

Universidade de Brasília
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Características químicas da água de córregos do Distrito Federal
sob diferentes usos e cobertura do solo**

José Salomão Oliveira Silva

Orientadora: Profa. Dra. Mercedes Maria da Cunha Bustamante

**Tese de doutorado apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Ecologia do Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade de Brasília
como requisito parcial para a obtenção do título
de Doutor em Ecologia**

Brasília – DF

2008

Mercedes Maria da Cunha Bustamante
(Orientadora)

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Brasília – DF

Alex Vladimir Krusche
(Examinador Externo)
Universidade de São Paulo
Centro de Energia Nuclear na Agricultura
Laboratório de Ecologia Isotópica
Piracicaba – SP

Carlos Augusto Klink
Examinador Interno
Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Brasília – DF

José Elói Guimarães Campos
(Examinador Interno)
Universidade de Brasília
Instituto de Geociências
Departamento de Geoquímica e Recursos Minerais
Brasília – DF

Laerte Guimarães Ferreira Junior
(Examinador Externo)
Universidade Federal de Goiás
Instituto de Estudos Sócio-Ambientais
Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG)
Goiânia – GO

Dedico este trabalho:

aos meus queridos e amados pais (Osmar e Marialina), bem como à minha estimada irmã (Alba), que muito acreditaram em mim e sempre estiveram ao meu lado apesar da grande distância.

Ofereço ao meu grande amor Adeilde, que foi uma das responsáveis pelo meu crescimento, seja profissional, e principalmente pessoal.

Agradecimentos

À minha orientadora, professora Mercedes Maria da Cunha Bustamante, por dois principais motivos: PACIÊNCIA e eterna dedicação. Sem sombra de dúvidas é uma pessoa cujas qualidades são incontáveis!!!

Ao Daniel Markewitz pela excelente orientação, além do apoio na realização de análises no seu laboratório.

À minha grande amiga Regina Sartori que, além de ter sido uma das principais responsáveis pela minha vinda para este laboratório, ajudou-me em vários momentos.

Ao meu braço direito, e às vezes esquerdo, Viviane Miranda, que muito colaborou nas campanhas de campo, assim como nas análises laboratoriais.

Aos estagiários: César Porto, Ester, Fernanda, Gilberto Dubanho, Yuri pela importante participação nos trabalhos.

À minha inestimável amiga Êrika Fernandes, companheira dos vários momentos, fossem esses bons ou não.

Aos amigos Luciano Melo, Joana Bresolin, Alessandra Kozovitz, Adriano Porto, Dulce Alves, Gustavo Luedmann, Tamiel Khan.

Ao Professor Alex Krusche, pelo apoio na realização das análises químicas no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA-USP.

Aos técnicos de CENA: Alexandra, Gustavo e Robson, pela ajuda durante as análises.

Ao professor José Elói, pela ajuda na escolha das áreas, assim como na elucidação de alguns contratemplos.

Ao Professor Laerte Guimarães Ferreira Junior, pela colaboração nos trabalhos de interpretação de imagens de satélite realizados no LAPIG-UFG.

Ao estagiário Fernando Moreira, da Universidade Federal de Goiás, também pelo apoio nos trabalhos com imagens de satélite.

À professora Cristina Brandão do Laboratório de Qualidade da Água da Universidade de Brasília, pela permissão do uso do laboratório.

À direção da Reserva Ecológica do IBGE e da Estação Ecológica de Águas Emendadas, pela permissão para a realização das pesquisas.

Aos Srs. Sigfrido e Dimas, proprietários das chácaras usadas no estudo.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de Doutorado.

Ao Projeto LBA (ND-07), UnB e ao PPG-Ecologia pelo o apoio financeiro.

RESUMO	i
SUMMARY	ii
INTRODUÇÃO GERAL	
CAPÍTULO 1	4
1. INTRODUÇÃO	4
1.1. OBJETIVOS	6
1.2. HIPÓTESES	6
2. MATERIAL E MÉTODOS	7
2.1. Áreas de estudo	7
2.2. Solos das áreas de coleta	11
2.3. Clima das áreas de estudo	13
2.4. Coleta de água dos córregos	13
2.5. Procedimentos de análise das amostras	14
2.5.1. Determinação de H^+ , condutividade elétrica e oxigênio dissolvido	14
2.5.2. Alcalinidade total e turbidez	14
2.5.3. Análises elementares	14
2.6. Delimitação das bacias de drenagem	15
2.7. Análises estatísticas	15
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	16
3.1. Delimitação das bacias e principais usos da terra	16
3.2. Caracterização das amostras de água dos córregos	14
3.3. Valores de H^+ , alcalinidade, condutividade elétrica e turbidez	14
3.4. Concentrações de oxigênio dissolvido	29
3.5. Concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD)	31
3.6. Concentrações de nitrogênio total dissolvido (NTD), NH_4^+ , NO_2^- NO_3^- e razão NID/NOD	32
3.7. Impacto da cobertura do solo nas concentrações de nitrogênio total dissolvido, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-	38
3.8. Concentrações de cátions: cálcio, magnésio, potássio e sódio	39
3.9. Concentrações de ânions: cloreto, sulfato e fosfato	42
3.10. Balanço iônico	45
3.11. Caracterização das amostras de água dos córregos durante eventos de chuva	46
4. CONCLUSÕES	53
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
CAPÍTULO 2	60
1. INTRODUÇÃO	60
1.2 OBJETIVOS	61
1.3 HIPÓTESES	61
2. MATERIAL E MÉTODOS	63
2.1 Áreas de estudo	63
2.2 Componentes do fluxo	63
2.2.1 Coleta de deposição atmosférica	63
2.2.2 Coleta de solução de escoamento superficial	65
2.2.3. Coleta de solução de solo a 50 cm de profundidade	66
2.2.4. Coleta de solução freática	71
2.3. Variação do nível dos córregos	72
2.4. Procedimentos de coleta das amostras de água	72

2.4.1. Deposição atmosférica, soluções de escoamento superficial e a 50 cm de profundidade	72
2.4.2. Solução freática	73
2.4.3. Procedimento de coleta e análises de amostras de solos	73
2.4.4. Cálculo dos fluxos de nutrientes	74
2.4.5. Quantificação da importância relativa das diferentes componentes na composição da água dos córregos	74
2.4.6. Procedimentos de análise das amostras	76
2.4.6.1. Determinação de H ⁺ e condutividade elétrica	76
2.4.6.2. Determinação da alcalinidade total e turbidez	76
2.5. Análises elementares	76
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
3.1. Caracterização das amostras de solo	78
3.2. Componentes do fluxo	87
3.2.1. Parâmetros químicos (H ⁺ , alcalinidade e condutividade elétrica)	87
3.2.1.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores	90
3.2.2. Carbono orgânico dissolvido	98
3.2.3. Nitrogênio total dissolvido, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻	99
3.2.3.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores	107
3.2.4. Cátions (Ca ⁺² , Mg ⁺² , K ⁺ e Na ⁺)	114
3.2.4.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores	118
3.2.5. Ânions (Cl ⁻ , SO ₄ ⁻ e PO ₄ ⁻)	127
3.2.5.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores	129
3.3. Balanço iônico	132
3.4. Fluxo de nutrientes nas diferentes componentes	132
3.4.1. Deposição atmosférica	132
3.4.2. Solução de escoamento superficial	139
3.5. Composição da água dos córregos	141
4. CONCLUSÕES	145
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	146
ANEXOS	149

RESUMO

O Cerrado é uma das principais formações vegetais do Brasil, sendo o segundo maior bioma nacional. A partir da construção de Brasília, esse importante bioma começou a ser mais intensamente fragmentado devido à substituição da cobertura vegetal original por núcleos urbanos, cultivos agrícolas e pastagens, o que perfaz atualmente cerca de 39% do bioma. Com o objetivo de avaliar os efeitos dessas alterações, foram selecionados córregos em bacias que drenam áreas com cobertura natural, rural e urbana nas adjacências da cidade de Brasília-DF. Durante o período estudado (setembro de 2004 a dezembro de 2006) foram coletadas amostras de água dos córregos. Amostras de deposição atmosférica, soluções de escoamento superficial, do solo a 50 cm de profundidade e freáticas foram coletadas apenas nas áreas naturais e rurais. Foram feitas determinações de pH, alcalinidade, condutividade elétrica, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- , SO_4^- e PO_4^- . Para os córregos foram feitas medições adicionais de carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio total dissolvido (NTD), oxigênio dissolvido (OD) e turbidez, enquanto que para deposição atmosférica determinou-se COD e NTD. Os córregos das áreas urbanas apresentaram os maiores valores medianos de pH (6), alcalinidade (111 μM), condutividade elétrica (22 $\mu\text{S}/\text{cm}$), OD (8 mg/L), turbidez (12 NTU), COD (139 μM), NTD (33 μM), NH_4^+ (5 μM), NO_2^- (3 μM), NO_3^- (11 μM), Ca^{+2} (20 μM), Mg^{+2} (10 μM), K^+ (10 μM), Na^+ (48 μM), Cl^- (26 μM) e SO_4^- (2 μM). Os córregos das áreas naturais apresentaram os menores valores, enquanto que os rurais exibiram valores intermediários. As comparações entre os componentes do fluxo das áreas naturais e rurais mostraram que as maiores alterações ocorreram nas concentrações das formas nitrogenadas, que apresentaram aumento das concentrações nas áreas com cobertura rural. Mudanças na cobertura vegetal estão causando uma clara diferenciação na química da água dos córregos, assim como nas componentes do fluxo, em especial o nitrogênio.

SUMMARY

The Cerrado is the second largest Brazilian biome and location of the headwaters of three important hydrological basins in Brazil. In spite of the biological and ecological relevance of this biome, there is little information about how land use changes affect the chemistry of surface water, groundwater and streams. In order to evaluate the effects of these changes we selected streams that drain natural, rural and urban areas near Brasília (Federal District), Brazil and collected samples of streamwater during two years. In natural and rural areas we also collected samples of atmospheric deposition (AD), runoff (R), subsurface water (SW) and groundwater (GW). Urban streams presented the highest median values of pH (6), alkalinity (111 μM), electrical conductivity (22 $\mu\text{S}/\text{cm}$), DO (8 mg/L), turbidity (12 NTU), dissolved organic carbon (DOC) (139 μM), dissolved total nitrogen (DTN) (33 μM), NH_4^+ (5 μM), NO_2^- (3 μM), NO_3^- (11 μM), Ca^{+2} (20 μM), Mg^{+2} (10 μM), K^+ (10 μM), Na^+ (48 μM), Cl^- (26 μM), SO_4^- (2 μM). Natural streams showed the lowest values, while the rural showed intermediate values. Regarding the comparison of flow components between natural and rural areas, major changes were observed for the nitrogen forms with increasing concentrations in rural areas. The results indicated that differences in land cover are related to changes in streamwater chemistry and to changes in flow components, particularly in the case of nitrogen.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui cerca de 12% das reservas mundiais de água doce do planeta, e as mesmas vem sofrendo uma série de impactos causados por ações antrópicas (Tundisi 1999). A água tem um papel chave nos ecossistemas naturais, pois ela é o meio de transporte primário para sólidos dissolvidos e suspensos, e determina a taxa a qual estes sólidos são removidos do sistema, convencionalmente definida como o fluxo de saída (Jenkis *et al.* 1994).

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro e possuidor de uma área de aproximadamente 2 milhões de km² (Klink *et al.* 1995), é o local onde nascem três das principais bacias hidrográficas do país (Paraná-Paraguai, Tocantins e São Francisco). A sua cobertura vegetal original vem sendo substituída por núcleos urbanos, e principalmente atividades agropastoris (Sano *et al.* 2008; Klink & Machado 2005) apesar do mesmo ser muito importante sob vários aspectos principalmente biodiversidade e segurança hídrica. Klink & Moreira (2002) afirmam que as taxas de desmatamento do bioma Cerrado nos anos 70 e 80 eram superiores às da Amazônia, enquanto que Machado *et al.* (2004) mostram que as atuais ainda continuam sendo.

A qualidade das águas superficiais depende do clima e do solo da região, da vegetação circundante, do ecossistema aquático, da influência do homem, e portanto, sofre variações temporais e espaciais em decorrência de processos internos e externos ao corpo de água (Maybeck & Helmer, 1992). Normalmente os mananciais que apresentam a mais elevada qualidade para o abastecimento doméstico são os que estão em bacias cujas matas permanecem intactas. Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada da floresta tendem a produzir uma degradação intensa e prolongada da qualidade da água (Brown, 1988). Como as áreas florestadas não perturbadas são a melhor condição desejada do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos, o monitoramento hidrológico de microbacias com floresta natural serve como referência para comparação com outras microbacias impactadas, simultaneamente monitoradas. Diversos estudos são realizados nestas condições, avaliando vários aspectos de qualidade da água, com diferentes intervenções nas microbacias (Meiman & Kunkle, 1967; Swift & Messer, 1971; Castro, 1980).

O Cerrado é um bioma que teve alterada uma grande parte da sua cobertura vegetal original (~40%) e, apesar disso, possui pouca informação sobre os impactos dessas mudanças. O presente estudo teve como meta principal avaliar a qualidade da água de pequenos córregos em função da mudança da cobertura do solo. O trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo que no primeiro foi abordado como os diferentes usos e coberturas do solo influenciam na química da água dos córregos, ao passo que no segundo foram avaliadas as vias de fluxo de nutrientes em bacias com coberturas naturais e agrícolas no Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BROWN, G.W. **Forestry and water quality**. 2.ed. Oregon, 142p 1988.
- CASTRO, P.S. **Influência da cobertura florestal na qualidade da água em duas microbacias hidrográficas na região de Viçosa, MG**. Piracicaba, Tese (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 170p. 1980.
- JENKINS, A.; NORMAN, E.P.; RODHE, A. HYDROLOGY. IN MOLDAN, B. & CERNY, J. (Ed.) **Biogeochemistry of small catchment**: a tool of environmental research. Chister: John Wiley and Sons, 1994. chap. 2, p. 31-54. (SCOPE, 51). Disponível em: www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope51/contents.html. Acesso em: 20/08/2005
- KLINK, C.A.; MACEDO, R.H. & MUELLER, C.C. De grão em grão, o Cerrado perde espaço. **Cerrado: Impactos do processo de ocupação**. In: Martins, E.S. & Alho, C.J.R. (eds.). Documento para Discussão. WWF & PRO-CER, Brasília, 66p. 1995.
- KLINK, C. A., & MOREIRA, A.G. Past and current human occupation and land use. Pages 69–88 in P. S. Oliveira and R. J. Marquis, editors. **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Columbia University Press, New York. 2002.
- KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, V.19, n. 3, p. 707–713, 2005
- MACHADO, R.B., M.B. RAMOS NETO, P. PEREIRA, E. CALDAS, D. GONÇALVES, N. SANTOS, K. TABOR, & M. STEININGER. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Conservation International do Brasil**, Brasília 2004.
- MEIMAN, J.R.; KUNKLE, S.M. Land treatment and water quality control. **Journal of soil and water conservation**, v.22, n.2, p.67-70, 1967.
- MEYBECK, M.; HELMER, R. **An introduction to water quality**. In: Chapman, D. Water quality assessment. Cambridge, University Press. 585p. 1992.
- MOLDAN, B & CERNY, J. **Small catchment research**. In Moldan, B & Cerny, J. (Ed.) Biogeochemistry of small catchment: a tool of environmental research. Chister: John Wiley and Sons, 1994. chap. 1, p. 2-29. (SCOPE, 51). Disponível

em: [www.icsu-scope.org downloadpubs / scope51 / contents. html](http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope51/contents.html). Acesso em: 20/08/2005

TUNDISI, J.G. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos: IIE, 24p. 1999.

SWIFT JR, L.W.; MESSER, J.B. Forest cuttings raise temperatures of small streams in the southern Appalachians. **Journal of soil and water conservation**, v.26, n.3, p. 111-117, 1971.

IMPACTOS DE DIFERENTES USOS E COBERTURA DO SOLO NA QUÍMICA DA ÁGUA DE CÓRREGOS NO CERRADO DO BRASIL

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado brasileiro é a segunda maior formação vegetal da América do Sul, ocupando uma superfície de aproximadamente 200 milhões de hectares (Dias, 1992; Ratter et al 1997). Este importante bioma começou a ser mais intensamente devastado a partir da construção da capital federal, nos anos 50; e posteriormente nos anos 70 com a expansão da fronteira agrícola para áreas de cerrado (Klink & Machado, 2005). Sano *et al.* (2008) afirmam que o Cerrado brasileiro possui 39% da sua cobertura original convertida, tendo como principais usos as pastagens cultivadas (26,5%) e os cultivos agrícolas (10,5%).

Mudanças no uso da terra podem causar uma série de alterações no funcionamento e sustentabilidade dos ecossistemas, como no citado por Tardin & Cunha (1990) que estimam um desmatamento de 300.000 km² da floresta Amazônica entre os anos de 1969 e 89, e desta maneira causando implicações preocupantes no balanço hídrico (Salati & Vose, 1984), na ciclagem biogeoquímica de elementos (Melillo *et al.* 1996; Downing *et al.* 1999; Herpin *et al.* 2002), propriedades físicas e químicas do solo (Reinrs *et al.* 1994; Neill *et al.* 1995; Mcgrath *et al.* 2001; Markewitz *et al.* 2001), ciclo do carbono, assim como na distribuição de matéria orgânica (Houghton, 1990; Richey *et al.* 1997), de espécies animais e vegetais (Dale *et al.* 1994; Neill *et al.* 1995; Mcgrath *et al.* 2001), bem como no clima. (Tinker *et al.* 1996). Richey *et al.* (1997) sugerem que as mudanças no uso da terra em regiões tropicais serão primeiro refletidas na biogeoquímica dos pequenos córregos. Klink *et al.* (1995) citam que mudanças no uso da terra em áreas de cerrado têm gerado profundas modificações na estrutura da vegetação e funcionamento dos seus ecossistemas devido a fatores como maior frequência de queimadas além da invasão de espécies exóticas.

Alguns autores consideram importante o estudo de pequenas bacias de drenagem, uma vez que as mesmas se constituem em importantes entidades integradoras da paisagem (Alexander *et al.* 2000; Campbell *et al.* 2004). Segundo

Thomas *et al.* (2004) os pequenos córregos são importantes elementos hidrológicos e biogeoquímicos nas paisagens, porque eles conectam o ambiente terrestre com grandes rios, e a química dos mesmos é afetada por processos bióticos e abióticos como o clima, hidrologia, propriedades do solo, geomorfologia, topografia e uso da terra. A maior parte das entradas de nutrientes e matéria orgânica dos ecossistemas terrestres para os ambientes aquáticos entra via pequenos córregos, sendo que as concentrações de materiais particulados e dissolvidos refletem os efeitos combinados do transporte do material da bacia e processamento do material que ocorre no canal do córrego (Vannote *et al.* 1980; Naiman *et al.* 1987; Meyer & Likens, 1979).

As drenagens de pequena ordem são um importante compartimento na identificação das mudanças no uso da terra, principalmente devido à sua efetividade no processamento e transporte de diversos elementos tais como C, N e íons (Likens, 2004; Thomas *et al.* 2004). Os fluxos de elementos em grandes rios tropicais foram objeto de inúmeros estudos na década passada, embora pouco se conheça a respeito das taxas de perda de C, N e maiores elementos de pequenas bacias tropicais (McDowell & Asbury, 1994). Alguns trabalhos sugerem que os pequenos córregos têm um efeito desproporcionalmente grande no transporte de nutrientes de bacias hidrográficas, pois eles transformam nutrientes a altas taxas quando comparados com rios grandes (Mulholland, 1992; Alexander *et al.* 2000; Peterson *et al.* 2001; Wollheim *et al.* 2001).

Estudos para avaliar os efeitos das alterações do uso e cobertura da terra na biogeoquímica de rios localizados em bacias de drenagem no Brasil são mais freqüentes na Amazônia (Williams & Melack, 1997; Neill *et al.* 2001; Biggs *et al.* 2002; Ballester *et al.* 2003, Biggs *et al.* 2004), ao contrário do Cerrado, onde são escassos os trabalhos a respeito da ciclagem de nutrientes, mesmo sendo este um dos ecossistemas mais importantes do Brasil. Apesar de toda sua importância em função de fatores como biodiversidade, segurança hidrológica dentre outros, o Cerrado vem sofrendo uma redução bastante drástica da sua cobertura original, em função do constante aumento das áreas convertidas em pastagens e cultivos agrícolas (soja, milho e algodão).

Em razão da grande importância que o Cerrado possui para o país, e devido à pouca informação sobre os efeitos das mudanças no uso da terra, é nítida a

necessidade de estudos que visam aumentar o rol de informações sobre os reais efeitos que as alteração da cobertura do solo têm sobre a química de córregos no Cerrado brasileiro.

1.1. OBJETIVOS

Para avaliar os efeitos que os diferentes tipos de cobertura e uso do solo vêm causando nas características químicas de pequenos córregos do Distrito Federal, zonas ripárias de pequenos córregos foram selecionadas em áreas com cobertura natural, agrícola e urbana.

No presente estudo serão avaliados os efeitos de tipos de cobertura e uso do solo, assim como da sazonalidade sobre a concentração de nutrientes e parâmetros físico-químicos da água de pequenos córregos em áreas com cobertura natural, agrícola e urbana;

1.2. HIPÓTESES

Neste trabalho serão testadas as seguintes hipóteses:

1. As maiores concentrações de nutrientes e de valores nos parâmetros físico-químicos serão encontradas nos córregos das áreas urbanas em relação às áreas naturais e rurais, devido aos lançamentos de efluentes domésticos, assim como é onde o efeito da sazonalidade será mais marcante devido à ausência de matas de galeria;
2. A água dos córregos das áreas agrícolas apresentará maiores concentrações de nutrientes e maiores valores de parâmetros físico-químicos em relação à das áreas naturais, em razão do efeito do uso da terra, sendo durante a transição entre as estações seca e chuvosa onde serão observados os maiores valores, pois é quando os agricultores já estão realizando as atividades (aração, calagem e adubação) para o início do plantio;
3. As concentrações de nutrientes na água dos córregos das áreas naturais e urbanas serão maiores durante o início do período chuvoso e decairão até o final do mesmo;

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

O estudo foi realizado em pequenos cursos d'água sob diferentes usos e cobertura do solo:

1. áreas sob vegetação nativa preservada:

- Córregos Pitoco (15°55' 52"S e 47°52' 39.9" W) e Taquara (15° 57' 05.8"S e 47° 53' 21.1" W) na Reserva Ecológica do IBGE – RECOR (Figuras 1 e 2). Ambos são classificados como de 1ª ordem.

A RECOR, localizada a 35 km ao sul de Brasília, possui 1.306 ha, e é uma área representativa de várias fitofisionomias do bioma Cerrado, cuja cobertura vegetal compõe-se de veredas, campo sujo, campo cerrado, cerrado s.s., mata de galeria. A mata do córrego Pitoco está situada ao nordeste da reserva, apresentando-se mais larga na cabeceira, com declividade variando entre 6 e 15% (Parron 2004.). A mata do córrego Taquara possui uma declividade de cerca de 5%, está localizada ao sudeste da Reserva, e a sua cabeceira é caracterizada pela presença de barrancos que formam um leito com cerca de 3m de profundidade (Silva Júnior 2001).

- Córrego Vereda Grande da Estação Ecológica de Águas Emendadas, região nordeste do Distrito Federal (Figura 1); O córrego é classificado como de 1ª. Ordem.

A Estação Ecológica de Águas Emendadas, com aproximadamente 10.000 ha está localizada na porção nordeste do Distrito Federal, às margens da BR-020, e fica situada na região administrativa de Planaltina. A vegetação predominante é o cerrado s.s., ocorrendo também extensas áreas cobertas por veredas (Felfili & Felfili 2001). O córrego Vereda Grande é drenado para o norte, e encontra o Rio Maranhão que vai alimentar o rio Tocantins.

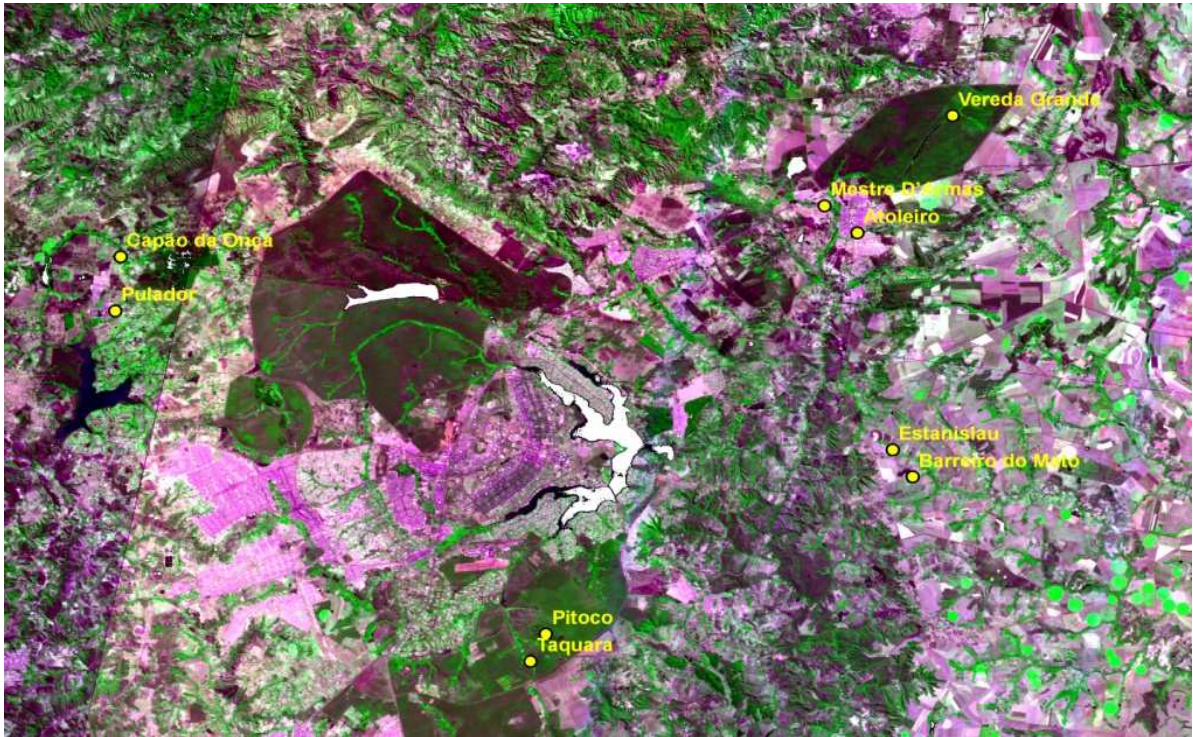


Figura 1 – Imagem de satélite (CBERS) do Distrito Federal com a localização dos pontos de coleta.

2. Áreas urbanas

- Córregos Atoleiro ($15^{\circ} 37' 50.1''\text{S}$ e $47^{\circ} 38' 53.2'' \text{ W}$) e Mestre D'Armas ($15^{\circ} 36' 35.3'' \text{ S}$ e $47^{\circ} 40' 18.5'' \text{ W}$) na cidade de Planaltina-DF, 45 km de Brasília (Figuras 1 e 2); Os córregos são classificados como de 2^a e 3^a Ordens respectivamente.

