

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**BALANÇO DE ESPÉCIES QUÍMICAS EM MICROBACIAS SOB
UTILIZAÇÃO AGRÍCOLA – REGIÃO DE BOTUCATU/SP.**

PAULO ROBERTO DE ANDRADE LIMA

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor
em Agronomia – Área de Concentração em
Energia na Agricultura.

BOTUCATU – SP
Março - 2003

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**BALANÇO DE ESPÉCIES QUÍMICAS EM MICROBACIAS SOB
UTILIZAÇÃO AGRÍCOLA – REGIÃO DE BOTUCATU/SP.**

PAULO ROBERTO DE ANDRADE LIMA

Eng^o Florestal

Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária do Estado de Pernambuco

Orientador: Prof. Dr. Carlos Antônio Gamero

Co-orientador: Prof. Dr. Antenor Pasqual

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor
em Agronomia – Área de Concentração em
Energia na Agricultura.

BOTUCATU – SP
Março - 2003

*“O coração do homem traça o seu caminho, mas
o Senhor lhe dirige os passos”. (Pv.16.9)*

A Deus, o autor desta obra.

A minha esposa e filhas,

Marleide Magalhães, Paula

Nicole e Roberta Maiara, pelo amor,

compreensão, carinho e apoio incondicional.

DEDICO

Ao Prof. Dr. Paulo Rodolfo Leopoldo (in memorian),
pesquisador e amigo de qualidades
excepcionais, incentivador e
companheiro incansável,
minha homenagem.

A G R A D E C I M E N T O S

A Deus, razão pela qual existimos.

Ao Prof. Dr. Carlos Antônio Gamero, pela orientação.

Ao Prof. Dr. Antenor Pasqual, pela co-orientação, sugestões, incentivo, amizade e apoio incondicional.

Ao Prof. Dr. Zacarias Xavier de Barros, pela colaboração.

À Faculdade de Ciências Agronômicas/UNESP, Câmpus de Botucatu, pela oportunidade de realizar o curso.

À Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária do Estado de Pernambuco, por permitir a execução deste trabalho.

Ao Departamento de Engenharia Rural da FCA/UNESP, Câmpus de Botucatu, pela cooperação na realização das atividades.

Ao CNPq, pelo suporte financeiro.

Aos colegas de curso e todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, o autor expressa os seus agradecimentos.

SUMÁRIO

PÁGINA

LISTA DE QUADROS	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
1. RESUMO	01
2. SUMMARY	03
3. INTRODUÇÃO	05
4. REVISÃO DE LITERATURA	09
4.1. VISÃO GERAL	09
4.2. ENTRADA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA PRECIPITAÇÃO	14
4.3. SAÍDA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA DEFLÚVIO	19
4.4. BALANÇO DE ESPÉCIES QUÍMICAS	43
5. MATERIAL E MÉTODOS	46
5.1. LOCALIZAÇÃO	46
5.2. CLIMA	49
5.3. GEOLOGIA	50
5.4. VEGETAÇÃO	51
5.5. DADOS PLUVIOMÉTRICOS	52
5.6. DADOS DE VAZÃO	52
5.7. COLETA DE AMOSTRAS	55
5.8. ANÁLISES QUÍMICAS	57

5.9. FLUXO DE ESPÉCIES QUÍMICAS	57
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
6.1. ENTRADA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA PRECIPITAÇÃO	59
6.2. SAÍDA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA DEFLÚVIO	72
6.3. BALANÇO DE ESPÉCIES QUÍMICAS	97
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	100
8. CONCLUSÕES	102
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104

LISTA DE QUADROS

QUADRO	PÁGINA
1. Características físicas das microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso	49
2. Cobertura vegetal e percentuais das microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso	51
3. Concentrações médias mensais, anual e os desvios padrões de espécies químicas nas precipitações nas microbacias dos rios Paraíso e dos Búfalos, em mg L^{-1}	60
4. Valores dos coeficientes de correlação e equações de regressão e entre as concentrações de espécies químicas (mg L^{-1}) e a precipitação (mm)	70
5. Valores médios anual de espécies químicas nas precipitações nas microbacias dos rios Paraíso e dos Búfalos, em $\text{g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	71
6. Concentrações médias mensais, anual e desvios padrões de espécies químicas no deflúvio da microbacia do rio dos Búfalos, em mg L^{-1}	73
7. Concentrações médias mensais, anual e desvios padrões de espécies químicas no deflúvio da microbacia do rio Paraíso, em mg L^{-1}	74
8. Valores dos coeficientes de correlação e equações de regressão entre as concentrações de espécies químicas (mg L^{-1}) e a vazão do rio dos Búfalos (L s^{-1})	87
9. Valores dos coeficientes de correlação e equações de regressão entre as concentrações de espécies químicas (mg L^{-1}) e a vazão do rio Paraíso (L s^{-1})	88

10. Exportações médias anual de espécies químicas pelo deflúvio na microbacia do rio dos Búfalos, em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$	90
11. Exportações médias anual de espécies químicas pelo deflúvio na microbacia do rio Paraíso, em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$	91
12. Balanço médio anual de espécies químicas na microbacia dos rios dos Búfalos e Paraíso, $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$	98

LISTA DE FIGURAS

FIGURA	PÁGINA
1. Localização da Fazenda Experimental São Manuel pertencente à Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP	47
2. Planta planialtimétrica das microbacias do rio dos Búfalos e Paraíso localizadas na Fazenda São Manuel – SP	48
3. Estrutura de medição de descarga na microbacia do rio dos Búfalos	54
4. Vista, à montante, da calha de medição da descarga da microbacia do rio Paraíso	54
5. Vista do equipamento utilizado na coleta automática	56
6. Precipitações mensais nas microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso	63
7. Curva de regressão dos valores de amônio em função da precipitação	65
8. Curva de regressão dos valores de nitrato em função da precipitação	65
9. Curva de regressão dos valores de sulfato em função da precipitação	65
10. Curva de regressão dos valores de fósforo em função da precipitação	66
11. Curva de regressão dos valores de cloro em função da precipitação	66
12. Curva de regressão dos valores de alumínio em função da precipitação	66
13. Curva de regressão dos valores de cálcio em função da precipitação	67
14. Curva de regressão dos valores de ferro em função da precipitação	67
15. Curva de regressão dos valores de potássio em função da precipitação	67

16. Curva de regressão dos valores de magnésio em função da precipitação	68
17. Curva de regressão dos valores de manganês em função da precipitação	68
18. Curva de regressão dos valores de sódio em função da precipitação	68
19. Curva de regressão dos valores de silício em função da precipitação	69
20. Valores das vazões médias mensais nas microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso	77
21. Curva de regressão dos valores de amônio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	78
22. Curva de regressão dos valores de nitrato em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	78
23. Curva de regressão dos valores de sulfato em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	78
24. Curva de regressão dos valores de fósforo em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	79
25. Curva de regressão dos valores de cloro em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	79
26. Curva de regressão dos valores de alumínio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	79
27. Curva de regressão dos valores de cálcio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	80
28. Curva de regressão dos valores de ferro em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	80

29. Curva de regressão dos valores de potássio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	80
30. Curva de regressão dos valores de magnésio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	81
31. Curva de regressão dos valores de manganês em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	81
32. Curva de regressão dos valores de sódio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	81
33. Curva de regressão dos valores de silício em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos	82
34. Curva de regressão dos valores de amônio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	82
35. Curva de regressão dos valores de nitrato em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	82
36. Curva de regressão dos valores de sulfato em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	83
37. Curva de regressão dos valores de fósforo em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	83
38. Curva de regressão dos valores de cloro em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	83
39. Curva de regressão dos valores de alumínio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	84

40. Curva de regressão dos valores de cálcio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	84
41. Curva de regressão dos valores de ferro em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	84
42. Curva de regressão dos valores de potássio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	85
43. Curva de regressão dos valores de magnésio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	85
44. Curva de regressão dos valores de manganês em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	85
45. Curva de regressão dos valores de sódio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	86
46. Curva de regressão dos valores de silício em função da vazão da microbacia do rio Paraíso	86

1. RESUMO

O conhecimento da dinâmica do transporte de espécies químicas é de extrema importância para a elaboração de um manejo racional e adequado das bacias hidrográficas, pois disponibilizam bases científicas que suportam as decisões técnicas e políticas necessárias ao seu planejamento agrícola e ambiental.

Com o objetivo de caracterizar os aspectos quantitativos, no que tange a entrada via precipitação e saída via deflúvio, foi realizado um experimento durante o período de agosto de 1984 a julho de 1985, nas microbacias hidrográficas dos rios Paraíso e dos Búfalos, localizadas no município de São Manuel, na Fazenda Experimental de São Manuel da FCA/UNESP, Câmpus de Botucatu, São Paulo. Foram coletadas 40 amostras de água de chuva e 160 do deflúvio, e procedida a quantificação das seguintes espécies químicas: nitrogênio (amônio, nitrito e nitrato), sulfato, fósforo, cloro, alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, manganês, sódio e silício.

Para as condições edafoclimáticas e características das microbacias em que foi desenvolvido o experimento, e métodos utilizados, observou-se que os aportes atmosféricos, cujas entradas via precipitação recebem influência da poeira ou particulados das atividades de uso do solo, da queima de vegetação, do desmatamento e da combustão de combustível fóssil, representam uma importante fonte de espécies químicas para a manutenção dos ecossistemas aquático e terrestre, sendo o cloro e o cálcio os elementos que mais contribuíram. As microbacias foram responsáveis pela exportação de consideráveis quantidades de espécies químicas via deflúvio, todavia, esse volume recebe interferência direta das condições climáticas, manejo do solo, geologia, atividades agrícolas, uso de fertilizantes, regime hidrológico, práticas conservacionistas e técnicas de amostragem. As concentrações dos elementos em estudo proporcionaram elevados coeficientes de determinação em relação a descarga, exceto o nitrito, cuja presença não foi detectada. O balanço médio anual foi negativo para todas as espécies químicas, tendo o cálcio e o silício apresentado as maiores perdas via deflúvio, provavelmente relacionadas à geologia. Dessa maneira, tornam-se, portanto, necessárias a ampliação e implementação de práticas conservacionistas substanciadas em uma rigorosa política de preservação de tais ecossistemas, visando-se minimizar as exportações de espécies químicas, uma vez que os dados demonstram, efetivamente, o importante e significativo papel desenvolvido pelas referidas práticas, especificamente as matas ciliares, na diminuição do transporte de espécies químicas e preservação dos recursos hídricos.

BUDGETS OF CHEMICAL SPECIES IN SMALL WATERSHEDS UNDER AGRICULTURAL USE – REGION OF BOTUCATU/SP.

Botucatu, 2003. 122p. Tese (Doutorado em Agronomia / Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: PAULO ROBERTO DE ANDRADE LIMA

Adviser: CARLOS ANTÔNIO GAMERO

Co-Adviser: ANTENOR PASQUAL

2. SUMMARY

The knowledge of the dynamics of the transport of chemical species is of large importance for the elaboration, of a rational and adapted handling of watersheds, because provide scientific bases that support technical and political decisions, necessary to its agricultural and environmental planning.

This work aimed to characterize the quantitative aspects, that it plays the entrance through precipitation and exit through discharge an experiment was accomplished during august, 1984 to july, 1985, in the small watersheds of the rivers Paraíso and of the Búfalos, located in the municipal district of São Manuel, in Experimental Farm of São Manuel of FCA/UNESP, Câmpus of Botucatu, São Paulo. The 40 samples of rain water and 160 of the discharge were collected, and proceeded the quantification of the following chemical species: nitrogen (ammonia, nitrito and nitrate), sulphate, iron, chlorine, aluminum, calcium, phosphorus, potassium, magnesium, manganese, sodium and silica.

For the edaphic climatic and characteristic conditions of the small watersheds in that it was developed the experiment, and used methods, it was observed that the atmospheric contributions, whose entrances through precipitation receive influence of the dust, activities of use of the soil, of the it burns of vegetation, of the deforest and of the combustion of fossil fuel, represent an important source of nutrients for the maintenance of the aquatic and terrestrial ecosystems, being the chlorine and the calcium the elements that more contributed. The small watersheds was responsible for the export of considerable amounts of chemical species through discharge, though, that volume receives direct interference of the climatic conditions, handling of the soil, geology, agricultural activities, use of fertilizers, setting hydrological, practical conservation and sampling techniques. The concentrations of the elements in study provided high determination coefficients in relation to discharge, except the nitrito, whose presence was not detected. The annual medium budgets went negative for all the chemical species, tends the calcium and the presented silica the largest losses through discharge, probably related to the geology. They become, therefore, necessary the amplification and implementation of practical conservacionistas nourished in a rigorous preservation politics of such ecosystems, being sought to minimize the exports of chemical species, once, the data demonstrate indeed the important and significant paper developed by the referred practices, specifically the riparian vegetation, in the decrease of the transport of chemical species and preservation of the resources water.

Keywords: Exportation chemical, budgets chemical, nutrients exported, river flux, agriculture, deposition rainfall.

3. INTRODUÇÃO

A água doce é considerada o mais importante recurso natural disponível à humanidade. No âmbito mundial, o seu excesso ou insuficiência propicia a inibição do desenvolvimento da expansão agropecuária, agroindustrial, bem como, o povoamento de regiões.

Apesar desse precioso líquido ser considerado um componente essencial à vida, o homem não tem dado grande importância à necessidade de sua conservação, principalmente nas localidades onde a escassez de água potável é um problema seriamente considerado nos dias atuais. O desenvolvimento da agricultura e da sociedade sempre estiveram vinculado ao controle da água, especialmente para irrigação. Assim, com o avanço tecnológico, o grau de interferência do homem no ciclo hidrológico aumentou de maneira assustadora, resultando em poucos sistemas de drenagem no mundo que têm caráter inteiramente natural.

A tecnologia que pode influenciar na mudança ambiental ao desenvolver novas formas de exploração dos recursos naturais, ao mudar o volume de recursos exigidos, a quantidade ou tipo de resíduos produzidos por unidade de produção, tanto pode aumentar como diminuir o impacto da atividade humana sobre o meio ambiente, afetando conseqüentemente a dinâmica do transporte de espécies químicas. Dessa forma, os avanços tecnológicos no setor agrícola nas últimas décadas têm influenciado a quantidade e qualidade de água disponível para os diversos fins.

A composição química das águas naturais é derivada de muitas fontes de solutos, incluindo gases e aerossóis da atmosfera, intemperismo das rochas e erosão dos solos, reações de soluções ou precipitações que ocorrem abaixo da superfície da terra, e ainda efeitos resultantes da atividade antrópica.

As vias pelas quais os solutos são produzidos em solução ou precipitados e suas quantidades presentes na solução são influenciadas de várias maneiras pelos fatores ambientais, especialmente o clima, estrutura e posição do estrato rochoso, como também efeitos bioquímicos associados com o ciclo dos animais e das plantas.

Desde os tempos mais antigos, o ser humano vem tentando compreender, em parte, o funcionamento do ciclo hidrológico, principalmente na fase terrestre, contrastando com outros aspectos do meio físico, como a erosão e o ciclo das espécies químicas. Dessa forma, a tendência tem sido a de negligenciar a relação entre a água e outros aspectos do meio físico, pois apenas nas últimas décadas é que se formou a idéia de integrar a administração da água com a terra.

A gestão dos recursos hídricos envolve também aspectos relacionados ao uso e manejo do solo das bacias hidrográficas e suas implicações no que se refere ao

próprio solo e ao manejo das águas, sejam aquelas provenientes das precipitações, irrigações ou águas naturais dos rios dessas bacias. Com isso, quando o uso do solo, ou as práticas conservacionistas são realizadas de forma inadequada, poderão ocasionar sérios problemas, como por exemplo, perdas de espécies químicas.

A bacia hidrográfica é a unidade de estudo que mais favorece o desenvolvimento de pesquisas relacionadas ao ciclo hidrológico e que se ajusta aos objetivos de planejamento agrícola e ambiental. Assim, a bacia é a área ideal para o desenvolvimento de estudos, não só do ponto de vista hidrológico, mas também bioquímico, visto que seus cursos da água refletem os resultados de toda a ciclagem biogeoquímica que ocorre em seu entorno. Neste aspecto, qualquer ação que cause efeito adverso no solo, na água e na cobertura vegetal, que atuam interativamente, afetará o ecossistema. Dessa maneira, todas as atividades antropogênicas que provoquem desequilíbrios no sistema são percebidas e podem ser avaliadas por meio da análise de água e do solo.

Desse modo, os conhecimentos do transporte de espécies químicas são de extrema importância para a elaboração de um manejo racional e adequado das bacias hidrográficas, pois fornecem resultados objetivos, que servirão como subsídio para o seu planejamento agrícola e ambiental. Para isso, são demandadas pesquisas hidrológicas e suas diversas relações com o meio ambiente, afim de que se disponha das bases científicas necessárias ao suporte das decisões técnicas e políticas.

O objetivo desta pesquisa foi a caracterização quantitativa, no que tange a entrada via precipitação e a saída via deflúvio, das seguintes espécies químicas: nitrogênio (amônio, nitrito e nitrato), sulfato, fósforo, cloro, alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, manganês, sódio e silício, por meio das amostras de água da chuva e da descarga,

coletadas nas duas microbacias hidrográficas experimentais dos rios dos Búfalos e Paraíso, localizadas na região centro-sul do estado de São Paulo, no município de São Manuel, situada a uma latitude $22^{\circ}46'S$ e longitude $48^{\circ}34'W$ GRW.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. VISÃO GERAL

Embora a água seja um recurso natural dos mais abundantes em nosso meio, constantemente renovável pelo ciclo hidrológico, constituindo mais de 70% da superfície terrestre, o que representa 1,35 bilhão de Km^3 , estima-se que aproximadamente 97% do total seja salgada, formando os oceanos e mares. Dos 3% restantes, cerca de 2% formam as geleiras, e apenas 1% compreende a água doce, distribuída de forma desigual nos rios, lagos, águas subterrâneas, umidade do solo, vapor na atmosfera e nos organismos vivos. De acordo com Assis (1997) e D'Ambrosio (2001), o Brasil possui 8% de toda a reserva de água doce, entretanto, irregularmente distribuída, já que 80% da água doce do país estão em áreas da Região Amazônica, a qual compreende apenas 5% da população brasileira, enquanto que os 20% restantes são destinadas ao abastecimento das demais regiões.

Desde o início do século XX, o consumo de água doce no mundo aumentou mais de sete vezes, chegando atualmente perto de 3.000 km³ anuais, e mais grave ainda é a previsão de que, por volta do ano 2015, estima-se que o consumo deverá aumentar em 50%, o que fatalmente irá gerar uma situação crítica frente a essa condição (Deffune, 1994).

A utilização da água para os diferentes fins, tais como geração de energia, atividades industriais e agropecuárias, condições de vida nas áreas urbanas, navegação e inúmeros outros propósitos, tem contribuído, em maior ou menor escala, para que haja uma crescente diminuição de sua disponibilidade, antevendo-se para um futuro não muito distante uma séria crise advinda de sua escassez. Essa possibilidade é decorrente, sobretudo, da explosão demográfica que, aliada ao desenvolvimento tecnológico, tem reflexo direto no aumento de seu consumo. Observa-se que a melhoria do padrão de vida da população e crescimento da prática irrigacionista, visando-se produtividade agrícola, são entre outros aspectos, fatores relacionados com o aumento na demanda e diminuição na disponibilidade da água.

Com o constante crescimento da população mundial, o homem necessita cada vez mais expandir as suas fronteiras agrícolas, o que interfere diretamente e, mais comumente, de forma danosa no meio ambiente. Assim, tanto o uso do solo como as práticas conservacionistas realizadas normalmente de formas inadequadas, têm ocasionado sérios problemas, como perdas de elevada quantidade de solo, geralmente da camada arável, rica em matéria orgânica, de fertilizantes, contaminação de cursos de água e assoreamento de rios e reservatórios (Henry & Gouveia, 1993; Carvalho, 1994; Huntzinger & Stamer, 1995; Hora, 1998; Conte e Castro et al., 1998; Van Eps et al., 1998).

De modo geral, salvo exceções, os cursos de águas naturais, têm funcionado, como um receptor de todos os dejetos oriundos das atividades humanas, industriais e agrícolas, tornando a água totalmente imprópria para uma reutilização imediata, contribuindo, assim, para uma escassez de disponibilidade.

Como consequência desses fatos, o homem tem empreendido esforços no sentido de constantemente atender às fontes de consumo condizente com as necessidades, o que pode ser constatado pelas várias obras e projetos voltados ao aproveitamento de água em seus múltiplos fins.

Neste contexto, a importância dos recursos hídricos e a necessidade de se ter um eficiente controle de seu uso e manejo pelas diferentes comunidades, controle este exercido por meio de uma adequada política governamental, reveste-se de particular relevância à medida que se observa um crescimento sócio-econômico de uma comunidade onde a água desempenha um papel fundamental e decisivo nesse desenvolvimento.

Para se ter uma idéia, em alguns países industrializados, considerados de primeiro mundo, os dados estatísticos têm mostrado que, a demanda em água tem crescido à razão de 3 a 4% ao ano, colocando muitos deles em estado de penúria crônica, em relação à disponibilidade de água, o que os obriga a um criterioso manejo de seus recursos hídricos com o objetivo de se evitar um colapso no processo de suprimento. Como exemplo, pode-se citar a Alemanha, a Bélgica e outros países da Europa, principalmente, onde o reaproveitamento de águas servidas são, hoje, objeto de muitos estudos.

Segundo relatos de D'Ambrosio (2001), estima-se que onze países da África, como o Egito, e nove do Oriente Médio, como o Kuwait, praticamente não possuem mais água, sendo também crítica a situação de México, Hungria, Índia, China e Tailândia.

De acordo com Deffune (1994), a exploração dos recursos hídricos, especialmente nas regiões áridas, tem levado os estoques próximos ao esgotamento, como é o caso dos rios Nilo, Tigre, Colorado e alguns da Índia, México e África, decorrente do excesso na demanda. A autora comenta também, que um terço dos poços da China estão secos em consequência do rebaixamento do lençol freático, aproximadamente 2,0 metros por ano, e que a crescente diminuição do volume do Mar de Aral, na antiga União Soviética, cujo nível já diminuiu cerca de 15,0 metros de profundidade seria devido à utilização das águas dos rios Amudária e Sirdária para o abastecimento do Aral, bem como, desvios de suas águas à irrigação.

Uma situação análoga também é constatada no Brasil. A cidade de São Paulo, que ao final do século XIX apresentava um consumo médio diário da ordem de 60 litros por habitante, nos dias atuais, em função do aumento de sua população e melhoria das condições de vida, esse consumo saltou para uma taxa de cerca de 330 litros.

Em análise realizada por Rebouças (1997) sobre a disponibilidade de água nas regiões brasileiras e comparando-as com outras partes do mundo, pode-se constatar que um cidadão pernambucano, região com a menor disponibilidade de água no Brasil, dispõe apenas de $1.320 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, essa quantidade é superior a de um habitante da Alemanha, que tem a seu dispor $1.160 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, mas inferior ao limite considerado razoável pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para um ser humano que é de $2.000 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em contrapartida, um paulista tem $3.135 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, potencial equivalente a um cidadão francês, $3.030 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O mesmo autor comenta também que a disponibilidade de água na região leste do estado de Pernambuco é cerca de 2 vezes maior que a de Israel. Assim, a escassez de água nas bacias hidrográficas brasileiras resultam,

principalmente, das precárias condições de uso inadequado dos potenciais hídricos de que dispõem.

O estado do Rio Grande do Sul tem se mobilizado no sentido de recuperar e preservar seus recursos hídricos com a implantação de programas de monitoramento e implantação de Comitês de Bacias Hidrográficas. Segundo Campani (1996), a bacia do Rio dos Sinos teve seu Comitê criado em 1988 e a bacia do Rio Gravataí em 1989, devido ao estado de degradação em que se encontravam, como também o aumento na demanda de água que provocou a interrupção no fornecimento de água potável em diversas cidades no período de verão. O referido autor relata ainda aspectos relativos aos diferentes usos da água do Rio Gravataí, sendo a irrigação de culturas e a aquicultura responsáveis por um consumo de $19,24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, nos meses de janeiro a março.

Krebs et al. (1997), em estudos realizados na bacia hidrográfica do rio Araranguá, no estado de Santa Catarina, referentes à disponibilidade hídrica, observaram que grande parte das águas propícias para o abastecimento e consumo humano vem sendo utilizada para outros fins, como irrigação, dessedentação de animais e abastecimento industrial. Os autores observaram que na época de estiagem (outubro a dezembro), vários rios da referida bacia possuem extensas áreas de cultivo de arroz irrigado, contribuindo para aumentar a redução da vazão. Estas constatações poderão ter consequências futuras no abastecimento, como mesmo o seu colapso.

Assim, o gerenciamento dos recursos hídricos engloba aspectos relacionados com o uso e manejo do solo de bacias hidrográficas e suas implicações no que se refere ao próprio solo e ao manejo das águas, sejam aquelas provenientes das precipitações, da irrigação ou águas naturais dos rios dessas bacias. Portanto, a bacia hidrográfica é a

unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas, como por exemplo, a ocupação das terras com atividades agrícolas.

4.2. ENTRADA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA PRECIPITAÇÃO

A bacia hidrográfica é um sistema complexo, cuja estabilidade depende do fluxo de espécies químicas entre os seres vivos e o meio ambiente. As entradas, via atmosfera, de elementos químicos para o ecossistema ocorrem por meio das precipitações seca e úmida. A precipitação seca é resultado da sedimentação de partículas em suspensão na atmosfera sobre a vegetação e da absorção de gases atmosféricos pela biomassa vegetal. A precipitação úmida é composta dos elementos, solúveis ou não, incorporados à água de chuva e neblina, depositados sobre o ecossistema (Senna, 1992).

De acordo com Bormann & Likens (1967), a entrada de nutrientes no ecossistema, via atmosfera, acontece pela água de chuva, quer pelas substâncias nela dissolvidas, quer pela poeira e outros materiais trazidos pelo vento. A composição iônica da precipitação deve, portanto, ser caracterizada em função da velocidade e direção dos ventos e intensidade da precipitação, associadas às atividades do uso da terra. Stallard & Edmond (1981) evidenciaram que a origem dos elementos cálcio e potássio não é marinha, mas sim terrestre como a poeira do solo, queima da vegetação e desmatamento. Por isso, as atividades agropecuárias podem vir a aumentar o aporte de nutrientes via atmosfera. Para Dalal (1979), Lewis Jr. (1981) e Verry (1983), o cálcio, potássio, fósforo e sódio são originários da poeira, tanto a produzida pelo vento, como a induzida pelas atividades de uso do solo.

Feller & Kimmins (1979) observaram que as concentrações dos elementos químicos da precipitação são de natureza variável, dependentes da fonte e quantidade de poluição industrial e da direção dos ventos predominantes. Estes fatores instáveis afetam, portanto, a química da precipitação.

A quantidade de nutrientes que entram nos ecossistemas pelas chuvas apresenta enorme variação local e temporal, conforme a proximidade de fontes emissoras, e em relação à época do ano, sendo registrada a maior concentração de nutrientes na água nas primeiras chuvas da estação, ou nas chuvas que acontecem após longo período de estiagem (Lima, 1979).

Para Lima (1986), as chuvas constituem importante fonte de nutrientes para os ecossistemas terrestres e aquáticos. Numa floresta, a entrada normal de nutrientes é aumentada significativamente após a interação da água da chuva com as copas das árvores, processo de interceptação, pelo mecanismo de lixiviação. Contudo, nem toda a quantidade de nutrientes resultante da lixiviação representa adição nova ao solo. Parte é devida ao chamado ciclo biogeoquímico de nutrientes, ou seja, da decomposição de folhas das árvores, pela água, devolvendo-os ao solo. A outra parte resulta das partículas secas captadas pelas copas das árvores durante a estiagem e, neste sentido, representa uma contribuição extra de nutriente ao solo. O mesmo autor comenta ainda que o sulfato na chuva deriva da emissão de enxofre para a atmosfera, tanto por via gasosa, como por partículas, por processos naturais (atividade vulcânica), como por processos antrópicos relacionados com a queima de combustíveis fósseis. Já no caso do nitrogênio, sua presença na água da chuva deriva também de processos naturais relacionados com o ciclo do nitrogênio, como também de atividades vulcânicas, e de processos antropogênicos.

