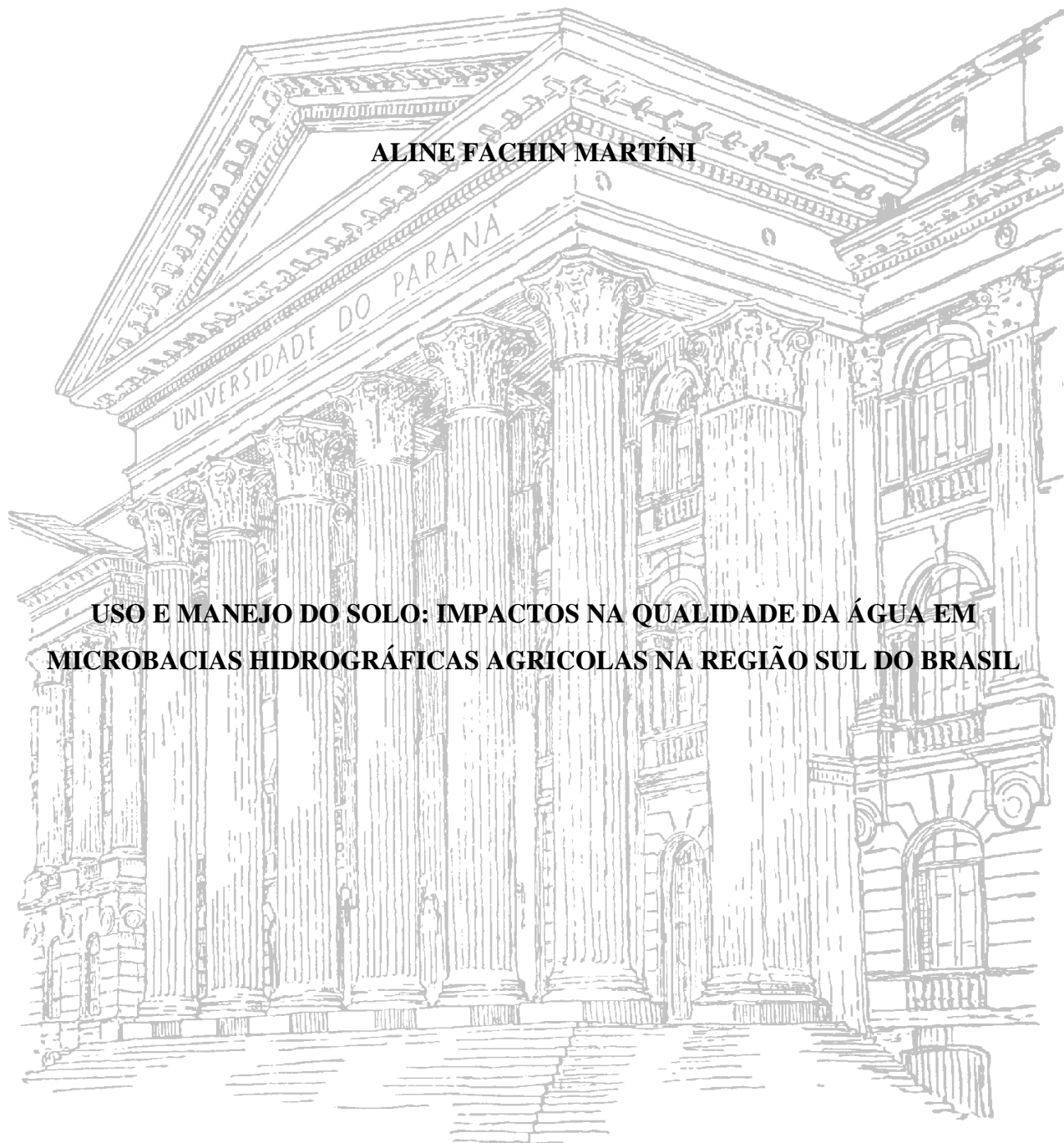


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

ALINE FACHIN MARTÍNI

**USO E MANEJO DO SOLO: IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA EM
MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS AGRÍCOLAS NA REGIÃO SUL DO BRASIL**



CURITIBA

2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

ALINE FACHIN MARTÍNI

**USO E MANEJO DO SOLO: IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA EM
MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS AGRÍCOLAS NA REGIÃO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Solo e Ambiente, do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Nerilde Favaretto

Co-orientadores: Dr. Fabiano Daniel De Bona

Prof. Dr. Matheus Fonseca Durães

CURITIBA

2018

Martíni, Aline Fachin

M386 Uso e manejo do solo: impactos na qualidade da água em
microbacias hidrográficas agrícolas na região sul do Brasil /
Aline Fachin Martíni. – Curitiba, 2018.
vi, 39 f. : il., graf., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Nerilde Favaretto
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná.
Setor de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo.

1. Solos - Conservação. 2. Manejo de solo e água - Brasil.
3. Água - Conservação. I. Favaretto, Nerilde. II. Universidade Federal
do Paraná. Setor de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação
em Ciência do Solo. III. Título.

CDU 631.6.02(816)



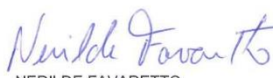
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRARIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIAS DO SOLO

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS DO SOLO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **ALINE FACHIN MARTINI** intitulada: **Uso e manejo do solo: Impactos na qualidade da água de microbacias hidrográficas agrícolas na região sul do Brasil**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 20 de Fevereiro de 2018.



NERILDE FAVARETTO

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)



FABIANE MACHADO VEZZANI

Avaliador Interno (UFPR)



FABIANO DANIEL DE BONA

Avaliador Externo (EMBRAPA)



MATHEUS FONSECA DURÃES

Avaliador Interno (UFPR)

Aos meus pais, Ismael e Inês, e meu namorado Samuel, maior incentivador da minha caminhada.

AGRADECIMENTOS

A Deus agradeço pela força de coragem e proteção diária.

Aos meus pais, Ismael e Inês, pelo amor, apoio e compreensão frente à escolha desta caminhada.

Ao meu namorado Samuel, maior incentivador dessa trajetória, pelo amor, apoio, compreensão e atenção durante o percurso.

As minhas irmãs, Ângela e Ana Paula, cunhados, Ricardo e Claudinei, e em especial meus sobrinhos, Nicolás e Livia, por compreenderem a ausência e a distância da tia Aline.

A minha orientadora, Prof^ª. Dr^ª. Nerilde Favaretto, pelos ensinamentos, dedicação, paciência e incentivo profissional e pessoal.

Aos meus co-orientadores, Prof. Dr. Matheus Fonseca Durães e Dr. Fabiano Daniel De Bona, pela ajuda, paciência e colaboração para com a pesquisa.

Ao Prof. Dr. Luiz Claudio de Paula Souza pelo suporte na parte de geoprocessamento.

Ao Gabriel Democh Goulart pela ajuda, em especial pelo suporte estatístico.

Aos professores do Programa de Ciência do Solo pelo ensinamento repassado.

As técnicas de laboratório, Fabiana, Maria, Carla, Eila e Josiane, pela amizade, pelo ensinamento e ajuda frente às dificuldades práticas de análises laboratoriais.

A Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade de ingresso no Programa de Pós-Graduação.

As secretárias do Programa de Pós-Graduação e do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, Denise e Marla, por todo o “quebra galho” quando necessário.

Ao CNPq pela concessão da Bolsa.

As parceiras Embrapa e Itaipu Binacional, pela contribuição no projeto SoloVivo.

E por último, porém não menos importante, agradeço aos colegas da turma 2016, em especial as amigas Jéssica Pereira, Jéssica Cavalcante, Tatiana Suzin Lazeris e Etienne Winagraski, pela amizade e companheirismo.

SUMÁRIO

RESUMO	iii
ABSTRACT	v
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	2
2.1 Caracterização geral das microbacias.....	2
2.2 Caracterização topográfica das microbacias.....	6
2.3 Monitoramento de vazão e levantamento de dados climáticos	9
2.4 Coleta de amostras de água	11
2.5 Determinação de sólidos totais (sedimentos) e outros parâmetros de qualidade de água ..	13
2.6 Determinação da concentração dos nutrientes na água	13
2.7 Determinação da perda de água, sedimentos e nutrientes	14
2.8 Comparação dos resultados com a legislação.....	14
2.9 Análise estatística	15
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	15
3.1 Dados climáticos, vazão e perda de água (rendimento específico).....	15
3.2 Concentração de sólidos totais (sedimentos) e nutrientes e outros parâmetros de qualidade de água.....	19
3.3 Perda de sedimentos e nutrientes.....	31
4 CONCLUSÕES	33
5 REFERÊNCIAS	34

USO E MANEJO DO SOLO: IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS AGRÍCOLAS NA REGIÃO SUL DO BRASIL¹

Autor: Aline Fachin Martíni

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Nerilde Favaretto

Co-orientadores: Dr. Fabiano Daniel De Bona

Prof. Dr. Matheus Fonseca Durães

RESUMO

A agricultura é considerada uma das principais atividades que influenciam na qualidade da água, devido ao inadequado uso e manejo do solo e das culturas, somado a ausência de mata ciliar. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a qualidade da água em microbacias hidrográficas com distintos sistemas de uso e manejo do solo. Para tal, foram monitoradas duas microbacias hidrográficas, localizadas na Região do Planalto Médio Gaúcho. Uma das microbacias caracteriza-se pela produção de sementes comerciais sob plantio direto contínuo, com terraceamento (microbacia Sarandi), enquanto a outra caracteriza-se pela produção de grãos no verão e pastagem com entrada de animais no inverno, sob sistema plantio direto integrado, sem terraceamento (microbacia Coxilha). A vegetação ciliar (área e tipo de vegetação - gramínea espontânea) estava inadequada na microbacia Sarandi, enquanto que na microbacia Coxilha, o tipo de vegetação (floresta nativa) estava adequado, porém a área inadequada. As microbacias apresentam declividade média de 8,7 e 9,7 %, respectivamente, forma de relevo do tipo convexo divergente, áreas de deposição e baixo potencial erosivo. Nessas microbacias, dados climáticos e vazão foram levantados com auxílio de estações hidrossedimentológicas e meteorológicas compactas durante dois anos. Coletas de água foram realizadas em eventos de precipitação e em fluxo de base (sem precipitação) por um ano a fim de determinar a qualidade da água. De modo geral, as concentrações e perdas de água, sedimentos e nutrientes foram maiores na microbacia Coxilha (sem terraceamento e vegetação ciliar com floresta nativa) principalmente durante eventos de elevada precipitação e no cultivo de inverno. Da

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. (49 p.) Fevereiro, 2018. Trabalho realizado com suporte financeiro do CNPq. Parceria UFPR-EMBRAPA-Itaipu Binacional. Rede de Pesquisa SoloVivo: Projeto MP2 - Aprimoramento de Processos para a Qualificação do Manejo de Terras no Centro-Sul do Brasil (Código SEG 02.12.12.004.00.00).

concentração total de N na água aproximadamente 60 % encontra-se na fração solúvel (nitrato + amônio) na microbacia Sarandi (com terraceamento e vegetação ciliar com gramínea espontânea), enquanto na microbacia Coxilha aproximadamente 70 % encontra-se na fração solúvel, principalmente nitrato. Para fósforo, da concentração total na água, mais de 78 % encontra-se como fósforo particulado em ambas as microbacias. A qualidade da água de ambas as microbacias está comprometida pelas elevadas concentrações de fósforo de acordo com a Resolução Conama nº 357/2005. O efeito da prática de terraceamento, presença de vegetação ciliar, volume de precipitação, e sazonalidade agrícola foram evidentes diante dos resultados. De modo geral, pode-se concluir que o maior risco de degradação dos recursos hídricos ocorre em sistemas sem terraceamento em eventos de maior precipitação e no cultivo de inverno.

Palavras-chave: contaminação da água, corpos hídricos, erosão hídrica, escoamento superficial, terraceamento.

SOIL USE AND MANAGEMENT: IMPACTS ON WATER QUALITY IN AGRICULTURAL WATERSHEDS IN SOUTHERN BRAZIL ²

Author: Aline Fachin Martíni

Advisor: Prof^a. Dr^a. Nerilde Favaretto

Co-Advisor: Dr. Fabiano Daniel De Bona

Co-Advisor: Prof. Dr. Matheus Fonseca Durães

ABSTRACT

Agriculture is considered one of the main activities that influence water quality, due to the inadequate use and management of soil and crops as well by lack of riparian forest. The general objective of this work was to evaluate the water quality in watersheds with different systems of soil use and management. For this, two small watersheds were monitored, located in the Gaucho Medium Plateau Region, Southern Brazil. One of the watersheds is characterized by commercial production of seeds under continuous no-tillage, with terraces (Sarandi watershed), while the other one is characterized by production of grains in the summer and pasture with grazing in the winter (crop-livestock integrated system), under no-tillage, without terraces (Coxilha watershed). The riparian vegetation (area and type of vegetation – spontaneous grasses) was inadequate in Sarandi watershed, and in Coxilha watershed the type of riparian vegetation (native forest) was adequate but the area inadequate. The mean slope of the watersheds is 8.7 and 9.7 %, respectively, with divergent convex land, areas of deposition and low erosive potential. In these watersheds, climatic data and flow were collected with the help of hydrosedimentological and compact meteorological stations for two years. Water samples were taken at precipitation and base flow stream events over one year to determine water quality. Overall, higher concentrations and losses of water, sediments and nutrients occurred in the Coxilha watershed (without terracing and riparian vegetation with native forest) mainly during events of high precipitation in the winter crop. Of the total concentration of N in water, approximately 60 % was soluble N (ammonium + nitrate) in the Sarandi watershed (with terrace

² Soil Science Master Dissertation. Graduate Program in Soil Science, Agrarian Science Sector, Federal University of Paraná. Curitiba. (49 p.) February 2018. Work performed with financial support from CNPq. Partnership UFPR-EMBRAPA-Itaipu Binacional. SoloVivo Research Network: Project MP2 - Improvement of Processes to Qualify the Lands Management in the Center-Southern of Brazil (SEG code 02.12.12.004.00.00).

and riparian vegetation with spontaneous grasses), while in the Coxilha watershed approximately 70 % was soluble N, mainly nitrate. For phosphorus, from the total concentration in the water, more than 78 % was particulate in both watersheds. The water quality of both watersheds was impaired by the high concentrations of phosphorus according to the Brazilian Conama Resolution n° 357/2005. The effect of terrace, presence of riparian vegetation, precipitation volume, and agricultural seasonality were evident in the results. In general, the greatest risk of degradation of water resources occurs in systems without terrace in events of greater precipitation and in winter crops.

Key-words: water bodies, water contamination, water erosion, surface runoff, terrace.

1 INTRODUÇÃO

O sistema plantio direto é uma prática conservacionista de manejo do solo, que tem como princípios o não revolvimento do solo, a manutenção da palha em superfície, a rotação de culturas e o controle do escoamento superficial (Gassman et al., 2006; Denardin et al., 2012; Shi et al., 2012). Seus benefícios quanto à perda de água, solo e nutrientes, já foram elencados por vários autores (Gassman et al., 2006; Yang et al., 2007; Denardin et al., 2012; Silva e De Maria, 2011; Shi et al., 2012; Niu et al., 2015). Contudo, é sabido que o sistema plantio direto, amplamente utilizado pelos agricultores no Sul do Brasil, não está empregando na totalidade as práticas preconizadas pela agricultura conservacionista, como por exemplo, o controle do escoamento superficial (Merten et al., 2015).

O escoamento superficial direto gerado nas áreas agrícolas transporta água, solo e poluentes associados, dentre eles nutrientes, comprometendo a qualidade dos recursos hídricos (Ramos et al., 2014; Ribeiro et al., 2014; Bortolozzo et al., 2015; Lourençato et al., 2015; Ding et al., 2016).

O risco de transporte de poluentes para os cursos de água está relacionado aos atributos do solo (estrutura, textura e densidade), à umidade do solo, à fragilidade do terreno e a características de precipitação como intensidade, volume, duração e intervalo entre eventos, porém é potencializado pela ausência de vegetação ciliar no entorno do canal de drenagem e pelo inadequado uso e manejo do solo e das culturas (Shi et al., 2012; Minella et al., 2014; Ramos et al., 2014; Ribeiro et al., 2014; Lourençato et al., 2015; Ding et al., 2016).