Os córregos situados na zona urbana de Planaltina-DF, cidade situada ao nordeste do Distrito Federal apresentam alto grau de antropização, e inexistem matas de galeria. O ponto escolhido para amostragem no córrego Atoleiro apresenta um grau muito grande de antropização com deposição de lixo nas suas margens e dentro do mesmo. Já no ponto de amostragem do córrego Mestre D'Armas o grau de antropização era mais reduzido em relação ao córrego Atoleiro.



Figura 2 – Córregos localizados em áreas sob cobertura natural (A), uso urbano (B) e rural (C).

- Córrego Pulador (15° 40' 56.7" S e 48° 11' 09.3" W) na cidade de Brazlândia-DF, 65 km de Brasília – Figura 1); O córrego é classificado como de 3ª. Ordem.

O córrego Pulador está situado no extremo sul da poligonal urbana de Brazlândia, cidade situada ao noroeste do Distrito Federal, faz limite com as áreas agrícolas e possui um grau relativamente baixo de antropização quando comparado aos córregos de Planaltina.

3. Áreas rurais

- Córregos Barreiro do Mato (15° 48' 56.3" S e 47° 36' 38" W) e Estanislau (15° 47' 41.6" S e 47° 37' 29.7" W) na bacia do Rio Jardim (zona rural de Planaltina), 60 km de Brasília – região nordeste do Distrito Federal – Figuras 1 e 2). Ambos os córregos são classificados como de 1ª. Ordem.

A bacia do rio Jardim é a região agrícola mais importante do Distrito Federal (Dolabella, 1996), está localizada na porção sudeste do DF, e é uma área altamente modificada para o uso agrícola, com uma área cultivada de aproximadamente 37.000 ha. Os principais tipos de cultivo plantados nesta região são: feijão (*Phaseolos vulgaris*, L.), soja (*Glycine max* L.) e milho (*Zea mays* L.).

O córrego Estanislau, no trecho onde foi demarcado o ponto de coleta, não possui uma mata de galeria definida, embora possua uma vegetação mais aberta em aparente processo de regeneração. A área onde foram instalados os equipamentos é dominada por gramíneas, uma vez que era anteriormente usada como pastagem. No outro local de coleta, Fazenda Dimas, ainda existe mata de galeria, sendo que nesta propriedade são feitos pequenos plantios familiares, principalmente com mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) e milho (*Zea mays* L.).

- Córrego Capão da Onça (15° 38' 29.5" S e 48° 10' 53" W)) na zona rural de Brazlândia-DF, 65 km de Brasília – região noroeste do Distrito Federal – Figura 1); O córrego é classificado como de 2ª. Ordem.

Na cidade de Brazlândia-DF foi selecionado o córrego Capão da Onça, sendo que o mesmo se encontra bem afastado da cidade (aproximadamente 1.800 metros

em linha reta). Ele se mostra aparentemente preservado, apesar das suas áreas adjacentes estarem convertidas em pastagens. É importante ressaltar que as cabeceiras do córrego Capão da Onça possuem plantações de eucalipto. A Companhia de Água e Saneamento Básico (CAESB) instalou um ponto de captação na cabeceira do mesmo.

2.2. Solos das áreas de coleta

Os solos da Reserva Ecológica do IBGE são compostos em sua maioria por Latossolos bem drenados (Figura 3), sendo que os mesmos são geralmente distróficos, muito ácidos e com altos níveis de Al trocáveis (Embrapa 1978). Os solos da mata do córrego Pitoco são classificados como Latossolo Amarelo Distrófico A moderado, da porção intermediária da mata, enquanto que mais próximo ao córrego há a presença de Gleissolo Háplico Distrófico A (Adriana Reatto e Éder Martins, comunicação pessoal, 2003). Na porção da mata do córrego Taquara onde foram instalados os equipamentos está sob Gleissolos, com afloramentos de plintita (Silva Júnior, 2001).

As coberturas da região de Planaltina têm uma predominância dos Latossolos Vermelhos. Nas áreas rurais, a zona ripária do córrego Estanislau está sob Gleissolos, enquanto que a mata do córrego Barreiro do Mato está sob Latossolo (Figura 3). Na região de Brazlândia há uma predominância dos Latossolos Vermelhos, apesar dos Latossolos Vermelho-Amarelos, Cambissolos e em menor grau os Gleissolos também estarem presentes, Figura 3 (Reatto *et al.* 2004).

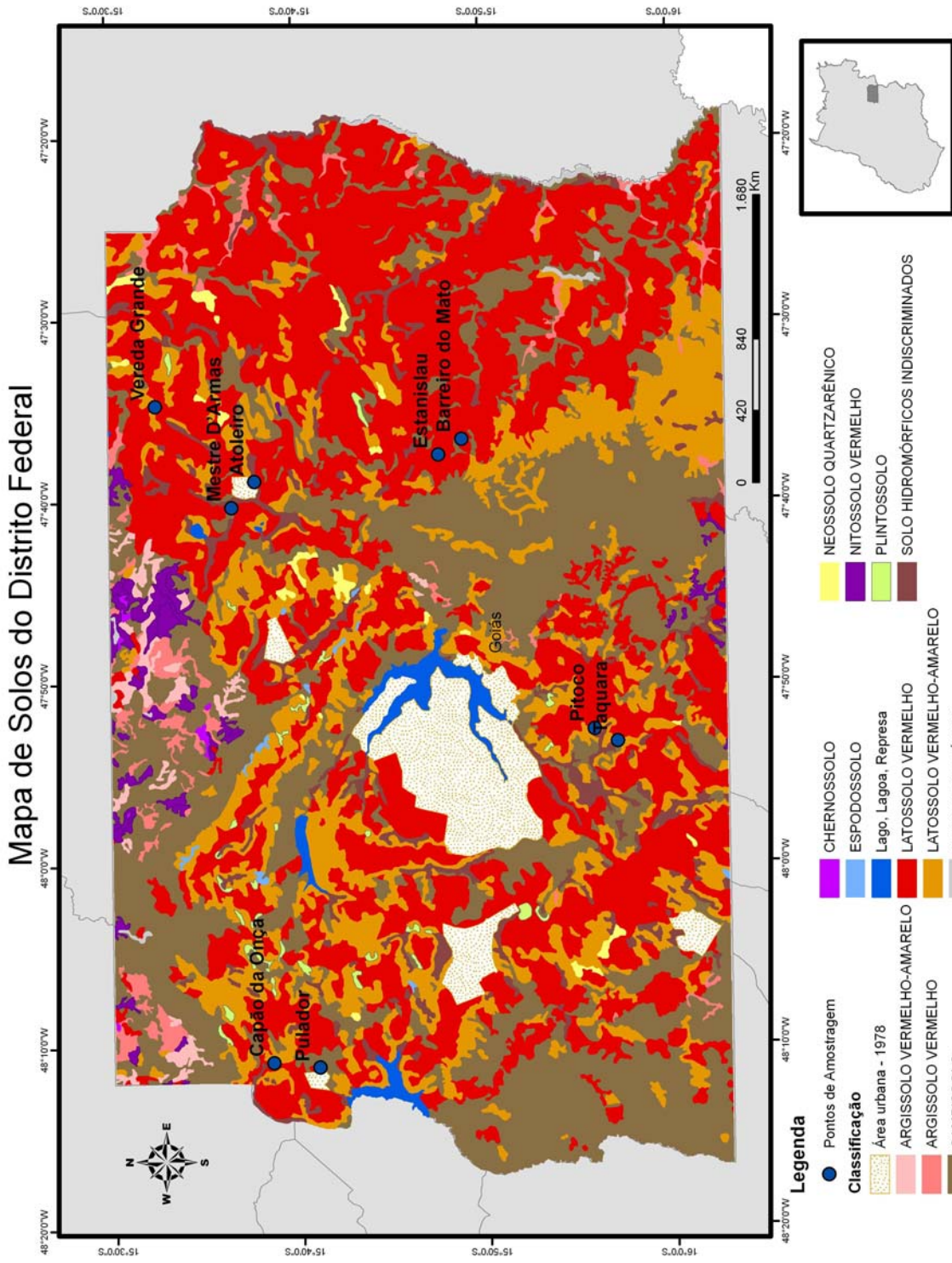


Figura 3. Mapa de agrupamento de solos do Distrito Federal mostrando os pontos de coleta.

2.3. Clima das áreas de estudo

As áreas estudadas estão inseridas no bioma Cerrado, que apresenta clima tropical AW (segundo a classificação de Köppen). A precipitação apresenta uma sazonalidade bastante pronunciada, sendo a estação seca entre os meses de maio a setembro, e a chuvosa começando em outubro e terminando em abril (Eiten, 1972). A Reserva Ecológica do IBGE apresentou durante o período de estudo, iniciado em setembro de 2004 e finalizado em setembro de 2006, a precipitação anual de 1491, 1652 e 1667 mm, enquanto que a estação meteorológica da EMBRAPA CPAC apresentou 1604, 1460 e 963 mm para os respectivos anos (Figura 4).

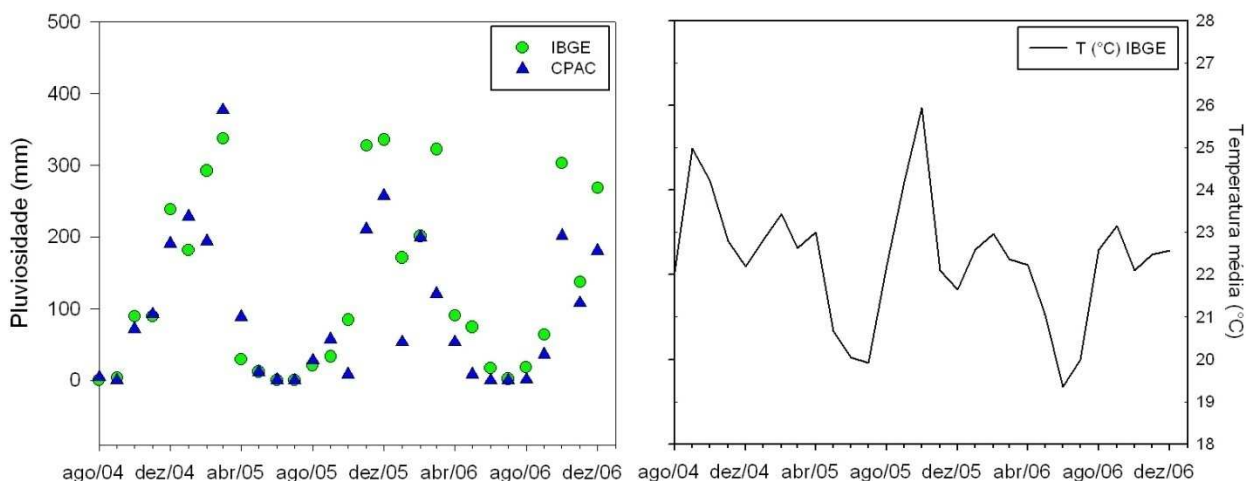


Figura 4 – Variação da precipitação na Reserva Ecológica do IBGE e na EMBRAPA-CPAC, e da temperatura do ar na Reserva Ecológica do IBGE ao longo do período estudado (setembro de 2004 a dezembro de 2006).

2.4. Coleta de água dos córregos

As coletas foram realizadas nos córregos das áreas naturais (Pitoco e Taquara – dois pontos amostrais cada e Vereda Grande – um ponto amostral), áreas rurais (Estanislau e Capão da Onça – um ponto amostral cada, e Barreiro do Mato – dois pontos) áreas urbanas (Atoleiro, Mestre D’Armas e Pulador – um ponto amostral cada), (Anexo 2). As coletas começaram em setembro de 2004 e terminaram em dezembro de 2006, com frequência quinzenal durante o período chuvoso e mensal durante a estação seca.

2.5. Procedimentos de análise das amostras

2.5.1. Determinação de H⁺, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido

Ainda em campo foram realizadas determinações de H⁺, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido diretamente na água do córrego, enquanto que a determinação das demais amostras foi feita em laboratório.

Os valores de H⁺ e condutividade elétrica foram obtidos com o eletrodo combinado OAKTON 10 series, enquanto o oxigênio dissolvido foi determinado com o medidor AP 64 (Fisher Scientific).

2.5.2. Alcalinidade total e turbidez

As amostras foram tituladas com uma solução de ácido sulfúrico 0,002 N no mesmo dia da coleta. Determinou-se também a turbidez das amostras em estado bruto com o auxílio de um turbidímetro (HACH 2001 NA) e expressa em UNT (unidade nefelométrica de turbidez).

2.5.3. Análises elementares

Entre setembro de 2004 a abril de 2005 as amostras foram filtradas em membrana de nitrato de celulose (porosidade de 0,45µm) e acidificadas com uma solução de ácido sulfúrico 4 M. A partir desse período o procedimento foi alterado, sendo uma alíquota de 60 ml filtrada e outra preservada com uma solução de ácido sulfúrico 4 M. Ambas as alíquotas foram congeladas, para posterior determinação de nitrogênio total dissolvido (NTD), carbono orgânico dissolvido (COD), cátions (sódio, cálcio, magnésio, potássio e amônio) e ânions (cloreto, sulfato, fosfato, nitrito e nitrato).

Para as amostras filtradas foi utilizada a cromatografia líquida com supressão de íons, com o equipamento Dionex-500, enquanto que para as amostras acidificadas foram utilizadas as técnicas colorimétricas em um sistema de injeção de fluxo com o espectrofotômetro (FIA-STAR, Foss Tecator – 5000 A) para nitrito, nitrato, amônio e cloreto, e de um ICP de plasma acoplado para o potássio, cálcio, magnésio e sódio. As análises de nitrogênio total dissolvido foram feitas através de

digestão com persulfato (Koroleff, 1983) e o carbono orgânico dissolvido (COD) com o analisador de carbono (Shimadzu TOC 5000, Columbia, MD).

2.6. Delimitação das bacias de drenagem

Para a delimitação da área de contribuição das bacias foi utilizado um Modelo Digital de Elevação (MDE) de terreno, provindo do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). A delimitação da bacia de drenagem foi feita a partir do mapa de classes de altitude e do mosaico de imagens CCD/CBERS, com o auxílio do programa Arcview. As drenagens foram medidas no Arcview, assim como a área de drenagem, que é uma projeção horizontal inclusa entre seus divisores topográficos.

Este trabalho de delimitação das bacias de drenagem foi realizado em colaboração com o Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento da Universidade Federal de Goiás, sob coordenação do Professor Dr. Laerte Guimarães Ferreira.

2.7. Análises estatísticas

A distribuição dos dados foi testada através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Como a maior parte dos dados não apresentou distribuição normal, os mesmos foram comparados com auxílio de testes estatísticos não paramétricos. Utilizou-se teste Kruskal-Wallis para comparar as concentrações dos íons e parâmetros físico-químicos das áreas estudadas. Para comparações entre as estações de seca e chuva foi utilizado o teste de Mann-Whitney. Utilizou-se valor de probabilidade de 5%.

O pacote estatístico usado para estas análises foi o SPSS 10.0.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Delimitação das bacias e principais usos da terra

Áreas naturais

A área de captação a montante do ponto de coleta no córrego Pitoco (Figura 5) é de 0,8 km², com 100% de área coberta por vegetação natural (Tabela 1), enquanto que no córrego Taquara (Figura 6) a área de captação é de 1,5 km², também com vegetação natural em toda esta porção (Tabela 1). A área de captação a montante do ponto amostral no córrego Vereda Grande possui 38,5 km² (Figura 7), com cobertura predominantemente natural (79,4%), sendo complementado por 20,3% de cobertura rural e 0,3% de cobertura urbana (Tabela 1).

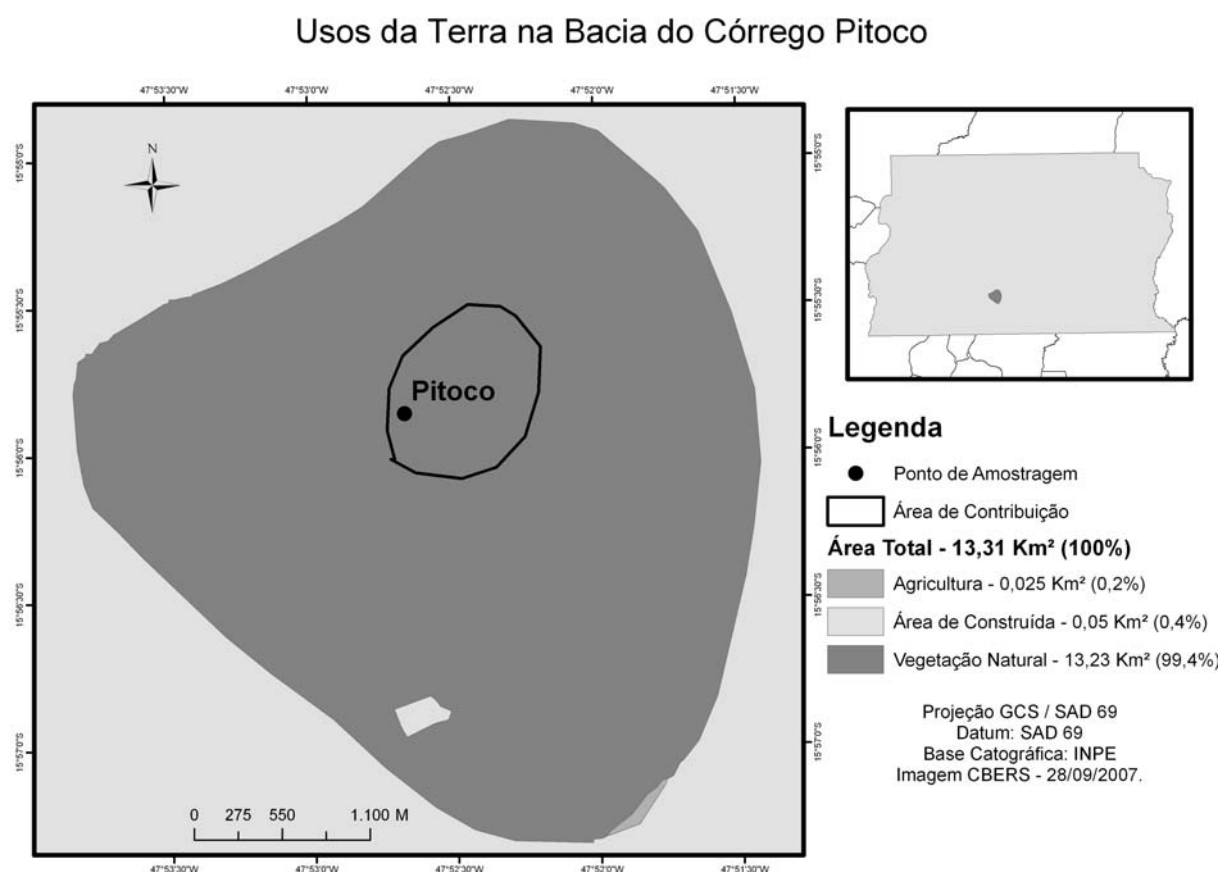


Figura 5. Principais usos da terra na área de captação das bacias do córrego Pitoco (área natural).

Tabela 1. Área de captação das bacias que drenam córregos em áreas naturais, rurais e urbanas do Distrito Federal, com exibição dos principais usos da terra.

Local	Uso	Total da drenagem (km ²)	Área a montante do ponto de coleta (km ²)	Cobertura natural (%)	Cobertura rural (%)	Cobertura urbana (%)
Pitoco	Natural	13,3	0,8	100	-	-
Taquara		16,1	1,5	100	-	-
Vereda Grande		38,5	38,5	79,4	20,3	0,3
Estanislau e Barreiro do Mato	Rural	39,3	3,9	11,5	88,5	-
Capão da Onça		45,8	2,5	16,7	83,3	-
Pulador	Urbano	45,8	7,2	49,5	50,5	-
Mestre D'Armas		19,1	1,7	17	77	6
Atoleiro		57,4	57,4	63	27	10
		20,3	20,3	46,2	27,1	26,7

Usos da Terra na Bacia do Córrego Taquara

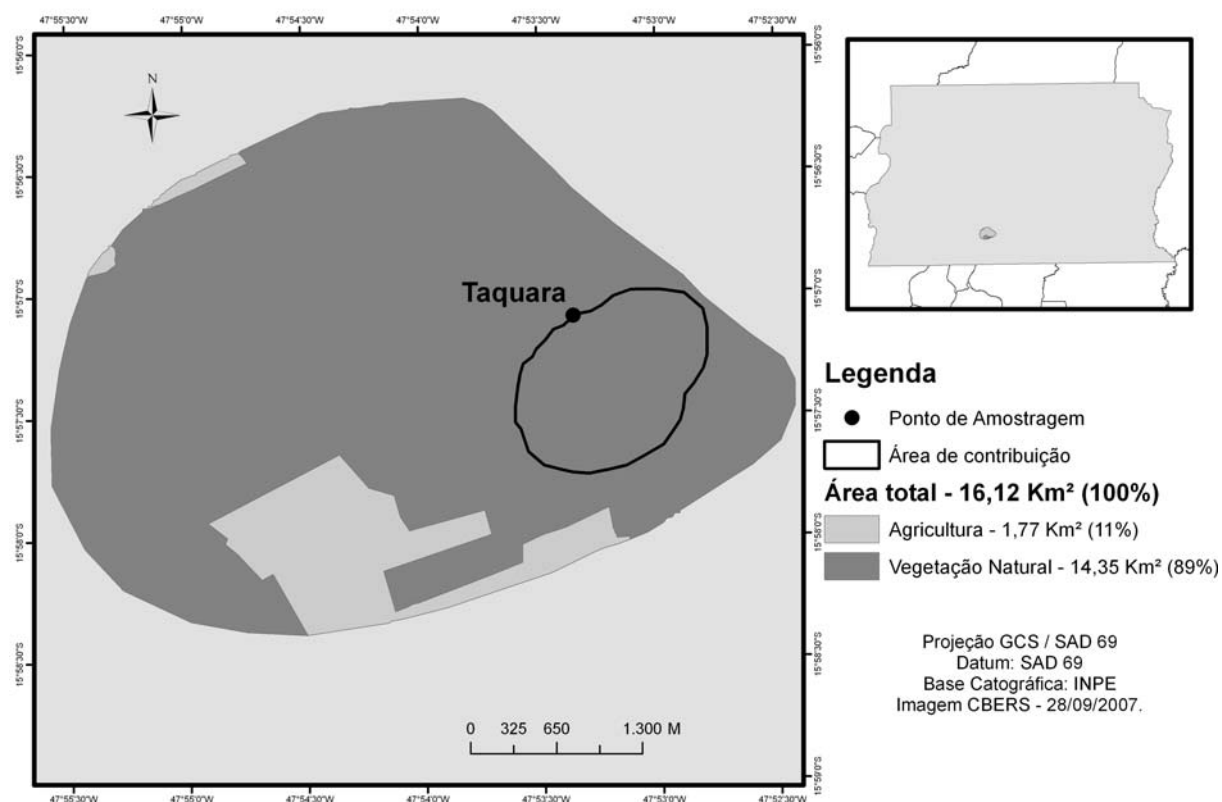


Figura 6. Principais usos da terra nas áreas de captação da bacia do córrego Taquara (área natural).

Usos da Terra na Bacia do Córrego Vereda Grande

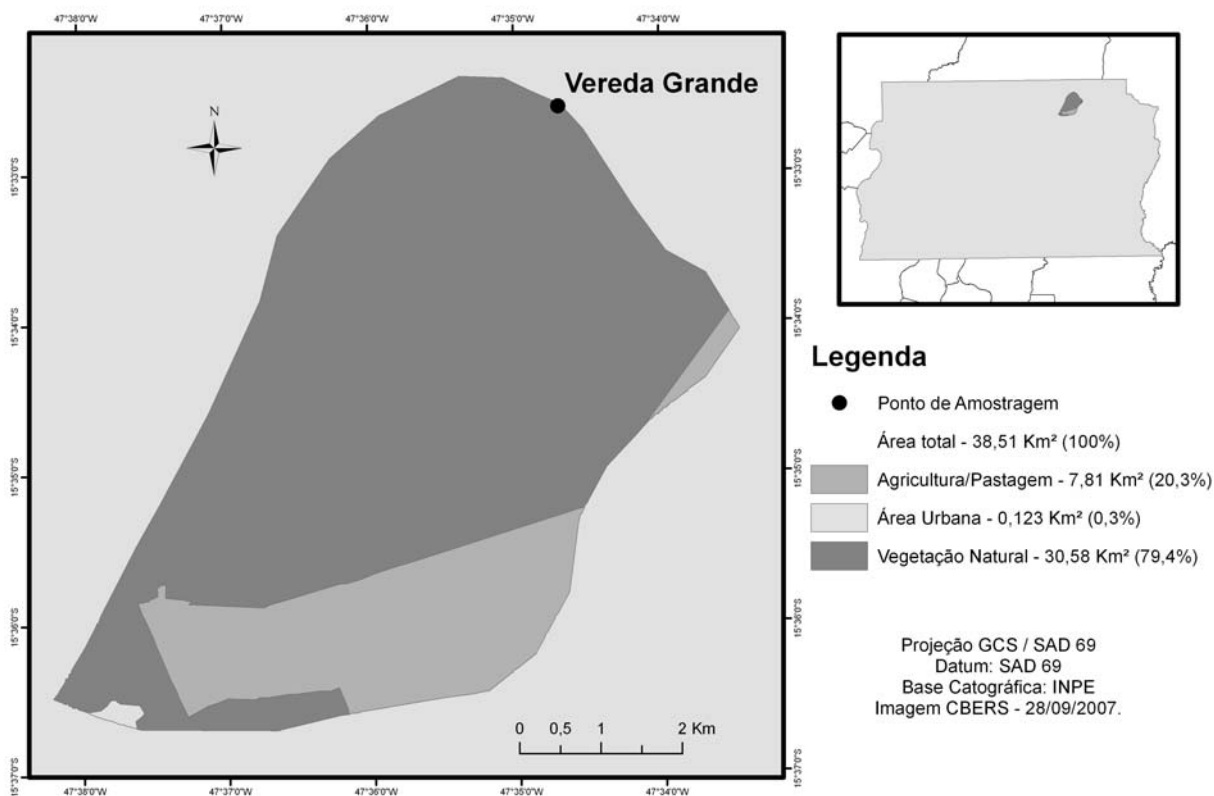


Figura 7. Principais usos da terra na área de captação da bacia do córrego Vereda Grande (área natural).

Áreas rurais

Os córregos Estanislau e Barreiro do Mato (Figura 8) possuem áreas de captação respectivamente de 3,9 km² e 2,5 km² (Tabela 1), a montante dos pontos de coleta, com 88,5% e 83,3% dessas áreas usadas para fins agrícolas, e o restante composta por áreas naturais. O córrego Capão da Onça (Figura 9) tem uma área de captação de 7,2 km² (Tabela 1), a montante do ponto de coleta, sendo que 50,5% dessa área é composta por cultivos e plantações de eucaliptos, e 49,5% por áreas naturais.