Jimenez et al. (1973) constataram que a precipitação e a sedimentação atmosférica contribuem para a presença de nutrientes na água, em concentrações de 0,2 a 0,9 mg L⁻¹ de nitrogênio e 0,1 mg L⁻¹ de fósforo, das quais aproximadamente 60% são proporcionados pela água da chuva e o restante pela deposição de poeiras.

Franken et al. (1985), em estudos realizados na região Amazônica, determinaram as concentrações dos principais íons na água da chuva, da precipitação interna e a escoada pelo igarapé Barro-Branco. Segundo os autores, a contribuição da precipitação em kg ha⁻¹ ano⁻¹ foram as seguintes: Cl⁻ = 13,6; NH₄⁺ = 6,6; PO₄³⁻ = 0,1; Na⁺ = 8,4 e K⁺ = 2,4. Observaram também que as perdas na água drenada pela bacia são muito pequenas, indicando uma eficiente ciclagem de nutrientes realizada pela floresta, ressaltando o importante papel que a mata ciliar pode desempenhar no equilíbrio ecológico de uma bacia hidrográfica, sobretudo no que se refere a preservação da qualidade da água.

Arcova et al. (1985), em experimento realizado na Serra do Mar – Núcleo Cunha-Instituto Florestal, São Paulo, no período de fevereiro de 1984 a janeiro de 1985, em uma bacia hidrográfica experimental com vegetação natural, obtiveram as seguintes concentrações média, expressas em mg L⁻¹, dos nutrientes Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, K⁺ e NO₃⁻ na água da precipitação: 0,41; 0,08; 1,50; 0,34 e 0,88, os quais corresponderam a 4,56; 0,87; 5,11; 16,30 e 10,97 Kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Já Arcova & Cicco (1987), nessa mesma área experimental, no período de janeiro de 1984 a janeiro de 1986, constataram uma concentração média de entrada dos nutrientes Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, K⁺ e P de 0,28; 0,08; 1,08; 0,36 e 0,03 mg L⁻¹, equivalentes a 2,87; 1,08; 11,79; 5,43 e 0,69 Kg ha⁻¹ ano⁻¹. Arcova et al. (1993), durante dois anos de experimentos, de janeiro de 1984 a janeiro de 1986, estimaram os fluxos via

precipitação dos nutrientes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ e NO_3^- , em $\text{Kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, no primeiro ano como sendo: 4,06; 1,25; 12,02; 3,66 e 9,36; e no segundo ano: 1,06; 0,70; 9,68; 6,79 e 8,53.

Franken et al. (1987) estimaram os teores dos íons Cl^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Na^+ e K^+ contidos na água de chuva em uma bacia hidrográfica caracterizada por cobertura florestal do tipo terra firme, na amazônia. Os conteúdos desses íons, em $\text{Kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, foram da ordem de 13,6 Cl^- , 6,6 NH_4^+ , 0,1 PO_4^{3-} , 8,4 Na^+ e 2,4 K^+ . Essas quantidades representaram, respectivamente, 45%, 89%, 37%, 76% e 11% dos totais que atingiram o piso florestal.

Santos et al. (1975), em experimento realizado nas proximidades da cidade de Manaus, concluíram que a precipitação pluvial ocasionou a entrada de 3,2 $\text{Kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de NH_4^+ e 2,5 $\text{Kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de NO_3^- no ambiente. Segundo Santos et al. (1981), os maiores valores de NH_4^+ são registrados durante a estação seca, denotando a influência direta da precipitação.

A influência dos aportes atmosféricos na carga dissolvida transportada pelo rio Amazonas e escoada até o oceano Atlântico pela estação de Óbidos foi calculada por Mortatti (1995) como sendo: 56,9 e 21,9% para SO_4^{2-} e Cl^- ; 6,0 e 3,7% para Ca^{2+} e Mg^{2+} ; e 13,8 e 32,3% para Na^+ e K^+ , respectivamente. Os aportes atmosféricos totais compreendem tanto a influência dos sais cíclicos como as emissões terrestres, que são derivadas dentro da bacia de drenagem, porém sem contribuição direta ao transporte fluvial. De acordo com os referidos autores, os teores de Cl^- , Na^+ e Mg^{2+} apresentaram aproximadamente as mesmas proporções dos sais de origem marinha, enquanto que K^+ , Ca^{2+} e SO_4^{2-} se mostram associados às emissões terrestres.

Campos (1987), por meio de análises físico-químicas de amostras de águas de chuva realizadas na região centro-oeste do estado de São Paulo, para o ano

hidrológico de 1983, revelou os seguintes teores: Ca^{2+} entre 0,16 e 3,52 mg L^{-1} ; Mg^{2+} entre 1,65 e 3,60 mg L^{-1} ; K^{+} entre 0,10 e 0,40 mg L^{-1} e Na^{+} de 0,1 mg L^{-1} .

Vital (1996), em estudo desenvolvido em duas microbacias adjacentes reflorestadas com *Eucalyptus saligna*, localizadas no Vale do Paraíba, município de Santa Branca, estado de São Paulo, durante o período de junho de 1987 a maio de 1994 e junho de 1994 a maio de 1995, verificou, no primeiro período, as seguintes variações nas concentrações médias mensais na água da chuva para o nitrato, potássio, cálcio, magnésio, ferro e sódio: 0,33 a 1,23 mg L^{-1} , 0,12 a 0,67 mg L^{-1} , 0,17 a 1,05 mg L^{-1} , 0,03 a 0,24 mg L^{-1} , 0,01 a 0,28 mg L^{-1} , 0,11 a 1,26 mg L^{-1} ; e no segundo período: 0,05 a 1,60 mg L^{-1} , 0,10 a 2,70 mg L^{-1} , 0,17 a 6,32 mg L^{-1} , 0,00 a 2,19 mg L^{-1} , 0,00 a 0,38 mg L^{-1} , 0,16 a 1,75 mg L^{-1} , respectivamente.

Collins & Jenkins (1996), em pesquisa conduzida em bacias hidrográficas no Likhu Khola, região do Nepal, constataram que os períodos de elevadas concentrações de íons coincidiram com altas entradas de poluentes da atmosférica, presumidamente resultantes da combustão local ou de fontes agrícola próximo à área experimental. A deposição via atmosfera de nitrato, amônio e sulfato apresentaram-se em níveis baixos comparativamente com as entradas oriundas de aplicações de fertilizantes nas áreas agrícolas, porém suficiente para promover a acidificação nas mesmas. Os aportes atmosféricos corresponderam às seguintes concentrações médias: Na^{+} 0,29 mg L^{-1} , K^{+} 0,19 mg L^{-1} , Mg^{2+} 0,40 mg L^{-1} , Ca^{2+} 1,15 mg L^{-1} , Cl^{-} 3,08 mg L^{-1} , SO_4^{2-} 0,90 mg L^{-1} , NO_3^{-} 0,26 mg L^{-1} , NH_4^{+} 0,41 mg L^{-1} , Fe^{3+} 0,06 mg L^{-1} e Al^{3+} 0,02 mg L^{-1} .

Miller & Hirst (1998), em experimento desenvolvido na bacia hidrográfica de Cairn, nordeste da Escócia, observaram que a entrada de elementos químicos

na bacia foi dominada pelos derivados do mar, como Mg^{2+} , Na^+ e Cl^- , com uma razão de Na:Cl de 0,90 comparado a 0,86 à água do mar.

Becher et al. (2000), em estudo realizado no rio Mississippi, leste de Iowa, constataram que os aportes atmosféricos contribuíram com cerca de 7% do nitrogênio total.

Faerge et al. (2001), realizando experimento na província de Bangkok, Tailândia, verificaram que a deposição atmosférica de fósforo pode ser ignorada no balanço de nutrientes devido o seu baixo valor em comparação com as entradas do respectivo elemento originado das pastagens e fertilizantes. Por outro lado, a deposição atmosférica de nitrogênio deverá ser levada em consideração, principalmente devido a combustão de combustível fóssil e atividades agropecuárias. Os autores estimaram uma entrada via atmosfera de nitrogênio no mesmo nível da que acontece em algumas regiões da Europa e Ásia, equivalente a $30 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

4.3. SAÍDA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA DEFLÚVIO

As águas que chegam aos rios transportam grandes quantidades de partículas de solo, restos de culturas e outros poluentes, podendo ainda causar contaminação por agrotóxicos, fertilizantes e eutrofização de cursos da água (Branco, 1986; Conte e Castro et al., 1998), sendo o fósforo juntamente com o nitrogênio apontados como os principais responsáveis pela eutrofização dos mananciais (Beaulac & Reckhow, 1982; Branco, 1986; Esteves, 1988; Procházková & Brink, 1991; Becher et al., 2000, Wit & Bendoricchio, 2001).

Carpenter et al. (1998) identificaram a eutrofização como o problema mais crítico prejudicando a qualidade das águas superficiais nos Estados Unidos, sendo o setor agrícola considerando o principal fornecedor de espécies químicas às águas.

Collins & Neal (1998), em experimento realizado na bacia hidrográfica de Likhu Khola, no Nepal, constataram que o uso continuado e excessivo de fertilizantes podem resultar em elevadas concentrações de nutrientes lixiviados, e consequentemente causar a eutrofização das águas. Os autores também salientaram que o uso indiscriminado de fertilizantes, à base de amônia pode causar acidificação do solo e, ao longo do tempo, atingir os mananciais com conseqüente prejuízo na biodiversidade aquática.

Ekholm et al. (2000), realizando experimento na região da Finlândia, em bacias tributárias do rio Paimionjoki, verificaram que as perdas de nutrientes da agricultura contribuíram para acelerar o processo de eutrofização nos sistemas aquáticos. Os autores comentaram ainda que as perdas de nitrogênio ocorrem principalmente na forma de nitrato, e estão relacionadas com as reservas de nitrogênio orgânico e sua mineralização, uma vez que o seu transporte acontece em pequena quantidade, enquanto que as concentrações de fósforo total, originadas de áreas agrícolas, aumentam com a elevação da declividade.

Para Wit & Bendoricchio (2001), em trabalho conduzido na bacia do rio Pó, localizada no norte da Itália e parte na Suíça e França, as características geomorfológica e hidrodinâmica, agravadas pela alta densidade populacional interiorana, fazem com que o Nordeste do Mar Adriático seja considerado uma das regiões européias que sofre a maior eutrofização. Fato também constatado por Barmawidjaja et al. (1995). Assim, as reduções nas perdas de nutrientes na agricultura são medidas necessárias para controlar os problemas de eutrofização no nordeste do Mar Adriático (Wit & Bendoricchio, 2001).

Keller (1970) e MacDonald et al. (1995) observaram que a exportação anual de nutrientes via deflúvio de uma bacia hidrográfica depende de fatores relacionados com o solo, relevo, geologia, clima, características físicas da bacia e cobertura vegetal. Para Beaulac & Reckhow (1982) e Owens et al. (1991), a exportação de nutrientes está relacionada com os efeitos das condições climáticas, produtividade de biomassa, atividade do uso do solo e manejo. Loehr (1974) também associou a exportação de nutrientes pelas águas superficial ao uso da terra.

Walling et al. (2001) verificaram nos rios britânicos (Severn, Warwickshire Avon, Exe e os tributários do Dart) diferenças entre se na exportação de sedimento, refletindo assim as influências das características da bacia hidrográfica, tais como: relevo, geologia, uso da terra, condições hidrometeorológica e entrada de fonte pontual.

De acordo com Lima (1986), as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo determinam a sua maior ou menor capacidade de adsorção e de liberação de nutrientes para o deflúvio. A quantidade de íons lixiviados pelo movimento da água no solo depende, portanto, da sua composição mineral, de sua capacidade de troca catiônica e das características da solução do solo (Sonzogni et al., 1980; Lima, 1986). Em condições de solo florestal, as perdas de nutrientes por lixiviação são diminuídas tanto pelo maior conteúdo de matéria orgânica, quanto pela contínua absorção e ciclagem de nutrientes pela vegetação (Lima, 1986). Dessa forma, o clima é geralmente considerado o elemento determinante na exportação de nutrientes de florestas, devido a sua influência na distribuição vegetativa e decomposição, formação do solo e distribuição da fauna e microflora (Beaulac & Reckhow, 1982).

Segundo Thornton & Dise (1998), além da influência do solo e seu uso, a química da água do rio é fortemente influenciada pela deposição atmosférica. Para Becher et al. (2000), as concentrações de nutrientes são influenciadas diretamente pelos seguintes fatores: climáticos, uso do solo, distância da fonte emissora, escoamento superficial e subsuperficial e processos interno no curso da água. Beaulac & Reckhow (1982), analisando estas influências dentro do contexto de três usos do solo: floresta, agricultura e urbano, concluíram que o transporte de nutrientes nas áreas com florestas, foram baixos e relativamente homeostáticos, ao contrário do que ocorreu nas bacias agrícola e urbana, ou seja, elevadas e amplas variações da taxa de exportação de substâncias química, provavelmente decorrente do uso inadequado de fertilizantes e manejo do solo.

Omernik (1976), citado por Lima (1986), correlacionou a qualidade da água de 473 bacias hidrográficas nos Estados Unidos com o uso do solo, comparando as concentrações de nitrogênio e fósforo no deflúvio em relação aos seguintes usos preponderantes na bacia hidrográfica: floresta, agricultura e urbano. O autor observou que as concentrações de nitrogênio e fósforo no deflúvio aumentaram linearmente com o aumento do uso agrícola e urbano na bacia, ou seja, com a diminuição da cobertura florestal. Taylor et al. (1971), comparando duas bacias experimentais, sendo uma com floresta e outra com culturas agrícolas, verificaram que a última apresentou maiores perdas de nutrientes. Reckhow et al. (1980) concluíram que bacias hidrográficas com plantios agrícola utilizando espécies leguminosas contribuíram mais à exportação de nitrato solúvel na água que aquelas com espécies não leguminosas.

Segundo Pionke et al. (2000), em estudo realizado na bacia de Chesapeake, localizada na Pensilvânia, nos Estados Unidos, as áreas críticas na exportação de

fósforo ou nitrogênio resultaram das combinações de elevada atividade hidrológica em consequência do clima, topografia e geologia da bacia. Os referidos autores relacionaram as altas entradas de nutrientes, proveniente da agricultura, como reflexo da dominância territorial e uso intenso do solo por práticas agrícolas.

Mander et al. (1998, 2000), analisando os impactos das flutuações climáticas, características do padrão de uso do solo, intensidade de fertilização, parâmetros do solo e descarga de água na exportação de nutrientes na bacia hidrográfica do Rio Porijõgi, sudeste da Estônia, sugeriram que as mudanças no uso do solo e as flutuações climáticas são os principais fatores que influenciaram diretamente na mudança do volume de água e no fluxo de espécies químicas daquele rio. Os autores salientaram também que a taxa de fertilização em sub-bacias hidrográficas agrícola de pequeno porte é considerada como um fator mais importante no transporte de nitrogênio até os cursos de água, enquanto que em bacias hidrográficas de grandes extensões considera-se o uso do solo. Para Mander et al. (2000), em bacias hidrográficas agrícolas pequenas, de até 300 km², a diminuição no uso do solo e intensidade de fertilização causam um decréscimo significativo nas perdas de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica. Os autores obtiveram as seguintes variações médias na exportação de nutrientes, durante o período de 1987 a 1994: SO₄²⁻ 61,3 Kg ha⁻¹ ano⁻¹; NO₃⁻ 8,7 Kg ha⁻¹ ano⁻¹; NH₄⁺ 0,66 Kg ha⁻¹ ano⁻¹; P total 0,17 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ e N inorgânico total (NH₄⁺ + NO₃⁻ + NO₂⁻) 9,8 Kg ha⁻¹ ano⁻¹. Miller (1979) constatou uma perda média anual de fósforo bastante significativa, variando de 1,6 – 36 Kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Em geral, solos arenosos/pedregosos não causam facilmente o transporte de espécies químicas, têm um baixo conteúdo de cátions, e causam um fluxo de água em direção ao lençol freático. Assim, a exportação de espécies químicas via escoamento

é baixa. Ao contrário, os solos argilosos comumente apresentam alto conteúdo de cátions, alta erodibilidade de elementos químicos e baixa capacidade de infiltração. Por ser um tipo de solo destinado normalmente ao cultivo, sofre rápida decomposição e produz alta taxa de exportação de nutrientes (Kilmer et al., 1974; Miller, 1979; Beaulac & Reckhow, 1982).

Para Dillon & Kirchner (1975), os solos arenosos apresentam menores disponibilidades de espécies químicas à lixiviação e erodibilidade do que solos argilosos, comumente rico em espécies químicas e disponíveis ao transporte.

De acordo com Lima (1986), as perdas excessivas de espécies químicas por lixiviação e por erosão podem influenciar não apenas a produtividade da área, como também a qualidade da água produzida pela bacia.

Stone et al. (1998a,b) constataram que a lixiviação de nitrato para o lençol freático é um problema potencial sob elevada precipitação, em solo de textura arenosa e com baixos níveis de matéria orgânica.

Smolen (1981) observou em uma bacia hidrográfica com diversificado uso de solo, no sudoeste da Piedmont de Virgínia, que a atividade agrícola causou um significativo aumento na concentração de nitrogênio e fósforo. O excesso de fósforo atribuído à atividade agrícola foi encontrado em fração orgânica e na superfície das partículas coloidais do solo.

Schuman et al. (1973), Kilmer et al. (1974) e Stone et al. (1998b) evidenciaram que o uso excessivo de fertilizantes propicia um aumento no fluxo de nutrientes aos mananciais. De forma análoga, Gilliam (1991) e Stone et al. (1998a) observaram que os problemas ocasionados pelo nitrato no lençol freático são decorrentes das elevadas taxas de aplicações de nitrogênio acima daquelas recomendadas à produção agrícola. De acordo com

Lima (1986), o uso de fertilizantes nitrogenados pode, por meio do escoamento superficial e lixiviação, contribuir para aumentar o carreamento de nitrato aos cursos da água.

Segundo Carvalho (1994) e Carvalho & Cunha (1998), entre as perdas de solo que ocorrem na natureza, que são aceleradas e intensificadas pela atividade antrópica, destacam-se o seu manejo inadequado, os desmatamentos e a urbanização. Assim, as características individuais da água e dos sedimentos e seu inter-relacionamento influenciam diretamente o tipo e o volume do material erodido e transportado e as formas de deposição. Dessa forma, o conhecimento desses mecanismos que levam ao processo erosivo mais intenso, em especial, do transporte de sedimentos pelo escoamento das águas, cujo controle dos fluxos de nutrientes estão cada vez mais variados e complexos, é essencial para a interpretação e solução desses problemas (House et al., 1997).

Hetling et al. (1999) consideram as atividades humanas como produtoras de uma grande variedade de poluentes, incluindo sedimentos, nutrientes, agroformas, sais e patógenos que afetam a qualidade da água superficial e do lençol freático. Para Stanners & Bourdeau (1995) citado por Wit & Bendoricchio (2001), as atividades humanas, tais como o uso de fertilizantes na agricultura, pecuária e descarga de água residuária têm proporcionado aumento dos níveis de nutrientes no lençol freático, rios, lagos e em todo litoral do mar na Europa.

Boers (1996), em trabalho conduzido nos Países Baixos, constatou que a agricultura produziu emissões nas águas superficiais em aproximadamente 60% do nitrogênio total e 40-50% do fósforo total. Essas elevadas contribuições foram resultantes, principalmente, pelas grandes quantidades de fertilizantes e esterco utilizados no setor agrícola aplicados além da capacidade de absorção da cultura e adsorção pelo solo.

Somlyódy et al. (1999), em experimento desenvolvido na bacia do rio Danúbio, verificaram que a principal fonte de entrada de nutrientes, cerca de 50%, nos cursos de água foi oriunda da agricultura, enquanto que o meio urbano correspondeu a segunda fonte. Para os referidos autores, a erosão retratou o principal canal de condução do fósforo e nitrogênio para as águas superficiais.

Stone et al. (1998b) verificaram que o excesso de nutrientes no lençol freático pode levar à contaminação das águas dos rios e, conseqüentemente, conduzir o sítio ao crescimento de algas e a exaustão dos suplementos de oxigênio na água, resultando na morte de peixe e perda de vegetação aquática. Os resultados obtidos para o período experimental de 1990 a 1997 apresentaram variação nas concentrações média anual: NO_3^- 0,95 a 1,85 mg L⁻¹, NH_4^+ 0,05 a 0,32 mg L⁻¹, PO_4^{3-} 0,04 a 0,10 mg L⁻¹.

House et al. (1997) verificaram que o transporte de nutrientes pelos rios europeus influenciam as características químicas e biológicas das águas, particularmente a concentração de oxigênio e crescimento de fitoplâncton. Malone et al. (1986, 1988) e Jordan et al. (1991), em trabalhos desenvolvidos na Baía de Chesapeake, localizada no litoral dos Estados Unidos, constataram que as entradas de nitrogênio e fósforo são as principais fontes de excessiva produção de fitoplâncton. Este fato, também foi identificado por Wit & Bendoricchio (2001) na bacia do rio Pó, localizada no norte da Itália e pequena parte na Suíça e França, cujas entradas de nutrientes estão diretamente relacionadas com o aumento da quantidade de fitoplâncton e outras plantas aquáticas.

Segundo Huntzinger & Stamer (1995), a contaminação das águas superficiais e subterrâneas por meio de fontes difusas (não pontuais) em áreas agrícolas se dá pela introdução de agroformas, nutrientes e sedimentos. Os autores coletaram, em área

predominantemente pastoril e agrícola, com intensa atividade de irrigação, amostras de águas superficiais e subterrâneas, e analisaram as concentrações de nitrato. As concentrações de nitrato em águas subterrâneas (rasa e funda) foram relativamente altas, sendo os maiores valores observados nos poços mais rasos, atribuídos ao uso de fertilizantes nitrogenados associados à irrigação. Lander et al. (1998) citado por Hetling et al. (1999) constataram que, em área de produção de milho, cerca de 30% dos fertilizantes nitrogenados aplicados foram perdidos ou armazenados na bacia hidrográfica, provavelmente no lençol freático.

Segundo Ressler et al. (1995), a lixiviação de nitrogênio na forma de nitrato é considerada um problema ambiental, pela contaminação de água subterrânea e fontes de suprimento de água no meio rural. Os autores verificaram que a compactação localizada do solo favorece uma maior retenção dos fertilizantes nitrogenados na zona de raiz, onde são melhor utilizados pelas plantas, resultando na minimização das perdas por lixiviação e conseqüentemente, evitando a contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

De acordo com Procházková & Brink (1991), em experimento desenvolvido em bacias hidrográficas agrícolas na Suécia, o fluxo de saída de nitrato variou entre 80 a 90% do nitrogênio total exportado.

Preti et al. (1998) constataram um incremento nas concentrações de nitrato em águas superficiais ou subterrâneas na Itália, relacionando-o a fontes de origem difusa e com as práticas incorretas de manejo do solo e adubo. Segundo Pionke et al. (2000), a maior parte do nitrogênio exportado pela bacia Chesapeake, na Pensilvânia, é na forma de nitrato, por meio do escoamento superficial, resultante da alta intensidade de cultivo agrícola e aplicação de esterco de animais.

Segundo Van Eps et al. (1998), a atividade agrícola é a principal fonte de contaminação que ameaça a qualidade da água de rios e lagos no estado de Arkansas, Estados Unidos. Os autores observaram que, com o passar do tempo, as fontes não pontuais podem aumentar as concentrações de nutrientes, sedimentos, praguicidas e demanda bioquímica de oxigênio, causando a degradação dos corpos de água, impossibilitando o desenvolvimento da vida aquática e ameaçando ecossistemas inteiros. Constataram também que a carência de práticas adequadas no manejo de efluentes gerados em propriedades destinadas à criação de animais podem contribuir significativamente para a exportação de nutrientes, principalmente quando ocorrem fortes chuvas. Verificaram ainda que as implicações ecológicas são resultantes das altas concentrações de nitrogênio presentes na água, principalmente aquelas na forma amoniacal, ligadas à dinâmica do oxigênio no meio aquático. Assim, corpos de água com altas concentrações de nitrogênio amoniacal, podem apresentar oxigênio dissolvido com baixos valores, afetando diretamente a vida aquática (Branco, 1986; Esteves, 1988).

Becher et al. (2000), estudando bacias hidrográficas do rio Mississippi, leste de Iowa, área com 93% de domínio agrícola, verificaram que a utilização de fertilizantes químicos, esterco animal, água residuária e deposição atmosférica propiciam ao ambiente um grande potencial para o transporte de nutrientes. Os autores estimaram que 92% do nitrogênio total e 99,9% de fósforo total foram liberados de fertilizantes químicos e esterco animal. As cargas transportadas pelo rio Mississippi de nitrogênio e fósforo correspondeu a 19% e 9%, respectivamente. As concentrações de nitrogênio total foram presumidamente na forma de nitrito e nitrato, cerca de 80 a 90%, enquanto o restante, 10 a 20%, correspondeu a nitrogênio orgânico e amoniacal.

Em experimento desenvolvido em duas bacias hidrográficas no nordeste dos Estados Unidos, Hetling et al. (1999) observaram que o aumento de nitrogênio nas bacias foram conseqüências da deposição atmosférica e o do uso de fertilizantes, e que a intensidade das práticas agrícolas contribuíram também para esse acréscimo. Os autores observaram que o pasto dos animais (56%) e os fertilizantes (35%) predominam nas entradas de fósforo em toda a bacia de Mohawk, enquanto que na bacia de Upper Hudson, as entradas foram mais distribuídas entre fertilizantes (39%), pasto (11%), geológico (17%) e deposição atmosférica (20%). Por meio das análises de fluxo de nutrientes, os autores sugeriram que a armazenagem, desnitrificação e/ou volatilização de nitrogênio em esterco e fertilizantes, uma vez aplicados no ambiente, será cerca de 10 a 30% da entrada atribuída à agricultura. Segundo Gilliam (1991), usualmente a desnitrificação ocorre em lençol freático de solos pobremente drenados.

De acordo com Rice & Rogers (1993), citado por Haag & Kaupenjohann (2001), o carbono orgânico é o principal fator limitante para que ocorra a desnitrificação nos subsolos. Uma outra pré-condição é a situação de ambiente anaeróbico (Haag & Kaupenjohann, 2001). Assim, a morfologia do solo, particularmente a existência de camada estratificada dentro do perfil do solo, impedindo o movimento da água e soluto, pode contribuir para a criação de condições favoráveis a desnitrificação (Zakosek & Zepp, 1993, citado por Haag & Kaupenjohann, 2001). Dependendo do tipo de solo e uso agrícola as perdas por desnitrificação podem variar de 1 a 223 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Wendland, 1992, citado por Haag & Kaupenjohann, 2001).

Schnabel et al. (1993) relataram que o nitrogênio sofre transformações biológica dentro da bacia hidrográfica alterando, conseqüentemente, a concentração de

nitrato, provavelmente pela influência de sua aderência às plantas, decomposição da matéria orgânica e desnitrificação. De acordo com Edwards & Withers (1998), o nitrogênio no meio ambiente reage principalmente por processos biológicos, tais como a mineralização, nitrificação e desnitrificação. Para Korom (1992), o nitrogênio pode lixiviar para o lençol freático na forma de nitrato, e, conseqüentemente, ser perdido por desnitrificação. Heathwaite (1993), citado por Wit & Bendoricchio (2001), constatou que os mais importantes fatores de perda para o nitrogênio são as assimilações pelas algas e macrófitas, e, especialmente, a desnitrificação. Dessa maneira, se o processo químico/biológico reduz a concentração de nitrato no lençol freático, quanto menor for o tempo de residência, maior será a concentração de nitrato no fluxo do rio (Schnabel et al., 1993).

