES et al., 2007).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Uso da terra

As atividades agropecuárias desenvolvidas no período de inverno nas BHs monitoradas restringem-se ao pastoreio do gado leiteiro representando mais de 90% da área. Nos trabalhos de campo para atualização do mapa de uso da terra, foi possível visualizar a falta de oferta de forragem, pois poucos assentados têm hábito de cultivar forrageiras de inverno. Há presença de aveia e azevém ou apenas azevém de ressemeadura natural, mas com presença de plantas daninhas.

No período de verão as áreas destinadas ao pastoreio do gado leiteiro restringem-se a menos de 30% da área das BHs, incluindo as classes de uso silvicultura, áreas úmidas e matas. O cultivo da soja é a atividade agrícola predominante nesse período. Estas áreas encontram-se desde as margens dos canais de drenagem e áreas úmidas drenadas, até o topo das coxilhas. Constatou-se que a cultura de soja apresentava evidências de toxidez de alumínio devido ao baixo pH do solo, deficiências nutricionais, principalmente P, compactação do solo pelo tráfego do gado no período de inverno, além de problemas de espaçamento entre plantas, emergência

baixa e áreas sem plantas devido aos processos erosivos.

Dois graves problemas foram visualizados contrastando a ocupação da área no inverno e verão. O primeiro deles é referente à alimentação do gado leiteiro, devido à forte competição por área com o cultivo da soja, isso força o agricultor a usar as áreas de preservação permanente como tentativa de manter o gado produzindo, o que é, por um lado, um engodo, pois a quantidade e qualidade da forragem são muito aquém das necessidades dos animais e por outro, altera enormemente a dinâmica das zonas ripárias e úmidas; o segundo é o predomínio da soja em áreas assentadas. Ela não cumpre a função social da terra preconizada e, por ser transgênica, trás consigo o pacote tecnológico combatido pelas organizações sociais do campo, entre elas o Movimento dos Sem Terra. Além disso, o cultivo é feito sem nenhuma adoção dos princípios básicos da Ciência do Solo como a aptidão de uso, adubação verde, plantio em nível, manutenção de cobertura, dentre outros. Assim, tanto a bovinocultura de leite quanto a sojicultura são atividades não sustentáveis no assentamento Alvorada. Para a produção de soja no verão e pastagem no inverno, os principais insumos utilizados pelos agricultores que podem estar influenciando a hidrogeoquímica das bacias hidrográficas são corretivos de acidez do solo (calcário – fonte de Ca e Mg) e fertilizantes nitrogenadas, potássicos e fosfatados.

Nas duas BHs a degradação física dos riachos é evidente devido ao aporte de sedimentos oriundos de áreas agrícolas mal manejadas, estradas mal alocadas, erosão lateral dos canais nos trechos onde afloram os arenitos da formação Tupanciretã e, pelo tráfego de animais no interior das matas ripárias e zonas úmidas ribeirinhas. Nos trabalhos de campo foi observado que não houve planejamento para a utilização dos recursos naturais na implantação do assentamento, bem como a ocupação da área e as práticas de manejo utilizadas pelos agricultores são incompatíveis com a fragilidade do ambiente (CAPOANE, 2011; PELLEGRINI, 2013; ALVAREZ, 2014; SCHAEFER, 2015), principalmente devido aos solos arenosos e altamente susceptíveis a processos erosivos. De acordo com Tiecher et al. (2014), a textura média de 20 amostras de solos contemplando toda a variabilidade de solos presentes nas BHs para a camada de 0-20 cm foi de $67,2 \pm 5,3$ % de areia, $17,4 \pm 3,4$ % de silte e $15,4 \pm 3,9$ % de argila.

Em algumas propriedades ainda é utilizado o sis-

tema de cultivo convencional com lavrações e gradagens, mas na maioria das propriedades os agricultores aderiram ao sistema plantio direto, contudo ele vem sendo conduzido de forma incorreta (RASCHE, 2014), o que se têm nada mais é do plantar sem lavar. Não há cobertura do solo suficiente para amenizar a energia cinética da chuva, não há obras físicas de contenção da enxurrada e as operações de semeadura são feitas no sentido do declive. Há presença de erosão laminar forte e erosão em sulcos, o que impede a formação de compostos orgânicos de maior estabilidade. Além disso, há forte competição por área entre o cultivo da soja e alimentação do gado leiteiro.

Tabela 1 - Quantificação das classes de uso da terra por ponto de amostragem para o período monitorado.

