

BARBARA ROCHA PINTO BONNET

**RELAÇÕES ENTRE QUALIDADE DA ÁGUA E USO DO SOLO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS NO CERRADO BRASILEIRO: Aspectos físicos e sociais e
proposição de diretrizes**

Tese apresentada ao Programa de
Doutorado em Ciências Ambientais da
Universidade Federal de Goiás, como
requisito à obtenção do título de Doutor
em Ciências Ambientais.

Orientador:

Prof. Laerte Guimarães Ferreira Jr., Ph.D.

**GOIÂNIA
2007**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Barbara Rocha Pinto Bonnet

**Relações entre qualidade da água e uso do solo em bacias hidrográficas no
Cerrado Brasileiro: aspectos físicos e sociais e proposição de diretrizes**

Tese apresentada ao Programa de
Doutorado em Ciências Ambientais da
Universidade Federal de Goiás, como
requisito à obtenção do título de Doutor
em Ciências Ambientais.

Orientador:

Prof. Laerte Guimarães Ferreira Jr., Ph.D.

Goiânia
Novembro/2007

Barbara Rocha Pinto Bonnet

**Relações entre qualidade da água e uso do solo em bacias hidrográficas no
Cerrado Brasileiro: Aspectos físicos e sociais e proposição de diretrizes**

Banca Examinadora

Prof. Laerte Guimarães Ferreira Jr., Ph.D.
Instituto de Estudos Socioambientais / Universidade Federal de Goiás
Orientador

Prof. Nabil Joseph Eid, Ph.D.
Faculdade de Tecnologia / Universidade de Brasília

Prof. Nilson Clementino Ferreira, Dr.
Centro Federal de Educação Tecnológica de Goiás

Prof. Luís Maurício Bini, Dr.
Instituto de Ciências Biológicas / Universidade Federal de Goiás

Prof. Fausto Miziara, Ph.D.
Faculdade de Ciências Humanas e Filosofia / Universidade Federal de Goiás

AGRADECIMENTOS

A construção desta Tese de Doutorado só foi possível em virtude do apoio que recebi de pessoas em meu convívio acadêmico, profissional e pessoal. Dentre todas elas, eu gostaria de agradecer, especial e particularmente, a meu orientador, Dr. Laerte Guimarães Ferreira Jr., pelo aprendizado em temas que acompanharão minha vida acadêmica e profissional por longos anos, e principalmente pela confiança, compreensão, disponibilidade e paciência incondicionais.

Sua capacidade de comprometer e entusiasmar pessoas permitiu que a equipe do Lapig se consolidasse e se renovasse constantemente, mantendo a excelência acadêmica que o contato com instituições de ponta fomenta. Gostaria de agradecer aos colegas Fábio Cordeiro Lobo, Marlon Nemayer, Manuel Eduardo Ferreira, Genival Fernandes e Nilson Clementino Ferreira, em quem encontrei respostas e ajuda.

Agradeço também à Dra. Ina de Souza Nogueira, ao Dr. Fausto Miziara e ao Dr. Luís Maurício Bini, da Universidade Federal de Goiás, ao Dr. Nabil Joseph Eid, da Universidade de Brasília, e ao Dr. Marcelo Corrêa Bernardes, da Universidade Federal Fluminense, pelos esclarecimentos.

Agradeço ainda à Saneamento de Goiás, Saneago, pela cessão dos dados de qualidade da água e esclarecimentos a seu respeito, diretamente e através da Neotropica Tecnologia Ambiental. Aos membros destas equipes, Biólogos Regina Bessa e Carlos Soares na Saneago, e Murilo Roriz Rizzo e Rúbia Pinheiro, na Neotropica, reitero meu agradecimento.

Gostaria de agradecer à Logos Engenharia e à Enerconsult, membros e líderes dos consórcios em que atuei mais recentemente no âmbito profissional, pela compreensão nos momentos em que me vi obrigada a direcionar esforços para esta Tese. Neste sentido, agradeço especialmente o apoio e compreensão dos Engenheiros Giordano de Souza Aguiar, Luiz Eugênio Cunha Motta e da Dra. Rosana Gonçalves Barros.

Agradeço também à equipe da Saneago/ASSEME, pelo interesse e expectativa constantes durante a elaboração desta Tese. Em particular, agradeço ao Dr. João Guimarães de Barros, ao Engenheiro Caio Gusmão, ao Dr. Ivaltemir “Tinil” Carrijo, à Biomédica Vanessa Valeriano e ao Gestor Ambiental Christopher Alves.

Sem que a ordem dos agradecimentos reflita sua importância, quero agradecer profundamente a minha família e a meus amigos. Embora a maior parte de vocês esteja distante, vocês estiveram tão mais perto quanto mais difíceis foram os dias – e também quanto mais alegres e compensadores eles foram. Pelo mesmo motivo, agradeço também a Giane e Janaína, meus apoios recentes no Planalto Central.

ÍNDICE

RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. ESTRUTURA DA TESE	4
3. CONCLUSÕES	14
APÊNDICES	19

RESUMO

Esta Tese teve como temática central a investigação das relações entre uso do solo e qualidade da água no Cerrado Brasileiro, de forma a contribuir ao uso de instrumentos econômicos para uma gestão conjunta dos recursos florestais, hídricos e da ocupação do território. Tem com principal recorte o Estado de Goiás, embora algumas avaliações abarquem o Distrito Federal e outras se concentrem na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, no Centro Goiano. De fato, Goiás vem sofrendo intensa conversão de terras, principalmente desde a década de 1960, tendo hoje 34% de sua área ainda coberta por formações florestais nativas. Os efeitos desta conversão sobre a qualidade da água podem ser indicados por índices (IQAs) e sua resposta a métricas de uso do solo, de forma a basear o planejamento ambiental por bacias hidrográficas. Neste sentido, os *transferable development rights* (TDR) são uma opção de financiamento pelo mercado da proteção a áreas prioritárias, como em reservas legais extra-propriedade, que deve ser feita por bacias hidrográficas e pode ser apoiada em indicadores de paisagem adimensionais, como o *normalized remaining vegetation index* (NRVI). Segundo o NRVI, quase 50% das bacias hidrográficas de Goiás e Distrito Federal com áreas mínimas de 10 mil hectares não têm cobertura vegetal equivalente aos requisitos legais, enquanto 18% das bacias possuem mais que o dobro de excedente, e estão concentradas no Nordeste do Estado, onde se encontram os menores índices de desenvolvimento humano, IDHm. O uso de TDR pode atenuar a fragmentação florestal, como também privilegiar bacias deficitárias e reconhecidas como áreas prioritárias à conservação. Bônus de aglomeração até o limite inferior de 20% requerido em lei também podem ser aplicados. A inclusão da qualidade da água nesta discussão se fez pela proposição de um primeiro IQA em nível estadual, que se revelou bastante aderente à sazonalidade pluviométrica regional e à indicação do aporte de sedimentos e matéria orgânica por *run-off* em áreas rurais. Este IQA variou de forma tênue (r^2 de até 0,12) em função do NRVI, cujo mínimo para atender aos requisitos legais é atingido em apenas 31,52% das 89 bacias de captação avaliadas. Isto levou à concentração da análise na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, manancial de abastecimento da capital goiana, que conta com uma série histórica de dados mais robusta, e cujo mapeamento à escala de 1:20.000 na bacia indicou 18% de cobertura vegetal nativa. Tanto em Goiás como nesta bacia em particular, estas relações são sensíveis à sazonalidade pluviométrica e, para parâmetros como fósforo solúvel e ICF, vinculam-se durante a cheia ao *run-off* de sedimentos associado ao uso agropecuário e à cobertura vegetal, principalmente no *buffer* ripário, e na seca, ao aporte de efluentes domésticos relacionadas à proporção de áreas urbanas na bacia. A base de dados nesta bacia ensejou a avaliação de dois IQAs, o primeiro dos quais composto pela ponderação de 23 parâmetros, e o segundo, baseado no *Oregon Water Quality Index* (OWQI), o qual revelou grande sensibilidade à complexidade das relações entre os parâmetros e ao papel da variação sazonal. Os IQAs variaram preponderantemente em função da associação entre a proporção de *buffers* ripários com cobertura vegetal nativa e a área total sob uso urbano na bacia hidrográfica. Ficou evidenciada, assim, a importância para a qualidade da água de se privilegiar a recomposição da vegetação em *buffers* ripários e práticas de conservação de solos, no meio rural, bem como o tratamento de efluentes domésticos e controle da drenagem pluvial, em áreas sob uso urbano. Voltando ao escopo geográfico estadual, o mapeamento das linhas de drenagem interceptadas por remanescentes de vegetação, o mapeamento de cobertura vegetal sobre hidrografia aponta que os efeitos da conversão de solos para usos antrópicos são tão mais severos quanto mais próximo às linhas de drenagem. Considerando seus efeitos sobre a qualidade da água, é cabível que políticas de gestão florestal e de recursos hídricos atuem conjuntamente para privilegiar a recomposição do *buffer* ripário e áreas de preservação permanente marginais a recursos hídricos. Possíveis mecanismos de TDR para tanto são a compensação de *déficit* de reservas legais através da recomposição dos *buffers* ripários e a aplicação de bônus de aglomeração. Instrumentos como o ICMS Ecológico e mecanismos no âmbito de Comitês de Bacia, e mesmo a possível mudança da legislação florestal brasileira, também são oportunidades neste sentido.