Usos da Terra na Bacia do Córrego Estanislau e Barreiro do Mato

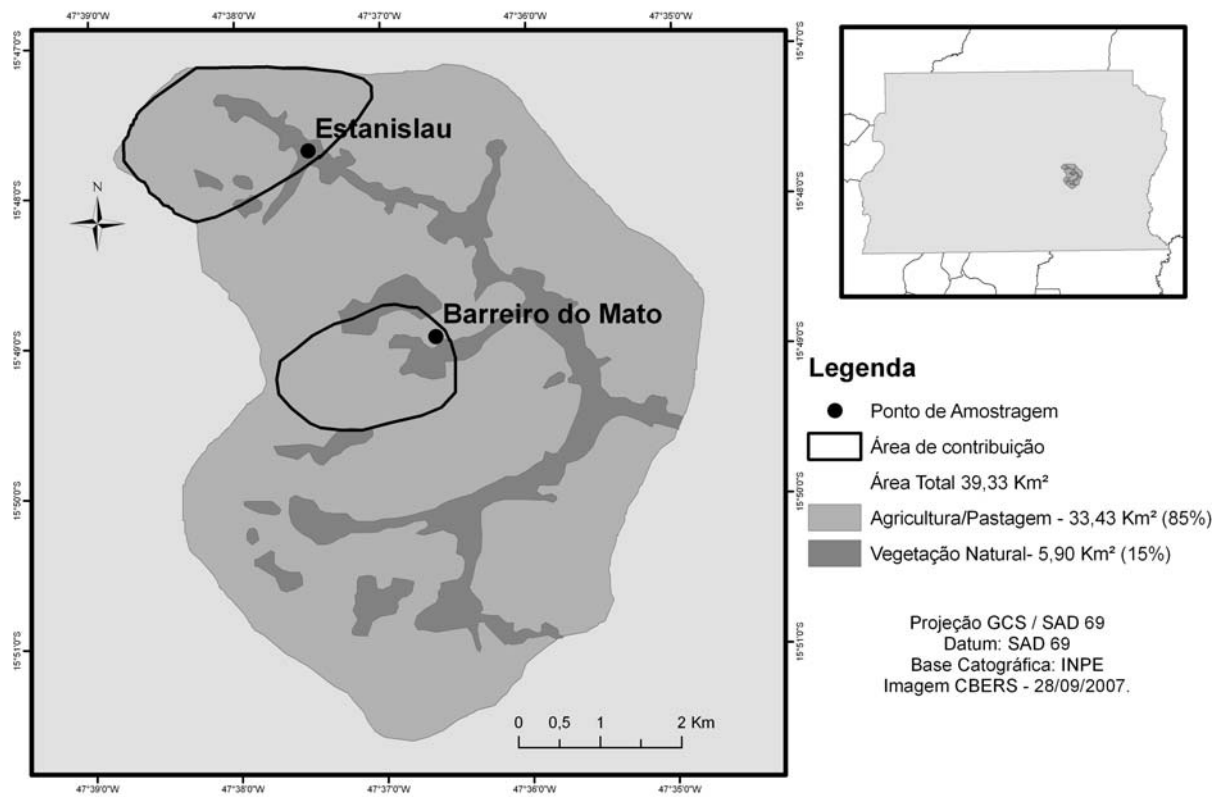


Figura 8. Principais usos da terra nas áreas de captação das bacias dos córregos Estanislau e Barreiro do Mato (áreas rurais).

Usos da Terra na Bacia do Córrego Capão da Onça

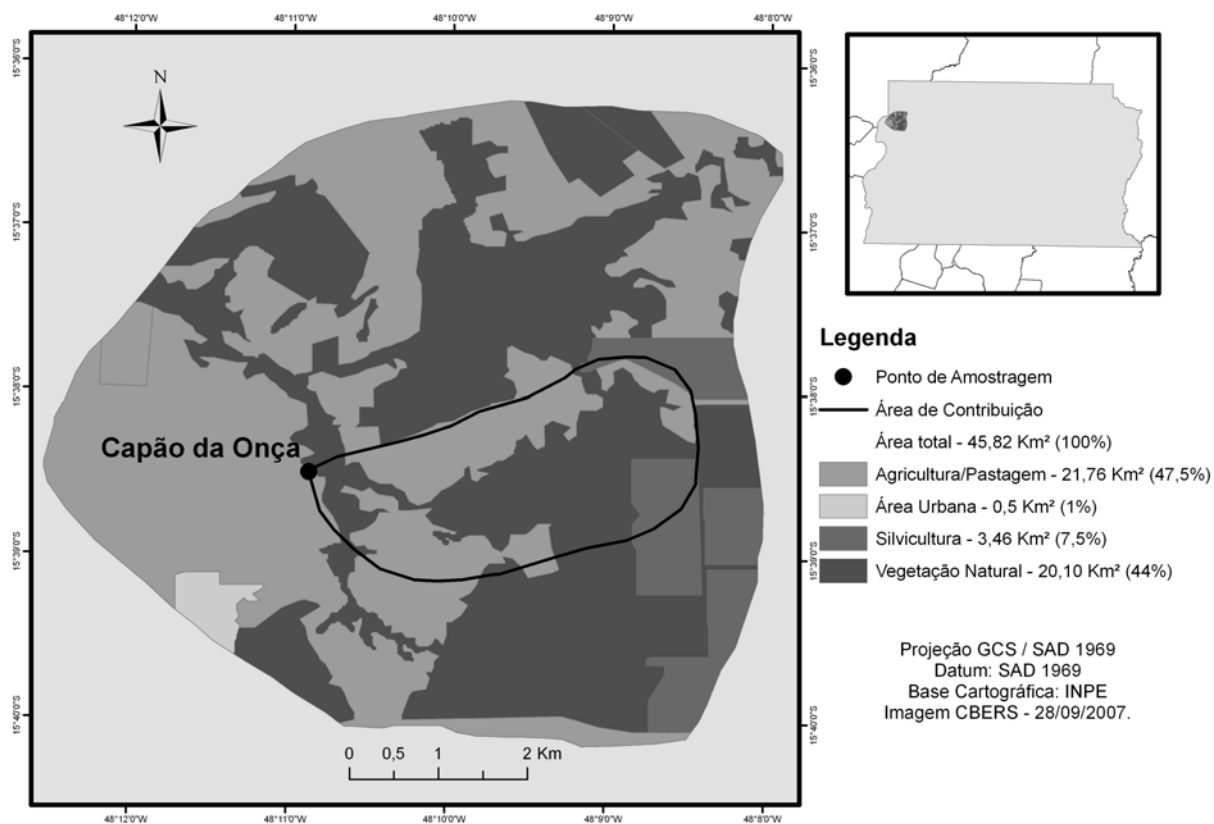


Figura 9. Principais usos da terra na área de captação da bacia do córrego Capão da Onça (áreas rurais).

Áreas urbanas

Os córregos Atoleiro e Mestre D'Armas possuem áreas de captação de 20,3 km² e 57,4 km², respectivamente, a montante dos pontos amostrais (Figuras 10 e 11), e contam com 26,8% e 10% de cobertura urbana, 27% de cobertura rural em ambos os casos, 46,2 e 63% de áreas naturais (Tabela 1). A área de captação do Pulador (Figura 12) é de 1,7 km², com 6% de cobertura urbana, 77% de cobertura rural, e 17% de áreas naturais (Tabela 1).

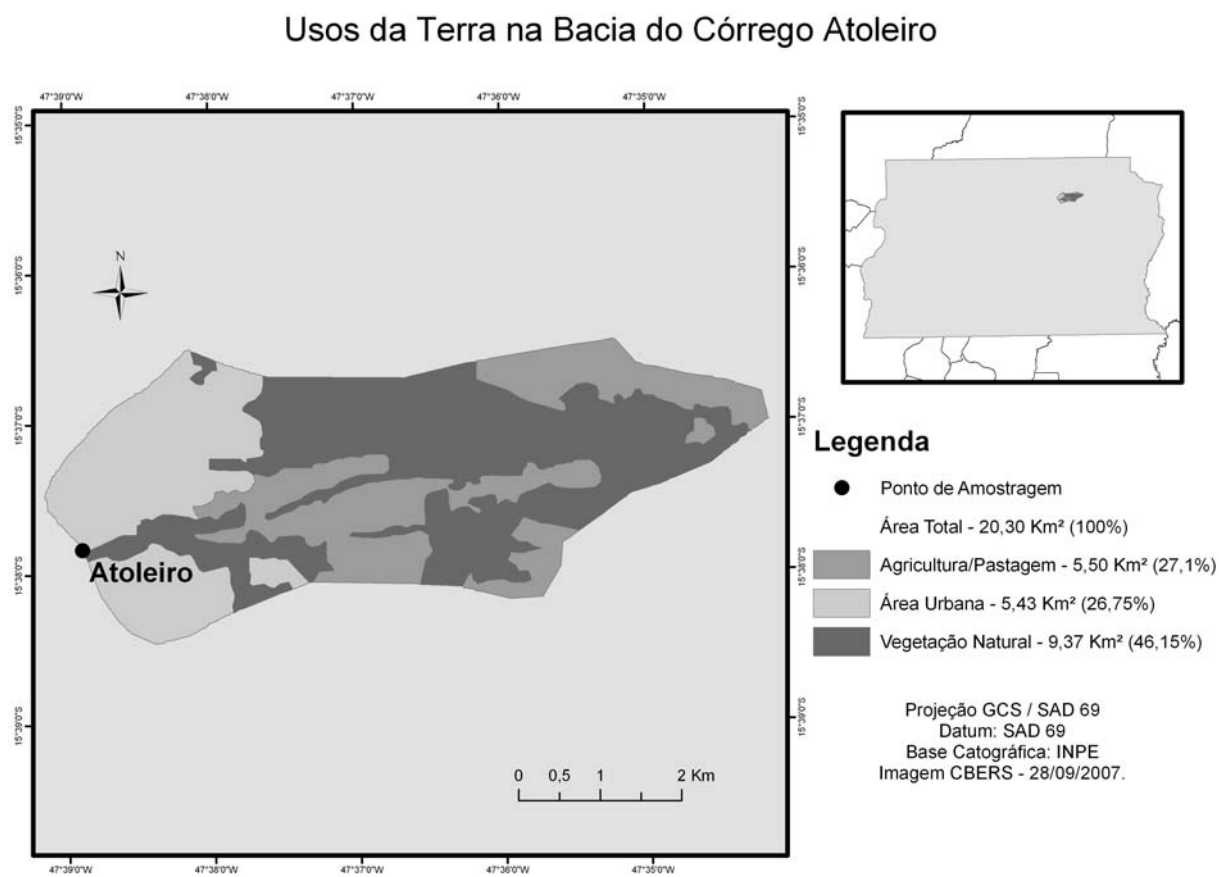


Figura 10. Principais usos da terra nas áreas de captação da bacia do córrego Atoleiro (áreas urbanas).

Usos da Terra na Bacia do Córrego Mestre das Armas

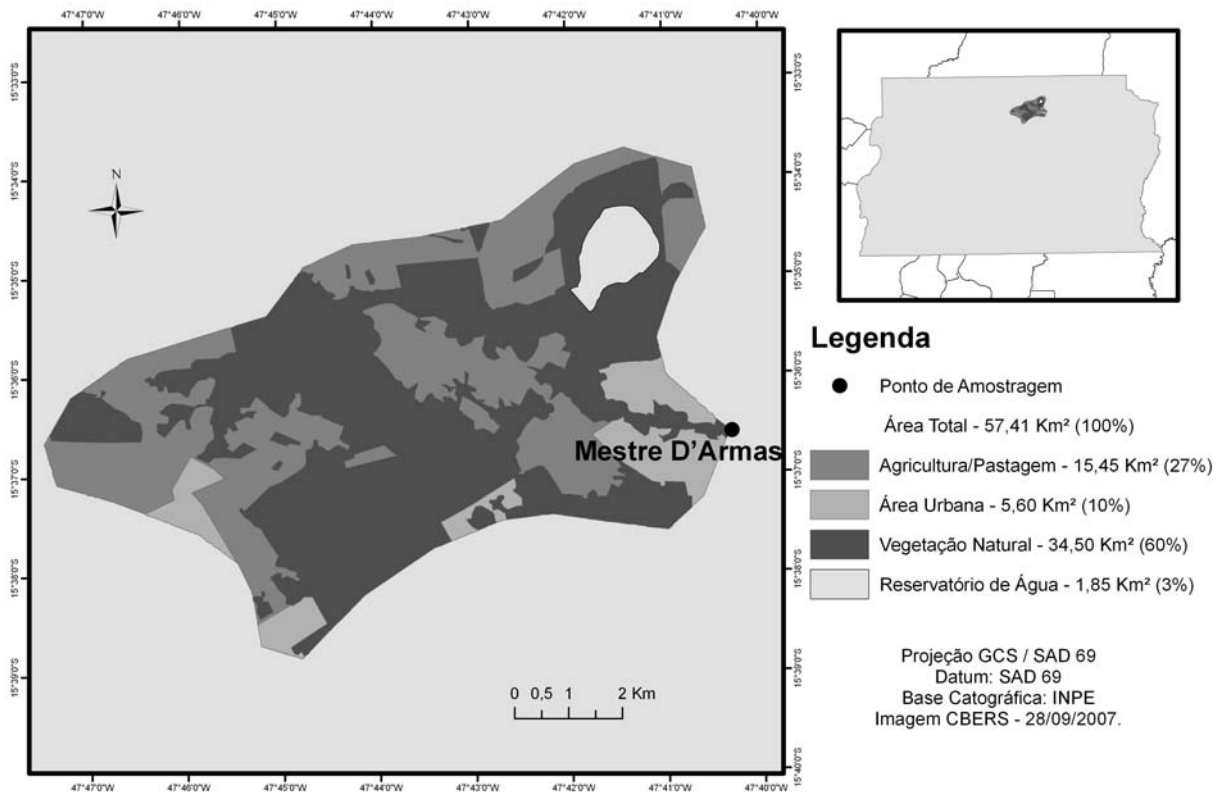


Figura 11. Principais usos da terra nas áreas de captação da bacia do córrego Mestre D' Armas (áreas urbanas).

Usos da Terra na Bacia do Córrego Pulador

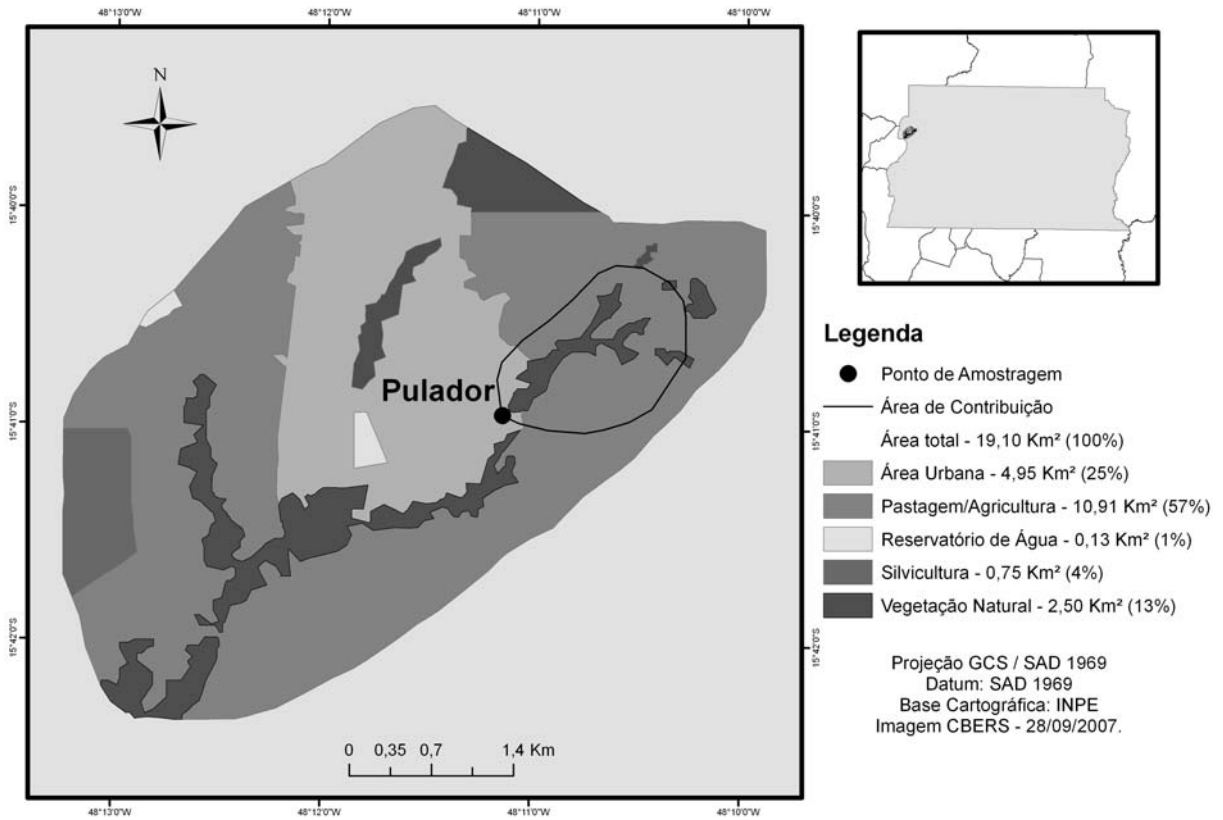


Figura 12. Principais usos da terra nas áreas de captação da bacia do córrego Pulador (áreas urbanas).

3.2. Caracterização das amostras de água dos córregos

3.3. Valores de H⁺, alcalinidade, condutividade elétrica e turbidez

Os valores de H⁺, alcalinidade e condutividade elétrica da água dos córregos das áreas naturais, rurais e urbanas diferiram significativamente entre si (P = 0,000) (Figuras 13 e 14), sendo que nas áreas urbanas foram encontrados os maiores valores medianos de alcalinidade (111,28 μM) e condutividade elétrica (21,62 μS cm⁻¹), ao contrário das concentrações de H⁺ que exibiram os menores valores (mediana = 1,05 μM). As áreas rurais exibiram maiores valores medianos de alcalinidade (38,51 μM) e condutividade (7,12 μS cm⁻¹) em relação às áreas naturais, enquanto que H⁺ (mediana = 5,75 μM) foi menor. Devido ao fato da condutividade elétrica de uma amostra de água natural ser determinada pelas concentrações dos chamados íons maiores (Na⁺, Ca⁺², Mg⁺², K⁺, carbonatos, Cl⁻ e SO₄⁻), pode-se inferir que as variações observadas, com maiores valores de condutividade elétrica nas áreas que sofreram alterações na sua cobertura original, seja um reflexo das mudanças no uso da terra. A tabela 2 faz uma comparação entre os valores encontrados no presente estudo e os observados em trabalhos realizados na bacia amazônica, devido ao fato do bioma amazônico também ter predominância de Latossolos (Markewitz *et al.* 2004).

A mudança da cobertura original causou alterações dos valores de turbidez apenas nos córregos das áreas urbanas (Figura 14), que apresentaram os maiores valores (mediana 12,55 UNT, P = 0,000), sendo que os córregos das áreas naturais e rurais não diferiram entre si. A menor compactação dos solos aliada à presença de vegetação ripária nas áreas rurais parecem ser fatores que estão influenciando na manutenção dos valores de turbidez dos córregos rurais semelhantes aos das áreas naturais. As áreas urbanas, por outro lado, exibem solos compactados, que impedem a infiltração das águas pluviais, propiciando maior carreamento de partículas durante as chuvas, que chegam facilmente aos córregos devido à destruição das zonas ripárias. Tais fatos podem ser os principais causadores dos maiores valores encontrados nessas áreas.

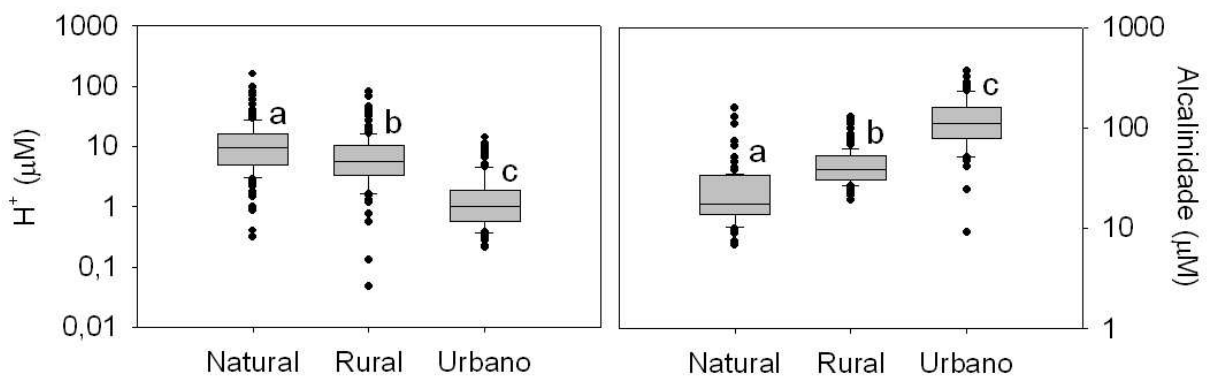


Figura 13. Valores medianos de H^+ e alcalinidade da água de córregos em áreas sob diferentes coberturas (natural, rural e urbano) no Distrito Federal (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

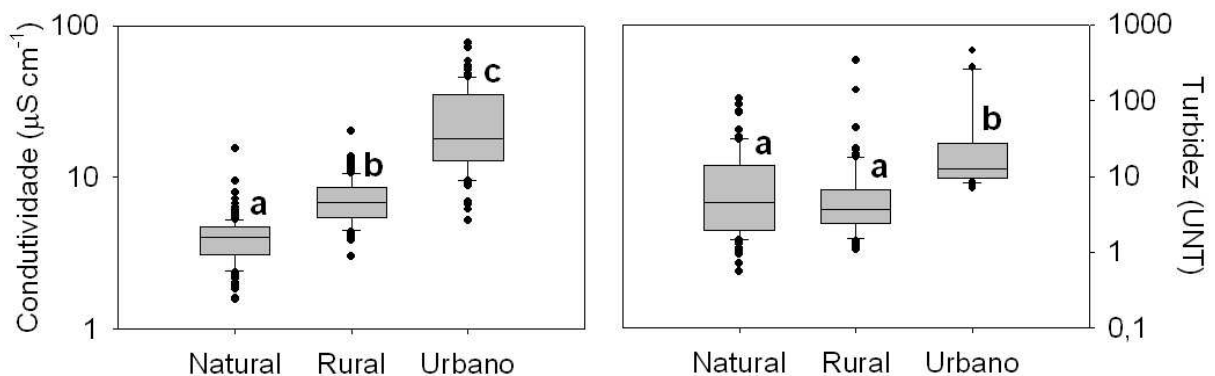


Figura 14. Valores médios de condutividade elétrica e turbidez da água de córregos em áreas sob diferentes coberturas (natural, rural e urbano) no Distrito Federal (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

Quando comparadas as estações de seca e chuva observou-se diferenças nas áreas naturais (alcalinidade e turbidez), rurais (alcalinidade e turbidez) e urbanas (H^+ e turbidez). Nas comparações feitas entre estação chuvosa, seca e transição chuva-seca verificou-se diferença apenas nas áreas naturais para alcalinidade e H^+ (> na chuva). (Figuras 15 e 16).

Tabela 2. Química da água de córregos do Distrito Federal e da bacia amazônica.

Referência	H ⁺	Alcalinidade (µM)	Condutividade (µS cm ⁻¹)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Turbidez (UNT)	COD	NTD	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	(µM)						
											K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	PO ₄ ⁻³
Presente estudo (Área natural)	9,33	17,37	4,00	7,87	5,1	102	18	2,86	1,43	1,43	1,65	7,83	3,95	1,04	0,08		
Presente estudo (Área rural)	5,75	38,51	6,87	6,51	4,5	95	21	4,28	1,43	2,86	3,29	16,09	9,31	1,35	0,08		
Presente estudo (Área urbana)	1,05	111,28	18,07	8,12	10	139	33	5,00	2,86	10,71	9,87	48,28	26,51	2,39	0,09		
Markewitz <i>et al.</i> (2006) Brasília	3,16	30,65	6,10			676	10	0,56		0,48	4,94	9,13	9,03		0,21		
Saunders <i>et al.</i> (2006) Estação seca				1,67						0,16							
Saunders <i>et al.</i> (2006) Estação chuvosa				1,11						0,32							
Lesack (1993)				0,56						11,77	0,82	6,09	12,97		1,98		
Neill <i>et al.</i> (2006) floresta				3,89						73,91	99,05	102,83			63,94		
Neill <i>et al.</i> (2006) pastagem				4,44						198,97	107,04	102,01			95,26		
Markewitz <i>et al.</i> (2004)	12,59	27,37	29,6			108	20	1,67		1,77	21,74	19,71	20,98	150,94	199,42	7,50	
Leite (2004)	7,94		8,6			167		2,78		2,10	4,60	2,00	1,23	739,46	7,62	0,73	0,14
Forti <i>et al.</i> (2000)				1,67						1,45	15,34	70,11	40,31	83,52	75,31	6,66	
Williams & Melack (1997)						73	11			1,94	1,28	2,74	1,23	10,44	11,85	1,67	0,01
Neal <i>et al.</i> (1992)						676	10	1,11		2,58	1,02	2,25	0,41	9,57	12,13	2,19	

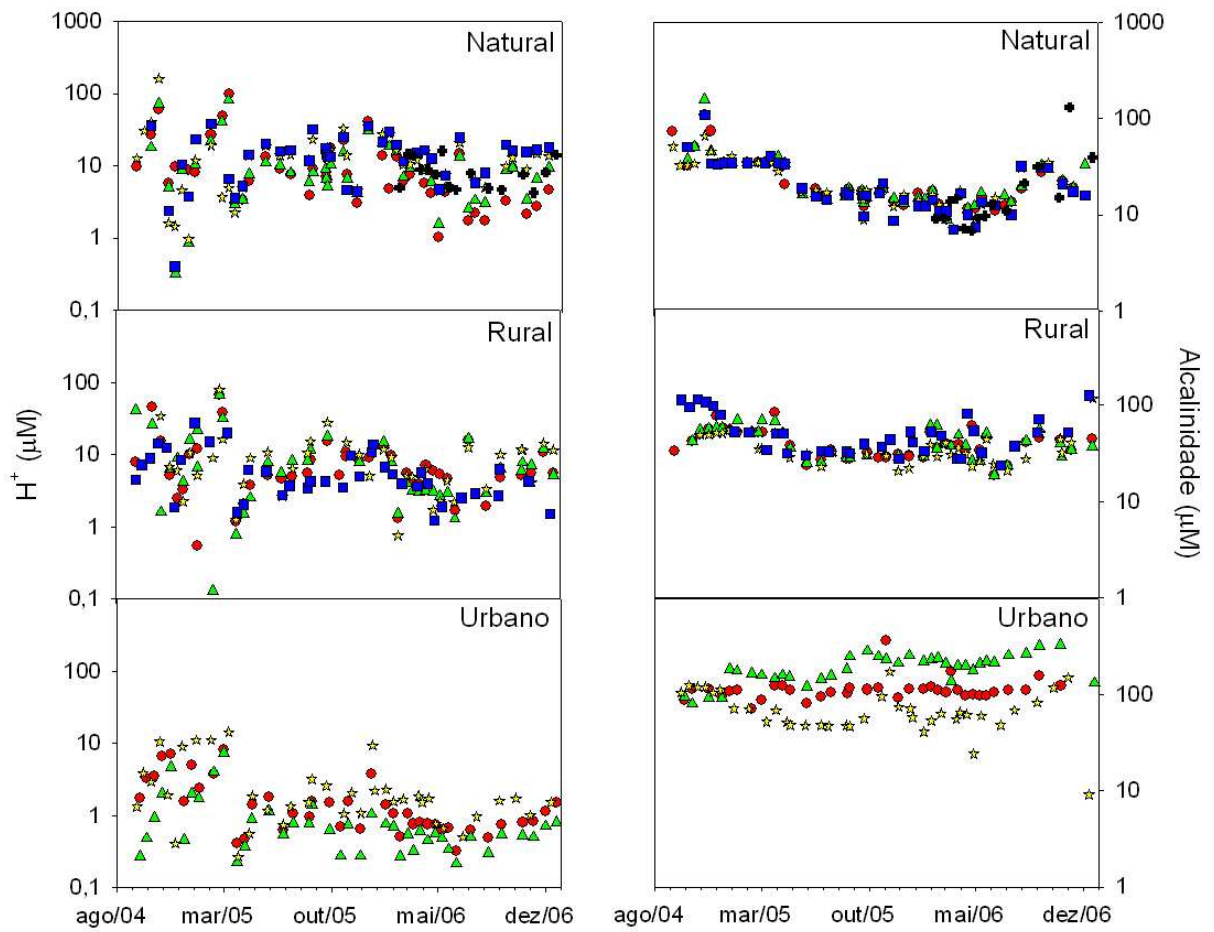


Figura 15. Variação temporal dos valores de H^+ e alcalinidade da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (setembro de 2004 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanislau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D’Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