Classes de uso da terra	Bacia hidrográfica 1					
	A1		A2		A3	
	ha	%	ha	%	ha	%
Lavoura	88,2	61,9	25,1	62,6	7,2	56,7
Mata	14,6	10,2	4,0	10,0	0,6	4,7
Área úmida	7,3	5,1	2,3	5,7	0,4	3,1
Campo antrópico	22,6	15,8	5,3	13,2	2,4	18,9
Silvicultura	3,4	2,4	0,4	1,0	1,3	10,2
Sede propriedade	1,5	1,1	0,6	1,5	-	-
Açudes	3,1	2,2	1,7	4,2	0,7	5,5
Estradas	1,9	1,3	0,7	1,7	0,1	0,8
Total	142,6	100	40,1	100	12,7	100

Classes de uso da terra	Bacia hidrográfica 2					
	B1		B2		B3	
	ha	%	ha	%	ha	%
Lavoura	51,3	64,0	41,1	63,3	9,6	64,9
Mata	1,2	1,5	-	-	-	-
Área úmida	14,5	18,1	11,9	18,3	2,8	18,9
Campo antrópico	9,5	11,8	8,1	12,5	1,1	7,4
Silvicultura	1,1	1,4	1,1	1,7	0,5	3,4
Sede propriedade	1,1	1,4	1,1	1,7	0,5	3,4
Açudes	0,8	1,0	0,8	1,2	0,2	1,4
Estradas	0,7	0,9	0,8	1,2	0,1	0,7
Total	80,2	100	64,9	100	14,8	100

Nos canais de drenagem em áreas próximas as nascentes, praticamente todas as áreas úmidas foram drenadas e incorporadas na produção de grãos, principalmente na BH 2 (Figura 2), o que altera a dinâmica hidráulica das BHs. Como agravante, praticamente não há matas ao longo dos canais de drenagem e as zonas ripárias e úmidas encontram-se altamente degradadas. As áreas que deveriam ser de preservação permanente conforme o Código Florestal apresentam conflitos no uso como a presença de lavouras, sede de propriedades e pastoreio animal durante todo o ano (CAPOANE e

RHEINHEIMER, 2012).

3.2 Qualidade da água nos canais de drenagem

Os parâmetros pH, turbidez, densidade média de bactérias *Escherichia coli*, teores de nitrogênio amoniacal e nitrogênio na forma de nitrato, apresentaram-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução do Conama n° 357 (BRASIL, 2005) para o enquadramento das águas das duas BHs na classe I, durante todo o período de estudo (Tabelas 2). Apesar disso, com exceção da primeira coleta realizada nos pontos B1 e B3, a DBO_{5,20} foi superior ao limite de 10 mg O₂ L⁻¹ para o enquadramento das águas na classe III em todos os pontos e em todas as épocas avaliadas.

A DQO não é um parâmetro químico considerado na Resolução do Conama n° 357. Entretanto, Chapman e Kimstach (1996) apresentam como critério de qualificação de águas superficiais não poluídas um limite de 20 mg O₂ L⁻¹ ou, de até 200 mg O₂ L⁻¹ em mananciais que sofrem a descarga de efluentes. Portanto, os valores encontrados de DQO nesse trabalho sugerem a ocorrência de baixa contaminação aquática de origem orgânica. Parte da matéria orgânica presente nos corpos hídricos é de origem fecal e pode ser oriunda do aporte de sedimentos durante os eventos pluviométricos também, devido à degradação física da paisagem verificada pela presença de focos de erosão em sulcos e de erosão laminar forte.

Em todas as amostras de água foi verificada menor quantidade de coliformes fecais comparativamente à quantidade de coliformes totais (aproximadamente 2600 vezes menor). Isso ocorre devido ao fato de os coliformes fecais serem exclusivamente originários de animais de sangue quente, enquanto os coliformes totais incluem bactérias que habitam o solo, água e plantas.

Na BH 1, os teores de P e Mg solúvel no ponto A3 foram maiores que nos demais pontos (A1 e A2) (Tabela 3). Além disso, o ponto A1 apresentou os maiores valores de CE, dureza e Ca solúvel, que o ponto A2, mas inferiores ao ponto A3, provavelmente devido à diluição dos nutrientes provenientes do tributário do ponto A3 pelas águas do arroio do ponto A2. O ponto A3 apresentou maiores teores de Ca e Mg e, consequentemente, maior dureza e CE, o que foi atribuído a calagem recente realizada nas lavouras à montante do

ponto de amostragem.

Tabela 2 - pH, turbidez, cor aparente, densidade de coliformes totais e *Escherichia coli*, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal e nitrato na água dos arroios das bacias hidrográficas estudadas, Júlio de Castilhos - RS.