ABSTRACT

This dissertation work, aiming at contributing to the use of economic instruments to the effective territorial planning and governance, was focused on the relations between land use and water quality in the Brazilian Cerrado. The study area comprised both the State of Goiás and the Federal District, besides the João Leite watershed. Since 1970, Goiás has been object of a severe land conversion, which left about only 35% of native vegetative cover. The effects of such aggressive land cover change on the water quality can be assessed through simple linear indices (WQI) which tend to respond well to land use metrics. In this sense, economic instruments, as the *transferable development rights* (TDR) (e.g. off site legal reserves), can be implemented, in support of protected areas, according to landscape indices such as the *normalized remaining vegetation index* (NRVI). Based on this index, approximately 50% of the watersheds with area larger than 10,000 ha, located in Goiás and the Federal District, do not comply with the minimum requirements of the Forest Code regarding the native vegetation. On the other hand, in 18% of these basins, located in the northeastern portion of the State of Goiás, dominated by poor human development indices, the remnant vegetation is at least twice as much the amount legally required. In fact, the use of TDRs could serve to attenuate forest fragmentation, while promoting the conservation of threatened priority areas. Agglomeration bonus up to the 20% lower limit required by law could also be considered. The inclusion of water quality issues in this discussion was first attempted through a WQI at the state level. Besides a seasonal behavior and a dependence to the run off of sediments and organic matter in rural areas, this WQI also showed a very weak response to variations in the NRVI (r^2 up to 0.12), which complies to the Forest Code only in 31.52% of the 89 basins evaluated. Therefore, we opted to focus our analysis on the Joao Leite basin, the supplying watershed of the State Capital. Besides a more robust databasis, our analysis of the Joao Leite basin also relied on a detailed landcover map produced at the 1:20,000 scale, which indicated about 18% of remnant vegetation. As seen before, the WQI also showed a seasonal trend and, as indicated by the soluble phosphorous and FCI contents, a clear dependence to the wet season run off of sediments from agricultural and pasture sites and to the riparian vegetation, as well as to the domestic sewage in the dry season, according to the proportion of urban area in the affluent basins. For the Joao Leite basin, in addition to the WQI comprising all the 23 parameters available, a second WQI, based on the Oregon Water Quality Index (OWQI), was also evaluated. The OWQI index was very sensitive to the complex relations between the parameters and the role played by the seasonal variation. Nevertheless, both WQI mainly varied in response to the proportion of remnant vegetation in the riparian zones in association to the amount or urban area in each basin. These results demonstrate the importance of preserving and restoring the riparian zones, as well as of effective treatment of sewage and urban drainage, in order to maintain the water quality. At the State level, the analysis of the remnant vegetation cover intercepted by the river network indicates that the removal of the natural vegetation is particularly critical at the riparian zones. Thus, forest and water resource protection policies should mostly focus on the recovering of the permanent protection areas around the rivers. Possible means to achieve such goal includes the use of TDR. In addition, changes in our Forest Code, along other economic instruments and more pro-active watershed committees, would certainly be instrumental in protecting our water resources.

1. INTRODUÇÃO

O Estado de Goiás vive um momento importante no que tange à gestão da ocupação territorial e de seus recursos ambientais. O Estado vem sofrendo uma intensa conversão de terras, principalmente desde a década de 1960, que reduziu seus remanescentes de formações florestais nativas a 34%. Este processo vem recentemente alcançando regiões do Estado com severas limitações ao uso intensivo, em face de aspectos físicos e sócioambientais, como por exemplo o nordeste goiano.

Por outro lado, a aplicação de instrumentos econômicos de gestão, a implementação recente de dois Comitês de Bacia e a instituição legal da Agência Goiana de Águas (à espera de regulamentação para sua efetiva implementação) sinalizam ao advento de oportunidades de planejamento e gestão integrada dos recursos ambientais. Esta integração está alicerçada em dois princípios básicos – a relação de interdependência com os recursos ambientais e a manifestação de seus efeitos na unidade de paisagem de bacia hidrográfica.

Uma forma clássica de interdependência entre recursos ambientais são as relações entre o uso do solo e a disponibilidade quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos, cuja diminuição vem sendo associada à conversão de áreas florestadas. Estas relações podem ser apontadas por índices adimensionais que sintetizem a qualidade da água, como os IQAs, e seu comportamento ante diversas métricas de paisagem e uso do solo, no sentido de refletir a intensidade das alterações antrópicas, principalmente no âmbito da bacia hidrográfica.

Em fato, a bacia hidrográfica agrega sistemicamente os aspectos físicos e bióticos do ambiente, guardando estreitas relações de causa e efeito com o uso do solo em sua área de drenagem. Em grandes extensões territoriais, conhecer parâmetros que relacionem as condições de uso do solo com a qualidade desejável da água pode basear instrumentos de planejamento e padrões de uso do solo.

Mais além, as bacias hidrográficas têm grande flexibilidade de uso em instrumentos econômicos de conservação, como os *transferable development rights*, TDR, surgida na década de 1980, como opção de financiamento, pelo mercado, da proteção a áreas prioritárias à conservação. Em Goiás, um dos instrumentos em estágio avançado de implementação são as reservas legais extra-propriedade, para as quais conviria definir um padrão de hierarquia de canais ou área mínima indicados legalmente como área de aplicação por bacia hidrográfica.

Neste contexto, e partindo de um pressuposto cientificamente consagrado – o de que há relações entre a qualidade da água e o uso do solo em bacias hidrográficas – esta Tese é estruturada de forma a responder a algumas *science questions* em torno do tema:

1. Em que escala de bacia hidrográfica e com que métricas de paisagem o uso do solo pode ser melhor relacionado à qualidade da água?
2. Quais os parâmetros de qualidade da água que melhor se relacionam aos efeitos do uso do solo evidenciados pelas métricas de paisagem propostas?
3. Há indicadores socioeconômicos que possam ser relacionados às métricas de paisagem e indicadores de qualidade da água propostos?
4. Como os instrumentos econômicos e de planejamento do uso do solo, que estão ou

deverão ser implementados em Goiás, podem absorver estas relações como critérios de tomada de decisão na gestão territorial e de recursos hídricos?

Destas questões, as de números 1 e 4 foram abordadas no Artigo 1, em que as bacias hidrográficas de Goiás foram individualizadas com diversas áreas mínimas, às quais foi aplicado uma métrica de paisagem denominada *normalized remaining vegetation index*, NRVI, cuja distribuição foi comparada ao Mapa de Áreas Prioritárias à Conservação em Goiás e a um instrumento de gestão territorial por TDR em uso no Estado, na forma de reservas legais extra-propriedade.

As questões 1 e 2 foram enfocadas no Artigo 2, no qual uma base de dados de qualidade da água da empresa Saneamento de Goiás foi consistida em um IQA, cujas relações com o NRVI das bacias hidrográficas de captação foram testadas. Como não se obtiveram relações tão evidentes entre o NRVI e o IQA proposto no Artigo 2, foram buscadas no Artigo 3 novas abordagens para as questões 2 e 3. O Artigo 4 se concentrou na discussão da questão 4, a partir das respostas obtidas para as questões anteriores.

2. ESTRUTURA DA TESE

Os resultados desta Tese estão ordenados em quatro artigos científicos. Dois deles já se encontram publicados em periódicos, um deles se encontra submetido e um quarto artigo será submetido após o depósito desta Tese. Os artigos que compõem esta Tese são os descritos a seguir.

Artigo 1

BONNET, B. R. P.; FERREIRA JR., L. G.; LOBO, F. C. Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado: uma análise preliminar no contexto da bacia hidrográfica. **Rev. Bras. Cartografia**, v. 58, n. 2. Agosto 2006 (edição eletrônica).

Este artigo foi produzido no âmbito da disciplina Oficinas em Análise Ambiental e se encontra publicado na Revista Brasileira de Cartografia. Centra-se na gestão ambiental por bacias hidrográficas no Estado de Goiás, propondo um indicador de paisagem aplicável a estas bacias (*normalized remaining vegetation index*, NRVI) e discutindo sua aplicabilidade a um sistema de TDR (*transferable development rights*) com Reservas Legais Extra-propriedade. Seus objetivos foram:

- apresentar um índice normalizado de vegetação remanescente, NRVI, para relacionar áreas remanescentes e convertidas,
- aplicar o NRVI em bacias hidrográficas geradas a partir de imagens SRTM com áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 hectares;
- com base num NRVI equivalente aos requisitos da legislação florestal brasileira,

- associar as bacias às Áreas Prioritárias para Conservação em Goiás;
- o discutir a aplicabilidade do NRVI em bacias hidrográficas em um sistema de TDR com reservas legais extra-propriedade no Brasil e em Goiás.

O NRVI se revelou um indicador de paisagem adimensional de fácil aplicação, dada sua proporcionalidade direta com o percentual de cobertura vegetal remanescente em cada bacia. Quase 50% das bacias hidrográficas de Goiás e do Distrito Federal com áreas mínimas de 10.000 hectares não atingem a área de cobertura vegetal equivalente à mínima legalmente requerida pelo Código Florestal e suas atualizações. Outros 18,61% das bacias possuem mais que o dobro da cobertura vegetal nativa demandada. O aumento da escala de bacia tende a diminuir a precisão destes percentuais em até 4,26%. Evidenciou-se a concentração de bacias com alto NRVI no Nordeste e baixo NRVI no Centro-Sul de Goiás.

É possível aplicar o NRVI por bacias hidrográficas geradas por imagens SRTM em um sistema de TDR em Reserva Legal Extra-Propriedade e áreas de Servidão Florestal na região. O uso destes instrumentos pode atenuar a fragmentação de remanescentes e a concentração de reservas legais em regiões e ecossistemas específicos, estimulando economicamente o proprietário rural pela opção por TDR. Em um sistema de bacias únicas, as transações priorizariam um NRVI de -0,382 dentro de cada bacia. Em um sistema de duas bacias, podem ser privilegiadas transações nas bacias de menor área mínima que compõem áreas prioritárias à conservação em Goiás. Bônus de aglomeração até o limite inferior de 20% requerido em lei também podem ser aplicados.

Artigo 2

BONNET, B. R. P.; FERREIRA JR., L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da paisagem. **R. Árvore** (submetido).

Este artigo foi submetido à Revista *Árvore*, cujas observações do *peer review* estão sendo aguardadas. Soma ao enfoque de bacias hidrográficas e NRVI do Artigo 1 a variável qualidade da água, para cuja avaliação também propõe um índice adimensional. Estas informações foram avaliadas em nível estadual, agregando dados de 174 captações d'água, operadas pela Saneamento de Goiás (Saneago) entre janeiro/2002 e dezembro/2004. Suas relações com o NRVI são investigadas em bacias hidrográficas de mananciais superficiais de abastecimento público em Goiás. Os objetivos do artigo foram:

- sintetizar uma base de dados de qualidade da água a partir dos parâmetros disponíveis e integrá-los em índices de qualidade da água (IQAs) anual, de estação seca e de cheia;
- espacializar as bacias de captação e aplicar o NRVI para a totalidade de suas áreas;
- avaliar as relações entre os IQAs produzidos e a proporção de remanescentes, em função dos respectivos valores de NRVI para as bacias de manancial utilizadas.

