

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

ESTUDOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E DE QUALIDADE DE ÁGUA NO
RIO PIQUIRI

FERNANDO ANGST

CASCADEL

2008

FERNANDO ANGST

**ESTUDOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E DE QUALIDADE DE ÁGUA NO
RIO PIQUIRI**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Orientador: Prof. Dr Manoel Moisés Ferreira de Queiroz

CASCADEL

2008

Ficha catalográfica

Elaborada pela Biblioteca Central do Campus de Cascavel - Unioeste

A599e Angst, Fernando
 Estudos hidrossedimentológicos e de qualidade de água no Rio Piquiri.
 / Fernando Angst — Cascavel, PR: UNIOESTE, 2008.
 55 f. ; 30 cm

 Orientador: Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do
Paraná.
 Bibliografia.

 1. Sedimento em suspensão. 2. Vazão. 3. Curva-chave. 4. Água –
Qualidade. 5. Rio Piquiri. I. Queiroz, Manoel Moisés Ferreira de. II.
Universidade Estadual do Oeste do Paraná. III. Título.

CDD 21ed. 628.16

Bibliotecária: Jeanine da Silva Barros CRB 9/1362

FERNANDO ANGST

**ESTUDOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS E DE QUALIDADE DE ÁGUA NO
RIO PIQUIRI**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, aprovado pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr Manoel Moisés Ferreira de Queiroz
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Altair Bertonha
UEM, Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Marcio Antonio Vilas Boas
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 24 de julho de 2008.

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo apoio, incentivo e compreensão em todos os momentos.

Ao meu Orientador Prof. Dr Manoel Moisés Ferreira de Queiroz, pelo conhecimento transmitido, pela orientação prestada, pela oportunidade concedida e pelos momentos de descontração durante os trabalhos.

Aos colegas da Lisdefferson, Carlos, Wagner, Ana Lúcia, Simone, que auxiliaram nas coletas e análises de material em laboratório.

A Coagru pelo auxílio prestado durante a realização das coletas, disponibilizando pessoal e a estrutura física.

A todos os professores do Mestrado pelo conhecimento transmitido, pelo apoio e incentivo.

A todos os colegas de Mestrado que contribuíram de alguma forma para a concretização desta Dissertação.

A minha namorada Sabrina pelo incentivo e por estar sempre ao meu lado.

A CAPES pela disponibilidade da bolsa de estudos que possibilitou dedicação exclusiva ao Mestrado.

A Deus.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRAFICA.....	4
2.1 Hidrossedimento	4
2.2 Concentração de Sedimentos na Água.....	7
2.3 Bacias Hidrográficas	8
2.4 Processos Erosivos.....	10
2.5 Contribuição Erosiva dos Sistemas Agropecuários	11
2.6 Contaminação dos Recursos Hídricos	12
2.7 Nitrogênio.....	15
2.8 Fósforo.....	15
2.9 Turbidez	16
2.10 Condutividade Elétrica	17
2.11 Potencial Hidrogeniônico (pH)	18
2.12 Bacia do Rio Piquiri.....	18
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 Ponto de Coleta	21
3.2 Medição da Vazão Líquida.....	22
3.3 Métodos de Medida para Sedimentos em Suspensão.....	24
3.4 Equipamento Utilizado na Coleta de Sedimentos em Suspensão.....	26
3.4.1 Amostrador USD-49.....	27
3.5 Análise do Material em Laboratório	27
3.5.1 Análise pelo Processo de Filtragem e Evaporação.....	28
3.6 Cálculo da Descarga Total de Sedimentos	28
3.7 Elaboração da Curva-chave.....	29
3.8 Análise dos Dados da ANA.....	29
3.9 Análise da Qualidade de Água.....	30

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
4.1	Curva-chave da Vazão.....	31
4.2	Curvas-Chave de Sedimento	34
4.3	Análise dos Dados da ANA.....	38
4.4	Nitrogênio, Nitrito e Nitrato.....	40
4.5	Fósforo.....	44
4.6	Condutividade Elétrica	45
4.7	Potencial Hidrogeniônico (pH)	46
5	CONCLUSÕES.....	48
	REFERÊNCIAS.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Classificação da concentração de sedimento em suspensão.....	7
Tabela 2 -	Cálculo da vazão do Rio Piquiri - dezembro de 2007	32
Tabela 3 -	Dados de cota e vazão obtidos durante o período de estudo	33
Tabela 4 -	Valores de vazão (Q), concentração de sedimentos em suspensão (C _{ss}) e descarga sólida diária produzida pela bacia (Q _{ss}).....	34

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Piquiri no estado do Paraná.	19
Figura 2 -	Bacia do Rio Piquiri com o ponto de amostragem em destaque..	21
Figura 3 -	Molinete hidrométrico MLN-07 acoplado ao lastro e guincho, para medição de vazão (Laboratório de Hidrossedimentologia).	22
Figura 4 -	Guincho hidrométrico com molinete hidrométrico acoplado (Laboratório de hidrossedimentologia).....	23
Figura 5 -	Detalhe do cabo de aço graduado sobre toda a extensão do rio.	24
Figura 6 -	Concentração do sedimento em função da profundidade.....	25
Figura 7 -	Amostragem pelo método de Igual Incremento de Largura (IIL)..	26
Figura 8 -	Amostrador utilizado para coleta de sedimentos em suspensão USD – 49 com detalhe da garrafa de coleta da mistura água/sedimento (Laboratório de Hidrossedimentologia).....	27
Figura 9 -	Curva-chave da vazão em função da cota.....	33
Figura 10 -	Curva-chave entre a vazão o rio e a concentração de sedimentos em suspensão.....	36
Figura 11 -	Curva-chave entre a vazão do rio e a descarga total diária de sedimentos.....	37
Figura 12 -	Curva-chave da relação turbidez e sedimentos em suspensão...	38
Figura 13 -	Relação entre as vazões observadas nas coletas e vazões estabelecidas pela ANA.	39
Figura 14 -	Curva-chave da concentração de sedimentos em suspensão elaborada a partir dos dados da ANA.	40
Figura 15 -	Variação do parâmetro nitrogênio total e sua relação com a vazão.	41
Figura 16 -	Variação do parâmetro nitrito e sua relação com a vazão.	42
Figura 17 -	Variação do parâmetro nitrato e sua relação com a vazão.	43
Figura 18 -	Variação do parâmetro fósforo e sua relação com a vazão.	45

Figura 19 - Variação do parâmetro condutividade elétrica em função da vazão.	46
Figura 20 - Variação do parâmetro pH em função da vazão.....	47

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar os parâmetros hidrossedimentológicos, avaliar os dados hidrológicos da Agência Nacional das Águas (ANA) e os parâmetros físico-químicos da água da estação Ponte do Piquiri, relacionando-os aos sistemas de uso do solo da bacia. Foram monitorados os parâmetros de vazão do rio, concentração de sedimentos em suspensão e os parâmetros de qualidade de água, nitrogênio total, nitrito, nitrato, fósforo, pH, turbidez e condutividade elétrica durante o período de Agosto de 2007 a Abril de 2008 na estação Ponte do Piquiri, município de Ubatã, BR-369. Determinaram-se as curvas-chave de vazão ($R^2=0,99$), concentração de sedimentos em suspensão ($R^2=0,95$), carga total diária de sedimentos ($R^2=0,98$) e turbidez em função de sedimentos em suspensão ($R^2=0,94$), sendo que todas apresentaram bons ajustes. Os resultados indicaram que pode ser classificada em muito baixa a moderada a produção de sedimentos da bacia. A análise das vazões estabelecidas pela ANA demonstraram variações de volume quando comparadas aos valores do presente estudo. A análise dos dados de concentração de sedimentos em suspensão da série da ANA demonstrou um ajuste muito baixo de sua correlação. A análise físico-química indicou uma boa qualidade de água da bacia, pois os parâmetros não ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução 357/2005 – CONAMA para rios de Classe II. Pode-se concluir que a bacia encontra-se em condições ambientais satisfatórias e que os métodos conservacionistas de uso do solo empregados na bacia contribuem para a manutenção da qualidade da água.

Palavras-chave: sedimento em suspensão, vazão, curva-chave.

ABSTRACT

HIDROSEDIMENTOLOGIC STUDIES AND OF WATER QUALITY IN PIQUIRI RIVER

The objective of this paper was to evaluate the hidrossedimentologic parameters, evaluate the hidrologic dates of the ANA (National Agency of the Waters) and the parameters physic-chemical of the water of the station Bridge of Piquiri, and relating them to the systems of the soil use of the basin. They were monitored the parameters of the flood, concentration of suspension sediments and the water quality parameters, total nitrogen, nitrite, nitrate, phosphorus, pH, turbidity and electrical conductivity, during the period of August of 2007 to April of 2008 in the station Bridge of Piquiri, town of Ubatã, BR-369. They determined the rating curve of flood ($R^2=0,99$), concentration of suspension sediment ($R^2=0,95$), total day discharge of sediments ($R^2=0,98$) and turbidity in function of suspension sediments ($R^2=0,94$), being that all presented good settlements. The results indicated that can be classified in a very decrease it moderated the output of sediments of the basin. It analyzes of the river discharge established by the ANA showed variations of flood when compared to the values of the present study. The analysis of the suspension sediments concentration of the ANA data series showed a settlement very under its correlation. The physical analysis indicated a good quality of water of the basin, therefore the parameters did not surpass the limits established by the Resolution CONAMA n^o 357/05. It is able to conclude that the basin finds-itself in satisfactory environmental conditions and that the conservation approaches of use of soil employees in the basin contribute for the maintenance of the quality of the water.

Keywords: suspension sediment, flood, rating curve.

1 INTRODUÇÃO

A água é considerada um bem de valor inestimável em todo o mundo e é o componente principal de toda a matéria viva e fundamental para a sua preservação. Várias regiões sofrem com a sua escassez, provocada pelo aumento de consumo e também pela falta de preservação da qualidade da água existente.

Para o Brasil, que possui uma disponibilidade hídrica superficial estimada em 8.160 km³/ano, equivalente a cerca de 18% do total de todo o globo terrestre, o conhecimento quantitativo e qualitativo desse recurso natural, de inestimável valor social, econômico e ambiental, é fundamental para o desenvolvimento do país e para a preservação de sua natureza.

O desenvolvimento do Estado do Paraná, a partir da década de 1950, foi fortalecido pelos incentivos governamentais aos produtores rurais, subsidiando a derrubada das florestas e a colonização, visando à produção de alimentos, porém sem considerar a preservação ambiental e contribuindo significativamente para a degradação dos rios.

Nos últimos anos, preocupado com a estagnação da produção agrícola e com os processos de degradação dos recursos naturais, solo e água, o Estado vem buscando, por meio de alternativas tecnológicas de manejo e conservação do solo, a superação desses problemas, cujas principais práticas empregadas incluem terraceamento, readequação de estradas rurais, adubação verde e plantio direto.

No cultivo de grãos, há uma intensa produção da soja cultivada no período do verão, ficando em segundo plano a cultura do milho, que se apresenta, também, como ótima opção de safrinha, após o cultivo da soja, e cultivo do trigo que se apresenta como opção importante de cultura de inverno, proporcionando ao produtor a rotação de culturas. Em geral, ocorrem duas safras anuais por propriedade, em alguns casos, chegando até a três safras.

Os problemas relacionados ao meio ambiente iniciaram concomitantemente com o desenvolvimento econômico. Grande parte da região teve suas florestas substituídas por áreas agrícolas e urbanas, restando poucos locais com remanescentes de floresta nativa, representados por parques, pequenos quadros em propriedades privadas e fundos de vale.

O uso agrícola intensivo do solo e a ocupação urbana desordenada trouxeram vários problemas ambientais para a bacia do Rio Piquiri com poluição e assoreamento de rios e mananciais. Os problemas de erosão de solo começaram a ser corrigidos no final dos anos 80, com o emprego do sistema de microbacia e plantio direto para evitar que ocorresse o escoamento superficial. Mesmo com esse trabalho de recuperação, ainda ocorrem aportes consideráveis de sedimento e poluentes, tanto dos sistemas agrícolas como urbanos, resultando em alto grau de poluição difusa dos recursos hídricos. A bacia hidrográfica do Piquiri está entre as unidades hidrográficas do Estado com maior suscetibilidade à erosão e à produção de sedimentos.

A produção de sedimentos e poluentes dentro de uma bacia hidrográfica atinge quase sempre sistemas de bacias a sua jusante. A bacia hidrográfica do Rio Piquiri faz parte da bacia hidrográfica do rio Paraná, desaguando cerca de 30 km acima do início do Reservatório de Itaipu. Os sedimentos produzidos na bacia que não são depositados ao longo do curso do rio são carregados até o Rio Paraná e, posteriormente, depositados no reservatório causando sérios problemas de assoreamento e, futuramente, podem causar a diminuição do potencial de geração de energia da hidrelétrica de Itaipu. Os poluentes também causam diversos problemas dentro da bacia como a eutrofização de ambientes, principalmente no reservatório onde os nutrientes irão se concentrar.

As agroindústrias e granjas podem ser consideradas significativos sistemas de poluição pontual e difusa. Todos os dejetos de agroindústrias são lançados nos recursos hídricos da bacia, e, mesmo com tratamento prévio, podem apresentar cargas de poluentes. As granjas utilizam os dejetos como fertilizantes aplicados sobre o solo nos períodos entre os cultivos, alavancando assim o potencial produtivo do solo. Essa utilização pode gerar prejuízos ambientais, se não for realizada corretamente. Os dejetos podem ser lixiviados até mananciais ou, ainda, percolar e atingir lençóis freáticos.

A presença de nutrientes na água e no sedimento que é carregado pelo rio pode demonstrar o grau de poluição que está sendo gerado pela bacia e se os sistemas de prevenção de escoamento das áreas agrícolas são eficazes.

O estudo e conhecimento das condições quali-quantitativas das bacias hidrográficas da região justifica-se pela preocupação ambiental vigente. Os esforços para a conservação e recuperação dos ambientes decorrem da necessidade de se ter o conhecimento prévio das condições ambientais, determinando-se assim quais ações devem ser tomadas.