Parâmetro	Coleta	Bacia hidrográfica 1			Bacia hidrográfica 2			Limite Conama
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	
pH	Ago/2009	7,2	7,0	7,4	6,7	6,6	6,7	I: 6,0 – 9,0
	Nov/2009	7,0	6,7	6,6	6,9	6,6	6,3	II: 6,0 – 9,0
	Jan/2010	6,7	6,3	6,6	6,5	6,4	6,2	III: 6,0 – 9,0
	Mar/2010	7,6	6,9	7,1	7,2	6,8	6,5	
	<i>Média</i>	<i>7,1 aA</i>	<i>6,7 a</i>	<i>6,9 a</i>	<i>6,8 aA</i>	<i>6,6 a</i>	<i>6,4 a</i>	
Turbidez (UNT)	Ago/2009	6,0	14,1	4,4	4,0	2,9	1,9	I: 40
	Nov/2009	9,7	21,9	6,1	9,1	8,5	17,8	II: 100
	Jan/2010	11,5	17,0	5,5	7,8	7,0	8,4	III: 100
	Mar/2010	5,6	3,1	4,0	9,8	11,3	3,0	
	<i>Média</i>	<i>8,2 aA</i>	<i>14,0 a</i>	<i>5,0 a</i>	<i>7,7 aA</i>	<i>7,4 a</i>	<i>7,8 a</i>	
Cor aparente (uH)	Ago/2009	45	90	30	50	45	15	
	Nov/2009	100	200	110	110	140	160	
	Jan/2010	70	100	70	70	100	110	
	Mar/2010	40	15	40	100	70	50	
	<i>Média</i>	<i>64 aA</i>	<i>101 a</i>	<i>63 a</i>	<i>83 aA</i>	<i>89 a</i>	<i>84 a</i>	
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)	Ago/2009	2716	692	12753	23054	13826	12753	
	Nov/2009	23054	23054	23054	23054	23054	12753	
	Jan/2010	23054	23054	23054	23054	23054	23054	
	Mar/2010	327	230	692	488	780	230	
	<i>Média</i>	<i>12288 aA</i>	<i>11757 a</i>	<i>14888 a</i>	<i>17412 aA</i>	<i>15178 a</i>	<i>12197 a</i>	
E. coli (NMP 100 mL ⁻¹)	Ago/2009	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	1,9	I: 200
	Nov/2009	1,9	49,0	33,0	16,0	1,9	6,8	II: 1000
	Jan/2010	6,8	0,0	0,0	0,0	4,0	1,9	III: 2500
	Mar/2010	1,9	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	
	<i>Média</i>	<i>2,6 aA</i>	<i>12,2 a</i>	<i>9,2 a</i>	<i>4,0 aA</i>	<i>1,5 a</i>	<i>2,6 a</i>	
DBO _{5,20} (mg O ₂ L ⁻¹)	Ago/2009	10,4	10,4	14,2	7,1	10,9	8,7	I: 3,0
	Nov/2009	17,5	19,1	15,8	15,3	19,7	18,6	II: 5,0
	Jan/2010	14,7	15,8	16,4	15,3	15,6	16,4	III: 10,0
	Mar/2010	20,2	15,8	15,2	20,2	20,8	19,7	
	<i>Média</i>	<i>15,7 aA</i>	<i>15,3 a</i>	<i>15,4 a</i>	<i>14,5 aA</i>	<i>16,8 a</i>	<i>15,9 a</i>	
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	Ago/2009	38,5	32,4	34,2	26,3	17,5	16,4	
	Nov/2009	41,5	34,2	39,7	49,6	26,1	39,6	
	Jan/2010	30,3	21,4	19,6	34,8	33,9	32,1	
	Mar/2010	49,1	28,3	34,1	52,4	48,2	32,4	
	<i>Média</i>	<i>39,9 aA</i>	<i>29,1 a</i>	<i>31,9 a</i>	<i>40,8 aA</i>	<i>31,4 a</i>	<i>30,1 a</i>	
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	Ago/2009	0,3	0,8	0,4	0,6	0,4	1,7	I: 3,7
	Nov/2009	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	II: 3,7
	Jan/2010	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	III: 13,3
	Mar/2010	0,1	1,0	1,0	1,0	0,5	0,1	
	<i>Média</i>	<i>0,1 aA</i>	<i>0,4 a</i>	<i>0,3 a</i>	<i>0,4 aA</i>	<i>0,2 a</i>	<i>0,5 a</i>	
Nitrato (mg L ⁻¹)	Ago/2009	0,3	0,4	0,0	0,2	0,1	0,9	I: 10,0
	Nov/2009	0,1	0,5	0,1	0,3	0,2	0,7	II: 10,0
	Jan/2010	0,7	1,2	0,6	0,7	0,9	0,4	III: 10,0
	Mar/2010	1,0	2,2	0,5	0,1	0,3	2,5	
	<i>Média</i>	<i>0,5 aA</i>	<i>1,1 a</i>	<i>0,3 a</i>	<i>0,3 aA</i>	<i>0,4 a</i>	<i>1,1 a</i>	

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha, comparando os pontos monitorados em cada BH, e médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha, comparando o exutório das BHs (pontos A1 e B1), não são estatisticamente diferentes a 5 % de probabilidade pelo teste de t.