Collins & Jenkins (1996), em pesquisa desenvolvida em bacias agrícola e florestada, no Likhu Khola, região do Nepal, verificaram que as concentrações média de sulfato foram significativamente elevadas, provavelmente decorrente do uso excessivo de sulfato de amônia no setor agrícola. Os mesmos autores justificaram ainda o aumento da concentração amoniacal na água, como um reflexo da grande quantidade de fertilizantes inorgânico nitrogenado e orgânico, particularmente o esterco de curral, aplicado durante a estação chuvosa. Com relação ao nitrato, as concentrações se mantiveram baixas durante todas as estações, provavelmente devido ao nível de desnitrificação, bem como pela proliferação do crescimento de algas e fitoplâncton. O ferro também apresentou quantidade elevada de escoamento durante a estação chuvosa, provavelmente como um reflexo do aumento da erosão do solo durante os meses de maiores índices pluviométricos.

De acordo com Mortatti & Probst (1998), durante o transporte fluvial, o fluxo dos elementos dissolvidos pode ser modificado por meio das trocas com a planície,

com os sedimentos do fundo em processos de adsorção e absorção, com os organismos biológicos e por diversas reações bioquímicas envolvendo a precipitação e a dissolução de certos minerais, oxidação da matéria orgânica e desnitrificação.

De acordo com Edwards & Withers (1998), o fósforo no meio ambiente reage por meio de processos químicos, isto é adsorção/dessorção e dissolução/precipitação. Esse elemento é removido por adsorção, sobre os sedimentos do leito do rio, sedimentação, e pela aderência nas algas e macrófitos (Probst, 1985). A lixiviação do fósforo para o lençol freático é considerada de pouca significância, normalmente devido a sua armazenagem na forma adsorvida no solo. Behrendt (1996) constatou que o regime de fluxo é o fator principal que afeta as perdas de nitrogênio e fósforo nos rios em todo o mundo.

Baird et al. (1970), citado por Richardson (1972), observaram que as práticas de conservação de solo podem ter um grande efeito sobre o escoamento superficial de bacias pequenas. Entretanto, o efeito é reduzido com o aumento do tamanho da bacia. Verificaram ainda, que os efeitos das práticas de conservação sobre a produção de água é altamente dependente do nível de planejamento da bacia, e que as práticas conservacionistas diminuem com o tamanho da bacia, tornando-se insignificante para áreas superiores a 300 acres.

Estudos conduzidos por Johnson et al. (1979) e McDowell & McGregor (1980) demonstraram que, em sistemas de conservação agrícola, cujo resíduo produzido, em parte ou na sua totalidade, por uma determinada cultura for depositado sobre a superfície do solo, pode aumentar as concentrações de nutrientes solúveis no escoamento superficial. Baker & Laflen (1982), avaliando resíduos da cultura do milho e aplicação de fertilizantes no solo, constataram que quando o fertilizante é colocado sobre a superfície do

solo e abaixo do resíduo não é observada a diminuição na concentração de nutrientes na água. Por outro lado, quando aplicado sob a superfície do solo com o resíduo da cultura do milho resultou em uma diminuição.

Segundo Beaulac & Reckhow (1982), os métodos convencionais de cultivo agrícola, em que o solo é deixado descoberto após a colheita, contribuem para aumentar a quantidade de nutrientes exportados e a erosão do solo. Dessa maneira, a utilização de métodos conservacionistas colaboram para reduzir a exportação de nutrientes, como plantios de espécies que envolvam menor número de operações de mecanização, plantio direto (Pollard et al., 1979), curva de nível e terraceamento (Schuman et al., 1973; Alberts et al., 1978).

Em pesquisa desenvolvida por Sharply et al. (1995) com objetivo de verificar a contaminação da água em função do movimento do nitrogênio e fósforo, originários da utilização do esterco animal e restos de culturas e a disponibilidade de nitrogênio fixado no solo, pôde-se constatar que a utilização do esterco animal aumenta a concentração de nitrato nos fluxos de água subsuperficial. Os autores também observaram que aproximadamente 2% do nitrogênio e fósforo são perdidos nas águas superficiais e subsuperficiais, e que as práticas culturais como incorporação de restos de culturas podem reduzir o transporte desses nutrientes, bem como a erosão.

De acordo com Sharpley et al. (1999), as práticas de manejo agrícola para minimizar as perdas de fósforo por escoamento superficial incluem, basicamente, a aplicação de fósforo submetida a testes de recomendações de uso no solo, redução do escoamento superficial, cobertura de cultura, preparo do solo em curvas de nível, conservação permanente de lavoura e zonas de ripária. Todavia, a implementação dessas medidas em bacia

hidrográfica com grande extensão não implicam em resultados significativos de reduções na exportação de fósforo (Meals, 1993).

Conte (1999), em experimento desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Pardo, na região de Botucatu e Pardinho, em São Paulo, observou que durante a ocorrência de intensas chuvas e de maior vazão foram detectados elevados valores de sólidos em suspensão e nutrientes, excetuando o nitrogênio. Os valores não detectados do nitrogênio, na oportunidade, puderam ser esclarecidos pela complexidade da dinâmica do nitrogênio e pelo efeito da diluição. No que concerne aos demais nutrientes, suas presenças são explicadas pelo grande incremento de resíduos orgânico e minerais originários dos solos, contido nos sólidos em suspensão. Segundo a autora, a exportação de nutrientes, em média, a cada km² da bacia apresentou uma perda por ano de aproximadamente 4.389 kg de nitrogênio; 123 kg de fósforo; 474 kg de potássio; 312 kg de cálcio; 315 kg de magnésio e 373 kg de enxofre. Estes valores denotam prejuízo em termos econômicos, demonstrando pouca eficiência por parte dos produtores rurais, no uso adequado dos fertilizantes e no manejo do solo, bem como na adoção de outras práticas conservacionistas. A significativa presença de nitrogênio no rio Pardo, pôde ser atribuída ao uso excessivo de fertilizantes nitrogenados na área, tendo-se em vista a concentração de extensas áreas de plantios de hortaliças e outros tipos de culturas anuais. De forma análoga, Marchetti & Verna (1992) observaram que, geralmente, o nitrogênio carregado da agricultura domina os valores exportados.

Pionke et al. (2000), em trabalho desenvolvido na bacia hidrográfica localizada no centro-oeste da Pensilvânia, verificaram que quase todo o nitrato exportado pela bacia foi originado da entrada do escoamento subsuperficial do solo ou do lençol freático distante do curso da água, principalmente durante os períodos de fluxo sem ocorrência de

chuva. Assim, a diminuição na exportação de nitrato foi relacionada ao uso da terra e utilização de nutrientes na agricultura. As entradas de nutrientes, na baía Chesapeake, foram estimadas em cerca de 151×10^6 Kg de N e 14×10^6 Kg de P, sendo as entradas diretas identificadas como: oceânica, precipitação atmosférica, escoamento superficial e erosão litorânea, ou indireta, pelo fluxo dos rios e lençol freático. De acordo com Wang et al. (1997), citado por Pionke et al. (2000), a maior fonte direta de nitrogênio é a atmosfera, contribuindo com cerca de $7,9 \times 10^6$ Kg, enquanto que a de fósforo é a oceânica, $4,1 \times 10^6$ Kg (Boynton et al., 1995). A entrada de fósforo pela erosão litorânea representou cerca de 10% da entrada total (Boynton et al., 1995), porém a maior parte foi de origem desconhecida. As grandes fontes indiretas de nitrogênio (143×10^6 Kg) e fósforo ($8,4 \times 10^6$ Kg) foram predominantemente baseadas no uso do solo da bacia.

Numa avaliação dos dados do fluxo de nitrato no rio Swale, na Inglaterra, constatou-se que as suas concentrações podem ter padrões complexos em chuva de alta intensidade, acontecendo diluição em alguns eventos e aumentos em outros (Webb & Walling, 1985). Segundo House & Warwick (1998), uma chuva de curta duração e de grande intensidade que produz expressivo escoamento superficial em um curto espaço de tempo, transporta poucos nutrientes dissolvidos. Assim, as altas concentrações são geralmente resultantes de prolongadas chuvas que causam o lixiviamento pelo perfil do solo antes de alcançar o rio.

De modo geral, as águas de drenagem liberam elementos químicos oriundos das interações geoquímicas entre a água e a rocha (intemperismo), enquanto que as águas do escoamento superficial rápido carregam mecanicamente partículas de solos e rochas (Mortatti & Probst, 1998).

A presença de fósforo no meio aquático pode ter como origem a introdução de esgoto doméstico, processos de intemperização, erosão e lixiviação de solos agrícolas (Lima, 1986; Esteves, 1988; Conte, 1992), embora esse elemento seja considerado praticamente imóvel no solo (Conte, 1999; Conte & Leopoldo, 2001). Taylor et al. (1971) já haviam constatado que toda a remoção de fósforo ocorre durante os períodos de elevado fluxo de água. Segundo Kunishi et al. (1972), a produção de sedimento é um processo esporádico, dependendo da energia de movimento da água relacionada ao fluxo de água. Os autores sugeriram que a taxa de remoção de fósforo carregado pelos sedimentos deve ser estimada a partir de dados mensurados durante períodos de fluxo elevado no rio, visto que as condições podem diferir consideravelmente daquelas de baixo fluxo. Assim, recomenda-se que as estimativas das taxas médias de fósforo sejam realizadas durante longos períodos de amostragem.

Para Pionke et al. (1999), o fluxo de fósforo aumenta bastante durante chuvas de grande intensidade devido o transporte potencial de sedimentos da erosão aumentar progressivamente com a altura da chuva. Owens et al. (1991) relataram que, assim como o fósforo, as concentrações de nitrogênio e potássio apresentaram maiores quantidades em chuvas de grande intensidade que no fluxo de base.

Segundo House et al. (1997), o balanço de fósforo é mais complexo que os demais nutrientes, devido a possibilidade de existir transferência entre as diferentes frações (fósforo solúvel, composto de fósforo e partículas de fósforo). Em análise realizada nos rios da Inglaterra e País de Gales, Muscutt & Withers (1996) verificaram que o fósforo dissolvido apresentou elevada variação quando exportado de fontes não pontuais e pontuais. Para Beaulac & Reckhow (1982), os fatores que contribuem para a variabilidade dos dados de

fósforo incluem o solo, tipo de fertilizantes e aplicação, cultura ou pasto, aplicações de esterco, entre outros. A alta exportação de fósforo foi também verificada em alguns rios italianos (Marchetti & Verna, 1992), tendo sido interpretada em termos das várias entradas de fósforo na bacia hidrográfica, incluindo efluentes de resíduo de esgoto, que geralmente fornecem cerca de 50% do fósforo carregado. House & Warwick (1998), em estudo desenvolvido no rio Swale, no nordeste da Inglaterra, constataram que as concentrações de fósforo na bacia hidrográfica são fortemente influenciadas pelas entradas pontuais da estação de tratamento de esgoto, particularmente durante condições de baixo fluxo. Os autores informaram também que a perda relativamente alta de fósforo no interior do curso da água pode ser atribuída à camada de sedimentos, bem como aos sedimentos em suspensão originado do escoamento superficial ou da erosão das margens do rio.

De acordo com Esteves (1988), o ferro, micronutriente necessário ao metabolismo animal em concentrações adequadas, pode ser tóxico quando administrado em doses elevadas. A presença de ferro e também de manganês nas águas superficiais são atribuídas, principalmente, à decomposição de rochas ricas em ferro e nos solos resultantes dessa decomposição. Sendo elementos abundantes na superfície terrestre, são normalmente encontrados nos corpos de água para onde são transportados, principalmente pelas chuvas, por meio da lixiviação do solo. O ferro dissolvido nas águas, corresponde a duas espécies que comumente ocorrem: íon ferroso (Fe^{2+}) e o férrico (Fe^{3+}).

Segundo Branco (1986), Conte (1992) e Krebs et al. (1997), nutrientes como o potássio, cálcio, magnésio e enxofre têm como origens a utilização de fertilizantes nas áreas agrícolas, a erosão de rochas, lançamento de efluentes domésticos ou de granjas e abatedouros de animais, além daquelas oriundas da decomposição de vegetação das margens

dos mananciais ou mesmo de áreas onde a vegetação fica submersa, e que são oxidadas por ação bacteriológicas. Conte (1999) e Conte & Leopoldo (2001) constataram que as concentrações de enxofre foram mais elevadas durante o período mais chuvoso, indicando o carreamento de fertilizantes utilizados nas áreas agrícolas, já que esse elemento químico também participa da composição de defensivos agrícolas.

Segundo Lima (1986), o cálcio é o principal cátion na maioria dos corpos de águas naturais. Praticamente todas as rochas representam uma fonte de cálcio, mas a concentração é geralmente maior em águas que drenam regiões de rochas calcárias ou de lavouras calcareadas.

Considerando-se grandes bacias de drenagem, o escoamento fluvial é o principal agente de transporte de materiais em solução e suspensão para os oceanos, sendo os fluxos dos materiais em solução proporcionais às descargas líquidas dos rios (Mortatti & Probst, 1998). Dessa forma, o material particulado em suspensão, bem como as concentrações das diversas espécies químicas dissolvidas nas águas fluviais são fortemente influenciadas pelas variações das vazões. De acordo com Probst (1992), foram observados na bacia de drenagem do rio Congo, na África, que, para a maioria das espécies químicas dissolvidas, com exceção da sílica, as fortes concentrações ocorreram durante o período de águas baixas, enquanto que as concentrações mais baixas foram verificadas durante os períodos de águas altas, seguindo de perto um padrão de diluição normal, característico dos grandes rios.

House et al. (1997) verificaram que as concentrações de silício nos rios são geralmente inferiores às concentrações de nitrato durante todo o ano, mostrando menor variabilidade comparativamente com o nitrato. Para Pinder et al. (1997), a

concentração mínima de silício nos mananciais refletem provavelmente o crescimento de algas microscópicas.

Por meio de monitoramento intensivo, House et al. (1997) constataram no transporte de nutrientes nos rios Humber no nordeste da Inglaterra, que as perdas de nitrato, fósforo solúvel reativo (SRP), fósforo dissolvido total (TDP) e silício podem ocorrer provavelmente pela combinação de processos químico e biológico associados com a interação dos nutrientes com sedimentos em suspensão e o próprio leito do rio. Os autores obtiveram as seguintes variações de valores exportados, em $\text{Kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$: NO_3^- 12,1 a 34,1, SRP 0,26 a 4,00, Si^{4+} 22,1 a 65,4, TDP 0,38 a 4,21.

Os resultados de pesquisas realizadas por House & Warwick (1998) indicaram que as interações envolvendo silício, tais como dissolução do mineral sílica/silicato ou adsorvido por algas microscópicas, não foram os principais controles sobre a sua distribuição durante os períodos de amostragens. No entanto, o controle pode ser resultante da baixa dinâmica das reações envolvendo o silício (House & Smith, 1994).

Jossette et al. (1999), em trabalho desenvolvido em três reservatórios: Marne, Seine e Aube, na França, situados no rio Siene, obtiveram dados similares em todos os reservatórios, registrando uma perda e retenção de nitrogênio, fósforo e silício de 40%, 60% e 50% do fluxo, respectivamente.

Prego & Vergara (1998), quantificando os fluxos de nutrientes em rios espanhóis, na Baía de Biscay, verificaram que o rio Nalón contribuiu com uma entrada de fluxo total de nutrientes de 33% de nitrato, 39% de fosfato e 15% de silicato.

Segundo House & Warwick (1998), no rio Swale, no nordeste da Inglaterra, as variações nas concentrações de nitrato são bastante complexas quando

relacionadas com o tempo e mudanças de fluxo, não sendo assim influenciadas apenas pelas entradas pontuais, como é o caso do fósforo solúvel. Entretanto, as entradas difusas são dependentes das condições climáticas, as quais presumidamente afetam as contribuições dos fluxos superficial e subsuperficial na drenagem do solo. Os referidos autores salientaram ainda que as entradas difusas de nitrato são importantes em períodos de chuva de grande intensidade, embora a resposta à descarga seja menor que a observada para o nitrato. As entradas difusas das áreas agrícolas são provavelmente variáveis e dependentes do uso do solo, bem como da forma e extensão de aplicações de nitrogênio para a formação de nitrato nos solos pelos processos de nitrificação e desnitrificação (Burns et al., 1995). House & Warwick (1998) observaram que as grandes perdas em amônio foram presumidamente causadas por nitrificação e adsorção por material suspenso. Segundo Lima (1986), a forma nítrica é difícil de ser detectada em águas naturais, pois é instável e rapidamente se transforma em nitratos.

Martinelli et al. (1983), em experimento conduzido no rio Piracicaba, considerando as variações sazonais relacionadas a parâmetros hidrológicos, concluíram que o cálcio, sódio e cloreto têm suas concentrações diminuídas com o aumento da vazão, enquanto que o ferro tem a sua concentração aumentada com o aumento da vazão. Entretanto, o potássio e o magnésio não se encontram relacionados com a vazão. Os autores obtiveram a seguinte composição média para o rio Piracicaba: Na^+ 13,83 mg L⁻¹, Ca^{2+} 9,27 mg L⁻¹, Cl^- 7,74 mg L⁻¹, K^+ 3,62 mg L⁻¹, Mg^{2+} 1,87 mg L⁻¹, Fe^{3+} 1,51 mg L⁻¹.

Arcova et al. (1985), em experimento realizado na Serra do Mar – Núcleo Cunha, em São Paulo, numa bacia hidrográfica com vegetação natural, pelo período de um ano, determinaram a saída via deflúvio dos nutrientes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ e NO_3^- , em

Kg ha⁻¹ ano⁻¹, como sendo: 12,33; 4,35; 7,10; 28,69 e 15,82, respectivamente. Arcova et al. (1993), na mesma bacia, durante dois anos, de janeiro de 1984 a janeiro de 1986, obtiveram as seguintes exportação dos mesmos nutrientes, em Kg ha⁻¹ ano⁻¹, no primeiro ano: 11,71; 4,07; 26,88; 6,75 e 14,54; no segundo ano: 19,65; 8,90; 36,80; 13,91 e 22,15, respectivamente.

Campos (1987), em experimento realizado na região centro-oeste do estado de São Paulo, demonstrou que as águas dos rios durante o período seco de 1983 apresentou os seguintes teores de: Ca²⁺ 6,06 a 29,92 mg L⁻¹, Mg²⁺ 4,47 a 7,78 mg L⁻¹, Na⁺ 0,60 a 4,0 mg L⁻¹ e K⁺ 2,5 a 5,0 mg L⁻¹.

Em estudo hidroquímico realizado por Santos & Ribeiro (1988), nas águas dos rios Solimões-Amazonas e afluentes, desde a fronteira do Brasil-Peru-Colômbia até o estado do Pará, observaram um decréscimo nas concentrações dos íons do rio, principalmente devido a dissolução desses íons pela contribuição e baixa mineralização dos tributários de água preta, sendo o cloreto o ânion mais abundante até a cidade de Codajás, onde a concentração do sulfato foi superior, devido, principalmente, à contribuição do H₂S dos rios de água preta (rio Negro com maiores valores de ânions em relação aos cátions), lagos de várzea e terra firme existentes no trecho. A alta concentração de potássio, sódio e magnésio nos rios de água preta, é devido ao intemperismo do feldspato, lavagem das folhas, caules, troncos e decomposição orgânica (Santos et al., 1981; Santos & Ribeiro, 1988).

Hardy (1980) estudou lagos de “terra firme” do rio Negro próximos à cidade de Manaus e encontrou a seguinte variação de ordenação dos cátions no período de seca: Na⁺ > K⁺ > Ca²⁺ > Mg²⁺. Já Santos & Ribeiro (1988) constataram a ordem: K⁺ > Na⁺ > Ca²⁺ > Mg²⁺ nas águas dos rios Negro, Preto da Eva, Jatapú e Trairi (todos tributários do Solimões-Amazonas). Esta variabilidade foi similar à obtida no trabalho desenvolvido por

Silva (1999), no período de seca regional, em 15 poços perfurados pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais da Amazônia e distribuídos por todo o perímetro urbano da cidade de Manaus.

Schnabel et al. (1993) constataram, na bacia do rio Susquehanna, Pensilvânia, uma correlação entre a descarga e a concentração de nutrientes na seguinte ordem: $\text{Cl}^- < \text{NO}_3^- - \text{N} < \text{SO}_4^{2-}$.

Martinelli et al. (1988) observaram em alguns rios do estado de Rondônia, bacia do rio Madeira, que a maior quantidade de material dissolvido por unidade de área na época de cheia são produtos do intemperismo que ocorre dentro de cada bacia, os quais, com o aumento da precipitação e, conseqüentemente, do escoamento superficial, são produzidos e carregados com maior intensidade para os rios. Também constataram que o fluxo de nutrientes e a descarga, de uma maneira geral, apresentaram coeficientes de correlação elevados. Os autores sugerem que a maior quantidade de material por unidade de área na época de cheia tenha origem predominantemente terrestre, ou seja, são produtos do intemperismo que ocorrem dentro de cada bacia, os quais com o aumento da precipitação, e, conseqüentemente, do escoamento superficial, são produzidos e carregados com maior intensidade para os rios.

De acordo com Martinelli et al. (1993), uma forma de poder caracterizar os processos que ocorrem nas terras das bacias é pela determinação da quantidade e tipo de material transportado (particulado e dissolvido) por seus rios. Os autores encontraram para o rio Solimões/Amazonas uma composição média de material particulado de 68,5% SiO_2 , 15,2% de Al_2O_3 e 5,6% de Fe_2O_3 .

Mortatti (1995) observou que, para uma grande bacia de drenagem de dimensão continental, como a do rio Amazonas, as interações das relações entre as vazões e

as concentrações podem ser modificadas durante o trajeto desde as nascentes até a foz da bacia de drenagem. O autor observou que entre as espécies químicas dissolvidas transportadas pelo rio Amazonas, calculadas para a estação de Óbidos, HCO_3^- , SiO_2 e Ca^{2+} apresentaram os fluxos anuais mais elevados, com valores de $131,5 \times 10^6 \text{ t ano}^{-1}$, $38,1 \times 10^6 \text{ t ano}^{-1}$ e $33,9 \times 10^6 \text{ t ano}^{-1}$, respectivamente.

Sabará (2000), em experimento realizado durante o período de maio de 1997 a agosto de 1998, na região do médio rio Doce, Minas Gerais, em bacias com atividades agropecuárias e silviculturais sobre rios de menor ordem, sugeriam vantagens da silvicultura sobre a agricultura e pecuária do ponto de vista da conservação de rios de menor ordem na região do médio rio Doce. Apesar destas vantagens, é necessário que decisões de manejo levem em conta a visão de conservação de ecossistemas ripários de maneira a garantir suas funções ecológicas. Os córregos florestais se mostraram mais conservativos em termos de diversos nutrientes como o fósforo, cálcio e magnésio, mas não para o nitrogênio. O mesmo pesquisador obteve os seguintes resultados médios das análises de nutrientes na coluna da água dos córregos das bacias agrícolas: NH_4^+ $301,8 \mu\text{g L}^{-1}$, NO_3^- $129,7 \mu\text{g L}^{-1}$, PO_4^{3-} $31,9 \mu\text{g L}^{-1}$, K total $2,14 \text{ mg L}^{-1}$, Na total $2,87 \text{ mg L}^{-1}$, Ca total $1,08 \text{ mg L}^{-1}$, Mg total $0,61 \text{ mg L}^{-1}$, Fe total $2,57 \text{ mg L}^{-1}$, Mn total $0,14 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto nos córregos das bacias florestais foram os seguintes: NH_4^+ $436,7 \mu\text{g L}^{-1}$, NO_3^- $129,1 \mu\text{g L}^{-1}$, PO_4^{3-} $9,2 \mu\text{g L}^{-1}$, K total $1,46 \text{ mg L}^{-1}$, Na total $2,22 \text{ mg L}^{-1}$, Ca total $0,83 \text{ mg L}^{-1}$, Mg total $0,52 \text{ mg L}^{-1}$, Fe total $1,51 \text{ mg L}^{-1}$, Mn total $0,05 \text{ mg L}^{-1}$.

4.4. BALANÇO DE ESPÉCIES QUÍMICAS

No ciclo geoquímico dos elementos naturais em uma bacia de drenagem, os aportes atmosféricos representam o sinal de entrada, justamente o oposto do escoamento total fluvial junto à foz da bacia, que representa o sinal de saída. Estudos sobre os ciclos das principais espécies químicas confirmam as importantes contribuições desses sinais de entrada nas composições químicas das águas naturais de superfície (Gibbs, 1970; Meybeck, 1982; Probst, 1992; Mortatti, 1995).

De acordo com Bormann & Likens (1967), Likens et al. (1977), Arcova et al. (1985), Senna (1992) e Arcova et al. (1993), a quantificação do balanço de nutrientes em bacias hidrográficas é obtida pela diferença entre a entrada de nutrientes pela precipitação e a saída via deflúvio, após a interação da água da chuva com o solo.

Arcova et al. (1985), em experimento realizado na Serra do Mar – Núcleo Cunha, em São Paulo, numa bacia hidrográfica experimental com vegetação natural, pelo período de um ano, verificaram que o balanço dos nutrientes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ e NO_3^- foi determinado pela diferença entre os fluxos de entrada via precipitação e o de saída via deflúvio que drena a referida bacia. O balanço, em $\text{Kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, foi negativo para todos os nutrientes, com as seguintes perdas líquidas: Ca^{+2} -7,77; Mg^{+2} -3,48; Na^+ -12,39; K^+ -1,98 e NO_3^- -4,85. Arcova et al. (1993), na mesma bacia, durante dois anos, de janeiro de 1984 a janeiro de 1986, estimaram o balanço dos nutrientes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ e NO_3^- e concluíram que o mesmo foi negativo para todos esses nutrientes, em $\text{Kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente: no primeiro ano Ca^{+2} -7,65; Mg^{+2} -2,82; Na^+ -14,89; K^+ -3,09; NO_3^- -5,18; no segundo ano Ca^{+2} -18,59; Mg^{+2} -8,20; Na^+ -27,12; K^+ -7,12; NO_3^- -13,62.

Owens et al. (1991), em estudo desenvolvido na Bacia Experimental do Norte de Appalachian próximo a Coshocton, USA, observaram que o transporte de cálcio, magnésio e sódio foram maiores que as entradas via precipitação, indicando que ocorram contribuições de materiais do solo e geológico.

Senna (1992), em experimento desenvolvido na região Amazônica com o objetivo principal de estimar o fluxo de entrada e saída de nutrientes, pela precipitação e deflúvio, constatou que o fluxo de nutrientes via precipitação observada para os meses de outubro, novembro e dezembro, em g ha^{-1} , de um modo geral, foi maior que os fluxos de nutrientes via deflúvio, com exceção do potássio, cloro, alumínio e ferro. No mês de janeiro as maiores saídas foram para o sulfato, fósforo, ferro e cloro. Essas reservas de nutrientes acumuladas nos meses de outubro, novembro e dezembro evidenciam que, para alguns nutrientes, o período é de tempo curto no ciclo hidrogioquímico, e que são vitais para a manutenção do ecossistema.

Miller & Hirst (1998), em experimento desenvolvido na bacia hidrográfica de Cairn, nordeste da Escócia, estimaram a quantidade média anual de entrada e saída de alguns elementos químicos, em $\text{Kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, para o período de 1989 a 1994. Os resultados foram: K^+ 7,2 e 8,0; Ca^{2+} 3,5 e 28,5; Mg^{2+} 3,6 e 10,0; Na^+ 30,6 e 46,5; Si^{4+} 5,9 e 25,0; NH_4^+-N 3,6 e 0,4; NO_3^--N 4,0 e 1,0; $\text{SO}_4^{2-}-\text{S}$ 12,5 e 15,2; Cl^- 52,6 e 61,7.