Por isso, em microbacias hidrográficas admite-se que a qualidade de água seja função das condições naturais e do uso e ocupação do solo, ou seja, é determinada por fatores antrópicos e ambientais, bem como pela interação entre eles (Ngoye e Machiwa, 2004; Diebel et al., 2009; Takeda et al., 2009). Desse modo, embora não se possa interferir nos fatores ambientais, principalmente os de natureza climática (precipitação), é possível compreendê-los, e intervir em outros fatores, ditos antrópicos, como o uso e o manejo do solo.

A maioria dos estudos que envolvem a perda de água, sedimentos e nutrientes são direcionados a comparação de sistemas de uso e manejo do solo em pequenas parcelas com chuva simulada (Cherobim et al., 2017; Bertol et al., 2007; Guadagnin et al., 2005) ou chuva natural (Denardin et al., 2008; Silva e De Maria, 2011; Merten et al., 2015), avaliando efeito de escala (Giesen et al., 2005; Raclot et al., 2009) e com o objetivo de parametrizar ou calibrar modelos matemáticos empíricos de perdas (Giesen et al., 2004; Raclot et al., 2009; Durães et al., 2011). Por isso, denota-se intensa demanda por estudos que visem avaliar a qualidade da água em escala de microbacias hidrográficas agrícolas, com uso e manejo distintos, mais

especificamente presença e ausência de terraceamento. Esses trabalhos precisam gerar informações em situação real de ambiente agrícola para melhor planejamento de uso e manejo do solo no contexto do sistema plantio direto, melhoria e a manutenção da qualidade dos recursos naturais (solo e água).

Nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo geral avaliar a qualidade da água de duas microbacias hidrográficas agrícolas com distintos sistemas de uso e manejo do solo, contribuindo para a recomendação de melhores práticas de manejo em sistemas conservacionista. Como objetivos específicos, identificar o efeito da prática de terraceamento, da presença de vegetação ciliar, do volume de precipitação, e da sazonalidade na qualidade da água.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização geral das microbacias

O estudo foi realizado em duas microbacias hidrográficas localizadas na Região do Planalto Médio do Rio Grande do Sul, nos municípios de Sarandi e Coxilha (Figura 1), sob clima Cfa, subtropical úmido, com verão quente e inverno frio com geada, e chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Alvarez et al., 2013).

Essas microbacias são de ordem zero e possuem uso e manejo distintos. A microbacia de Sarandi (MS), cuja área é de 13,3 ha, é destinada a produção de sementes comerciais de milho e soja no verão, e de cereais como trigo e aveia no inverno, sob plantio direto contínuo com terraceamento. Já a microbacia de Coxilha (MC), cuja área é de 19,1 ha, é destinada à produção de grãos de soja no verão e pastagem de aveia, com entrada de animais no inverno sob plantio direto integrado (Integração Lavoura-Pecuária) sem terraceamento. O manejo das adubações está na Tabela 1.

Ambas as microbacias possuem vegetação ciliar, contudo inadequada em área e/ou tipo de vegetação (Figuras 2 e 3). Na microbacia de Sarandi, 21 % da área de preservação permanente (APP) encontra-se com vegetação ciliar do tipo gramínea espontânea e 79 % com lavoura. Já na microbacia de Coxilha 49 % da área de APP encontra-se com espécies nativas (sendo 38 % floresta e 11 % gramíneas) e 51 % com lavoura.

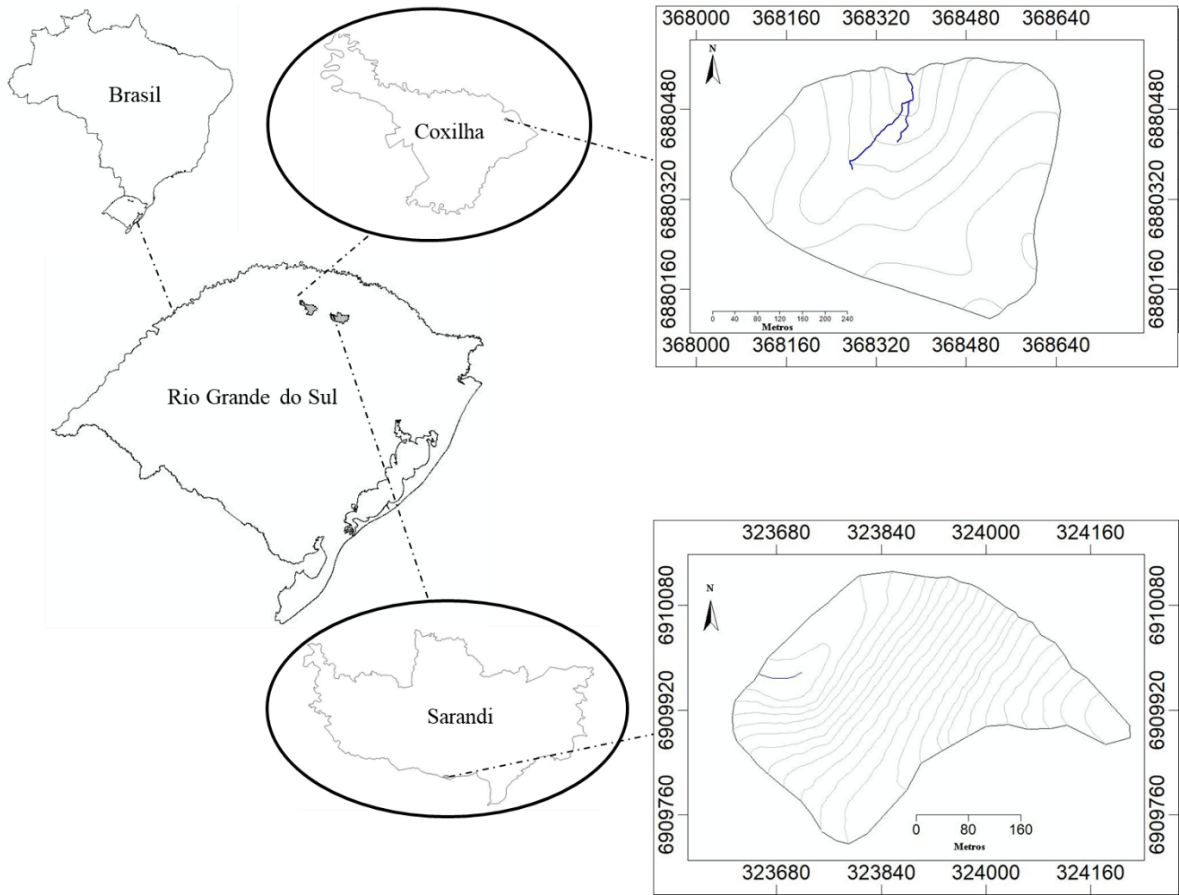


Figura 1: Localização e caracterização topográfica das microbacias.

Tabela 1: Adubação e datas de semeadura e colheita dos diferentes cultivos agrícolas das microbacias.

-----Microbacia Sarandi-----				-----Microbacia Coxilha-----			
Cultura	Semeadura	Adubações (kg ha ⁻¹)	Colheita	Cultura	Semeadura	Adubações (kg ha ⁻¹)	Colheita
Verão 2015/16	Soja	16/11/15	12 kg de N (S)	29/03/16	Soja	15/10/15	58 kg de K ₂ O (AS)
			69 kg de P ₂ O ₅ (S)				12,5 kg de N (S)
			69 kg de K ₂ O (S)				75 kg de P ₂ O ₅ (S)
							25 kg de K ₂ O (S)
Inverno 2016	Aveia Preta	*	44 kg de N (S)	*	Aveia ucraniana	30/02/15	-
			120 kg de P ₂ O ₅ (S)				-
			80 kg de K ₂ O (S)				-
			45 kg de N (C)				-
Verão 2016/17	Milho	06/11/16	85,3 kg de N (S)	03/05/17	Soja	29/11/16	43,5 kg de K ₂ O (AS)
			174,6 kg de P ₂ O ₅ (S)				6,6 kg de N (S)
			128,5 kg K ₂ O (S)				59,4 kg de P ₂ O ₅ (S)
			157,5 kg de N (C)				59,4 kg de K ₂ O (S)
Inverno 2017	Trigo	*	100 kg de N (C)	*	Aveia ucraniana	12/04/17	-

* Sem informação;

- Sem adubação e sem colheita;

S: Adubação na Semeadura; AS: Adubação antes da Semeadura; C: Adubação em Cobertura.

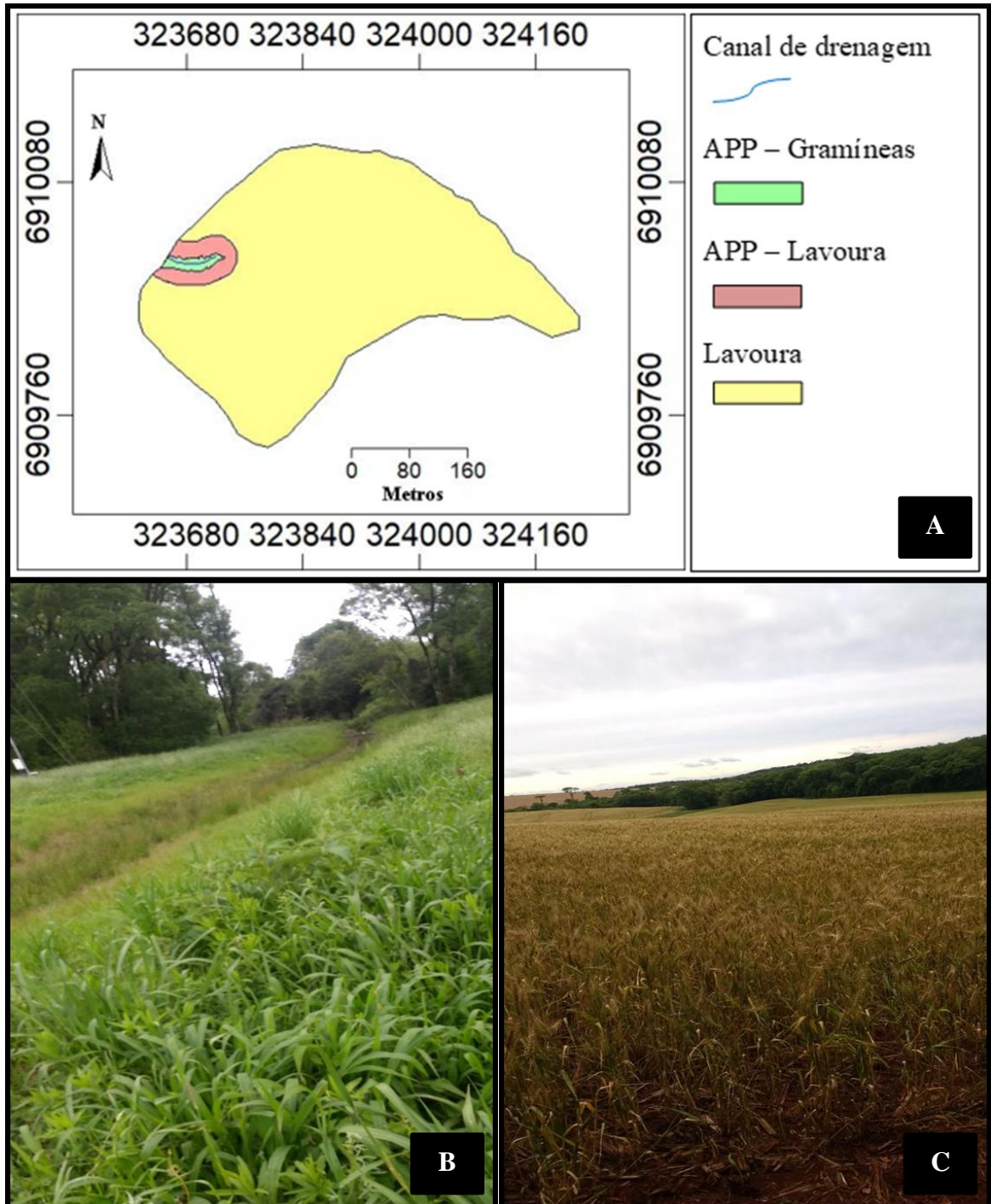


Figura 2: Uso do solo na área de preservação permanente (APP) (A), vegetação ciliar (B) e lavoura (C) da microbacia Sarandi.

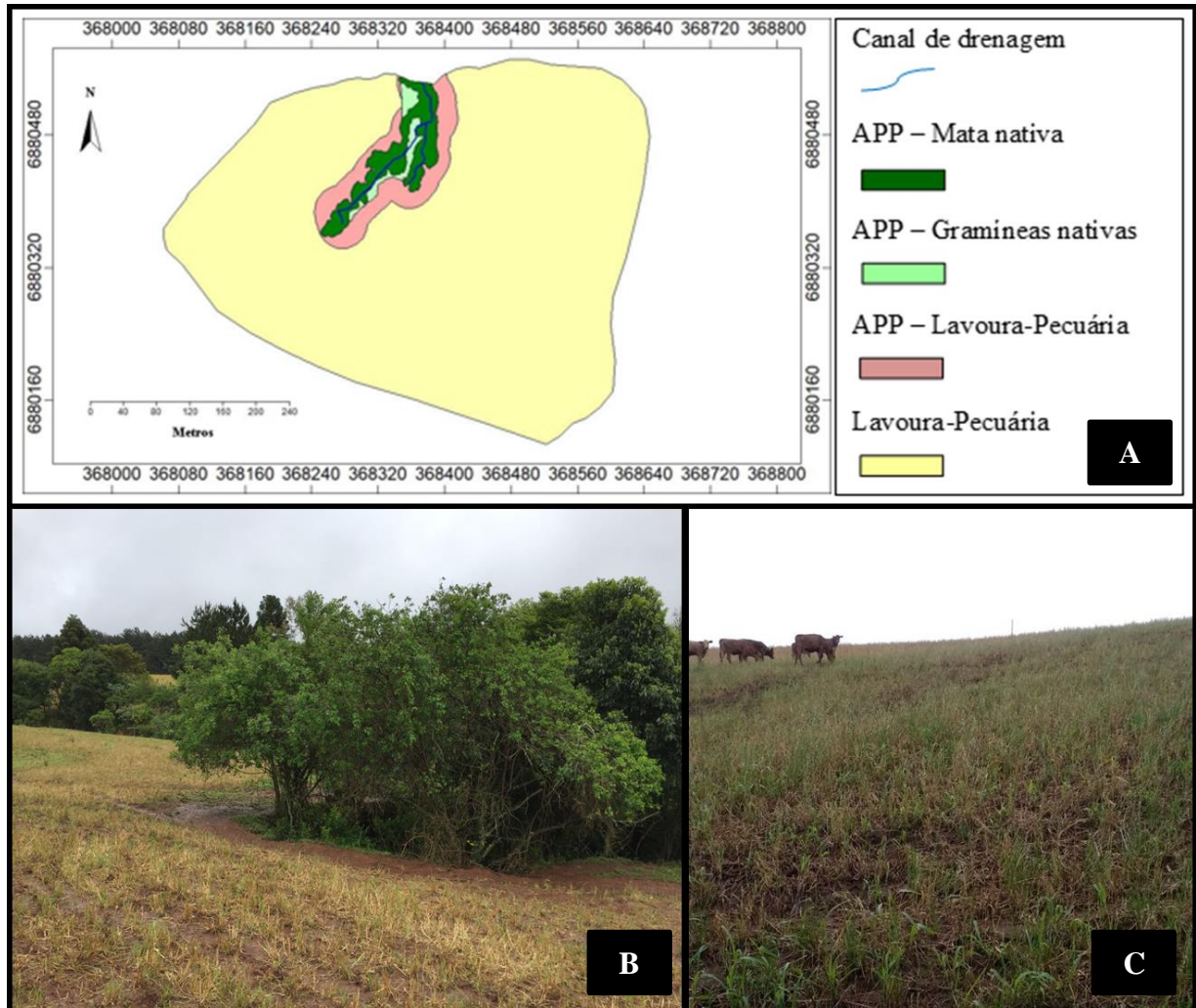


Figura 3: Uso do solo na área de preservação permanente (APP) (A) vegetação ciliar (mata nativa + gramíneas nativas) (B) e lavoura-pecuária (C) da microbacia de Coxilha.

O solo de ambas as microbacias é do tipo Latossolo Vermelho Distrófico (Emater/RS – Ascar, 2007) e seus atributos físico-químicos encontram-se na Tabela 2.