O Artigo 2 confirmou a dependência de diversos parâmetros de qualidade da água em relação à sazonalidade pluviométrica, sendo que na estação seca há melhor qualidade da água em relação às médias anuais. Os parâmetros de cor aparente, turbidez, pH e índices de coliformes totais e fecais (ICT e ICF) se revelaram aquém dos padrões legalmente requeridos em até 62,43% dos resultados, com picos associados à estação de cheia.

Foi produzido um IQA que explica pelo menos 54,02% da variância total das médias, que se mostrou um indicador sensível ao aporte de sedimentos e matéria orgânica a eles adsorvida, por *run-off*. As chuvas de grande erosividade usualmente associadas ao início e fim da estação chuvosa podem intensificar o aporte de sedimentos. A importância do ICF em sua componente o faz associável ao uso pastoril da terra.

O NRVI mínimo para atender aos requisitos legais é atingido em apenas 31,52% das bacias avaliadas, concentradas no nordeste goiano. Estas bacias se concentram no nordeste goiano. As relações de dependência entre o NRVI e o IQA são pequenas, mas há convergência entre a conversão de uso do solo e uma pior qualidade da água para os parâmetros avaliados. Isto levou à sugestão de investigar a influência de outros componentes e escalas sobre os índices.

Artigo 3

BONNET, B. R. P.; FERREIRA JR., L. G.; PONTES, M. N. C. Impacto do uso do solo sobre a qualidade da água em uma bacia hidrográfica do Cerrado Brasileiro: Uma análise segundo diferentes domínios espaciais e temporais (a ser submetido).

Este artigo deverá ser submetido, após o depósito desta Tese, a periódico ainda a ser definido. Sempre mantendo como unidade de análise a bacia hidrográfica, o Artigo 3 busca elucidar os componentes que o Artigo 2 indicou como importantes nas relações entre qualidade da água e indicadores de paisagem, que incluíram:

- Investigar a importância de parâmetros nutricionais e de sólidos em um IQA, de forma a aumentar sua sensibilidade aos usos agropastoris da terra;
- Aplicar, adicionalmente à bacia hidrográfica, indicadores de paisagem à escala do *buffer* ripário e avaliar suas relações com o IQA.
- Verificar possíveis relações de dependência do IQA com outras variáveis de pressão antrópica, que neste caso foram representadas pela área percentual sob uso urbano na bacia hidrográfica.

Para tanto, foi enfocada a bacia do ribeirão João Leite, manancial de abastecimento da capital goiana e, no momento, objeto de intervenções para a ampliação de sua disponibilidade qualitativa e quantitativa, que incluem um barramento e sistema de esgotamento sanitário em cidades a montante. A bacia conta com uma série histórica de dados de 15 pontos amostrais, da qual foi selecionado o período de dezembro/2003 a outubro/2006. Os objetivos do Artigo 3 foram:

- investigar relações entre a qualidade da água e o uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite;
- avaliar dados de 24 parâmetros de qualidade da água para os 15 pontos amostrais e integrá-los em IQAs anual e sazonais;
- detalhar o mapeamento de formas de uso do solo nas bacias de drenagem dos pontos amostrais avaliados;
- relacionar os IQAs produzidos com a proporção de remanescentes de cobertura vegetal nativa e de áreas urbanas, nas bacias contribuintes como um todo e também em seus ambientes ripários, propondo diretrizes de manejo a partir das constatações.

Também no Artigo 3 foram constatadas não conformidades em relação aos padrões legalmente requeridos, principalmente para fósforo solúvel e ferro solúvel, mas também para cor aparente, ICF, ICT e turbidez, com maiores percentuais associados à cheia. Este comportamento confirma a irregularidade destes padrões, constatada em Goiás pelo Artigo 2.

Relações entre cor e turbidez e entre TDS e condutividade elétrica reportam, como no Artigo 2, aos efeitos do *run-off* de sedimentos para os cursos d'água. Estas relações são sensíveis à sazonalidade pluviométrica. Por exemplo, fósforo solúvel e ICF se vincularam durante a cheia ao uso agropecuário e à cobertura vegetal, principalmente no *buffer* ripário, e na seca, à proporção de áreas urbanas na bacia.

Neste Artigo 3 foram aplicados dois IQAs. Um deles se compõe da ponderação de 23 parâmetros, que explica até 94,80% da variância total das médias em suas três primeiras componentes. Este IQA foi contraposto a um IQA baseado no *Oregon Water Quality Index*, OWQI, que explicou até 82,00% da variância nas três primeiras componentes, revelando maior sensibilidade à complexidade das relações entre os parâmetros e ao papel da variação sazonal.

O Artigo 3 envolveu um mapeamento do uso do solo à escala de 1:20.000 na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, que indicou apenas 18,12% de remanescentes de cobertura vegetal nativa. Os IQAs mostraram depender, em ordem crescente, das proporções de remanescentes de cobertura vegetal em relação à área total da bacia hidrográfica, de *buffers* ripários com cobertura vegetal nativa, da área sob uso urbano nos *buffers* ripários e da área sob uso urbano em relação à área total. As maiores

vinculações do IQA ocorrem com a associação entre a presença de *buffers* ripários com cobertura vegetal nativa e a área total sob uso urbano na bacia hidrográfica.

Os Artigos 2 e 3 coadunam ao indicar a importância da retenção do aporte de sedimentos, com *buffers* ripários e práticas de conservação de solos. Fica evidente o déficit de cobertura vegetal em bacias de abastecimento no Estado de Goiás, como também a importância de se utilizar sistemas de TDR para privilegiar ambientes ripários, a partir das proposições do Artigo 1. A par disso, a ocupação urbana é constatada com um condicionante muito expressivo para a qualidade da água, principalmente na estação seca, enfatizando a importância do tratamento de efluentes domésticos e controle da drenagem em áreas urbanas nestas bacias.

Artigo 4

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA JR., L. G. Ampliação de ambientes ripários como alternativa às Reservas Legais: conciliando política florestal e conservação dos recursos hídricos no bioma Cerrado. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 27, n.1, p.83-96. Edição Especial. 2007.

O Artigo 4 traduz em proposições para políticas públicas as relações elucidadas nos Artigos 2 e 3 e a discussão acerca de políticas de TDR feita no Artigo 1. Esta abordagem vem de encontro a dois aspectos:

- o As políticas de conservação de áreas prioritárias têm se pautado por variáveis principalmente ecológicas, sem considerar diretamente as interações com outros

recursos ambientais, como os recursos hídricos, e com demandas e tendências de desenvolvimento de regiões do Estado, como o centro-sul e o nordeste goiano;

- o O momento atual de implementação da política estadual de recursos hídricos é incipiente. Há apenas dois Comitês de Bacia estaduais instalados (rio dos Bois e rio Meia Ponte), nenhum dos quais com instrumentos de gestão implantados, como cadastro de usuários e cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Isto permite a inserção de indicadores aptos a privilegiar os recursos hídricos como fatores de gestão territorial no Estado, tendo as TDRs como parte de seus instrumentos econômicos e, como critérios, indicadores de paisagem por bacia hidrográfica ou afeitos ao gerenciamento de sua qualidade desejável, como o IQA.

O escopo espacial do Artigo 4 volta a ser o Estado de Goiás e o Distrito Federal, em que foi realizado um mapeamento das linhas de drenagem interceptadas por remanescentes de vegetação, bem como da proporção destes remanescentes em um *buffer* ripário compreendendo toda a rede hidrográfica regional. O que se concluiu é que os efeitos da conversão de solos para usos antrópicos foi tanto mais severa quanto mais próximo às linhas de drenagem.

O déficit de cobertura vegetal em bacias hidrográficas e de abastecimento na região, indicados pelos Artigos 1 e 2, bem como as relações do *buffer* ripário com a disponibilidade hídrica qualitativa na região, sugeridas pelo Artigo 3, justificam políticas que privilegiem a recomposição do *buffer* ripário e das áreas de preservação permanente marginais a recursos hídricos, como sugere o Artigo 4.

Em particular, no Artigo 4 são discutidos possíveis mecanismos de TDR, voltados a grandes proprietários rurais, para a compensação de *déficit* de reservas legais através da recomposição dos *buffers* ripários. Especificamente, a recomposição de um *buffer* ripário em toda a região ensejaria um aumento de cobertura vegetal de 7,01% em Goiás e no Distrito Federal – mais, para a região, do que as metas assumidas pelo Brasil junto a entidades internacionais. Instrumentos como o ICMS Ecológico e mecanismos no âmbito de Comitês de Bacia, e mesmo uma possível da legislação florestal brasileira, são também oportunidades neste sentido.

Outros Produtos

Em que pese os produtos finais deste trabalho serem os artigos científicos que comporão a Tese, alguns produtos intermediários, como também outros que ainda serão gerados, formam a base de dados utilizada em todos os artigos. Estes produtos poderão ser usados em outros trabalhos acadêmicos, citadas as fontes, quando couber. Destacam-se:

- Base de referências de pesquisa bibliográfica realizada junto aos índices Web of Science e Scielo, em que se buscaram artigos com as palavras-chave combinadas “*land use water quality*”, “*riparian buffer*” e “*water quality index*” publicados nos últimos cinco anos.
- Base de dados de qualidade da água em 174 captações superficiais operadas pela Saneago em Goiás, com todos os parâmetros produzidos nos anos de 2002 a 2004, e IQA de médias anuais, de estação seca e de cheia para cada localidade.
- Base de dados de qualidade da água em 15 pontos amostrais na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite superficiais, operados pela Saneago em Goiás, com todos os

parâmetros produzidos entre dezembro/2003 e outubro/2006, e IQA de médias anuais, de estação seca e de cheia para cada ponto.

- Base de dados de qualidade da água em pontos superficiais monitorados pela Agência Ambiental de Goiás, com todos os parâmetros produzidos nos anos de 2002, 2003 e 2004. Estes dados não foram utilizados por serem bastante localizados e seus pontos amostrais não estarem georreferenciados.
- Mapas de bacias hidrográficas do Estado de Goiás com três áreas mínimas, bem como de pontos de captação da Saneago e suas respectivas bacias, com NRVI dos polígonos formados.
- Mapeamento à escala 1:20.000 da cobertura do solo na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, bem como de pontos de captação da Saneago, e proporção em suas respectivas bacias de drenagem de áreas sob uso agropecuário, urbano e de cursos d'água.