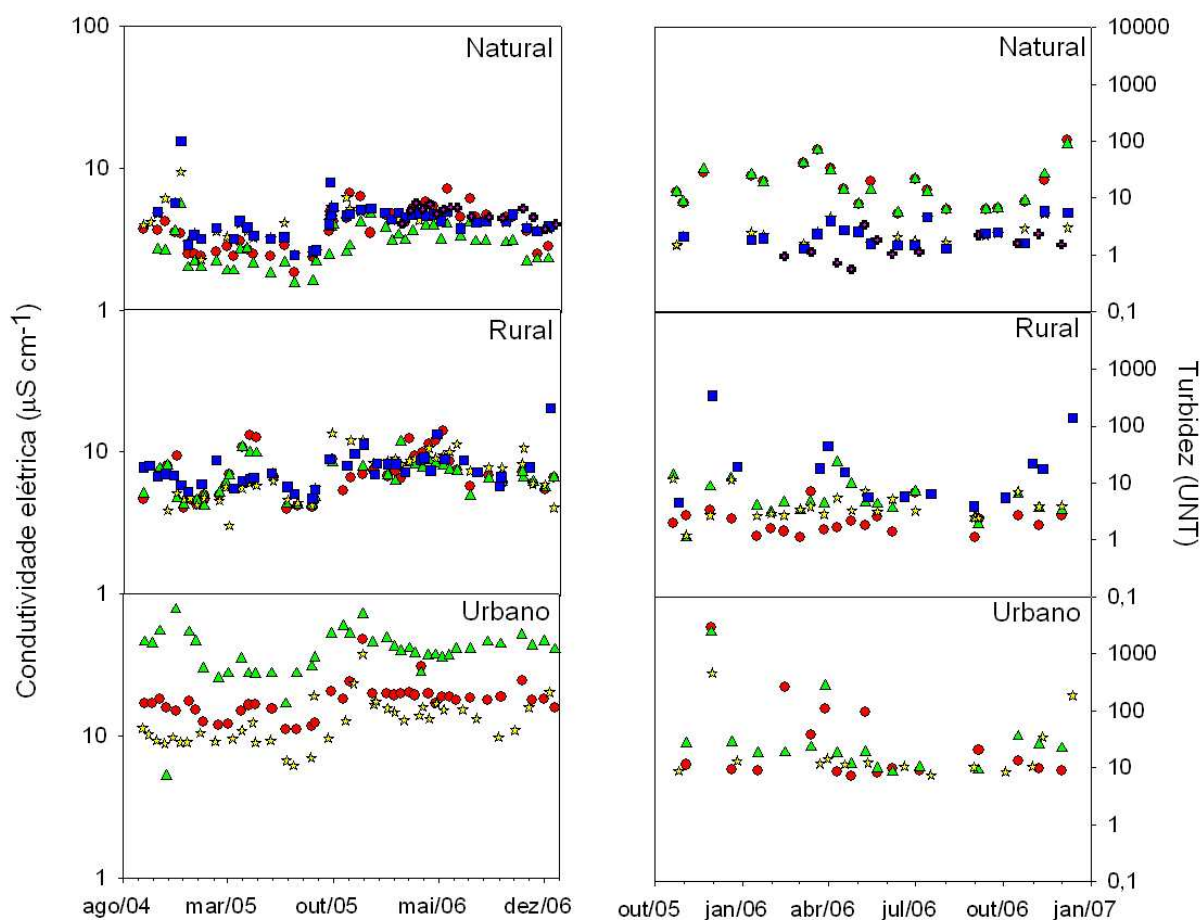


Figura 16. Variação temporal dos valores de condutividade elétrica e turbidez da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (setembro de 2004 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanislau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D’Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

3.4. Concentrações de oxigênio dissolvido

Os córregos das áreas urbanas apresentaram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido (OD), com valor mediano de 8,10 mg/L (Figura 17), e saturação de aproximadamente 90%, podendo isso ser resultado de fatores como: maior largura dos mesmos, leitos arenosos (Thomas *et al.* 2004), maior incidência luminosa devido à ausência das matas de galeria, propiciando uma maior atividade de algas. As áreas rurais, por outro lado, apresentaram as menores concentrações (mediana = 6,51 mg/L), podendo isso ser causado pela ausência de um canal definido do córrego, sendo que em alguns locais a velocidade córrego era bastante reduzida, talvez com isso gerando uma menor oxigenação em relação aos demais usos. Entretanto vale a pena ressaltar que, apesar dos córregos das áreas rurais terem apresentado menores concentrações em relação às das demais áreas, a saturação de oxigênio das mesmas foi de aproximadamente 74%. Os córregos das áreas naturais apresentaram boas condições de oxigenação, com saturação em torno de 85%, o que segundo Thomas *et al.* (2004) é típico das nascentes, uma vez que apresentam fluxos rápidos, mistura turbulenta e heterotrofia relativamente baixa.

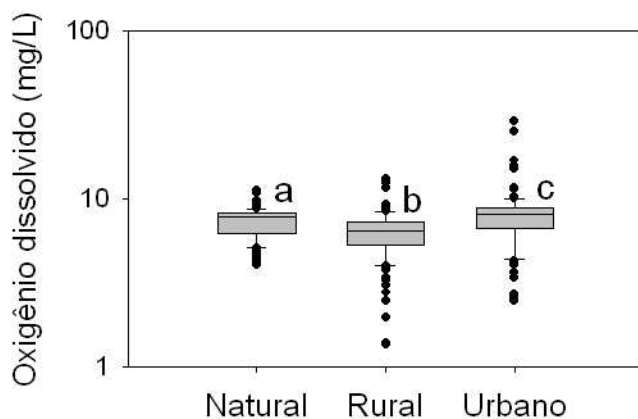


Figura 17. Concentrações medianas de oxigênio dissolvido da água de córregos em áreas sob diferentes coberturas (natural, rural e urbano) no Distrito Federal (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

Quanto à sazonalidade foi possível observar que apenas os córregos das áreas rurais apresentaram diferenças entre as estações de seca e chuvosa, com maiores valores durante a seca. (Figuras 18).

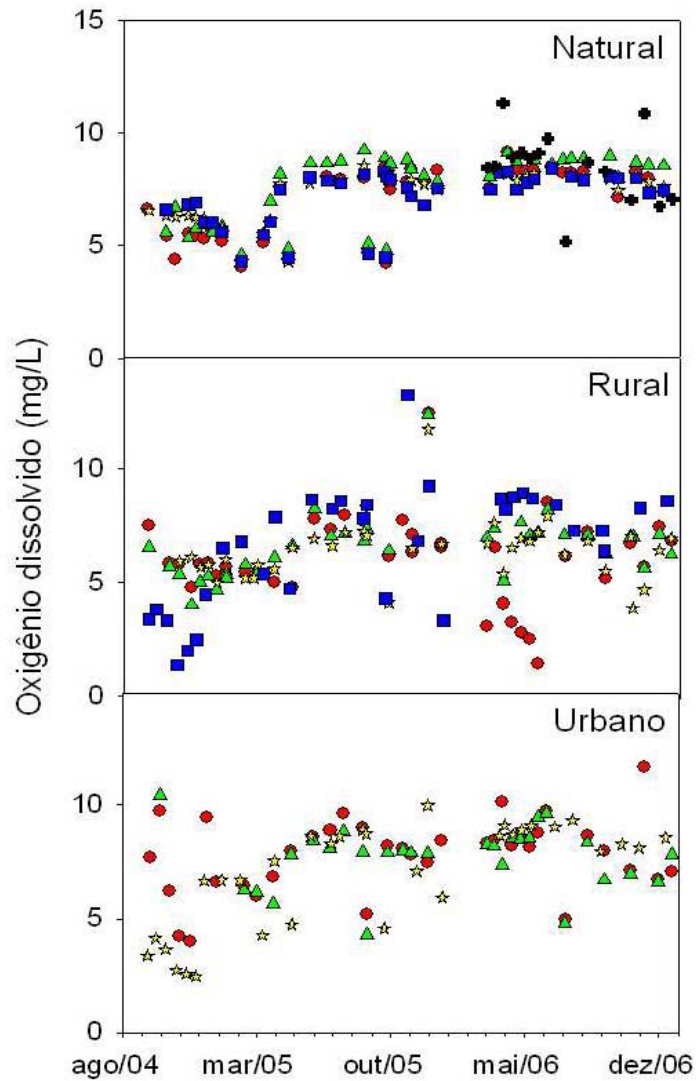


Figura 18. Variação temporal das concentrações de oxigênio dissolvido da água de córregos sob cobertura natural, rural e urbano (setembro de 2004 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanslau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D’Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

3.5. Concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD)

Os córregos das áreas urbanas apresentaram as maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido, com mediana de 139 μM (Figura 19). Esse mesmo padrão foi observado por Ometto *et al.* (2000) e Daniel *et al.* (2002) que, estudando a bacia do rio Piracicaba, constataram que quanto maior era o grau de urbanização, maiores eram as concentrações de carbono orgânico dissolvido, sendo isso resultado da entrada de efluentes domésticos não tratados nos córregos. As áreas naturais e rurais não diferiram significativamente entre si, exibindo valores medianos de 102 μM e 95 μM , respectivamente (Figura 19). Williams & Melack (1997), ao contrário do que foi observado no presente trabalho, encontraram maiores concentrações de COD em córregos de áreas desmatadas para cultivos agrícolas em comparação com córregos de áreas florestadas na Amazônia, mas tal diferença pode ser devido à quantidade de biomassa nesse bioma ser bem superior à do Cerrado (Rugani *et al.* 1997).

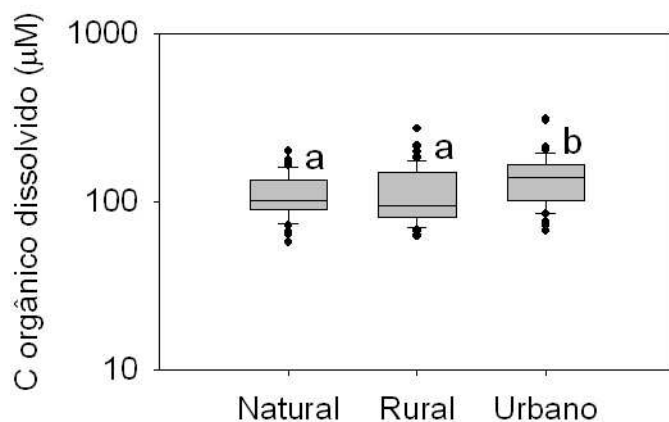


Figura 19. Valores médios de carbono orgânico dissolvido da água de córregos em áreas sob diferentes coberturas (natural, rural e urbano) no Distrito Federal (janeiro a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

Percebe-se que alguns córregos (Vereda Grande – cobertura natural; Barreiro do Mato – cobertura rural; Atoleiro e Mestre D’Armas – cobertura urbana) apresentaram diferença sazonal, com maiores valores durante a estação chuvosa (Figura 20). Nas comparações entre estação chuvosa, seca e transição seca-chuva foram observadas diferenças apenas nas áreas naturais, quando comparado período chuvoso e transição, com maiores valores verificados durante a estação chuvosa.

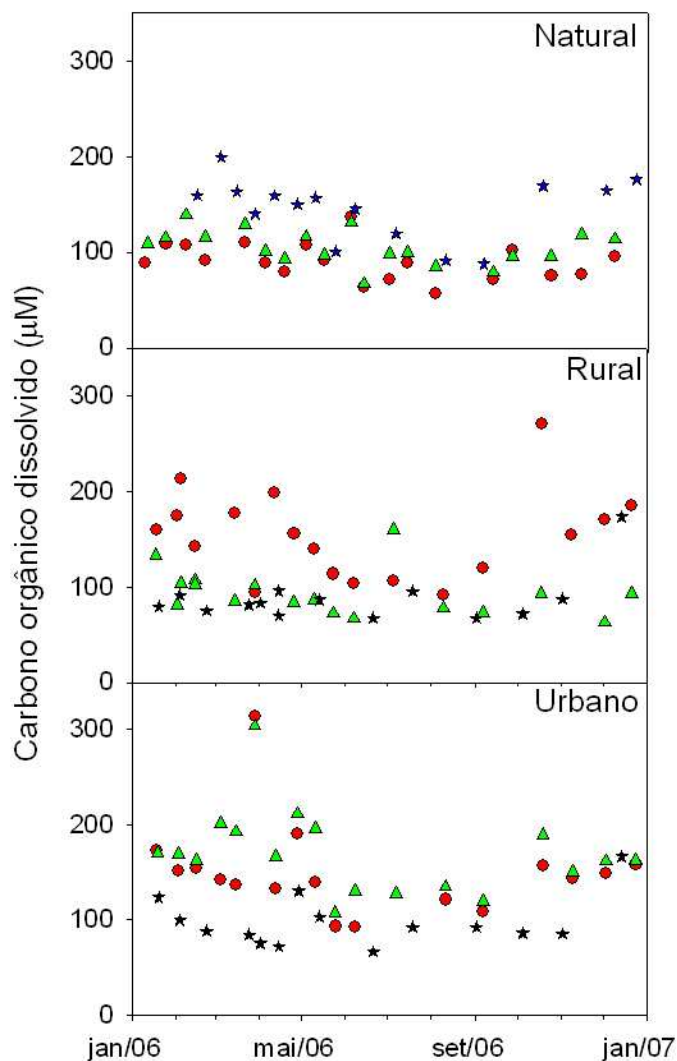


Figura 20. Variação temporal das concentrações de carbono orgânico dissolvido da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (janeiro a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco; ▲ – Taquara; ★ - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato; ▲ – Estanislau; ★ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D’Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

3.6. Concentrações de nitrogênio total dissolvido (NTD), NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- e razão NID/NOD

As amostras dos córregos das áreas urbanas apresentaram concentrações de nitrogênio total dissolvido significativamente maiores que as demais ($P = 0,000$; mediana $33 \mu\text{M}$), sendo esse valor aproximadamente 85% superior ao das áreas naturais e rurais, que não diferiram entre si (Figuras 21). Assim como verificado para carbono orgânico dissolvido, as maiores concentrações de NTD observadas nos córregos das áreas urbanas podem ser resultado da descarga de efluentes domésticos, como observado na bacia do rio Piracicaba por Krusche *et al.* (2003) que afirmaram ser as concentrações de nitrogênio total controladas principalmente pelas entradas de esgotos.

Os córregos das áreas rurais e urbanas, que não exibiram diferenças entre si, apresentaram as maiores de concentrações de NH_4^+ , com valores medianos de $4,28 \mu\text{M}$ e $5 \mu\text{M}$ respectivamente (Figuras 21), enquanto que nas áreas naturais a concentração mediana foi $2,86 \mu\text{M}$. As concentrações de NO_2^- e NO_3^- diferiram significativamente entre si quando comparadas as amostras dos córregos de áreas com cobertura natural, rural e urbana ($P = 0,000$), com maiores valores nos córregos das áreas urbanas ($2,86 \mu\text{M}$ e $10,71 \mu\text{M}$ respectivamente, Figura 21), seguidos pelas áreas rurais ($1,43 \mu\text{M}$ e $2,86 \mu\text{M}$ respectivamente) e naturais ($1,43 \mu\text{M}$ para ambos íons). Esses resultados podem ser uma indicação de que nos ambientes que tiveram alterada a sua cobertura vegetal original estão recebendo um aporte antrópico de nutrientes.

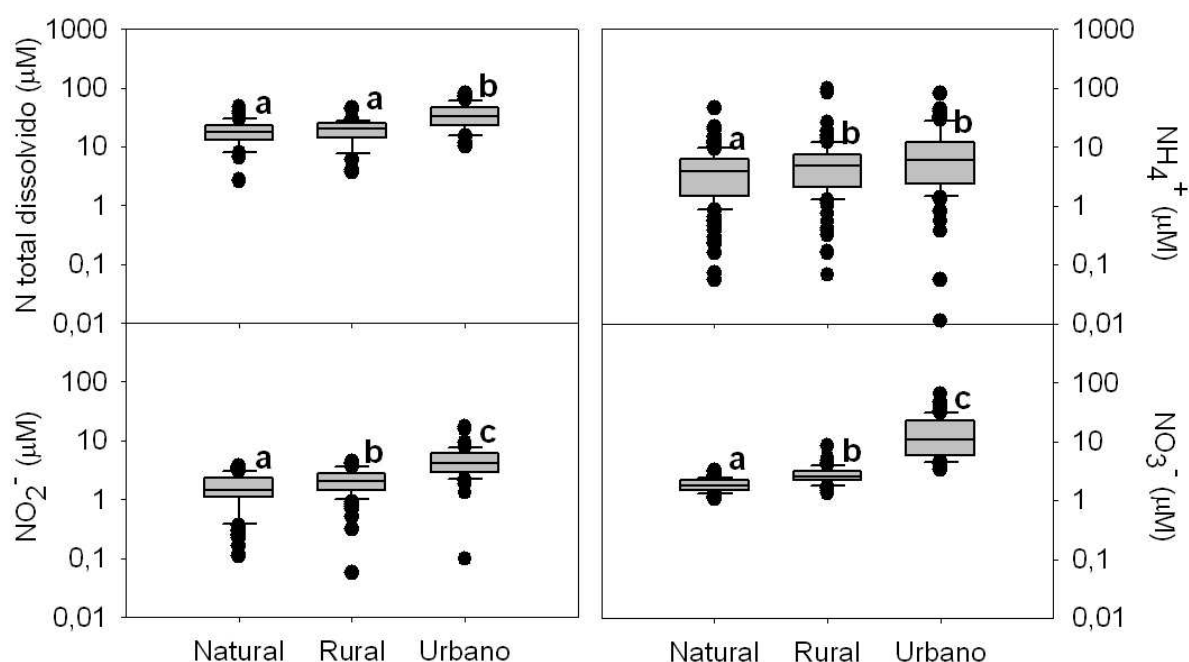


Figura 21. Concentrações medianas de nitrogênio total dissolvido, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- da água de córregos em áreas sob diferentes coberturas (natural, rural e urbano) no Distrito Federal (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

As formas inorgânicas de nitrogênio dissolvido, NO_2^- , NO_3^- e NH_4^+ apresentaram variação entre as áreas naturais, rurais e urbanas, embora essa variação tenha sido maior para N-NO_2^- e N-NO_3^- . O N-NH_4^+ foi a forma predominante nas áreas naturais e rurais (50% e 46% do total de NID) (Figura 22), enquanto que N-NO_3^- preponderou nas urbanas (54% do total de NID). As menores proporções de N-NO_3^- nos córregos das áreas naturais e rurais podem ser sinal indicativo de que a vegetação ripária está removendo de forma efetiva este composto, além de possíveis processos de desnitrificação ao longo do canal dos córregos. Mulholland *et al.* (2008) afirmam que uma porção do NO_3^- absorvido nos córregos pode ser atribuído à desnitrificação. Nas áreas urbanas a maior proporção de NO_3^- em relação às outras frações nitrogenadas pode ser resultado dos processos de nitrificação que são favorecidos pelas maiores concentrações de oxigênio dissolvido observadas nesses córregos, além da adsorção de NH_4^+ no leito dos córregos (Jordan 1987), que geram com isso maiores proporções de NO_3^- nestas áreas.

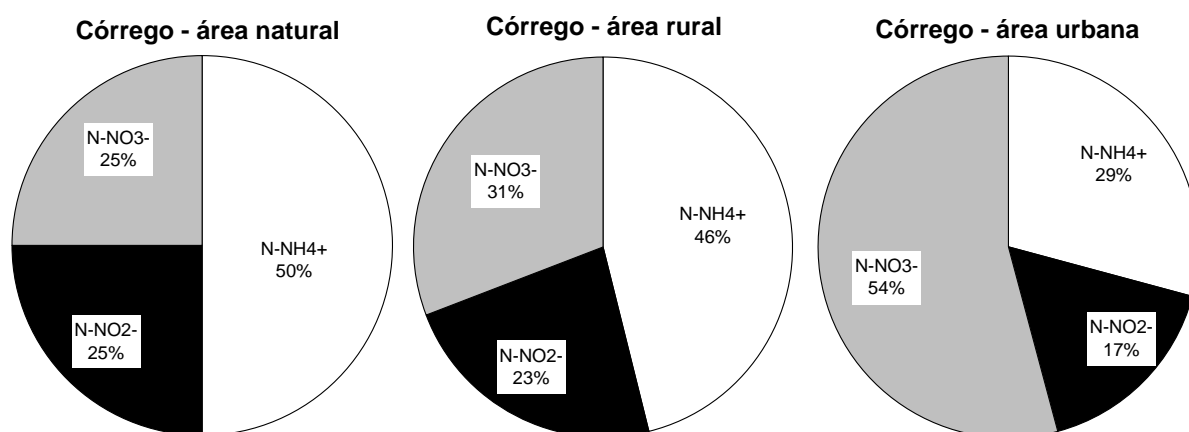


Figura 22 – Porcentagem mediana das frações inorgânicas do nitrogênio (N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^-) e na água de córregos de áreas naturais, rurais e urbanas.

Recentes estudos conduzidos por Mulholland *et al.* (2008), em córregos dos Estados Unidos e Porto Rico, encontraram um padrão semelhante ao do presente estudo, com maiores concentrações de NO_3^- em córregos sob áreas rurais e urbanas em relação aos córregos sob vegetação natural. Kemp & Dodds (2002) observaram que as taxas de nitrificação eram mais positivamente influenciadas pela adição combinada de NH_4^+ e oxigênio dissolvido, assim como pela adição dos mesmos de forma separada. A maior concentração de oxigênio dissolvido nos córregos urbanos do presente estudo pode inclusive estar desviando o equilíbrio das transformações entre as frações de NID para a formação de NO_3^- .

Em pequenos córregos das Catskill Mountains nos Estados Unidos foi observado um aumento nas concentrações de NO_3^- a partir de 1970, sendo que uma das razões para isso foi a deposição atmosférica de nitrogênio (Murdoch & Stoddard, 1992). Estudos conduzidos na bacia Amazônica (Biggs *et al.*, 2004; Markewitz *et al.*, 2001; Willams & Melack, 1997), encontraram concentrações de NO_3^- superiores às do presente trabalho, possivelmente em razão da maior quantidade de nutrientes no bioma amazônico em relação ao Cerrado (Haridasan, 2000).

Quanto às diferenças entre as estações seca e chuvosa foi observado que apenas as áreas rurais apresentaram diferenças significativas entre seca e chuva ($P=0,040$) com maiores concentrações de N total dissolvido na época chuvosa, possivelmente em função da disponibilização desse nutriente para as culturas durante o período seco. NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- , ao contrário, não exibiram diferenças entre as estações (Figuras 23 e 24). As comparações feitas entre as estações seca e chuvosa com a transição seca-chuva mostraram que apenas as áreas urbanas exibiram diferenças, com maiores concentrações de NO_2^- durante a transição (Figura 24).