2.2 Caracterização topográfica das microbacias

Os índices topográficos (declividade, fator LS, curvatura vertical, curvatura horizontal e potencial de sedimentação e erosão), bem como seus valores médios, máximos e mínimos (Tabela 3) foram determinados utilizando-se o software SAGA 2.2.2 – System for Automated Geoscientific Analyses (Conrad et al., 2015), com base em levantamentos topográficos realizados nas microbacias com auxílio de GPS, associado a imagens de satélite, com curvas de nível equidistantes 2 metros.

Tabela 2: Atributos físico-químicos do solo das microbacias.

	Prof. cm	Argila ------(%)-----	Silte + Areia	pH Água	P -----mg dm ⁻³ -----	K g dm ⁻³	C g dm ⁻³	Al -----mmolc dm ⁻³ -----	Ca -----mmolc dm ⁻³ -----	Mg ---mmolc dm ⁻³ ---	H + Al ---mmolc dm ⁻³ ---	CTC	V %
Sarandi	0 – 5	42,3	57,7	5,5	39,7	272,3	25,8	4,0	58,0	22,9	56,4	144,2	60,9
	5 – 10	54,5	45,5	5,3	33,0	177,9	19,8	12,7	38,2	15,7	76,4	134,8	44,0
	10 – 20	58,5	41,5	5,1	12,0	158,5	16,1	17,4	30,0	12,0	81,1	127,1	37,3
	20 – 40	58,6	41,4	5,0	8,5	106,4	14,1	22,6	22,7	9,5	90,3	125,2	29,2
Coxilha	0 – 5	28,1	71,9	5,9	20,2	251,3	23,8	1,4	60,2	26,5	38,7	128,6	69,4
	5 – 10	33,7	66,3	5,5	21,5	137,3	16,3	5,7	48,4	18,6	53,7	124,2	57,7
	10 – 20	35,8	64,2	5,3	24,0	83,3	14,0	8,9	42,2	15,5	61,4	124,4	52,7
	20 – 40	41,2	58,8	5,3	4,4	56,9	12,5	14,9	32,7	13,6	76,8	124,6	40,5

Tabela 3: Índices topográficos das microbacias.

Índices Topográficos	Microbacia Sarandi (13,3 ha)			Microbacia Coxilha (19,1 ha)		
	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima
Declividade (%)	9,71	0,02	26,71	8,68	0,01	27,31
Índice MRVBF	0,71	0,00	4,95	0,69	0,00	4,07
Fator LS	1,07	0,00	4,12	0,92	0,00	3,79
Curvatura horizontal	0,00430	-9,02866	8,00000	0,00266	-10,22720	17,21721
Curvatura vertical	0,00017	-0,03074	0,02947	0,00038	-0,025450	0,089295

Em termos de declividade, ambas as microbacias (Sarandi e Coxilha) apresentam relevo do tipo ondulado (IBGE, 2015), com declividades médias de 9,7 e 8,7 % (Tabela 3), respectivamente, com declividade mínima e máxima de 0 a 26,7 % na microbacia de Sarandi e 0 a 27,3 % na microbacia de Coxilha (Figura 4).

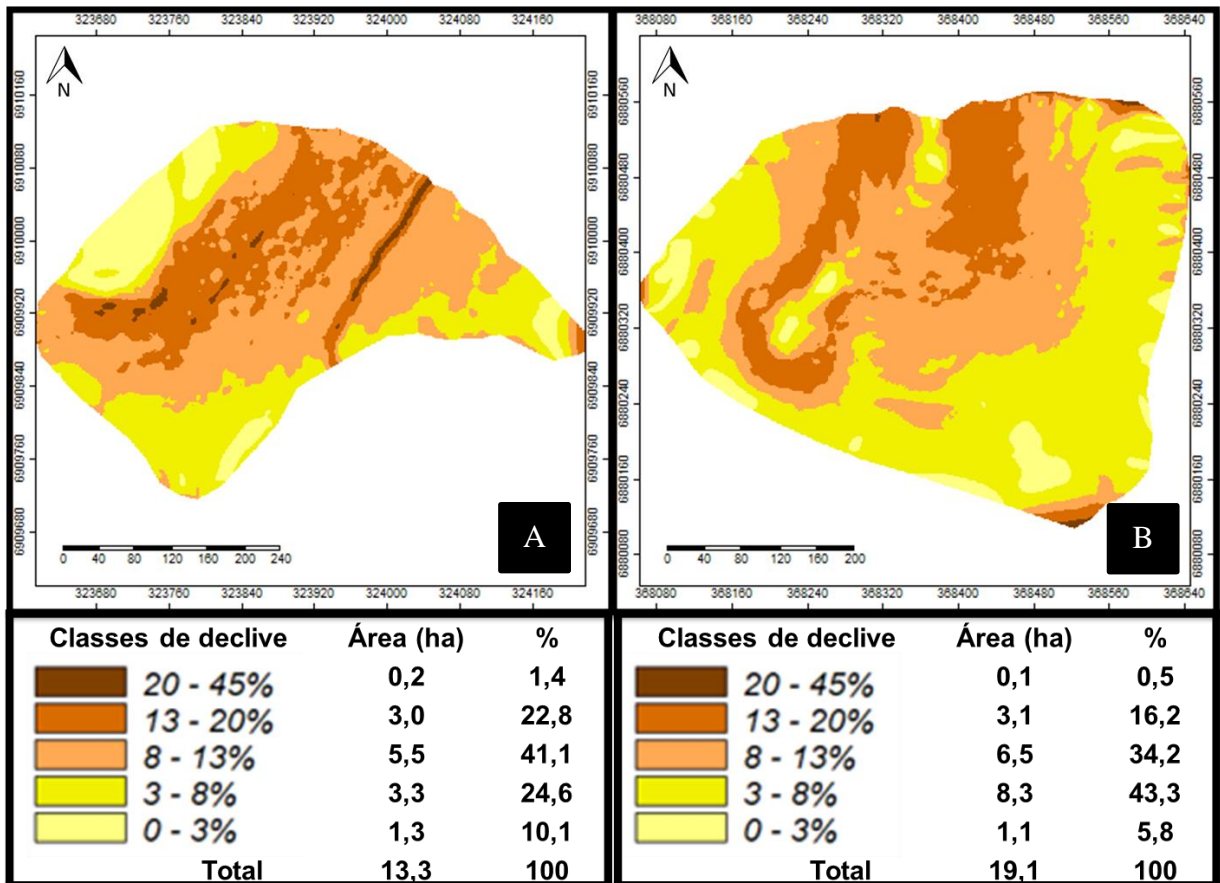


Figura 4: Classes de declive da microbacia de Sarandi (A) e da microbacia de Coxilha (B).

O gradiente de declividade e o comprimento de rampa representa o fator LS, o que por sua vez determina o potencial de erosão (Minella et al., 2010). De acordo com os valores médios obtidos de LS as duas microbacias tem baixo potencial erosivo, uma vez que os valores médios ficaram entre 0 e 4 (Mansor et al., 2002).

O índice MRVBF (Multiresolution Index of Valley Bottom Flatness), o qual define áreas de deposição em uma paisagem (Gallant e Dowling, 2003), identifica tanto na microbacia de Sarandi, quanto na microbacia de Coxilha predomínio de áreas de deposição, uma vez que as médias foram 0,71 e 0,69 (Tabela 3).

A forma de relevo da microbacia é obtida pela combinação dos índices topográficos curvatura vertical e curvatura horizontal. A curvatura vertical, também conhecida como

curvatura no perfil, determina se uma área é côncava, convexa ou retilínea, o que influencia principalmente na velocidade do escoamento (Minella e Merten, 2012). Valores nulos correspondem a terrenos retilíneos, valores positivos correspondem a terrenos convexos e valores negativos correspondem a terrenos côncavos (Valeriano e Carvalho, 2003; Valeriano, 2008). Já a curvatura horizontal, também conhecida como curvatura no plano determina se uma área é convergente, divergente ou reta, o que está relacionado principalmente com o fluxo de água (Minella e Merten, 2012). Nesse caso, valores negativos indicam terrenos convergentes, positivos indicam terrenos divergentes e valores nulos a terrenos retos (Valeriano e Carvalho, 2003; Valeriano, 2008). Observando os dados obtidos (Tabela 3), denota-se que ambas as microbacias em estudo apresentam forma de relevo predominante do tipo convexo divergente, tendendo ao retilíneo.

2.3 Monitoramento de vazão e levantamento de dados climáticos

Estações hidrossedimentológicas, instaladas no exutório das microbacias, foram monitoradas continuamente durante o período de aproximadamente 2 anos (15 de outubro de 2015 a 25 de outubro de 2017), fornecendo dados de 5 em 5 minutos. Estas estações permitiram determinar a vazão, a partir dos dados de nível de água. Além do nível de água, essas estações hidrossedimentológicas, mediram turbidez, condutividade elétrica e temperatura da água e solo, contudo, por problemas técnicos estes dados foram desconsiderados.

No canal de drenagem das microbacias foram construídos vertedouros de alvenaria do tipo triangular na microbacia de Sarandi (eq. 1) (Figura 5A), e do tipo retangular na microbacia de Coxilha (eq. 2) (Figura 5B). As equações que permitem estimar as vazões são apresentadas abaixo, conforme apresentadas em Baptista et al. (2003):

$$Q = \frac{1}{n} \cdot (m \cdot y^2) \cdot \left(\frac{m \cdot y^2}{2 \cdot y \cdot \sqrt{m^2 + 1}} \right)^{2/3} \cdot \sqrt{I} \quad (1)$$

$$Q = \frac{1}{n} \cdot (B \cdot y) \cdot \left(\frac{B \cdot y}{B + 2y} \right)^{2/3} \cdot \sqrt{I} \quad (2)$$

Onde:

Q = vazão em $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$;

n = coeficiente de rugosidade do canal, $\text{s m}^{-1/3}$;

m = inclinação do talude, m;

y = altura da lâmina de água, m;

I = declividade do canal, m m^{-1} ;

B = largura da base, m.



Figura 5: Vertedouros de alvenaria do tipo triangular (A) e retangular (B).

Para coeficiente de rugosidade, que corresponde a valores de coeficiente de atrito tabelados em função da natureza das paredes do conduto, considerou-se o valor 0,013, por se tratar de condutos de parede de alvenaria de pedra aparelhada em condições muito boa conforme Baptista et al. (2003).

Para declividade do canal foi obtido o quociente entre o desnível do fundo do canal e seu comprimento (1 m antes do vertedouro), medido no plano horizontal e obtidos valores de 0,005 para a microbacia de Sarandi e 0,009 para a microbacia de Coxilha. Já para a inclinação do talude, especificamente para o vertedouro triangular, que corresponde ao ângulo entre a projeção horizontal e a projeção vertical do talude se obteve o valor de 0,6 m.

Devido ao fato de os sensores de nível não estarem instalados no vertedouro, fatores de correção (FC) foram determinados para representar a vazão real. A campo, altura de lâmina de água no sensor, altura de lâmina de água no vertedouro e vazão foram medidas para obter o fator de correção utilizando-se a ferramenta solver do Excel. Essa ferramenta de teste de

hipóteses encontra o valor ideal de uma célula de destino alterando os valores nas células usadas para calcular a célula de destino. Desse modo, as vazões obtidas na microbacia de Sarandi foram multiplicadas pelo $FC = 0,02075$, e as vazões obtidas na microbacia de Coxilha foram multiplicadas pelo $FC = 0,00998$.

A vazão da microbacia foi separada em escoamento superficial e escoamento subsuperficial. Para tal, seguiu-se a metodologia de Barnes (1939), que se baseia no deslocamento da curva de recessão do hidrograma, ajustando-se perfeitamente a uma equação (Maillet, 1905), de decaimento do tipo exponencial (eq. 3), dado pela seguinte expressão:

$$Q_t = Q_0 e^{-at} \quad (3)$$

Onde:

Q_t = vazão no instante (t), $L^3 T^{-1}$;

Q_0 = vazão no instante inicial do período de recessão do hidrograma, $L^3 T^{-1}$;

e = base do logaritmo neperiano;

a = coeficiente de recessão, T^{-1} ; e

t = tempo, T.

Os dados climáticos foram obtidos das estações meteorológicas compactas localizadas no entorno das microbacias as quais monitoram constantemente as condições climáticas.

2.4 Coleta de amostras de água

Coletas de água foram realizadas em dois pontos das microbacias (cabeceira de drenagem – P1 e exutório – P2) com auxílio de garrafas plásticas de 1 L, para avaliação da concentração de sedimentos e nutrientes durante os dois ciclos de cultivo (verão e inverno), compreendidos entre os meses de outubro de 2016 a outubro de 2017. Foram realizadas coletas periódicas mensais e eventuais durante eventos de precipitação, a fim de conhecer a qualidade da água de fluxo de base e de escoamento superficial.

Os ciclos de cultivo foram separados de acordo com as datas de semeadura e colheita das diferentes culturas de cada microbacia. Já as coletas de fluxo de base e eventos de precipitação foram separadas de tal modo que foram consideradas amostras de fluxo de base as amostras em que no dia da coleta e nos 2 dias anteriores não houve eventos de precipitação e se houveram não foram capazes de gerar escoamento superficial. E consideradas amostras de eventos de precipitação aquelas em que eventos de precipitação ocorreram durante a coleta ou antes da coleta, mas em volume suficiente para ocasionar escoamento superficial.

No total foram 22 coletas na microbacia de Sarandi e 25 coletas na microbacia de Coxilha. Sendo, 11 no cultivo de verão, 11 no cultivo de inverno, 14 em fluxo de base e 8 em eventos de precipitação na microbacia de Sarandi; e 10 no cultivo de verão, 15 no cultivo de inverno, 11 em fluxo de base e 14 em eventos de precipitação na microbacia de Coxilha (Tabela 4).

Tabela 4: Data de coleta de água e volume de precipitação no dia da coleta e em 1 dia e 2 dias anteriores à coleta.

-----Microbacia Sarandi-----					-----Microbacia Coxilha-----				
Coleta	Data	Precipitação (mm)			Coleta	Data	Precipitação (mm)		
		No dia	1 dia	2 dias			No dia	1 dia	2 dias
1	27/10/16 ^{1-V}	4,3	22,6	25,6	1	27/10/16 ^{1-V}	2,3	14,5	19,3
2	18/11/16 ^{1-V}	0,3	1,8	8,9	2	21/11/16 ^{1-V}	0,0	0,0	0,0
3	05/12/16 ^{1-V}	0,0	0,5	24,4	3	05/12/16 ^{1-V}	0,0	0,3	29,0
4	21/12/16 ^{1-V}	0,0	0,3	22,1	4	21/12/16 ^{1-V}	0,0	0,3	7,9
5	05/01/17 ^{1-V}	1,0	4,6	38,1	5	05/01/17 ^{2-V}	40,9	7,4	7,9
6	27/01/17 ^{1-V}	13,0	0,3	13,3	6	23/01/17 ^{1-V}	0,0	0,0	0,0
7	08/02/17 ^{1-V}	0,0	0,0	0,0	7	09/02/17 ^{1-V}	10,4	0,0	0,0
8	21/02/17 ^{1-V}	0,0	0,3	15,8	8	22/02/17 ^{1-V}	0,5	0,0	0,0
9	20/03/17 ^{1-V}	0,0	0,0	0,0	9	17/03/17 ^{2-V}	0,0	43,7	43,7
10	10/04/17 ^{2-V}	24,0	43,0	43,0	10	10/04/17 ^{2-V}	3,6	57,9	78,0
11	27/04/17 ^{2-V}	0,0	105,0	147,0	11	27/04/17 ^{2-I}	0,0	21,8	135,1
12	15/05/17 ^{2-I}	2,0	52,0	52,0	12	15/05/17 ^{2-I}	0,0	1,3	44,2
13	12/06/17 ^{1-I}	0,0	0,0	1,0	13	23/05/17 ^{2-I}	38,6	0,3	4,1
14	05/07/17 ^{1-I}	0,0	0,0	0,0	14	02/06/17 ^{2-I}	0,3	9,1	42,9
15	16/07/17 ^{1-I}	2,3	0,0	0,0	15	08/06/17 ^{2-I}	34,3	99,3	99,3
16	27/07/17 ^{1-I}	0,0	0,0	0,0	16	07/07/17 ^{1-I}	1,5	0,0	0,0
17	13/08/17 ^{2-I}	108,7	9,7	9,9	17	17/07/17 ^{2-I}	14,0	4,1	4,1
18	31/08/17 ^{1-I}	0,0	0,0	0,0	18	27/07/17 ^{1-I}	0,0	0,0	0,0
19	16/09/17 ^{2-I}	3,6	34,5	48,8	19	11/08/17 ^{1-I}	0,3	0,0	0,3
20	02/10/17 ^{2-I}	0,3	38,9	40,6	20	14/08/17 ^{2-I}	0,3	84,6	93,2
21	11/10/17 ^{2-I}	77,0	3,3	15,8	21	31/08/17 ^{1-I}	0,0	0,0	0,0
22	25/10/17 ^{2-I}	24,1	0,0	0,0	22	29/09/17 ^{2-I}	17,8	3,8	3,8
					23	06/10/17 ^{2-I}	17,5	0,0	0,0
					24	11/10/17 ^{2-I}	66,6	1,0	10,9
					25	25/10/17 ^{2-I}	10,4	0,0	0,0

¹ Coleta em fluxo de base;

² Coleta em evento de precipitação;

^V Coleta no ciclo de cultivo de verão;

^I Coleta no ciclo de cultivo de inverno.