Dentro do contexto exposto, foram estabelecidos como objetivos deste trabalho: avaliar os parâmetros hidrossedimentológicos da bacia do Rio Piquiri; avaliar os dados hidrológicos da Agência Nacional das Águas (ANA) e os parâmetros físico-químicos da água em relação aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 para rios de Classe II da estação Ponte do Piquiri, e, assim, determinar a eficiência dos sistemas de uso do solo da bacia.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Hidrossedimento

O Brasil, com cerca de 97% de sua energia elétrica gerada por aproveitamento hidrelétrico, enfrenta atualmente uma grande crise no setor, defrontando-se com reservatórios em níveis operacionais limitantes. Um dos motivos desta perda da capacidade de geração de energia hidrelétrica é o assoreamento dos reservatórios. Um grande número de reservatórios brasileiros encontra-se total ou parcialmente assoreado, principalmente os de pequeno e médio porte (VILHENA, ROIG; MENESES, 2003).

A sedimentometria é um estudo de extrema relevância para a preservação dos recursos hídricos e item fundamental para tomada de decisão em sistemas de recuperação dos corpos d'água.

Segundo MACHADO & VETOTORAZZI (2003), os processos hidrológicos associados ao uso e manejo da terra exercem, claramente, um papel dominante na produção e transporte de sedimentos.

Com o aumento excessivo da concentração de sólidos e da descarga sólida nos mananciais, pode ocorrer com o tempo, o assoreamento que, além de modificar ou deteriorar a qualidade da água, a fauna e a flora (CARVALHO *et al.*, 2000), provoca o decréscimo da velocidade da água (CURI *et al.*, 1993), resultando, também, em redução da disponibilidade hídrica.

Os sedimentos são, provavelmente, o mais significativo de todos os poluentes em termos de sua concentração na água, e de impacto no uso da água e seus efeitos no transporte de outros poluentes, conforme BROOKS *et al.* (1991) citados por MACHADO & VETORAZZI (2003).

Segundo AQUINO, CARVALHO & DOMINGUEZ (2004), os sedimentos não são exclusivamente prejudiciais ao ambiente aquático. Em certos locais as

suas cargas mantêm a dinâmica do ambiente e seus processos naturais. A jusante de reservatórios ocorre à redução da carga de sedimentos e alterações na dinâmica do local e mudanças no curso d'água, devido a processos de erosão.

De acordo com MORO (2005), a quantidade total de material removido em uma bacia hidrográfica é conhecida como erosão bruta ou erosão total, que inclui material particulado e dissolvido. Contudo, nem todo o material destacado do seu local de origem é carregado para fora da bacia, dados o grau de seletividade de grãos que cada modalidade de erosão apresenta no processo de erosão e transporte de sedimentos e a dinâmica hidrológica dos canais de drenagem da área em questão. A erosão referente apenas ao sedimento transportado para fora da área de drenagem é denominada erosão efetiva.

As cargas de sedimentos intemperizados são carregadas pelos rios de três maneiras (PAIVA *et al.*, 2001a): suspensão: representada pelas partículas de silte e argila que se conservam em suspensão no fluxo da água; carga de leito: representada pelas partículas de areia, cascalho ou fragmentos de rocha que rolam, deslizam ou saltam ao longo do leito do rio; dissolvidas: representada pelos constituintes intemperizados das rochas que são transportados em solução química no fluxo d'água.

Segundo BORDAS & SEMMELMANN (1997), o ciclo hidrossedimentológico é composto pelos processos de desagregação, separação ou erosão, transporte, decantação (ou sedimentação), deposição e consolidação dos sedimentos.

O desenvolvimento econômico do meio rural brasileiro, nas últimas décadas, tem-se caracterizado pela falta de planejamento em relação ao uso sustentável dos recursos naturais de água e solo. De acordo com SANTOS *et al.* (2001), para cada quilograma de grão produzido, o país perde entre 6 e 10 quilogramas de solo por erosão.

SAUNITI, FERNANDES & BITTENCOURT (2004) demonstraram que ocorre um aumento acentuado na erosão do solo em áreas cuja cobertura vegetal foi removida e ocupada por pastagens e atividades agrícolas.

As partículas erodidas podem estar impregnadas com agroquímicos e contaminar as águas dos rios, além de provocar o desaparecimento de mananciais e acentuar os processos de inundação (GUERRA; CUNHA, 1994).

As atividades humanas são uma profunda influência para a erosão das margens dos rios. Sob determinadas circunstâncias, as taxas de erosão são 100 vezes maiores, quando há interferência humana no local, do que seria normalmente, considerando-se somente em termos geológicos. A erodibilidade do material natural recebe forte interferência de perturbações na estrutura do solo por tratamento inadequado, seja em práticas agrícolas ou em uso para obras de engenharia. A camada protetora do solo (vegetação) é enfraquecida por fogo, corte, aração, etc. Além de produzir sedimentos de forma prejudicial, a erosão causa sérios prejuízos às terras agricultáveis, reduzindo a fertilidade e a produtividade do solo (CARVALHO *et al.*, 2000)

De acordo com CARVALHO *et al.* (2000), a descarga sólida total pode ser obtida pelos seguintes processos: (i) soma da descarga em suspensão com a descarga de arraste e mais uma parcela que considera a descarga não-amostrada; (ii) soma do material fino com descarga do material do leito; (iii) processo de cálculo pelo método modificado de Einstein, para o qual é necessária à amostragem e análise granulométrica do material em suspensão e do leito e (iv) processo de cálculo pelo método simplificado de Colby.

Existem diversos métodos em sedimentometria, que podem ser classificados como métodos diretos e indiretos. No Brasil, a sedimentometria tem sido realizada por amostragem de sedimento, análise no laboratório e cálculos de obtenção da descarga sólida, procedimento que é considerado um dos métodos indiretos. Uma das razões da utilização dessa metodologia é o uso dos equipamentos para amostragem de sedimento da série norte-americana, adotados também em muitos outros países, que proporcionam relativa facilidade de uso, alguns da série fabricados no Brasil (CARVALHO *et al.*, 2000).

2.2 Concentração de Sedimentos na Água

CARVALHO (1994) definiu o sedimento como sendo a partícula derivada da rocha, ou de materiais biológicos, que podem ser transportados por fluído.

LIMA *et al.* (2004) classificaram a concentração de sedimentos em suspensão, segundo os parâmetros apresentados na Tabela 1:

Tabela 1 - Classificação da concentração de sedimento em suspensão

Classificação	Css (mg/l)
Muito baixa	<50
Baixa	50 a 100
Moderada	100 a 150
Alta	150 a 300
Muito alta	>300

MATOS, DAVID & PAVÃO (1998) apresentaram uma comparação entre valores de zona urbana e rural que, no caso de sólidos suspensos, os valores médios são de 26 mg.L⁻¹ na zona rural e 220 mg.L⁻¹ na zona urbana. No entanto, esses valores podem ser bastantes variáveis. GOMES & CHAUDHRY (1979) citados por PAIVA *et al.* (2001b) encontraram em duas pequenas bacias hidrográficas de São Carlos, SP, concentrações de sólidos totais variando de 171 mg.L⁻¹ a 3499 mg.L⁻¹. DE LUCA, MILANO & IDE (1991) observaram que a drenagem pluvial de uma bacia de 1,8 ha na área urbana de Porto Alegre era mais rica em materiais minerais. Neste caso, a concentração de sólidos totais variou de 160 a 10225 mg.L⁻¹, com média de 1522 mg.L⁻¹.

Resultados obtidos em bacias hidrográficas rurais em Santa Maria, conforme BRANCO (1998), mostraram uma variação de 20 a 1200 mg.L⁻¹ para a concentração de sedimentos medida, enquanto PAIVA, PAIVA & PARANHOS (2000) apresentam valores que chegam a atingir 11000 mg.L⁻¹, para a mesma região.

LIMA *et al.* (2004) encontraram valores de concentração média de sedimentos variando entre 9 mg.L⁻¹ para uma vazão de 10.981 m³.s⁻¹ até

326 mg.L⁻¹ para uma vazão de 2.700 m³.s⁻¹, estudando a produção de sedimentos da bacia Araguaia/Tocantins.

PAIVA *et al.* (2001b), estudando uma pequena bacia hidrográfica em urbanização encontraram valores variando entre um máximo observado de 8455 mg.L⁻¹ e mínimo de 506 mg.L⁻¹, nos eventos chuvosos. Os valores médios observados foram de 2596 mg.L⁻¹.

LOPES *et al.* (2005) analisaram as cargas de sedimentos em várias estações ao longo do Rio Iguaçu, PR, tendo encontrado concentrações mínima de 19 mg.L⁻¹, máxima de 101 mg.L⁻¹ e média de 33 mg.L⁻¹. Os autores salientaram que estas baixas concentrações estão relacionadas à presença de vários reservatórios ao longo do rio que retém a carga de sedimentos.

Os autores fazem, também, uma comparação das concentrações de sedimentos com outros rios de bacias próximas, onde verificaram que dois rios que não apresentam reservatórios em seu percurso apresentaram concentrações médias bastante superiores aos que apresentam reservatórios. Na comparação os rios Iguaçu e Paranapanema que possuem reservatórios em seu percurso apresentaram concentrações médias de 33 e 26 mg.L⁻¹, respectivamente. Os rios Ivaí e Piquiri que não possuem reservatórios em seu percurso e apresentaram concentrações médias de 160 e 99 mg.L⁻¹, respectivamente.

2.3 Bacias Hidrográficas

A bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico, em que a entrada corresponde ao volume de água precipitado e a saída ao volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes transpirados e evaporados e também os infiltrados profundamente (TUCCI, 2001).

COELHO NETO (1994) descreveu a bacia hidrográfica como uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para a saída comum em um determinado ponto de um canal fluvial.

Segundo MOTA (1995), a bacia hidrográfica compreende a área geográfica que drena suas águas para um determinado recurso hídrico. A qualidade de água de um manancial, depende dos usos e atividades desenvolvidas em toda a área.

ODUM (1998) conceituou a bacia hidrográfica como um sistema aberto, cujo funcionamento e estabilidade relativa, ao longo dos anos, refletem as taxas de influxo e os ciclos de energia da água e de materiais ao longo do tempo.

As bacias hidrográficas são segmentos do meio ambiente definidas no espaço e reconhecidas em função de características e propriedades que sejam razoavelmente estáveis ou ciclicamente previsíveis, incluindo aquelas da atmosfera, do solo, do substrato geológico, da hidrologia e do resultado do sistema de ocupação do solo (RAMOS *et al.* 1989).

Uma bacia deve ser entendida como sistema geomorfológico drenado por cursos de água ou por um sistema de canais conectados que convergem, direta ou indiretamente, para um rio principal ou para um espelho de água, constituindo-se, assim, em uma unidade sistêmica ideal para o planejamento do manejo integrado dos recursos naturais (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

MAKSIMOVIC (2001) alertou que as bacias devem ser usadas como unidade de planejamento e gerenciamento não só da água, mas também de outros recursos e atividades econômicas e humanas, em que qualquer intervenção deve ser estudada e avaliada suas conseqüências e benefícios para a bacia.

O limite da bacia hidrográfica é conhecido como divisor de águas ou divisor de drenagem.

As bacias hidrográficas vem tomando cada dia mais espaços nas pesquisas relacionadas aos recursos hídricos. Atualmente, tem se dado especial atenção a todos os processos que ocorrem dentro do espaço físico drenado pelo corpo hídrico e não apenas às características do corpo hídrico.

2.4 Processos Erosivos

Os detritos (sólidos) transportados pelos cursos de água têm origem, principalmente, na erosão superficial do solo. As gotas de chuvas, caindo na superfície do solo, desagregam as suas partículas, removendo-as. Esse processo é tão mais intenso quanto menor a cobertura vegetal, maior a intensidade da chuva, maior o grau de declive e maior for a susceptibilidade do solo à erosão (RANIERI *et al.* 1998).

A intensidade da erosão está fortemente associada à erosividade das chuvas, à erodibilidade do solo, ao comprimento da rampa e grau do declive das vertentes, às características do solo e ao seu uso e manejo. Os sedimentos removidos de uma bacia durante chuva intensa podem ficar depositados em um alvéolo fluvial e ali permanecerem até outra precipitação, quando serão transportados para jusante (LOPES, 1980).

Verifica-se que a erosão hídrica é resultante da ação de diversos fenômenos que modificam as condições normais de uma bacia e que a artificialização não controlada do meio ambiente é o principal fator que acelera esse processo, pois, ao retirar a cobertura vegetal para introduzir lavouras, construir estradas, realizar obras de terraplanagens, obras fluviais, etc., contribui-se decisivamente para a maior desagregação de sólidos e, conseqüentemente, para o maior transporte.

A erosão laminar é um dos tipos de erosão mais importantes, porém dificilmente perceptível. O início desse fenômeno ocorre quando as gotas de chuva, ao se precipitarem sobre o solo, rompem seus grânulos e torrões transformando-os em pequenas partículas e diminuindo a capacidade de infiltração do terreno (RESENDE; ALMEIDA, 1985). O impacto das gotas sobre o solo abre pequenas crateras e partículas são desprendidas e lançadas a 1,0 m de altura e 1,5 m de raio de distância. BERTONI & LOMBARDI NETO (1990) comentaram que pesquisadores têm constatado que em uma única chuva pode ocorrer o desprendimento de mais de 200 toneladas de partículas de solo por ha.

2.5 Contribuição Erosiva dos Sistemas Agropecuários

Áreas descobertas e fisicamente degradadas, típicas de sistemas convencionais de preparo de solo, sofrem alta erosão hídrica em decorrência da energia de impacto das gotas da chuva que desagregam e transportam partículas de solo, principalmente pelo salpicamento (REICHERT; CABEDA, 1992), provocam selamento superficial (DULEY, 1939 citado por GUADAGNIN *et al.*, 2005), diminuem a infiltração de água e aumentam a enxurrada (BERTOL, 1995; SCHICK *et al.*, 2000 citados por GUADAGNIN *et al.*, 2005). Essas áreas apresentam elevada susceptibilidade ao sulcamento do solo pela enxurrada, o que também favorece a erosão hídrica. Áreas cobertas com resíduos vegetais, como nos sistemas conservacionistas de preparo de solo, por outro lado, sofrem baixa erosão hídrica. A cobertura superficial dissipa a energia da chuva e, em parte, da enxurrada, protege a superfície do solo do selamento e, assim, aumenta a infiltração e diminui a enxurrada e a erosão hídrica (COGO, 1981; BERTOL, 1995 citados por GUADAGNIN *et al.*, 2005).