Pela literatura consultada, pode-se observar que se trata de um tema bastante complexo, onde diversos fatores exercem implicações diretas na quantidade e qualidade dos recursos hídricos. De uma maneira geral, os autores têm dado ênfase a soluções para atenuar tais problemas sempre fundamentadas em programas de preservação, tais como,

implantação de sistemas de conservação e uso do solo, plantio de matas ciliares e uma política de gestão dos recursos hídricos mais rigorosa.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. LOCALIZAÇÃO

O trabalho foi conduzido durante o período de agosto de 1984 a julho de 1985 nas microbacias hidrográficas dos rios Paraíso e dos Búfalos, localizadas no município de São Manuel, estado de São Paulo, de propriedade da Fazenda Experimental São Manuel, pertencente à Faculdade de Ciências Agronômicas/ UNESP, Câmpus de Botucatu, situada a uma altitude de 740 m, latitude $22^{\circ}46'S$ e longitude $48^{\circ}34'W$ GRW (Figura 1). Na Figura 2, pode-se observar a planta planialtimétrica contendo as respectivas microbacias.

As características físicas das microbacias são observadas no Quadro 1, estabelecidas de acordo com a metodologia proposta por Villela & Mattos (1975).

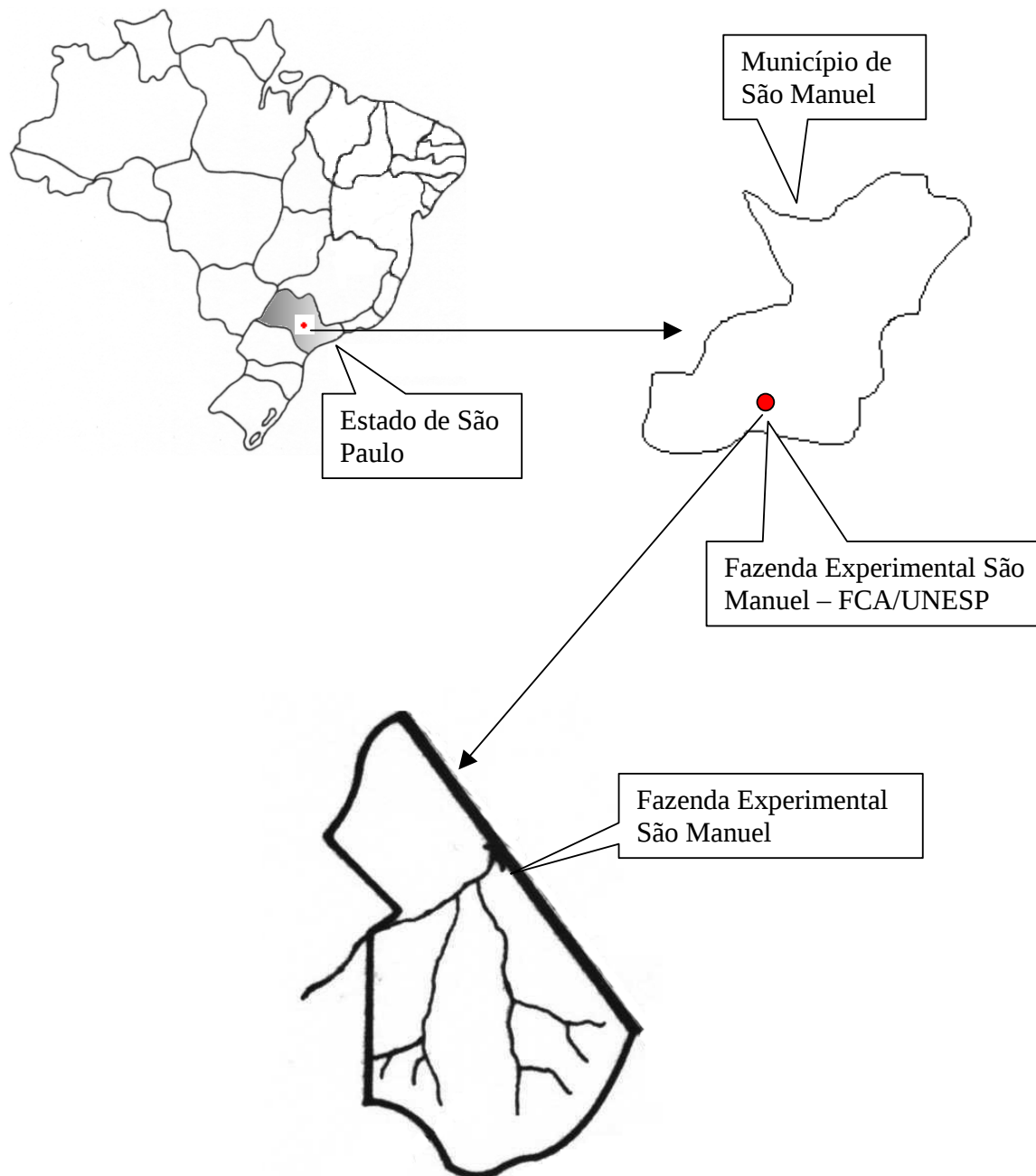


Figura 1. Localização da Fazenda Experimental São Manuel pertencente à Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP.

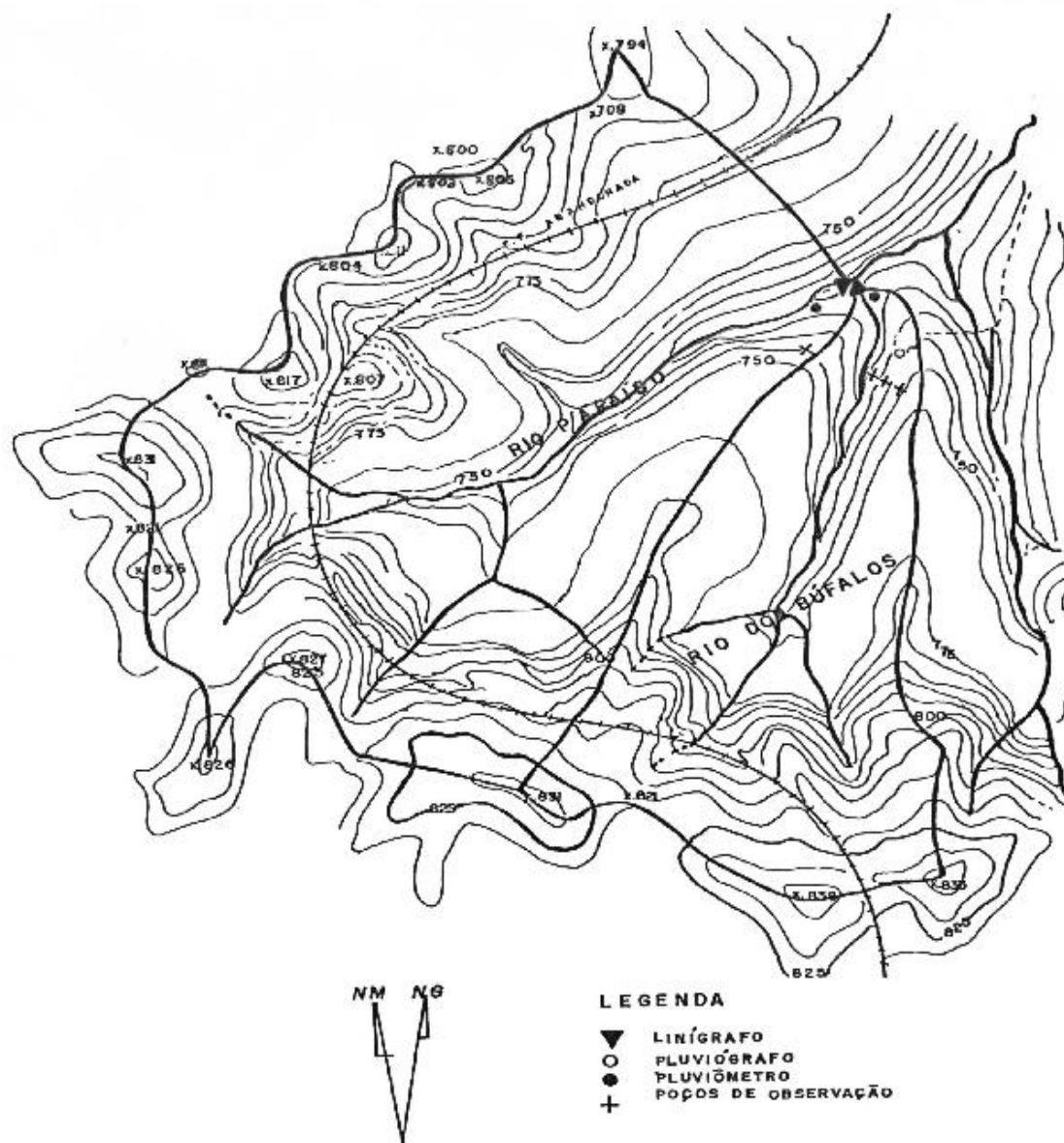


Figura 2. Planta planialtimétrica das microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso localizadas na Fazenda São Manuel – SP.

QUADRO 1. Características físicas das microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso.

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	MICROBACIAS	
	BÚFALOS	PARAÍSO
Área da Microbacia (A) (ha)	158	327
Perímetro (P) (Km)	5,8	8,825
Canal Principal (L) (Km)	1,700	2,520
Extensão total dos cursos d'água (Km)	3,72	6,020
Índice de capacidade (Kc)	1,292	1,367
Fator de forma (Kf)	0,547	0,515
Densidade de drenagem (Dd)	2,350	1,842
Sistema de drenagem (ordem)	2 ^a	3 ^a
Declividade total do curso principal (%)	3,5	3,3
Declividade média da bacia (%)	9,3	9,0
Altitude média (m)	748	781

Fonte: Martinez (1986).

5.2. CLIMA

O clima, segundo a classificação de Koppen, é do tipo Cwa, quente com invernos secos e verões chuvosos, apresentando temperatura e precipitação médias anuais de 20,3°C e 1537 mm, registrando os maiores valores de precipitação nos meses de

outubro a março, correspondentes à estação chuvosa, sendo os meses de julho e agosto os mais secos em São Manuel (Kennerly, 1997).

5.3. GEOLOGIA

A Fazenda Experimental São Manuel encontra-se situada no Planalto Ocidental do estado de São Paulo (Almeida, 1964). Os terrenos dessa área pertencem à Era Mesozóica, apresentando como embasamento as rochas basálticas da Formação Serra Geral (Carvalho, 1981; Campos, 1987).

Praticamente todas as áreas das microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso são constituídas pelos sedimentos modernos, apresentando em alguns pontos o afloramento do arenito Bauru, formando pequenas elevações. Os terrenos aluviais são constituídos pelos sedimentos arenosos e formam as várzeas dos cursos de água.

As rochas do Grupo Bauru, arenito conglomerado com cimento calcário, são as principais fornecedoras de materiais de origem dos solos. No caso dos sedimentos modernos, originados da erosão Cenozóica, cuja profundidade varia de 15 a 210 metros, diferenciam-se do referido grupo Bauru pela presença de linha de pedras. Tais sedimentos são provenientes do próprio Grupo Bauru ou da contribuição das efusivas básicas de áreas circunvizinhas (IGG, 1964).

Segundo Oliveira et al. (1999), os solos das áreas experimentais são classificados como sendo Latossolos Vermelhos-Amarelos (LVA).

5.4. VEGETAÇÃO

No Quadro 2, encontram-se os percentuais dos tipos de cobertura vegetal que recobrem as microbacias em estudo, cujos valores foram estimados por meio de fotografias aéreas e verificação "in loco".

QUADRO 2. Cobertura vegetal e percentuais das microbacias do rio dos Búfalos e Paraíso.

TIPO DE COBERTURA	MICROBACIAS			
	BÚFALOS		PARAÍSO	
	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%
Superfície reflorestada ou natural	0,239	15,12	0,344	10,53
Pastagens	0,512	32,38	1,924	58,87
Culturas perenes	0,593	37,51	0,244	7,47
Culturas anuais e outras	0,237	14,99	0,756	23,13

Fonte: Martinez (1986)

A microbacia do rio dos Búfalos tem um sistema de conservação de solo constituído por terraceamento em níveis, o qual representa cerca de 30% da área total, e apresenta uma maior percentagem de culturas perenes e pastagens; enquanto a microbacia do rio Paraíso se caracteriza por apresentar as pastagens, como o tipo de cobertura predominante, aproximadamente 58,87% da área total, seguida das culturas anuais. Entre as culturas anuais, predomina a cana-de-açúcar plantada seguindo um sistema de conservação de solo constituído por terraços e plantio em nível.

As áreas com cobertura de florestas naturais ou artificiais se localizam, quase em sua totalidade, nas nascentes dos cursos de água ou margeando-os, na forma de matas ciliares.

5.5. DADOS PLUVIOMÉTRICOS

A quantificação da altura de chuva, no período de agosto de 1984 a julho de 1985, foi determinada por meio de pluviômetros do tipo Ville de Paris com área de captação de 400 cm², sendo as leituras procedidas com o auxílio de provetas. O volume precipitado foi calculado em milímetros em função da área de captação dos pluviômetros.

Os pluviômetros foram instalados próximos as estruturas de medição de descarga das duas microbacias, levando em consideração as normas da Organização Mundial de Meteorologia - OMM (1967), conforme Figura 2.

5.6. DADOS DE VAZÃO

Os dados das descargas foram obtidos a partir da construção de estruturas constituídas por calhas Parshall junto às saídas de cada microbacia, sendo de 3 pés (0,914m) na microbacia dos Búfalos e de 4 pés (1,22m) na microbacia Paraíso (Figura 2).

As calhas foram construídas em alvenaria, seguindo as especificações e normas apresentadas por Azevedo Neto (1966), para o tipo de estrutura adotada.

Ao lado de cada calha foi construído um abrigo para fins de instalação do linígrafo, com o objetivo de registrar a carga hidráulica nas referidas calhas, bem como, uma régua linimétrica, com a finalidade de ser utilizada para a comparação e correção das alturas medidas nos linígrafos. Os linígrafos (modelo LNG-9 da Hidrologia SA) utilizados possuíam escala de 1:5, com autonomia de uma semana e registro com divisões de tempo de duas horas. As régua utilizadas foram construídas no Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agronômicas/UNESP, Câmpus de Botucatu, com precisão de milímetros.

As alturas registradas pelos linígrafos foram convertidas em descargas empregando-se as equações (1) e (2), obtidas por meio da calibração das calhas, conforme Martinez (1986):

- Calha de 3' (Bacia dos Búfalos)

$$Q = 2,185 H^{1,562} \quad (1)$$

- Calha de 4' (Bacia do Paraíso)

$$Q = 2,952 H^{1,572} \quad (2)$$

Nas equações (1) e (2), o “Q” representa a descarga em $m^3 s^{-1}$ e o “H” a carga hidráulica nas calhas Parshall, em m.

Nas Figuras 3 e 4 são observadas as instalações descritas e utilizadas na quantificação da água drenada pelas microbacias.



Figura 3. Estrutura de medição de descarga na microbacia do rio dos Búfalos.



Figura 4. Vista, à montante, de medição de descarga da microbacia do rio Paraíso.

5.7. COLETA DE AMOSTRAS

As amostras de água de chuva foram coletadas manualmente, por meio de pluviômetros localizados em cada microbacia, após sua quantificação. Tendo em vista a distância da área experimental para fins de coleta de água do deflúvio por ocasião da ocorrência de chuvas, foi desenvolvido um sistema de coleta automática, de acordo com a descrição feita por Leopoldo & Mortatti (1985), construído no Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agronômicas/UNESP, Câmpus de Botucatu, conforme a Figura 5.

O equipamento utilizado consta de um sensor que pode ser disparado manualmente e/ou pela elevação do nível de água; um pequeno conjunto moto-bomba de 12V em conexão com a fonte de água que é responsável pela sua captação e condução até os frascos coletores de amostras; um comando geral eletrônico onde se pré-programa o funcionamento do conjunto moto-bomba; o intervalo de tempo entre coletas e comando do seletor de amostras, fazendo com que o fluxo de água seja passada de um frasco para o próximo. O selecionador de amostra consta de 10 frascos; uma célula foto-elétrica; um motor responsável pelo movimento mecânico do direcionador de água de um frasco para o seguinte, até o décimo; e uma válvula solenóide de três vias, responsável pela limpeza e descontaminação do sistema (Martinez, 1986).

O funcionamento pode ser descrito da seguinte forma: com a elevação do nível de água estabelece-se o contato entre os extremos inferiores do sensor, pondo em funcionamento o conjunto moto-bomba por um tempo que pode ser selecionado para 60, 120 ou 180 minutos. Após a 10ª coleta, o aparelho se desliga automaticamente.



Figura 5. Vista do equipamento utilizado na coleta automática.

O emprego deste equipamento, além de permitir uma coleta totalmente automática, permite também, quando necessário, um intervalo de tempo suficiente entre o início do evento chuvoso e a presença de pessoas no local de amostragem, evitando a perda das primeiras amostras.

5.8. ANÁLISES QUÍMICAS

Durante o período de coleta dos dados, compreendido entre agosto de 1984 a julho de 1985, foram coletadas 160 amostras nas descargas de drenagem e 40 referentes às precipitações.

Após as amostragens da água de chuva e do deflúvio, cada amostra foi acondicionada em dois frascos plásticos de polietileno de 30 mL, preservadas com ácido sulfúrico (para análises da série nitrogenada) e com ácido nítrico (para as demais análises), além de permanecerem em freezer até o momento do envio à Seção de Química Analítica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA, Piracicaba – SP para serem analisadas.

As determinações dos elementos químicos NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} e Cl^- foram realizadas por meio de espectrometria de injeção em fluxo (Ruzicka & Hansen, 1975), enquanto que o Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ foram obtidos pela espectrometria de absorção atômica (Analytical Methods for Atomic Absorption Spectrophotometry; Perkin-Elmer Corp., Norwalk, Conn., 1973, citado por Senna, 1992). Os demais elementos tiveram os seus resultados provenientes de análises feitas por espectrometria de emissão atômica com plasma induzido em argônio de acordo com Bermann & McLaren (1978).

5.9. FLUXO DE ESPÉCIES QUÍMICAS

A quantificação dos fluxos de nutrientes, nas descargas dos rios dos Búfalos e Paraíso, das seguintes espécies químicas: nitrogênio (amônio, nitrito e nitrato),

sulfato, fósforo, cloro, alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, manganês, sódio e silício foram calculados por meio do produto da vazão pela concentração das referidas variáveis químicas, utilizando-se a seguinte equação (Senna, 1992; Carvalho, 1994; Mortatti & Probst, 1998; Hora, 1998):

$$F = Q \cdot C \cdot 31,536 \times 10^3 \dots\dots\dots(3)$$

onde:

F = transporte fluvial de material dissolvido, em g ano^{-1} ;

$31,536 \times 10^3$ = constante envolvendo transformações de unidades;

Q = vazão líquida, em L s^{-1} ;

C = concentração da variável, em mg L^{-1} .

Após quantificado o fluxo de material dissolvido, o mesmo foi expresso em termos de fluxo específico em função da área de cada microbacia de drenagem (ha ou Km^2), o que permite a comparação entre distintas bacias de drenagem, quanto ao comportamento do transporte de uma determinada espécie química.

A entrada de nutrientes nas microbacias via precipitações foram calculadas pela da seguinte equação:

$$En = P \cdot C \cdot 10 \dots\dots\dots(4)$$

onde:

En = entrada de espécie química via precipitação, g ha^{-1} ;

P = precipitação, mm ;

C = concentração, mg L^{-1} ;

10 = constante envolvendo transformações de unidades.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. ENTRADA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA PRECIPITAÇÃO

Durante toda fase experimental, compreendida entre o período de agosto de 1984 a julho de 1985, foram obtidos dados às entradas de nitrogênio (amônio, nitrito e nitrato), sulfato, fósforo, cloro, alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, manganês, sódio e silício por meio das precipitações que ocorreram nas microbacias, compreendendo um total de 560 análises, as quais foram provenientes de 40 amostragens de águas de chuvas individuais e 14 variáveis químicas analisadas.

No Quadro 3, são apresentados os valores médios mensais (média do número de leituras efetuadas em cada mês), anual (média do número total de leituras efetuadas), e os desvios padrões das concentrações das substâncias químicas que entraram nas microbacias experimentais via precipitação, com valores expressos em miligrama por litro (mg L^{-1}).

QUADRO 3. Concentrações médias mensais, anual e desvios padrões de espécies químicas nas precipitações nas microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso, em mg L⁻¹.

ESPÉCIES QUÍMICAS														
Mês	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	P	Cl ⁻	Al ³⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Mn ²⁺	Na ⁺	Si ⁴⁺
Ago-84	0,61	nd	0,13	5,05	0,15	0,20	0,11	0,69	0,19	0,54	0,22	0,02	0,26	0,22
Set-84	nd	nd	1,46	2,15	nd	nd	0,14	0,40	0,05	0,27	0,12	0,02	nd	0,20
Out-84	0,29	nd	0,47	2,28	nd	nd	nd	0,87	0,29	0,75	0,24	nd	nd	0,34
Nov-84	0,38	nd	0,19	2,41	nd	1,00	nd	0,37	0,04	0,14	0,10	nd	1,00	0,16
Dez-84	0,33	nd	0,15	nd	nd	0,39	nd	0,21	0,06	0,11	0,05	nd	0,39	0,16
Jan-85	0,63	nd	0,21	3,39	1,79	0,64	nd	0,43	0,13	0,83	0,72	nd	0,52	0,25
Fev-85	0,31	nd	0,18	nd	0,14	0,13	nd	0,18	0,04	nd	0,07	nd	0,17	0,17
Mar-85	0,38	nd	0,07	nd	nd	0,10	0,07	0,10	0,03	0,10	0,02	nd	0,10	nd
Abr-85	0,90	nd	0,06	nd	0,14	1,51	0,13	0,43	0,18	0,23	0,09	0,09	nd	0,21
Mai-85	nd	nd	0,11	nd	nd	nd	0,09	0,47	0,06	0,35	0,12	0,01	nd	0,22
Jun-85	0,30	nd	0,05	nd	nd	nd	0,05	0,41	0,05	0,13	0,11	0,01	nd	0,23
Jul-85	0,68	nd	0,40	nd	0,44	0,58	0,15	2,06	0,17	0,39	0,61	nd	0,15	0,65
Média														
Anual	0,43	nd	0,22	2,46	0,23	0,36	0,08	0,45	0,11	0,30	0,19	0,04	0,29	0,20
Desvio														
Padrão	0,37	nd	0,32	1,52	0,37	0,44	0,06	0,41	0,12	0,42	0,42	0,14	0,34	0,11

nd = não detectado

Pôde-se constatar uma elevada variabilidade nas concentrações de espécies químicas (Quadro 3), presumidamente decorrente das influências atmosféricas, ou seja, da poeira, tanto a ocasionada pelo vento, como a induzida pelas atividades de uso do solo, já que nessas áreas, ou próximo a elas, existem intensas atividades agrícolas, queima da vegetação, prática comumente utilizada na colheita da cana-de-açúcar, a qual representa a principal atividade na microbacia do rio Paraíso (Quadro 1) e de áreas adjacentes, bem como do desmatamento e alguns elementos resultantes da combustão de combustível fóssil, provavelmente pela proximidade da Rodovia Marechal Rondon e da cidade de São Manuel. Alguns desses aspectos foram também referendados nas pesquisas realizadas por Bormann & Likens (1967), Dalal (1979), Feller & Kimmins (1979), Stallard & Edmond (1981), Lewis Jr. (1981), Verry (1983), Arcova et al. (1985), Arcova & Cicco (1987), Arcova et al. (1993), Collins & Jenkins (1996), Miller & Hirst (1998) e Faerge et al. (2001).

Segundo Lima (1979) e Mortatti & Probst (1998), as contribuições atmosféricas que atingem os ecossistemas variam significativamente de uma forma sazonal e espacial dentro de uma mesma região, de acordo com a proximidade de fontes emissoras e época do ano. Para Thornton & Dise (1998) e Becher et al. (2000), essa deposição propicia ao ambiente um grande potencial de disponibilidade de nutrientes ao transporte.

Pelos resultados expostos no Quadro 3, de uma maneira geral, os valores médios mensais estão de acordo com aqueles encontrados por vários autores, entre os quais Jimenez et al. (1973), Arcova et al. (1985), Arcova & Cicco (1987), Campos (1987), Collins & Jenkins (1996) e Vital (1996). Entretanto, vale salientar que essas comparações devem serem feitas com ressalvas, uma vez que a quantidade de chuva precipitada, a distância

das fontes desses elementos e também as técnicas de amostragem têm influência fundamental nos resultados obtidos.

Os desvios padrões (Quadro 3) são resultantes das precipitações analisadas durante toda a fase experimental. O sulfato foi o elemento químico que apresentou o maior desvio padrão, $1,52 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto, o alumínio teve a menor desvio, $0,06 \text{ mg L}^{-1}$. Collins & Jenkins (1996), constataram que o sulfato apresentou o maior valor de desvio padrão ($1,04 \text{ mg L}^{-1}$) e o alumínio o menor ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$).

A entrada de algumas espécies químicas pela precipitação na área de pesquisa, como o cálcio e o nitrato, pode estar associada, principalmente, à poeira proveniente do uso do próprio solo, já que essa região é tipicamente agrícola. Fato também constatado por Arcova et al. (1985). Para Miller & Hirst (1998), além do cálcio, o potássio tem origem terrestre, enquanto o sódio, magnésio e cloro são predominantemente marinhos e o sulfato de poluentes. Jimenez et al. (1973) estimou que aproximadamente 60% do nitrogênio e fósforo que atingem os cursos de água são proporcionados pela água da chuva e o restante pela deposição de poeiras.

Considerando os valores do Quadro 3, observa-se que alguns elementos químicos tiveram registros de entradas mensais durante todo o período experimental, como foi o caso do nitrato, cálcio, ferro e magnésio. Por outro lado, com exceção do potássio e do silício que não apresentaram quantidades suficientes para serem detectadas em apenas um mês, as demais espécies químicas tiveram registros de concentrações bastante variáveis, ou seja, alguns meses com valores médios elevados e outros com valores abaixo do limite de detecção do método analítico empregado. Para Campos

(1987), o conteúdo de cálcio, magnésio, potássio e sódio, geralmente são baixos nas precipitações em áreas continentais afastadas da costa litorânea.

Os valores não detectados (nd) de alguns elementos químicos podem estar relacionados à baixa quantidade na água de chuva, ou seja, valores inferiores àqueles aferidos pelos métodos utilizados. No caso do nitrito, é provável que a causa esteja relacionada à sua instabilidade e rápida transformação em nitrato, pois, segundo Lima (1986), a forma nitrito é difícil de ser detectada em águas naturais, por ser instável e rapidamente se transformar em nitrato.

Na Figura 6 são mostrados os valores das precipitações mensais que ocorreram nas microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso, no período de agosto de 1984 a julho de 1985, cuja precipitação total correspondeu a 1.167,6 mm. Vale ressaltar que o referido valor é coerente com os dados obtidos na Fazenda Experimental de São Manuel, pertencente a FCA/UNESP, que foi de 1.254,5 mm, como também os valores registrados no Posto da Cooperativa de Cafeicultores de São Manuel, conforme Kennerly (1997).

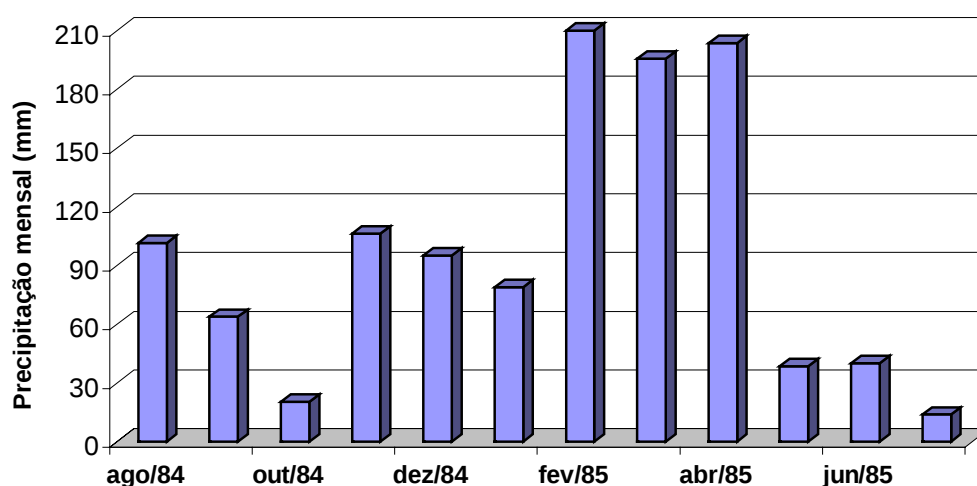


Figura 6. Precipitações mensais nas microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso.