2.5 Determinação de sólidos totais (sedimentos) e outros parâmetros de qualidade de água

Para determinação de sólidos totais (sedimentos), foi retirada uma alíquota em que fosse possível obter um residual de no mínimo 10 % (50 mL ou mais) e, após secagem em estufa a 105 °C foi determinada a concentração (APHA, 1995).

Além de sólidos totais foram determinados também os parâmetros pH, condutividade elétrica (obtidos através de um aparelho multiparâmetro de qualidade de água da marca Hanna) e turbidez (determinado via turbidímetro da marca Quimis).

2.6 Determinação da concentração dos nutrientes na água

Foram determinadas as seguintes frações de nitrogênio (N) e fósforo (P): nitrato solúvel (N-NO_3^-), amônio solúvel (N-NH_4^+), nitrogênio particulado (NP), nitrogênio total (NT), fósforo solúvel (PS), fósforo particulado (PP), fósforo biodisponível (PB), fósforo particulado biodisponível (PPB), fósforo particulado não biodisponível (PPNB) e fósforo total (PT).

A separação da fração solúvel foi realizada por meio de filtragem utilizando filtro de 0,45 μm .

A metodologia utilizada para a obtenção de N-NO_3^- foi a ultravioleta com adição de Zn adaptada de Heinzmann et al. (1984) e Norman e Stucki (1981); e a de N-NH_4^+ foi a do fenato, proposta por APHA (1995). Ambas foram determinadas por colorimetria com espectrofotômetro de absorção em diferentes comprimentos de onda, 210 nm para N-NO_3^- e 640 nm para N-NH_4^+ . Para obtenção de NT foi utilizada a extração pela digestão Kjeldahl (APHA, 1995) e detecção pela mesma metodologia utilizada para determinação de N-NH_4^+ .

O método de digestão Kjeldahl não inclui o nitrato, por isso o NT foi obtido pelo somatório do N obtido via digestão Kjeldahl e N-NO_3^- solúvel (Sharpley e Menzel, 1987).

Fósforo solúvel foi obtido via leitura em espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES VARIAN 720-ES). Já fósforo total foi obtido por digestão ácida em micro-ondas modelo MARS 6 (CEM®) segundo USEPA 3015a (USEPA,2007) e posterior leitura em ICP.

A fração particulada de fósforo e nitrogênio foi obtida pela diferença entre os teores totais e os teores solúveis.

O fósforo biodisponível foi determinado pelo método da membrana de filtro impregnada por óxido de ferro, de acordo com a metodologia de Sharpley (1993) adaptada por Myers e Pierzynski (2000) e sua concentração determinada em ICP. Já o fósforo particulado biodisponível foi obtido pela diferença entre o fósforo biodisponível e o fósforo solúvel, e a

fração do fósforo particulado não biodisponível através da subtração entre o fósforo particulado e o fósforo particulado biodisponível.

O carbono orgânico total (COT) foi determinado utilizando-se o método de oxidação de dicromato sem aquecimento (Boyd e Tucker, 1992; Tedesco et al., 1995).

2.7 Determinação da perda de água, sedimentos e nutrientes

A perda de água anual (rendimento específico) foi determinada pela equação 4.

$$PA = \frac{\sum Q}{A} \quad (4)$$

Onde:

PA = perda de água anual em $m^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

Q = vazão de água diária em $m^3 \text{ dia}^{-1}$; e

A = área da microbacia em ha.

A perda anual de sedimentos e nutrientes foi determinada pela equação adaptada de Yang et al. (2007) (Eq. 5).

$$TP = \frac{\sum_{i=1}^n kCiD}{1000A} \quad (5)$$

Onde:

TP : perda anual em $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

n : número de coletas;

k : intervalo, em dias, entre uma coleta e outra;

C_i : concentração de sedimentos ou nutrientes em mg L^{-1} de uma determinada amostra;

D : descarga média líquida do intervalo entre uma coleta e outra, em $m^3 \text{ dia}^{-1}$;

1000: corresponde a o fator de conversão; e

A : corresponde a área de contribuição da microbacia hidrográfica em ha.

2.8 Comparação dos resultados com a legislação

Os resultados obtidos foram comparados com os propostos pela resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Brasil, 2005), a fim de avaliar a qualidade da água, haja vista que esta resolução estabelece o enquadramento dos cursos de água

e limites máximos permitidos de poluentes, considerando os diferentes usos da água. Neste caso considerado a classe 2 de água doce.

2.9 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise descritiva, e análise multivariada com análise de componentes principais, utilizando-se o software estatístico Canoco (Ter Braak e Smilauer, 2012).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Dados climáticos, vazão e perda de água (rendimento específico)

A precipitação durante o período de estudo (dois anos) foi bem distribuída (Figuras 6 e 7), porém, apresentou eventos de elevada precipitação, com precipitação próxima ou maior que 100 mm, o que acarretou em maior vazão e conseqüentemente maior perda de água via escoamento superficial, demonstrando a característica de advecção das chuvas. Em relação a precipitação total do período, observa-se maior valor na MS (4944 mm) comparada a MC (4691 mm) e, portanto, uma diferença de 253 mm, o que refletiu em maiores valores de escoamento superficial na microbacia de Sarandi.

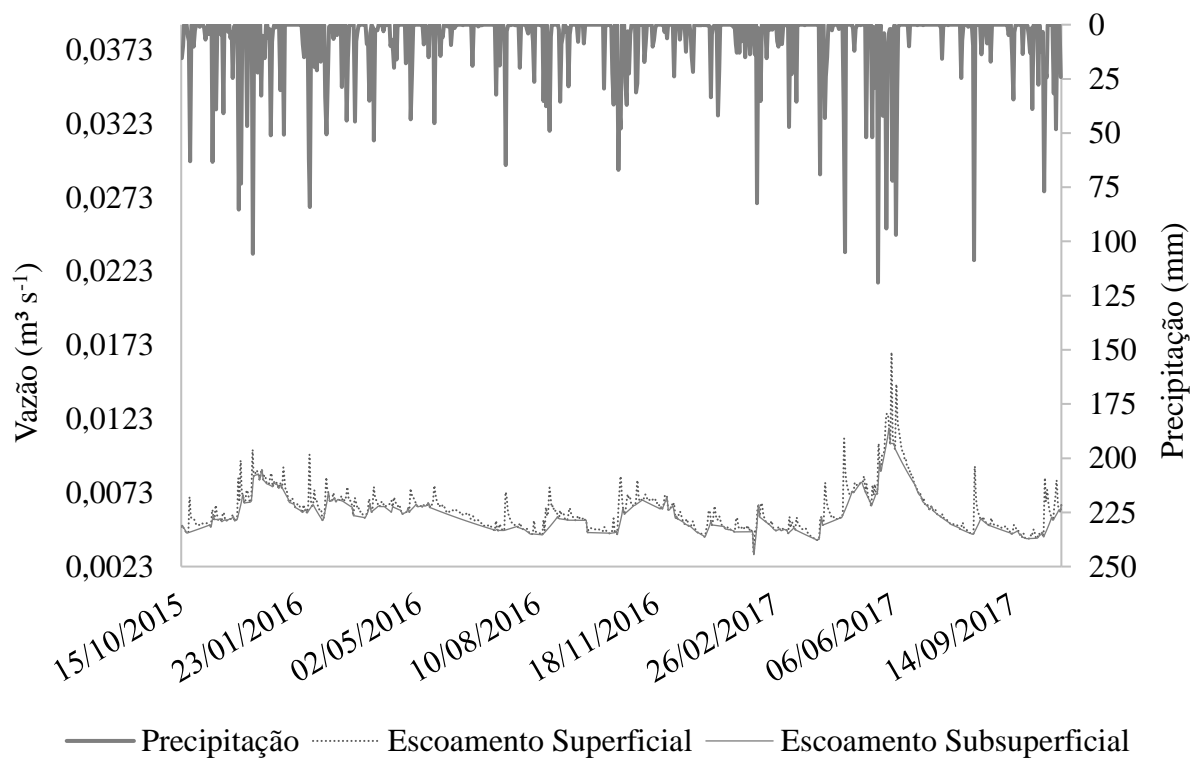


Figura 6: Precipitação, escoamento superficial e escoamento subsuperficial do período de 15 de outubro de 2015 a 25 de outubro de 2017 na microbacia de Sarandi.

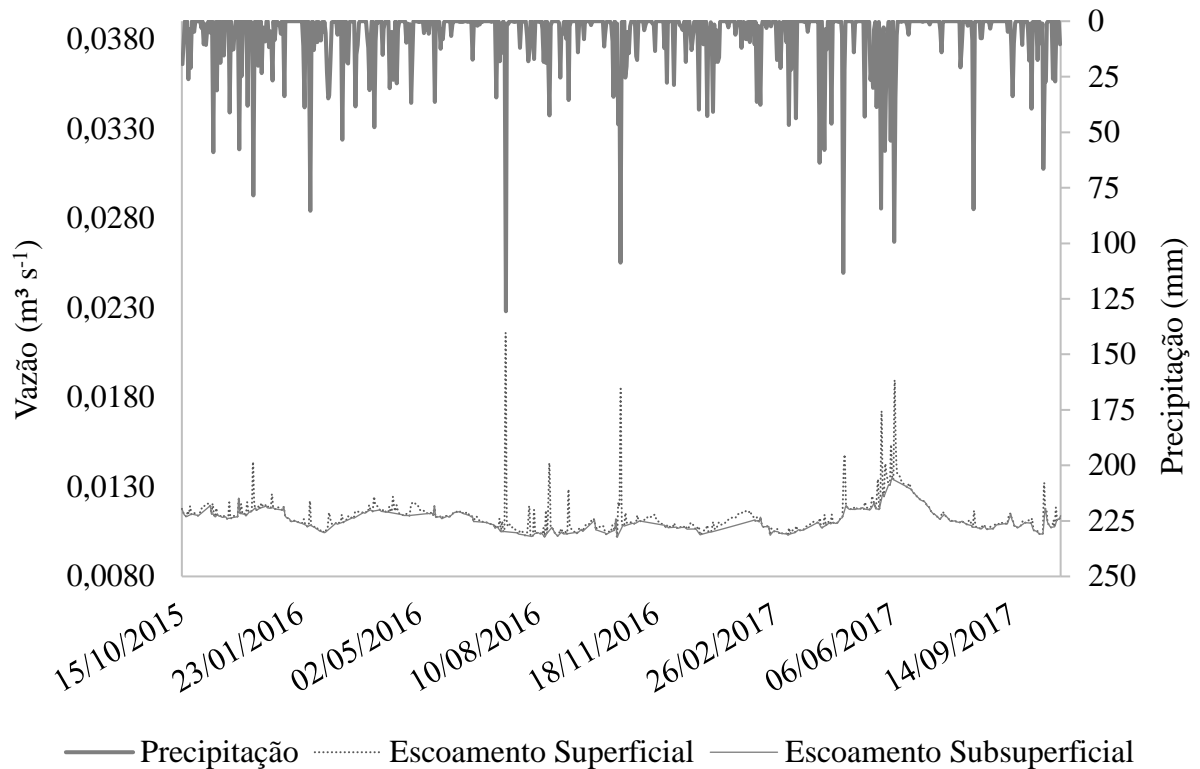


Figura 7: Precipitação, escoamento superficial e escoamento subsuperficial do período de 15 de outubro a 25 de outubro de 2017 na microbacia de Coxilha.

Analisando os eventos de precipitação, observou-se maiores alturas precipitadas na microbacia de Coxilha, demonstrando o caráter independente e distribuído das chuvas. O maior evento foi de 131 mm para a MC e 119 mm para MS (Figuras 6 e 7). Esse maior evento na MC gerou uma lâmina de 9,77 mm na seção de controle, sendo que, 52 % se converteu em escoamento superficial (Figura 7), conforme pico do hidrograma, produzindo uma lâmina escoada superficialmente de 5,02 mm. Sistemas onde a maior parte da precipitação se converte em escoamento superficial indicam uma diminuição da qualidade da água pelo aumento do transporte de sedimentos e poluentes associados (Ramos et al., 2014; Ribeiro et al., 2014; Bortolozo et al., 2015; Lourençato et al., 2015; Ding et al., 2016) bem como uma diminuição da oferta hídrica devido à baixa recarga (Durães et al., 2013; Magalhães, 2013).

Por outro lado, o maior evento registrado na microbacia de Sarandi gerou 6,87 mm de lâmina e, promoveu uma recarga de 77 % do aquífero subterrâneo, com apenas 23 % escoado superficialmente (a lâmina escoada superficialmente nesse evento máximo foi de 1,55 mm). A microbacia de Sarandi apresentou maior amplitude de escoamento subsuperficial (2,03 a 7,58 mm) (Figura 6), o que pode ser explicado pela presença de terraços em nível, os quais diminuem

o comprimento da rampa e armazenam o excesso de água (Gassman et al., 2006; Denardin et al., 2012; Shi et al., 2012). Esse resultado ressalta a importância dos terraços na manutenção da qualidade e disponibilidade hídrica (Magalhães, 2013; Londero, 2015; Merten et al., 2015).

Considerando o comportamento das vazões (escoamento superficial e subsuperficial), a MC apresentou valores superiores ao da MS. A vazão média para a MC foi de $0,0113 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, com máximo de $0,0216 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínimo de $0,0102 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, enquanto na microbacia de Sarandi, os valores de vazão média, máxima e mínima foram, respectivamente, $0,0061$; $0,0168$ e $0,0031 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

As maiores vazões encontradas nos ciclos de cultivo de inverno, principalmente na microbacia de Coxilha (Figura 7), divergem com os estudos de Yang et al. (2007), os quais avaliaram durante um ano o fluxo de água em uma microbacia da China com clima subtropical e solos intemperizados. Estes autores observaram maiores fluxos nas estações de primavera e verão, as quais correspondem ao ciclo de cultivo de verão. No presente estudo, os maiores eventos de precipitação (Figuras 6 e 7) ocorreram no ciclo de inverno, o que justifica as maiores vazões.

A MS teve uma maior variação de escoamento superficial ao longo do período analisado, enquanto a MC teve picos mais evidentes (Figuras 6 e 7). Estudos revelam que o volume de precipitação é a principal causa do escoamento superficial, no entanto, intensidade, duração e intervalo entre um evento e outro (frequência) também influenciam (Fang et al., 2011). Maiores alturas de precipitação podem ocasionar o escoamento superficial direto por atingir uma condição de saturação do solo e/ou em função das condições antecedentes de umidade do solo. Por outro lado, chuvas intensas, provocam o escoamento superficial direto por exceder a capacidade de infiltração de água no solo (Tucci, 2004; Fang et al., 2011).

Levando em consideração que a microbacia de Sarandi é provida de terraceamento em nível, e que a área de contribuição responsável pela geração do escoamento superficial é a área localizada após o último terraço, e, portanto, uma área insignificante comparada a área total, acredita-se que a maior contribuição de escoamento superficial nessa microbacia (Figura 8) se deve à umidade antecedente no solo (Londero, 2015). Essa área localizada após o último terraço apresenta condições topográficas que resultam em má drenagem (declividade de 0 a 3 %) (Figura 4), e por ser próxima ao canal de drenagem, o qual é margeado por gramíneas espontâneas, o solo permanece úmido, podendo estar saturado em algumas partes. Além do mais, é importante destacar que nessa microbacia a precipitação total foi 253 mm superior à microbacia de Coxilha.