Como os solos das BHs têm o horizonte superficial bastante arenoso o processo de lixiviação e fluxo de nutrientes pelos macroporos é favorecido (RESENDE et al., 2007), resultando em maiores teores de Ca e Mg na água do arroio do ponto A3. Como agravante os solos das BHs são manejados de forma incorreta o que pode resultar na degradação de sua estrutura, favorecendo ainda mais o deflúvio superficial. Conseqüentemente, grande parte dos insumos adicionados nas lavouras acabam sendo carregados para os cursos d'água.

Também, contribui para aumentar o deflúvio superficial devido a menor proporção de mata ripária e zonas úmidas ribeirinhas comparativamente aos pontos A1 e A2 (Tabela 1).

O maior teor de P solúvel no ponto A3 (Tabela 3) foi atribuído a dois fatores: ao tráfego intenso de animais próximo ao ponto de coleta; e a existência de açudes localizados à montante, que recebem água e sedimentos oriundos das lavouras, e encontram-se assoreados; sob condições anóxicas como no fundo dos

açudes, os óxidos de ferro oriundos das lavouras são dissolvidos, liberando o P que estava adsorvido neles e, conseqüentemente, aumentando a concentração de P na água que, possivelmente, está chegando ao arroio localizado a jusante do açude.

Assim, a concentração de nutrientes obtida na água deste ponto foi a que mais refletiu o uso antrópico do entorno. Na BH 2, o ponto B3 apresentou maiores teores de Ca e Mg solúvel (Tabela 3) e, conseqüentemente, maiores valores de CE e dureza, comparativamente aos demais pontos (B1 e B2).

Tabela 3 - Condutividade elétrica, concentração de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio e ferro solúveis, dureza e ferro na água dos arroios das bacias hidrográficas.

Parâmetro	Coleta	Bacia hidrográfica 1			Bacia hidrográfica 2			Limite Conama
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Ago/2009	24,8	18,4	55,8	18,6	16,6	23,2	
	Nov/2009	23,4	22,9	51,4	25,1	22,8	36,3	
	Jan/2010	31,4	22,7	33,9	21,8	20,8	28,7	
	Mar/2010	29,8	22,7	43,8	22,4	21,3	31,8	
	Média	27,3 bA	21,7 c	46,2 a	22,0 bA	20,4 b	30,0 a	
Fósforo solúvel ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ago/2009	0,0	0,0	45,0	1,2	0,6	3,3	
	Nov/2009	17,0	15,3	65,7	7,3	5,6	14,0	
	Jan/2010	7,8	5,0	25,4	2,3	3,8	9,5	
	Mar/2010	4,4	0,0	51,8	3,3	3,3	0,0	
	Média	7,3 bA	5,1 b	47,0 a	3,5 aA	3,3 a	6,7 a	
Potássio solúvel (mg L^{-1})	Ago/2009	6,8	7,2	9,0	4,2	2,6	1,6	
	Nov/2009	6,5	7,4	8,2	4,3	2,7	6,1	
	Jan/2010	1,7	2,1	1,9	0,8	0,4	0,4	
	Mar/2010	1,9	2,1	3,1	1,4	1,0	1,0	
	Média	4,2 aA	4,7 a	5,5 a	2,7 aA	1,7 a	2,3 a	
Cálcio solúvel (mg L^{-1})	Ago/2009	2,3	0,1	9,2	2,0	1,5	2,3	
	Nov/2009	2,4	0,9	7,4	1,8	1,8	3,2	
	Jan/2010	2,3	1,6	4,7	2,1	2,1	3,3	
	Mar/2010	3,8	2,1	9,1	3,4	2,8	3,9	
	Média	2,7 bA	1,2 c	7,6 a	2,3 bA	2,0 b	3,2 a	
Magnésio solúvel (mg L^{-1})	Ago/2009	1,7	1,5	2,0	0,7	0,8	1,5	
	Nov/2009	1,0	0,8	1,8	1,1	1,3	2,1	
	Jan/2010	0,8	0,9	1,1	1,2	1,2	1,8	
	Mar/2010	0,9	1,0	1,8	1,4	1,5	2,3	
	Média	1,1 bA	1,1 b	1,7 a	1,1 bA	1,2 b	1,9 a	
Dureza ($\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	Ago/2009	9,8	4,2	31,4	8,0	7,1	12,0	
	Nov/2009	10,2	5,7	26,1	9,3	9,9	16,8	
	Jan/2010	8,9	7,5	16,4	10,0	10,3	15,8	
	Mar/2010	13,3	9,4	30,1	14,4	13,2	19,0	
	Média	10,6 bA	6,7 c	26,0 a	10,4 bA	10,1 b	15,9 a	
Sódio solúvel (mg L^{-1})	Ago/2009	3,7	3,5	6,0	2,4	1,7	2,1	
	Nov/2009	4,0	4,0	5,6	3,3	2,5	4,0	
	Jan/2010	1,7	1,9	2,3	1,3	1,1	1,3	
	Mar/2010	2,0	2,0	4,0	1,5	1,0	1,5	
	Média	2,9 aA	2,9 a	4,4 a	2,1 aA	1,6 a	2,2 a	
Ferro solúvel (mg L^{-1})	Ago/2009	0,6	0,5	0,2	0,4	0,7	0,0	I: 0,3
	Nov/2009	0,6	0,6	0,4	0,9	1,0	0,9	II: 0,3
	Jan/2010	0,4	0,5	0,6	1,1	1,3	1,0	III: 0,5
	Mar/2010	0,3	0,1	0,5	1,5	1,7	0,5	
	Média	0,5 aA	0,4 a	0,4 a	1,0 aA	1,2 a	0,6 a	