3. CONCLUSÕES

Os Artigos que compõem esta Tese se integram, para as *science questions* propostas, nas seguintes respostas:

- 1 *Em que escala de bacia hidrográfica e com que métricas de paisagem o uso do solo pode ser melhor relacionado à qualidade da água?*

Do Artigo 1 foi constatado que, ao serem individualizadas com áreas mínimas de 10 a 200 mil hectares, as bacias hidrográficas de Goiás e Distrito Federal respondem com um *range* de precisão de 4,26% a métricas de paisagem. Dentre estas métricas, foi apresentado no Artigo 1 o NRVI, que se revelou um índice adimensional e de fácil obtenção, útil para investigar relações com parâmetros numéricos de diversas naturezas. Uma aplicação do NRVI foi a indicação do seu valor mínimo correspondente ao cumprimento da legislação florestal (-0,382) que foi constatado em apenas 50% das bacias de 10 mil hectares em Goiás e Distrito Federal.

Estas relações foram investigadas no Artigo 2, no qual seis parâmetros de qualidade da água foram integrados em um IQA, que por sua vez foi relacionado ao NRVI das bacias hidrográficas de captação. O IQA testado demonstrou aderência relativamente pequena ao NRVI (r^2 de até 0,12 em função polinomial quadrática).

O Artigo 3 buscou melhorar estas relações de duas formas. Por um lado, utilizou maior número de parâmetros em uma única bacia hidrográfica de porte relativamente pequeno (6ª ordem de Strahler e área de 768 km²), de forma a aumentar o controle experimental.

Por outro lado, ainda que com um indicador de simples percentual, constatou que a proporção entre áreas sob cobertura vegetal nativa, sob uso agropecuário e urbanizadas, em toda a área de drenagem e apenas em *buffers* ripários no entorno dos cursos d'água, isolados ou integrados, guarda vinculações com a qualidade da água que podem atingir r^2 de até 0,81 em regressão linear múltipla, e que tal qualidade é também decisivamente influenciadas pela sazonalidade pluviométrica.

2 *Quais os parâmetros de qualidade da água que melhor se relacionam aos efeitos do uso do solo evidenciados pelas métricas de paisagem propostas?*

Esta questão foi enfocada no Artigo 2, em que seis parâmetros de qualidade da água – turbidez, cor aparente, pH cloretos, índices de coliforme total e fecal (ICT e ICF) – foram integrados em um IQA anual e de médias sazonais. Este índice refletiu consistentemente efeitos do aporte de sedimentos e matéria orgânica por *run-off* aos cursos d'água em 89 bacias de captação, bem como os efeitos da sazonalidade pluviométrica.

Uma vez com um recorte geográfico menor e com maior controle sobre a série histórica de parâmetros disponível, no Artigo 3 foi testado um IQA composto por 23 parâmetros disponíveis na série de dados, com médias anual e sazonais. Para fins de comparação de resultados, foi testado também um IQA baseado em um índice consagrado, o *Oregon Water Quality Index* (OWQI), com os parâmetros temperatura da água, OD, DBO, pH, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo solúvel, sólidos totais dissolvidos (TDS) e ICF.

Enquanto o IQA com 23 parâmetros de alta relevância aos indicadores de conteúdo

iônico da água e teve menor aderência à variação sazonal, o IQA baseado em OWQI demonstrou maior sensibilidade à complexidade de relações entre os parâmetros, bem como à sazonalidade pluviométrica.

É importante relevar que diversos parâmetros de qualidade da água estiveram aquém dos requisitos legais em ambas as séries testadas. No Artigo 2 as não conformidades ocorrem em 62% das 89 captações utilizadas, para cor aparente, turbidez, pH, ICT e ICF. No Artigo 3, estes parâmetros também se revelaram não conformes em até 86% das médias, à exceção de pH. Por sua vez, fósforo solúvel e ferro solúvel estiveram não conformes em 100% das médias testadas ao longo de três anos da série histórica utilizada.

Dos Artigos 2 e 3 concluiu-se que comportamento de cor, turbidez, TDS e condutividade elétrica os relaciona ao aporte de sedimentos por *run-off* aos cursos d'água. Já OD se relaciona principalmente à proporção de áreas urbanas nas bacias, e secundariamente a sedimentos carreados. O Artigo 3 apontou que é comum a parâmetros como fósforo solúvel e ICF, em face da variação pluviométrica sazonal, que na seca reflitam mais fortemente a proporção de áreas urbanas na bacia, e na cheia, o aporte de sedimentos de áreas convertidas ao uso agropecuário – circunstância em que o *buffer* ripário assume importância cabal.

3 Há indicadores socioeconômicos que possam ser relacionados às métricas de paisagem e indicadores de qualidade da água propostos?

Os Artigos 1 e 4 discutem brevemente as relações entre o uso do solo e o IDH em

municípios de mesorregiões goianas, constatando que maior NRVI e cobertura vegetal estão relacionados a menor IDH. Entretanto, o mais importante indicador utilizado na série de artigos foi o uso do solo, ao qual a qualidade da água se vincula expressivamente, como já foi colocado.

De fato, ao comparar a presença de remanescentes florestais com as linhas de drenagem em Goiás e no Distrito Federal, seus *buffers* ripários e as bacias hidrográficas com área mínima em que se inserem, o Artigo 4 aclara a relação entre uso do solo e proximidade das linhas de drenagem. Quanto mais próxima da rede hidrográfica foi a escala de análise adotada, menor foi o percentual de remanescentes florestais constatado.

4 Como os instrumentos econômicos e de planejamento do uso do solo, que estão ou deverão ser implementados em Goiás, podem absorver estas relações como critérios de tomada de decisão na gestão territorial e de recursos hídricos?

O Artigo 1 aponta que, uma vez que se utilizam de critérios distintos, a distribuição espacial do NRVI não coaduna com o Mapa de Áreas Prioritárias à Conservação em Goiás (PDIAP). Entretanto, uma possível aplicação do NRVI é como instrumento de gestão territorial por TDR para Reservas Legais Extra-propriedade. Em sistemas com bacias doadoras e receptoras, as áreas em que tanto o NRVI quanto o PDIAP indicam demandas poderiam abarcar bacias hidrográficas receptoras potenciais. Em sistemas com uma única bacia, a referência de -0,382 de NRVI, indicativa de área compatível com o cumprimento da legislação florestal, poderia ser adotada.

Ainda que não cite instrumentos econômicos específicos, o Artigo 3 sugere diretrizes de

uso do solo que vinculam a qualidade da água em bacias hidrográficas sobre as quais instrumentos econômicos teriam resultados otimizados. O Artigo 3 indica como critérios mais importantes a manutenção de um *buffer* ripário, práticas de conservação do solo para contenção de erosão laminar, tratamento de efluentes domésticos e controle da drenagem pluvial e da expansão de áreas urbanas.

O Artigo 4 se concentra nesta discussão para Goiás e o Distrito Federal, a partir das respostas obtidas para as questões anteriores. A partir dos resultados do Artigo 3 e da constatação de que o uso do solo é mais severamente atingido quanto mais próximo esteja das linhas de drenagem, o Artigo 4 propõe que a composição de reservas legais contíguas às áreas de preservação permanente de cursos d'água seja objeto de TDRs.

De fato, apenas a aquisição de cobertura vegetal integral em um *buffer* ripário de 100 m de cada margem, cumpriria as metas assumidas pelo governo brasileiro quanto à proteção de cobertura vegetal nativa na região em questão. Por conta disso, outros instrumentos passíveis de utilização seriam o ICMS Ecológico e os Comitês de Bacia. A integração de diretrizes entre entidades de interesse, como também a perspectiva de uma revisão legislativa na política florestal brasileira, ensejam a inclusão de instrumentos econômicos, sendo crucial para tanto a integração entre as políticas nacionais e regionais de gestão florestal, agropecuária, territorial e de recursos hídricos.

APÊNDICES

4.1. Íntegra do Artigo 1

BONNET, B. R. P.; FERREIRA JR., L. G.; LOBO, F. C. Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado: uma análise preliminar no contexto da bacia hidrográfica. **Rev. Bras. Cartografia**, v. 58, n. 2. Agosto 2006 (edição eletrônica).

4.2. Íntegra do Artigo 2

BONNET, B. R. P.; FERREIRA JR., L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da paisagem. **R. Árvore** (submetido).

4.3. Íntegra do Artigo 3

BONNET, B. R. P.; FERREIRA JR., L. G.; PONTES, M. N. C. Impacto do uso do solo sobre a qualidade da água em uma bacia hidrográfica do Cerrado Brasileiro: Uma análise segundo diferentes domínios espaciais e temporais (a ser submetido).

4.4. Íntegra do Artigo 4

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA JR., L. G. Ampliação de ambientes ripários como alternativa às Reservas Legais: conciliando política florestal e conservação dos recursos hídricos no bioma Cerrado. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 27, n.1, p.83-96. Edição Especial. 2007.

Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado: Uma Análise Preliminar no Contexto da Bacia Hidrográfica

Extra-Property Legal Reserve in the Cerrado Biome: A preliminary Analysis within the Watershed Context

Barbara Rocha Pinto Bonnet¹
Laerte Guimarães Ferreira²
Fábio Carneiro Lobo³

¹**Universidade Federal de Goiás – UFG**
Programa de Doutorado em Ciências Ambientais
Rua 260, n.º. 96, Apto. 301, CEP 74-610-240, Goiânia, GO
brpb@uol.com.br

²**Universidade Federal de Goiás – UFG**
Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento – LAPIG
UFG/IESA, Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO
laerte@pesquisador.cnpq.br

³**Universidade Federal de Goiás – UFG**
Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento – LAPIG
UFG/IESA, Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO
geofcloblo@hotmail.com

RESUMO

Este trabalho propõe um índice normalizado de vegetação remanescente (NRVI), gerado a partir de dados de uso da terra, e avalia sua distribuição entre bacias hidrográficas de Goiás e do Distrito Federal, cujos limites foram gerados a partir de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 ha. O NRVI varia entre -1 (bacias totalmente convertidas) e +1 (bacias totalmente preservadas) e permite associar o uso da terra a variáveis numéricas, como indicadores de desenvolvimento social. Os mapas apontam altos valores de NRVI em bacias do Nordeste Goiano, enquanto que as áreas ao sul e sudeste apresentam valores, em geral, negativos. Conforme os requisitos do Código Florestal (i.e. áreas de preservação permanente e reserva legal), o valor do NRVI é estimado em -0,382, sendo encontrado em apenas 50,13% das bacias com 10.000 ha de área mínima. Ainda que preliminares, nossos resultados indicam que o NRVI é efetivamente aplicável a um sistema de transferência de direitos de desenvolvimento (TDR) em Reserva Legal Extra-Propriedade e áreas de Servidão Florestal em Goiás e Distrito Federal.