As Figuras 7 a 19 foram construídas em função da relação entre as concentrações das 40 amostras individuais analisadas para cada espécie química, em mg L^{-1} , e a respectiva altura da precipitação, em mm, cujos resultados originaram as curvas de regressões e suas respectivas equações (Quadro 4).

De um modo geral, observou-se altos índices de coeficiente de correlação, R^2 , exceto para o sulfato e o manganês, Quadro 4, as demais espécies químicas, oriundas dos aportes atmosféricos, apresentaram valores iguais ou superiores a 79% de probabilidade de suas concentrações serem explicadas em função da altura de chuva nas microbacias experimentais. É importante ressaltar que essas contribuições atmosféricas variam significativamente de forma sazonal e espacial dentro de uma mesma região, conforme também observado por Mortatti & Probst (1998).

Pôde-se também verificar que as espécies químicas apresentaram as suas maiores concentrações após um período de estiagem, quando o acúmulo no compartimento atmosférico de partículas químicas seriam arrastadas pelas primeiras gotas de chuva. Fato também constatado por Lima (1979), Arcova et al. (1985) e Arcova & Cicco (1987).

O Quadro 5 foi elaborado a partir dos valores médios anual das entradas de espécies químicas via precipitação, expressos em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, obtidos pela Equação 4, ou seja, calculados em função da altura individual de chuva (mm), da concentração das variáveis químicas pesquisadas (mg L^{-1}) e de uma constante de correção envolvendo transformações de unidades, cujos resultados apresentados estão de acordo com Santos et al. (1975), Santos et al. (1981), Arcova et al. (1985), Franken et al. (1985), Franken et al. (1987), Senna (1992), Vital (1996) Collins & Jenkins (1996), Collins & Neal (1998)

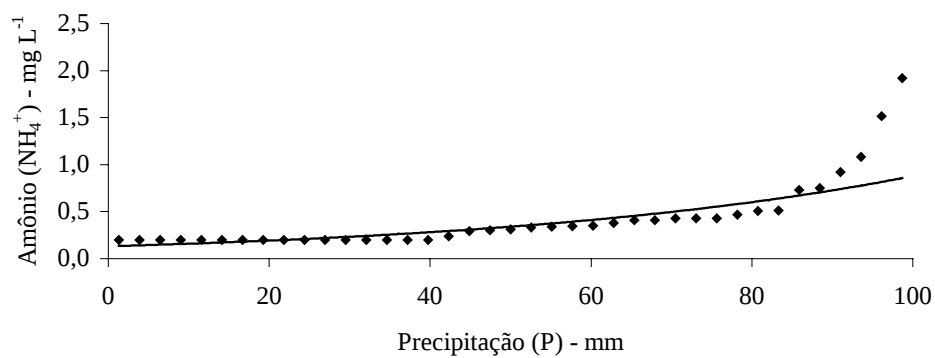


Figura 7. Curva de regressão dos valores de amônio em função da precipitação.

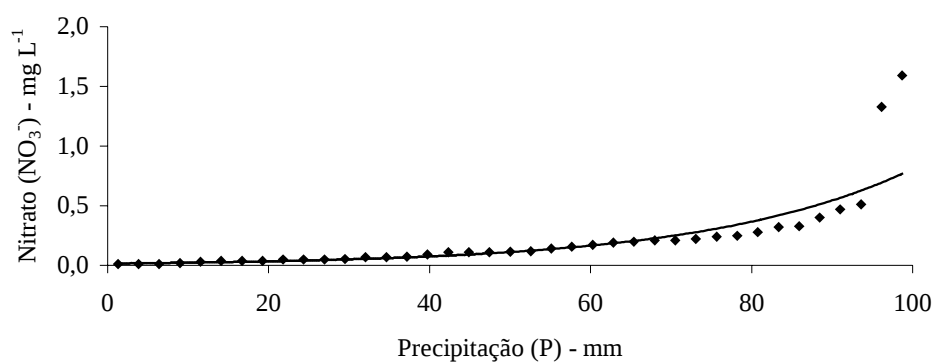


Figura 8. Curva de regressão dos valores de nitrato em função da precipitação.

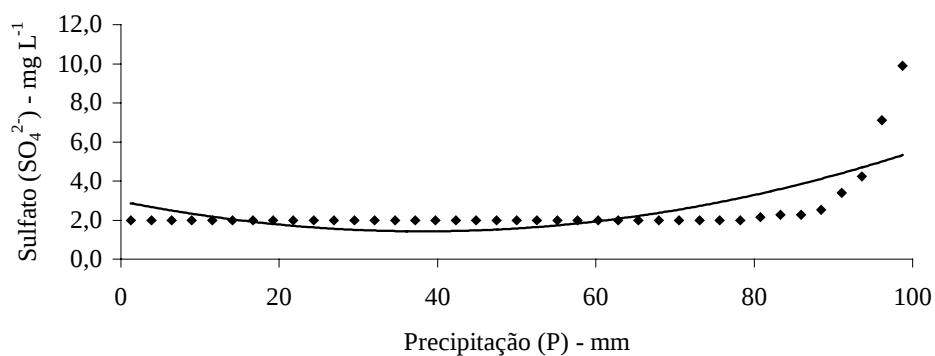


Figura 9. Curva de regressão dos valores de sulfato em função da precipitação.

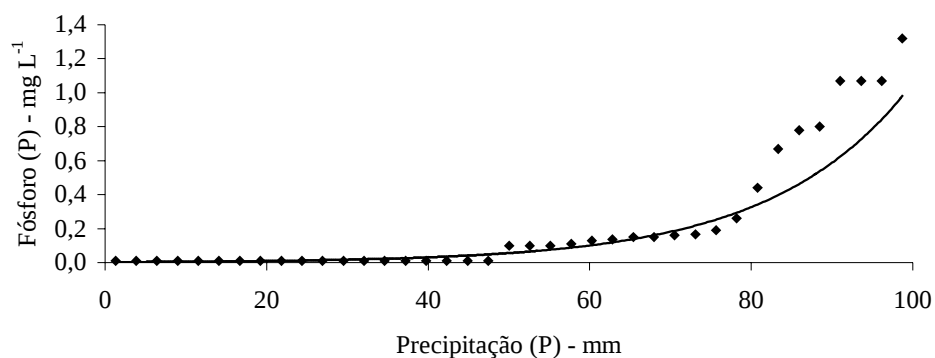


Figura 10. Curva de regressão dos valores de fósforo em função da precipitação.

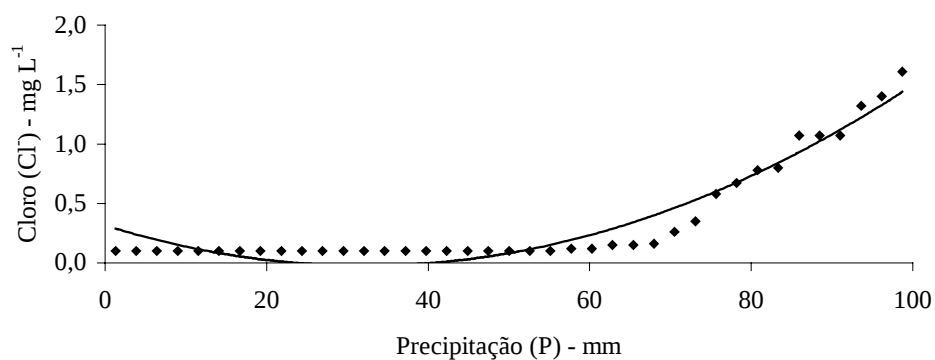


Figura 11. Curva de regressão dos valores de cloro em função da precipitação.

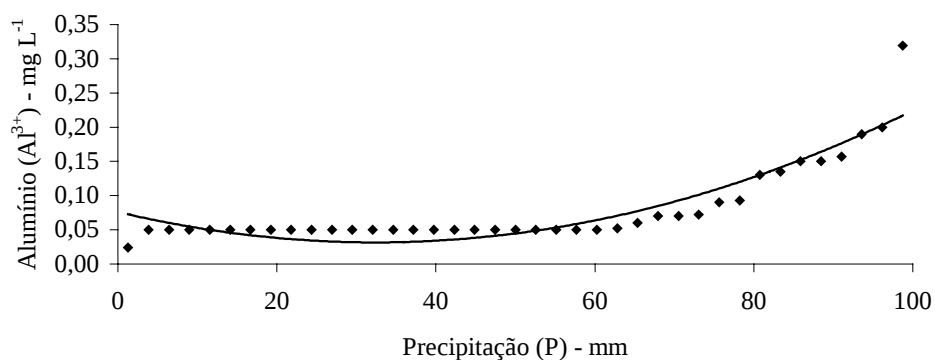


Figura 12. Curva de regressão dos valores de alumínio em função da precipitação.

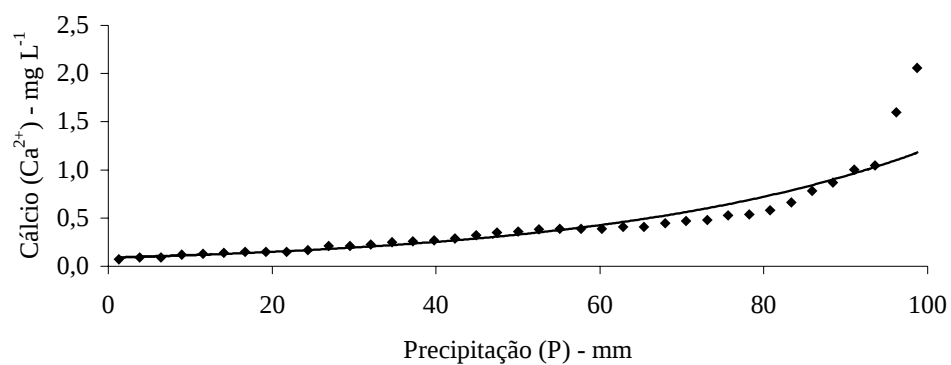


Figura 13. Curva de regressão dos valores de cálcio em função da precipitação.

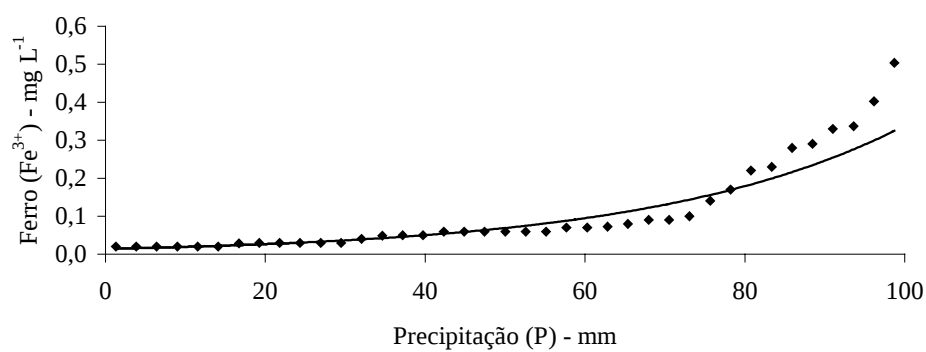


Figura 14. Curva de regressão dos valores de ferro em função da precipitação.

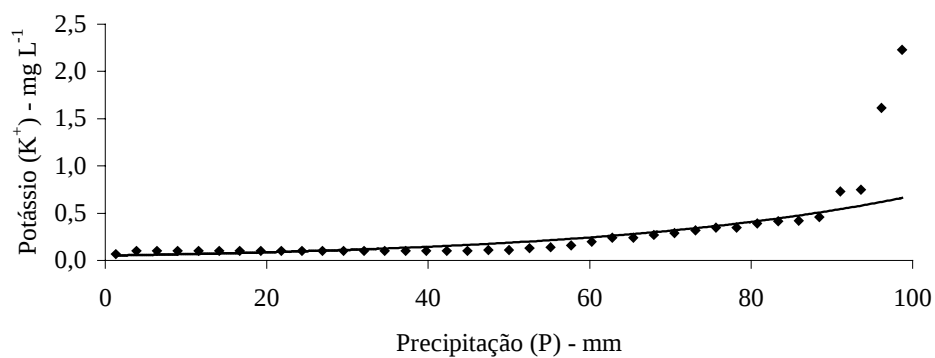


Figura 15. Curva de regressão dos valores de potássio em função da precipitação.

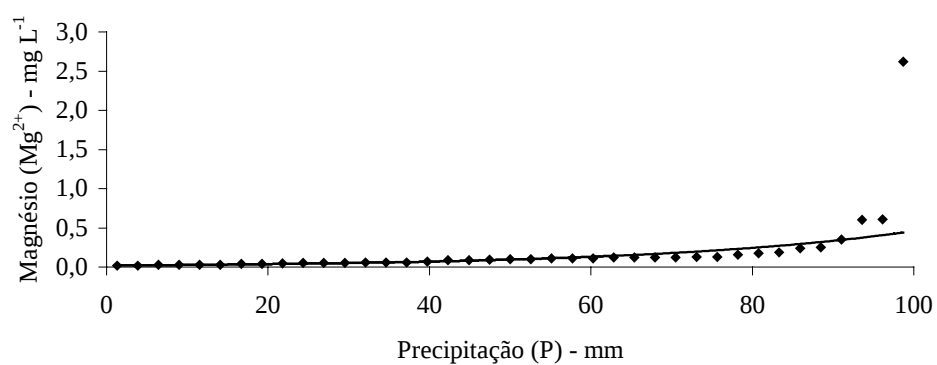


Figura 16. Curva de regressão dos valores de magnésio em função da precipitação.

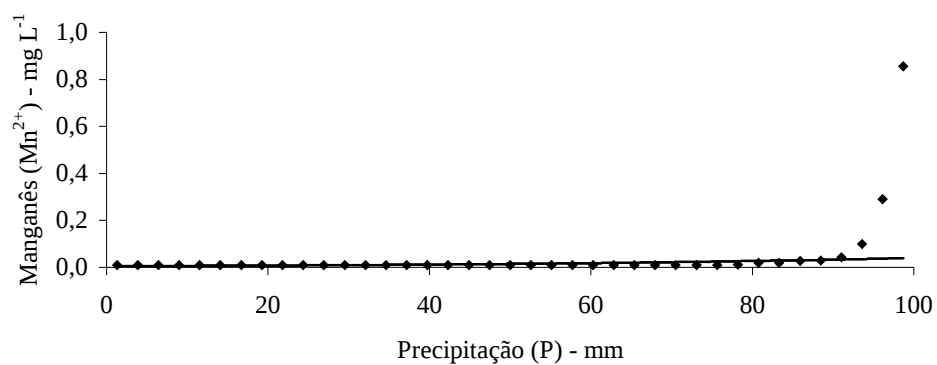


Figura 17. Curva de regressão dos valores de manganês em função da precipitação.

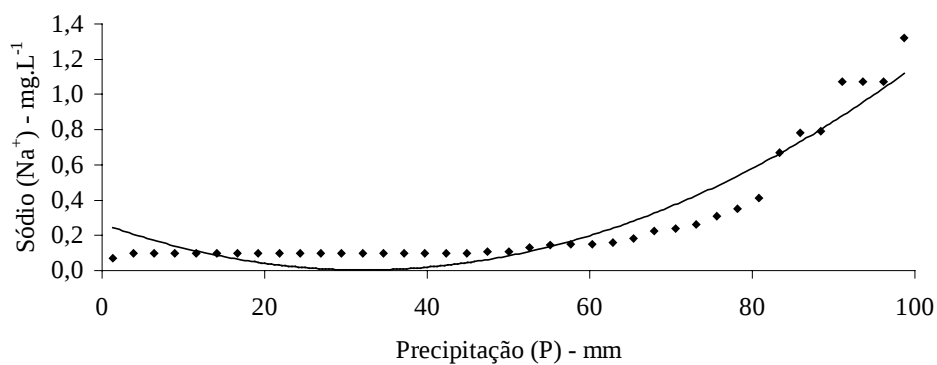


Figura 18. Curva de regressão dos valores de sódio em função da precipitação.

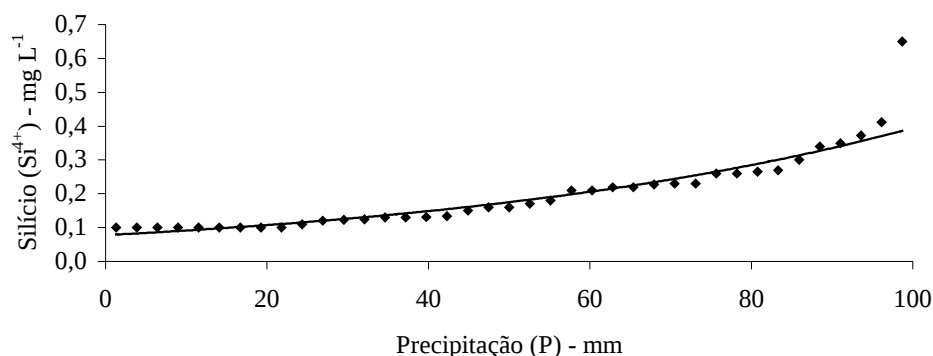


Figura 19. Curva de regressão dos valores de silício em função da precipitação.

e Miller & Hirst (1998). No entanto, deve-se considerar as ressalvas nas comparações em virtude das condições edafoclimáticas, fontes fornecedoras e técnicas de amostragem que influenciam diretamente os resultados.

No Quadro 5, verifica-se que as entradas de espécies químicas nas microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso, via atmosfera, tiveram a seguinte seqüência decrescente: $\text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Si}^{4+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+} > \text{P} > \text{Mn}^{2+}$. Arcova et al. (1985) obtiveram a seqüência: $\text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$, enquanto que Arcova & Cicco (1987) constatou a ordem $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{P}$.

Dentre os elevados valores de espécies químicas que entraram via precipitação, destacou-se o cálcio, cuja contribuição foi de $1.523,88 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Por outro lado, o manganês, com apenas $26,67 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, não foi detectado durante a estação chuvosa, de outubro a março, bem como no mês de julho (Quadro 3). O elevado valor de cálcio ocorreu, principalmente por se tratar de uma área predominantemente agrícola com um solo oriundo de derivado do arenito conglomerado com cimento calcário (grupo Bauru). No entanto, é necessário informar que as microbacias dos rios Paraíso e dos Búfalos possuem

Quadro 4. Valores dos coeficientes de correlação e equações de regressão entre as concentrações de espécies químicas, mg L^{-1} , e a precipitação, mm.

Espécie Química	Coeficiente de Correlação (R^2)	Equação de Regressão
NH_4^+	0,8265	$0,1319e^{0,019P}$
NO_3^-	0,9376	$0,0154e^{0,0396P}$
SO_4^{2-}	0,5139	$0,0011P^2 - 0,0809P + 2,9666$
P	0,8741	$0,003e^{0,0587P}$
Cl^-	0,936	$0,0003P^2 - 0,0211P + 0,315$
Al^{3+}	0,8437	$4E-05P^2 - 0,0027P + 0,0759$
Ca^{2+}	0,9542	$0,0886e^{0,0262P}$
Fe^{3+}	0,9474	$0,0141e^{0,0318P}$
K^+	0,7948	$0,0519e^{0,0258P}$
Mg^{2+}	0,8597	$0,0201e^{0,0313P}$
Mn^{2+}	0,3713	$0,0054e^{0,0202P}$
Na^+	0,9101	$0,0003P^2 - 0,0162P + 0,2656$
Si^{4+}	0,9399	$0,0779e^{0,0162P}$

QUADRO 5. Valores médios anual de espécies químicas nas precipitações das microbacias dos rios Paraíso e dos Búfalos, em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$.

ESPÉCIE QUÍMICA	QUANTIDADE
NH_4^+	1.243,85
NO_2^-	nd
NO_3^-	953,24
SO_4^{2-}	1.291,20
P	238,59
Cl^-	1.757,91
Al^{3+}	253,25
Ca^{2+}	1.523,88
Fe^{3+}	296,91
K^+	780,43
Mg^{2+}	427,95
Mn^{2+}	26,67
Na^+	671,84
Si^{4+}	658,31

áreas diferentes entre si, 327 ha e 158 ha (Quadro 1), o que pode justificar os diferentes valores médios anual de entradas. No caso do cálcio, enquanto a microbacia Paraíso recebeu um total anual de 498,31 Kg, a microbacia dos Búfalos, apenas 240,77 Kg ano⁻¹. Com relação ao manganês, os valores, embora bastante inferiores, seguiram a mesma proporção: 8,72 Kg ano⁻¹ na Paraíso e 4,21 Kg ano⁻¹ na dos Búfalos.

No Quadro 5, verifica-se que os aportes atmosféricos nas microbacias dos rios Paraíso e dos Búfalos representam uma importante fonte de espécies químicas que contribui para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas aquático e terrestre nestas localidades. Lima (1986) e Hetling et al. (1999) também consideram as chuvas como importante fonte de nutrientes para os ecossistemas terrestres e aquáticos.

6.2. SAÍDA DE ESPÉCIES QUÍMICAS VIA DEFLÚVIO

Durante o período experimental, agosto de 1984 a julho de 1985, foram obtidos dados inerentes as saídas via deflúvio de nitrogênio (amônio, nitrito e nitrato), sulfato, fósforo, cloro, alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, manganês, sódio e silício, cujos resultados corresponderam a um total de 4.480 análises, as quais foram provenientes de 160 amostragens de águas das descargas de cada microbacia e de 14 variáveis química estudadas.

Nos Quadros 6 e 7 estão relacionados os valores das concentrações médias mensais (média do número de leituras efetuadas em cada mês), anual (média do

QUADRO 6. Concentrações médias mensais, anual e desvios padrões de espécies químicas no deflúvio da microbacia do rio dos Búfalos, em mg L⁻¹.

ESPÉCIES QUÍMICAS														
Mês	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	P	Cl ⁻	Al ³⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Mn ²⁺	Na ⁺	Si ⁴⁺
Ago-84	0,25	nd	1,27	8,43	0,12	5,87	0,19	12,76	1,77	4,59	3,23	0,22	1,45	7,32
Set-84	0,52	nd	1,29	3,92	0,13	2,96	0,43	14,20	2,46	3,56	3,52	0,15	1,13	7,76
Out-84	nd	nd	1,45	nd	nd	1,64	1,40	15,44	0,88	1,33	3,50	0,15	1,40	7,27
Nov-84	0,28	nd	0,77	2,62	nd	3,47	nd	13,31	2,02	2,91	3,41	nd	3,64	6,86
Dez-84	0,27	nd	0,80	3,45	nd	2,27	nd	15,01	2,27	2,15	3,45	nd	0,82	8,37
Jan-85	0,40	nd	0,49	4,54	0,14	2,14	nd	15,14	4,48	2,00	3,43	0,15	0,85	8,09
Fev-85	0,37	nd	0,15	nd	0,14	1,78	0,59	9,96	2,19	2,58	2,51	0,12	0,89	5,51
Mar-85	0,38	nd	0,37	nd	0,21	1,47	0,84	10,13	2,51	2,16	2,55	0,16	0,69	5,79
Abr-85	0,38	nd	0,74	nd	0,19	2,24	0,33	12,33	2,44	2,52	2,92	0,11	0,70	6,07
Mai-85	nd	nd	1,19	nd	0,19	2,14	0,17	13,52	1,49	2,02	3,20	0,07	0,80	6,50
Jun-85	nd	nd	1,58	nd	0,25	1,76	0,12	13,51	0,82	1,47	3,14	0,06	0,70	6,33
Jul-85	nd	nd	1,04	nd	0,17	1,84	0,17	14,25	0,65	1,39	3,30	0,08	0,71	6,25
Média Anual	0,28	nd	0,98	5,79	0,16	3,51	0,32	13,11	2,12	3,02	3,19	0,12	1,30	7,10
Desvio Padrão	0,10	nd	0,47	4,20	0,05	3,27	0,32	2,03	1,58	1,48	0,38	0,06	0,90	0,96

nd = não dectetado

QUADRO 7. Concentrações médias mensais, anual e desvios padrões de espécies químicas no deflúvio da microbacia do rio Paraíso, em mg L⁻¹.

ESPÉCIES QUÍMICAS														
Mês	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	P	Cl ⁻	Al ³⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Mn ²⁺	Na ⁺	Si ⁴⁺
Ago-84	0,28	nd	0,33	8,62	0,13	7,64	0,37	7,81	7,29	5,20	2,89	0,23	1,58	6,38
Set-84	nd	nd	0,64	3,17	nd	3,88	0,36	7,95	3,88	3,82	2,81	0,19	0,97	6,22
Out-84	nd	nd	0,59	2,15	nd	1,60	0,20	8,92	1,63	6,54	2,94	0,18	1,34	6,83
Nov-84	0,23	nd	0,32	3,19	nd	4,40	nd	6,95	5,00	3,28	2,84	nd	5,24	6,17
Dez-84	nd	nd	0,39	nd	nd	4,07	nd	8,10	3,00	1,60	2,79	nd	4,07	6,17
Jan-85	nd	nd	0,35	nd	nd	4,23	nd	7,52	4,00	2,44	2,82	nd	4,65	6,17
Fev-85	0,40	nd	0,40	nd	0,13	1,62	0,73	6,30	3,39	2,42	2,25	0,17	0,74	5,39
Mar-85	0,36	nd	0,34	nd	0,20	0,95	0,22	6,33	2,33	1,30	2,22	0,28	0,59	6,38
Abr-85	0,38	nd	0,26	nd	0,18	2,81	1,09	7,39	6,64	3,35	2,62	0,59	0,75	6,25
Mai-85	0,27	nd	0,60	nd	0,11	1,66	0,16	7,72	3,14	1,45	2,64	0,23	0,77	6,08
Jun-85	0,32	nd	0,75	nd	0,15	1,28	0,11	7,55	1,54	1,07	2,55	0,17	0,73	6,31
Jul-85	0,21	nd	0,79	nd	0,18	1,43	nd	7,77	1,50	1,12	2,66	0,05	0,73	6,27
Média Anual	0,34	nd	0,42	5,87	0,16	3,51	0,57	7,33	3,93	3,02	2,66	0,23	1,35	6,11
Desvio Padrão	0,12	nd	0,22	3,55	0,04	3,27	0,60	1,50	3,17	2,01	0,51	0,14	1,11	0,73
nd = não detectado														

número total de leituras efetuadas) e os desvios padrões das espécies químicas exportadas via deflúvio, expressos em mg L^{-1} . Os valores não detectados do nitrogênio amoniacal e nitrito podem ser entendidos pelas suas complexidades na dinâmica e pelo efeito de diluição (Conte, 1999 e Conte & Leopoldo, 2001). No caso do nitrito, a sua instabilidade e rápida transformação em nitrato são consideradas como principais motivos (Lima, 1986).

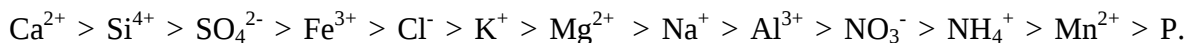
Para as demais espécies químicas, os valores não detectados, em alguns períodos, podem também estar relacionados ao efeito da diluição, ou seja, mesmo presentes em pequenas quantidades nos cursos de água são inferiores aqueles aferidos pelos métodos utilizados.

As concentrações médias mensais apresentadas nos Quadros 6 e 7 permitem uma associação com alguns estudos, entre os quais Martinelli et al. (1983), Arcova et al. (1985), Campos (1987), Stone et al. (1998b), Conte (1999) e Sabará (2000).