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha, comparando os pontos monitorados em cada BH, e médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha, comparando o exutório das BHs (pontos A1 e B1), não são estatisticamente diferentes a 5% de probabilidade pelo teste de t.

Houve o efeito de diluição pela entrada de água dos tributários, resultando em menor concentração de Ca e Mg no exutório (ponto B1). As maiores concentrações no ponto B3 também foram atribuídas à calagem das áreas de lavoura próxima ao ponto de amostragem.

Com exceção da primeira coleta realizada nos pontos A3 e B3 e da última coleta realizada no ponto A2, o limite de Fe dissolvido para o enquadramento na classe I para águas doces também foi excedido (Tabela 3). Além disso, em todos os pontos monitorados nas duas BHs, pelo menos duas coletas de água extrapolaram os limites de Fe dissolvido estabelecidos para o enquadramento das águas na classe III (0,5 mg L⁻¹ de Fe dissolvido). As altas concentrações obtidas são atribuídas ao processo de liberação de Fe durante as reações redox nas zonas úmidas ribeirinhas.

3.3 Variação da qualidade da água ao longo do ano

Juntas, as duas primeiras componentes principais (CP) representadas na Figura 3, explicaram 50,95% da variação total dos parâmetros de qualidade de água avaliados no presente trabalho. A primeira CP (CP1) explicou 27,83% e a segunda CP (CP2) explicou 23,22%. As variáveis que mais contribuíram na CP1 foram os teores de Na, P, CE, Ca e K solúveis, contribuindo com 18,6, 18,1, 17,7, 14,4 e 12,3% da variação total da CP1 (total de 81,2%).

Na CP2 as variáveis que mais contribuíram foram à cor aparente, turbidez, densidade de coliformes fecais, densidade de coliformes totais e teor de N amoniacal, contribuindo com 24,2, 17,6, 12,2, 10,6 e 9,4% da variação total da CP2 (total de 73,9%). Os demais parâmetros avaliados (pH, DQO, DBO, Fe, NO₃ e Mg) apresentaram menor variação ao longo do ano e por isso apresentaram contribuição muito pequena na variação total no primeiro plano fatorial.

Nas BHs, após o verão, são implantadas pastagens de inverno durante os meses de maio, junho, julho e início de agosto. Na maior parte dessas áreas, a semeadura dessas pastagens é realizada a lanço, com posterior incorporação das sementes através de uma gradagem com grade fechada, que acaba mobilizando toda a camada superficial do solo, tornando-o mais susceptível aos processos erosivos, o que poderia aumentar a concentração de nutrientes como Ca, Mg, K, Na

e P solúveis na água dos canais durante esse período. Todavia, durante o período de estudo, os parâmetros de qualidade de água avaliados nas BHs ao longo do ano apresentaram maior relação com as variações no regime pluviométrico do que à sazonalidade das principais práticas agrícolas realizadas no assentamento.

Como pode se verificar na Figura 4, a precipitação pluvial média histórica é bem distribuída ao longo do ano nas BHs. Durante o período de estudo a precipitação até o mês de agosto foi semelhante à média histórica da região. Entretanto, nos meses de setembro a janeiro, a precipitação foi muito acima da média histórica, especialmente nos meses de novembro e janeiro, em que a precipitação foi aproximadamente 3 e 5 vezes maior que a média histórica, respectivamente, devido às manifestações do fenômeno climático El Niño.