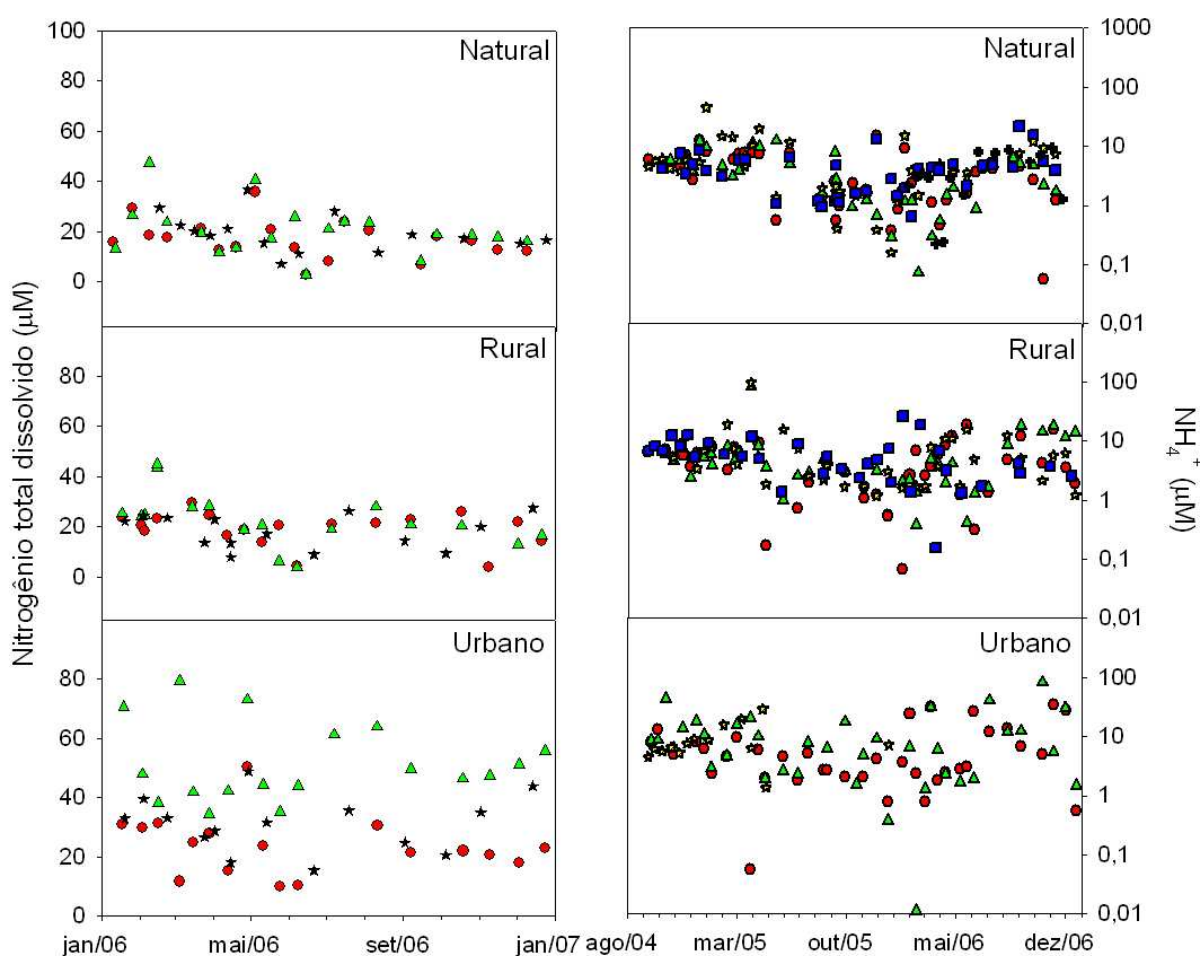


Figura 23. Variação temporal dos valores de nitrogênio total dissolvido e NH_4^+ da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (setembro de 2004 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda

Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanislau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D'Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

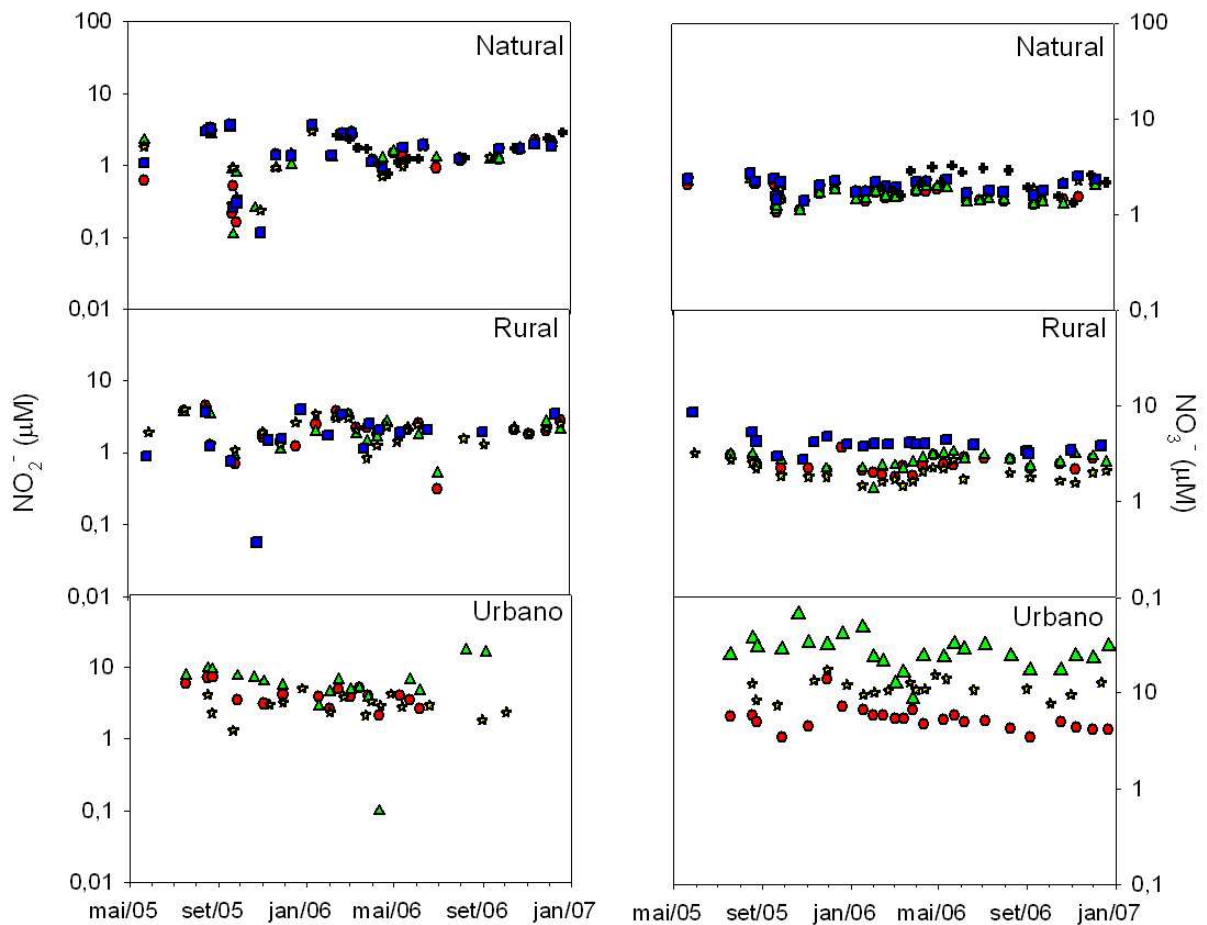


Figura 24. Variação temporal dos valores de NO_2^- e NO_3^- da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (maio de 2005 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanislau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D'Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

Razão entre $\text{N}_{\text{inorgânico}}$ e $\text{N}_{\text{orgânico}}$

As áreas urbanas apresentaram a maior razão $\text{N}_{\text{inorg}}/\text{N}_{\text{org}}$ (1,30) enquanto que as naturais exibiram a menor (0,47) (Figura 25). Por outro lado as áreas rurais mostraram valor intermediário aos demais usos (0,71). As menores proporções observadas nos córregos das áreas naturais podem ser devido a uma maior retenção de compostos nitrogenados inorgânicos como o NO_3^- por parte da vegetação ripária.

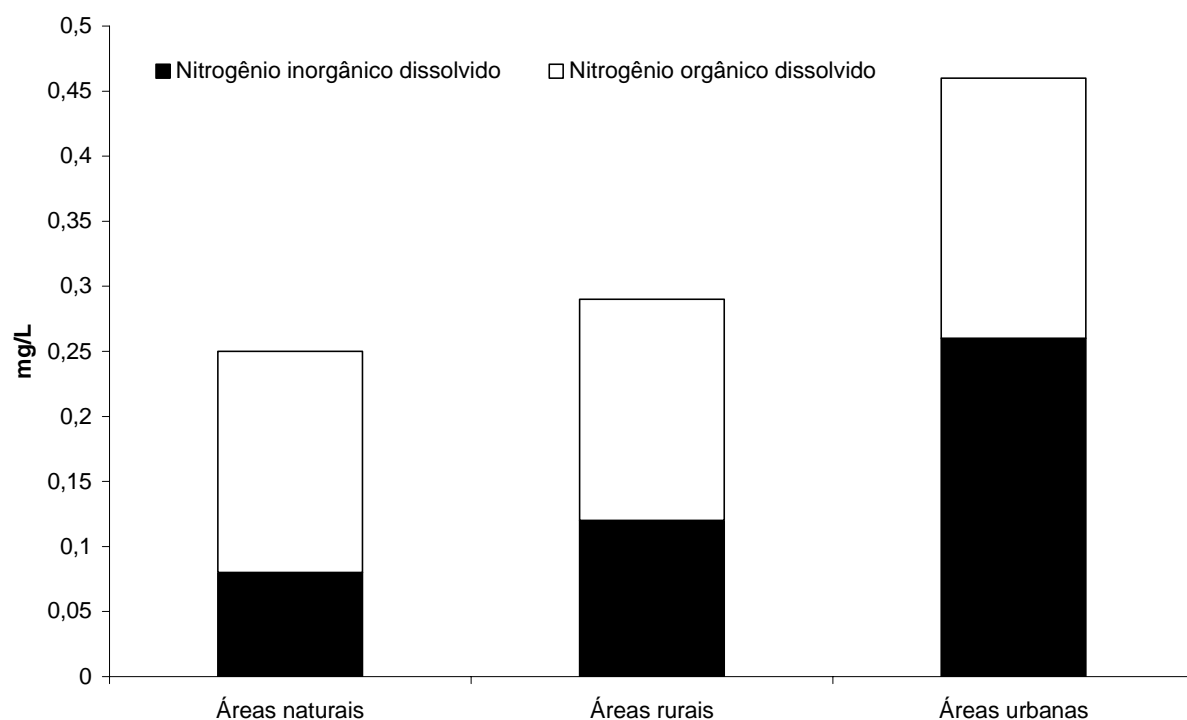


Figura 25. Concentrações medianas de nitrogênio inorgânico dissolvido e nitrogênio orgânico dissolvido da água de córregos em áreas com diferentes coberturas (natural, rural e urbana) no Distrito Federal (setembro de 2004 a dezembro de 2006).

3.7. Impacto da cobertura do solo nas concentrações de nitrogênio total dissolvido, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-

As concentrações de N total dissolvido, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- foram maiores nas áreas que apresentaram percentual de cobertura natural intermediário, nas áreas urbanas (Figura 26). Apesar das áreas de captação dessas bacias possuírem maiores valores de cobertura natural em relação às áreas rurais, percebe-se que tais fragmentos não conseguem “tamponar” esses córregos, possivelmente em razão de ocorrerem lançamentos de efluentes domésticos diretamente nos canais de drenagem.

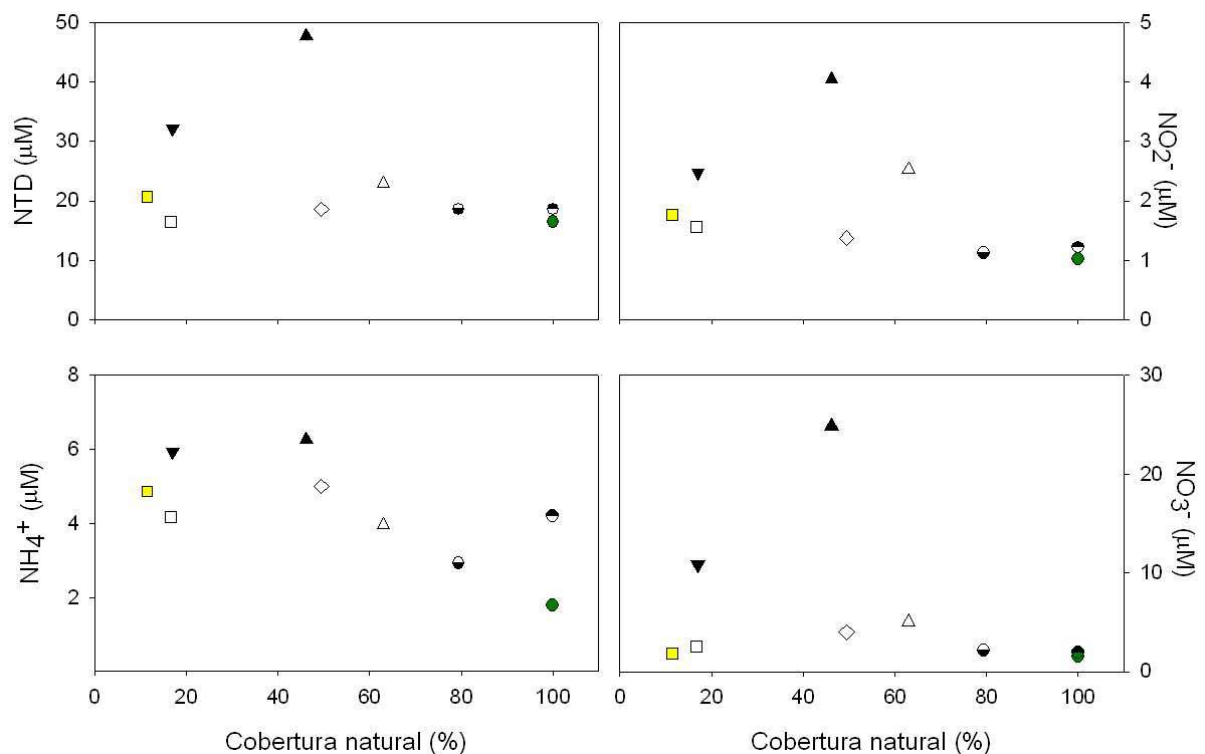


Figura 26. Relação entre as concentrações medianas de nitrogênio total dissolvido, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- e a proporção de cobertura natural. Áreas naturais (● - Pitoco; ○ - Taquara; > - Águas Emendadas); Áreas rurais (■ - Chácara 117; □ - Fazenda Dimas; 8 - Capão da Onça); Áreas urbanas (△ - Mestre D'Armas; ▲ - Atoleiro; ▼ - Pulador).

3.8. Concentrações de cátions: cálcio, magnésio, potássio e sódio

As concentrações de cálcio, magnésio, potássio e sódio diferiram significativamente ($P=0,000$) entre os córregos estudados, com maiores concentrações nas áreas urbanas ($\text{Ca}^{+2} = 19,71 \mu\text{M}$, $\text{Mg}^{+2} = 9,87 \mu\text{M}$, $\text{K}^+ = 10,23 \mu\text{M}$ e $\text{Na}^+ = 48,28 \mu\text{M}$ - Figura 27), seguidas pelas áreas rurais ($\text{Ca}^{+2} = 5,24 \mu\text{M}$; $\text{Mg}^{+2} = 3,29 \mu\text{M}$; $\text{K}^+ = 5,63 \mu\text{M}$ e $\text{Na}^+ = 16,09 \mu\text{M}$) e naturais (valores medianos de $\text{Ca}^{+2} = 2,74 \mu\text{M}$; $\text{Mg}^{+2} = 1,65 \mu\text{M}$; $\text{K}^+ = 2,56 \mu\text{M}$ e $\text{Na}^+ = 7,83 \mu\text{M}$). As áreas urbanas apresentaram valores máximos de concentração de Ca^{+2} ($251 \mu\text{M}$), Mg^{+2} ($50 \mu\text{M}$) e K^+ ($104 \mu\text{M}$) no mês de novembro, enquanto que o valor máximo de Na^+ ($590 \mu\text{M}$) foi encontrado no mês de janeiro. As maiores concentrações desses cátions observadas nos córregos das áreas que tiveram a cobertura original alterada (rural e urbana) são sinais que as mudanças no uso da terra já estão influenciando a química da água desses córregos. Esse aporte de nutrientes pode em certos casos

causar eutrofização, podendo fazer com que a estrutura das comunidades associadas a estes corpos d'água seja alterada.

Estudos conduzidos na bacia Amazônica por Forti *et al.* (2000) e Neill *et al.* (2006) encontraram um padrão semelhante ao deste trabalho, pois foram encontradas maiores concentrações de cátions como Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , e Na^+ em bacias desmatadas e com pastagem, sendo esses aumentos atribuídos às mudanças da cobertura. Esses trabalhos, assim como o realizado por Markewitz *et al.* (2004) encontraram valores superiores aos do presente estudo, e assim como para NO_3^- , podem ser devido à maior quantidade de nutrientes no bioma amazônico em relação ao Cerrado (Haridasan, 2000). As comparações entre o presente estudo e trabalhos realizados na bacia amazônica foram feitas devido ao fato de ambos os biomas apresentarem solos com predominância de Latossolos.

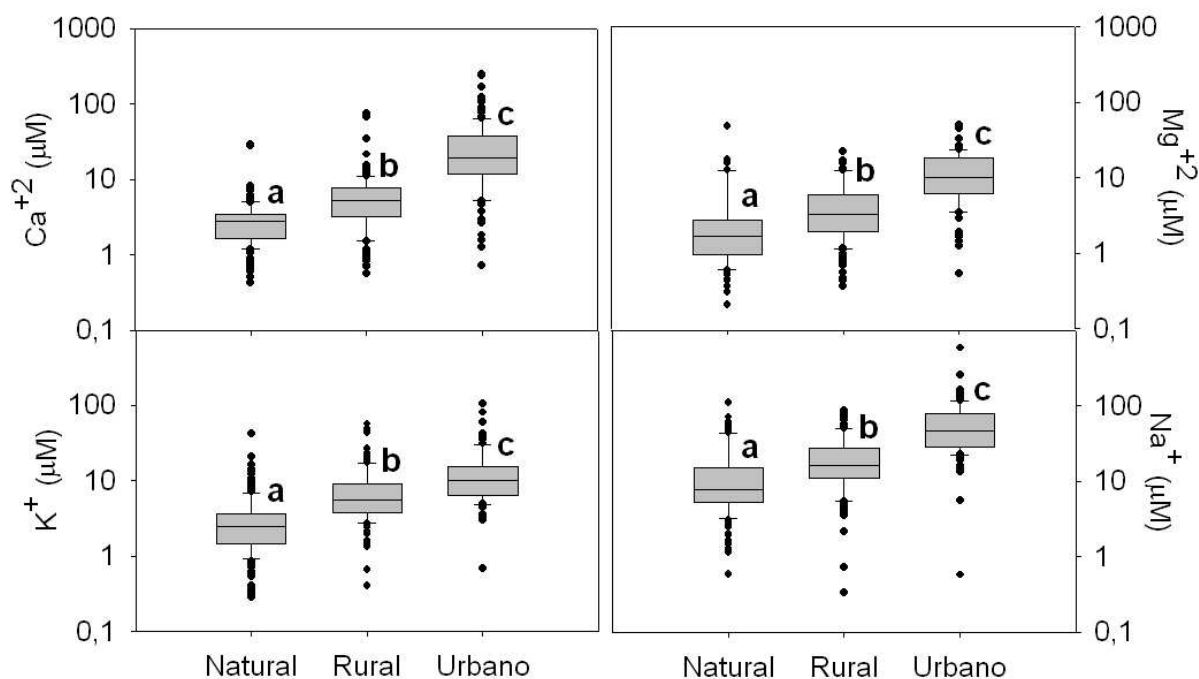


Figura 27. Concentrações medianas de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e Na^+ da água de córregos em áreas sob diferentes coberturas (natural, rural e urbano) no Distrito Federal (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

Nas comparações entre estação chuvosa e seca foi verificado que somente as áreas rurais exibiram diferenças significativas, e apenas Na^+ (Figuras 28 e 29).

Comparando-se o período de transição seca-chuva com a estação chuvosa e seca, foi observado que nas áreas naturais o Na^+ apresentou maiores concentrações na estação chuvosa (chuva x transição), e maiores valores na seca para Na^+ e Ca^{+2} (seca x transição), enquanto que nas áreas rurais as concentrações de Na^+ também foram maiores no período chuvoso (chuva x transição).

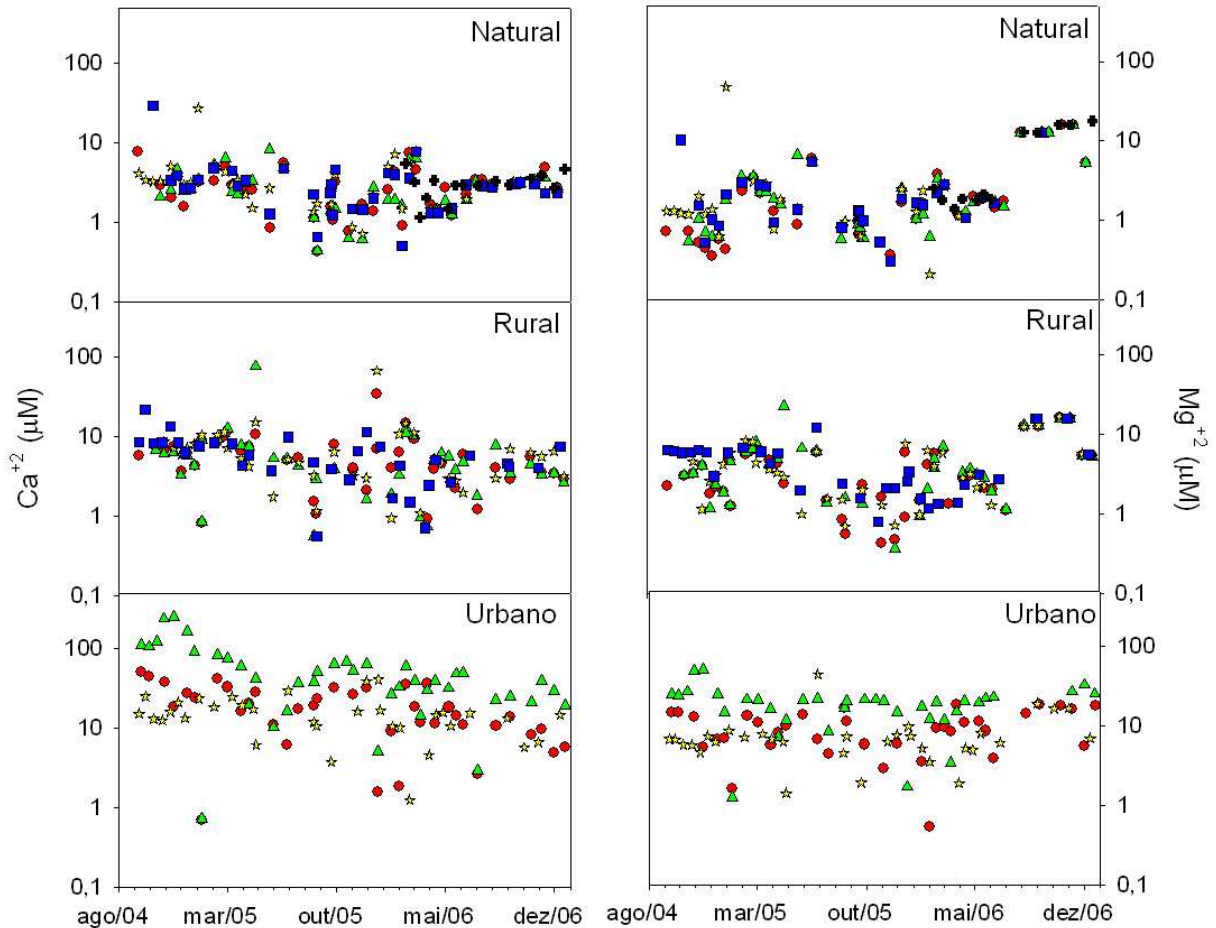


Figura 28. Variação temporal dos valores de Ca^{+2} e Mg^{+2} da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (setembro de 2004 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanislau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D'Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

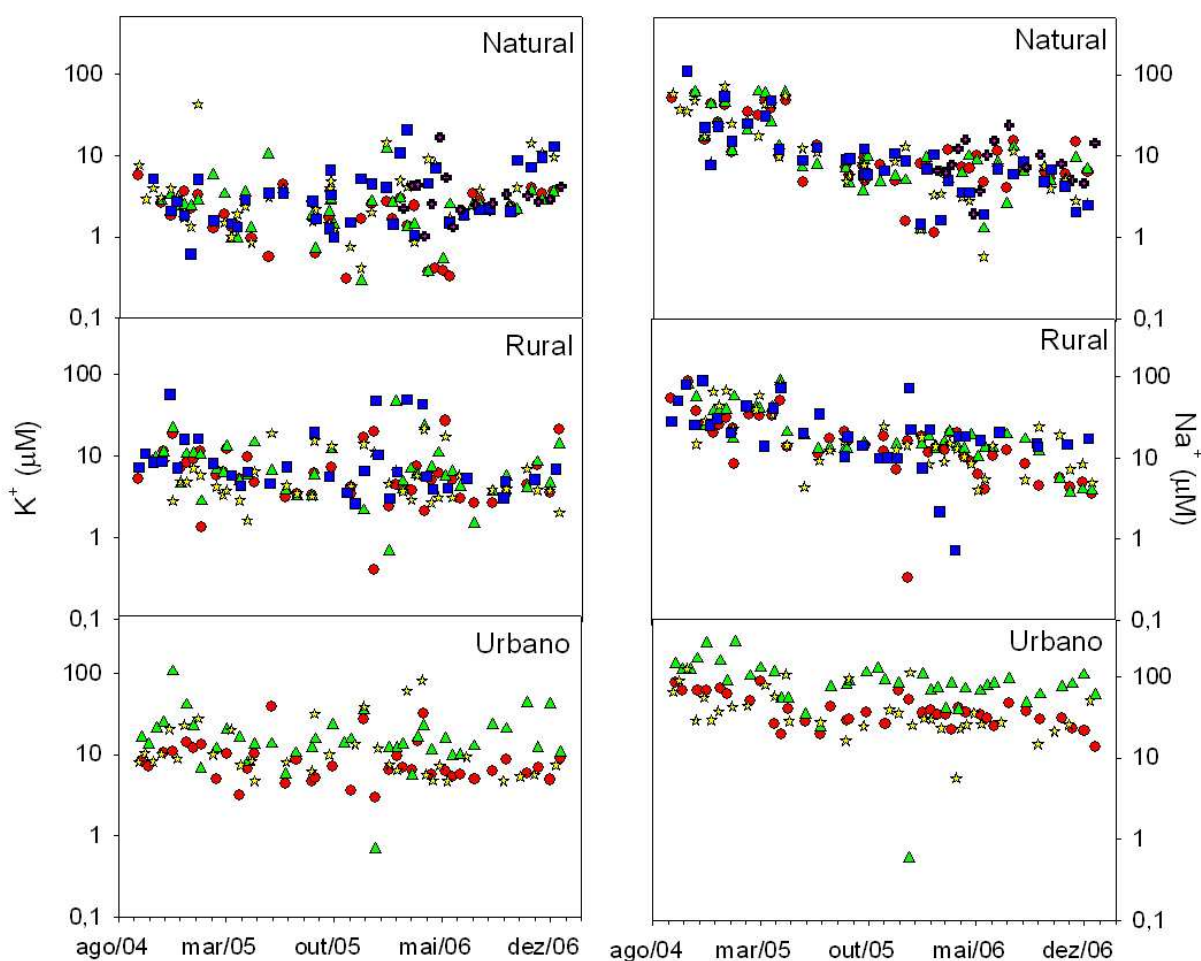


Figura 29. Variação temporal dos valores de K^+ e Na^+ da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (setembro de 2004 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanislau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D'Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

3.9. Concentrações de ânions: cloreto, sulfato e fosfato

Seguindo o padrão observado para cátions, as concentrações de cloreto e sulfato nas amostras de água dos córregos das áreas naturais, rurais e urbanas diferiram significativamente entre si ($P=0,000$), com maiores valores medianos nas áreas urbanas ($Cl^- = 26,51 \mu M$; $SO_4^- = 2,39 \mu M$) e menores nas naturais ($Cl^- = 3,95 \mu M$; $SO_4^- = 1,04 \mu M$), enquanto que as áreas rurais exibiram valores intermediários (Figura 30). As maiores concentrações de Cl^- e SO_4^- observadas nos córregos urbanos podem ser resultado do lançamento de efluentes domésticos diretamente nesses corpos d'água.