Palavras chaves: índice normalizado de vegetação remanescente, Goiás, Distrito Federal, bacia hidrográfica, reserva legal, transferência de direitos de desenvolvimento.

ABSTRACT

This paper presents a normalized remaining vegetation index (NRVI) based on land use data, which is evaluated according to three distinct minimum watershed sizes (10,000, 50,000 and 200,000 ha), whose limits were derived via SRTM data (*Shuttle Radar Topography Mission*). The NRVI varies from -1 (i. e. entirely converted watersheds) to 1 (no conversion at all), and allows the association of land use data to numerical variables, such as social development indices. High NRVI values were found in the Northeastern watersheds of Goiás State, while negative NRVI values predominated in the Southeastern and Southern portions of the study area. In compliance to the Brazilian Forest Code (i. e. permanent preservation areas and legal reserve), we estimated an NRVI value of -0.382, which is found in only 50,13% of the 10,000 ha watersheds. Although preliminary, our results suggest that NRVI can effectively serve the purposes of a transferable development rights approach (TDR) regarding legal reserves in the State of Goiás and Federal District.

Keywords: normalized remaining vegetation index, Goiás, Distrito Federal, watershed, legal reserve, transferable

development rights.

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado é um complexo mosaico de formações campestres, savânicas e florestais. Ocupa 21% do território do Brasil e áreas do Paraguai e Bolívia, constituindo o maior conjunto de ecossistemas de savana neotropical no mundo, ao longo de 2.031.990 km² do Planalto Central Brasileiro (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2005; SEMARH, 2005). Sua distribuição é determinada pela altitude e formas de relevo, por limitações de fertilidade química de solo e pela sazonalidade pluviométrica, em que mais de 80% da precipitação anual se concentra entre outubro e abril.

Ao longo da evolução do Cerrado, suas características físicas lhe conferiram alta diversidade específica e endemismo de vegetais superiores. Por outro lado, o Cerrado tem sido a fronteira de expansão agrícola brasileira nos últimos 30 anos, para a produção de soja, milho e, mais recentemente, pecuária. Em face disso, 37,3% de sua área se encontram totalmente convertidos para usos antrópicos (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2005). A taxa de conversão de áreas de formações nativas para agricultura e pecuária alcança a ordem de 12.480 km² por ano (MARTINS JR. & CHAVES, 2006).

Goiás é o único Estado brasileiro integralmente inserido na área *core* de distribuição do Cerrado na região neotropical. O processo de conversão de terras do Cerrado foi particularmente severo em Goiás e ocorreu a uma taxa média efetiva de desmatamento de 1,14% ao ano entre 1980 a 2004 (ANTUNES, 2004). Formações florestais nativas cobrem cerca de 11.590.000 hectares, ou 34% do Estado (SANO *et al.*, 2006).

Por seu alto endemismo e pela rápida perda de *habitats*, o Cerrado foi apontado por MYERS *et al.* (2000) como um dos *hotspots* de biodiversidade existentes no mundo – atualmente em número de 34 – e o único deles com predomínio de savanas e florestas secas. Por isso, demanda ações urgentes para sua conservação no Estado de Goiás.

Uma das formas de implementação destas ações são os instrumentos econômicos de conservação, que podem ter diversas modalidades. Em alguns Estados do Brasil estão sendo utilizados incentivos fiscais como o ICMS Ecológico. Também está em funcionamento o Mercado Brasileiro de Redução de Emissões de Gases de Efeito Estufa da Bolsa de Mercadorias e Futuros, que comercializa Certificados de Emissões Reduzidas no âmbito dos Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Quioto.

Outra modalidade de instrumento econômico de conservação é a transferência de direitos de desenvolvimento (*transferable development rights*, TDR). A TDR surgiu na década de 1980 como opção de financiamento pelo mercado da proteção a áreas prioritárias à conservação, sem interferência sobre os direitos de propriedade legalmente estabelecidos. Nela,

forças de mercado podem compensar financeiramente proprietários de áreas em que a sociedade e/ou o governo desejam impor limites ao uso da terra (LAWRENCE, 1998; CORDERO, 2003). Com isso, a TDR é uma forma de minimizar o custo de oportunidade da proteção de uma área, principalmente em relação à atividade econômica rural (CHOMITZ, 2004).

No Brasil, uma oportunidade de aplicação de TDR é a regularização da cobertura florestal legalmente requerida em propriedades rurais. A legislação florestal brasileira (Lei 4771/1965 e suas atualizações) exige a manutenção de um percentual de área de cobertura florestal nativa em cada propriedade, denominado Reserva Legal. Este percentual varia regionalmente e corresponde em Goiás a 20% da propriedade rural. Adicionalmente, a legislação exige a manutenção de cobertura vegetal nativa como áreas de preservação permanente (APPs), no entorno de corpos d'água, em topos de morros e em áreas de alta declividade, dentre outras.

Embora nos últimos anos tenha aumentado o número de proprietários rurais regulares, o cumprimento destes requisitos legais é parcial. Em face disto é que diversas experiências de flexibilização espacial das reservas legais ocorreram a partir do final da década de 1990, como a reserva legal extra-propriedade e a servidão florestal. Estas alternativas foram legalmente previstas ainda na Lei 4.771/1965, mas regulamentadas apenas a partir da década de 1990 por legislações estaduais e em âmbito federal pela Medida Provisória 2.166-67/2001.

Ainda na década de 1990, os Estados do Paraná e de Minas Gerais implementaram a alternativa de reserva legal extra-propriedade (CHOMITZ, 2004). Trata-se de permitir ao proprietário de uma área rural com déficit de reserva legal a aquisição de área excedente de cobertura vegetal de outra propriedade, de forma a completar com ambas o percentual legalmente requerido. Em Goiás, desde sua adoção em 2003, foram averbados mais de 34.000 hectares de reserva legal extra-propriedade (MARTINS JR. & CHAVES (2006).

O enfoque de TDR está mais próximo da alternativa de Servidão Florestal, na qual não é necessário adquirir uma área com cobertura vegetal nativa. O proprietário da área recebe um pagamento e ambas as partes são legalmente responsáveis por sua manutenção, pelo período que determinarem. O acordo pode ser feito de forma bilateral ou através de uma bolsa para negociação de direitos e responsabilidades sobre áreas com cobertura vegetal nativa, como papéis de mercado.

Uma bolsa com estas características vem sendo proposta por MARTINS JR. & CHAVES (2006) para o Estado de Goiás, em que os ativos negociados sejam títulos de Cotas de Reserva Florestal (CRFs) a serem emitidos no Estado de Goiás e que poderão ser aceitos

pela autoridade ambiental estadual para compensação da Reserva Legal.

Esta é uma demanda estabelecida pela sociedade em Goiás. Na I Conferência Estadual de Meio Ambiente (SEMARH, 2005) se propôs o estudo de formas de remuneração dos proprietários rurais que possuem cobertura de vegetação nativa em área superior ao legalmente requerido, a serem pagas por proprietários que não possuem reserva legal.

Para a implementação de um sistema de TDR, é necessário atribuir-lhe uma unidade territorial de aplicação. Neste sentido, a própria legislação florestal expõe a conveniência pelo uso de bacias hidrográficas – que foram instituídas como unidades territoriais de planejamento ambiental no Brasil pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9433/1997).

A bacia hidrográfica agrega sistemicamente os aspectos físicos e bióticos do ambiente. A maioria das intervenções sobre o uso da terra em uma bacia guarda relações de causa e efeito sobre seus recursos hídricos (FREITAS, 2000), que são úteis para planejar, monitorar e controlar sua ocupação. Além disso, trata-se de uma unidade territorial hierarquizável pelo número de nascentes e cursos d'água até um dado exutório, em uma área de drenagem limitada por interflúvios e divisível em bacias menores (SANTOS, 2004).

Bacias hidrográficas têm grande flexibilidade de uso em um sistema de TDR em relação a unidades político-administrativas, como municípios ou microrregiões homogêneas. Porém, não há parâmetros de hierarquia de canais ou área mínima indicados legalmente como referência de área comum para a aplicação de reservas legais extra-propriedade ou servidão florestal.

A TDR é uma ferramenta de regulação voltada a facilitar o planejamento e o ordenamento do uso da terra. Portanto, requer usualmente envolvimento de uma administração pública com confiabilidade para garantir aos usuários o caráter voluntário de sua aplicação (PARKHURST *et al.*, 2002). É preciso bom grau de certeza sobre onde o desenvolvimento deve ser estimulado ou não e uma formulação precisa de objetivos e metas de conservação (LAWRENCE, 1998; CHOMITZ, 2004). Finalmente, são necessários instrumentos de planejamento, monitoramento e controle eficientes para sua implementação adequada.

Buscando contribuir com instrumentos de gestão para um sistema de TDR com reservas legais no Brasil e em Goiás, são discutidos neste trabalho dois objetivos de apoio à sua aplicação. Um deles é apresentar um indicador de paisagem para relações entre uso da terra e áreas remanescentes de Cerrado em uma dada região. Este indicador é proposto como um índice normalizado de vegetação remanescente (*normalized remaining vegetation index*, NRVI).

O segundo objetivo consiste em avaliar as variações nos valores do NRVI para diferentes escalas da paisagem, como bacias hidrográficas com áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 hectares.

No contexto desta análise comparativa, que

inclui também a associação dos valores de NRVI para as bacias com as áreas prioritárias para conservação propostas para o Estado de Goiás por SCARAMUZZA *et al.* (2006), procede-se à discussão sobre a aplicabilidade e especificidades de um sistema de TDR para Goiás.

2. DESENHO EXPERIMENTAL

A geração de bacias hidrográficas SRTM para a área de interesse foi o primeiro passo do nosso desenho experimental.