Nos Quadros 6 e 7, com relação aos desvios padrões, pode-se constatar que o sulfato foi o elemento químico que apresentou o maior desvio padrão, ao passo que o fósforo correspondeu ao de menor desvio em ambas microbacias.

As implicações ecológicas resultantes das altas concentrações de nitrogênio presentes na água têm influência na dinâmica do oxigênio no meio aquático, ou seja, o oxigênio dissolvido em baixos valores, afeta diretamente a vida aquática (Branco, 1986; Esteves, 1988).

Pelas concentrações média anual apresentadas nos Quadros 6 e 7, observou-se a seguinte seqüência em ordem decrescente de espécies químicas nas descargas da microbacia do rio dos Búfalos (Quadro 6): $\text{Ca}^{2+} > \text{Si}^{4+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Fe}^{3+} > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Al}^{3+} > \text{NH}_4^+ > \text{P} > \text{Mn}^{2+}$, enquanto na microbacia do rio Paraíso (Quadro 7):



Comparando-se as seqüências, verifica-se que a maioria das espécies químicas apresentaram diferentes ordens de contribuição nas concentrações no deflúvio nas microbacias, exceto Ca^{2+} , Si^{4+} , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ e NH_4^+ .

Hardy (1980), em estudos desenvolvidos nos lagos de “terra firme” do rio Negro, próximos à cidade de Manaus, encontrou as seguintes variações de concentração dos cátions no período de seca: $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$. Já Santos & Ribeiro (1988) constataram a seqüência $\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ nas águas dos rios Negro, Preto da Eva, Jatapú e Trairi. Esta variabilidade também foi constatada por Silva (1999), no período de seca regional, em 15 poços perfurados pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais da Amazônia.

Schnabel et al. (1993) constataram na bacia do rio Susquehanna, Pensilvânia, uma correlação entre a descarga e a concentração de nutrientes na seguinte ordem, $\text{Cl}^- < \text{NO}_3^- < \text{SO}_4^{2-}$.

A Figura 20, foi construída a partir dos valores das vazões médias mensais, L s^{-1} , obtidos durante toda a fase de experimento nas microbacias dos rios Paraíso e dos Búfalos. Verifica-se que a microbacia do rio dos Búfalos teve descargas, em média, inferiores a microbacia do rio Paraíso. Este fato pode ser decorrente do maior tempo de permanência de água da chuva no solo, provavelmente associado ao sistema de conservação do solo, como também a área da microbacia.

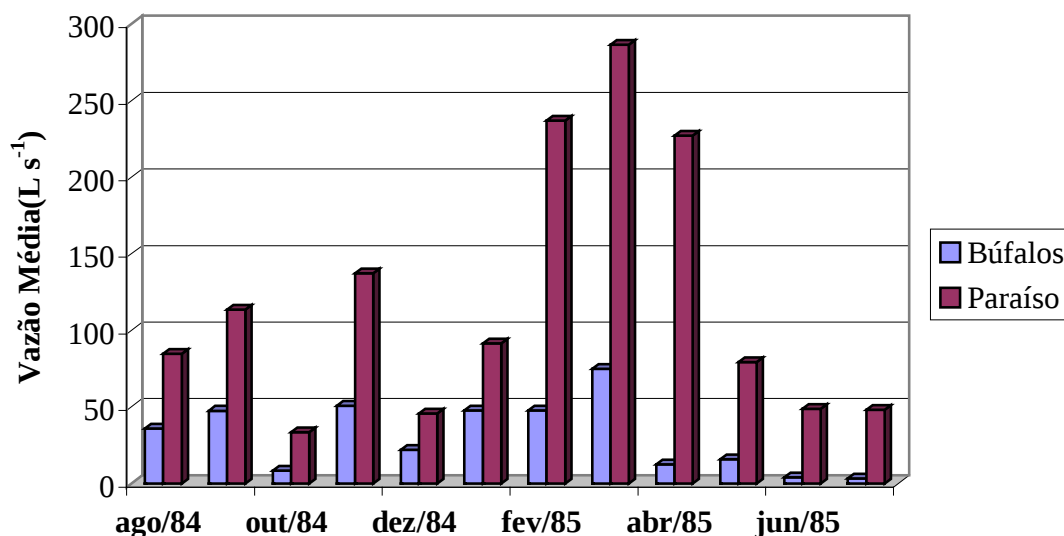


Figura 20. Valores das vazões médias mensais nas microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso.

Vale enfatizar que, apesar de apresentar menor área, a microbacia do rio dos Búfalos (Quadro 1), possui um sistema de conservação do solo implantado em cerca de 30% de sua área total. Essa prática naturalmente altera as relações entre o montante precipitado (Figura 6) e os fluxos de superfície e de base. Na microbacia do rio Paraíso, a prática de conservação do solo pode ser considerada quase inexistente, o que, a priori, acarreta um maior escoamento superficial direto em detrimento do escoamento subterrâneo.

As Figuras 21 a 46 foram obtidas por meio das análises de regressões originadas a partir das 160 amostras de concentrações de cada espécie química em estudo (mg L^{-1}) e sua respectiva vazão (L s^{-1}).

As curvas de regressão e seus respectivos coeficientes de correlação (R^2), Quadros 8 e 9, proporcionaram o ajuste de praticamente todas as espécies químicas, com exceção do nitrito, cuja presença não foi detectada. Esses valores elevados dos coeficientes de

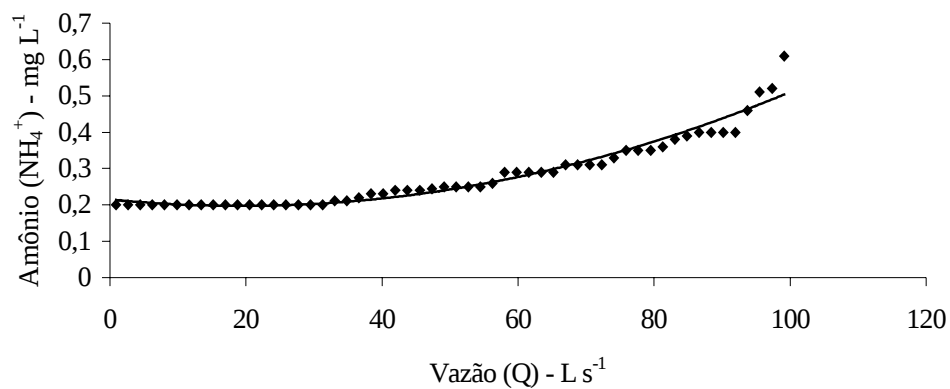


Figura 21. Curva de regressão dos valores de amônio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

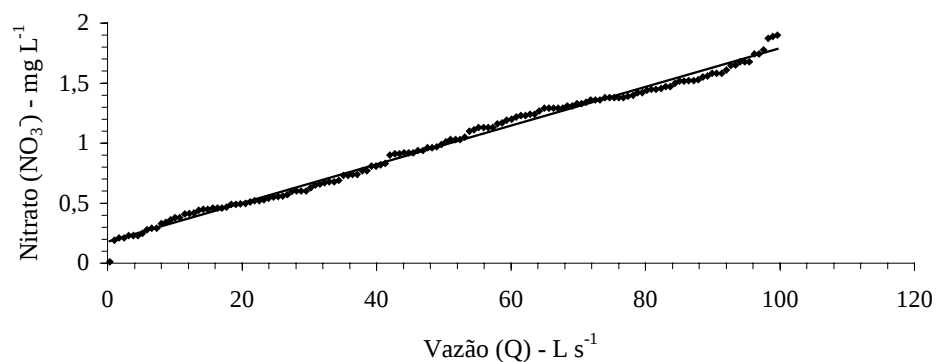


Figura 22. Curva de regressão dos valores de nitrato em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

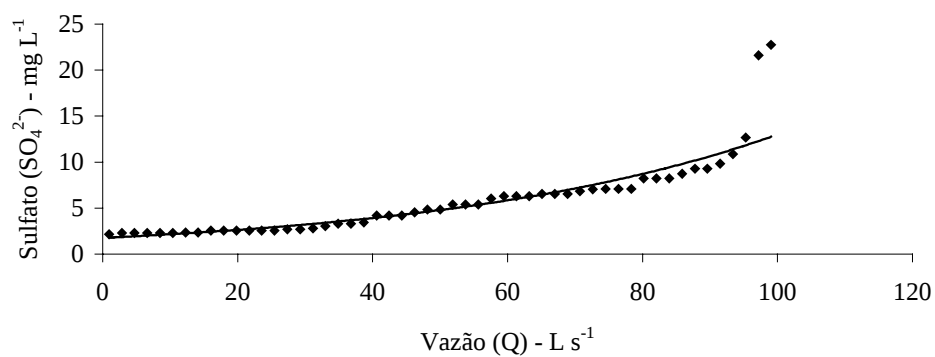


Figura 23. Curva de regressão dos valores de sulfato em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

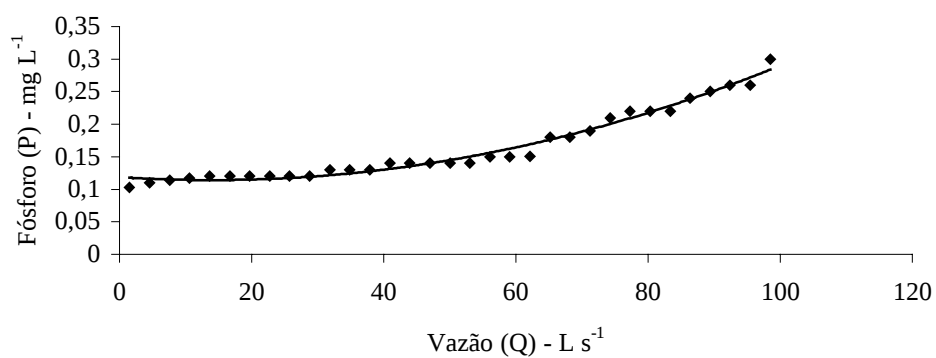


Figura 24. Curva de regressão dos valores de fósforo em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

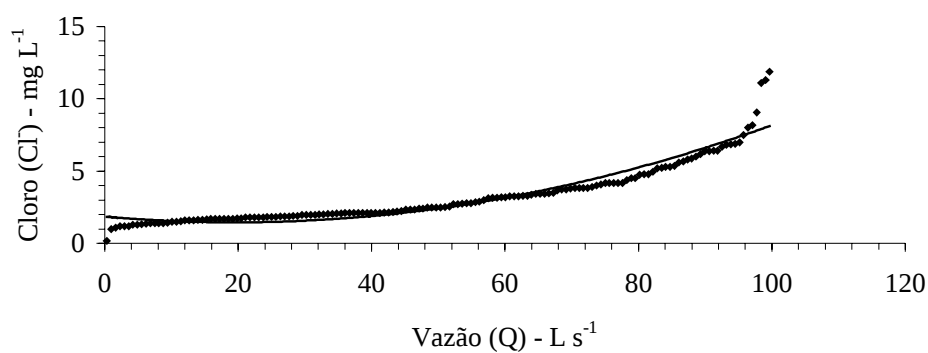


Figura 25. Curva de regressão dos valores de cloro em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

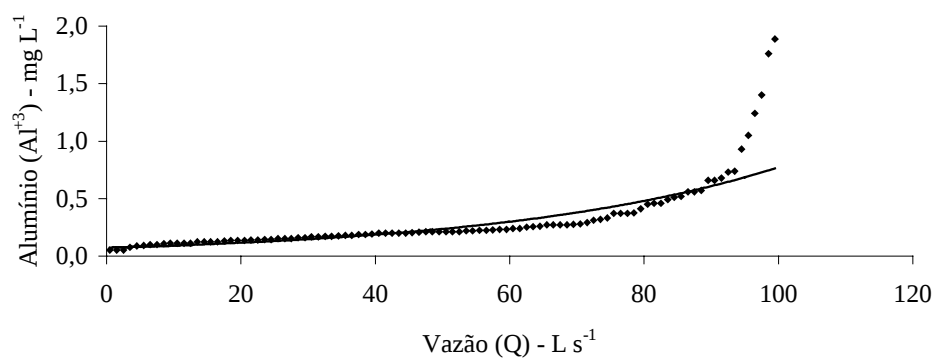


Figura 26. Curva de regressão dos valores de alumínio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

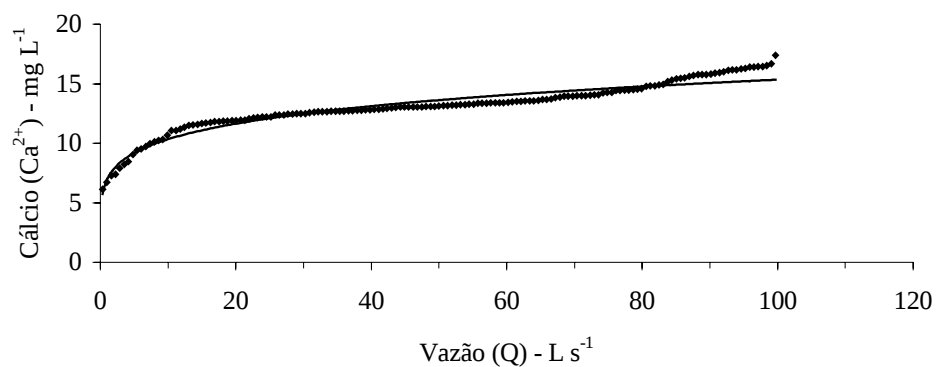


Figura 27. Curva de regressão dos valores de cálcio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

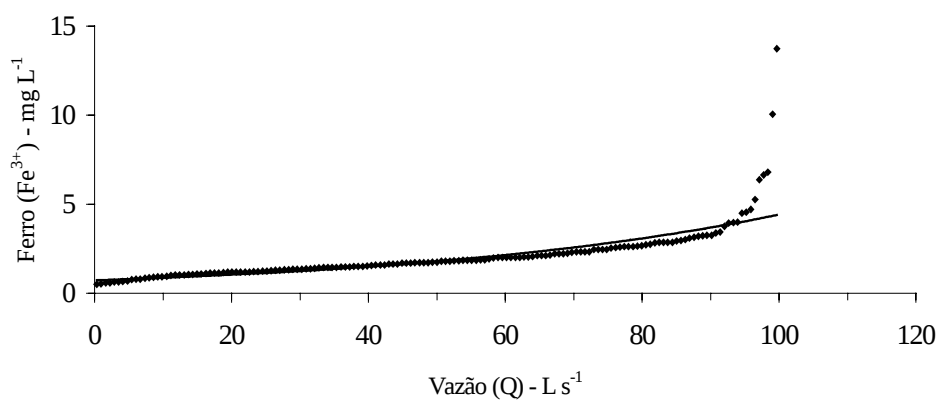


Figura 28. Curva de regressão dos valores de ferro em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

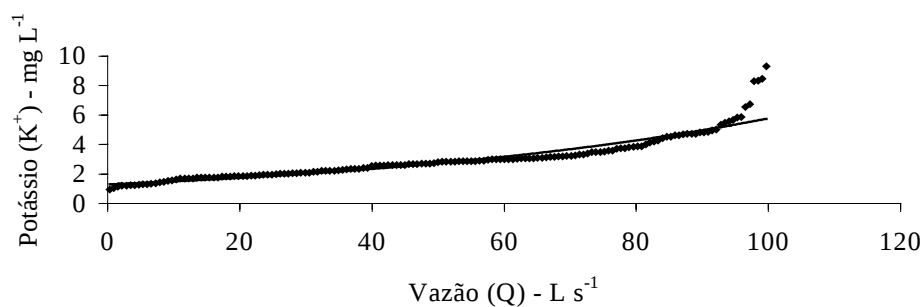


Figura 29. Curva de regressão dos valores de potássio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

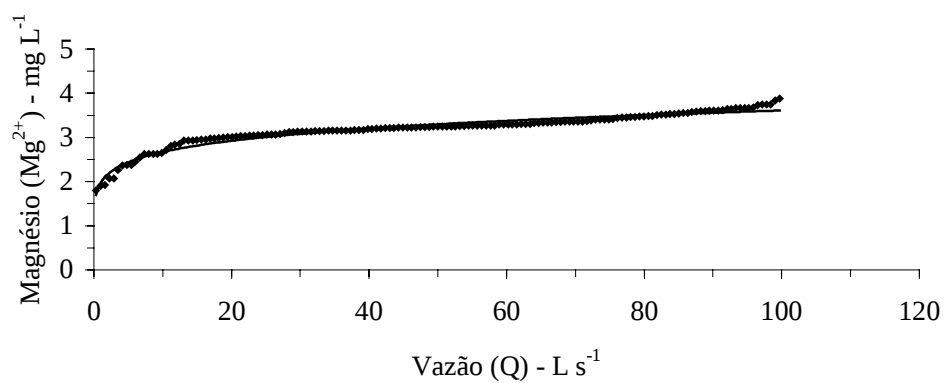


Figura 30. Curva de regressão dos valores de magnésio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

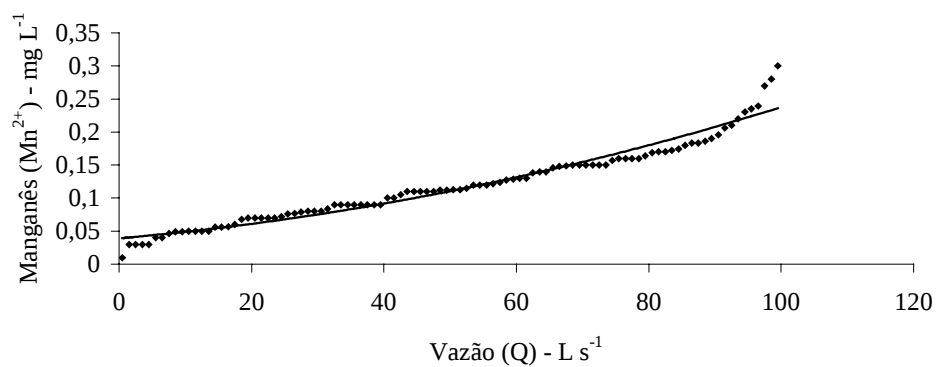


Figura 31. Curva de regressão dos valores de manganês em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

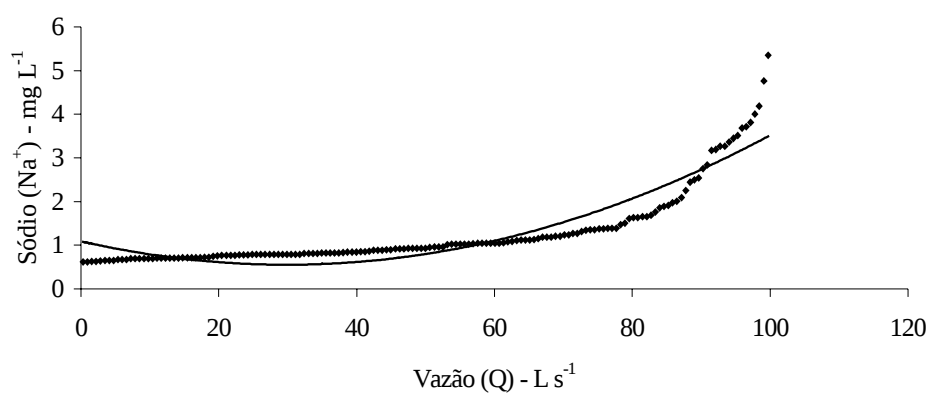


Figura 32. Curva de regressão dos valores de sódio em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

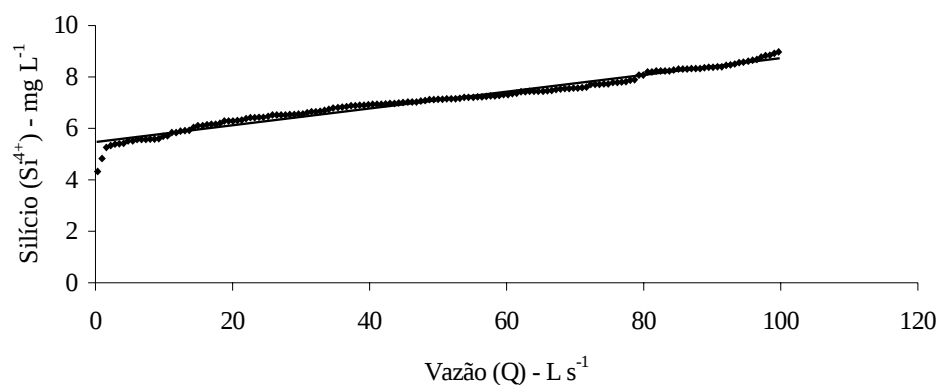


Figura 33. Curva de regressão dos valores de silício em função da vazão da microbacia do rio dos Búfalos.

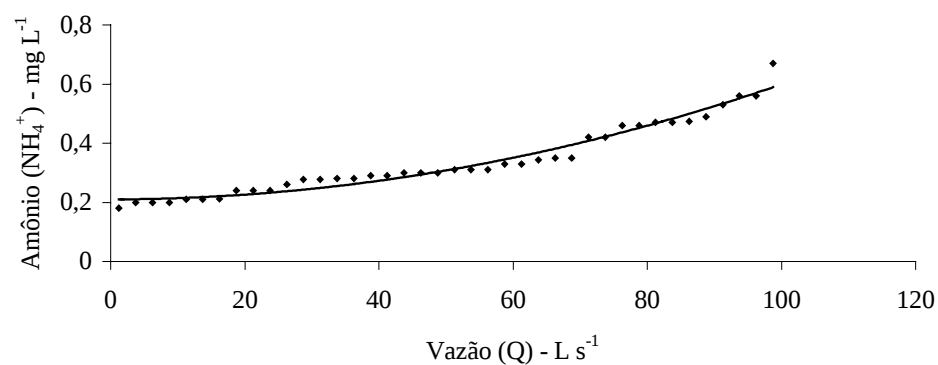


Figura 34. Curva de regressão dos valores de amônio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

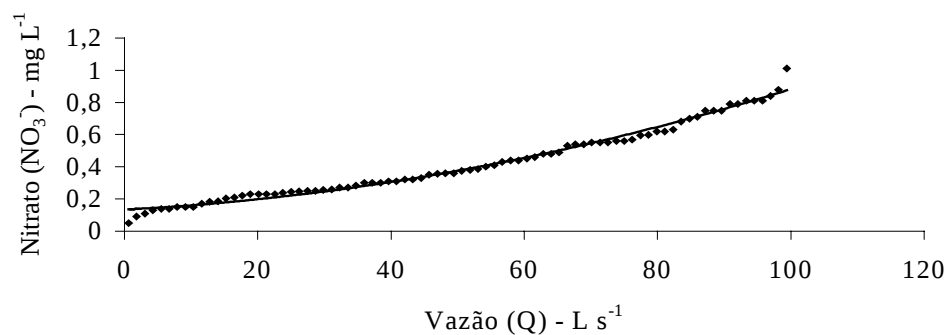


Figura 35. Curva de regressão dos valores de nitrato em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

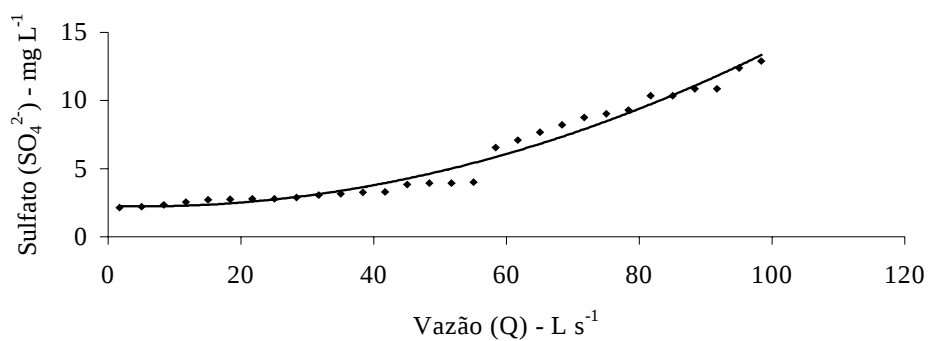


Figura 36. Curva de regressão dos valores de sulfato em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

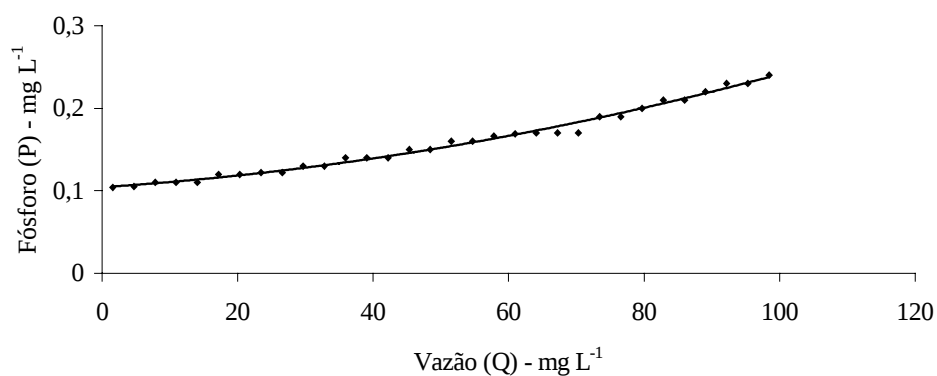


Figura 37. Curva de regressão dos valores de fósforo em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

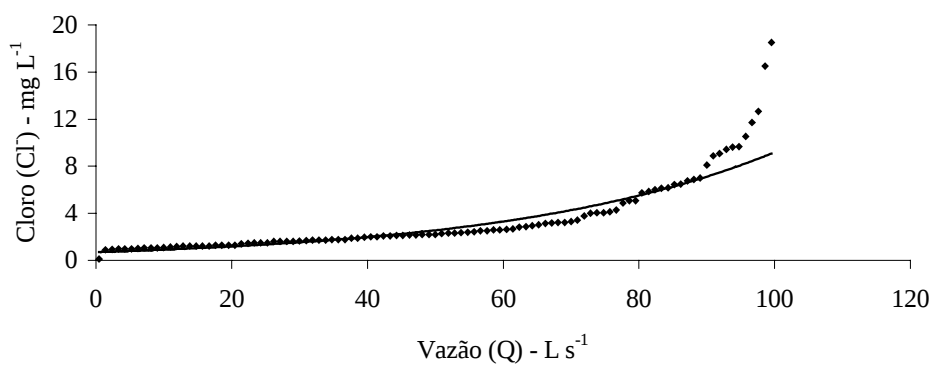


Figura 38. Curva de regressão dos valores de cloro em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

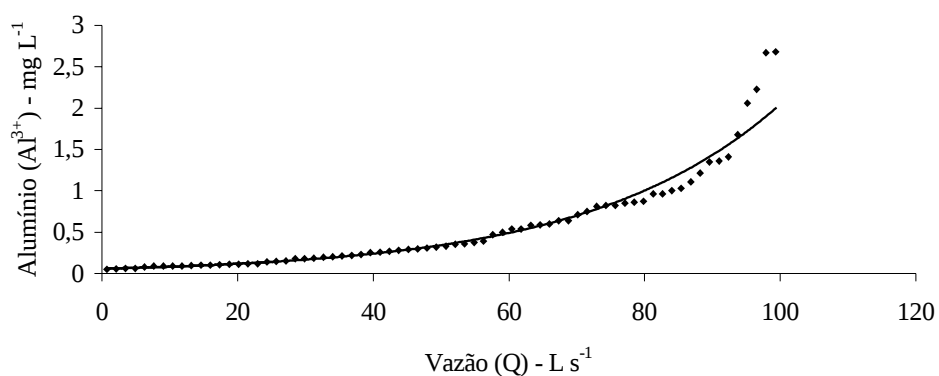


Figura 39. Curva de regressão dos valores de alumínio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