A elevada consolidação do solo nesses sistemas aumenta sua resistência ao sulcamento, o que também dificulta a erosão hídrica. A erosão hídrica do solo ocasiona perda de nutrientes e contaminar os mananciais e outras áreas fora do local de origem da erosão (FAVARETTO, 2002).

O plantio direto constitui-se num sistema de implantação de culturas sem o revolvimento do solo protegido por cobertura morta, proveniente de restos culturais, coberturas vegetais com esta finalidade e plantas daninhas controladas por métodos químicos.

BEUTLER *et al.* (2003) demonstraram uma redução de 80% na perda de solo em sistemas conservacionistas, quando comparados aos sistemas convencionais. DANIEL *et al.* (1994) relataram que pastagens e solos cultivados sem preparo têm muito baixa erosão hídrica e conseqüente baixa produção de sedimento. Segundo BROOKS *et al.* (1991) citados por MACHADO *et al.* (2003), o pastoreio em condições adequadas normalmente não aumenta a quantidade de sedimentos nos corpos d'água após chuvas intensas, mas o pastoreio intensivo, em terrenos inclinados e solos frágeis, pode causar sérios problemas erosivos. Ainda segundo estes autores, a

produção de sedimentos aumenta quando a área ripária também é utilizada como pastagem, o que leva à erosão das margens dos rios e à deposição dos sedimentos diretamente no leito do rio. A erosão proveniente das áreas cultivadas responde por cerca de 38%, enquanto a erosão proveniente de pastagens responde por cerca de 26% dos sedimentos que atingem os corpos d'água nos EUA (USDA, 1991 citado por MACHADO *et al.* 2003).

2.6 Contaminação dos Recursos Hídricos

Os poluentes resultantes do deflúvio superficial agrícola são constituídos de sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais. Para as condições brasileiras, não se tem quantificado o quanto esses poluentes contribuem para a degradação dos recursos hídricos (MERTEN; MINELLA, 2002).

O Brasil é um grande produtor e exportador de produtos agrícolas. A única forma de aumentar a renda dos produtores é a agregação de valor ao produto, por meio de processamentos agroindustriais. Este tipo de indústria produz grande quantidade de efluentes, com variáveis graus de contaminação (NAIME; GARCIA, 2005).

A utilização de fertilizantes e agroquímicos para o aumento da produtividade, correção do solo e combate a pragas pode, com o decorrer dos anos, causar a degradação química do solo por acúmulo de elementos e compostos tóxicos.

A deficiência de micronutrientes nos solos agrícolas representa uma preocupação crescente, com tendência a se acentuar num futuro próximo. O cultivo em solos de baixa fertilidade, a calagem e o aumento da produtividade, são fatores que têm favorecido o aumento das deficiências de micronutrientes. Comprovada a deficiência de micronutrientes, o agricultor procura suprir a falta destes elementos com a aplicação de fertilizantes específicos. Estes produtos são comercializados com grande diversidade de nutrientes, no mínimo dois,

embora possam ser encontrados com teores de nutrientes bem elevados (GONÇALVES JUNIOR, LUCHESE & LENZI, 2000).

A agricultura convencional, praticada pela maioria dos agricultores, geralmente faz uso maciço de insumos agrícolas. Estes, além de aumentar os custos de produção, podem causar contaminação das águas superficiais e subterrâneas, comprometendo, assim, a utilização deste recurso natural, imprescindível à humanidade (MERCANTE, URIBE-OPAZO; SOUZA, 2003).

A contaminação dos solos em áreas agricultáveis podem causar um processo de contaminação dos recursos hídricos da bacia, através da erosão do solo que atinge os rios.

Nos Estados Unidos, admite-se que 50% a 60% da carga poluente que contamina os lagos e rios, respectivamente, são provenientes da agricultura (GBUREK; SHARPLEY, 1997).

MERTEN & MINELLA (2002) destacaram que existe um consenso geral que a atividade agropecuária rege uma importante função na contaminação dos mananciais, sendo uma atividade com alto potencial degradador, e que a qualidade da água é um reflexo do uso e manejo do solo da bacia hidrográfica em questão.

A degradação dos mananciais, proveniente do deflúvio superficial agrícola, ocorre, principalmente, devido ao aumento da atividade primária das plantas e algas em decorrência do aporte de nitrogênio e fósforo proveniente das lavouras e da produção animal em regime confinado (MERTEN; MINELLA, 2002).

Para MOTA (1995), os usos e atividade rurais insustentáveis provocam alterações no ambiente natural, com reflexos sobre os recursos hídricos. Os desmatamentos, os movimentos de terra e a poluição resultante do uso de pesticidas e fertilizantes são exemplos de alterações ambientais que podem ocorrer no meio rural. Assim, o controle da quantidade e qualidade dos recursos hídricos depende do disciplinamento do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, os quais devem ser feitos de modo a provocarem alterações compatíveis com os mananciais, em função dos seus usos.

Para MACIEL *et al.* (2000), um fator importante que contribui para a poluição e contaminação dos cursos d'água, conferindo risco a saúde humana pela água, refere-se à ocupação dos espaços rurais e urbanos que são

realizadas sem um adequado planejamento, visando ao equilíbrio entre o ambiente e sua utilização. Como consequência da ocupação desordenada tem-se a supressão da vegetação, compactando e impermeabilizando o solo, o que impede a infiltração e recarga dos cursos d'água. Tem-se, também, a produção e o carreamento de resíduos para os rios, comprometendo a conservação da água em termos de quantidade e qualidade.

A poluição causada pela agricultura pode ocorrer de forma pontual ou difusa. A pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, pela qual grandes quantidades de dejetos são produzidos e lançados diretamente no ambiente ou aplicados nas lavouras. A poluição difusa é aquela causada principalmente pelo deflúvio superficial, a lixiviação e o fluxo de macroporos que, por sua vez, estão relacionados com a propriedades do solo como infiltração e porosidade. (MERTEN; MINELLA, 2002).

Na região Sul da Suécia, em locais onde se pratica a agricultura com a aração do solo a contribuição da agricultura no processo de poluição dos rios chega a atingir níveis de 97% do Nitrogênio e 90% do fósforo, do total destes nutrientes que atingem os rios na forma da poluição difusa (ULÉN; FOLSTER, 2007).

NAKANO *et al.* (2007) relataram que a poluição do Lago Biwa no Japão era causada, principalmente, por fontes não pontuais.

CAVENAGHI *et al.* (2005) ressalta que o grande aporte de nutrientes que acabam chegando aos corpos hídricos, pela erosão, esgotos domésticos e descarte de resíduos industriais, provocam a eutrofização do meio, favorecendo ainda mais o desenvolvimento das plantas aquáticas. Os elementos fósforo e nitrogênio são responsáveis em grande parte pela eutrofização de corpos hídricos e se encontram em níveis cada vez mais elevados no meio ambiente (SMITH, TILMAN; NEKOLA, 1999). Nos sedimentos dos corpos hídricos estão, também, grandes concentrações de nutrientes passíveis de liberação para coluna d'água, principalmente fósforo, o que acaba ocorrendo quando a parte inferior se encontra com baixa concentração de oxigênio ou mesmo anaeróbica (ESTEVES, 1998; DE FELIPPO *et al.*, 1999 citados por CAVENAGHI *et al.*, 2005).

2.7 Nitrogênio

ESTEVES (1998) considerou o nitrogênio um dos elementos mais importantes para o metabolismo de ecossistemas aquáticos, devido a sua participação na formação das proteínas, porém em baixas concentrações atua como fator limitante. O nitrogênio ocorre na água sob diversas formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico, amônia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

A Resolução 357/2005 – CONAMA estabelece, para rios de Classe II, níveis máximos para duas formas de nitrogênio encontradas nos ambientes aquáticos: nitrito (NO_2^-) – 1 mg.L^{-1} e nitrato (NO_3^-) – 10 mg.L^{-1}) (CONAMA, 2005).

As inclusões de nitrogênio no meio aquático podem ser feitas por: a) precipitação sobre a coluna de água; b) fixação do nitrogênio na água e no sedimento; c) por escoamento superficial e aporte de sedimentos (WETZEL, 2001).

O nitrogênio é o principal nutriente limitante para o desenvolvimento das plantas na maioria dos solos agrícolas do mundo. Por essa razão, as culturas apresentam boa resposta à fertilização nitrogenada (MUCHOVEJ; RECHCIGL, 1994 citados por FRITZSONS *et al.*, 2001). Para DZIKIEWICZ (2000), o nitrogênio excedente da agricultura é emitido para a atmosfera ou transportado na superfície do solo para as águas superficiais ou subterrâneas sob diversas formas.

2.8 Fósforo

ESTEVES (1998) relatou que o fósforo é o principal fator limitante para a produtividade das águas continentais e também o principal responsável pela eutrofização artificial. TUNDISI & SAIJO (1997) ressaltam que deve ser dada

especial atenção ao parâmetro fósforo por ser este o principal responsável pelo processo de eutrofização e por ser um indicador de interferência antropogênica.

Segundo WETZEL (2001), em comparação com outros nutrientes, o fósforo é o menos abundante e o maior responsável pela limitação da produtividade primária.

A presença do fósforo na água se dá de diversas formas. Origina-se naturalmente da dissolução de compostos do solo e da decomposição da matéria orgânica. A origem antropogênica é oriunda dos despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos animais e fertilizantes (VON SPERLING, 1996 citado por AVILLA, 2005).

VAN RAIJ (1991) destacou que os solos brasileiros apresentam grande carência de fósforo, e que os fertilizantes fosfatados adicionados ao solo dissolvem-se e passam a fazer parte do solo.

O suprimento de fósforo para a produção agrícola pode ser feito por meio de fertilizantes químicos ou adubos animais. As perdas de fósforo relativas à aplicação de ambos são, geralmente, maiores nos primeiros eventos de precipitação ocorridos logo após a aplicação dos fertilizantes (DANIEL *et al.*, 1994)

DZIKIEWICZ (2000) relatou que o fósforo em excesso no solo pode ser transportado para as águas superficiais pelos processos de escoamento superficial, erosão hídrica e eólica. Segundo a Resolução 357/2005 – CONAMA, para rios de Classe II a concentração máxima de fósforo é de 0,1 mg.L⁻¹ (CONAMA, 2005).

2.9 Turbidez

A turbidez da água, ao contrário da transparência, reflete de maneira indireta o teor de material orgânico e inorgânico que está em suspensão na água, portanto é uma medida inversa da transparência (WETZEL, 2001).

MACÊDO (2002) definiu a turbidez como uma alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão, que provocam a sua difusão e absorção, sendo estas partículas constituídas por plâncton, bactérias, argilas, silte em suspensão, fontes de poluição que lançam material fino e outros.

Além de materiais suspensos, bolhas de ar também podem causar turbidez. Fatores como granulometria e concentração de partículas, também, influem na variação deste parâmetro.

2.10 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é uma expressão numérica da habilidade de um meio em conduzir corrente elétrica, estando relacionada à concentração total de eletrólitos dissolvidos (íons) em solução, uma vez que a água em si é uma má condutora de corrente elétrica, e o uso da água é comum para expressar a concentração total de sais dissolvidos numa amostra aquosa (QUEIROZ, 2004).

ESTEVES (1998) definiu a condutividade elétrica como a capacidade de uma solução em conduzir a corrente elétrica, em função da presença e concentração de íons nesta solução. Estes íons podem ter origem antropogênica ou naturais pela decomposição de rochas.

IOST (2008) considerou a condutividade elétrica uma variável limnológica importante por fornecer informações sobre o metabolismo do ecossistema aquático e em relação aos fenômenos que ocorrem em uma bacia.

2.11 Potencial Hidrogeniônico (pH)

De acordo com Von Sperling (1996) citado por AVILLA (2005), a denominação pH, refere-se ao potencial hidrogeniônico, que representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , que fornece uma indicação de acidez, neutralidade e alcalinidade da água. Os fatores que podem afetar o pH da água são os despejos domésticos e industriais, pela oxidação da matéria orgânica e despejos de produtos químicos. A faixa de variação do pH é de 0 a 14.

De acordo com a Resolução 357/2005 – CONAMA, para as águas de rios de Classe II o pH pode variar de 6 a 9 (CONAMA, 2005).

ESTEVES (1998) relatou existir uma estreita interdependência entre as comunidades vegetais e animais e o meio aquático quando se relaciona o pH. O autor salientou que biomassa vegetal presente na água produz uma interferência direta nos valores de pH, produzindo grandes alterações neste parâmetro em curto período de tempo.

2.12 Bacia do Rio Piquiri

O Rio Piquiri é um dos principais afluentes da margem esquerda do rio Paraná, nascendo na região centro-sul do estado na localidade do Paiquerê, município de Campina do Simão. Possui extensão de aproximadamente 485 km e a área de drenagem de toda a bacia é de aproximadamente 24.700 km². Possui fortes correntezas, (declividade média de 2,2 m/km), margens muito íngremes e poucas lagoas marginais (WENGRANT, 2007).

A bacia está localizada na região Oeste do Paraná, região de intenso antropismo (LIMA *et al.*, 2004) (Figura 1).