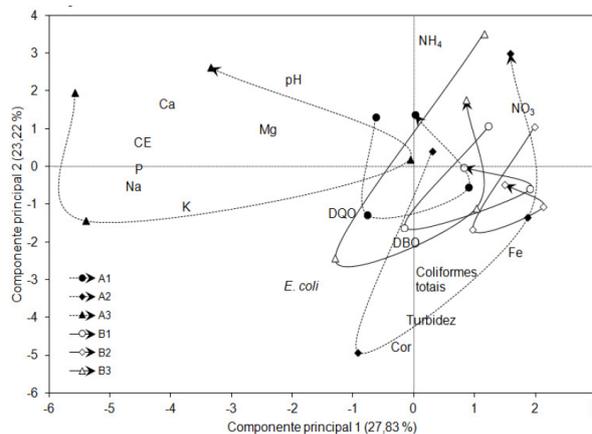


Figura 3 - Projeção dos parâmetros de qualidade de água e das coletas realizadas ao longo do ano nos diferentes pontos do arroio monitorados em cada bacia hidrográfica. Números entre parênteses indicam a porcentagem de variação explicada por cada eixo. O sentido das setas indica as épocas de coleta de amostras de água.

Com a maior precipitação ocorrida no período da segunda coleta, o solo das lavouras e poteiros pode ter atingido condições de alta umidade durante um período de tempo maior que o normal, aumentando assim o deflúvio superficial. Isso resultou em maior coloração, turbidez, densidade de coliformes totais e fecais na segunda coleta em todos os pontos monitorados, bem como no aumento da CE e da concentração de P, Ca, K e Na solúveis (com exceção dos pontos A1 e A3), como pode ser visto pela trajetória dos pontos amostrados na Figura 3. Apesar de que, durante o período da terceira coleta as precipitações continuaram muito acima da média histórica, houve uma tendência

geral de diminuição da cor, turbidez, densidade de coliformes totais e fecais, CE, e dos teores de P, Ca, K e Na solúveis (Figura 3). Isso ocorreu porque nesse período, grande parte dos sedimentos, nutrientes e contaminantes biológicos que estavam mais propensos às perdas pelo deflúvio superficial já havia sido perdida nas BHs. Por fim, na quarta coleta, quando a precipitação ocorrida voltou a ser semelhante à média histórica da região, os parâmetros de qualidade de água avaliados voltaram ao estado 'normal' das BHs, assemelhando-se aos resultados obtidos na primeira coleta, realizada antes da ocorrência das exorbitantes precipitações provocadas pelo fenômeno climático El Niño (Figuras 3 e 4).

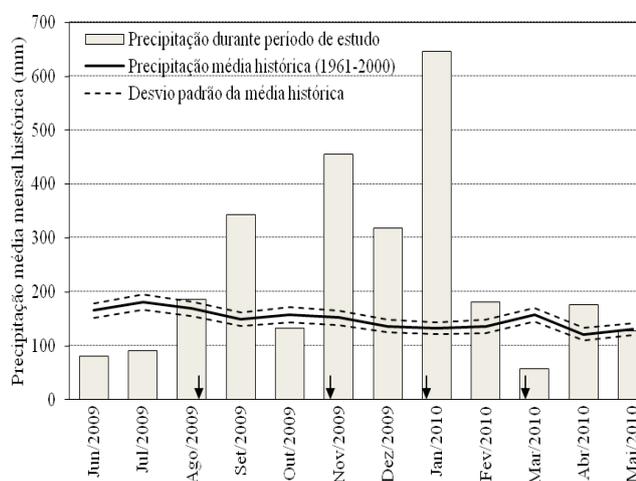


Figura 4 - Precipitação pluvial média mensal para o período de estudo e precipitação média mensal histórica (1961-2000) nas bacias hidrográficas. As setas indicam as datas das coletas de amostras de água.

3.4 Comparação da qualidade da água entre as bacias hidrográficas

A proporção de área cultivada foi semelhante nas BHs, sendo que as principais diferenças em termos de uso da terra são atreladas às áreas de mata ripária e zonas úmidas ribeirinhas (Tabela 1 e Figura 2). A proporção da área com mata ripária na BH 1 é 7,1 vezes maior que a da BH 2, e uma proporção de áreas úmidas 3,5 vezes menor (Tabela 1 e Figura 2). Mesmo assim, todos os 17 parâmetros de qualidade de água avaliados nas amostras de água coletadas no exutório das duas BHs não diferiram entre as BHs (Tabelas 2 e 3). Isso demonstra que a maior área de zonas úmidas pode estar compensando a menor presença de mata ripária, e vice-versa. Mesmo

com uma área total de mata ripária e zonas úmidas que chega a 15,7 e 19,6% na BH 1 e 2, respectivamente, alguns parâmetros como cor, turbidez, densidade de coliformes totais e fecais, CE, concentração de P, Ca, K e Na solúveis, foram sensivelmente alterados quando as precipitações foram muito elevadas (Figura 3, Tabelas 2 e 3). Isso ocorreu principalmente devido ao depauperamento das zonas ripárias e úmidas pelo tráfego do gado, o que pode ter comprometido em parte a função de filtro físico, químico e biológico dessas áreas.