Especificamente, foram utilizados dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), obtidos através do *download* de 72 imagens geradas em 2000 e distribuídas pelo *United States National Geological Survey* através do *site* <http://srtm.usgs.gov>, com *tile* de 1 grau geográfico e resolução espacial de 91,63 m, que cobrem juntas a área total de Goiás e do Distrito Federal. As imagens foram processadas no *software* ENVI 4.0 para a correção de *gaps* e reunidas num mosaico (Figura 1).

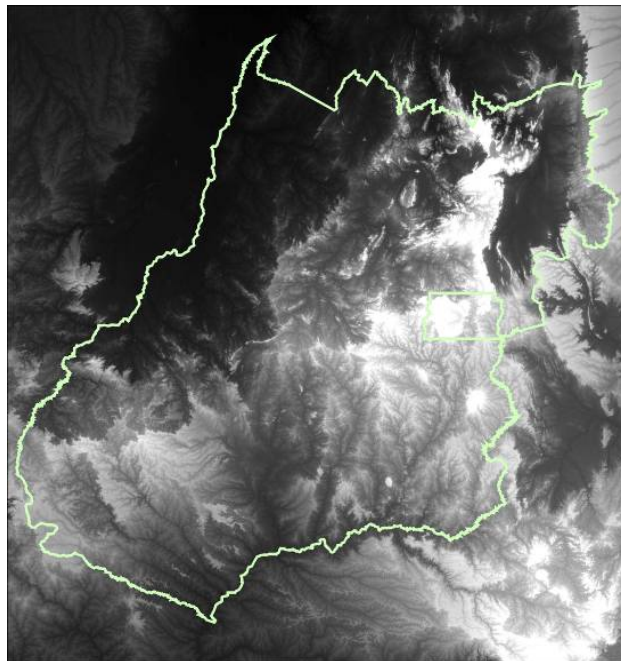


Figura 1 - Representação de mosaico SRTM com contorno de Goiás e do Distrito Federal.

O processamento desta imagem-mosaico foi feito com o *software* ArcGIS, acrescido das funcionalidades ArcHYDRO, desenvolvidas pela Universidade do Texas (GISWR, 2006) No âmbito do ArcHYDRO, a primeira etapa consistiu da produção de um DEM hidrologicamente coerente, através da função “*fill sinks*”.

A seguir, foram gerados os limites das bacias hidrográficas e indicados seus cursos d'água componentes. Nesta etapa o *software* requer a indicação de uma área mínima para o conjunto de bacias a ser gerado. Foram indicadas as áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 tendo como referência variáveis

ecológicas e gerenciais. Produziram-se assim três conjuntos diferentes de bacias hidrográficas, nas dimensões e quantidades indicadas na Tabela 1.

TABELA 1 - DIMENSÕES E QUANTIDADE DE BACIAS HIDROGRÁFICAS POR ÁREA MÍNIMA.

Área mínima (ha)	Número de pixels	Total de bacias	Total de bacias*
10.000	11910,37	2137	2117
50.000	59551,88	439	435
200.000	238208,67	120	119

* Bacias somente com polígonos classificados como *outros* (nuvens, etc.) foram desconsideradas.

Uma área mínima de 10.000 hectares é compatível com a área de vida de algumas espécies de mamíferos ameaçados de extinção no Cerrado brasileiro. Por exemplo, a área de vida de um lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), pode variar de 5.695 ± 3.430 hectares (RODRIGUES, 2002).

Tendo em vista que bacias com maior área mínima oferecem facilidades de gerenciamento sob o aspecto governamental, também foi proposta a divisão em bacias com áreas mínimas de 200.000 hectares. A área mínima de 50.000 hectares para bacias foi proposta como um valor intermediário, e também por corresponder à área média das principais unidades de conservação na região.

Os dados SRTM também foram usados para estimar as áreas de preservação permanente. Em Goiás e do Distrito Federal, que têm relevo predominantemente plano a suave ondulado, a maior proporção de APPs está associada aos corpos d'água. A APP marginal a corpos d'água pode ter de 30 m, para cursos d'água com 10 m de largura a até 500 m para cursos d'água com mais de 500 m de largura. Assim, optamos por um *buffer* com largura média de 100 m em torno de cada margem dos cursos d'água detectáveis em escala 1:250.000. Para o Estado de Goiás e Distrito Federal, que correspondem a um território de 34.600.312 hectares, foram delimitados ao todo 3.775.328 hectares, ou 10,9% da área total.

Uma vez homogeneizada a base geoespacial, tabelas de atributos foram geradas com o *software* ArcGIS para o ordenamento, em cada bacia, das classes de cobertura dos solos mapeadas no âmbito do projeto *Definição de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás* (SANO *et al.*, 2006). Tendo em vista a escala original deste mapeamento (1:250.000), foram considerados nas análises a seguir, apenas os fragmentos florestais com área mínima de aproximadamente 25 hectares.

Inicialmente, as formas de uso *cultura anual*, *cultura em pivô central* e *pastagem* foram reunidas em uma categoria única, denominada *uso*. As formas de cobertura vegetal nativa – *floresta estacional decidual submontana e montana*; *floresta estacional semidecidual aluvial, de terras baixas, submontana e montana*; *formações pioneiras fluviais e/ou lacustres*; *savana arborizada, florestada, gramíneo lenhosa e savana parque* – foram reunidas na categoria

remanescente.

As formas de uso *água*, *reflorestamentos*, *sítios urbanos*, *solo exposto* e *nuvens* foram categorizadas como *outros* e desconsideradas na análise.

Foram tomados área e perímetro de cada bacia e de cada polígono de *uso* e *remanescente* por bacia. Em seguida o NRVI foi calculado por bacia nas três escalas de área mínima, segundo a fórmula:

$$NRVI = \frac{\text{área}_{\text{remanescente}} - \text{área}_{\text{uso}}}{\text{área}_{\text{remanescente}} + \text{área}_{\text{uso}}} \quad (1)$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Uso do NRVI

O NRVI é diretamente proporcional ao percentual de remanescente de cobertura vegetal de uma determinada área. O índice pode variar entre -1 e 1. Desta forma, um NRVI igual a 1 indica um percentual de remanescentes de cobertura vegetal de 100% na área, enquanto um NRVI igual a -1 representa ausência de cobertura vegetal remanescente, indicando que 100% da área se encontra convertida para cultura agrícola ou pastagem. Para áreas equivalentes quanto ao uso e remanescentes, o índice é igual a zero.

O uso do NRVI facilita a verificação de possíveis correlações com outros índices normalizados, como por exemplo o índice de desenvolvimento humano, IDH. Pode ser usado para a proposição de modelos que integrem variáveis obtidas em diferentes escalas e dimensões.

3.2 NRVI: mapas e histogramas

Os mapas de NRVI por bacia hidrográfica no Estado de Goiás e Distrito Federal são mostrados nas Figuras 2 a 4.

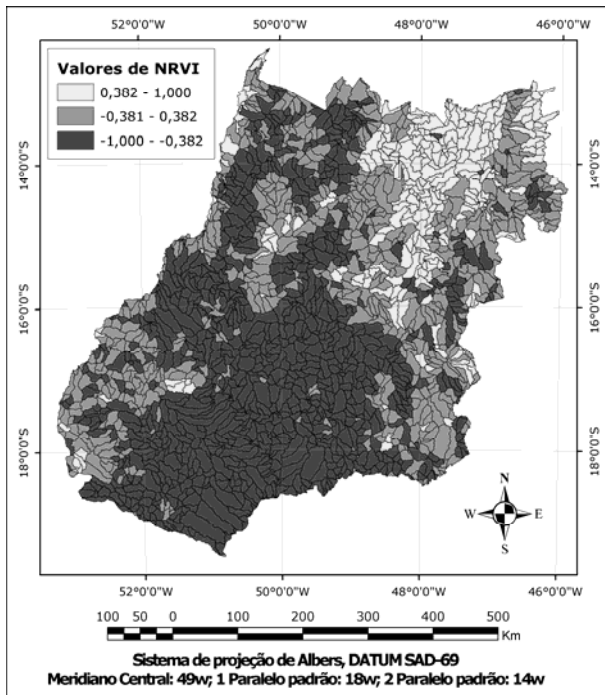


Figura 2 – Distribuição espacial dos valores de NRVI em bacias hidrográficas com área mínima de 10.000 hectares.

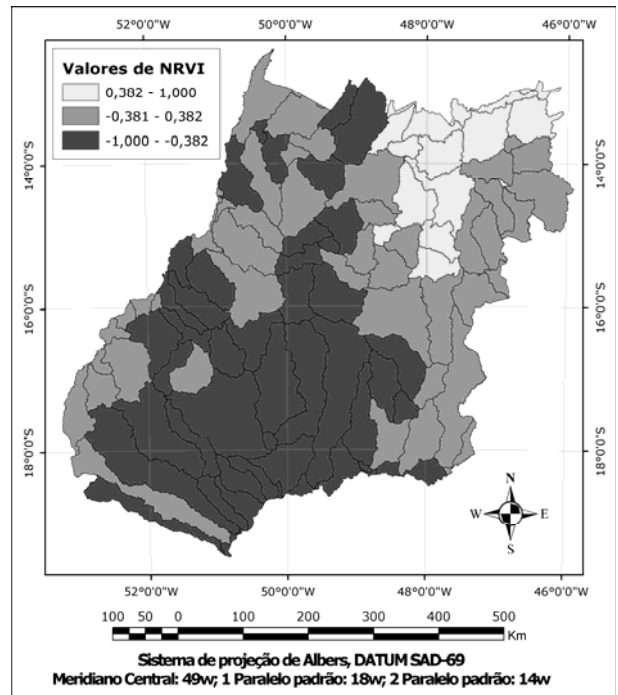


Figura 4 – Distribuição espacial dos valores de NRVI em bacias hidrográficas com área mínima de 200.000 hectares.