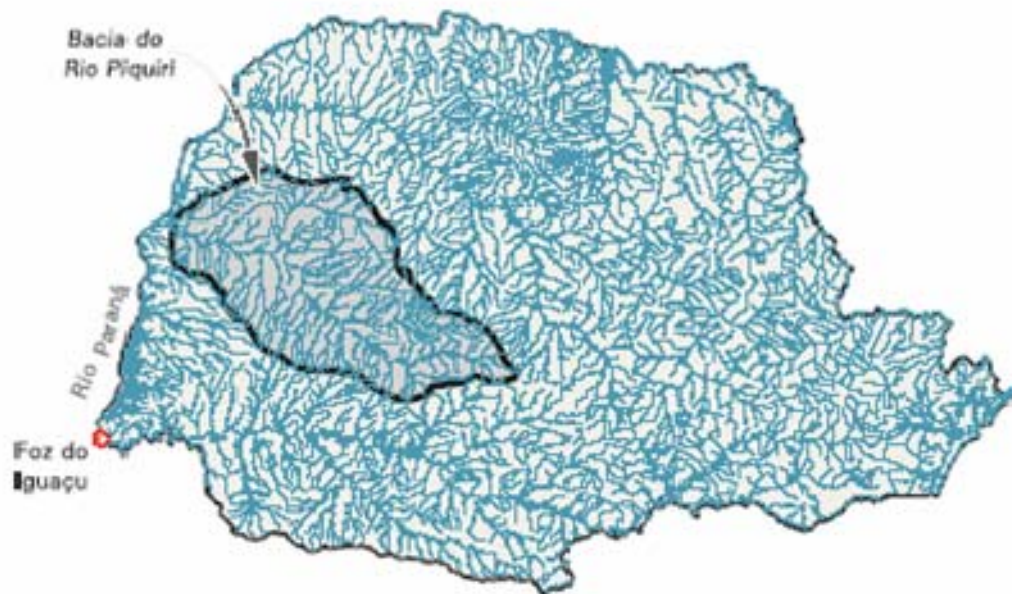


Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Piquiri no estado do Paraná.

Na bacia em estudo, 48,2% da área é ocupada por culturas agrícolas, 34,1% por pastagens e cerca de 20% por vegetação secundária, restando menos de 5% da bacia em áreas naturais (SECRETARIA DE ESTADO DO PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL DO PARANÁ, 1995 citada por LIMA *et al.*, 2004).

Dentre as bacias hidrográficas situadas no Estado do Paraná, a do Rio Piquiri representa um dos últimos ambientes que podem ser utilizados pelas espécies reofílicas para realizar suas migrações reprodutivas (HOLZBACH, 2005).

O Rio Piquiri possui extensão de 484 km e percorre uma região de intensa exploração agrícola. O uso mais importante dos rios que compõem a bacia é para o abastecimento público. As captações de água estão situadas nos afluentes do rio. Um problema grave para a qualidade da água do rio é que apenas 10% dos moradores das cidades que se localizam na bacia é servida por rede de esgoto. A bacia possui considerável contribuição de carga de sedimentos ao reservatório de Itaipu, pois possui intensa atividade agrícola, com duas a três safras ao ano, sendo que em vários pontos as lavouras

aproximam-se das margens do rio e existem várias agroindústrias instaladas dentro da bacia, com atividades variadas.

Segundo dados do Departamento técnico da Cooperativa Agroindustrial União (COAGRU, 2008), que atende às cidades ao longo da região de estudo, o sistema de cultivo predominante na região é o plantio direto, totalizando em torno de 95% do uso deste sistema no plantio da soja e, praticamente, 100% no plantio do milho safrinha. A soja tem como principal época de plantio na bacia o mês de outubro, utilizando adubação com altos níveis de fósforo e potássio e baixos níveis de nitrogênio. O milho safrinha tem o plantio realizado nos meses de fevereiro e março, utilizando adubação com altos níveis de fósforo, potássio e nitrogênio, além de adubação nitrogenada de cobertura.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Ponto de Coleta

A coleta do material foi realizada na estação Ponte do Piquiri localizada na BR – 369 município de Ubatã (Figura 2), latitude 24:31:0 e longitude 53:10:0. (ANA, 2008). A seção da bacia acima da estação possui área de drenagem de 11.303 km². O local onde está instalada a estação apresenta altitude de 310 m.



Figura 2 - Bacia do Rio Piquiri com o ponto de amostragem em destaque.

O local onde foram realizadas as coletas apresenta largura aproximada de 187 m, com fundo rochoso, não possibilitando a coleta de material de leito.

3.2 Medição da Vazão Líquida

Foi realizado um total de sete campanhas de medição de vazão, durante o período de agosto de 2007 a abril de 2008. Para a medição da vazão líquida foi utilizado o método convencional com molinete hidrométrico modelo MLN-07 (Figura 3). A batimetria do rio foi realizada a cada dez metros, num total de 18 verticais ao longo do rio com o auxílio do guincho hidrométrico (Figura 4) acoplado a um lastro. Nestes pontos foram tomados os dados de velocidade do fluxo em dois pontos na vertical, onde o rio tinha profundidade superior à 60 cm, e em um ponto em que a profundidade era inferior a 60cm.

A área foi determinada a partir da largura do rio, tomada com auxílio de cabo de aço graduado e embarcação, e da profundidade (Figura 5).



Figura 3 - Molinete hidrométrico MLN-07 acoplado ao lastro e guincho, para medição de vazão (Laboratório de Hidrossedimentologia).



Figura 4 - Guincho hidrométrico com molinete hidrométrico acoplado (Laboratório de hidrossedimentologia).

As velocidades de cada ponto foram calculadas utilizando-se o número de giros da hélice do molinete (equação 1), pela equação do molinete MLN-07 para a hélice JC 017/06 (equações 2 e 3).

$$N = n^{\circ} \text{ de pulsos} / 40 \text{ segundos} \quad (1)$$

$$V = 0,01641847 + 0,25366065 * N, \text{ para } N < 0,5051 \quad (2)$$

$$V = 0,00233053 + 0,28154932 * N, \text{ para } N > 0,5051 \quad (3)$$

A área de cada seção foi calculada multiplicando-se a profundidade pela largura.

Com os dados da área e velocidade média na vertical foi calculada a vazão de cada seção. As vazões foram somadas para se determinar a vazão total do rio. O método utilizado foi o método da meia seção (SANTOS *et al.*, 2001).



Figura 5 - Detalhe do cabo de aço graduado sobre toda a extensão do rio.

3.3 Métodos de Medida para Sedimentos em Suspensão

O método utilizado para a medição da descarga sólida foi o indireto, com a realização de coletas de material a campo e posterior análise das concentrações em laboratório.

A coleta do material em suspensão foi realizada pelo método de integração na vertical em dois sentidos, descida e subida do equipamento, permitindo a obtenção da concentração e média na vertical, que apresenta variação em função da profundidade (Figura 6).

O equipamento desce e sobe na coluna d'água em uma velocidade de trânsito igual sem tocar o leito do curso de água, coletando até, aproximadamente, 10 cm acima do fundo. A velocidade de trânsito do equipamento é determinada em função da profundidade, velocidade do curso da água e diâmetro do bico que está sendo utilizado. Após a determinação da velocidade de trânsito, foi determinado o tempo de trânsito do equipamento para uma coleta representativa.

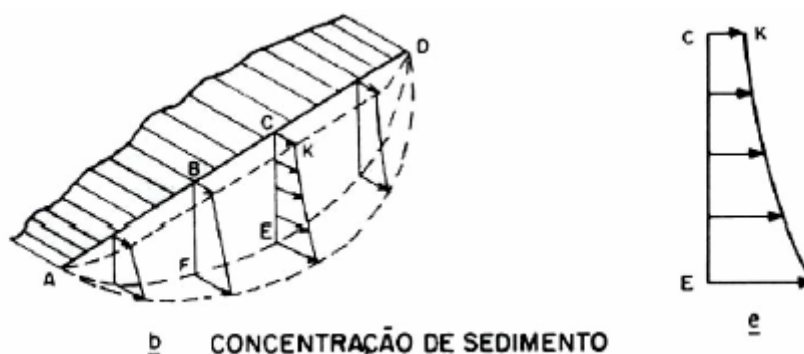


Figura 6 - Concentração do sedimento em função da profundidade.

Fonte: CARVALHO *et al.* (2000).

A velocidade de trânsito para um bico de 1/8" foi determinada pela equação 4 (CARVALHO *et al.*, 2000):

$$V_t = 0,2V_m \quad (4)$$

O tempo de trânsito do equipamento para um bico 1/8" foi determinado pela equação 5 (CARVALHO *et al.*, 2000):

$$T_{mn} = \left(\frac{2p}{V_t} \right) = \left(\frac{2p}{0,2V_m} \right) \quad (5)$$

em que:

- V_t = velocidade de trânsito;
- V_m = velocidade média da corrente;
- T_{min} = tempo de trânsito em minutos;
- p = profundidade do curso d'água.

A amostragem foi realizada em várias verticais para permitir a obtenção de valores médios em toda a seção, uma vez que a distribuição do sedimento é variável em toda a largura e profundidade do rio.

O método de amostragem para a seção transversal do rio foi a de Igual Incremento de Largura (IIL). Neste método, a seção é dividida em uma série de verticais igualmente espaçadas. Em cada vertical se utiliza a amostragem por

integração na vertical com a mesma velocidade de trânsito. Assim, os volumes coletados vão diminuindo nos locais menos profundos (Figura 7). Neste método são necessárias de 10 a 20 amostras.

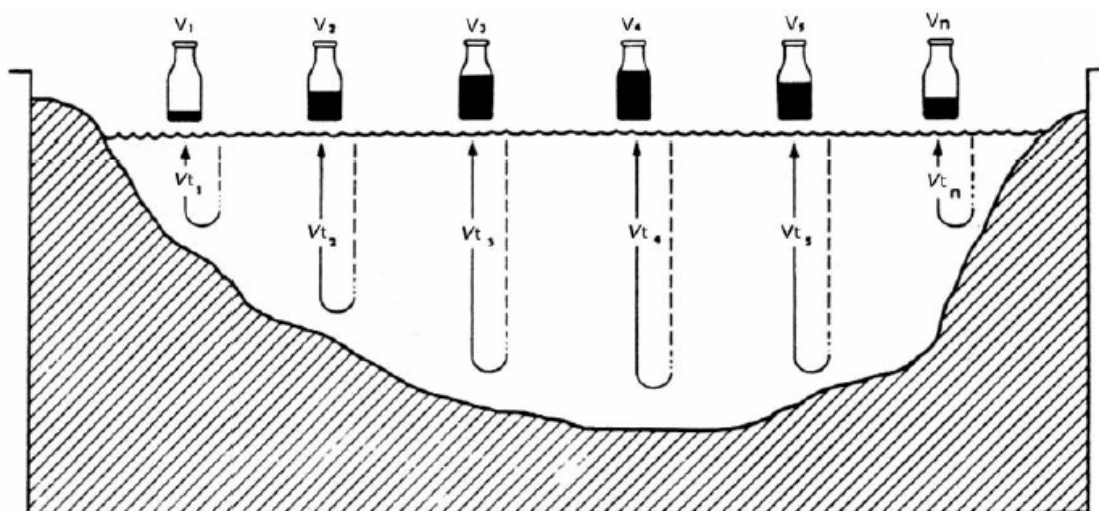


Figura 7 - Amostragem pelo método de Igual Incremento de Largura (IIL).

Fonte: CARVALHO *et al.* (2000).

3.4 Equipamento Utilizado na Coleta de Sedimentos em Suspensão

O amostrador utilizado para a coleta possui uma forma hidrodinâmica para a coleta de material em suspensão, é da série norte-americana, e possui bicos cambiáveis de diâmetros 1/8", 1/4" e 3/16" para velocidades altas, médias e baixas. As denominações determinam a procedência, tipo de uso, uso manual e o número que corresponde ao ano do projeto: US – united states; D – depth; e 49 – 1949.

3.4.1 Amostrador USD-49

Possui forma hidrodinâmica, para uso em suspensão com guincho instalado em canoa. Utiliza os três bicos padrões e garrafa de 0,5 L, podendo coletar sedimentos a profundidades de até 4,5 m (Figura 8).



Figura 8 - Amostrador utilizado para coleta de sedimentos em suspensão USD – 49 com detalhe da garrafa de coleta da mistura água/sedimento (Laboratório de Hidrossedimentologia).

3.5 Análise do Material em Laboratório

Após a chegada do material no laboratório realizou-se a identificação e tomada dos dados volumétricos. As amostras foram acondicionadas em recipientes de vidro liso para que não ocorresse a retenção de sedimento nas paredes do recipiente. As amostras foram armazenadas em ambientes escuros para se evitar a possível proliferação de algas. Para a quantificação do sedimento em suspensão foi utilizado o método da filtragem e evaporação. As análises foram realizadas no laboratório de Hidrossedimentologia e Laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE, *Campus* de Cascavel.

3.5.1 Análise pelo Processo de Filtragem e Evaporação

O método que utiliza a análise pelo processo de filtragem e evaporação é indicado para análises de amostras que apresentam concentrações menores de 200 mg.L⁻¹ de sedimentos em suspensão (CARVALHO, 1994). Inicialmente, reduziu-se a amostra pelo repouso por tempo pré-determinado e retirada do excesso de líquido isento de sedimento. A amostra água-sedimento reduzida foi filtrada em filtros de fibra de vidro, previamente preparados e pesados em cadinhos de porcelana, com o auxílio de Kitassato e bomba a vácuo. Posteriormente, o cadinho mais filtro foi acondicionado em estufa a 105°C por, aproximadamente, uma hora para secagem. Após a secagem, a amostra foi colocada no dessecador até atingir temperatura ambiente e feita a pesagem em balança analítica de precisão.

3.6 Cálculo da Descarga Total de Sedimentos

Após a determinação da porcentagem de sedimento, calculou-se a descarga total de sedimento em suspensão em função da descarga líquida do corpo d'água pela seguinte equação.

$$Q_{ss} = 0,0864Q.C \quad (6)$$

em que:

0,0864 = Fator de transformação de unidades;

Q_{ss} = Toneladas de sedimento por dia;

Q = Descarga líquida em m³.s⁻¹;

C = Concentração de sedimento na amostra em mg.L⁻¹.