Além da umidade do solo, esse comportamento não esperado de maior escoamento superficial na MS, a qual apresenta terraceamento em nível, também pode estar relacionado a textura do solo. Embora ambas as microbacias apresentem textura de classe média, o solo da microbacia de Sarandi possui um percentual de argila maior (Tabela 2), refletindo em menor velocidade de infiltração e maior retenção de água no solo, facilitando a ocorrência do escoamento superficial. O que não acontece em solos com maior percentual de areia, onde ocorre infiltração mais rápida e pouca retenção de água no solo, favorecendo o escoamento subsuperficial.

A perda média anual de água da microbacia de Coxilha foi maior que da microbacia de Sarandi em $4.189,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 8). Durante o período avaliado (dois anos) obteve-se valores de perda de água de $29.428 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na microbacia de Sarandi e $37.993 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na microbacia de Coxilha, sendo 27.693 e $37.323 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de escoamento subsuperficial e 1.735 e $667 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de escoamento superficial, respectivamente.

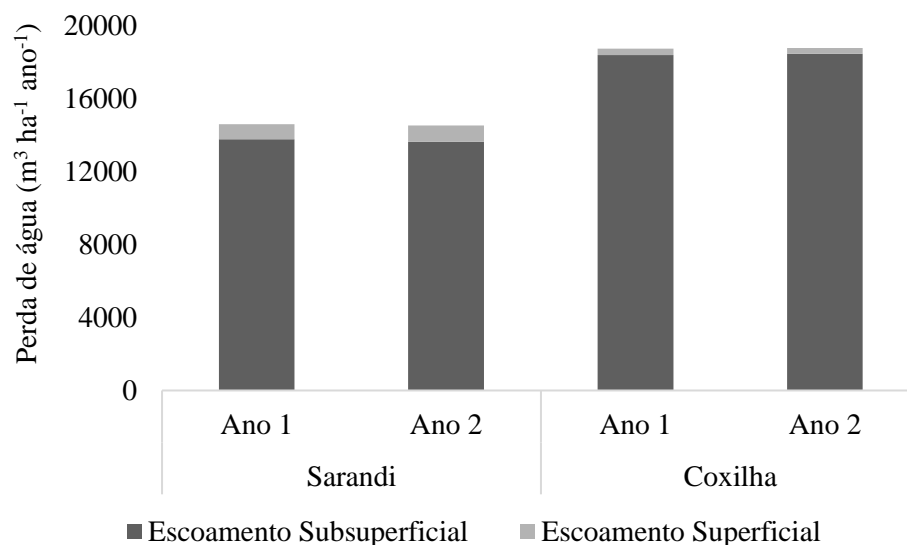


Figura 8: Perda de água anual das microbacias.

Em lâmina, os valores médios diários (período de 2 anos) foram de 3,73 mm de escoamento subsuperficial e 0,23 mm de escoamento superficial na microbacia de Sarandi e 5,03 mm de escoamento subsuperficial e 0,09 mm de escoamento superficial na microbacia de Coxilha.

Do total precipitado no período (dois anos – 4944 mm na MS e 4691 mm na MC), 3,5 % (173,5 mm) escoou superficialmente e 56 % (2.769,3 mm) escoou subsuperficialmente na

microbacia de Sarandi, enquanto 1,4 % (66,7 mm) escoou superficialmente e 79,6 % (3732,3 mm) escoou subsuperficialmente na microbacia de Coxilha. Conforme descrito anteriormente, mesmo com a presença de terraços, os maiores valores de precipitação registrados, o maior percentual de argila no solo, a umidade elevada na área localizada abaixo do último terraço, e a inadequada vegetação ciliar potencializaram a perda de água por escoamento superficial na microbacia de Sarandi.

3.2 Concentração de sólidos totais (sedimentos) e nutrientes e outros parâmetros de qualidade de água

As concentrações de sólidos totais (ST) (Tabela 5) apresentaram variação, tanto entre microbacias, quanto entre pontos de coleta (cabeceira de drenagem e exutório), cultivos agrícolas (inverno e verão), e datas de coletas (fluxo de base e eventos de precipitação).

De modo geral, as maiores concentrações de ST ocorreram na microbacia de Coxilha, mais especificamente no exutório (P2) em coletas realizadas no cultivo agrícola de inverno (I) sob eventos de precipitação (P). O exutório é responsável pela saída de toda a água que escoou da microbacia, por isso as concentrações de ST foram maiores nesse ponto principalmente em eventos de precipitação com geração de escoamento superficial (Minella et al., 2014).

No inverno essa microbacia foi cultivada com aveia ucraniana, sob pastejo de bovinos de corte, o que potencializa a erosão do solo, uma vez que o solo se encontra com menor cobertura e o pisoteio animal pode proporcionar a compactação do solo, reduzindo a infiltração da água e consequentemente aumento do escoamento superficial (Lanzanova et al., 2007). Aliado a baixa cobertura do solo e a possibilidade de compactação do solo pelo pastejo, o transporte de sedimentos nessa microbacia é maximizado pela ausência de terraços (Gassman et al., 2006; Denardin et al., 2012; Shi et al., 2012), e pela insuficiente vegetação ciliar (área) que se encontra no entorno do canal de drenagem (Bortolozzo et al., 2015).

Na microbacia de Sarandi, ao contrário da microbacia de Coxilha, as maiores concentrações de ST foram registradas no cultivo de verão e nas coletas de fluxo de base tanto no P1 como no P2. Em coletas de fluxo de base, o fluxo de água é menor, assim as amostras são mais concentradas por não sofrerem efeito de diluição. No cultivo de verão, 9 das 11 coletas realizadas foram em fluxo de base (Tabela 4), o que possivelmente explica as maiores concentrações.

Tabela 5: Média e desvio padrão (\pm) das concentrações de sólidos totais (ST), nitrogênio na forma de amônio (N-NH₄⁺), nitrogênio na forma de nitrato (N-NO₃⁻), nitrogênio particulado (NP), nitrogênio total (NT) e carbono orgânico total (COT), turbidez, pH e condutividade elétrica (CE) de todas as coletas (T), das coletas efetuadas no cultivo de verão (V) e inverno (I), das coletas de fluxo de base (B) e eventos de precipitação (P), nos diferentes pontos de coleta (cabeceira de drenagem - P1 e exutório - P2) e microbacias (Sarandi - MS e Coxilha - MC).

	ST mg L ⁻¹	Turbidez NTU	pH	CE μS cm ⁻¹	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	NP	NT	COT
	-----mg L ⁻¹ -----								
MSP1-T	48,48 ± 41,68	6,23 ± 6,98	5,7 ± 0,40	23,6 ± 3,91	0,07 ± 0,12	1,14 ± 0,46	0,94 ± 0,60	2,15 ± 0,69	1,84 ± 1,95
MSP1-V	56,91 ± 33,64	8,71 ± 9,10	5,6 ± 0,34	24,4 ± 4,43	0,09 ± 0,16	0,93 ± 0,55	1,31 ± 0,58	2,33 ± 0,88	1,44 ± 2,51
MSP1-I	40,06 ± 48,58	3,75 ± 2,46	5,9 ± 0,42	22,7 ± 3,29	0,04 ± 0,04	1,36 ± 0,20	0,58 ± 0,38	1,98 ± 0,39	2,24 ± 1,14
MSP1-B	55,64 ± 36,91	7,72 ± 8,32	5,8 ± 0,47	24,0 ± 4,55	0,09 ± 0,14	1,05 ± 0,52	1,09 ± 0,63	2,24 ± 0,80	1,31 ± 2,21
MSP1-P	35,96 ± 48,98	3,62 ± 2,28	5,7 ± 0,25	22,9 ± 2,52	0,02 ± 0,04	1,30 ± 0,30	0,67 ± 0,48	2,00 ± 0,44	2,76 ± 0,87
MSP2-T	50,94 ± 35,84	5,64 ± 6,06	5,8 ± 0,49	23,9 ± 3,88	0,06 ± 0,06	1,07 ± 0,53	0,93 ± 0,66	2,06 ± 0,58	1,37 ± 1,48
MSP2-V	55,61 ± 34,19	7,08 ± 8,21	5,7 ± 0,60	24,1 ± 3,52	0,08 ± 0,07	0,66 ± 0,35	1,34 ± 0,64	2,08 ± 0,70	1,31 ± 1,94
MSP2-I	46,27 ± 38,47	4,20 ± 2,24	5,9 ± 0,33	23,7 ± 4,37	0,04 ± 0,05	1,47 ± 0,32	0,52 ± 0,35	2,04 ± 0,45	1,44 ± 0,91
MSP2-B	58,07 ± 33,55	6,38 ± 7,31	5,8 ± 0,57	24,2 ± 4,26	0,09 ± 0,07	0,94 ± 0,59	1,09 ± 0,69	2,12 ± 0,57	1,20 ± 1,71
MSP2-P	38,46 ± 38,51	4,36 ± 2,78	5,9 ± 0,35	23,4 ± 3,30	0,02 ± 0,01	1,29 ± 0,32	0,65 ± 0,52	1,96 ± 0,61	1,67 ± 1,00
MCP1-T	61,07 ± 35,78	11,77 ± 32,94	5,4 ± 0,36	32,4 ± 7,45	0,07 ± 0,06	2,29 ± 0,61	1,18 ± 0,94	3,54 ± 1,20	5,27 ± 10,49
MCP1-V	61,33 ± 35,59	6,38 ± 5,25	5,5 ± 0,23	34,4 ± 2,94	0,07 ± 0,05	2,50 ± 0,25	1,84 ± 1,08	4,42 ± 1,09	2,00 ± 2,40
MCP1-I	60,90 ± 37,15	15,36 ± 42,52	5,2 ± 0,39	31,1 ± 9,21	0,07 ± 0,07	2,15 ± 0,74	0,74 ± 0,49	2,96 ± 0,88	7,45 ± 13,12
MCP1-B	58,61 ± 38,17	5,21 ± 4,82	5,4 ± 0,36	33,4 ± 4,15	0,07 ± 0,05	2,46 ± 0,30	1,45 ± 1,24	3,99 ± 1,23	2,02 ± 2,09
MCP1-P	63,01 ± 35,12	16,92 ± 43,83	5,3 ± 0,37	31,7 ± 9,37	0,07 ± 0,07	2,16 ± 0,75	0,97 ± 0,58	3,20 ± 1,08	7,82 ± 13,56
MCP2-T	85,91 ± 90,91	15,98 ± 42,26	5,7 ± 0,26	27,1 ± 4,61	0,11 ± 0,15	1,84 ± 0,39	0,95 ± 0,56	2,91 ± 0,71	3,26 ± 4,98
MCP2-V	53,90 ± 20,41	1,80 ± 1,44	5,7 ± 0,20	26,8 ± 4,57	0,08 ± 0,06	1,82 ± 0,41	1,48 ± 0,37	3,39 ± 0,69	1,17 ± 2,17
MCP2-I	107,24 ± 112,61	25,43 ± 53,11	5,6 ± 0,30	27,3 ± 4,78	0,14 ± 0,19	1,86 ± 0,39	0,60 ± 0,32	2,59 ± 0,54	4,64 ± 5,85
MCP2-B	58,21 ± 30,04	1,30 ± 0,75	5,6 ± 0,27	25,4 ± 5,61	0,08 ± 0,06	1,76 ± 0,27	1,14 ± 0,47	2,99 ± 0,54	0,94 ± 1,40
MCP2-P	107,67 ± 115,78	27,51 ± 54,51	5,7 ± 0,26	28,4 ± 3,28	0,14 ± 0,20	1,91 ± 0,46	0,80 ± 0,59	2,85 ± 0,84	5,07 ± 6,01

Embora as concentrações da microbacia de Sarandi sejam baixas, elas poderiam ser ainda menores se o canal de drenagem estivesse com vegetação ciliar adequada em seu entorno (tipo e área). Em estudo com largura de vegetação nativa na retenção de água, sedimentos e nutrientes, Bortolozo et al. (2015) encontraram retenção de 66, 84 e > 80 %, respectivamente, com largura de vegetação de 30 m. Isso mostra que a presença de vegetação ciliar no entorno da rede de drenagem é de suma importância para mitigar a poluição de corpos hídricos, pois atua como filtro.

Os ST refletem a quantidade de sedimento que é transportado via escoamento superficial, e estudos já realizados com o transporte de sedimentos por escoamento superficial mostram que aproximadamente 60 % dos sedimentos suspensos em corpos hídricos são oriundos de terras cultivadas (Minella et al., 2004; Tiecher et al., 2015; Tiecher et al., 2016). Chartin et al. (2013) realizaram um estudo na França, englobando uma encosta agrícola de 3,7 ha, a fim de determinar a redistribuição das fontes de sedimento na área e puderam perceber que 95 % eram oriundas de áreas agrícolas. Diante desses resultados, denota-se intensa demanda de adoção de práticas de manejo que evitem a remoção, o transporte e a deposição de sedimentos em corpos hídricos (cobertura vegetal, barreiras mecânicas e vegetação ciliar), os quais comprometem além da qualidade da água a produtividade das culturas, uma vez que influenciam na fertilidade e na retenção de água no solo (Tiecher et al., 2016; Tiecher et al., 2017).

A turbidez geralmente está significativamente relacionada com a concentração de sedimentos (Minella e Merten, 2011; Merten et al., 2014; Sari et al., 2015), contudo ambas as microbacias não apresentaram uma boa relação entre turbidez e concentração de ST (Figura 9), o que possivelmente é devido aos baixos valores (Minella et al., 2009). De acordo com Merten et al. (2014) para se ter uma boa relação entre os valores de turbidez e os valores de sólidos totais é necessário que as amostragens sejam realizadas principalmente durante os eventos de chuva, a fim de garantir que os valores de sólidos totais representem adequadamente a variação de vazão (80 %). Todavia, a coleta de amostras durante picos de vazão foi tarefa difícil de ser realizada, por questões de deslocamento e logística.

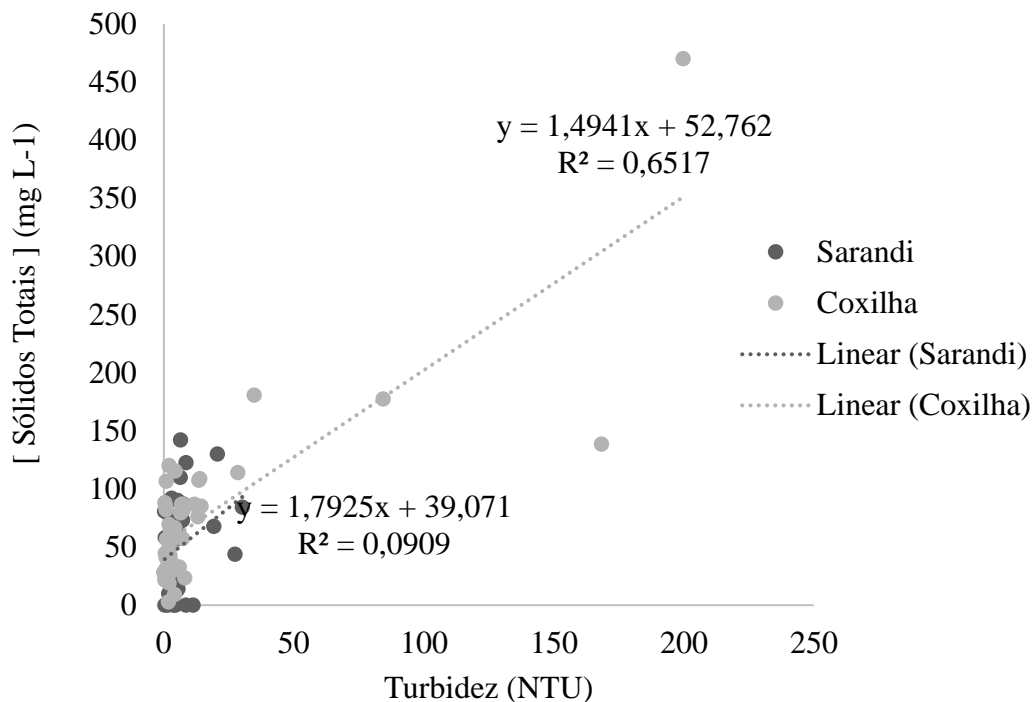


Figura 9: Relação entre turbidez e concentração de sólidos totais.

O pH foi um indicador que pouco diferiu entre pontos, microbacias, cultivos agrícolas, e datas de coletas. As médias discrepantes inferiores correspondem as amostras coletadas na cabeceira de drenagem (P1) da microbacia de Coxilha (MC). Esse ponto é protegido por mata ciliar, com deposição de material orgânico, o que é atribuído por alguns autores como fator preponderante da acidez do solo e conseqüentemente da água (Plieski et al., 2004).