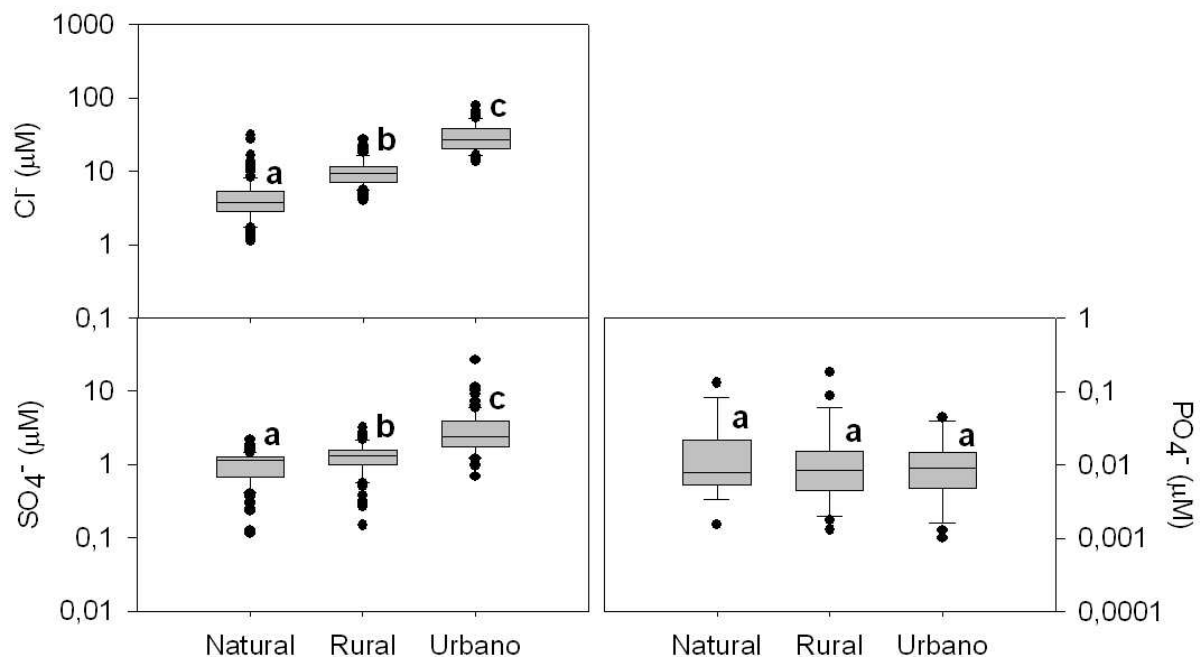


Figura 30. Concentrações medianas de Cl^- , SO_4^{2-} e PO_4^{3-} da água de córregos em áreas sob diferentes coberturas (natural, rural e urbano) no Distrito Federal (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

Igualmente ao observado para cátions, alguns estudos realizados na Amazônia como o de Biggs *et al.* (2004) e Leite (2004) observaram que quanto mais altos eram os índices de desmatamento e urbanização, maiores eram as concentrações de Cl^- e SO_4^{2-} . Estudos conduzidos na bacia do rio Piracicaba por Ometto *et al.* (2000), também observaram o mesmo padrão, pois os córregos com maiores índices de urbanização e com plantio de cana de açúcar possuíam maiores concentrações de Cl^- e SO_4^{2-} em relação aos pontos mais próximos das cabeceiras.

As concentrações medianas de PO_4^{3-} foram as menores dentre os íons analisados, sendo que a maioria das amostras (~87%) apresentou valores inferiores ao limite de detecção do aparelho, e não houve diferença entre as áreas (Figura 30). Segundo Leite (2004), que também realizou estudos em bacias com predomínio de Latossolos na bacia amazônica, as baixas concentrações de PO_4^{3-} em relação às dos demais solutos analisados no seu trabalho podem ser devido à sua fixação pelo Fe e Al ainda no solo, antes que o mesmo seja lixiviado. Além do mais as concentrações de PO_4^{3-} em Latossolos são bastante reduzidas em função da pouca disponibilidade de fósforo nestes solos (Montgomery 1988; Lilienfein 2000), e que pode ser

confirmado pelos baixos valores de fósforo disponível encontrados no presente trabalho, com concentrações variando de 0,3 a 6,6 mg dm⁻³.

Não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de cloreto e sulfato ao serem comparadas as estações chuvosa e seca em todas as áreas estudadas (Figuras 31), assim como nas comparações com o período de transição.

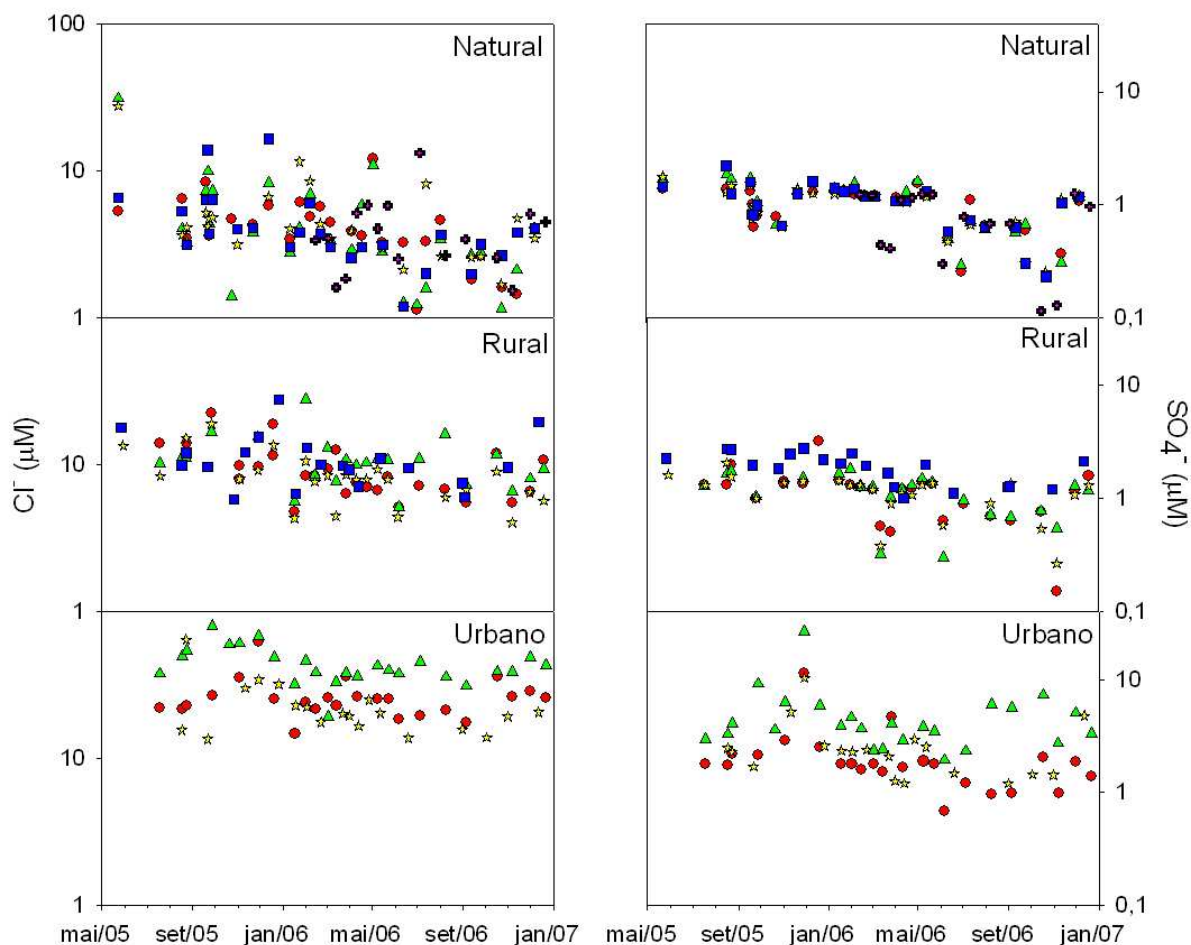


Figura 31. Variação temporal dos valores de Cl⁻ e SO₄²⁻ da água de córregos sob uso natural, rural e urbano (maio de 2005 a dezembro de 2006). Natural (● – Pitoco 1; ▲ – Pitoco 2; ★ – Taquara 1; ■ – Taquara 2; + - Vereda Grande), Rural (● – Barreiro do Mato 1; ▲ – Barreiro do Mato 2; ★ – Estanislau; ■ – Capão da Onça) e Urbano (● – Mestre D’Armas; ▲ – Atoleiro; ★ – Pulador).

3.10. Balanço iônico

Os córregos das áreas com cobertura rural foram os únicos a apresentarem equilíbrio no balanço iônico (Tabela 3). Nas áreas urbanas houve um leve desbalanço em favor dos ânions, enquanto que os córregos das áreas com cobertura natural mostraram um forte desequilíbrio positivo (aproximadamente 3,5x maior que o limite máximo considerado), tendo como principal causa os altos valores de H^+ gerados pelos solos ácidos dessas áreas.

Tabela 3. Balanço entre cátions e ânions (μEq) da água dos córregos localizados em áreas com cobertura natural, rural e urbana.

Soluto	Área natural	Área rural	Área urbana
H^+	14,00	9,00	0,00
HCO_3^-	24,48	46,27	130,39
NH_4^+	4,28	5,00	8,57
NO_2^-	1,43	0,43	2,86
NO_3^-	1,43	0,65	13,56
K^+	3,32	8,18	14,10
Ca^{+2}	6,49	13,50	57,50
Mg^{+2}	6,58	9,05	23,87
Na^+	14,35	22,61	59,13
Cl^-	4,80	10,16	29,14
SO_4^{-2}	2,08	12,50	8,96
PO_4^{-3}	0,21	0,21	0,21
Soma de cátions	49,03	67,35	163,17
Soma de ânions	34,42	70,21	185,12
Balanço iônico	18	-2	-6

Balanço iônico (%) = (soma de cátions – soma de ânions) / (soma de cátions + soma de ânions) x 100.

Valores acima de 5% são considerados em desequilíbrio.

3.11. Caracterização das amostras de água dos córregos durante eventos de chuva

As coletas realizadas durante eventos de chuva em áreas naturais apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$) em relação às amostras coletadas durante a estação chuvosa, com maiores concentrações médias de NO_2^- , NO_3^- , Mg^{+2} e Cl^- nos eventos, ao contrário dos valores de alcalinidade, NH_4^+ e Na^+ que foram maiores durante a estação chuvosa. As áreas rurais também exibiram diferença significativa ($P < 0,05$), com maiores valores médios de condutividade elétrica, alcalinidade, NO_3^- , K^+ , Na^+ , Cl^- nas amostras coletadas durante eventos. A estação chuvosa por outro lado exibiu maiores concentrações de NO_2^- e Na^+ (Tabela 4).

A precipitação máxima observada durante as coletas realizadas durante eventos de chuva foi de 5,3 mm, sendo este valor correspondente a 40% da frequência acumulada dos eventos de chuva que ocorrem no Distrito Federal. Dentre as coletas realizadas, a do dia 21/12/2006 no córrego Barreiro do Mato foi a que apresentou a maior resposta à chuva, com nítida variação das concentrações dos solutos analisados, acompanhando a variação do nível do córrego (Figura 36). As demais coletas não exibiram um padrão claro de resposta aos eventos, exceto por alguns parâmetros químicos, que apresentaram mudanças nos seus valores acompanhando a variação no nível dos córregos (Cl^- - Figura 32; H^+ , condutividade elétrica e K^+ - Figura 33).

A baixa resposta dos parâmetros químicos da maioria das amostras coletadas nos córregos durante os eventos pode ter ocorrido em função da baixa intensidade das chuvas. Esses volumes pluviométricos talvez tenham sido insuficientes para saturar os solos e assim "arrastar" os nutrientes para o canal do córrego. Um estudo realizado na Guiana Francesa por Grimaldi *et al.* (2004) mostra o quanto o volume pluviométrico influencia na variação das concentrações dos nutrientes em pequenos córregos, uma vez que quatro dos seis íons analisados neste trabalho exibiram claro aumento das suas concentrações em resposta a um evento de 32 mm.

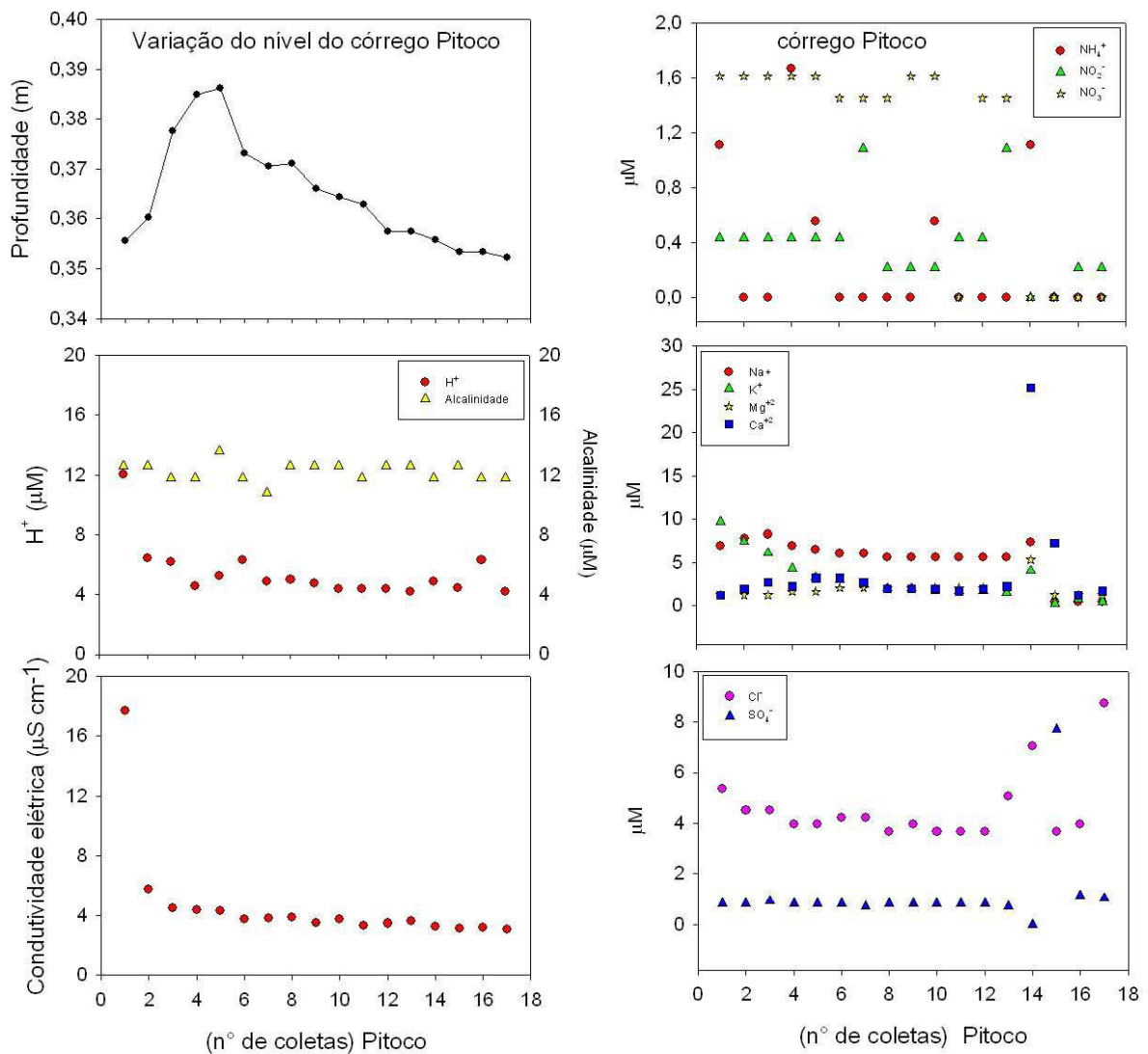


Figura 32 – Variação no nível do córrego Pitoco (RECOR-IBGE), evolução temporal dos valores de H^+ , alcalinidade, condutividade elétrica e das concentrações de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , SO_4^- , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} e Ca^{+2} da água de córrego no evento de 17/03/06. O intervalo entre as coletas era de 15 minutos.

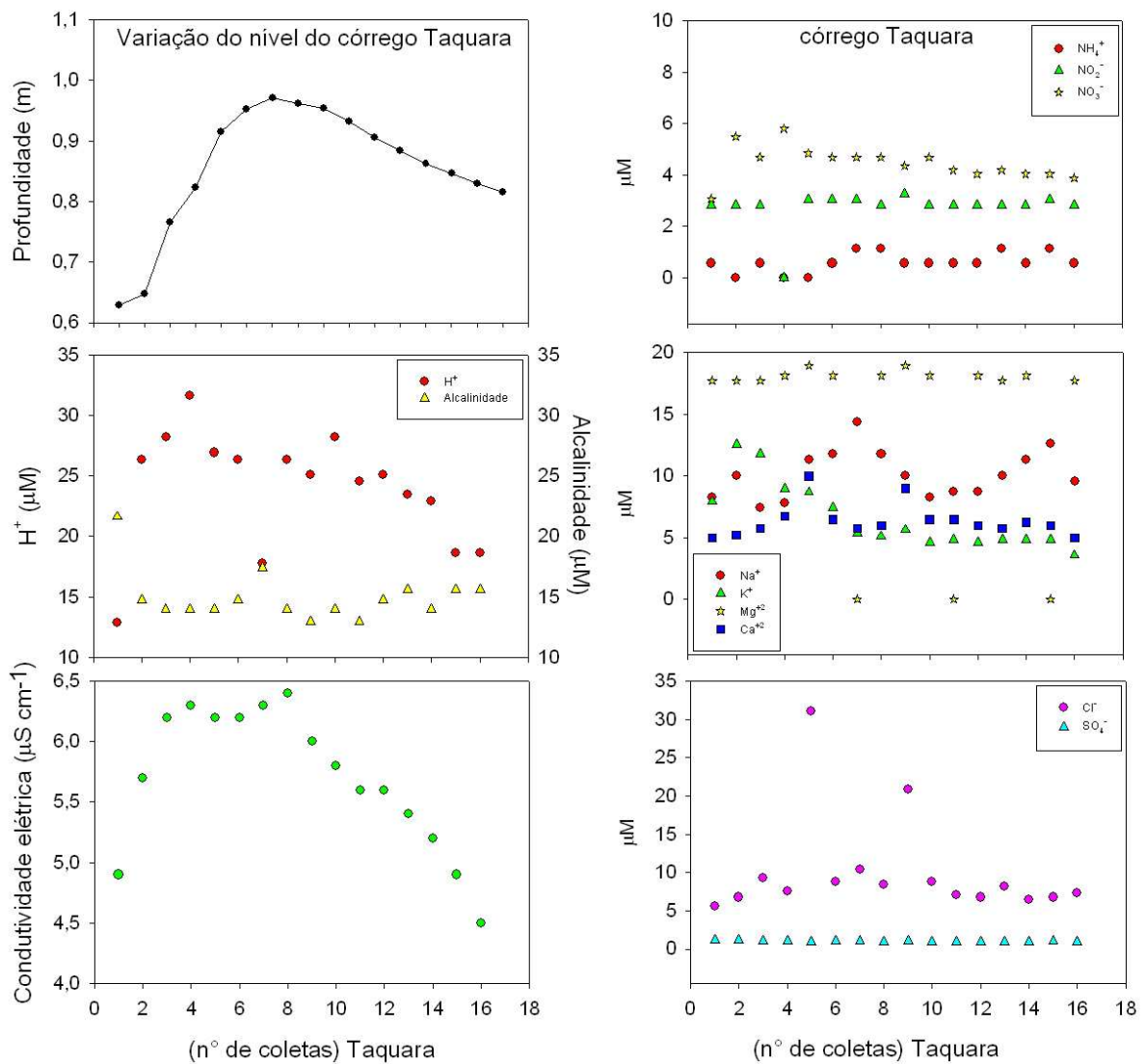


Figura 33 – Variação no nível do córrego Taquara (28/12/06), evolução temporal dos valores de H⁺, alcalinidade, condutividade elétrica e das concentrações NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, Cl⁻, SO₄⁻, Na⁺, K⁺, Mg⁺² e Ca⁺² da água de córrego sob evento de chuva em área natural (RECOR-IBGE). O intervalo entre as coletas era de 15 minutos.

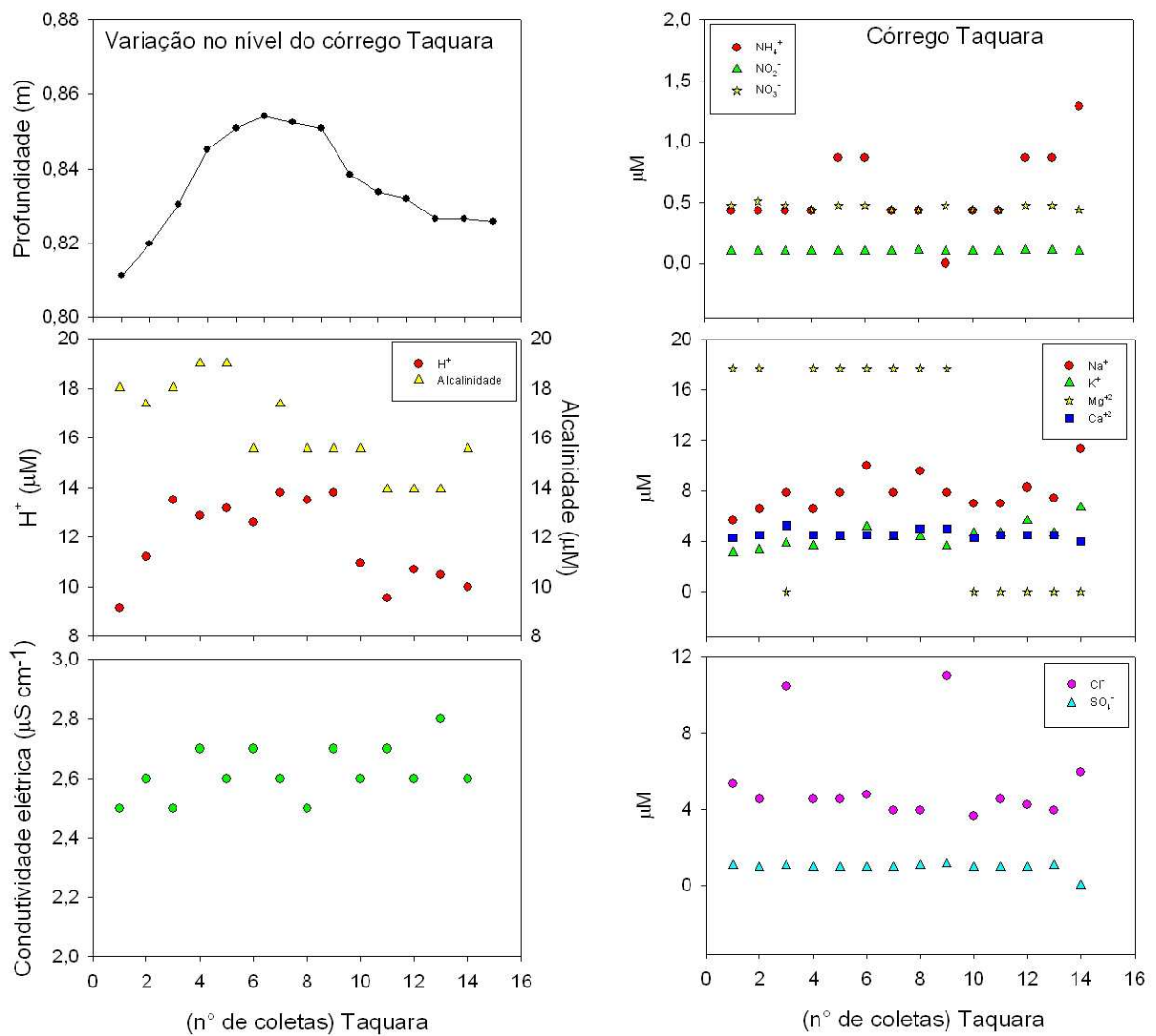


Figura 34 – Variação no nível do córrego Taquara (11/01/07), evolução temporal dos valores de H^+ , alcalinidade, condutividade elétrica e das concentrações de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , SO_4^- , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} e Ca^{+2} da água de córrego sob evento de chuva em área natural (RECOR-IBGE). O intervalo entre as coletas era de 15 minutos.

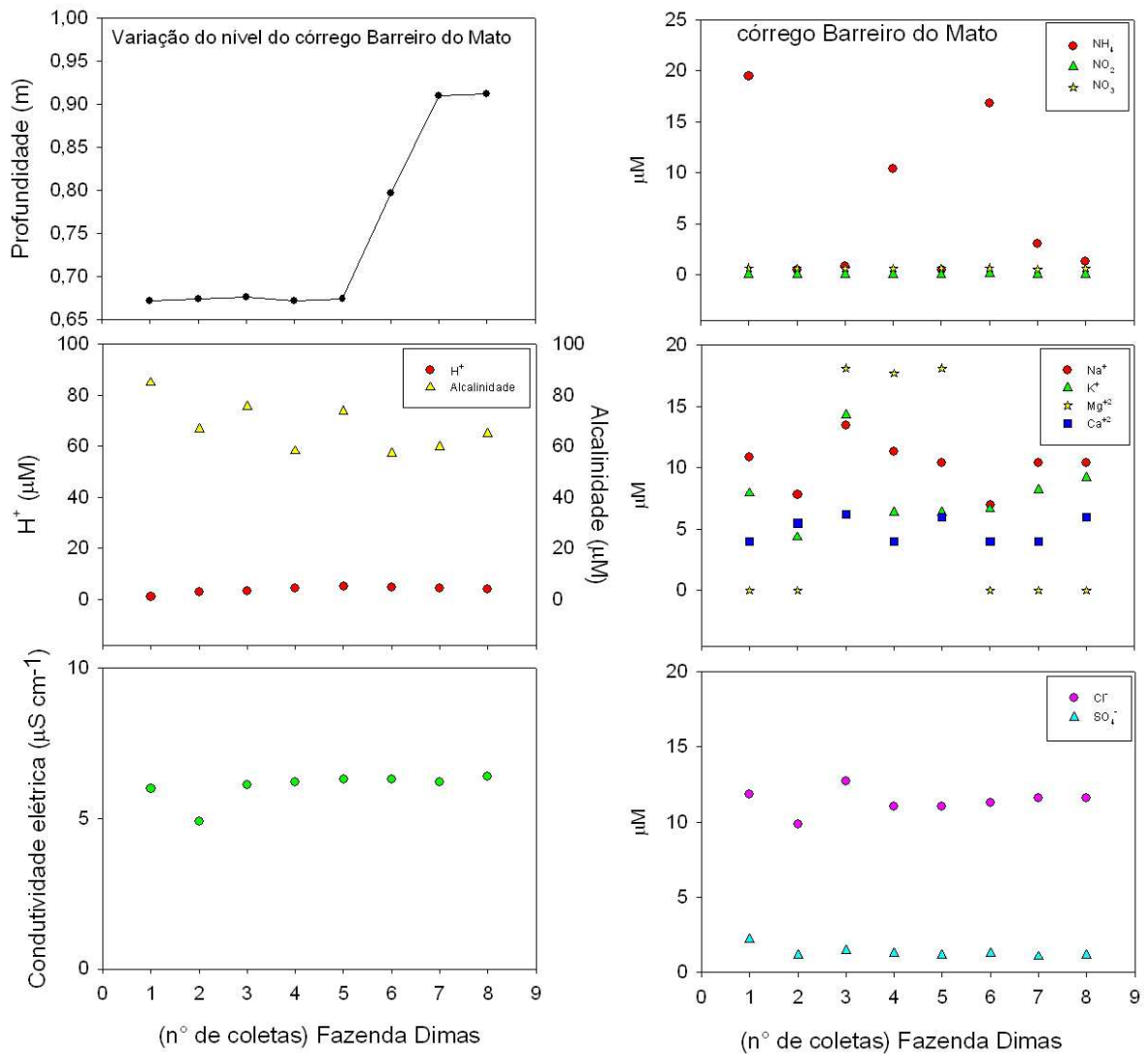


Figura 35 – Variação do nível do córrego Barreiro do Mato (04/01/07), evolução temporal dos valores de H⁺, alcalinidade, condutividade elétrica e das concentrações de NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, Mg⁺² e Ca⁺² da água de córrego sob evento de chuva em área rural. O intervalo entre as coletas era de 15 minutos.