3.7 Elaboração da Curva-chave

Com os dados de vazão do rio e suas devidas cotas elaborou-se a curva-chave de vazão do rio. Com os dados de vazão do rio e concentração de sedimentos em suspensão elaborou-se a curva-chave de sedimentos em suspensão. Finalmente, elaborou-se a curva-chave da descarga sólida total de sedimentos do Rio Piquiri. Os ajustes esperados para a curva-chave são as formas exponencial ou polinomial, sendo que estas são as mais encontradas na literatura.

3.8 Análise dos Dados da ANA

Foi realizada uma análise dos dados de vazão do banco de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) para a estação Ponte do Piquiri. Os dados de cota e vazão compreendem os anos de 1970 até o ano de 2003. Foram tomados dados de vazão para cotas iguais às do presente estudo.

Elaborou-se a curva-chave de concentração de sedimentos em suspensão a partir dos dados da ANA da estação Ponte do Piquiri. Foram utilizados dados que correspondiam aos mesmos meses deste estudo e que compreendiam a mesma faixa de vazão medida. A série de dados compreende os anos de 1982 até 2000. Para a elaboração da curva-chave da concentração de sedimentos em suspensão foram utilizados 43 dados de concentração de sedimentos em suspensão e vazão do rio da estação Ponte do Piquiri.

3.9 Análise da Qualidade de Água

As amostras para a análise da qualidade da água do Rio Piquiri foram coletadas juntamente com as campanhas de medição de vazão e sedimentos em suspensão. Foram analisadas as amostras das sete campanhas.

Para a coleta da amostra utilizou-se o amostrador USD – 49, resultando em uma amostra composta para toda a seção do rio, que foi armazenada em um frasco de polietileno e acondicionada em caixa térmica com gelo até a chegada no laboratório.

Os parâmetros físico-químicos foram analisados no Laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE, *Campus* de Cascavel.

Foram analisados os valores de turbidez (NTU) com o turbidímetro da marca¹ HACH Company, modelo 2100P. O pH foi medido com o pHmetro da marca TecNal, modelo 3MP. Os valores de condutividade foram analisados com o condutivímetro da marca TECNOPON, modelo MCA 150.

Realizaram-se as análises das concentrações de nutrientes presentes na água seguindo as metodologias da APHA (1995) para o Fósforo Total (mg P L^{-1}); metodologia do Fenato, adaptado da metodologia APHA (1995) para o Nitrogênio Kjeldahl (mg N L^{-1}); metodologia da reação por Sulfanilamida (GOLTERMAN *et al.* 1978; APHA, 1995) para o nitrito ($\text{mg NO}_2^- \text{L}^{-1}$); metodologia da técnica de redução a nitrito, utilizando cádmio amalgamado (MACKERETH *et al.*, 1978) para o nitrato ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$).

¹ As marcas e modelos de equipamentos e materiais citados neste trabalho não constituem recomendação comercial, somente a descrição necessária para configuração dos dados da pesquisa.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Curva-chave da Vazão

Para a obtenção da curva-chave cota/vazão foram utilizados os dados das sete campanhas

Na Tabela 2 são apresentados os cálculos realizados para a obtenção da vazão na campanha de dezembro. Para cada campanha foi gerada uma tabela igual para a obtenção da vazão. ME e MD representam, respectivamente, a margem esquerda e direita.

As cotas do rio e suas respectivas vazões são apresentadas na Tabela 3. O mês que apresentou a maior relação cota/vazão foi o mês de novembro: cota de 160 cm e vazão de 277,04 m³.s⁻¹; e a menor relação cota/vazão ocorreu na coleta do mês de abril: cota de 52 cm e vazão de 51,3 m³.s⁻¹ (Tabela 3).

Com os dados apresentados na Tabela 3 foi traçada a curva-chave entre a cota e a vazão da estação Ponte Piquiri (Figura 9). A relação que melhor expressou a curva-chave foi a polinomial com coeficiente de determinação $R^2 = 0,998$.

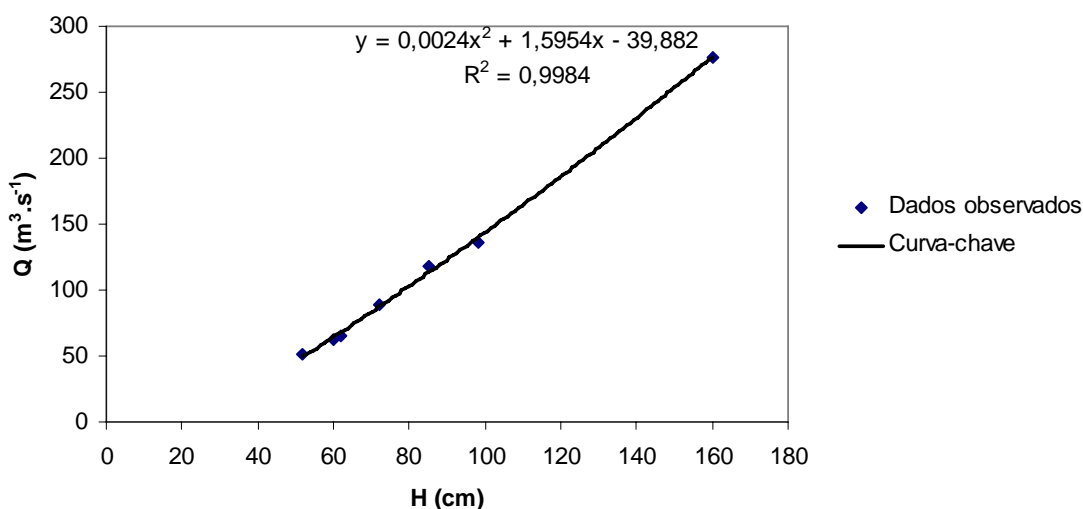
TUCCI (2001) sugere que as duas melhores expressões para a curva-chave são a polinomial e a exponencial.

A curva-chave apresentou uma relação muito boa entre a cota e a vazão do rio, podendo ser utilizada na estimativa da vazão tendo-se somente a cota do rio.

Para PORTO, SILVA & ZAHED (2003), para acompanhar a vazão de um rio ao longo do tempo, determinamos para este rio uma curva-chave, expressão que relaciona o nível do rio numa seção com sua respectiva vazão.

Tabela 3 - Dados de cota e vazão obtidos durante o período de estudo

Campanha	Mês	Cota (cm)	Q (m ³ .s ⁻¹)
1	Agosto	62	65,530
2	Outubro	60	62,230
3	Novembro	160	277,040
4	Dezembro	85	117,990
5	Fevereiro	72	89,520
6	Março	98	135,520
7	Abril	52	51,300

**Figura 9** - Curva-chave da vazão em função da cota.

PEREIRA FILHO, SANTOS & FILL (2003) relataram que séries de vazões constituem o dado de entrada principal em muitos estudos de hidrologia aplicada. Via de regra, essas vazões são obtidas transformando-se cotas do nível de água observadas em vazão, pelo uso da curva-chave. Desta forma, a correta determinação da curva-chave constitui-se em pré-requisito essencial para a qualidade dos resultados do estudo. Muitas inconsistências têm sido observadas nas saídas de modelos hidrológicos devido a incorreções na definição da curva-chave.

A curva-chave é uma relação cota-vazão para um dado curso d'água. Uma curva-chave geralmente é desenvolvida para facilitar a determinação da vazão, seja de um rio, de um córrego ou de um canal artificial. Um gráfico Cota x Vazão é construído a partir de dados experimentais ou dados empíricos do

canal. A partir de um certo nível de água obtém-se facilmente a vazão correspondente, sem necessidade de que sejam desenvolvidos cálculos muito trabalhosos (BARBOSA; MATOS, 2004).

4.2 Curvas-Chave de Sedimento

Para a elaboração da curva-chave de sedimentos utilizaram-se os dados das sete campanhas realizadas. A Tabela 4 apresenta os dados utilizados para a elaboração da curva-chave de vazão e concentração de sedimentos em suspensão e a curva-chave de vazão e descarga média diária de sedimentos produzidos pela bacia.

Tabela 4 - Valores de vazão (Q), concentração de sedimentos em suspensão (Css) e descarga sólida diária produzida pela bacia (Qss).

Campanha	Mês	Q (m ³ .s ⁻¹)	Css (mg.L ⁻¹)	Qss (t.dia ⁻¹)
1	Agosto	65,53	3,7	20,905
2	Outubro	62,23	20,9	112,699
3	Novembro	277,04	116,5	2789,199
4	Dezembro	117,99	41,1	418,997
5	Fevereiro	89,52	38,5	297,862
6	Março	135,52	80,2	940,108
7	Abril	51,3	1,8	8,059

A maior concentração de sedimentos em suspensão ocorreu no mês de novembro (116,5 mg.L⁻¹), sendo que este mês também teve a maior vazão medida (277,04 m³.s⁻¹). A menor concentração de sedimentos ocorreu no mês de abril (1,8 mg.L⁻¹), quando ocorreu a menor vazão medida nas campanhas (51,3 m³.s⁻¹).

Esta relação entre maior vazão maior concentração de sedimentos e menor vazão menor concentração de sedimentos não é uma regra geral, pelo que se observa nos valores encontrados nos meses de agosto e outubro. O

mês de outubro mesmo apresentando uma vazão inferior apresentou uma concentração de sedimentos em torno de sete vezes superior ao mês de agosto (Tabela 4).

De acordo com a classificação de LIMA *et al.* (2004), o Rio Piquiri pode ser considerado um rio de muito baixa a moderada concentração de sedimentos em suspensão.

LIMA *et al.* (2004) também classificou o Rio Piquiri como de muito baixa a moderada concentração de sedimentos em suspensão, com uma concentração variando de 46 a 140 mg.L⁻¹, e uma concentração média para a região de estudo de 74 mg.L⁻¹.

Estes resultados podem sugerir que as técnicas conservacionistas do solo, amplamente utilizadas na bacia em estudo, reduzem a quantidade de sedimentos que atingem o corpo hídrico.

DANIEL *et al.* (1994) relataram que pastagens e solos cultivados sem preparo tem muito baixa erosão hídrica e conseqüente baixa produção de sedimento.

BEUTLER *et al.* (2003) demonstraram, em seu trabalho, uma redução de 80% de perda de solo em sistemas conservacionistas, quando comparado aos sistemas convencionais.

LOPES *et al.* (2005) analisaram as cargas de sedimentos em várias estações ao longo do Rio Iguaçu, e encontraram concentrações mínima de 19 mg.L⁻¹, máxima de 101 mg.L⁻¹ e média de 33 mg.L⁻¹. Os autores salientaram que estas baixas concentrações de sedimentos estão relacionadas à presença de vários reservatórios ao longo do rio que retêm a carga de sedimentos.

A equação matemática que melhor expressou a curva-chave entre a vazão do rio e a concentração de sedimentos em suspensão foi a polinomial com $R^2 = 0,95$ (Figura 10).

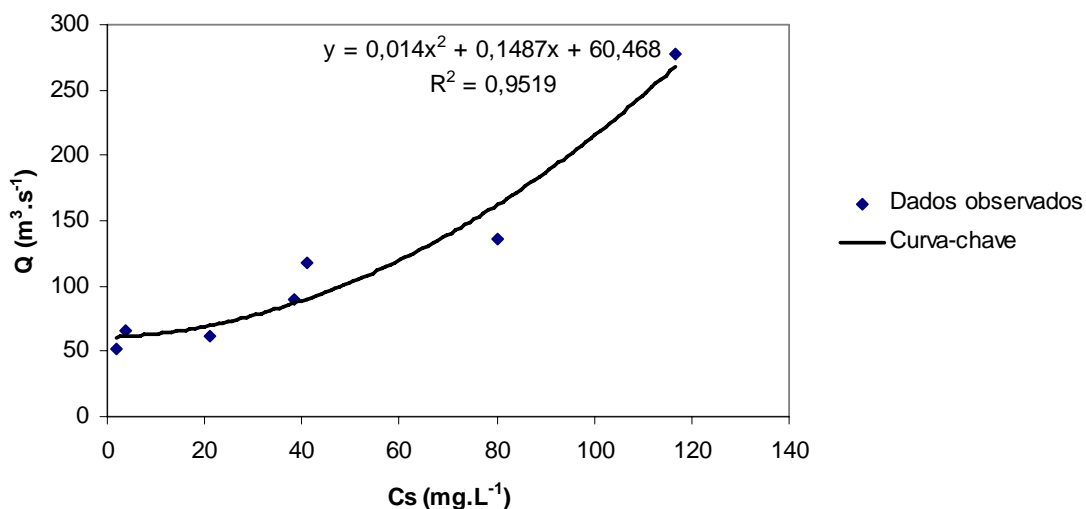


Figura 10 - Curva-chave entre a vazão o rio e a concentração de sedimentos em suspensão.

Para a descarga diária total de sedimentos a equação polinomial também foi a que melhor expressou os dados, com $R^2 = 0,98$ (Figura 11).

BICALHO (2006) encontrou um $R^2 = 0,99$ para a curva-chave de descarga sólida para um mesmo número de campanhas realizadas.

Segundo LIMA *et al.* (2004) e CARVALHO *et al.* (2000), as curvas-chave de descarga sólida tem em geral a forma de potência.

LIMA *et al.* (2004), estudando a descarga sólida do Rio Piquiri em um ponto próximo ao ponto de amostragem, encontrou a melhor relação entre a vazão e a descarga sólida na forma de potência, com um $R^2 = 0,82$. No mesmo trabalho, em outras estações o melhor ajuste dos dados ocorreu com a curva-chave da forma polinomial.