Os valores de condutividade elétrica encontrados foram considerados baixos quando comparados com outros estudos (Lucas et al., 2010). Os valores obtidos também são inferiores aos considerados como potenciais problemas de contaminação apontados pela CETESB (2009). Pelo fato das microbacias em estudo serem destinadas à agricultura e pecuária, os valores encontrados surpreendem, haja vista que uma grande quantidade de fertilizantes foi aplicada nessas áreas e é sabido que quanto maior a área com agricultura maior a concentração de íons na água (Ribeiro et al., 2014).

Concentrações de nitrogênio foram observadas na água de ambas as microbacias sob diferentes formas (Tabela 5). O nitrogênio do solo pode chegar nos corpos hídricos tanto na forma solúvel quanto na forma particulada (Lal e Stewart, 1994; Haygarth e Jarvis, 2002; Minella et al., 2014). O nitrogênio particulado representa a fração orgânica mais a fração mineral adsorvida aos sedimentos (Lal e Stewart, 1994; Haygarth e Jarvis, 2002) sendo

transportada principalmente via escoamento superficial. Já o nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) e de amônio (N-NH_4^+) são frações solúveis reativas que podem ser transportadas tanto por escoamento superficial quanto por escoamento subsuperficial (Lal e Stewart, 1994; Haygarth e Jarvis, 2002).

Com relação às frações solúveis, observa-se maiores concentrações de nitrato quando comparado a amônio (Tabela 5). As cargas elétricas desses elementos determinam seu potencial de perda. O amônio por possuir carga elétrica positiva se liga a matéria orgânica e aos colóides do solo, sendo mais difícil de ser perdido na forma solúvel. Já o nitrato tem carga negativa e, portanto, maior potencial de perda principalmente via subsuperfície (Sangoi et al., 2003). E, na condição dos solos brasileiros a maioria do amônio se transforma rapidamente em nitrato devido à nitrificação (Silva e Vale, 2000), potencializando essa perda.

Analisando as microbacias, as concentrações de nitrato se mostraram mais expressivas na microbacia de Coxilha (Tabela 5), e isso pode estar aliado à menor cobertura de solo propiciada pela pastagem de inverno, bem como a urina excretada pelos animais que pastejam essa cultura, a qual é prontamente transportada (Londe et al., 2014). Outro fator que potencializa o transporte de nitrato do solo para a água é o sistema de cultivo. O sistema plantio direto tende a reduzir o escoamento superficial, diminuir a evaporação, aumentar a umidade e melhorar a macroestrutura do solo (Gassman et al., 2006; Denardin et al., 2012; Shi et al., 2012), contudo tende também a potencializar a perda de água por escoamento subsuperficial carreando nitrato.

Além do mais, estudos mostram que a perda de nitrato é maior na cultura da soja do que na do milho (Guadagnin et al., 2005), o que explica nitidamente o observado nas microbacias em estudo no cultivo de verão onde se encontrava milho na microbacia de Sarandi e soja na microbacia de Coxilha.

Embora seja importante destacar que a ausência de terraceamento na microbacia de Coxilha permite que boa parte do nitrato seja perdida por escoamento superficial, os dados mostram que a maior contribuição foi por escoamento subsuperficial, haja vista que as maiores concentrações foram observadas no P1 dessa microbacia. Isso se justifica pelo fato de o solo da MC ter predomínio de silte e areia em sua textura, o que favoreceu o escoamento subsuperficial em função da rápida infiltração e baixa retenção de água no solo.

Concentrações significativas de N também foram observadas na forma particulada, principalmente no cultivo de verão, e em amostras coletadas em fluxo de base em ambas as microbacias. Sendo o P1 da microbacia de Coxilha o que se encontra com valores mais expressivos. A maioria das coletas do cultivo de verão foram realizadas em fluxo de base (9 de

11 em Sarandi e 7 de 10 em Coxilha) (Tabela 4) e devido ao menor fluxo de água as amostras são mais concentradas.

No que diz respeito ao NT pode-se observar que os picos de maiores concentrações também foram registrados no cultivo de verão e em coletas realizadas em fluxo de base nas duas microbacias, com comportamento semelhante tanto para o P1 quanto para o P2. No entanto, na microbacia de Sarandi a maior contribuição é oriunda do NP, enquanto na microbacia de Coxilha a maior contribuição é oriunda do nitrogênio solúvel na forma de nitrato (N-NO_3^-).

Em termos percentuais, pode-se observar que do total de nitrogênio na água ($2,15 \text{ mg L}^{-1}$ no P1 e $2,06 \text{ mg L}^{-1}$ no P2) mais de 40 % está na forma particulada na microbacia de Sarandi (Figura 10). A redução de NP poderia ser maior, mesmo em área terraceada, se a presença de vegetação ciliar no entorno do canal de drenagem estivesse adequada. Estudos realizados por Ribeiro et al. (2014) na microbacia do Rio Campestre em Colombo-PR, comprovam que a floresta ciliar reduz o potencial de poluição da água, uma vez que menores concentrações de poluentes, principalmente nutrientes, foram encontrados em áreas com vegetação ciliar adequada.

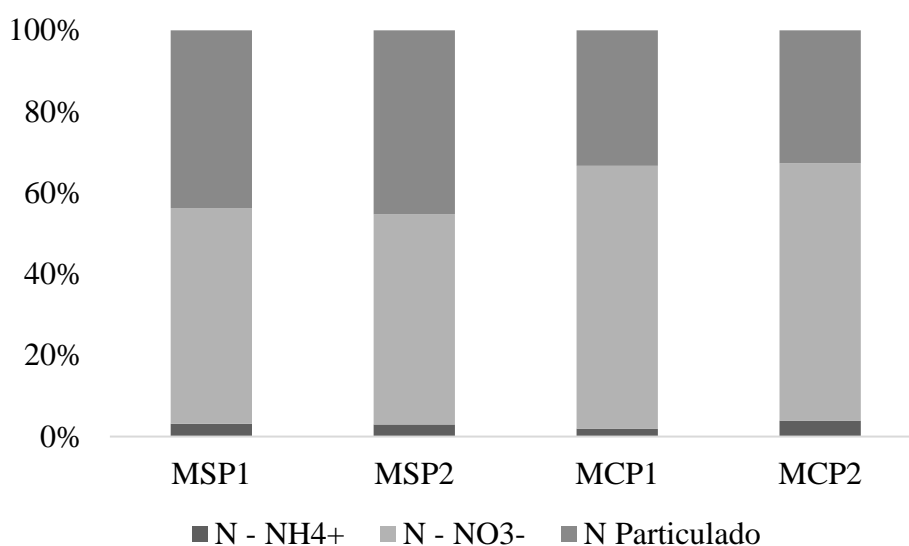


Figura 10: Percentual da média das concentrações de N na forma de amônio (N-NH_4^+), N na forma de nitrato (N-NO_3^-) e nitrogênio particulado (N particulado) na água das microbacias Sarandi (MS) e Coxilha (MC), nos diferentes pontos de coleta (P1 e P2).

Já na microbacia de Coxilha, do N total de 3,54 mg L⁻¹ no P1 e 2,91 mg L⁻¹ no P2, aproximadamente 65 % é nitrogênio solúvel, principalmente N-NO₃⁻. Como já elencado isso possivelmente se deve ao uso e manejo do solo (integração lavoura-pecuária sob plantio direto, e ausência de barreiras mecânicas para contenção do escoamento superficial). O pisoteio animal pode promover a compactação do solo (Lanzanova et al., 2007), e conseqüentemente escoamento superficial, principalmente quando o sistema de pastejo é contínuo (Leão et al., 2004) e a quantidade de resíduo vegetal sobre o solo é baixa. A presença de bovinos na área agrícola também pode ter potencializado as maiores concentrações de nitrato, em função da urina excretada (Londe et al., 2014),

Por outro lado, quando o plantio direto está bem conduzido a tendência de a água ser perdida por fluxo subsuperficial carreando nitrato é bem maior (Sangoi et al., 2003), visto que sua estrutura permite maior infiltração da água no solo.

Com relação às concentrações de carbono orgânico total, observa-se maiores concentrações na microbacia de Coxilha, no cultivo de inverno e em coletas realizadas em eventos de precipitação. Contudo com valores mais expressivos no P1.

O fósforo é o elemento que mais merece atenção quando se fala em eutrofização (Correl, 1998). Como o nitrogênio, o fósforo também se encontra no solo em diferentes formas e pode ser transportado para a água por escoamento superficial ou subsuperficial. No entanto, por ser pouco móvel no solo esse nutriente dificilmente é transportado via fluxo de matriz ou fluxo preferencial (Berwanger et al., 2008; Capoane et al., 2015). Isso demonstra a importância da adoção de práticas de manejo do solo, que mitiguem o escoamento superficial e conseqüentemente a perda desse nutriente.

Dentre as formas estudadas, o fósforo particulado e o fósforo biodisponível são as frações que se encontram na água em maiores concentrações em ambas as microbacias (Tabela 6), enquanto fósforo solúvel foi à fração que apresentou concentrações menos expressivas independente do ponto de coleta ou período coletado.

Em se tratando de PP, este apresentou os valores mais expressivos no cultivo de verão em ambas as microbacias. Nesse cultivo a aplicação de fertilizantes contendo fosfato foi realizada em quantidades de aproximadamente 198 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na microbacia de Sarandi e 59 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na microbacia de Coxilha.

Tabela 6: Média e desvio padrão (\pm) das concentrações de fósforo solúvel (PS), fósforo biodisponível (PB), fósforo particulado (PP), fósforo particulado biodisponível (PPB), fósforo particulado não biodisponível (PPNB) e fósforo total (PT) de todas as coletas (T), das coletas efetuadas no cultivo de verão (V) e inverno (I), das coletas de fluxo de base (B) e eventos de precipitação (P), nos diferentes pontos de coleta (cabecera de drenagem - P1 e exutório - P2) e microbacias (Sarandi - MS e Coxilha - MC).

	PS	PB	PP	PPB	PPNB	PT
	-----mg L ⁻¹ -----					
MSP1-T	0,015 ± 0,03	0,041 ± 0,03	0,044 ± 0,04	0,026 ± 0,02	0,019 ± 0,04	0,059 ± 0,06
MSP1-V	0,022 ± 0,04	0,052 ± 0,04	0,058 ± 0,05	0,029 ± 0,02	0,029 ± 0,05	0,081 ± 0,08
MSP1-I	0,008 ± 0,01	0,030 ± 0,01	0,030 ± 0,02	0,022 ± 0,01	0,008 ± 0,02	0,038 ± 0,02
MSP1-B	0,020 ± 0,03	0,043 ± 0,04	0,047 ± 0,05	0,022 ± 0,02	0,025 ± 0,04	0,068 ± 0,07
MSP1-P	0,006 ± 0,00	0,037 ± 0,02	0,039 ± 0,02	0,031 ± 0,01	0,008 ± 0,02	0,045 ± 0,02
MSP2-T	0,008 ± 0,01	0,040 ± 0,03	0,050 ± 0,05	0,032 ± 0,03	0,018 ± 0,05	0,058 ± 0,06
MSP2-V	0,012 ± 0,01	0,048 ± 0,02	0,069 ± 0,07	0,036 ± 0,03	0,033 ± 0,08	0,081 ± 0,08
MSP2-I	0,004 ± 0,01	0,033 ± 0,02	0,031 ± 0,03	0,029 ± 0,03	0,002 ± 0,00	0,035 ± 0,03
MSP2-B	0,011 ± 0,01	0,039 ± 0,02	0,055 ± 0,07	0,028 ± 0,02	0,027 ± 0,07	0,065 ± 0,07
MSP2-P	0,004 ± 0,00	0,044 ± 0,03	0,041 ± 0,03	0,040 ± 0,03	0,002 ± 0,01	0,045 ± 0,03
MCP1-T	0,016 ± 0,04	0,056 ± 0,05	0,066 ± 0,06	0,040 ± 0,04	0,026 ± 0,05	0,082 ± 0,09
MCP1-V	0,012 ± 0,01	0,056 ± 0,05	0,067 ± 0,06	0,044 ± 0,05	0,023 ± 0,03	0,079 ± 0,06
MCP1-I	0,019 ± 0,06	0,056 ± 0,05	0,065 ± 0,07	0,037 ± 0,03	0,028 ± 0,07	0,084 ± 0,11
MCP1-B	0,010 ± 0,01	0,040 ± 0,02	0,047 ± 0,02	0,030 ± 0,02	0,017 ± 0,03	0,057 ± 0,03
MCP1-P	0,021 ± 0,06	0,069 ± 0,06	0,080 ± 0,08	0,048 ± 0,05	0,033 ± 0,07	0,102 ± 0,12
MCP2-T	0,012 ± 0,02	0,040 ± 0,01	0,102 ± 0,18	0,027 ± 0,02	0,074 ± 0,19	0,114 ± 0,19
MCP2-V	0,011 ± 0,01	0,041 ± 0,01	0,094 ± 0,10	0,030 ± 0,02	0,064 ± 0,11	0,105 ± 0,11
MCP2-I	0,013 ± 0,02	0,039 ± 0,02	0,107 ± 0,22	0,026 ± 0,01	0,081 ± 0,23	0,120 ± 0,24
MCP2-B	0,011 ± 0,01	0,040 ± 0,01	0,056 ± 0,05	0,029 ± 0,02	0,027 ± 0,05	0,067 ± 0,05
MCP2-P	0,014 ± 0,02	0,040 ± 0,02	0,138 ± 0,23	0,026 ± 0,02	0,112 ± 0,24	0,151 ± 0,25

Levando em consideração que o solo dessas áreas já encontram-se com fósforo em quantidades muito alta e extremamente alta (SBCS, 2016), respectivamente, acredita-se que o solo atue como fonte de fósforo, uma vez que os sítios de adsorção podem estar saturados e então o P está prontamente disponível para ser transportado por escoamento subsuperficial (Nair et al., 2004; Nair, 2014; Nair e Harris, 2014) e por escoamento superficial (Guardini et al., 2012).

Diante disso, denota-se intensa demanda de conscientização dos agricultores e profissionais para o correto manejo de adubação das culturas. Altas taxas de aplicação estão sendo administradas, sem necessidade, e estão representando risco de poluição da água. São necessários esforços para impressionar a gravidade do problema, fazendo com que seja posto em prática o conhecimento científico.

As maiores concentrações de PP nas amostras de fluxo de base surpreendem, haja vista que o esperado era que maiores concentrações de nutrientes em água superficial normalmente fossem encontradas em períodos de maior precipitação (Takeda et al., 2009). O que pode ser observado na microbacia de Coxilha nas amostras coletadas em eventos de precipitação. Contudo, de acordo com alguns autores (Tiecher et al., 2015; Tiecher et al., 2016) sedimentos podem ser oriundos do próprio canal de drenagem, e não só das áreas agrícolas.

Em termos percentuais (Figura 11) percebe-se que a concentração total de fósforo na água, foi mais de 75 % particulado em ambas as microbacias. Na microbacia de Coxilha possivelmente pela ausência de terraços e insuficiente vegetação ciliar no entorno do corpo de drenagem e na microbacia de Sarandi possivelmente também pela insuficiente vegetação ciliar no entorno do corpo de drenagem.

Do total de fósforo particulado, parte é biodisponível (PPB) e parte não é biodisponível (PPNB). O PPB representa o potencial de contaminação em curto prazo por estar prontamente disponível para as plantas e organismos aquáticos, já o PPNB representa uma fonte de poluição em longo prazo (Ramos et al., 2014). Analisando os dados obtidos percebe-se que a fração particulada biodisponível está presente em concentrações expressivas em ambas as microbacias, com percentuais médios do período total de 42 % no P1 e 55 % no P2 da microbacia de Sarandi e 48 e 23 % no P1 e P2 da microbacia de Coxilha, respectivamente.

O somatório entre PS e PPB corresponde ao PB. Observando os valores obtidos admite-se que aproximadamente 70 % do PT é biodisponível na microbacia de Sarandi, independente dos pontos, enquanto na microbacia de Coxilha aproximadamente 70 % é biodisponível no P1 e 35 % no P2. As maiores concentrações de PPNB no P2 da microbacia de Coxilha mostram

que mais sedimento foi perdido, uma vez que essa fração de fósforo é a contida na fração mineral do solo.