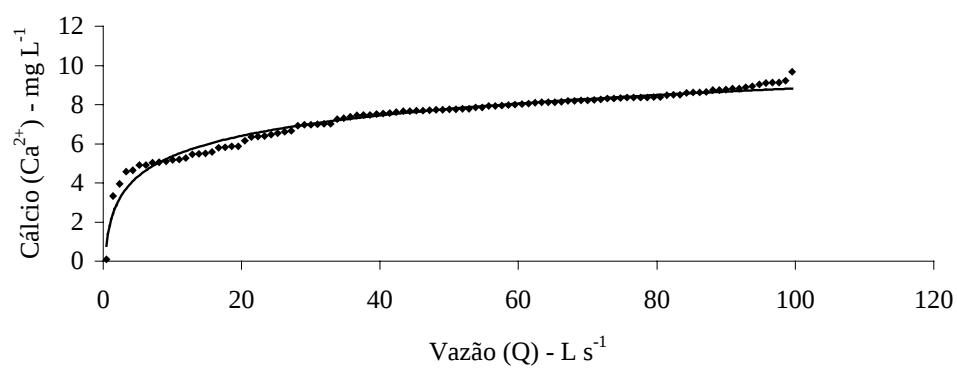


Figura 40. Curva de regressão dos valores de cálcio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

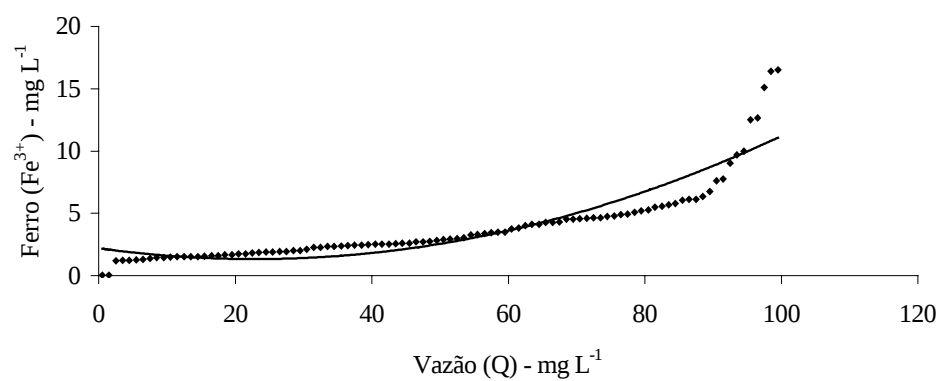


Figura 41. Curva de regressão dos valores de ferro em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

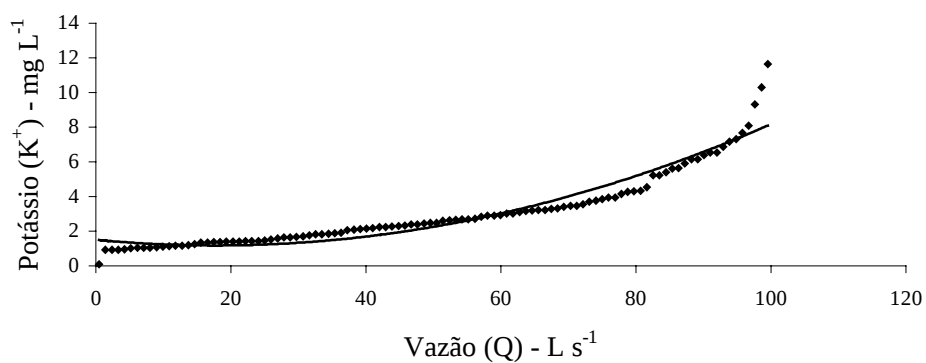


Figura 42. Curva de regressão dos valores de potássio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

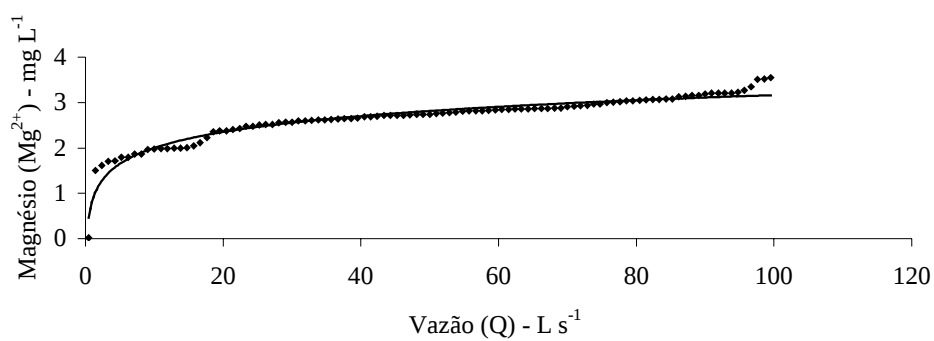


Figura 43. Curva de regressão dos valores de magnésio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

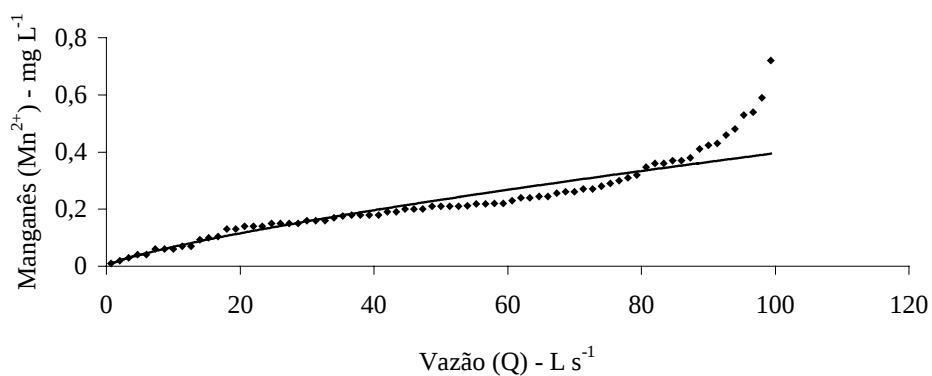


Figura 44. Curva de regressão dos valores de manganês em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

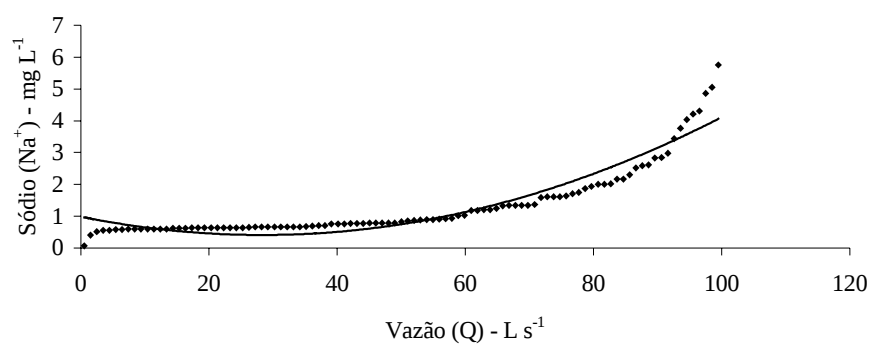


Figura 45. Curva de regressão dos valores de sódio em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

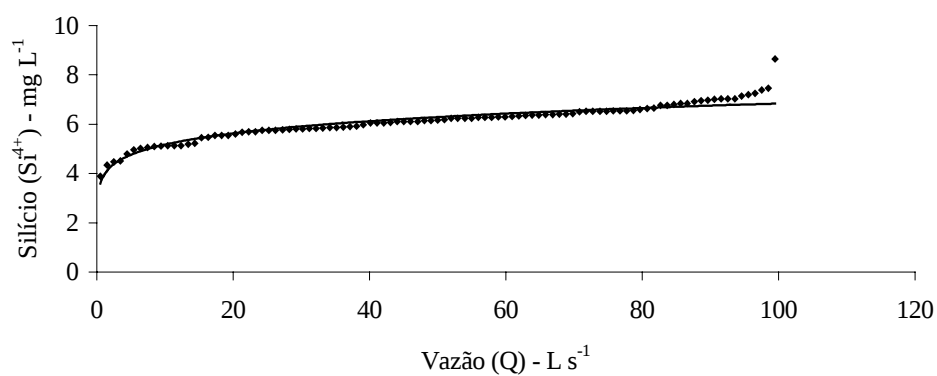


Figura 46. Curva de regressão dos valores de silício em função da vazão da microbacia do rio Paraíso.

Quadro 8. Valores dos coeficientes de correlação e equações de regressão entre as concentrações de espécies químicas (mg L^{-1}) e a vazão do rio dos Búfalos (L s^{-1}).

Espécie Química	Coeficiente de Correlação (R^2)	Equação de Regressão
NH_4^+	0,9537	$5\text{E-}05\text{Q}^2 - 0,0019\text{Q} + 0,2151$
NO_3^-	0,9926	$0,0161\text{Q} + 0,1802$
SO_4^{2-}	0,9405	$1,7605\text{e}^{0,02\text{Q}}$
P	0,9789	$2\text{E-}05\text{Q}^2 - 0,0007\text{Q} + 0,1188$
Cl^-	0,9129	$0,001\text{Q}^2 - 0,0404\text{Q} + 1,8515$
Al^{3+}	0,8966	$0,0722\text{e}^{0,0237\text{Q}}$
Ca^{2+}	0,9501	$6,9716\text{e}^{0,1713\text{Q}}$
Fe^{3+}	0,9056	$0,7288\text{e}^{0,018\text{Q}}$
K^+	0,9463	$1,2901\text{e}^{0,015\text{Q}}$
Mg^{2+}	0,962	$1,977\text{e}^{0,1307\text{Q}}$
Mn^{2+}	0,9556	$1\text{E-}05\text{Q}^2 + 0,0009\text{Q} + 0,0391$
Na^+	0,8594	$0,0006\text{Q}^2 - 0,0359\text{Q} + 1,0912$
Si^{4+}	0,9699	$0,0327\text{Q} + 5,4676$

Quadro 9. Valores dos coeficientes de correlação e equações de regressão entre as concentrações de espécies químicas (mg L^{-1}), e a vazão do rio Paraíso (L s^{-1}).

Espécie Química	Coeficiente de Correlação (R^2)	Equação de Regressão
NH_4^+	0,9629	$4\text{E-}05\text{Q}^2 + 3\text{E-}05\text{Q} + 0,2102$
NO_3^-	0,9871	$5\text{E-}05\text{Q}^2 + 0,0022\text{Q} + 0,1338$
SO_4^{2-}	0,9727	$0,0013\text{Q}^2 - 0,0128\text{Q} + 2,2586$
P	0,9907	$8\text{E-}06\text{Q}^2 + 0,0005\text{Q} + 0,1044$
Cl^-	0,8852	$0,7128\text{e}^{0,0256\text{Q}}$
Al^{3+}	0,9913	$0,0575\text{e}^{0,0357\text{Q}}$
Ca^{2+}	0,9702	$1,5038\text{Ln}(\text{Q}) + 1,9005$
Fe^{3+}	0,8334	$0,0017\text{Q}^2 - 0,0759\text{Q} + 2,1969$
K^+	0,923	$0,001\text{Q}^2 - 0,0366\text{Q} + 1,5021$
Mg^{2+}	0,9455	$0,5053 \text{Ln}(\text{Q}) + 0,8375$
Mn^{2+}	0,9618	$0,0116\text{Q}^{0,7657}$
Na^+	0,8994	$0,0007\text{Q}^2 - 0,0407\text{Q} + 0,9851$
Si^{4+}	0,9209	$3,9142\text{Q}^{0,1213}$

correlação permitem uma boa explicabilidade das concentrações químicas em função das descargas das microbacias. Esta característica foi também assinalada por Martinelli et al. (1988), sob diferentes condições de clima, geologia e cobertura vegetal.

Os Quadros 10 e 11 foram construídos a partir dos valores médios anual de exportação das espécies químicas em cada microbacia em termo de fluxo específico, cujos cálculos foram procedidos por meio da Equação 3, ou seja, em função da concentração de cada espécie química (mg L^{-1}), da vazão (L s^{-1}) e de suas respectivas áreas de drenagem (ha), tendo como unidade resultante grama por hectare por ano ($\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$). Tal expressão de fluxo é de fundamental importância, pois permite a comparação entre as distintas bacias de drenagem, quanto ao transporte de uma determinada espécie química (Mortatti & Probst, 1998).

Analisando-se a exportação de nitrato na microbacia do rio Paraíso, Quadro 11, observou-se que este valor representa aproximadamente 54% do nitrogênio total, enquanto na microbacia do rio dos Búfalos, 74% (Quadro 10). Em experimento desenvolvido nas bacias agrícolas da Suécia, Procházková & Brink (1991) concluíram que o fluxo de saída de nitrato variou entre 80 a 90% do nitrogênio total exportado.

Para Becher et al. (2000), estudando bacias hidrográficas do rio Mississippi, leste de Iowa, estimaram que as concentrações de nitrogênio total foram, presumidamente, na forma de nitrito e nitrato, cerca de 80 a 90%, enquanto o restante correspondeu ao nitrogênio orgânico e amoniacal.

Huntzinger & Stamer (1995) constataram que a contaminação das águas por nitrato em áreas agrícolas são relativamente altas, cujos valores são atribuídos principalmente ao uso de fertilizantes nitrogenados.

QUADRO 10. Exportações médias anual de espécies químicas pelo deflúvio na microbacia do rio dos Búfalos, em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$.

ESPÉCIE QUÍMICA	EXPORTAÇÃO
NH_4^+	1.538,71
NO_2^-	nd
NO_3^-	4.301,53
SO_4^{2-}	15.587,79
P	397,15
Cl^-	17.111,36
Al^{3+}	3.566,17
Ca^{2+}	71.433,07
Fe^{3+}	17.040,45
K^+	17.644,19
Mg^{2+}	17.652,82
Mn^{2+}	558,64
Na^+	8.217,15
Si^{4+}	40.688,89

QUADRO 11. Exportações médias anual de espécies químicas pelo deflúvio na microbacia do rio Paraíso, em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$.

ESPÉCIE QUÍMICA	EXPORTAÇÃO
NH_4^+	2.735,22
NO_2^-	nd
NO_3^-	3.193,32
SO_4^{2-}	14.829,73
P	793,57
Cl^-	32.002,96
Al^{3+}	5.989,39
Ca^{2+}	61.041,54
Fe^{3+}	43.760,82
K^+	31.579,73
Mg^{2+}	22.548,43
Mn^{2+}	3.126,07
Na^+	17.993,04
Si^{4+}	67.341,82

Preti et al. (1998) atribuíram o acréscimo nas concentrações de nitrato a fontes de origem difusa e as práticas incorretas de manejo do solo. Para Pionke et al. (2000), a maior parte do nitrogênio exportado na Pensilvânia é na forma de nitrato e resulta da intensidade de cultivo agrícola e aplicações de esterco animal.

De acordo com o volume médio exportado, Quadros 10 e 11, verifica-se que as microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso são responsáveis pelo transporte de consideráveis volumes de espécies químicas, sendo, no entanto, inferiores aqueles obtidos por outros autores em diversas localidades do mundo (Miller, 1979; Arcova et al., 1985; Arcova et al., 1993; Owens et al., 1991; Vital, 1996; House et al., 1997; Miller & Hirst, 1998; Conte, 1999 e Mander et al., 1998, 2000). Todavia, é importante enfatizar que o volume exportado é consequência das condições climáticas, manejo do solo, geologia, atividades agrícolas, uso de fertilizantes, práticas conservacionistas e técnicas de amostragem.

Conte (1999), em experimento desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Pardo, nas localidades de Botucatu e Pardinho, observou uma exportação de espécies químicas, em média, a cada km² por ano, de aproximadamente: 4.389 kg de nitrogênio; 123 kg de fósforo; 474 kg de potássio; 312 kg de cálcio; 315 kg de magnésio e 373 kg de enxofre. Segundo a autora, esses valores denotam prejuízo em termos econômicos, demonstrando pouca eficiência por parte dos produtores rurais, no uso de fertilizantes e no manejo do solo, bem como na adoção de outras práticas conservacionistas.

Por meio dos resultados do transporte de espécies químicas demonstrado nos Quadros 7 e 8, pôde-se obter a seguinte ordem decrescente na microbacia do rio dos Búfalos: $\text{Ca}^{2+} > \text{Si}^{4+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Cl}^- > \text{Fe}^{3+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Al}^{3+} > \text{NH}_4^+ > \text{Mn}^{2+} > \text{P}$, enquanto na microbacia do rio Paraíso: $\text{Si}^{4+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Cl}^- > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$

$> \text{SO}_4^{2-} > \text{Al}^{3+} > \text{NO}_3^- > \text{Mn}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{P}$. As diferenças existentes nas seqüências de exportação de espécies químicas está vinculada às condições de manejo do solo, hidrologia, geologia, atividades agrícolas, práticas conservacionistas e uso de fertilizantes.

Mortatti (1986), em pesquisa desenvolvida nos principais rios do estado de Rondônia, obteve uma variação espacial do transporte de nutrientes na ordem decrescente $\text{Ca} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{K}$, com gradiente negativo no sentido da foz para o Ca, o que não aconteceu com os demais nutrientes. Para Arcova et al. (1985), a seqüência foi $\text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$. Já Conte (1999), em experimento desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Pardo, observou a seguinte exportação de nutrientes: $\text{N} > \text{K} > \text{S} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{P}$.

Nos Quadros 10 e 11, verifica-se que em ambas microbacias o cálcio e o silício foram as espécies químicas mais exportadas, devendo estar relacionado à formação geológica dessa área, cujas rochas pertencem ao Grupo Bauru, arenito conglomerado com cimento calcário. Segundo Lima (1986), o cálcio é o principal cátion na maioria das águas naturais, principalmente, nas águas que drenam de regiões de rochas calcárias. Entretanto, constatou-se que nas microbacias o fósforo foi o elemento que teve a menor exportação química. Para Lima (1986), Esteves (1988) e Conte (1992), a presença de fósforo no meio aquático pode ter como origem a introdução de esgoto doméstico, intemperização de rochas, processos de erosão e lixiviação de solos agrícolas como é o caso das microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso.

De acordo com Martinelli et al. (1988), a bacia do rio Pimenta Bueno, estado de Rondônia, os fluxos de magnésio por unidade de área relativamente elevados, sejam, provavelmente, devido à ocorrência de formações basálticas na região.

O regime hidrológico é outro ponto muito importante no transporte de espécies químicas, uma vez que, mesmo as microbacias em estudo apresentando precipitações semelhantes (Figura 6), o rio Paraíso teve registros de vazões superiores ao rio dos Búfalos (Figura 20). Sugere-se, portanto, que o movimento da água, relativamente mais lento na microbacia dos Búfalos, ou seja, maior infiltração de água no solo, propicia o seu contato com os minerais que formam o solo, os quais vão se dissolvendo em maior ou menor proporção. Assim, como a água infiltrada aumenta o teor de solutos à medida em que prossegue o seu movimento até atingir os cursos de água na referida microbacia, o movimento mais lento da água nas camadas do solo, ou seja, maior tempo de residência, deve ter sido responsável, principalmente, pela maior quantidade transportada de cálcio, sulfato e nitrato (Quadros 10 e 11). Por outro lado, na microbacia do rio Paraíso verificou-se que o escoamento superficial e subsuperficial contribuíram para aumentar o carreamento de nitrogênio amoniacal, fósforo, cloro, alumínio, ferro, potássio, magnésio, manganês, sódio e silício, exceto o nitrito que não apresentou registros.

Segundo Keller (1970), Beaulac & Reckhow (1982), Owens et al. (1991), MacDonald et al. (1995), Becher et al. (2000) e Pionke et al. (2000), a hidrologia e a geologia têm influência fundamental na saída de nutrientes pelo deflúvio.

Martinelli et al. (1988) observaram em alguns rios do estado de Rondônia, bacia do rio Madeira, que a maior quantidade de materiais dissolvidos por unidade de área na época de cheia é produto do intemperismo que ocorre dentro de cada bacia, os quais, com o aumento da precipitação e, conseqüentemente, do escoamento superficial, são produzidos e carreados com maior intensidade para os rios.

Pionke et al. (2000), em trabalho desenvolvido na bacia hidrográfica localizada no centro-oeste da Pensilvânia, verificaram que quase todo o nitrato exportado foi originado da entrada do escoamento subsuperficial ou lençol freático distante do curso da água, principalmente durante os períodos de fluxo sem ocorrência de chuva.

Outros fatores que estão associados ao aumento no transporte de espécies químicas, seria reflexo do uso e manejo inadequado do solo e das aplicações inadequadas de fertilizantes, visto que as microbacias em estudo possuem extensas áreas de pastagens e culturas anuais, bem como carência de práticas conservacionistas. Estes aspectos foram também considerados por alguns autores, entre os quais Schuman et al. (1973), Kilmer et al. (1974), Marchetti & Verna (1992), Huntzinger & Stamer (1995), Boers (1996), Collins & Jenkins (1996), Collins & Neal (1998), Preti et al. (1998), Stone et al. (1998b), Van Eps et al. (1998), Conte (1999), Hetling et al. (1999), Somlyódy et al. (1999), Becher et al. (2000), Pionke et al. (2000), Conte & Leopoldo (2001) e Wit & Bendoricchio (2001).

Lander et al. (1998), citado por Hetling et al. (1999), constataram que, em área de produção de milho, cerca de 30% dos fertilizantes nitrogenados aplicados foram perdidos ou armazenados na bacia hidrográfica, provavelmente no lençol freático.

Os impactos do uso do solo e das práticas conservacionistas, realizados de formas inadequadas, podem ser considerados sérios problemas, como perdas de elevada quantidade de solo, geralmente da camada arável, rica em matéria orgânica, de fertilizantes, contaminação de cursos de água e assoreamento de rios e reservatórios (Henry & Gouveia, 1993; Carvalho, 1994; Huntzinger & Stamer, 1995; Hora, 1998; Conte e Castro et al., 1998; Van Eps et al., 1998).

Mander et al. (1998; 2000) salientaram que a taxa de fertilização em sub-bacias hidrográficas agrícolas de pequeno porte é considerada como o fator mais importante no transporte de nitrogênio até os cursos de água, enquanto em bacias hidrográficas de grandes extensões, considera-se o uso do solo. Para Mander et al. (2000), em bacias hidrográficas agrícolas pequenas, de até 300 km², a diminuição no uso do solo e intensidade de fertilização causaram um decréscimo significativo nas perdas de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica.

Por outro lado, o transporte das espécies químicas, ocorrido com menor intensidade na microbacia do rio dos Búfalos (Quadro 10) em relação a microbacia do rio Paraíso (Quadro 11), deve estar vinculado também ao sistema de conservação de solo existente na microbacia dos Búfalos, constituído por terraceamento em níveis, o qual representa cerca de 30% da área total, bem como as áreas com cobertura de florestas naturais ou artificiais que se localizam, quase em sua totalidade, nas nascentes dos cursos de água ou margeando-os, na forma de pequenas matas ciliares. Essa observação ressalta o importante papel que a mata ciliar pode desempenhar na manutenção do equilíbrio de microbacias, sobretudo no que se refere a preservação da qualidade da água.

Richardson (1972), Beaulac & Reckhow (1982), (Meals (1993), Sharply et al. (1995) e Sharpley et al. (1999) também verificaram que a utilização de métodos conservacionistas contribuem para reduzir a exportação de espécies químicas em bacia de pequeno tamanho.

De acordo com Lima (1986), as perdas excessivas de nutrientes por lixiviação e por erosão podem influenciar não apenas a produtividade da área, como também a qualidade da água produzida pela bacia.

6.3. BALANÇO DE ESPÉCIES QUÍMICAS

A quantificação do balanço de espécies químicas foi estimado pela diferença entre a entrada de espécies químicas, via precipitação, e a saída pelo deflúvio, após a interação de água da chuva com o solo, conforme descrito por Bormann & Likens (1967), Likens et al. (1977), Arcova et al. (1985), Senna (1992), Arcova et al. (1993), Vital (1996) e Mortatti & Probst (1998).

Os resultados do balanço geoquímico médio anual para as espécies químicas estudadas estão apresentados no Quadro 12. Observou-se que existiu uma perda química anual excessiva para todos os elementos, ou seja, balanço anual negativo. Na verdade, não se trata uma perda, mas de uma migração geoquímica de espécies químicas como sendo o processo geoquímico da “Dinâmica da Paisagem”, isto é, a mobilização que se processa naturalmente, mas que é alternada pela intervenção antrópica. No entanto, resultados de balanço negativo em bacias hidrográficas são comumente obtidos (Arcova et al., 1985; Owens et al., 1991; Arcova et al., 1993 e Miller & Hirst, 1998).

O Quadro 12 ressalta a perda por ano por hectare da microbacia do rio dos Búfalos, em média anual, de aproximadamente 295 g de nitrogênio amoniacal, 3.348 g de nitrato, 14.297 g de sulfato, 159 g de fósforo, 15.353 g de cloro, 3.313 g de alumínio, 69.909 g de cálcio, 16.744 g de ferro, 16.864 g de potássio, 17.225 g de magnésio, 481 g de manganês, 7.545 g de sódio e 40.031 g de silício; enquanto na microbacia do rio Paraíso a perda aproximada é de 1.491 g de nitrogênio amoniacal, 2.240 g de nitrato, 13.539 g de sulfato, 555 g de fósforo, 30.245 g de cloro, 5.736 g de alumínio, 59.518 g de cálcio, 43.464 g

QUADRO 12. Balanço médio anual de espécies químicas na microbacia dos rios dos Búfalos e Paraíso, g ha⁻¹ ano⁻¹.

Espécies Químicas	Microbacia Búfalos			Microbacia Paraíso		
	Prec.	Def.	Bal.	Prec.	Def.	Bal.
NH₄⁺	1.243,85	1.538,71	-294,86	1.243,85	2.735,22	-1.491,37
NO₂⁻	nd	nd	nd	nd	nd	nd
NO₃⁻	953,24	4.301,53	-3.348,29	953,24	3.193,32	-2.240,08
SO₄²⁻	1.291,20	15.587,79	-14.296,59	1.291,20	14.829,73	-13.538,53
P	238,59	397,15	-158,56	238,59	793,57	-554,99
Cl⁻	1.757,91	17.111,36	-15.353,45	1.757,91	32.002,96	-30.245,05
Al³⁺	253,25	3.566,17	-3.312,92	253,25	5.989,39	-5.736,15
Ca²⁺	1.523,88	71.433,07	-69.909,18	1.523,88	61.041,54	-59.517,65
Fe³⁺	296,91	17.040,45	-16.743,55	296,91	43.760,82	-43.463,92
K⁺	780,43	17.644,19	-16.863,76	780,43	31.579,73	-30.799,29
Mg²⁺	427,95	17.652,82	-17.224,87	427,95	22.548,43	-22.120,48
Mn²⁺	77,67	558,64	-480,97	77,67	3.126,07	-3.048,40
Na⁺	671,84	8.217,15	-7.545,31	671,84	17.993,04	-17.321,20
Si⁴⁺	658,31	40.688,89	-40.030,58	658,31	67.341,82	-66.683,52

Prec. = Precipitação

Def. = Deflúvio

Bal. = Balanço

de ferro, 30.799 g de potássio, 22.120 g de magnésio, 3.048 g de manganês, 17.321 g de sódio e 66.683 g de silício.

Dessa forma, o expressivo fluxo demonstra a necessidade de se buscar maior eficiência no aprimoramento do planejamento agrícola e ambiental das microbacias dos rios dos Búfalos e Paraíso que envolvam a ampliação e implementação de práticas conservacionistas, objetivando-se diminuir as exportações de espécies químicas via deflúvio.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- As maiores entradas de espécies químicas via precipitação aconteceram nas primeiras chuvas, logo após um período de estiagem, proveniente do acúmulo no compartimento atmosférico de partículas químicas.
- As condições climáticas, manejo do solo, geologia, atividades agrícolas, uso de fertilizantes, tempo de residência, regime hidrológico, práticas conservacionistas e técnicas de amostragem interferem diretamente nos resultados de exportação de espécies químicas.
- A diferença verificada no transporte de espécies químicas nas microbacias em estudo está vinculada ao sistema de conservação de solo, bem como, às áreas com cobertura de florestas naturais ou artificiais que se localizam, quase em sua totalidade, nas nascentes dos cursos de água ou margeando-os, na forma de pequenas matas ciliares. Isto ressalta o importante papel que a mata ciliar desempenha na diminuição do transporte de espécies químicas, e na manutenção do

equilíbrio dessas microbacias, sobretudo no que se refere à preservação da qualidade da água.