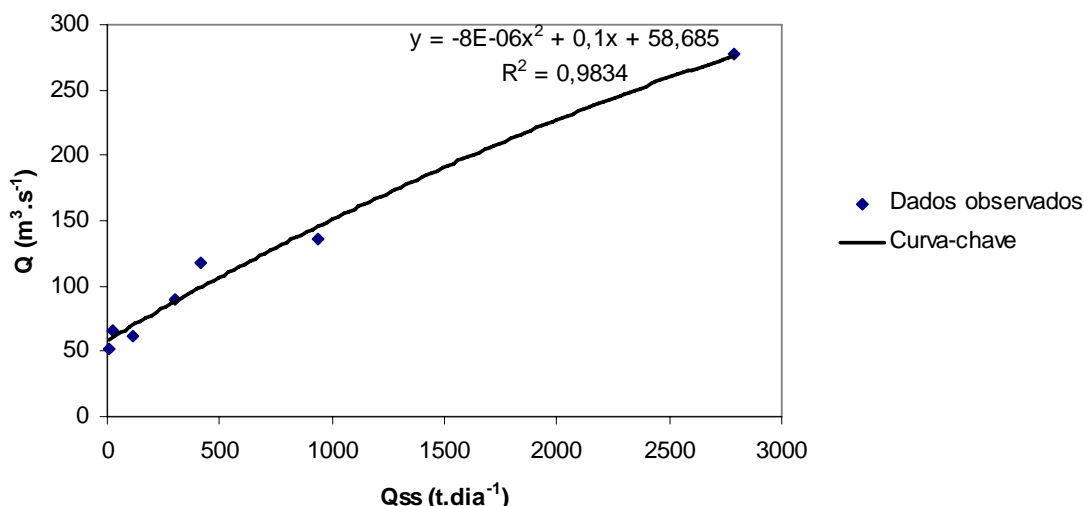


Figura 11 - Curva-chave entre a vazão do rio e a descarga total diária de sedimentos.

A descarga diária de sedimentos medida no ponto de amostragem variou de $8 \text{ t} \cdot \text{dia}^{-1}$ para o mês de abril até uma descarga de $2.789 \text{ t} \cdot \text{dia}^{-1}$ no mês de novembro.

LIMA *et al.* (2004) determinaram uma descarga sólida diária média para a região de amostragem de $2.447 \text{ t} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Com a elaboração da curva-chave de descarga diária de sedimentos pode ser determinada a descarga anual do rio no ponto da estação. Para isso são necessários somente os dados da série de vazão do rio.

Neste estudo, analisaram-se os parâmetros de turbidez do rio e com esses dados foi estabelecida uma relação com os dados de concentração de sedimentos em suspensão. A relação teve como objetivo determinar se há a possibilidade de se avaliar a concentração de sedimento em suspensão pelos dados de turbidez.

A curva-chave que melhor se ajustou para os dados foi a polinomial com $R^2 = 0,948$ (Figura 12), demonstrando um bom ajuste dos dados de turbidez em relação à concentração de sedimentos em suspensão, sugerindo-se que os dados de turbidez podem ser úteis para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão de um rio.

Carvalho *et al.* (2000) também determinaram a curva-chave de turbidez em relação à concentração de sedimentos em suspensão com $R^2 = 0,8$.

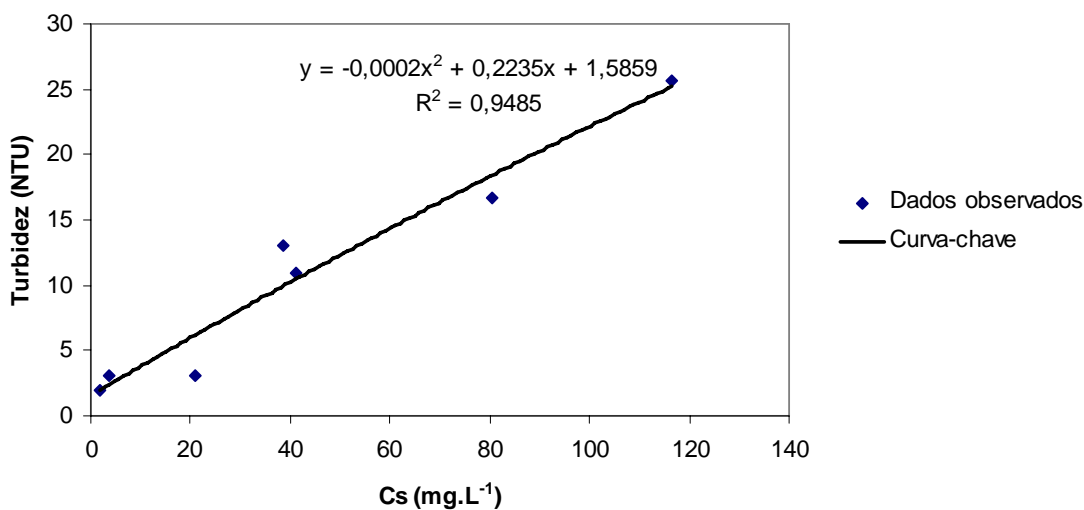


Figura 12 - Curva-chave da relação turbidez e sedimentos em suspensão.

4.3 Análise dos Dados da ANA

A Figura 13 apresenta a relação entre os dados do banco de dados da ANA e os dados deste estudo. A relação pode ser considerada boa para as vazões em cotas baixas, mas, em cotas maiores as vazões propostas pela curva-chave da ANA tornam-se bastante superiores às vazões observadas no presente estudo. Os dados podem sugerir que devem ser realizados novos estudos para que seja feita uma correção da curva-chave utilizada, já que esta vem sendo utilizada por mais de 30 anos. Pode ocorrer ainda que as diferenças encontradas foram causadas por erros de medições no presente estudo, sendo então válidas as curvas-chave utilizadas pela ANA.

IOST (2008) salientou que uma curva-chave de vazão não pode ser utilizada por tempo indeterminado, pois as características físicas do rio podem ser modificadas ao longo dos anos. Devendo então a curva ser atualizada para as novas formas adquiridas pelo curso da água.

Segundo PORTO, SILVA & ZAHED (2003), alterações na geometria da seção ou na declividade do rio geradas por erosão ou assoreamento podem trazer alterações para a relação cota-vazão.

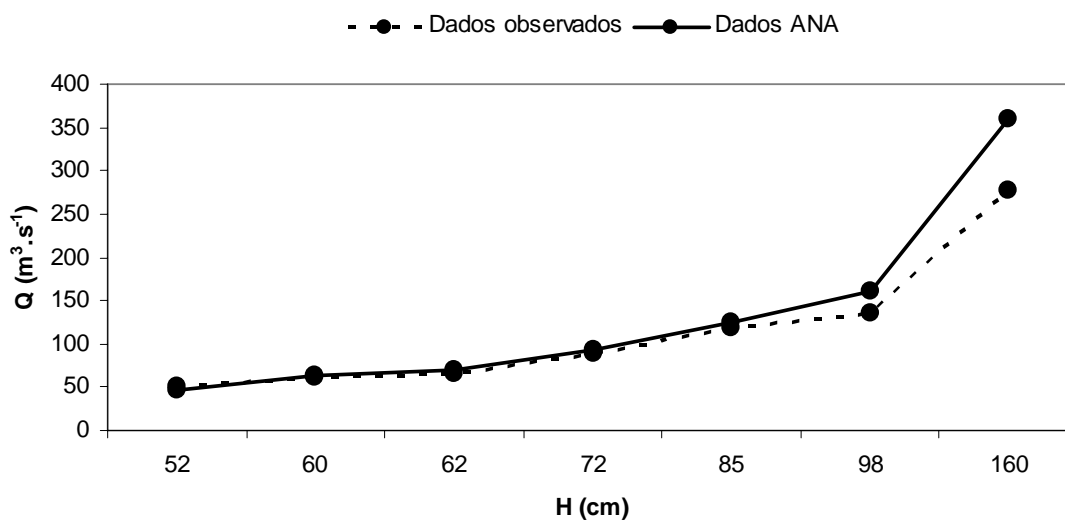


Figura 13 - Relação entre as vazões observadas nas coletas e vazões estabelecidas pela ANA.

A figura 14 demonstra a curva-chave da concentração de sedimentos em suspensão dos dados da ANA. A correlação foi melhor explicada pela equação polinomial com $R^2 = 0,17$.

Os resultados demonstraram uma correlação muito baixa entre os dados, sendo que a curva não pode ser utilizada para estudos de descarga de sedimentos da estação do Rio Piquiri.

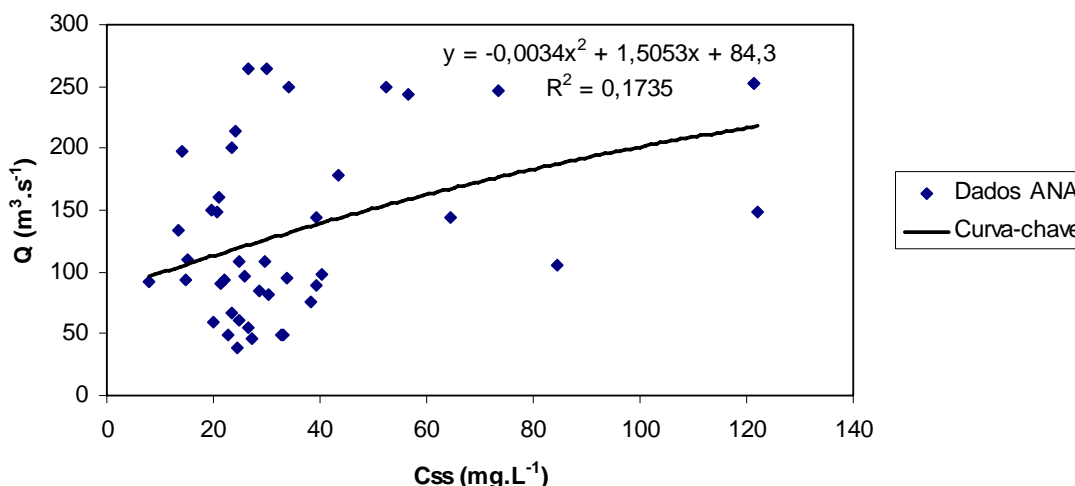


Figura 14 - Curva-chave da concentração de sedimentos em suspensão elaborada a partir dos dados da ANA.

Nota-se que os dados observados neste estudo encontram-se dentro da nuvem de dados observados pela ANA, demonstrando um bom resultado do estudo. A baixa correlação dos dados observados pela ANA pode estar ocorrendo devido a uma descontinuidade nas equipes de coleta e nos métodos utilizados.

Os resultados de LIMA *et al.* (2004) e do presente estudo demonstram que a tomada de dados e sua análise correta, resultam em curvas-chave que apresentam bons ajustes para o Rio Piquiri.

4.4 Nitrogênio, Nitrito e Nitrato

Para os parâmetros nitrogênio, nitrito e nitrato foram realizadas análises com dados das sete campanhas realizadas neste trabalho.

O parâmetro nitrogênio variou entre os valores de 0,095 no mês de agosto até 0,23 mg.L⁻¹. no mês de março. Para o nitrogênio total a Resolução 357/2005 – CONAMA não estabelece o parâmetro de classificação nos corpos d'água (CONAMA, 2005).

A Figura 15 apresenta o comportamento dos dados do nitrogênio em relação à vazão do rio durante o período deste estudo.

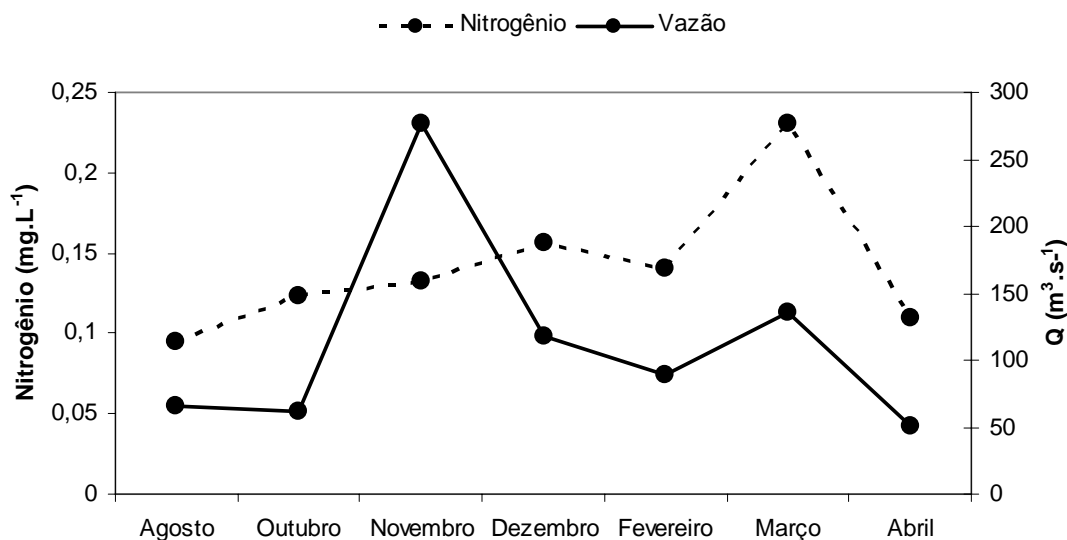


Figura 15 - Variação do parâmetro nitrogênio total e sua relação com a vazão.

Nota-se que ocorre um pico na concentração de nitrogênio na água no mês de março. Esse aumento pode estar relacionado ao período de plantio de milho safrinha na bacia que faz o uso de adubação com alta concentração de nitrogênio, além de realizar a adubação de cobertura nitrogenada.

GASCHO, WAUCHOPE & DAVIS (1998) verificaram que cerca de 2% do N aplicado na forma de adubo foi perdido na enxurrada, imediatamente após ter sido realizada a adubação de base na cultura do milho em preparo convencional, enquanto BERG, SMITH & COLEMAN (1988) constataram aumento nas perdas de N com o aumento do volume de enxurrada, tanto no preparo de solo convencional quanto na semeadura direta.

As concentrações podem ser consideradas baixas se comparadas ao estudo de MANSOR, TEIXEIRA FILHO & ROSTON (2006) que encontraram concentrações variando de 0,35 a 4,5 mg.L⁻¹, estudando o rio Jaguari – São Paulo, em uma área de influência da atividade rural.

Essas baixas concentrações podem sugerir bons sistemas conservacionistas de solo, como o plantio direto, que é o método de plantio utilizado quase exclusivamente na bacia, e que as aplicações de fertilizantes foram adequadas.

Valores semelhantes ao presente estudo foram encontrados por IOST (2008), com a concentração variando entre 0,02 a 0,38 mg.L⁻¹. O autor salienta que estas baixas concentrações podem estar associadas a uma boa prática de uso do solo e a correta forma de aplicação dos fertilizantes agrícolas.