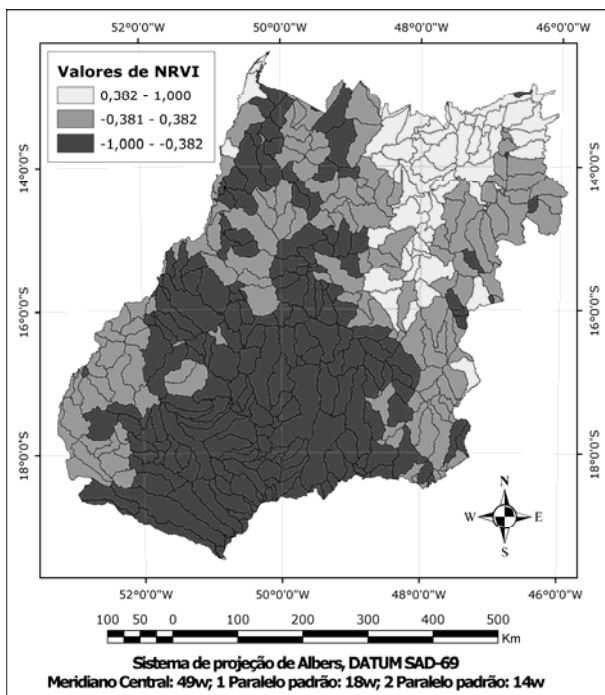


Figura 3 – Distribuição espacial dos valores de NRVI em bacias hidrográficas com área mínima de 50.000 hectares.

Conforme pode ser observado nos histogramas das figuras 5 a 7, os valores de NRVI relativo às bacias com áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 hectares apresentam distribuições e tendências bastante semelhantes. Em particular, destaca-se uma acentuada assimetria positiva, em função do predomínio de baixos valores de NRVI para as três escalas de análise.

Por outro lado, é interessante observar uma ligeira tendência à normalização dos valores, à medida que as áreas mínimas aumentam. De fato, para as bacias com área mínima de 10.000, 50.000 e 200.000 hectares, os valores de curtose são -0,7608, -0,6079 e -0,3472, respectivamente.

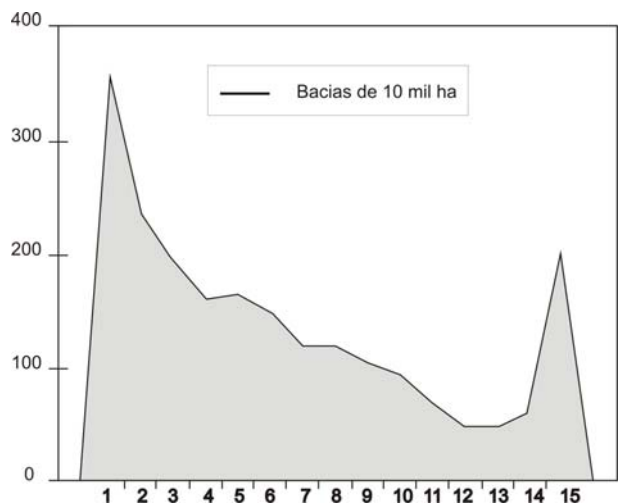


Figura 5 - Distribuição dos valores de NRVI em bacias com área mínima de 10.000 hectares.

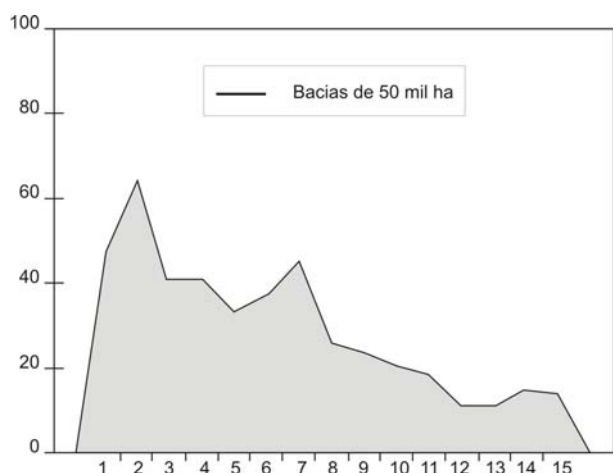


Figura 6 - Distribuição dos valores de NRVI em bacias com área mínima de 50.000 hectares.

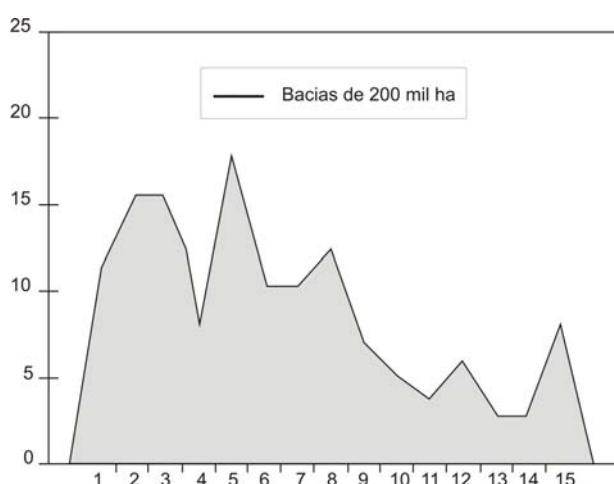


Figura 7 - Distribuição dos valores de NRVI em bacias com área mínima de 200.000 hectares.

A distribuição dos valores de NRVI nas bacias com áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 hectares, considerando-se apenas duas classes – NRVI menor que zero e NRVI maior que zero – correspondentes respectivamente a bacias com maioria de áreas convertidas para usos e bacias com maioria de áreas de remanescentes, é mostrada na Tabela 2.

TABELA 2. NRVI MAIOR E MENOR QUE ZERO EM BACIAS COM ÁREAS MÍNIMAS DE 10.000, 50.000 E 200.000 HECTARES.

Área mínima (ha)	-1 < NRVI < 0		0 < NRVI < 1	
	F	%	F	%
10.000	1440	68,02%	677	31,98%
50.000	301	69,18%	134	30,82%
200.000	86	72,00%	33	27,72%

Da Tabela 2 depreende-se que a concordância entre as distribuições diminui em 1,16% entre bacias com áreas mínimas de 10.000 e 50.000 hectares, em ambas as classes de cobertura consideradas (i.e. maioria de áreas de uso e maioria de áreas de remanescentes). Já entre bacias com áreas mínimas de 50.000 para 200.000 hectares, a concordância entre as distribuições diminui

proporcionalmente, em 2,82% para bacias com maioria de áreas de uso e em 3,10% para bacias com maioria de áreas de remanescentes.

Entre bacias com áreas mínimas de 10.000 e 200.000 hectares, a concordância entre as distribuições é ainda menor, diminuindo em 3,98% para bacias com maioria de áreas de uso e em 4,26% para bacias com maioria de áreas de remanescentes.

Esta variação pode ser importante quando se trabalha com objetivos de conservação em pequenas bacias hidrográficas, em que uma distribuição equânime de cobertura vegetal mínima é requerida. Por outro lado, é suficientemente discreta para justificar a aplicação de um sistema de TDR em bacias hidrográficas de maior porte, nas quais, de princípio, há maior quantidade de áreas a serem negociadas, o que torna mais fácil sua gestão.

3.3 NRVI mínimo por bacia

A determinação de um NRVI mínimo de referência teve por base a área de cobertura vegetal nativa legalmente requerida em cada bacia. Este NRVI inclui 20% de Reserva Legal e 10,9% de APP.

Assim, e considerando a proporcionalidade entre o NRVI e o percentual de remanescentes, foi assumido que a área mínima de cobertura vegetal nativa legalmente requerida em cada bacia equivale a um NRVI de -0,382.

Tendo como referência este valor de NRVI, constata-se, a partir de distribuições de frequência, que 49,87% das bacias com área mínima de 10.000 hectares apresentam área remanescente inferior ao mínimo legalmente requerido. É interessante observar que, para as bacias com área mínima de 50.000 e 200.000 hectares, 46,67% e 43,69% dos valores de NRVI, respectivamente, são inferiores a -0,382 (Tabela 3).

TABELA 3. FREQUÊNCIA RELATIVA DE NRVI EM BACIAS COM ÁREAS MÍNIMAS 10.000, 50.000 E 200.000 HECTARES.

Área mínima (ha)	10.000	50.000	200.000
Frequência relativa	%	%	%
NRVI = - 1	4.91	0.92	0
-1 < NRVI < -0,382	44.96	45.75	43.70
-0,382 < NRVI < 0,382	31.5	35.86	40.34
0,382 < NRVI < 1	18.61	17.47	15.97
Total	100	100	100

Considerando apenas valores de NRVI maiores que 0,382 – portanto com mais que duas vezes a área mínima legalmente requerida de cobertura vegetal – tem-se 18,61% das bacias com área mínima de 10.000 hectares, 17,47% das bacias com área mínima de 50.000 hectares e 15,97% das bacias definidas por área mínima de 200.000 hectares.

3.4 Distribuição espacial do NRVI

Os mapas de NRVI (Figuras 2 a 4) sugerem

uma distribuição bastante concentrada dos fragmentos de remanescentes de vegetação nativa entre as bacias hidrográficas do território goiano e no Distrito Federal.

A distribuição espacial de NRVI é polarizada entre o nordeste goiano, que concentra as áreas com os maiores NRVI do Estado, e o Centro-Sul de Goiás, em que predominam bacias com NRVI inferior a -0,382 – evidenciando descumprimento dos requisitos mínimos de reserva legal e APP. Bacias hidrográficas com NRVI entre -0,382 e 0,382 ocorrem no leste e em porções a noroeste e sudoeste do território.

Por outro lado, é importante ressaltar que entre 2003 e 2005, cerca de 60% da movimentação de carvão nativo teve origem no nordeste de Goiás (AGMA, 2005), indicando tendência à conversão de áreas também nesta região. Este processo de conversão vem se dando sem o adequado apoio de programas governamentais de crédito rural, o que tem contribuído para disparidades regionais (BORGES, 2006). De fato, os municípios do nordeste goiano convivem com os menores Índices de Desenvolvimento Humano municipal (IDHm) do Estado, enquanto no centro-sul estão os maiores IDHm de Goiás (NOVAES *et al.*, 2006).

Uma comparação visual do mapa de NRVI para bacias hidrográficas com área mínima de 10.000 hectares (Figura 2) com as áreas prioritárias à conservação da biodiversidade, ilustradas na Figura 8, indica pequena convergência entre a situação real da cobertura vegetal e a modelagem de áreas prioritárias.