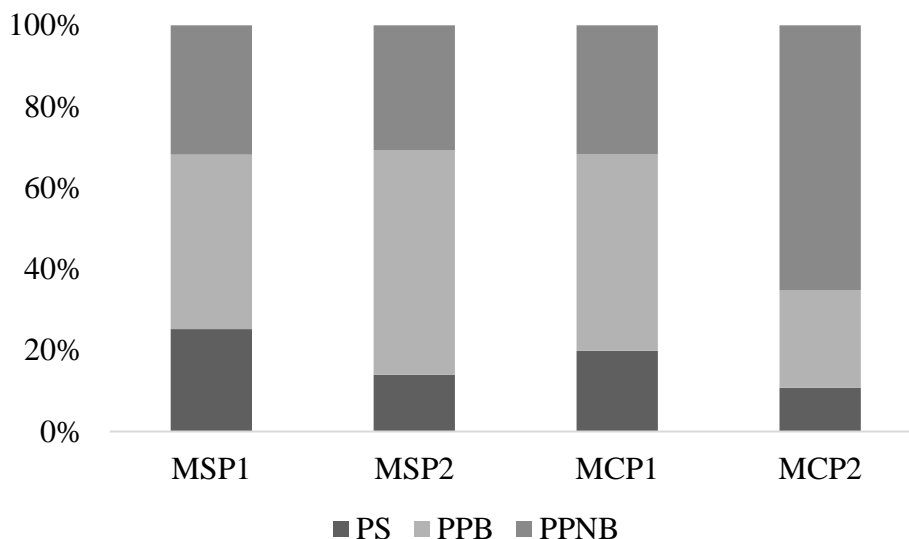


Figura 11: Percentual da concentração de fósforo solúvel (PS), fósforo particulado biodisponível (PPB) e fósforo particulado não biodisponível (PPNB) na água das microbacias de Sarandi (MS) e Coxilha (MC) nos diferentes pontos de coleta (P1 e P2).

Após submeter os dados obtidos à análise de componentes principais pode-se perceber que houve uma separação das microbacias e das amostras coletadas no exutório (P2) nos cultivos agrícolas de verão e inverno (Figura 12). A componente principal 1 (PC1), que explica aproximadamente 60 % da variação dos dados é representada pelo $N-NH_4^+$, NT, PS, PP, PT e ST e mostra a separação das microbacias, de tal modo que a microbacia de Sarandi apresenta concentrações mais baixas que a microbacia de Coxilha. Já a componente principal 2 (PC2) que explica aproximadamente 27 % da variação dos dados é representada pelo PB, NP, COT e $N-NO_3^-$ e mostra a separação das amostras por cultivo agrícola, de tal modo que PB e NP apresentam-se em maiores concentrações no cultivo agrícola de verão, enquanto COT e $N-NO_3^-$ apresentam-se em maiores concentrações no cultivo agrícola de inverno, independente das microbacias.

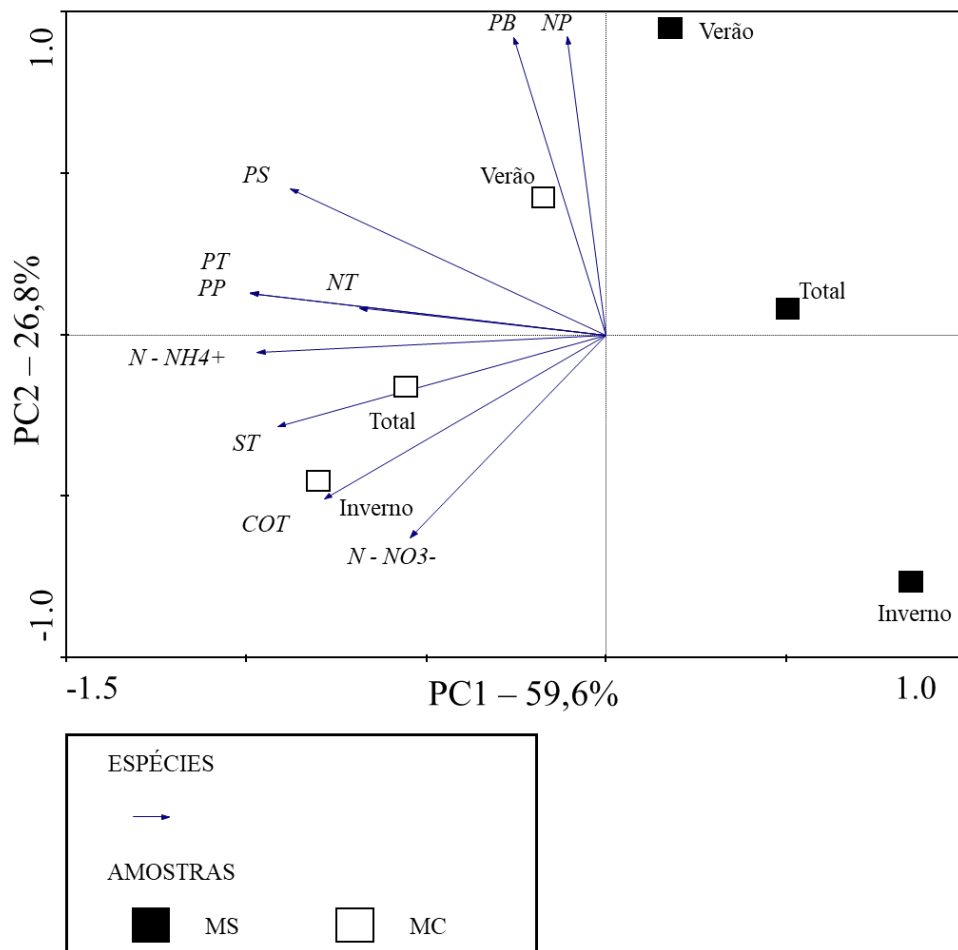


Figura 12: Análise de componentes principais das médias das concentrações de N na forma de nitrato ($N-NO_3^-$), N na forma de amônio ($N-NH_4^+$), nitrogênio particulado (NP), nitrogênio total (NT), carbono orgânico total (COT), sólidos totais (ST), fósforo solúvel (PS), fósforo biodisponível (PB), fósforo particulado (PP) e fósforo total (PT) nas coletas realizadas no exutório, nos cultivos agrícolas de verão e inverno.

Também pode-se perceber uma separação entre microbacias e coletas realizadas em eventos de precipitação e fluxo de base (Figura 13). A componente principal 1 (PC1), que explica aproximadamente 69 % da variação dos dados é representada por ST, NT, $N-NH_4^+$, PS, PP, PT e $N-NO_3^-$ e mostra a separação das microbacias, de tal modo que a microbacia de Sarandi apresenta concentrações mais baixas que a microbacia de Coxilha. Já a componente principal 2 (PC2) que explica aproximadamente 23 % da variação dos dados é representada pelo PB, NP e COT e mostra a separação das coletas realizadas em eventos de precipitação e fluxo de base, de tal modo que PB apresenta-se em maiores concentrações em eventos de precipitação na microbacia de Sarandi e COT apresenta-se em maiores concentrações em eventos de

precipitação na microbacia de Coxilha, enquanto NP apresentam-se em maiores concentrações em fluxo de base nas duas microbacias.

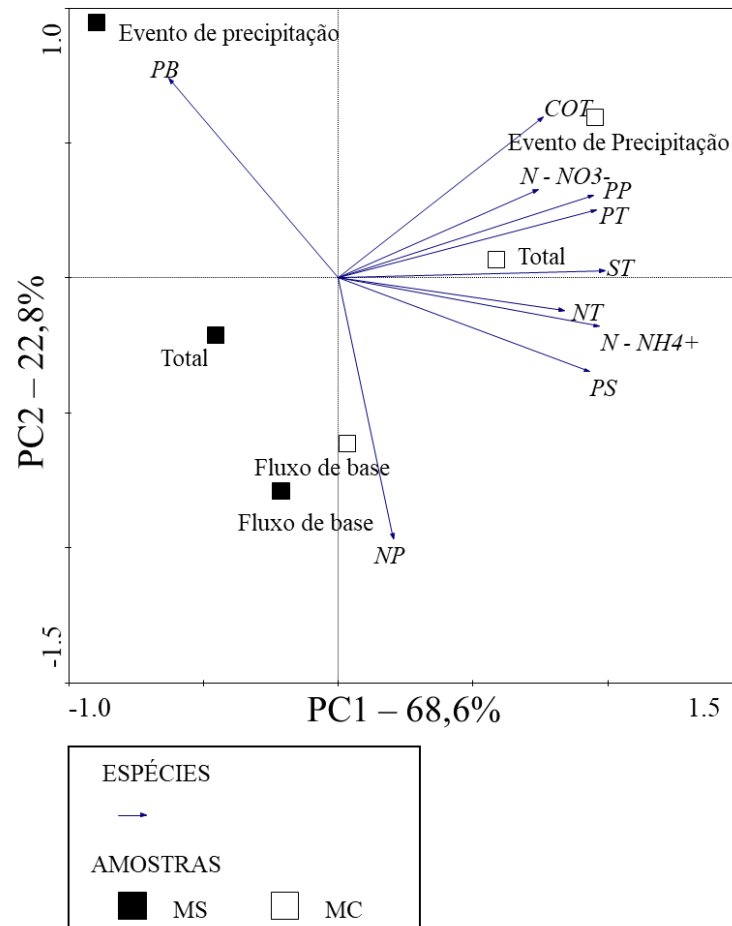


Figura 13: Análise de componentes principais das médias das concentrações de N na forma de nitrato (N-NO₃⁻), N na forma de amônio (N-NH₄⁺), nitrogênio particulado (NP), nitrogênio total (NT), carbono orgânico total (COT), sólidos totais (ST), fósforo solúvel (PS), fósforo biodisponível (PB), fósforo particulado (PP) e fósforo total (PT) nas coletas realizadas no exutório, em eventos de precipitação e fluxo de base.

Os dados obtidos quando comparados com a Resolução do CONAMA n° 357/2005, mais especificadamente com a classe 2 de água doce mostram, de maneira geral, que a concentração de P na água, e pH estão fora dos limites máximos permitidos por legislação, uma vez que se admite 0,030 mg L⁻¹ de PT em ambientes lenticos e pH de 6,0 a 9,0.

3.3 Perda de sedimentos e nutrientes

A perda de sedimentos e nutrientes é governada pela perda de água, mais especificamente pelo escoamento superficial gerado, elevando a vazão da microbacia (Londero, 2015). A perda de sedimentos em específico nessas microbacias foi de 698 e 1369 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na microbacia de Sarandi e Coxilha, respectivamente (Figura 14).

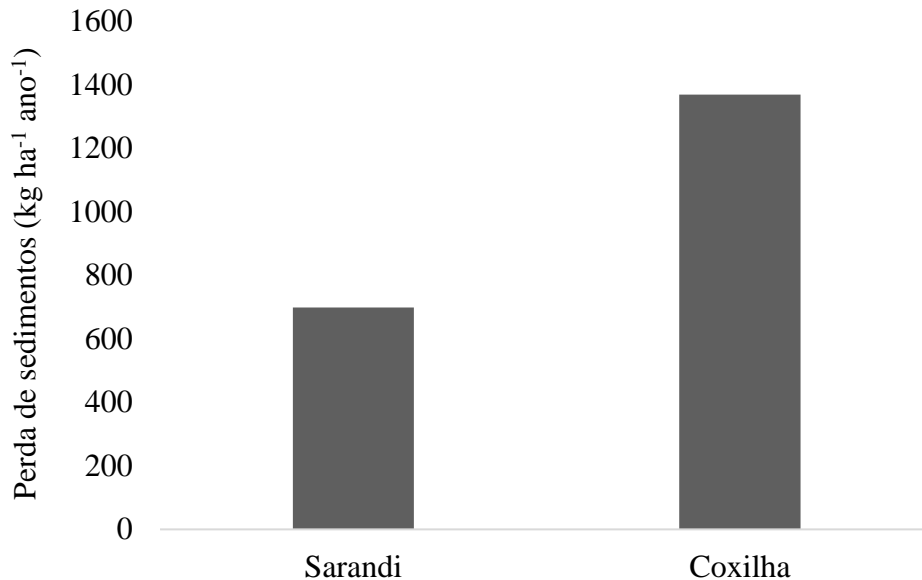


Figura 14: Perda anual de sedimentos nas microbacias.

Pensando em menor escoamento superficial a cobertura vegetal é um fator que merece destaque, pois aumenta a rugosidade superficial e a infiltração de água no solo (Denardin et al., 2012), além de atenuar o impacto da gota da chuva e evitar a desagregação do solo e consequente o transporte de partículas de sedimentos constituídos de matéria orgânica (Oliveira et al., 2012). Do contrário, a exposição do solo reduz a estabilidade de agregados que pode refletir em maior erosão e consequentemente maior perda de sedimentos e nutrientes associados (Londero, 2015). O que provavelmente aconteceu na MC, principalmente no cultivo de inverno em eventos maior de precipitação.

A microbacia de Coxilha, que não possui terraceamento, representa o sistema de manejo amplamente utilizado na região Sul do Brasil (Merten et al., 2015), com sistema plantio direto que não atende aos preceitos da agricultura conservacionista, uma vez que a palhada no solo é escassa, a rotação de culturas se resume em sucessão ou até monocultura e a contenção do escoamento superficial por meio de barreiras mecânicas não é praticada, o que de fato é

preocupante quando os dados mostram que nela encontram-se as maiores perdas, tanto de água, quanto de sedimentos, e nutrientes em diferentes frações (Figuras 8, 14, 15 e 16).

Entretanto, levando em consideração que a microbacia de Sarandi, que atende todos os preceitos da agricultura conservacionista, também apresentou perdas de água, sedimentos e nutrientes em quantidades expressivas, percebe-se que outro fator está influenciando nessas perdas, a insuficiente vegetação ciliar presente nessas microbacias.

Quando se observa a quantidade de perda de P (Figura 15), economicamente isso é irrelevante. Afinal, os percentuais perdidos correspondem a aproximadamente 1 e 6 % do total de P aplicado via adubação nas microbacias de Sarandi e Coxilha, respectivamente. No entanto, ambientalmente $0,80$ e $1,62 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ é um problema, pois por ser considerado o elemento limitante (Correl, 1998) o P desencadeia a eutrofização em concentrações baixíssimas.

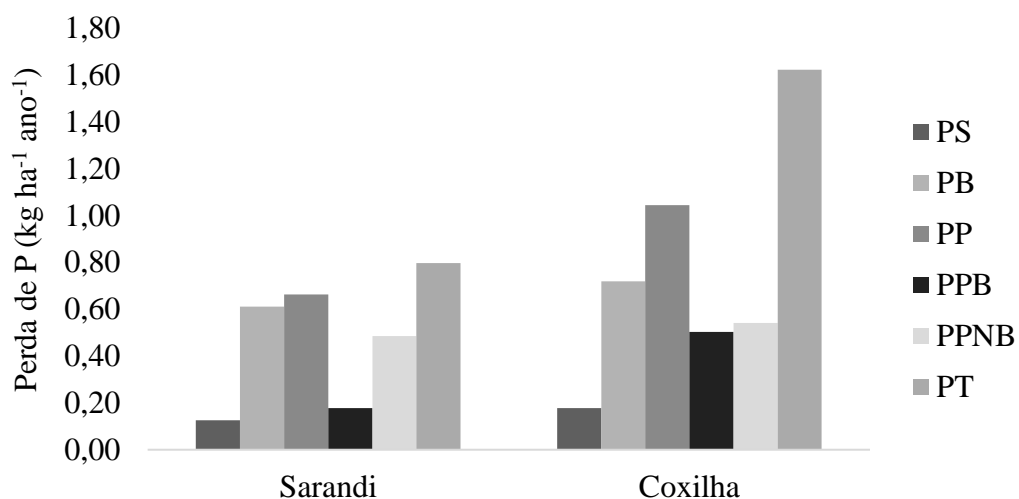


Figura 15: Perda anual de fósforo solúvel (PS), fósforo biodisponível (PB), fósforo particulado (PP), fósforo particulado biodisponível (PPB), fósforo particulado não biodisponível (PPNB) e fósforo total (PT) nas microbacias.

Para nitrogênio pode-se perceber que em relação a quantidade de N aplicado via fertilizante mineral, a perda de N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) é de aproximadamente 10 % na microbacia de Sarandi e 533 % na microbacia de Coxilha (Figura 16). Contudo, vale ressaltar que, entradas de N via dejetos animal e mineralização da palhada e raízes não foram contabilizadas, por isso as perdas são superiores as entradas via fertilizante mineral na microbacia de Coxilha.