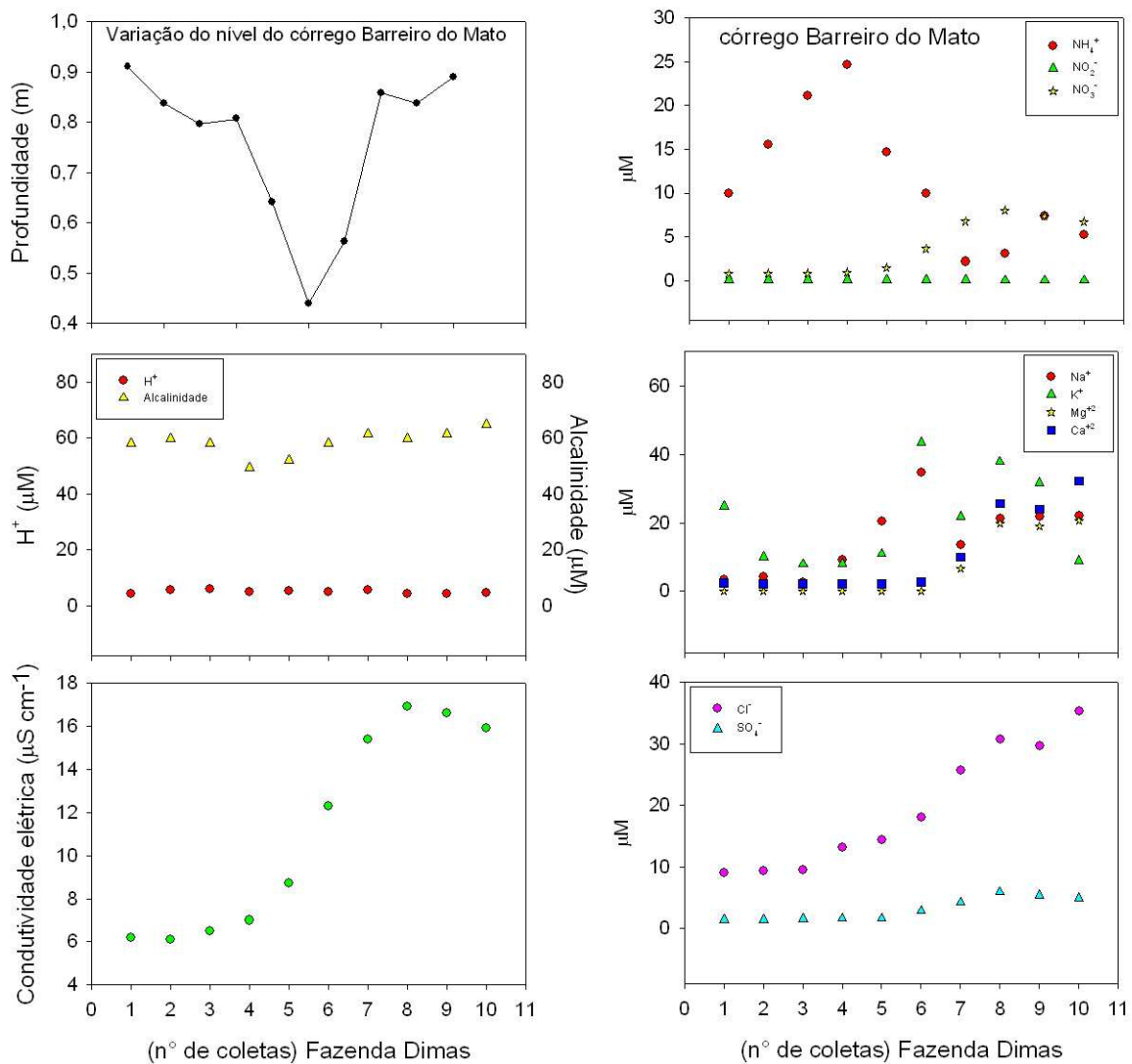


Figura 36 – Variação do nível do córrego Barreiro do Mato (21/12/06), evolução temporal dos valores de H^+ , alcalinidade, condutividade elétrica e das concentrações de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , SO_4^- , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} e Ca^{+2} da água de córrego sob evento de chuva em área rural. O intervalo entre as coletas era de 15 minutos.

Tabela 4 – Concentrações iônicas médias (\pm desvio-padrão) da água de córregos coletadas durante a estação chuvosa e sob eventos de chuva intensa em áreas sob uso natural e rural no Distrito Federal.

Período coletado	H ⁺	Alcalinidade	Condutividade	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	SO ₄ ⁻	Cl ⁻
	(μ M)		(μ S cm ⁻¹)					(μ M)				
Época chuvosa	16,09 \pm 20,57	28,36 \pm 22,79*	4,05 \pm 1,62	4,29 \pm 5,71*	1,43 \pm 0,71*	1,43 \pm 0,71*	3,84 \pm 4,86	3,49 \pm 3,99	3,29 \pm 5,76*	16,52 \pm 18,70*	1,14 \pm 0,83	4,23 \pm 4,51*
Evento (chuva)	18,02 \pm 21,23	14,75 \pm 2,13	4,2 \pm 2,14	0,71 \pm 2,14	2,14 \pm 1,43	2,14 \pm 1,43	4,86 \pm 2,56	4,74 \pm 3,24	8,23 \pm 8,23	7,83 \pm 2,61	1,04 \pm 0,94	6,20 \pm 3,66
Época chuvosa	10,77 \pm 14,27	48,36 \pm 19,67	7,41 \pm 2,56	7,14 \pm 12,14	2,14 \pm 0,71*	2,86 \pm 0,71*	9,21 \pm 9,97*	7,98 \pm 9,98	4,94 \pm 4,12	26,09 \pm 21,30*	9,16 \pm 46,51	10,14 \pm 5,07*
Evento (chuva)	8,26 \pm 9,68	62,46 \pm 8,52	8,89 \pm 4,32	12,14 \pm 10,00	1,43 \pm 1,43	10,71 \pm 12,14	14,83 \pm 11,76	7,98 \pm 9,23	6,58 \pm 9,05	13,04 \pm 8,26	2,29 \pm 1,66	15,77 \pm 8,45

(*) indica diferença significativa (P<0,05) entre as coletas realizadas durante a época chuvosa e sob evento de chuva.

4. CONCLUSÕES

Como relação às hipóteses formuladas no início do presente trabalho, conclui-se que:

1. os córregos das áreas urbanas apresentaram as maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido, nitrogênio total dissolvido, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- e SO_4^- , assim como menores concentrações de H^+ e maiores valores dos parâmetros físico-químicos alcalinidade, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez em relação aos córregos das áreas com cobertura natural e rural;
2. ao contrário da hipótese inicial, que afirmava ser nos córregos urbanos onde a sazonalidade seria mais marcante, foram as áreas rurais que apresentaram resposta à sazonalidade para um maior número de variáveis, possivelmente em razão das chuvas estarem carreando nutrientes das áreas cultivadas, assim como dos nutrientes arrastados pelas chuvas ao passarem pela vegetação ripária e que chegam aos córregos;
3. os córregos das áreas sob uso rural apresentaram maiores valores de parâmetros químicos (condutividade elétrica e alcalinidade), assim como maiores concentrações de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- e SO_4^- , e menores valores de H^+ em relação aos córregos das áreas naturais, o que corrobora a hipótese inicial;
4. não foi possível detectar a redução das concentrações de nutrientes a partir do início do período chuvoso até o final do mesmo nas áreas naturais e urbanas de acordo a hipótese inicial;
5. os resultados das coletas realizadas durante eventos de chuva mostraram que aparentemente o volume pluviométrico influencia o arraste de nutrientes para os córregos, uma vez que apenas uma coleta – a que registrou o maior volume pluviométrico – mostrou relação direta entre o aumento do nível do córrego seguido pelo aumento das concentrações dos solutos analisados.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDER, R.B.; SMITH, R.A.; SCHWARZ, G.E. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. **Nature**, London, v.403, p.758-761, 2000.
- BALLESTER, M.R.V.; VICTORIA, D.D.C.; KRUSCHE, A.V.; COBURN, R.; VICTORIA, R.L. RICHEY, J.E. LOGSDON, M.G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazonia). **Remote Sensing of Environment**, v.87, n.1, p.429-445, 2003.
- BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T.F.; MARTINELLI, L.A. Relative influence of natural watershed properties and human disturbance on stream solute concentrations in the southwestern Brazilian Amazon basin. **Water Resources Research**, v.38, 2002.
- BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T.F.; MARTINELLI, L.A. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.68, p.227-257, 2004.
- CAMPBELL, J.L.; HORNBECK, J.W.; MITCHELL, M.J.; ADAMS, M.B.; CASTRO, M.S.; DRISCOLL, C.T.; KAHL, J.S.; KOCHENDERFER, J.N.; LIKENS, G.E.; LYNCH, J.A.; MURDOCH, P.S.; NELSON, S.J.; & SHANLEY, J.B. *Input-Output budget of inorganic for 24 forest watershed in the northeastern United States: a review.* **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.151, p.373-396, 2004.
- DALE, V.H.; PEARSON, S.M.; OFFERMAN, H.L.; ONEILL, R.V. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the central Amazon. **Conservation Biology**, v.8, n.4, p.1027-1036, 1994.
- DANIEL, M.H.B.; MONTEBELO, A.A.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B.; DE CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. **Water, Air, and Soil Pollution** V.136, pp.189–206, 2002.
- DOLABELLA, M.M.C. Caracterização agroambiental e avaliação da demanda e da disponibilidade dos recursos hídricos para a agricultura irrigada na bacia hidrográfica do Rio Jardim – DF. **Dissertação (Mestrado em Ecologia)** – Universidade de Brasília, Brasília, DF. 106 f. 1996.
- DOWNING, J.A.; MCCLAIN, M.; TWILLEY, R.; MELACK, J.M.; ELSER, J.; RABALAIS, N.N.; LEWIS, W.M.; TURNER, R.E.; CORREDOR, J.; SOTO, D.; YANEZ-ARANCIBIA, A.; KOPASKA, J.A.; HOWARTH, R.W. The impact of accelerating land-use change on the N-cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. **Biogeochemistry**, v.46, n.1/3, p.109-148, 1999.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v.38, p.205-341, 1972.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento e reconhecimento dos solos do Distrito Federal**. Boletim Técnico n.53. Rio de Janeiro, 1978.

- FELFILI, M.C. & FELFILI, J.M. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. vol.15 n°2, 2001
- FORTI, M.C.; BOULET, R.; MELFI, A.J.; NEAL, C. Hydrogeochemistry of small catchment in northeastern Amazonia: a comparison between natural with deforestation parts of the catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil) **Water, air, and soil pollution**. V. 118, pp. 263-279, 2000
- GRIMALDI, C. GRIMALDI, M.; MILLET, A.; BARIAC, T.; BOULÈGUE, J. Behavior of chemical solutes during a storm in a rainforest headwater catchment. **Hydrological Processes**. V. 18, pp. 93 – 106. 2004
- HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, V.12, pp.54-64. 2000
- HERPIN, U.; CERRI, C.C. CARVALHO, M.C.S.; MARKET, B.; ENZWEILER, J.; FRIESE, K.; BREULMANN, G. Biogeochemical dynamics following land use change from forest to pasture in a humid tropical area (Rondonia, Brazil): a multi-element approach by means of XRF-spectroscopy. **Science of the Total Environment**, v.286, n.1/3, p.97-109, Mar 8, 2002.
- HOUGHTON, R.A. The future role of tropical forests in affecting the carbon dioxide concentration of the atmosphere. **Ambio**, v.19, p.204–209. 1990.
- JORDAN, T.E.; CORRELL, D.L.; & WELLER, D.E. Effects of agriculture on discharge of nutrients from coastal plain watershed of Chesapeake Bay. **Journal of Environmental Quality**, V. 26, pp. 836-848. 1997
- KEMP, M.J. & DODDS, W.K. The influence of ammonium, nitrate and dissolved oxygen on uptake, nitrification and denitrification rates associated with prairie stream substrata. **Limnology and Oceanography** 47: 1380-1393. 2002.
- KLINK, C.A.; MACEDO, R.H. & MUELLER, C.C. De grão em grão, o Cerrado perde espaço. **Cerrado: Impactos do processo de ocupação**. In: Martins, E.S. & Alho, C.J.R. (eds.). Documento para Discussão. WWF & PRO-CER, Brasília, 66p. 1995.
- KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, V.19, n. 3, p. 707–713, 2005
- KOROLEFF, F. Total & organic nitrogen. In: K. GRASSHOFF, M. EHRHARDT AND K. KREMLING, Editors, **Methods of Seawater Analysis**, Verlag Chemie, Weinheim (1983), pp. 162–173 1983.
- KRUSCHE, A.V.; CAMARGO, P.B.; CERRI, C.E.; BALLESTER, M.V.; LARA, L.B.L.S.; VICTORIA, R.L. & L.A. MARTINELLI. Acid rain and nitrogen deposition in a sub-tropical watershed (Piracicaba): ecosystem consequences **Environmental Pollution**. V. 121 pp. 389–399. 2003.
- LEITE, N.K. A biogeoquímica do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Dissertação de Mestrado**, Universidade de São Paulo, 66 p. 2004
- LESACK, L.F.T. Water balance and hydrological characteristics of a rain forest catchment in the central Amazon basin. **Water resources research**. V. 27, pp. 2953-2977. 1993

- LIKENS, G.E. Some perspectives on long term biogeochemical research from the Hubbard Brook ecosystem study. **Ecology**, Brooklyn, v.85, n.9, p.2355-2362, 2004.
- LILIENFEIN, J. Chemical fractionation of phosphorus, sulphur, and molybdenum in Brazilian savannah Oxisols under different land use. **Geoderma**. V. 96, pp. 31–46. 2000.
- MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; FIGUEIREDO, R.D.O.; VICTORIA, R.L.; KRUSCHE, A.V. Control of cation concentrations in stream water by surface soil process in an Amazonian watershed. **Nature**, v.410, n.6830, p.802-805, Apr 12, 2001.
- MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P.; & NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**. V. 14, pp.177-199. 2004
- MARKEWITZ, D.; RESENDE, J.C.F.; PARRON, L.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KLINK, C.A.; FIGUEIREDO, R.O.; DAVIDSON, E.A. Dissolved rainfall inputs and streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian cerrado. **Hydrological Processes**. V. 20, pp. 2615–2639. 2006
- MCDOWELL, W.H.; ASBURY, C.E. Export of Carbon, Nitrogen and major ions from three tropical montane watersheds. **Limnology and oceanography**, v.39, N° 1, p.111-125, 1994
- MCGRATH, D.A.; SMITH, C.K. GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F.D. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. **Ecosystems**, v.4, n.7, p.625-645, Nov, 2001.
- MELILLO, J.M.; HOUGHTON, R.A.; KICKLIGHTER, D.W.; MCGUIRE, A.D; Tropical deforestation and the global carbon budget. **Annual Review of Energy and the Environment**, v.21, p.293-310, 1996.
- MEYER, J.L.; LIKENS, G.E. Transport and transformation of phosphorus in a forested stream ecosystem. **Ecology**, v.60, p.1255-1269, 1979.
- MONTGOMERY, R.F. Some characteristics of moist savanna soils and constraints on development with particular reference to Brazil and Nigeria. **Journal of Biogeography**, Vol. 15, No. 1, pp. 11-18. 1988
- MULHOLLAND, P.J. Regulation of nutrient concentration in a temperate forest stream: roles of upland, riparian and in streams process. **Limnology & Oceanography**, Grafton, v.37, n.7, p.1512-1526, 1992.
- MULHOLLAND, P.J.; HELTON, A.M.; POOLE, G.C.; HALL, R.O.; HAMILTON, S.K.; PETERSON, B.J.; TANK, J.L.; ASHKENAS, L.R.; COOPER, L.W.; DAHM, C.N.; DODDS, W.K.; FINDLAY, S.E.G.; GREGORY, S.V.; GRIMM, N.B.; JOHNSON, S.L.; MCDOWELL, W.H.; MEYER, J.L.; VALETT, H.M.; WEBSTER, J.R.; ARANGO, C.P.; BEAULIEU, J.J.; BERNOT, M.J.; BURGIN, A.J.; CRENSHAW, C.L.; JOHNSON, L.T.; NIEDERLEHNER, B.R.; O'BRIEN, J.M.; POTTER, J.D.; SHEIBLEY, R.W.; SOBOTA D.J.; & THOMAS, S.M. Stream denitrification across

- biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. **Nature** V. 452, pp.202-206, 2008.
- MURDOCH, P.S., STODDARD, J.L., The role of nitrate in the acidification of streams in the Catskill Mountains of New York. **Water Resources Research** 28, 2707–2721. 1992.
- NAIMAN, R.J. MELILLO, J.M.; LOCK, M.A.; FORD, T.E.; & REICE, S.R.. Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a sub-arctic river continuum. **Ecology**, v.68, p.1139-1156, 1987.
- NEAL, C.; FORTI, M.C. & JENKINS, A. Towards modeling the impact of climate change and deforestation on stream water quality in Amazonia: a perspective based on MAGIC model. **Science of the total environment**. V. 127, pp. 127-241. 1992
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Nitrogen dynamics in soil of forests and pasture in the western Brazilian Amazon basin. **Soil Biology & Biogeochemistry**, v.27, n.9, p.1167-1175, Sep, 1995.
- NEILL, C.; DEEGAN, L.D.; CERRI, C.C.; THOMAZ, S. Deforestation for pasture alter nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, Washington, v.11, n.6, p.1817-1828, 2001.
- NEILL, C., DEEGAN L.A, THOMAS S.M., HAUPERT C.L., KRUSCHE A.V., BALLESTER V.M., VICTORIA R.L. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. **Hydrological Processes**, 20, 2563-2580. 2006
- OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L. & WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, V. 44, pp. 327–337. 2000
- PARRON, L.M. Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma mata de galeria no distrito federal. **Tese de Doutorado**, Universidade de Brasília, 199 p, 2004
- PETERSON, B.J. WOLLHEIM, W.M.; MULHOLLAND, P.J.; WEBSTER, J.R.; MEYER, J.L.; TANK, J.L.; MARTÍ, E. BOWDEN, W.B. VALETT, H.M. HERSHEY, A.E. MCDOWELL, W.H.; DODDS, W.K.; HAMILTON, S.K.; GREGORY, S. MORRALL, D.D. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science**, Washington, v.292, p.86-90, 2001.
- RATTER, J. A., RIBEIRO, J. F. & BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**., vol. 80, p. 223-230. 1997.
- REATTO, A.; MARTINS, E.S.; FARIAS, M.F.R.; SILVA, A.V.; CARVALHO JÚNIOR, O.A. **Mapa pedológico digital-SIG atualizado do Distrito Federal escala**

- 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo.** Planaltina: Embrapa Cerrados, 31p. 2004.
- REINERS, W.A.; BOUWMAN, A.F.; PARSONS, W.F.J. KELLER, M. Tropical rainforest conversion to pasture – Changes in vegetation and soil properties. **Ecological Applications**, v.4, n.2, p.363-377, May, 1994.
- RICHEY, J.E.; WILHELM, S.R.; MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, L.R.; MELACK, J.M.; LIMA, C.A. Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon basin and their response to anthropogenic change. *Ciência e Cultura – Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, v.49, n.1/2, p.98-110, 1997.
- RUGANI, C.A.; SCHLITTLER, F.H.M.; CARVALHO, J.B. Biomassa e estoque de nutrientes nos vários compartimentos de uma floresta secundária de terra firme em Manaus. **Naturalia**, V.22, pp.103-113, 1997
- SALATI, E. & VOSE, P.B. Amazon basin: A system in equilibrium. **Science**, v.225, p129–138, 1984
- SANO, E.E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.; FERREIRA JUNIOR, L.G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.43, n.1, p.153-156, jan. 2008
- SAUNDERS, T.J. The biogeochemistry of dissolved nitrogen, phosphorus, and organic carbon along terrestrial-aquatic flowpaths of a montane headwater catchment in the Peruvian Amazon, **Hydrological Processes**. V. 20, pp. 2549–2562, 2006.
- SILVA JÚNIOR, M.C. Comparação entre Matas de Galeria no Distrito Federal e efetividade do Código Florestal na proteção de sua diversidade arbórea. **Acta Botânica Brasílica** v.15, p.139-146. 2001.
- TARDIN, A.T. & CUNHA, R.P. Evaluation of deforestation in the legal Amazonia using Landsat-TM images. INPE-5015-RPE/609, 38 p, 1990
- THOMAS, M.S. NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, V.M.; VICTORIA, R.L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, v.68, p.135–151, 2004.
- TINKER, P.B.; INGRAM, J.S.I.; STRUWE, S. Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v.58, n.1, p.13-22, Jun, 1996.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; & CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries aquatic sciences**. v. 37, p.130-137, 1980.
- WILLIAMS, M.R. & MELACK, J.M. Solute export from forest and partially deforest catchments in the central Amazon. **Biogeochemistry**, v.38, n.1, p.67-102, Jul, 1997.

WOLLHEIM, W.M.; PETERSON, B.J.; DEEGAN, L.A.; HOBBIE, J.E.; HOOKER, B.; BOWDEN, W.B.; ARSCOTT, K.J.; HERSHEY, A. E.; FINLAY, J.C. Influence of stream size on ammonium and suspended particulate nitrogen processing, **Limnology and oceanography**, v.46, p. 1 –13, 2001.

VIAS DO FLUXO DE NUTRIENTES EM BACIAS DE DRENAGEM COM COBERTURAS NATURAIS E AGRÍCOLAS NO CERRADO BRASILEIRO

1. INTRODUÇÃO

Uma grande quantidade do Cerrado brasileiro, que originalmente cobria aproximadamente 200 milhões de hectares, foi convertida para usos agropastoris e urbanos (Sano *et al.* 2008; Ribeiro e Walter 1998), sendo que ainda existem muitas manchas remanescentes da cobertura vegetação original (nativa). Segundo Resck *et al.* (1998), os pastos e os cultivos anuais são os resultados mais comuns das mudanças no uso da terra em áreas de cerrado.

Atualmente o desmatamento florestal é a mudança no uso da terra predominante que ocorre em grande parte dos trópicos úmidos (Matthews *et al.* 2000). Aqui no Brasil tem-se o exemplo dos desmatamentos que ocorrem na bacia amazônica, que segundo o INPE (2000) apresentou taxas de desmatamento anual variando de 11.000 a 29.000 km² durante a década passada, sendo a maior parte dessas áreas convertidas em pastos para criação extensiva de gado bovino (Fearnside 1993).

O Cerrado, importante bioma brasileiro, também vem sendo intensamente desmatado, sendo que em trabalho recente, Sano *et al.* (2008) mostram que agricultura e pastagens cultivadas são os principais usos da terra que substituem as áreas naturais de cerrado, com aproximadamente 40% das áreas originais já convertidas para diversos usos. Segundo Klink e Moreira (2002) durante os anos 70 as áreas de cerrado chegaram a apresentar uma média anual de desmatamento da ordem de 40.000 km² ao ano, sendo com isso duas vezes superior à taxa amazônica verificada entre os anos de 1978 e 1988. Apesar desses relevantes fatos a mídia nacional assim como a estrangeira somente dá visibilidade ao desmatamento Amazônico em detrimento ao do Cerrado.

Thomas *et al.* (2004) afirmam que a grande maioria dos estudos sobre a influência das mudanças no uso da terra nas características dos córregos, das soluções de escoamento superficial e freática são desenvolvidos nas zonas

temperadas, e devido às altas taxas de mudança no uso da terra nas regiões tropicais nas últimas décadas e ao potencial para mudanças das características de grandes rios tropicais é necessário o entendimento para a região tropical também.

Como a interação entre os sistemas terrestres e aquáticos se dá através das zonas ripárias, é interessante verificar como as mudanças na cobertura do solo estão agindo sobre a biogeoquímica das vias de fluxo (soluções de escoamento superficial, do solo e freática).

1.1 OBJETIVOS

Para avaliar os efeitos da mudança no uso da terra em características químicas dos diferentes componentes do fluxo (deposição atmosférica, soluções de escoamento superficial, do solo a 50 cm de profundidade e freática), zonas ripárias de pequenas drenagens foram selecionadas em áreas com cobertura natural e agrícola. No presente estudo serão avaliados os efeitos do uso da terra e da sazonalidade sobre:

- 1) a concentração de nutrientes e parâmetros químicos da deposição atmosférica, e das soluções de escoamento superficial, do solo a 50 cm de profundidade e freática em áreas com cobertura natural e rural;
- 2) a concentração e fluxo de nutrientes na deposição atmosférica e solução de escoamento superficial em áreas com cobertura natural e rural.

1.2 HIPÓTESES

Neste trabalho serão testadas as seguintes hipóteses a seguir.

Quanto às mudanças no uso da terra:

1. as soluções de escoamento superficial, do solo (50 cm de profundidade) e freática de áreas com cobertura natural possuem as menores concentrações de nutrientes devido ao efeito tampão causado pelas matas de galeria, além do baixo conteúdo de nutrientes no sistema;
2. as soluções de escoamento superficial, do solo (50 cm de profundidade) e freática de áreas agrícolas possuem maiores concentrações de nutrientes e maiores valores de parâmetros químicos que as com cobertura natural, apesar da presença de mata de galeria, em razão do efeito do uso da terra

ser intenso, resultando na não eficiência plena destas matas ripárias na retenção de nutrientes;

3. A deposição atmosférica das áreas com cobertura natural apresentará menores concentrações de nutrientes em relação às áreas rurais.

Quanto à sazonalidade:

1. as maiores concentrações de nutrientes nas áreas estudadas ocorrerão no período seco, quando comparado ao chuvoso, pois nesse ocorrerá diluição causada pelas chuvas;
2. durante o período chuvoso, em razão da diluição causada pelas chuvas, as concentrações de nutrientes e os valores dos parâmetros químicos em áreas com cobertura natural e rural são iguais;
3. as concentrações de nutrientes nas soluções de escoamento superficial, do solo (50 cm de profundidade), freática serão maiores no início do período chuvoso e decairão até o final deste período;
4. durante o período chuvoso as concentrações de nitrato serão menores que na época seca;

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

O estudo foi realizado em área com cobertura natural preservada, nas matas de galeria dos córregos Pitoco e Taquara da Reserva Ecológica do IBGE, e em área com cobertura rural, nas zonas ripárias dos córregos Estanislau e Barreiro do Mato na bacia do rio Jardim em Planaltina.

2.2. Componentes do fluxo

2.2.1 Coleta de deposição atmosférica

Em cada uma das áreas naturais (Pitoco e Taquara na Reserva Ecológica do IBGE) e rurais (Chácara 117 e Fazenda Dimas) foi instalado um coletor de água da chuva, sendo que o mesmo era uma garrafa de cinco litros, confeccionada em plástico (polietileno), pintada com uma camada preta, sobreposta por outra branca, e tinha por objetivo evitar a passagem de luz e o possível aparecimento de algas. O coletor possuía um funil de polipropileno (18 cm de diâmetro) conectado, ao qual foi colocado um pequeno pedaço de tela de nylon (malha de 2 mm) para evitar que caíssem insetos, folhas, dentre outros detritos contaminantes. Estes coletores foram colocados num poste de madeira (com 2,3 m de altura) numa área aberta (Figura 37). As distâncias entre os coletores e as bordas da matas eram: Pitoco – 70 m; Taquara – 45 m; Estanislau – 25 m, e Barreiro do Mato 20 m. Todos os coletores foram instalados em janeiro de 2006, e as coletas foram realizadas até janeiro de 2007, com frequência quinzenal durante o período chuvoso e mensal durante a estação seca.