Por fim, apesar das diferenças de concentração de alguns elementos entre os pontos de coleta de água monitorados em ambas as BHs, todas as amostras apresentaram concentrações relativamente baixas dos parâmetros avaliados. Isso se deve (i) ao histórico de uso do solo, que antes da implantação do assentamento Alvorada era de campo nativo, com baixa ou nenhuma utilização de insumos agrícolas e, mais recentemente, (ii) às baixas doses de fertilizantes orgânicos e industrializados utilizados pelos agricultores nas duas BHs. Entretanto, o presente trabalho demonstrou pela análise temporal da qualidade da água nos canais que ambas as BHs são sistemas fragilizados, devido, principalmente, ao manejo inadequado das atividades agropecuárias; solos altamente susceptíveis aos processos erosivos; proximidade de fontes pontuais de poluição dos canais de drenagem; degradação das áreas de mata ripária e úmidas que agem naturalmente como tampões de poluentes oriundos de montante. Assim, em condições de alta pluviosidade e caso haja aumento na quantidade de fertilizantes utilizados pelos agricultores, a qualidade da água dos canais de drenagem pode ser severamente comprometida.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A qualidade da água não diferiu entre as bacias, o que demonstra que a maior área de zonas úmidas ribeirinhas pode estar compensando a menor presença de mata ripária, e vice-versa. Contudo, a descaracterização e depauperamento das zonas úmidas e matas ripárias pelo tráfego animal e utilização com agricultura, reduz a capacidade natural de captura de sedimentos e sequestro de nutrientes. Por isso, sob condições de alta pluviosidade e caso haja aumento na quantidade de fertilizantes utilizados pelos agricultores, a qualidade das águas superficiais pode ser severamente afetada. Dessa

forma, esses locais devem ser preservados e/ou restaurados a fim de amenizar os impactos ambientais decorrentes das atividades humanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGNEW, L. J.; LYON, S.; GÉRARD-MARCHANT, P.; COLLINS, V. B.; LEMBO, A. J.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M. Toad. Identifying hydrologically sensitive areas: bridging the gap between science and application. **Environmental Management**, v. 78,, p. 63-76, 2006.
- ALLAN,C.J.; VIDON, P.; LOWRANCE, R. Frontiers in riparian zone research in the 21st century. **Hydrological Processes**, v. 2, , p. 3221-3222, 2008.
- ALMENDINGER, J. E.; MURPHY, M. S.; ULRICH, J. S. Use of the Soil and Water Assessment Tool to Scale Sediment Delivery from Field to Watershed in an Agricultural Landscape with Topographic Depressions. **Journal of Environmental Quality**, vol. 43, n.1, p.9-17, 2011.
- ALVAREZ, J. W. R. **Transferência de fósforo em pequenas bacias hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2013. 198 p. (Tese de Doutorado).
- AMERICAN WATER AND WASTEWATER ASSOCIATION - AWWA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. Denver. CP: AWWA 2005.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th. Washington, DC. APHA 1995.
- ANTONIC, O.; DALIBOR, H.; RENATA, P. DEM-based depth in sink as an environmental estimator. **Ecological Modelling**, v. 138, p. 247-254, 2001.
- ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; VENIZIANI JUNIOR, J. C. T.; LIMA, W. de P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493-501, 2012.
- AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. de A. S. dos. **BioEstat 5: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. 2007. (Software sem registro de patente).
- BORTOLUZZI, E. C.; RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; ZANELLA, R.; COPETTI, A. C. C. 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**, v. 10, p. 881-887, 2006.
- BRASIL. **Novo Código Florestal, Lei nº 12.651**, de 25 de maio de 2012.
- BRASIL. **Resolução do CONAMA nº 357**, de 18 de março de 2005. Brasília, DF: Congresso Nacional, 2005.
- BRINSON, M. M.; LUGO, A. E.; BROWN, S. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. **Annual Review of Ecological Systems**, v. 2, p. 23-161, 1981.
- CAPOANE, V.; SANTOS, D. R. dos. Análise qualitativa do uso e ocupação da terra no assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - Rio Grande do Sul. **Revista NERA (UNESP)**, v. 20, p. 193-205, 2012.
- CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. **Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Londres: UNESCO/ WHO/UNEP, 1996. Cap. 3.
- COELHO, R. C. da T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, p. 104-117, 2011.
- CORRELL, D. L. Buffer zones and water quality protection, General principles. In: HAYCOCK, N.E.; BURT,T.P.; GOULDING, K.W.T.; PINAY, G. (Eds) **Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection**, 1997, p. 7-20.
- CORRELL, D.L.; WELLER, D. E. Factors limiting processes in freshwater wetlands: an agricultural prima-