ELKINS *et al.* (1982) citados por GUADAGNIN *et al.* (2005) registraram baixas concentrações de N na enxurrada sob semeadura direta.

Os parâmetros nitrito e nitrato apresentaram comportamentos semelhantes durante o período de estudo, variando a valores superiores e inferiores juntamente com a variação de vazão do rio.

O nitrito e o nitrato apresentaram valores máximos no mês de novembro com valores de 0,71 mg.L⁻¹ para o nitrito e 0,91 mg.L⁻¹ para o nitrato, sendo este também o mês que apresentou a maior vazão do estudo. Os menores valores ocorreram no mês de agosto: 0,21mg.L⁻¹ para o nitrito e 0,22 mg.L⁻¹ para o nitrato. Nas Figuras 16 e 17 são apresentados os comportamentos destes parâmetros em relação a vazão do rio.

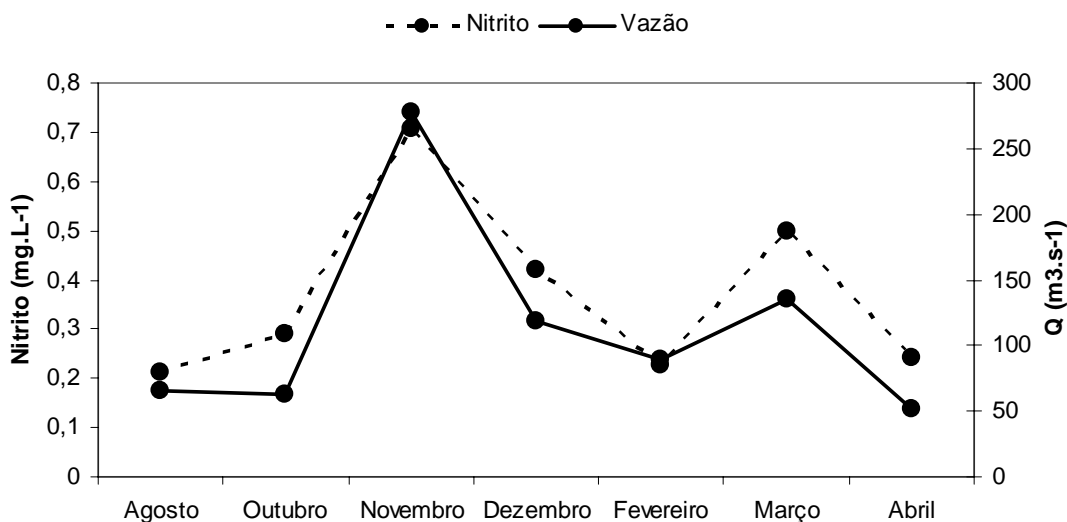


Figura 16 - Variação do parâmetro nitrito e sua relação com a vazão.

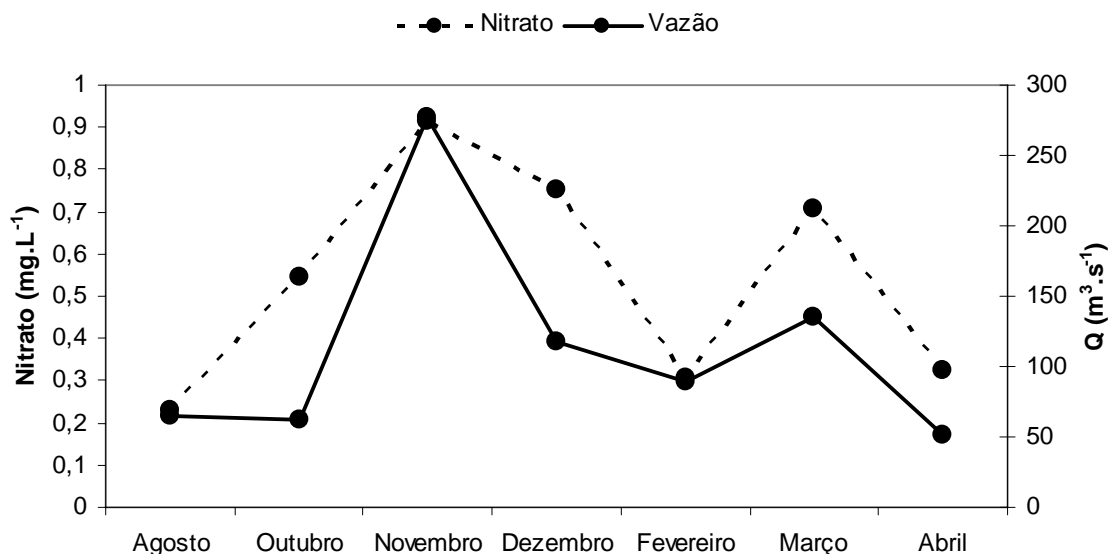


Figura 17 - Variação do parâmetro nitrato e sua relação com a vazão.

De acordo com a Resolução 357/2005 – CONAMA, que estabelece níveis máximos de 1 mg.L^{-1} para o nitrito e 10 mg.L^{-1} para o nitrato para rios de Classe II (CONAMA, 2005), a qualidade da água do Rio Piquiri encontra-se dentro dos níveis estabelecidos, demonstrando baixa poluição na bacia, boas práticas de uso do solo e boas práticas de aplicação de fertilizantes nitrogenados.

GUADAGNIM (2005) relatou que as perdas totais de nitrato na água e no sedimento da enxurrada foram menores nos sistemas conservacionistas de manejo do solo do que no preparo convencional.

Tanto o nitrito como o nitrato apresentaram uma relação direta entre o aumento da concentração em relação ao aumento da vazão do rio. Este resultado sugere que ocorreu um aumento no escoamento superficial ou uma maior lixiviação destes parâmetros até o lençol freático, nos momentos em que ocorreu aumento das chuvas e seus conseqüentes aportes ao corpo hídrico em estudo.

4.5 Fósforo

Os parâmetros do fósforo apresentaram valores mínimos nos meses de outubro e fevereiro com $0,007 \text{ mg.L}^{-1}$ e valor máximo no mês de dezembro: $0,059 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 18).

Os valores do fósforo estão abaixo do limite máximo da Resolução 357/2005 – CONAMA, que é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para rios de Classe II (CONAMA, 2005). Estes valores sugerem baixa poluição e boas práticas de manejo dos setores agrícolas e ainda baixa poluição por fontes pontuais como indústrias, sistemas de tratamento de esgoto, despejos domésticos e outros.

A utilização do sistema de plantio direto na bacia em estudo pode estar relacionado às baixas concentrações de fósforo encontradas na água.

MERTEN & MINELLA (2002) destacaram que a utilização do plantio direto reduz significativamente a poluição dos recursos hídricos causada pela agricultura.

DANIEL *et al* (1994) relataram que em pastagens e plantios sem preparo de solo a quantidade de sedimentos carregados pelo escoamento superficial é tão baixa que pouquíssimo fósforo dissolvido é reabsorvido por sólidos suspensos.

IOST (2008), estudando uma bacia rural, encontrou valores de até $0,36 \text{ mg.L}^{-1}$, ultrapassando consideravelmente o limite máximo permitido pela Resolução 357/2005 – CONAMA, sugerindo que a bacia pode estar sofrendo poluição dos sistemas agropecuários presentes.

MANSOR *et al.* (2006), estudando a contribuição difusa de origem rural da bacia do rio Jaguari, encontraram valores que variaram entre $0,008$ e $0,539 \text{ mg.L}^{-1}$, valores consideravelmente maiores que no presente estudo, demonstrando níveis elevados de poluição.

Os valores encontrados no presente estudo foram satisfatórios, por apresentarem baixas concentrações, não tornando o rio um ambiente suscetível à eutrofização, já que o parâmetro fósforo é o principal nutriente dos sistemas aquáticos que causam a eutrofização do ambiente e também é o principal fator limitante à proliferação de algas.

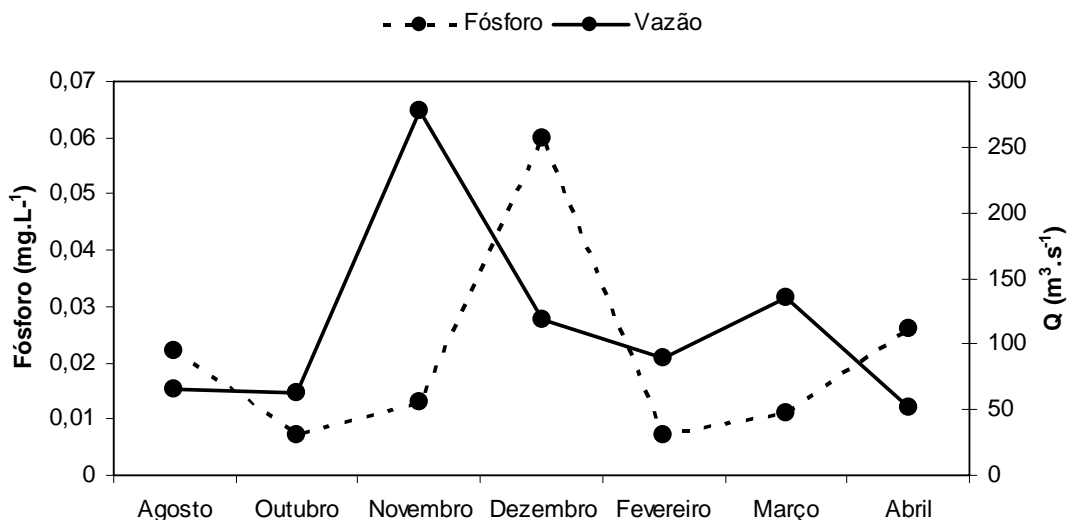


Figura 18 - Variação do parâmetro fósforo e sua relação com a vazão.

4.6 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica demonstrou estabilidade durante o período de estudo. O menor valor da condutividade ocorreu no mês de dezembro com $39,5 \mu\text{S.cm}^{-1}$, e valor máximo no mês de agosto com $51,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Figura 19).

Os valores da condutividade tenderam a aumentar com a diminuição da vazão do rio e a diminuir com o aumento da vazão. Este resultado pode sugerir uma concentração iônica maior com uma baixa vazão do rio e uma diluição destes íons com o aumento da vazão, demonstrando que ocorre baixo aporte de íons nos momentos de aumento da vazão do rio.

Resultados semelhantes foram encontrados por RODRIGUES & BICUDO (2001), estudando a planície de inundação do Alto Rio Paraná, cujos valores de condutividade elétrica diminuía com o aumento da vazão. Nesse caso, a entrada de íons pode estar ocorrendo em maior quantidade a partir do lençol freático pela dissolução de rochas, e em menor aporte pelo escoamento superficial.

Segundo TUNDISI *et al.* (1997), a presença de mata ciliar exerce um poderoso efeito na absorção de íons dissolvidos, exercendo reduções nos

índices desta variável. Desta maneira, a diminuição deste parâmetro nos períodos de cheia pode estar relacionada à presença de mata ciliar ao longo do rio, à boa conservação do solo e às boas práticas de manejo dos sistemas agrícolas da bacia, podendo-se ressaltar o sistema de plantio direto.

MOSCA (2003) relatou que a entrada de fertilizantes e defensivos agrícolas acaba aumentando as concentrações iônicas nos corpos da água e alterando a condutividade elétrica.

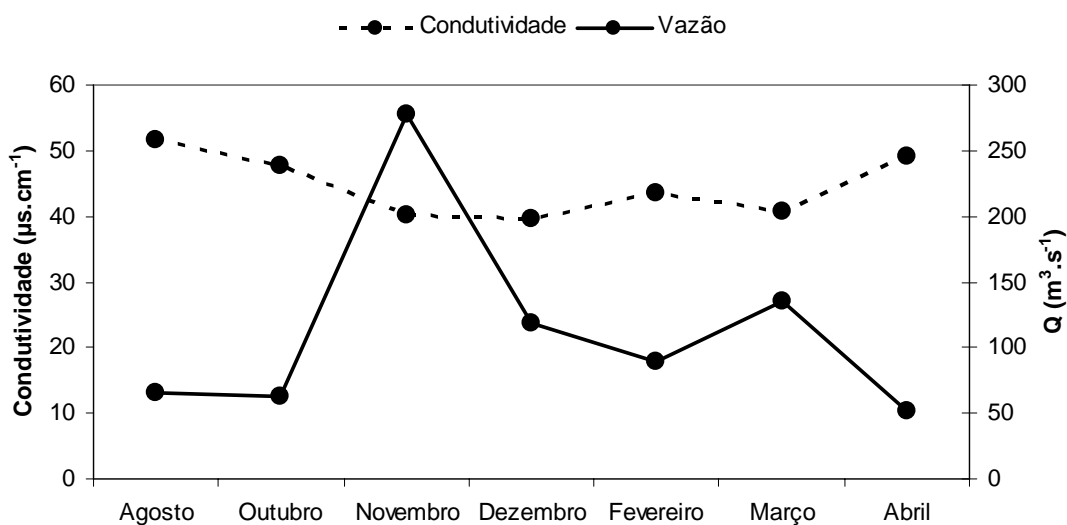


Figura 19 - Variação do parâmetro condutividade elétrica em função da vazão.

4.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH durante o período de estudo apresentaram-se próximos da neutralidade, com pouca variação nos seus valores. O valor mínimo de pH ocorreu no mês de fevereiro com 7,17 e o valor máximo no mês de novembro: 7,53 (Figura 20).

De acordo com a Resolução 357/2005 - CONAMA que estabelece valor mínimo de 6 e máximo de 9 (CONAMA, 2005), pode-se afirmar que os valores

encontrados demonstram água de boa qualidade com baixos índices de poluição.

MOSCA (2003) salientou que a água de rios isenta de poluentes possui pH variando entre 6,5 e 8,5.