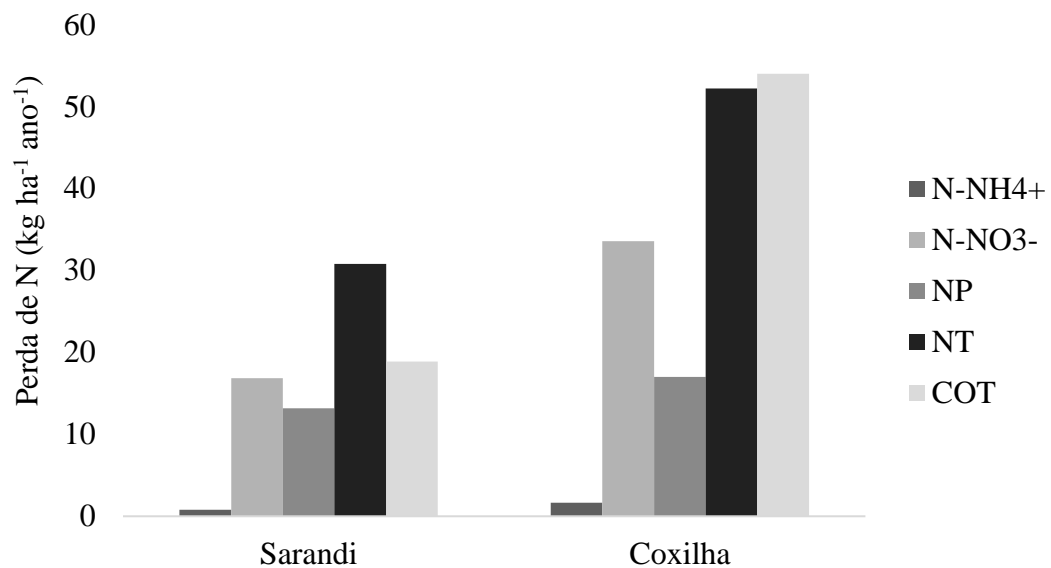


Figura 16: Perda anual de nitrogênio na forma de amônio (N-NH₄⁺), nitrogênio na forma de nitrato (N-NO₃⁻), nitrogênio particulado (NP), nitrogênio total (NT) e carbono orgânico total (COT) nas microbacias.

Em virtude de as perdas de nitrogênio e carbono total atingirem mais de 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na microbacia de Coxilha e aproximadamente 30 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de NT e 20 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de COT na microbacia de Sarandi, juntamente com as outras perdas já elencadas, cabe ressaltar a consciência para com o manejo de adubação das culturas e a importância da adoção de práticas conservacionistas que atuem no controle e na contenção do escoamento superficial e/ou na desconectividade do transporte de poluentes para os corpos hídricos. Neste sentido, para reduzir os riscos potenciais de poluição da água em áreas agrícolas é importante destacar a implantação do terraceamento, a adequação da vegetação ciliar, a manutenção de sistemas de culturas com elevada produção de carbono e cobertura do solo ao longo de todo o ano, e o adequado manejo da adubação. Estas melhores práticas de manejo, além de beneficiar a sociedade em geral, beneficiam o agricultor, pois a água pode ser armazenada no solo, minimizando os problemas de escassez bem como melhorando a capacidade produtiva dos solos e consequentemente aumentando a lucratividade.

4 CONCLUSÕES

O maior risco de degradação dos recursos hídricos, por perda de água, sedimentos e nutrientes ocorreu no sistema sem terraceamento, com vegetação ciliar inadequada, em eventos de maior precipitação e no cultivo de inverno.

5 REFERÊNCIAS

Alvarez CA, Stape JL, Sentelhas JC, Gonçalves JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22: 711-728.

APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. Washington: American Public Health Association, 1995.

Baptista MB, Coelho MMLP, Cerilo JA, Mascarenhas FCB (ORG.). *Hidráulica Aplicada*. 2 ed. Rev. Amp. Porto Alegre: ABRH, 2003. 621 p.

Barnes BS. The structure of discharge recession curves. *Transactions of American Geophysical Union*. Washington. 1939; 20: 721-725.

Bertol OJ, Rizzi NV, Bertol I, Roloff G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. *Revista Brasileira Ciência do Solo*. 2007; 31: 781-792.

Berwanger AL, Ceretta CA, Santos DR. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2008; 32: 2525-2532.

Bortolozo FR, Favaretto N, Dieckow J, Moraes A, Vezzani FM, Silva EDB. Water, Sediment and Nutrient Retention in Native Vegetative Filter Strips of Southern Brazil. *International Journal of Plant & Soil Science*. 2015; 4: 426-436.

Brasil - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº. 357 de 17 de março de 2005 [Internet]. Brasília, DF: Conselho Nacional do Meio Ambiente; 2005 [acesso em: 28 de novembro de 2017]. Disponível.

Capoane V, Tiecher T, Schaefer GL, Ciotti LH, Santos DR. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. *Ciência Rural*. 2015; 45: 647-650.

Chartin C, Evrard O, Salvador-Blanes S, Hirschberger F, Oost KV, Lefèvre I, Daroussin J, Macaire JJ. Quantifying and modelling the impact of land consolidation and field borders on soil redistribution in agricultural landscapes. *Catena*. 2013; 110: 184–195.

Cherobim VF, Huang CH, Favaretto N. Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff sediment and nutrients losses. *Agricultural Water Management*. 2017; 184: 96-103.

Conrad O, Bechtel B, Bock M, Dietrich H, Fischer E, Gerlitz L, Wehberg J, Wichmann V, Böhner J. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, Geoscientific Model Development. 2015; 8: 1991-2007.

Correll DL. The role phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of environmental quality*. 1998; 27: 261-266.

CETESB. Significado ambiental e sanitários das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem [Internet]. São Paulo, SP: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; 2009 [acesso em: 16 de janeiro de 2018]. Disponível.

Denardin JE, Kochhann RA, Faganello A, Sattler A, Manhago DD. "Vertical mulching" como prática conservacionista para manejo de enxurrada em sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2008; 32: 2847-2852.

Denardin JE, Kochhann RA, Faganello A, Santi A, Denardin ND, Wiethölter S. Diretrizes do sistema plantio direto no contexto da agricultura conservacionista. 1a ed. Passo Fundo: Embrapa; 2012. (Boletim técnico, 141).

Diebel MW, Maxted JT, Robertson DM, Han S, Zande MJV. Landscape Planning for Agricultural Nonpoint Source Pollution Reduction III: Assessing Phosphorus and Sediment Reduction Potential. *Environmental Management*. 2009; 43; 69-83.

Ding J, Jiang Y, Liu Q, Hou Z, Liao J, Fu L, Peng Q. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment*. 2016; 551–552: 205–216.

Durães MF, Mello CR, Naghettini M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba River Basin, MG. *CERNE*. 2011; 17: 481-488.

Durães MF, Mello CR. Groundwater recharge behavior based on surface runoff hydrographs in two basins of the Minas Gerais State. *Revista Ambiente & Água*. 2013; 8: 57-66.

Emater/RS – Ascar. Mapa de levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul. Emater/RS – Ascar. 2007.

Fang NF, Shi ZH, Li L, Jiang C. Rainfall, runoff, and suspended sediment delivery relationships in a small agricultural watershed of the Three Gorges area, China. *Geomorphology*. 2011; 135: 158-166.

Gassman PW, Osei E, Saleh A, Rodecap J, Norvell S, Williams J. Alternative practices for sediment and nutrient loss control on livestock farms in northeast Iowa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2006; 117: 135-144.

Giesen NV, Stomph TJ, Ridder N. Surface runoff scale effects in West African watersheds: modeling and management options. *Agricultural Water Management*. 2005; 72: 109-130.

Guadagnin JC, Bertol I, Cassol PC, Amaral AJ. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2005; 29: 277-286.

Guardini R, Comin JJ, Santos DR, Gatiboni LC, Tiecher T, Schmitt D, Bender MA, Belli Filho P, Oliveira PAV, Brunetto G. Phosphorus accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2012; 36: 1333-1342.

Haygarth PM, Jarvis SC. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research Station, Devon, UK. 2002.

Heinzmann FX, Miyazawa M, Pavan MA. Determinação de nitrato em extratos de solos ácidos por espectrofotometria de absorção ultravioleta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 1984; 8: 159-163.

IBGE. Manual técnico de pedológica: guia prático de campo. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2015.

Lal R, Stewart BA. *Soil Processes and Water Quality: Advances in Soil Science*. 1a ed. Boca Raton, Lewis Publishers. 1994.

Lanzanova ME, Nicoloso RS, Lovato T, Eltz FLF, Amado TJC, Reinert DJ. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2007; 31: 1131-1140.

Leão TP, Silva AP, Macedo MCM, Imhoff S, Euclides VPB. Intervalo hídrico ótimo na avaliação de sistemas de pastejo contínuo e rotacionado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2004; 28: 415-423.

Londe LR, Coutinho MP, Gregório LT, Santos LBL, Soriano E. Desastres relacionados à água no Brasil: Perspectivas e Recomendações. *Ambiente e Sociedade*. 2014; 17: 133-152.

Londero AL. Perdas de água e sedimento de bacias pareadas de ordem zero sob plantio direto com e sem terraço. Universidade Federal de Santa Maria, 2015, 156 p. (Dissertação de mestrado).

Lourençato LF, Favaretto N, Hansel FA, Scheer APS, Dieckow J, Buch AC. Effects on Water Quality of Pesticide use in Farmland Under Intensive Soil Management in Southern Brazil. *International Journal of Plant & Soil Science*. 2015; 5: 155-166.

Lucas AAT, Folegatti MV, Duarte SN. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental*. 2010; 14: 937-943.

Magalhães GMF. Análise da eficiência de terraços de retenção em sub-bacias hidrográficas do Rio São Francisco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2013; 17: 1109-1115.

Mansor MTC, Ferreira L, Roston DM, Teixeira Filho J. Parâmetro para avaliação do potencial de risco de erosão. In: *Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, I*, 2002.

Merten GH, Araújo AG, Biscaia RCM, Barbosa GMC, Conte O. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. *Soil e Tillage Research*. 2015; 152: 85-93.

Merten GH, Minella JPG, Horowitz AJ, Moro M. Determinação da concentração de sedimentos em suspensão em rio com uso de turbidímetro. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), 2014; 97 p.

Myers RG, Pierzynski GM. Using the iron method to estimate bioavailable phosphorus in runoff In: Pierzynski GM. *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters*. Southern Cooperative Series Bulletin N. 396 Jun. 2000.

Minella JP, Merten GH, Clarke RT. Identification of sediment sources in a small rural drainage basin. Sediment transfer through the fluvial system (proceedings of a symposium held in Moscow). International Association of Hydrological Sciences. 2004; 288: 44–51.

Minella JPG, Merten GH, Rollof O, Abreu AS. Turbidimetria e a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão. In: Ide CN, Val LAA, Ribeiro ML (Ed) *Produção de sedimentos e seus impactos ambientais, sociais e econômicos*. Campo Grande: Ed. Oeste. 2009. 95-112.

Minella JPG, Merten GH. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. *Ciência Rural*. 2011; 41: 424-432.

Minella JPG, Merten GH. Índices topográficos aplicados à modelagem agrícola e ambiental. *Ciência Rural*. 2012; 42: 1575-1582.

Minella JPG, Merten GH, Rolloff AL. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na equação universal de perda de solo revisada em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2010; 34:1455-1462.

Minella JPG, Walling DE, Merten GH. Establishing a sediment budget for a small agricultural catchment in southern Brazil, to support the development of effective sediment management strategies. *Journal of Hydrology*. 2014; 519: 2189-2201.

Nair VD, Portier KM, Graetz DA, Walker ML. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *Journal of Environmental Quality*. 2004; 33: 107-113.

Nair VD. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. *Frontiers in Environmental Science*. 2014; 2: 1-4.

Nair VD, Harris WG. Soil phosphorus storage capacity for environmental risk assessment. *Advances in Agriculture*. 2014; 1-10.

Niu XY, Wang YH, Yang H, Zheng JW, Zou J, Xu MN, Wu SS, Xie B. Effect of Land Use on Soil Erosion and Nutrients in Dianchi Lake Watershed, China. *Pedosphere*. 2015; 25: 103-111.

Ngoye E, Machiwa J. The influence of land-use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. 2004; 29: 1161-1166.

Norman RI, Stucki JW. The determination of nitrate and nitrite in soil extracts by ultraviolet spectrophotometry. *Soil Science Society of America*. 1981; 45: 347-53.

Oliveira JGR, Ralisch R, Guimarães MF, Barbosa GMC, Tavares Filho J. Erosão no plantio direto: perda de solo, água e nutrientes. *Boletim de geografia*. 2012; 30: 91-98.

Plieski GLA, Ebeling AG, Anjos LHC, Pereira MG, Valladares GS. Avaliação de métodos analíticos para determinar acidez em solos com alto teor de matéria orgânica. *Revista Universidade Rural – Série Ciências da Vida*. 2004; 24: 15-21.

Raclot D, Bissonnais YL, Louchart X, Andrieux P, Moussa R, Voltz M. Soil tillage and scale effects on erosion from fields to catchment in a Mediterranean vineyard area. *Agriculture, Ecosystems e Environment*. 2009; 134: 201-210.

Ramos MR, Favaretto N, Dieckow J, Dedek RA, Vezzani FM, Almeida L, Sperrin M. Soil, water and nutrient loss under conventional and organic vegetable production managed in small farms versus forest system. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics*. 2014; 115: 31-40.

Ribeiro KH, Favaretto N, Dieckow J, Souza LCP, Minella JPG, Almeida L, Ramos MR. Quality of surface water related to land use: a Case study in a catchment with small farms and Intensive vegetable crop production in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2014; 38: 656-668.

Sangoi L, Ernani PR, Lech VA, Rampazzo C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. *Ciência Rural*. 2003; 33: 65-70.

Sari V, Castro NMR, Kobiyama M. Estimativa da concentração de sedimentos suspensos com sensores ópticos: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 2015; 20: 816-836.

SBCS. Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul. 2016; 376 p.

Sharpley NA. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron oxide-impregnated paper. *Journal of Environmental Quality*. 1993; 22: 597-601.

Sharpley AN, Menzel RG. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy*. 1987; 41: 297-324.

Shi ZH, Ai L, Fang NF, Zhu HD. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China. *Journal of Hydrology*. 2012; 438-439: 156-167.

Silva CA, Vale FR. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2000, 35: 2461-2471.

Silva RL, De Maria IC. Erosão em sistema plantio direto: influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2011; 15: 554-561.

Takeda I, Fukushima A, Somura H. Long-term trends in water quality in an under-populated watershed and influence of precipitation. *Journal of Water and Environment Technology*. 2009; 7: 293-306.

Ter Braak CJF, Smilau P. Manual de referência do Canoco e guia do usuário: software para ordenação, versão 5.0. Potência do microcomputador. 2012

Tiecher T, Caner L, Minella JPG, Santos DR. Combining visiblebased-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. *Science of the Total Environment*. 2015; 527-528: 135–149.

Tiecher T, Caner L, Minella JPG, Bender MA, Santos DR. Tracing sediment sources in a subtropical rural catchment of southern Brazil by using geochemical traces and near-infrared spectroscopy. *Soil and Tillage Research*. 2016; 155: 478-491.

Tiecher T, Caner L, Minella JPG, Pellegrini A, Capoane V, Rasche JWA, Schaefes GL, Rheinheimer DS. Tracing sediment sources in two paired agricultural catchment with different riparin forest and wetlan proportion in southern Brazil. *Geoderma*. 2017; 285: 225-239.

Tucci CEM. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 2nd ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Associação Brasileira de Recursos Hídricos; 2004.

Usepa. Method 3015a: Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. United States Environmental Protection Agency. 2007.

Valeriano MM, Carvalho OAJ. Geoprocessamento de modelos digitais de elevação para mapeamento da curvatura horizontal em microbacias. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. 2003; 4:17-29.

Valeriano MM. Topodata: Guia de utilização de dados geomorfométricos locais. INPE, 2008. 44p.

Yang J, Zhang G, Zhao Y. Land use impact on nitrogen discharge by stream: a case study in subtropical hilly region of China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2007; 77: 29-38.