- É necessário que haja a ampliação e implementação de práticas conservacionistas nas referidas microbacias, visando-se minimizar as exportações de espécies químicas, uma vez que os resultados demonstraram, efetivamente, o importante e significativo papel desenvolvido pelas práticas conservacionistas, a exemplo das matas ciliares, na diminuição da exportação de espécies químicas. No entanto, para isso, faz-se necessário a implantação de uma rigorosa política de preservação de tais ecossistemas, objetivando-se, sobretudo, o desejável equilíbrio ambiental, pelo qual se assegura a continuidade da vida através das gerações.

8. CONCLUSÕES

Para as condições edafoclimáticas e características das microbacias experimentais dos rios Paraíso e dos Búfalos em que foi desenvolvido o trabalho, e métodos utilizados, são estabelecidas as seguintes conclusões:

- Os aportes atmosféricos representam uma importante fonte de espécies químicas para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e terrestres dessas microbacias, tendo o cloro e o cálcio apresentado as maiores contribuições;
- As deposições das substâncias químicas recebem influência da poeira, das atividades de uso do solo, da queima de vegetação, do desmatamento e da combustão de combustível fóssil.
- As concentrações de alumínio, cálcio, cloro, ferro, fósforo, magnésio, nitrogênio amoniacal, nitrato, potássio, silício e sódio apresentam índices elevados de coeficiente de correlação com a água da chuva, exceto com relação ao sulfato e ao manganês.

- As curvas de regressão resultantes da relação das concentrações dos elementos químicos exportados via deflúvio e suas respectivas vazões proporcionaram elevados coeficientes de determinação em ambas microbacias, exceto o nitrito, cuja presença não foi detectada.
- O balanço médio anual de espécies químicas foi negativo para todas as espécies químicas, tendo o cálcio e o silício apresentado as maiores exportações via deflúvio, provavelmente relacionado à geologia.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS^(*)

ALBERTS, E.E., SCHUMAN, G.E., BURWELL, R.E. Seasonal runoff losses of nitrogen and phosphorus from Missouri Valley loess watersheds. *J. Environ. Qual.*, v.7, n.2, p.203-8, 1978.

ALMEIDA, F.F.M. Geologia do Estado de São Paulo. *Bol. Inst. Geogr. Geol. Sec. da Agric.*, n.41, p. ,1964.

ARCOVA, F.C.S., VALDIR, C.de, LIMA, W.P. Balanço dos nutrientes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} , K^{+} e NO_3^{-} em bacia hidrográfica experimental com vegetação natural do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cunha – SP. *IPEF*, v.31, p.61-7, 1985.

^(*) UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. Faculdade de Ciências Agronômicas. *Normas para a elaboração de dissertações e teses*. Botucatu, 2002. 24p.

ARCOVA, F.C.S., CICCIO, V.de. Fluxo de nutrientes através da precipitação, precipitação interna e escoamento pelo tronco em floresta natural secundária no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cunha – SP. *Boletim Técnico I.F.*, São Paulo, v.41, p.37-58, 1987.

ARCOVA, F.C.S., CICCIO, V., SHIMOMICHI, P.Y. Qualidade da água e dinâmica dos nutrientes em bacia hidrográfica recoberta por floresta de mata atlântica. *Rev. Inst. Flor.*, v.5, n.1, p.1-20, 1993.

ASSIS, J. C. Recursos hídricos: gestão participativa e descentralizada. In: SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura, 1997. p.4-7.

AZEVEDO NETO, J.M. *Manual de hidráulica*. 4.ed. São Paulo: EDUSP, 1966. 866p.

BAKER, J. L., LAFLEN, J. M. Effects of corn residue and fertilizer management on soluble nutrient runoff losses. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.25, p.344-8, 1982.

BARMAWIDJAJA, D.M., VAN der ZWAAN, G.J., PUSKARIE, S. 150 years of eutrophication in the northern Adriatic Sea: evidence from a benthic foraminiferal record. *Mar. Ecol.*, v.122, p.367-84, 1995.

BEAULAC, M. N., RECKHOW, K. H. An examination of land use-nutrient export relationships. *Water Res. Bull.*, v.18, p.1013-24, 1982.

BECHER, K. D., SCHNOEBELEN, D. J., AKERS, K. K. B. Nutrients discharged to the Mississippi River from eastern Iowa watersheds. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, v.36, n.1, p.161-73, 2000.

BEHRENDT, H. Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads: a comparison for different river basins in central Europe. *Water Sci. Technol.*, v.33, n.4/5, p.99-107, 1996.

BERMANN, S.S., McLAREN, J.W. Establishment of compromise conditions for multielement analysis by inductively coupled plasma emission spectrometry: a preliminary report. *Appl. Spectrosc.*, v.32, p.372-7, 1978.

BOERS, P.C.M. Nutrient emissions from agriculture the Netherlands, causes and remedies. *Wat. Sci. Technol.*, v.33, n.4-5, p.183-9, 1996.

BORMANN, F.H., LIKENS, G.E. Nutrient cycling. *Science (Washington)*, v.155, n.3761, p.424-9, 1967.

BOYNTON, W.R., GARBER, J.H., SUMMERS, R., KEMP, W.M. Inputs, transformations, and transport of nitrogen and phosphorus in Chesapeake Bay and selected tributaries. *Estuaries*, v.18, p.285-314, 1995.

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 3.ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640p.

BURNS, L.C., STEVENS, R. J., SMITH, R. V., COOPER, J. E. The occurrence and possible sources of nitrite in a grazed, fertilized, grassland. *Soil Biol. Biochem.*, v.27, p.47-59, 1995.

CAMPANI, D.B. Gerenciamento dos recursos hídricos no Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 25, 1996, Bauru. *Anais...* Bauru: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 1996. 6p. (EAS 218.DOC). (CD-ROM).

CAMPOS, H.C.N.S. *Contribuição ao estudo hidrogeoquímico do Grupo Bauru no Estado de São Paulo*. São Paulo, 1987. 156p. Dissertação (Mestrado em Geologia Geral e de Aplicação) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

CARPENTER, S.R., CARACO, N.F., CORRELL, D.L., HOWARTH, R.W., SHARPLEY, A.N., SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, v.8, p.559-68, 1998.

CARVALHO, W.A.de. *Relações entre relevo e solos da bacia do Rio Capivara – Município de Botucatu, SP*. Botucatu, 1981. 193p. Tese (Livre Docente) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

CARVALHO, N.O. *Hidrossedimentologia prática*. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372p.

CARVALHO, N.O., CUNHA, S.B. Estimativa da carga sólida do rio Amazonas e seus principais tributários para a foz e oceano: uma retrospectiva. *Águas Rev.*, v.6, n.10, p.44-58, 1998.

COLLINS, R., JENKINS, A. The impact of agricultural land use on stream chemistry in the Middle Hills of the Himamayas, Nepal. *J. Hydrol.*, v.185, p.71-86, 1996.

COLLINS, R., NEAL, C. The hydrochemical impacts of terraced agriculture, Nepal. *Sci. Total Environ.*, v.212, p.233-43, 1998.

CONTE e CASTRO, A.M., CONTE, M. L., MARTINS, V.H. Qualidade da água em bacia hidrográfica de múltiplos usos, em dois períodos. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE INGENIERIA RURAL, 2, CONGRESO ARGENTINO DE INGENIERIA RURAL, 5, 1998, La Plata. *Libro de las memórias: avances en el manejo del suelo e agua en la Ingeniería Rural Latinoamericana*, La Plata: Editorial de la U.N.L.P., 1998. p.296-301.

CONTE, M. L. *Espécies químicas dissolvidas no Ribeirão Lavapés, Botucatu - SP*. Botucatu, 1992. 123p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

CONTE, M. L. *Aspectos quantitativos e qualitativos das águas da bacia experimental do rio Pardo – Região de Botucatu, SP*. Botucatu, 1999. 156p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

CONTE, M.L., LEOPOLDO, P.R. *Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo*. São Paulo: Ed. UNESP, 2001. 141p.

DALAL, R.C. Composition of Trinidad rainfall. *Water Resour. Res.*, v.15, p.1217-23, 1979.

D'AMBROSIO, O. O planeta pede água. *J. UNESP*, n.158, p.8-9, 2001.

DEFFUNE, G. *A avaliação dos recursos hídricos na Geografia*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, PR., 1994. 41p. (Mimeo.)

DILLON, P.J., KIRCHNER, W.B. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Res.*, v.9, p.135-48, 1975.

EDWARDS, A.C., WITHERS, P.J.A. Soil phosphorus management and water quality: a UK perspective. *Soil Use Manage.*, v.14, p.124-30, 1998.

EKHOLM, P., KALLIO, K., SALO, S., PIETILÄINEN, O.P., REKOLAINEN, S., LAINE, Y., JOUKOLA, M. Relationship between catchment characteristics and nutrient concentrations in na agricultural river system. *Wat. Res.*, v.34, p.3709-16, 2000.

ESTEVEZ, F.A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 575p.

FAERGE, J., MAGID, J., VRIES, F.W.T.P. de. Urban nutrient balance for Bangkok. *Ecol. Modell.*, v.139, p.63-74, 2001.

FELLER, M.C., KIMMINS, J.P. Chemical characteristics of small streams near Haney in southwestern British Columbia. *Water Resour. Res.*, v.15, p.247-58, 1979.

FRANKEN, W., LEOPOLDO, P.R., BERGAMIN FILHO, H. Nutrient flow through natural waters in “terra firme” forest in central Amazon. *Turrialba*, v.35, p.383-93, 1985.

FRANKEN, W., LEOPOLDO, P.R., BERGAMIN, H.F. Fluxo de nutrientes de águas naturais em floresta de terra firme na Amazônia Central. In: WORKSHOP ON BIOGEOCHEMISTRY OF TROPICAL RAIN FOREST PROBLEMS FOR RESEARCH, Piracicaba, CENA, 1987. p.29-37.

GIBBS, R.J. Machanisms controlling world water chemistry. *Science (Washington)*, v.170, p.1088-90, 1970.

GILLIAM, J.W. Fertilizer nitrates not causing problems in north Carolina groundwater. *Better Crops*, p.6-8, 1991.

HAAG, D., KAUPENJOHANN, M. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agric. Ecosyst. Environ.*, v.86, p.1-21, 2001.

HARDY, E.R. Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazônia Central. *Acta Amaz.*, v.10, p.577-609, 1980.

HENRY, R., GOUVEIA, L. Os fluxos de nutrientes e seston em cursos de água do Alto Paranapanema (São Paulo): sua relação com usos do solo e morfologia das bacias de drenagem. *An. Acad. Bras. Ciênc.*, v.65, p.439-51, 1993.

HETLING, L. J., JAWORSKI, N. A., GARRETSON, D. J. Comparison of nutrient input loading and riverine export fluxes in large watersheds. *Wat. Sci. Tech.*, v.39, n.12, p.189-96, 1999.

HORA, M.G.M. Diagnóstico preliminar das condições hidrossedimentológicas do Rio Paraíba do Sul e seus principais afluentes. *Águas Rev.*, v.6, n.10, p.27-9, 1998.

HOUSE, W.A., SMITH, S. Reactions of silica in the aquatic environment. *Trend Chem. Geol.*, v.1, p.53-67, 1994.

HOUSE, W. A., LEACH, D., WARWICK, M. S., WHITTON, B. A., PATTINSON, S. N., RYLAND, G., PINDER, A., INGRAM, J., LISHMAN, J. P., SMITH, S. M. Nutrient transport in the Humber rivres. *Sci. Total Environ.*, v.194/195, p.303-20, 1997.

HOUSE, W. A., WARWICK, M. S. Intensive measurements of nutrient dynamics in the River Swale. *Sci. Total Environ.*, v.210/211, p.111-37, 1998.

HUNTZINGER, T.L., STAMER, J.K. Herbicides and nitrates in water supply sources in Central Nebraska. In: CLEAN WATER - CLEAN ENVIRONMENT - 21ST CENTURY: TEAM AGRICULTURE-WORKING TO PROTECT WATER RESOURCES, 1995, Kansas City. *Conference proceedings...* San Joseph: Americam Society of Agricultural Engineers, 1995. p.149-52, v.3: Practices, Systems & Adoption.

IGG - INSTITUTO GEOGRÁFICO E GEOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO: Geologia do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria da Agricultura. Boletim, n. 41, 1964. 263p.

JIMENEZ, E.U., MARTINEZ, J.A., CERDA, J.A. Fuentes, efectos y remoción de nutrientes del água. *Rec. Hidraulicos*, v.2, n.1, p.56-66, 1973.

JOHNSON, H. P., BAKER, W. D., SHRADER, W. D., LAFLEN, J. M. Tillage system effects on sediment and nutrients in runoff from small watersheds. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.22, p.1110-4, 1979.

JORDAN, T.E., CORRELL, D.L., MIKLAS, J., WELLE, D.E. Nutrients and chorophyll at the interface of a watershed and na estuary. *Limnol. Oceanogr.*, v.36, p.251-67, 1991.

JOSSETTE, G., LEPORCQ, B., SANCHEZ, N., PHILIPPON. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochemistry*, v.47, n.2, p.119-46, 1999.

KELLER, H. M. Factors effecting water quality of small mountain catchments. *J. Hydrol.*, v.9, n.2, p.133-41, 1970.

KENNERLY, J. *Observações meteorológicas de São Manuel – SP*. São Manuel: Cooperativa de Cafeicultores da Zona de São Manuel, 1997. 41p. (Mimeogr.).

KILMER, V.J., GILLIAM, J.W., LUTZ, J.F., JOYCE, R.T., EKLUND, C.D. Nutrient losses from fertilized grassed watersheds in western north Carolina. *J. Environ. Qual.*, v.3, n.3, p.214-9, 1974.

KOROM, S.F. Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resources Res.*, v.28, n.6, p.1657-68, 1992.

KREBS, A.S.J., ZIM-ALEXANDRE, N., NOSSE, E.O. Zoneamento das disponibilidades e da qualidade dos recursos hídricos da bacia do Rio Araranguá. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12, 1997, Vitória. *Anais...Vitória: Associação Brasileira de Recursos Hídricos*, 1997. 7p. (072.DOC) (CD ROM).

KRONVANG, B. The export of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river basins: implications on estimating the non-point phosphorus load. *Water Res.*, v.26, p.1347-58, 1992.

KUNISHI, H. M., TAYLOR, A. W., HEALD, W. R., GBUREK, W. J., WEAVER, R. N. Phosphate movement from an agricultural watershed during two rainfall periods. *J. Agr. Food. Chem.*, v.20, p.900-5, 1972.

LEOPOLDO, P.R., MORTATTI, J. Relações entre os valores de oxigênio-18 das águas de chuva e subterrânea. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 6, 1985, São Paulo. *Anais ...* São Paulo: São Paulo, 1985. v.3, p.61-71.

LEWIS Jr., W.M. Precipitation chemistry and nutrient loading by precipitation in a tropical watershed. *Water Resour. Res.*, v.17, n.1, p.169-81, 1981.

LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., PIERCE, R.S., EATON, J.S., JOHNSON, N.M. *Biogeochemistry of a forest ecosystem*. New York: Springer Verlag, 1977. 146p.

LIMA, W. P. *O regime da água do solo sob florestas de pinheiros tropicais e sob vegetação de cerrado*. Piracicaba, 1979. 79p. Tese (Livre-Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

LIMA, W. P. *Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas*. Piracicaba: Departamento de Silvicultura, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 1986. p.242. (Mimeogr).

LOEHR, R.C. Characteristics and comparative magnitude of nonpoint sources. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, v.46, p.1849-72, 1974.

MacDONALD, A. M., PUGH, K. B., BALLS, P. W. Soluble nitrogen and phosphorus in the River Ythan system. UK: annual and seasonal trends. *Water Res.*, v.29, p.837-46, 1995.

MALONE, T.C., KEMP, W.M., DUCKLOW, H.W., BOYNTON, W.R., TUTTLE, J.H., JONAS, R.B. Lateral variation in the production and fate of phytoplankton in a partially stratified estuary. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v.32, p.149-60, 1986.

MALONE, T.C., CROCKER, L.H., PIKE, S.E., WENDLER, B.W. Influence of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v.48, p.235-49, 1988.

MANDER, Ü., KULL, A., TAMM, V., KUUSEMETS, V., KARJUS, R. Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape Urban Plann.*, v.41, p.229-38, 1998.

MANDER, Ü., KULL, A., KUUSEMETS, V., TAMM, T. Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotological measures. *Ecol. Eng.*, v.14, p.405-17, 2000.

MARCHETTI, R., VERNA, N. Quantification of phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy). A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating loads. *Sci. Total Environ., Suppl.*, p.315-36, 1992.

MARTINELLI, L. A., SGRILLO, R. B., FERREIRA, J. R., KRUG, F. J. Variação na concentração de algumas espécies químicas inorgânicas nas águas do rio Piracicaba (S.P.). *Rev. DAE*, n.132, p.91-4, 1983.

MARTINELLI, L. A., FERREIRA, J. R., VICTÓRIA, R. L., MORTATTI, J., FORSBERG, B. R., BONASSI, J. A., OLIVEIRA, E., TANCREDI, A. C. Fluxo de nutrientes em alguns rios do Estado de Rondônia, Bacia do Rio Madeira. *Acta Limnol. Brasil*, v.11, p. 911-30, 1988.

MARTINELLI, L.A., VICTORIA, R.L., DEMATTE, J.L., RICHEY, J.E., DEVOL, A.H. Chemical and mineralogical composition of Amazon river floodplain sediments, Brazil. *Appl. Geochem.*, v.8, p.391-402, 1993.

MARTINEZ, J.C. *Estimativa de fluxo de água subterrânea na formação do escoamento total através de oxigênio-18*. Botucatu, 1986. 90p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

McDOWELL, L. L., MCGREGOR L. C. Nitrogen and phosphorus losses in runoff from no-till soybeans. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.23, p.643-7, 1980.

MEALS, D.W. Assessing nonpoint phosphorus control in the LaPlatte river watershed. *Lake Reserv. Manage.*, v.7, p.197-207, 1993.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, v.282, p.401-50, 1982.

MILLER, M.H. Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in ontario. *J. Environ. Qual.*, v.8, n.1, p.42-8, 1979.

MILLER, J.D., HIRST, D. Trends in concentrations of solutes in an upland catchment in Scotland. *Sci. Total Environ.*, v.216, p.77-88, 1998.

MORTATTI, J. *Erosão na Amazônia: processos, modelos e balanço*. Piracicaba, 1995. 150p. Tese (Livre-Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

MORTATTI, J., PROBST, J.L. *Hidrogeoquímica de bacias de drenagem*. Piracicaba: CPG/CENA, 1998. 239p.

MUSCUTT, A. D., WITHERS, P. J. A. The phosphorus content of rivers in England and Wales. *Water Res.*, 1996.

OLIVEIRA, J.B.de, CAMARGO, M.N., CALDERANO FILHO, B. *Mapa pedológico do Estado de São Paulo*. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1999. 64p.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE METEOROLOGIA - OMM. *Guia de práticas hidrometeorológicas*. Suíça: Genebra, 1967. (Publicação 168 TP 82).

OWENS, L. B., EDWARDS, W. M., VAN KEUREN, R. W. Baseflow and stormflow transport of nutrients from mixed agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.*, v.20, p.407-14, 1991.

PINDER, L. C. V., MARKER, A. F. H., PINDER, A. C., INGRAM, J. K. G., LEACH, D. V., COLLETT, G. D. Concentrations of suspended chlorophyll a in the Humber Rivers. *Sci. Total Environ.*, v.194/195, p.373-8, 1997.

PIONKE, H. B., GBUREK, W. J., SCHNABEL, R. R., SHARPLEY, A. N., ELWINGER, G. F. Seasonal flow, nutrient concentrations and loading patterns in stream flow draining an agricultural hill-land watershed. *J. Hydrol.*, v.220, p.62-73, 1999.

PIONKE, H. B., GBUREK, W. J., SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecol. Eng.*, v.14, p.325-35, 2000.

POLLARD, R.W., SHARP, M.H., MADISON, R.W. Farmer's experience with conservation tillage: a Wisconsin survey. *J. Soil Water Cons.*, v.34, p.215-9, 1979.

PREGO, R., VERGARA, J. Nutrient fluxes to the Bay of Biscay from Cantabrian rivers (Spain). *Oceanol. Acta*, v.21, p.271-8, 1998.

PRETI, F., LEONE, A., RIPA, M.N. Nitrate losses during runoff events and lake eutrophication: space-time distributed analysis for agricultural land management. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON AGRICULTURAL ENGINEERING, 2, 1998, Oslo. *Proceedings...Oslo: EurAgEng*, 1998. (Paper, 98-C-073).

PROBST, J.L. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). *J. Hydrol.*, v.76, p.281-305, 1985.

PROBST, J.L. Géochimie et hydrologie de l'érosion continentale: mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. *Sci. Géol. Bull.*, v.94, p.1-161, 1992.

PROCHÁZKOVÁ, L., BRINK, C.B.N. Relations between element-concentrations and water discharge in agricultural basins. *Catena*, v.18, p.355-66, 1991.

REBOUÇAS, A.C. *Panorama da água doce no Brasil*. In: REBOUÇAS, A.C., (org.) *Panoramas da degradação do ar, da água doce e da terra no Brasil*. São Paulo: IEA/USP, 1997. 150p.

RECKHOW, K.H., BEAULAC, M.N, SIMPSON, J.T. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients. *U.S. Environ. Prot. Agency, EPA 440/5-80-011*, 1980.

RESSLER, D., BAKER, J., KASPAR, T., HORTN, R., GREEN, J. Localized comaction and doming to increase N-use efficiency and reduce leaching. In: *CLEAN WATER - CLEAN ENVIRONMENT - 21ST CENTURY: TEAM AGRICULTURE-WORKING TO PROTECT WATER RESOURCES*, 1995, Kansas City. *Conference proceedings...* San Joseph: Americam Society of Agricultural Engineers, 1995. p.215-8, v. 3: Practices, Systems & Adoption.

RICHARDSON, C. W. Changes in water yield of small watersheds by agricultural practices. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.15, p.591-3, 1972.

RUZICKA, J., HANSEN, E.H. Flow injection analysis I. Anew concecpt of fast continuous flow analysis. *Anal. Chim. Acta*, v.78, p.145-57, 1975.

SABARÁ, M.G. Comparação ecológica entre rios de menor ordem, drenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de *Eucalyptus grandis*, na região do médio Rio Doce (MG). *Rev. Silvicult.*, n.81, p.28-33, 2000.

SANTOS, A., RIBEIRO, M.N.G., RIBEIRO, J.J. Nitrogênio na água do solo do ecossistema Campina Amazônia. *Acta Amaz.*, v.5, p.173-82, 1975.

SANTOS, A., RIBEIRO, M.N.G., RIBEIRO, J.S.,BRINGEL, S.R.B. Hidroquímica da Amazônia Central III. Química da água de lavagem da floresta no ecossistema Campina Amazônia (Stemflow). *Acta Amaz.*, v.11, p.335-46, 1981.

SANTOS, U.M., RIBEIRO, M.N.G. A hidroquímica do rio Solimões-Amazonas. *Acta Amaz.*, v.18, p.145-72, 1988.

SCHNABEL, R.R., URBAN, J.B., GBUREK, W.J. Hydrologic controls in nitrate, sulfate, and chloride concentrations. *J. Environ. Qual.*, v.22, p.589-96, 1993.

SCHUMAN, G.E., BURWELL, R.E., PIEST, R.F., SPOMER, R.G. Nitrogen losses in surface runoff from agricultural watersheds on Missouri Valley Loess. *J. Environ. Qual.*, v.2, p.299-302, 1973.

SENNA, H.B. da C. *Balanço de micro elementos e composição isotópica de uma bacia hidrográfica na Amazônia Central*. Piracicaba, 1992. 93p. Dissertação (Mestre em Ciências/Energia Nuclear na Agricultura) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

SHARPLY, A., SMITH, S.J., DANIEL, J.A. Prevention of ground and surface water contamination by new agricultural management systems. In: CLEAN WATER - CLEAN ENVIRONMENT - 21ST CENTURY: TEAM AGRICULTURE-WORKING TO PROTECT WATER RESOURCES, 1995, Kansas City. *Conference proceedings...* San Joseph: Americam Society of Agricultural Engineers, 1995. p. 243-6, v.3: Practices, Systems & Adoption.

SHARPLEY, A.N., GBUREK, W.J., FOLMAR, G., PIONKE, H.B. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricul. Water Manage.*, v.41, p.77-89, 1999.

SILVA, M. L. da. *Hidroquímica elementar e dos isótopos de urânio nos aquíferos de Manaus – AM*. Rio Claro, 1999. 82p. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos/Gestão Integrada de Recursos) – Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista.

SMOLEN, M. D. Nutrient runoff from agricultural and non-agricultural watersheds. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.24, p.981-7, 1981.

SOMLYÓDY, L., BRUNNER, P.H., KROIB, H. Nutrient balances for Danube countries: a strategic analysis. *Wat. Sci. Technol.*, v.40, n.10, p.9-16, 1999.

SONZOGNI, W.C., CHESTERS, G., COOTE, D.R., JEFFS, D.N., KONRAD, J.C., OSTRY, R.C., ROBINSON, J.B. Pollution from land runoff. *Environ. Sci. Technol.*, v.14, p.148-53, 1980.

STALLARD, R.F., EDMOND, J.M. Geochemistry of the Amazon I. Precipitation chemistry and the marine contribution to the dissolved load at the time of peak discharge. *J. Geophys. Res.*, v.86, p.9844-58, 1981.

STONE, K. C., HUNT, P. G., JOHNSON, M. H., MATHENY, T. A. Nitrate-N distribution and trends in shallow groundwater on na Eastern Costal Plains Watershed. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.41, p.59-64, 1998a.

STONE, K. C., HUNT, P. G., HUMENIK, F. J., JOHNSON, M. H. Impact of swile waste application on ground and stream water quality in na Eastern Coastal Plain Watershed. *Trans. ASAE (Am. Soc. Agric. Eng.)*, v.41, p.1665-70, 1998b.

TAYLOR, A. W.; EDWARDS, N. M.; SIMPSON, C. C. Nutrients in streams draining woodland and farmland near Coshocton, Ohio. *Water Resour. Res.*, v.7, n.1, p.81-9, 1971.

THORNTON, G.J.P., DISE, N.B. The influence ef catchment characteristics, agricultural activities and atmospheric deposition on the chemistry of small in the English Lake District. *Sci. Total Environ.*, v.216, p.63-75, 1998.

VAN EPS, M.A., FORMICA, S.J., KRESSE, T., CZARNOMSKI, A., VAN SCHAIK, E., GIESE,J. Survey of Arkansas swine liquid waste systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON AGRICULTURAL ENGINEERING, 2, 1998, Oslo. *Proceedings...* Oslo: EurAgEng, 1998. (Paper, 98-E-017).

VERY, E.S. Precipitation chemistry at the Marcell Experimental Forest in north central Minnesota. *Water Resources Research*, v.19, p.454-62, 1983.

VILLELA, S.M., MATTOS, A. *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

VITAL, A.R.T. *Efeito do corte raso no balanço e na ciclagem de nutrientes em uma microbacia reflorestada com eucalipto*. Piracicaba, 1996. 82p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

WEBB, B. W., WALLING, D. E. Nitrate behaviour in stream flow from a grassland catchment in Devon, UK. *Water Res.*, v.19, p.1005-16, 1985.

WALLING, D.E., RUSSELL, M.A., WEBB, B.W. Controls on the nutrient content of suspended sediment transported by British rivers. *Sci. Total Environ.*, v.266, p.113-23, 2001.

WIT, M. de, BENDORICCHIO, G. Nutrient fluxes in the Po basin. *Sci. Total Environ.*, v.273, p.147-61, 2001.