- ry stream riparian forest. In: SHARITZ, R.; GIBBONS, J. (Eds.) **Freshwater Wetlands and Wildlife**. Charleston: National Technical Information Service, 1989.
- DILLAHA, T. A.; RENEAU, R. B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control. **Trans ASAE**, v. 32, p. 513-519, 1989.
- DUNNE, E. J.; REDDY, K. Ramesh. Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: DUNNE, E. J. *et al.* (Eds.) **Nutrient Management in Agricultural Watersheds: A Wetland Solution**. Wageningen (Netherlands): Wageningen Academic Publishers, 2005. p.105-119.
- DUNNE, E. J.; REDDY, K. R.; CLARK, M. W. Phosphorus release and retention by soils of natural isolated wetlands. **International Journal of Environmental Pollution and Remediation**, v. 28, p.496-516, 2006.
- EPA - United States Environmental Protection Agency. Endereço: <http://www.epa.gov/gmpo/education/>. Acesso em: 12 de janeiro de 2014.
- FRASCÁ, M. H. B. O.; SARTORI, P. L. P. Minerais e rochas. In: OLIVEIRA, A. M. S.; BRITO, S. N. A. (eds.) **Geologia de engenharia**. São Paulo: Associação brasileira de geologia de engenharia, 1998.
- GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. dos S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIST, S. L. Qualidade da 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.
- GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. Focus on links between land and water. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.
- HAYASHI, M.; VAN DER KAMP, G. Simple equations to represent the volume-area-depth relations of shallow wetlands in small topographic depressions. **Journal of Hydrology**, v. 237, p. 74-85, 2000.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil. Escala 1:5.000.000**. 2004. Disponível em: <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos/vegetacao>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Levantamento de recursos naturais do projeto Radam Brasil. Folha SH.22. Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiiana e SI. 22 Lagoa Mirim**. Rio de Janeiro, 1986.
- LIMA, W. de P.; ZAKIA, M. J. B. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (Org.). **As florestas plantadas e a água: Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 77-87.
- LOWRANCE, R.R.; LEONARD, R.; SHERIDAN, J. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 40, p. 87-91, 1985.
- MAKRIS, K. C. **Soil and colloidal phosphorus dynamics in three ky soils: bioavailability, transport and water quality implications**. Lexington, College of Agriculture at the University of Kentucky, 2002. 170p. (Dissertação de Mestrado)
- MOREIRA, V. S. **Territorialidades rurais em Júlio de Castilhos-RS: da pecuária extensiva a agricultura familiar**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2008. 132p. (Dissertação de Mestrado).
- NAIMAN R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621-658, 1997.
- PELLEGRINI, A. **Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2013. 109 p. (Tese de Doutorado).
- PETERJOHN, W. T.; CORRELL, D. L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, v. 65, p. 1466-1475, 1984.
- PHILLIPS, J. D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. **Journal of Hydrology**, v. 107, p. 133-145, 1989.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para a distinção de ambientes**. 5. ed. rev. Lavras: UFLA, 2007.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011. 240 p. (Tese de Doutorado).

SCHAEFER, G. L. **Retenção e liberação de fósforo em sedimento de fundo de açudes e córregos de pequenas bacias hidrográficas em um assentamento de reforma agrária**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2015. 88 p. (Dissertação de Mestrado).

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L. H.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. dos. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 639-649, 2014.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. (Boletim técnico, 5). 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia, 1995.

São Paulo: McGraw - Hill do Brasil, 1975.

WAIKAR, M.L.; NILAWAR, A. P. Morphometric Analysis of a Drainage Basin Using Geographical Information System: A Case study. **International Journal of Multidisciplinary and Current Research**. 2014. v. 2, p. 179-184

Correspondência dos autores:

Viviane Capoane

e-mail: capoane@gmail.com

Tales Tiecher

e-mail: tales.t@hotmail.com

Danilo Rheinheimer dos Santos

e-mail: danilonosaf@gmail.com

Artigo recebido em: 28/01/2016

Aceito para publicação em: 24/03/2016