No presente estudo não houve uma relação nítida entre a variação da vazão e o pH. Resultados semelhantes foram encontrados por CREPALLI (2007) que analisou um curso da água sob influência urbana e rural. IOST (2008) obteve resultados que demonstram uma relação direta entre aumento da vazão e a conseqüente redução do pH no curso hídrico de uma bacia rural agrícola. Este resultado também foi encontrado por FRITZSONS *et al.* (2003), porém estes autores salientam que é difícil estabelecer um padrão de comportamento para o parâmetro pH, pois este é considerado uma variável ambiental difícil de ser interpretada por sofrer a influência de vários fatores.

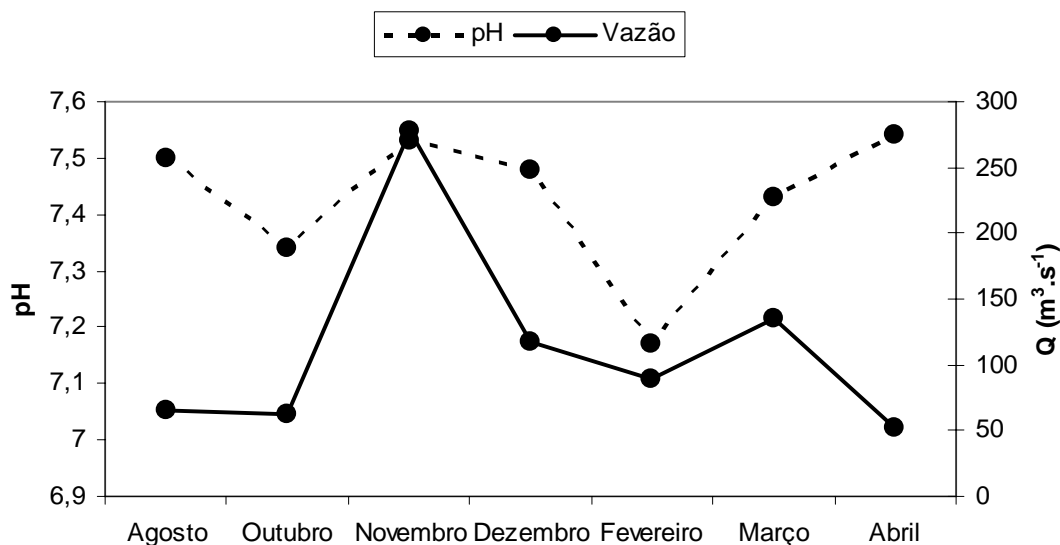


Figura 20 - Variação do parâmetro pH em função da vazão.

5 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos pode-se concluir que:

- A curva-chave da vazão elaborada no presente estudo apresentou uma boa relação entre a cota e a vazão com um bom ajuste dos dados, possibilitando sua utilização para determinação da vazão do rio a partir dos valores das cotas.
- A análise de sedimentos em suspensão demonstrou uma boa relação para a curva-chave. Os resultados demonstram que se pode classificar o rio como de muito baixa a moderada concentração de sedimentos em suspensão, apresentando boas práticas conservacionistas no manejo e uso do solo da bacia, as quais provocam poucas emissões de sedimentos para o curso do rio.
- A relação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a turbidez da água demonstrou boa relação, podendo-se utilizar a turbidez da água para estimar a concentração de sedimentos em suspensão.
- Com os resultados da relação cota/vazão deste estudo e os valores cota/vazão analisados da ANA, percebe-se uma variação nos resultados, que podem ser oriunda de erros de medição do presente estudo ou ainda da necessidade da realização de novas campanhas de medição de vazão da ANA para a elaboração de uma nova curva-chave, tendo em vista ainda que a atual está sendo utilizada por mais de 30 anos, e que neste período o curso da água pode ter sofrido alterações em sua geometria.
- A análise da qualidade da água demonstrou baixos índices de poluição, tendo em vista que nenhum dos parâmetros analisados superou a concentração máxima da Resolução 357/2005 – CONAMA, para rios de Classe II.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. HIDROWEB. **Banco de dados HIDROWEB**. Disponível em <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 01 mar. 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA.. **Standard methods**. 19, Washington, DC. Edition. APHA, 1995.

AQUINO, R. F.; CARVALHO, N. O.; DOMINGUEZ, J. M. L. Carga de sedimentos em suspensão produzida pela bacia do Rio Itapicuru. CONGRESSO SOBRE PLANEJAMENTO E GESTÃO DAS ZONAS COSTEIRAS DOS PAÍSES DE EXPRESSÃO PORTUGUESA, 2, Recife, 2003. **Anais..** Recife: ABEQUA, 2003.

AVILLA, V. B. **Relação entre o uso e manejo do solo em uma bacia rural e contribuição do nitrogênio, fósforo e sedimentos a corpos hídricos**. 2005.. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2005.

BARBOSA, A. A.; MATOS, A. J. S. Software para cálculo de curva-chave de canais naturais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 3, Brasília. 2004. **Anais...** Brasília : SBEA 2004.

BERG, W.A.; SMITH, S.J. & COLEMAN, G.A. Management effects on runoff, soil, and nutrient losses from highly erodible soils in the Southern plains. **J. Soil Water Conserv.**, v. 37, p. 407-410, 1988.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo - SP: Icone, 1990.

BEUTLER, J. F.; BERTOL, I.; VEIGA, M.; WILDNER, L. P. Perdas de solo e água em um solo aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 27, p. 509-517, 2003.

BICALHO, C. C. **Estudo do transporte de sedimento em suspensão na bacia do rio Descoberto**. 2006. 123 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília. Brasília, DF. 2006.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. Porto Alegre: UFGS; São Paulo: USP/ABRH, 1993. p.915-943,

BRANCO, N. **Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta**. Santa Maria – RS. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 1998.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JUNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL, 2000, 132 p

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JUNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 2000. 154 p.

CAVENAGHI, A. L. et al. Monitoramento de problemas com plantas aquáticas e caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Mogi-Guaçu. **Planta Daninha**, Viçosa, MG. v. 23, p. 225-231, 2005.

COELHO NETO, A. L. Hidrologia de encosta em interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia – uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro. Bertrand Brasil, 1994, p. 93-148.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 18 de março de 2005. Seção 1, p. 58-63.

COOPERATIVA AGROINDUSTRIAL UNIÃO - COAGRU. **Material técnico**. Ubitatã: Departamento Técnico da Cooperativa, 2008. 12 p.

CREPALLI, M. S. **Qualidade da água do rio Cascavel**. 2007. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, PR. 2007.

CURI, N. et al. **Vocabulário de ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993, 90 p.

DANIEL, T.C.; EDWARDS, D.R.; LEMUNYON, J.L.; SHARPLEY, A.N.; WEDEPOHL, R. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. **Journal of soil and water conservation**, v. 49, p. 30-38, 1994.

DE LUCA, S. J.; MILANO, L. B.; IDE, C. N. Rain and urban stormwater quality. **Wat. Sci. Tech.** Kyoto, v. 23, p. 133-140, 1991.

DZIKIEVICZ, M. Activities in nonpoint pollution control in rural areas of Poland. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 4, p. 429-434, 2000.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos da limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. 1988.

FAVARETTO, N. **Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition**. West Lafayette: Purdue University, 2002. 150 p.

FRITZSONS, E. et al. As alterações da qualidade de água do rio Capivari com deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro. v. 8, p. 239-248, 2003.

FRITZSONS, E.; RIZZI N.; BITTENCOURT, A. V. L.; MANTOVANI, L. E. Estudo do impacto da contaminação por nitrogênio numa bacia hidrográfica cárstica. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, Editora da UFPR, n. 49, p. 39-52, 2001.

GASCHO, G.J.; WAUCHOPE, R.D.; DAVIS, J.G. Nitrate nitrogen soluble, and bioavailable phosphorus runoff from simulated rainfall after fertilizer application. **Soil Science**, Soc. v. 62, p. 1711-1718, 1998.

GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **J. Environ. Qual.**, n. 27, p. 267-277, 1997.

GOLTERMAN H. L.; et al.; **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Oxford: I.B.P. Blackwell Scientific Publications, 1978. 213 p.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**. São Paulo. v. 23 n. 2, p 173-177. 2000.

GUADAGNIN, J. C. et al. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, p. 277-286, 2005.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia**. Uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994. 458 p.

HOLZBACH, A. J. et al. Caracterização populacional de *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948) (Characiformes, Curimatidae) no rio Piquiri. **Acta Sci. Biol. Sci.** Maringá, v. 27, n. 4, p. 347-353, oct./dec., 2005.

IOST, C. **Influência do uso do solo na produção de sedimento e qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural**. 2008. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel - PR. 2008.

LIMA, J. E. F. W. et al. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia Araguaia-Tocantins**. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, Brasília, DF. ANEEL. ANA, 2004.

LOPES, V. L. **Um estudo da erosão e produção de sedimentos pelas chuvas**. Mossoró: Escola Superior de Agricultura de Mossoró, 1980.

LOPES, W. T. A. et al. Análise do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia do rio Iguaçu. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16 2005, João Pessoa. **Anais...** Porto Alegre : ABRH, 2005.

MACÊDO. J. A. B. **Introdução a química ambiental**. Química meio ambiente e sociedade. Juiz de Fora – MG: Jorge Macêdo, 2002.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 735-741, 2003.

MACIEL, A. A. et al. **Interfaces da gestão de recursos hídricos e saúde pública**. 2. ed. Brasília : Secretaria de Recursos Hídricos, 2000.

MACKERETH, F. Y. H.; HERON, J.; TALLING, J. J. Water analysis; some revised methods for limnologist. **Freshwater Biological Association**, v. 36, p.120, 1978.

MAKSIMOVIC, C. General Overview of Urban Drainage Principles and Practice. Urban Drainage in Specific Climates. **IHPV - Technical Documents in Hydrology**. Paris: UNESCO, v. 1, n. 40, p.1-21. 2001.

MANSOR, M. T. C.; FILHO, J. T.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 10, p. 715-723, 2006.

MATOS, J. S.; DAVID, L. M.; PAVÃO, L. Qualidade de escoências pluviais em zonas urbanas e impacte em meios receptores. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8, 1998, João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1998, v. 2, p.334-347.

MERCANTE, E.; URIBE-OPAZO, M. A.; SOUZA, E. G. Variabilidade espacial e temporal da resistência mecânica do solo à penetração em áreas com e sem manejo químico localizado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 1149-1159. 2003.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**: EMATER, Porto Alegre - RS, v. 3, n. 4. p.33-38, 2002.

MORO, M. **A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos**. 2005. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – ESALQ, Piracicaba - SP, 2005.

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrologica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 2003. 120 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba - SP, 2003.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1995.

NAIME, R.; GARCIA, A. N. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**, v. 1, n, 2, p. 9-20, 2005.

NAKANO, T. Effect of agriculture on water quality of Lake Biwa tributaries, Japan. **Science of the Total Environment**, v. 389, p.132-148, 2007.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

PAIVA, E. M. C. D. et al. Concentração de sedimentos em suspensão em uma pequena bacia hidrográfica em urbanização. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. João Pessoa - PB. **Anais...** João Pessoa – PB: ABES, 2001b. p. 16-21.

PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D.; PARANHOS, R. M. Produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas rurais. ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 4, 2000, Santa Maria – RS, **Anais...** Santa Maria: ABRH/UFSM, 2000. v. 1, p. 35-51.

PAIVA, J. B. D. et al. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre, ABRH, 2001a, 625 p.

PEREIRA FILHO, D.; SANTOS, I.; FILL, H. D. Sistema de ajuste e extrapolação de curva de descarga – Stevens. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003. Curitiba, PR. **Anais...** Curitiba: ABRH, 2003. p. 1-12.

PORTO, L. L. R.; SILVA, M. R.; ZAHED, F. K. **Medição de vazão e curva-chave**. Apostila de hidrologia aplicada.. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2003.

QUEIROZ, S. O. P. **Método para avaliação da salinização do solo sob condições de ambiente protegido**. 2004 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas –SP, 2004.

RAMOS, F. et al. **Engenharia Hidrológica**. Rio de Janeiro - RJ: ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos; Editora da UFRJ, 1989.

RANIERI S. B. L. et al. Aplicação de Índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 22, n. 4, p. 751-760, 1998.

REICHERT, J. M.; CABEDA, M. S. V. Salpico de partículas e selamento superficial em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 389-396, 1992.

RESENDE, M.; ALMEIDA, J. R. Modelos de predição de perdas de solo: uma ferramenta para manejo e conservação do solo. **Inf. Agropecuário**, Belo Horizonte, - MG, n. 11, p. 38-53, 1985.

RODRIGUES, L.; BICUDO, D. C. Limnological characteristics comparison in three systems with different hydrodynamic regimes in the upper Paraná river floodplain. **Acta Limnol. Bras.**, São Carlos, v. 13, n. 1, p. 39-49, 2001.

SANTOS, I. et al. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001, 372 p.

SAUNITI, R. M.; FERNANDES, L. A.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo do assoreamento do reservatório da barragem do Rio Passaúna, Curitiba – PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba – PR, UFPR, n. 54, p. 65-82, 2004.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environm. Poll.**, v. 100, p. 176-196, 1999.

TUCCI, C. E. M., **Hidrologia**: ciência e aplicação. Porto Alegre. Editora UFRGS, ABRH, 2001, 943 p.

TUNDISI, J. G. et al. **Águas doces do Brasil**. Capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 1999.

TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. **Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes**, Brazil. 1997. 528 p.

ULÉN, B.; FOLSTER, J. Recent trends in nutrient concentrations in Swedish agricultural rivers. **Science of the Total Environment**. Shannon, Irlanda, v. 373, n. 2-3, p. 473-487, 2007.

VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba – SP: Agronômica Ceres, 1991.

VILHENA R. M., ROIG H. L., MENESES P. R. Determinação do assoreamento de reservatório utilizando técnicas de geoprocessamento, o caso do reservatório de funil. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 9, Belo Horizonte, 2003, **Anais...** Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 2649 - 2651.

WENGRANT, S. Riqueza de Bacillariophyta (Nitzschia) no Rio Piquiri, Nova Laranjeira - Paraná, nos anos de 2003 e 2004. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 1002-1004, jul. 2007.

WETZEL, R. G. **Limnology**: Lake and river ecosystems. California, USA: Academic Press, 2001. 1006 p.