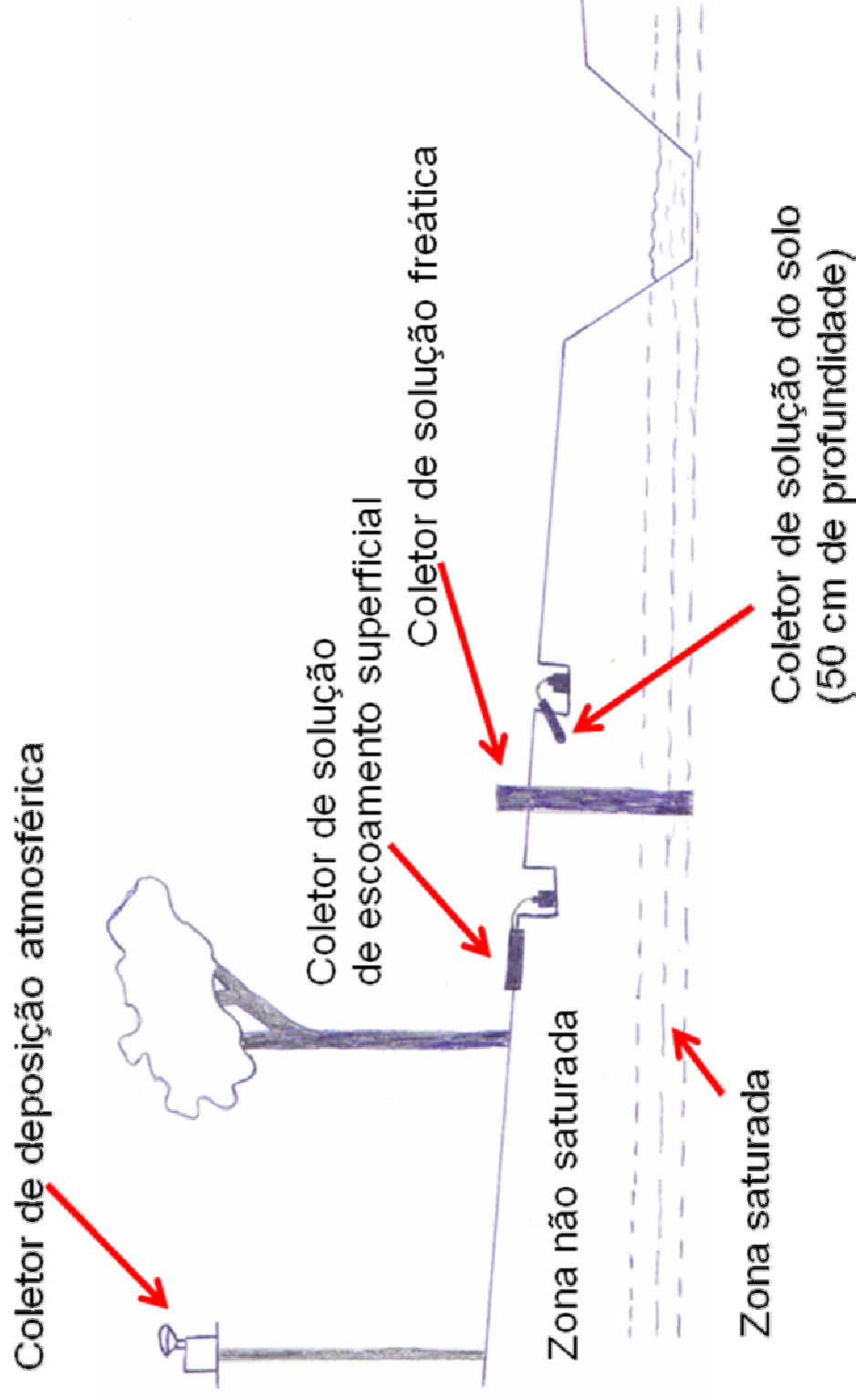


Figura 37. Ilustração esquemática do desenho experimental instalado nas matas de galeria dos córregos Pitoco e Taquara (RECOR-IBGE) e da zona ripária do córrego Estanislaú e mata de galeria do córrego Barreiro do mato (zona rural de Planaltina).

2.2.2 Coleta de solução de escoamento superficial

Os coletores foram confeccionados com ripas de madeira de 10 cm de altura formando um retângulo de 1 metro de largura x 2 metros de comprimento aproximadamente. Medidas detalhadas dos coletores são apresentadas no anexo 1. O equipamento ficava com 70% da sua altura enterrada, em local com declividade suficiente para proporcionar escoamento da solução superficial do solo (Figura 38). A aresta que ficava na parte inferior deste retângulo era feita com calha de policloreto de vinila (PVC), e tinha por objetivo a canalização da água para uma garrafa plástica de polietileno semelhante à da coleta de precipitação. Esta garrafa ficava posicionada verticalmente logo abaixo do coletor, semi-enterrada para evitar a perda de amostra, e se conectava ao mesmo através de uma mangueira. A frequência das coletas era quinzenal durante o período chuvoso e mensal durante a estação seca

Foram instalados coletores de solução de escoamento superficial nas áreas naturais (matas dos córregos Pitoco e Taquara - RECOR-IBGE), assim como nas áreas rurais (córregos Estanislau e Barreiro do Mato). No córrego Pitoco foram instalados quatro coletores dentro da mata, sendo dois localizados a aproximadamente seis e dez metros de distância do córrego, e os outros dois a 60 e 90 metros do córrego (Figura 39). Na mata do córrego Taquara foram instalados apenas dois coletores a uma distância de aproximadamente 5 metros do córrego (Figura 40). Na Chácara 117 foram instalados dois coletores numa antiga área de pastagem coberta por gramíneas, distantes 30 metros da borda de regeneração da mata (Figura 41). Na Fazenda Dimas foram instalados quatro coletores (Figura 42), sendo dois dentro da mata, a uma distância de seis e oito metros do córrego, enquanto os demais foram instalados fora da mata, a uma distância de 10 metros da sua borda, dentro de uma área cultivada com mandioca e milho.



Figura 38 - Coletor de solução de escoamento superficial.

2.2.3. Coleta de solução de solo a 50 cm de profundidade

Lisímetros de sucção a vácuo foram instalados nas matas dos córregos Pitoco e Taquara, assim como nas matas dos córregos Estanislau e Barreiro do Mato (Anexo 2), com o objetivo de coletar solução do solo a uma profundidade de 50 cm. Esse equipamento consiste de um tubo de PVC (50 cm de comprimento e 50 mm de diâmetro) com uma cápsula cerâmica porosa acoplada na extremidade que fica em contato com o solo, tendo por função permitir a entrada da solução do solo. A outra extremidade era tampada com uma rolha de borracha, através da qual passavam dois pequenos tubos de vidro, sendo um mais longo para coleta da amostra que ficava no interior do lisímetro e um mais curto através do qual era extraído o ar interno para a manutenção do equipamento sob vácuo permanente. Para a instalação do lisímetro foi utilizado um trado para a colocação do mesmo na profundidade desejada, de forma que a parte cerâmica tivesse o contato máximo com o solo

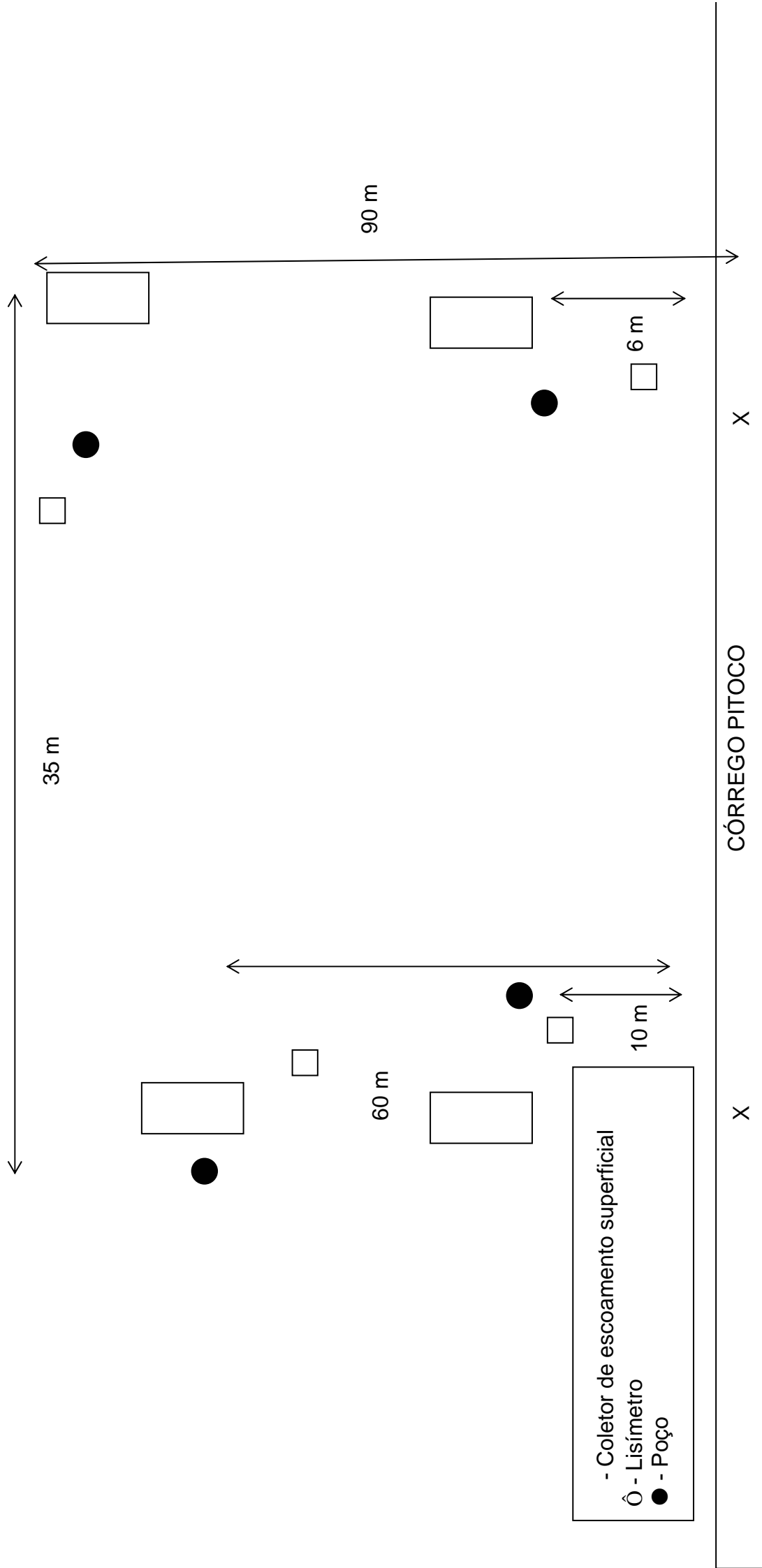


Figura 39 – Configuração da área do córrego Pitoco (RECOR-IBGE) exibindo os coletores (coletor por escoamento superficial, lisímetro e poço) e os pontos de coleta no córrego (X).

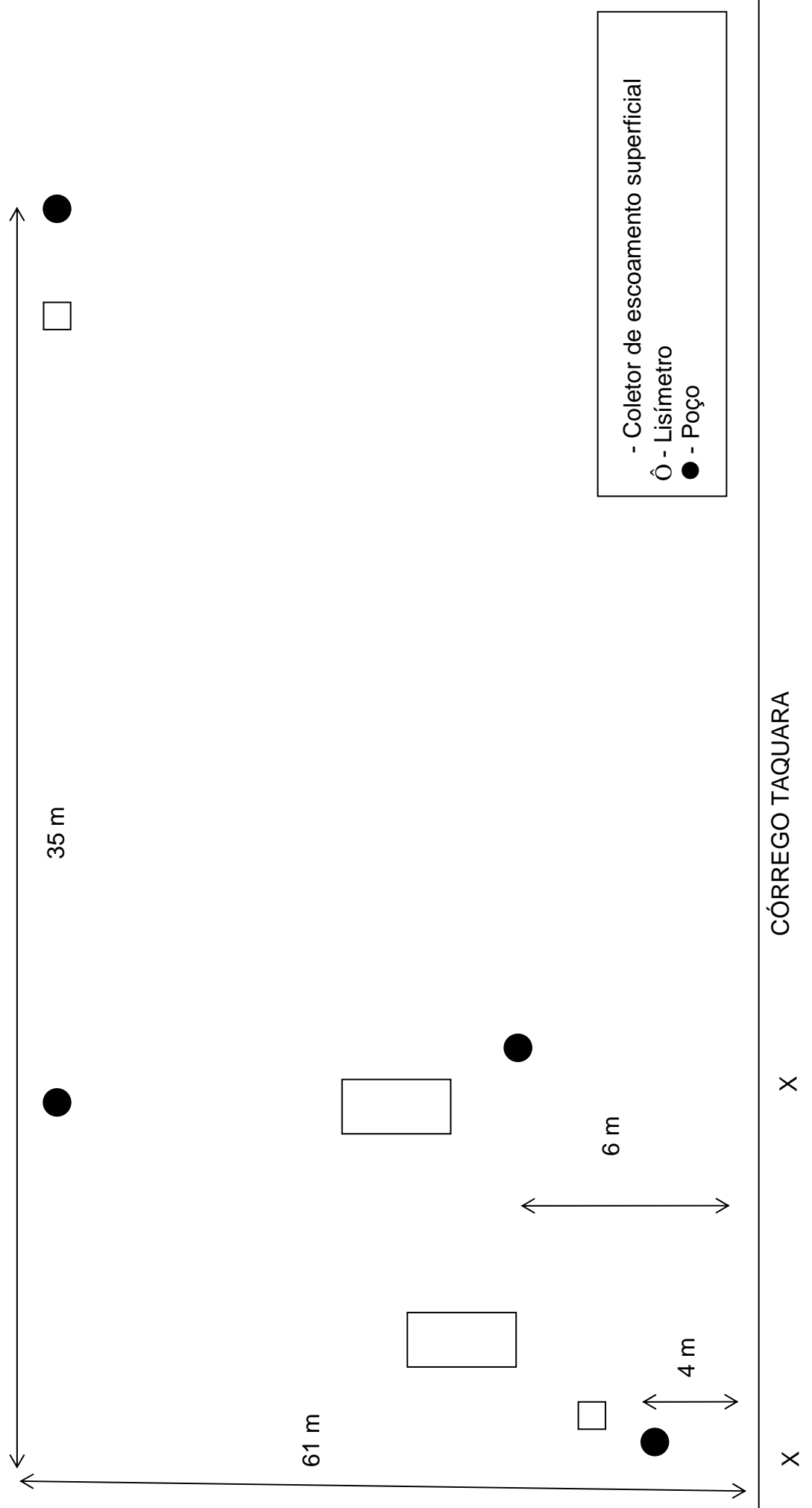


Figura 40 – Configuração da área do córrego Taquara (RECOR-IBGE), exibindo os coletores (coletor por escoamento superficial, lisímetro e poço) e os pontos de coleta no córrego (X).

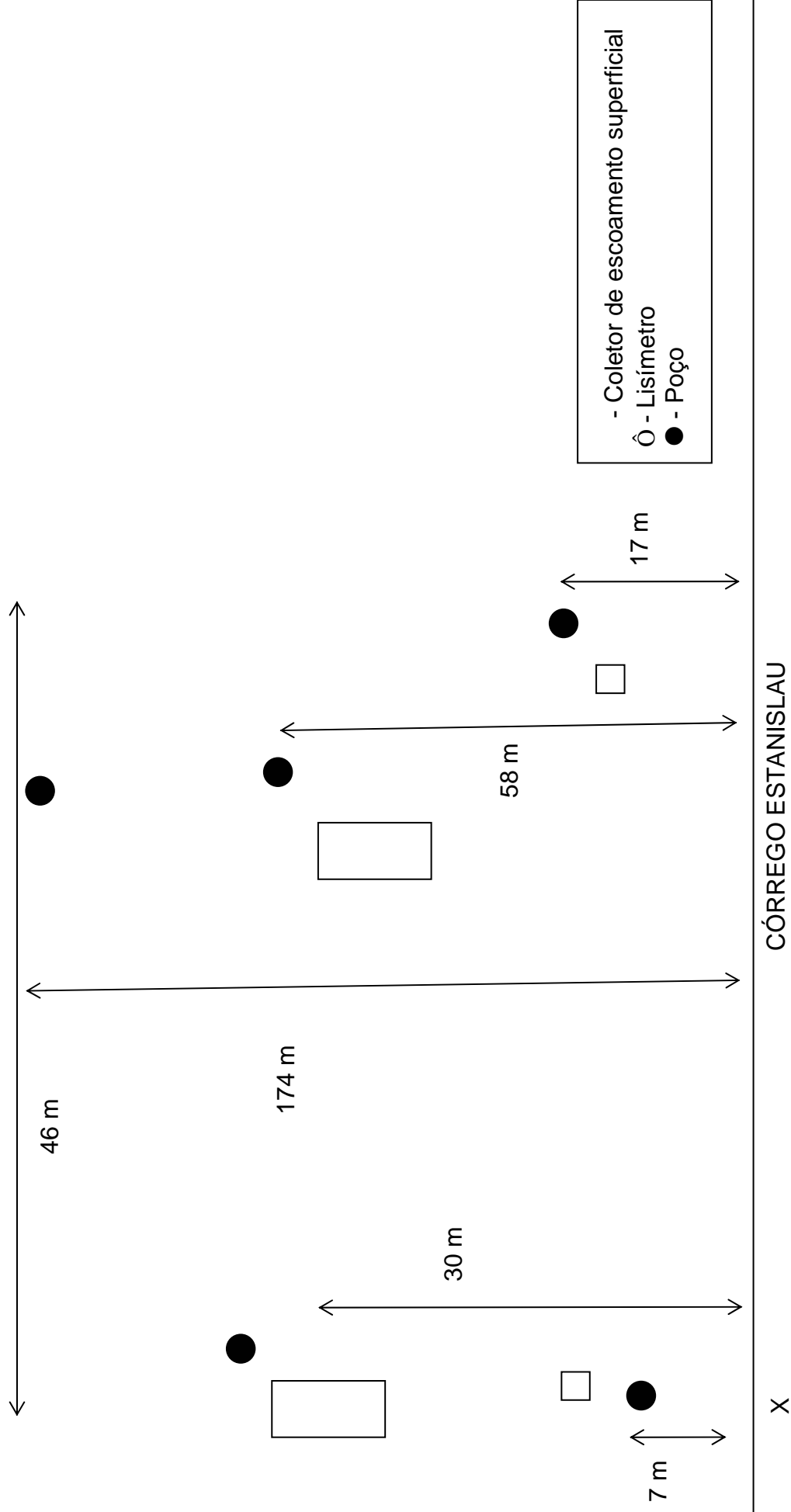


Figura 41 – Configuração da área do córrego Estanislau (Chácara 117 – Rio Jardim), mostrando os coletores (coletor por escoamento superficial, lisímetro e poço) e o ponto de coleta no córrego (X).

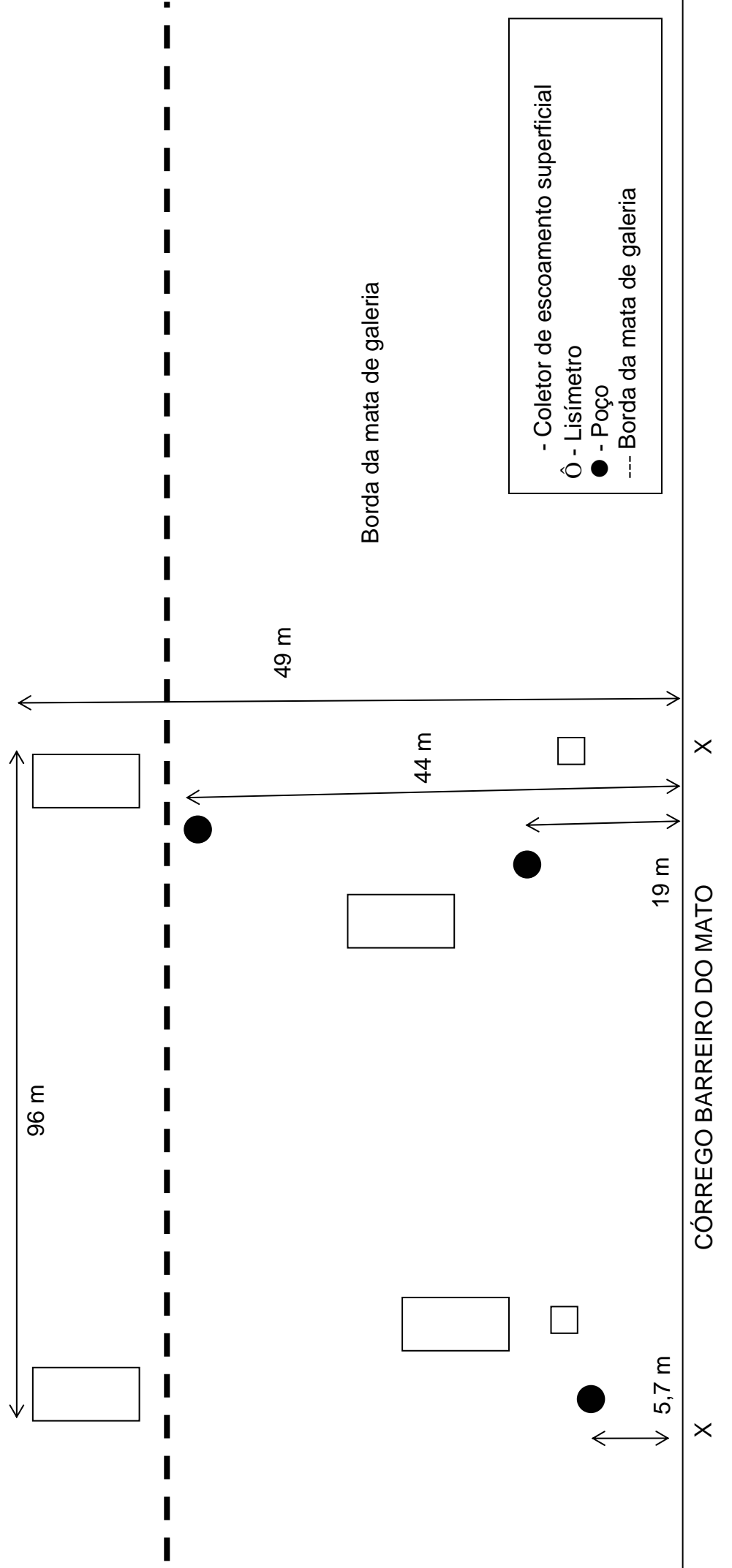


Figura 42 – Configuração da área do córrego Barreiro do Mato (Fazenda Dimas – Rio Jardim), mostrando os coletores (coletor por escoamento superficial, lisímetro e poço) e os pontos de coleta no córrego (X).

No córrego Pitoco foram instalados quatro lisímetros (Figura 39), cada um dos quais próximos a um coletor de solução de escoamento superficial, enquanto no Taquara foram colocados dois, sendo um a quatro metros do córrego e um outro próximo à borda da mata, na parte interna (Figura 40). Na Chácara 117 e Fazenda Dimas foram instalados dois equipamentos em cada um dos locais, sendo que os mesmos ficavam a uma distância aproximada de sete metros do córrego em ambas as áreas (Figuras 41 e 42). Todos os lisímetros foram instalados em dezembro de 2004, e as coletadas realizadas até dezembro de 2006, com frequência quinzenal durante o período chuvoso e mensal durante a estação seca.

2.2.4. Coleta de solução freática

Nas áreas naturais e rurais foram instalados poços para a coleta de solução freática (Anexos 2 e 3), sendo que os mesmos foram perfurados até o momento que fosse possível alcançar a zona saturada. Cada um destes poços recebeu um cano de PVC de 50 mm de diâmetro, e na extremidade superior era colocada uma tampa de PVC para evitar que caíssem detritos dentro do poço, além de água da chuva. A extremidade final do cano era aberta para entrada da solução freática, e na porção inferior dessa peça foram feitas ranhuras laterais para permitir que a solução entrasse lateralmente também.

Na mata do córrego Pitoco foram instalados quatro poços, sendo dois a uma distância de aproximadamente seis metros do córrego, enquanto que os demais a 60 e 90 metros (Figura 39). Na mata do córrego Taquara foram instalados quatro poços (Figura 40), sendo dois próximos ao córrego (quatro e seis metros) e os demais na parte interna da borda da mata (60 metros do córrego). Na Chácara 117 foram instalados cinco poços (Figura 41), sendo dois próximos ao córrego (sete e 17 metros de distância do córrego), enquanto que os demais afastados a distâncias de 55, 60 e 170 metros do córrego. Na Fazenda Dimas foram instalados três poços (Figura 42), sendo dois próximos ao córrego (seis e dezenove metros) e um a 44 metros do córrego, na parte interna da borda da mata. Os poços foram instalados entre março e novembro de 2004, e a frequência das coletas era quinzenal durante o período chuvoso e mensal durante a estação seca.

2.3. Variação do nível dos córregos

Foram instalados também nos córregos Pitoco, Taquara e Barreiro do Mato transdutores de pressão d'água (Data Logger – Global Water), com o objetivo de determinar a variação anual do seu nível. As medições foram feitas entre setembro de 2004 e dezembro de 2007 (Pitoco), entre setembro de 2004 e dezembro de 2006 (Taquara) e entre janeiro de 2006 e dezembro de 2007 (Barreiro do Mato). Determinou-se também a área das secções transversais desses córregos com o objetivo de avaliar a suas vazões anuais, inclusive em coletas durante eventos de chuva intensa. Para determinar o momento inicial e final da coleta durante os eventos de chuva, foram observados dados pluviométricos da estação meteorológica localizada na Reserva Ecológica do IBGE, juntamente com os dados da variação do nível do córrego, para assim avaliar a partir de quanto tempo do início da chuva o nível do córrego começava a subir e voltar à linha de base.

As coletas de eventos de chuva intensa foram realizadas no córrego do Pitoco em 17/03/2006, Taquara em 08/12, 28/12/2006 e 01/02/2007, enquanto que no Barreiro do Mato em 21/12/2006 e 04/01/2007. Durante as coletas de eventos as amostras foram coletadas a cada 15 minutos por um período variável entre uma e quatro horas.

2.4. Procedimentos de coleta das amostras de água

As amostras eram coletadas manualmente, com freqüência mensal durante o período seco e quinzenal durante a estação chuvosa.

2.4.1. Deposição atmosférica, soluções de escoamento superficial e a 50 cm de profundidade

O volume total das soluções armazenadas nas garrafas era medido com uma proveta plástica de polipropileno, e em seguida uma alíquota de 280 ml era armazenada num frasco de polietileno e conduzida ao laboratório conservada em gelo. Posteriormente o equipamento era lavado com água deionizada, e no caso dos lisímetros era restabelecido o vácuo (60 bar) no sistema com o auxílio de uma bomba manual da marca Metyvac.