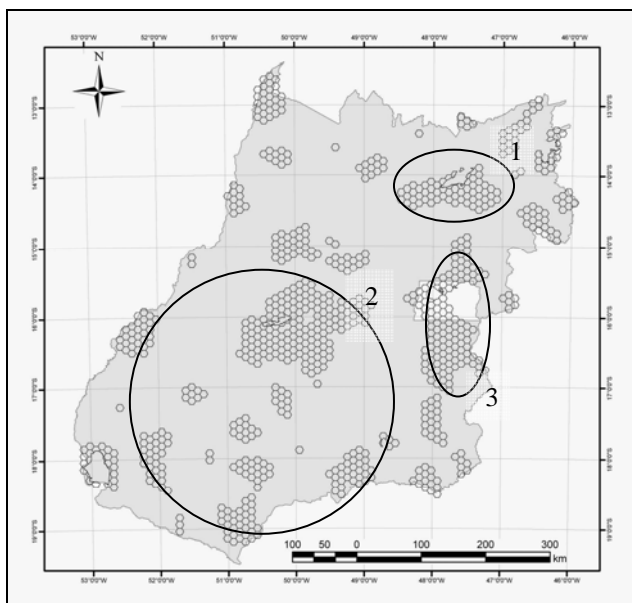


Figura 8 - Representação de hexágonos de áreas prioritárias à conservação em Goiás e manchas de correspondência com o NRVI. Fonte: AGETOP/AGMA/UFV-LAPIG/Consórcio IMAGEM (2004).

De fato, enquanto o NRVI é um indicador de paisagem e intensidade de uso, os critérios de definição das áreas prioritárias mostrados na Figura 8 agregaram aspectos de biodiversidade, distribuição de

remanescentes, representatividade das paisagens e complementaridade em relação às unidades de conservação existentes.

No nordeste goiano, a mancha 1 indicada na Figura 8 é a principal região de áreas prioritárias coincidente com bacias hidrográficas com valores de NRVI preponderantemente maior que 0,382.

No Centro-Sul goiano, a mancha 2 indica oito áreas prioritárias que se sobrepõem a bacias com NRVI inferior ao adequado à cobertura vegetal mínima legalmente requerida. Por outro lado, a mancha 3 na Figura 8, correspondente a parte do Distrito Federal e de seu Entorno, encontra no mapa de NRVI uma grande variedade de situações dentre as bacias.

3.5 Possíveis aplicações em TDR

Ainda que as alternativas de Reserva Legal Extra-Propriedade e a Servidão Florestal facilitem a regularização por parte dos proprietários, CHOMITZ (2004) aponta dois fatores limitantes à sua efetividade: os percentuais de Reserva Legal requeridos não consideram o potencial produtivo de uma dada região, como também podem resultar em fragmentos isolados, com pequena relação área/perímetro e sujeitos a maior extensão de efeito de borda (PARKHURST *et al.*, 2002).

Além disso, a escolha da reserva legal recai sobre as áreas da propriedade rural com menor aptidão agrícola, o que privilegia a conservação de certos ecossistemas em detrimento de outros. No Cerrado brasileiro, por exemplo, Campos e Cerrados Rupestres e manchas de Floresta Estacional Decidual ocorrem usualmente em áreas com pequeno potencial de mecanização agrícola, enquanto formações de Savana Florestada e Arborizada são frequentes em áreas planas e intensamente utilizadas.

Entretanto, não há no País qualquer amparo legal para que a localização das reservas legais não seja uma prerrogativa do proprietário. Iniciativas no sentido de impor algum direcionamento em escolhas semelhantes têm um histórico de controvérsia em outros países (PARKHURST *et al.*, 2002).

Um sistema de TDR também pode contribuir na viabilização econômica de grandes propriedades com limitações de produção por aptidão agrícola. PARKHURST *et al.* (2002) lembram que o debate sobre o *design* de áreas protegidas se fortaleceu em torno da ação deletéria do efeito de borda sobre algumas espécies, que seria minorada com a proteção de uma única grande área em relação a várias áreas pequenas e isoladas.

Por outro lado, a concentração de reservas legais extra-propriedade e áreas de servidão florestal em determinadas regiões pode trazer limitações ao desenvolvimento regional, em sistemas de TDR em desequilíbrio econômico. Na I Conferência Estadual do Meio Ambiente foram debatidas alternativas de Reserva Legal Extra-Propriedade e Servidão Florestal que podem ser aplicadas sem levar à concentração de áreas

com cobertura vegetal nativa em regiões com terras de menor custo, como o próprio nordeste goiano. No âmbito desta Conferência, foi proposto que não mais se averbem reservas legais extra-propriedade de outras regiões no nordeste goiano, enquanto não forem definidas compensações de ICMS ecológico – que se encontra em estudo para adoção em Goiás (SEMARH, 2005).

A par do debate em torno da proteção às grandes áreas, a constituição de cobertura vegetal mínima dentro de uma única bacia hidrográfica também é necessária. Além do aspecto legal, há maior possibilidade de se protegerem pequenas amostras de ecossistemas sob maior pressão de conversão para uso da terra. O Cerrado segue em franco processo de fragmentação e remanescentes florestais com área de 25 a 50 hectares predominam amplamente na paisagem goiana, tendo sido quantificados em 2.080, enquanto fragmentos com 10.000 hectares ou mais são apenas 292 (ANTUNES, 2004).

Em face disto, o potencial de conservação de pequenos fragmentos não pode ser desprezado. Podem ser buscados instrumentos econômicos que favoreçam sua interligação. PARKHURST *et al.* (2002) propuseram um bônus de aglomeração (*agglomeration bonus*) para estimular a criação voluntária de linhas de contigüidade entre fragmentos florestais de propriedades rurais. Nesta modalidade de TDR, paga-se um bônus extra pela conservação de linhas de contato entre áreas com cobertura vegetal nativa limitantes entre si, buscando aumentar a área e os valores ambientais dos fragmentos.

Acompanhando esta discussão, a abrangência espacial de um sistema de TDR para reservas legais tem envolvido dois enfoques alternativos (CORDERO, 2003). No primeiro, a negociação de TDR abrange uma única área espacial. No segundo há duas bacias, uma das quais com excedente florestal (doadora ou *sending zone*) e outra com déficit (receptora, matriz ou *receiving zone*). Os dois enfoques de aplicação não são mutuamente excludentes. Pelo contrário, podem ser complementares.

O enfoque de áreas únicas é útil quando se deseja manter um percentual de cobertura vegetal nativa em diversas bacias hidrográficas com dimensões semelhantes, buscando uma equitabilidade mínima por unidade espacial. Sistemas com duas áreas são úteis para a conservação de bacias hidrográficas específicas, como áreas prioritárias à conservação, permitindo que se concentrem esforços para a conservação de determinadas bacias hidrográficas (CHOMITZ, 2004).

Desta forma, a TDR pode apoiar o reflorestamento de um mínimo de área em cada bacia, como também apoiar o crescimento da porção territorial protegida das bacias hidrográficas nas quais se situam áreas prioritárias à conservação.

O enfoque de áreas únicas é útil como facilitador da regularização de reserva legal e APP dentro de uma determinada bacia, de forma a que a mesma atinja um NRVI de -0,382 indicativo do

cumprimento dos requisitos mínimos de cobertura vegetal nativa no conjunto da bacia. Em Goiás e no Distrito Federal, podem ser definidas iniciativas suplementares para favorecer o aumento do NRVI em bacias abrangidas pela mancha 2 da Figura 8.

No enfoque de bacias doadoras e receptoras, pode-se usar como referência o NRVI para definir bacias receptoras (aquelas com NRVI inferior a -0,382) e doadoras. Para as bacias doadoras é possível estabelecer duas categorias específicas, uma das quais correspondente às bacias com NRVI entre -0,382 e 0,382 e a segunda, às bacias de NRVI superior a 0,382. Em Goiás e no Distrito Federal, uma opção é priorizar, em um sistema de TDR com duas áreas, as manchas 1 e 3, respectivamente (Figura 8).

Resta a necessidade de se definir que escala, em área mínima de bacia hidrográfica, utilizar como unidade de aplicação de um sistema de TDR. É exigido em Goiás que a aquisição de Reserva Legal Extra-Propriedade alcance um percentual de 25% (e não de 20%) quando na mesma microrregião homogênea. Quando fora da microrregião mas na mesma bacia hidrográfica, o percentual deve ser proporcional a 30%.

Contudo, devem-se enfatizar as vantagens de se utilizar uma unidade espacial de paisagem como a bacia hidrográfica no planejamento de TDR, em detrimento de uma unidade político-administrativa como a microrregião homogênea. Uma vez se optando pela utilização da bacia hidrográfica, é necessário refinar o controle sobre as divisões naturais em que o sistema de TDR ocorre.

Atualmente as transações de Reserva Legal Extra-Propriedade são deferidas pela autoridade ambiental tendo em vista as três grandes regiões hidrográficas que banham o território goiano e o Distrito Federal: Araguaia-Tocantins, Paraná e São Francisco. Trata-se de unidades espaciais extensas e que guardam ecossistemas de estrutura e função muito variáveis entre si. Não permitem, assim, o uso eficiente de indicadores de causa e efeito, são de difícil controle e banham diversos territórios estaduais, cada um dos quais soberano em relação às próprias políticas de aplicação de Reserva Legal.

Para que se tenha o controle necessário a um sistema de TDR, é importante privilegiar bacias hidrográficas de menor área espacial como referência. Abrangências espaciais menores aumentam a viabilidade de controle e fiscalização do sistema, inclusive por parte do público, e facilitam a compensação de direitos entre áreas detentoras de ecossistemas com estrutura e função semelhantes.

A maior precisão oferecida por um sistema de TDR baseado em 10.000 hectares o faz útil quando se pretende atingir um NRVI de referência numa região específica, como por exemplo na área abarcada por um Comitê de Bacia Hidrográfica. Seus resultados, uma vez que podem ser melhor dirigidos, de princípio são mais eficazes no que concerne a objetivos de conservação.

Contudo, é importante ressaltar que um escopo geográfico maior aumenta substancialmente as

chances de sucesso das transações de TDR, haja vista que regiões com déficit e com excedente florestal são usualmente distantes entre si (CHOMITZ, 2004). As diferenças percentuais de distribuição de NRVI entre as bacias hidrográficas com áreas mínimas não foram expressivas, tendo variado em até 4,26%. Isto sugere que a tomada de decisão por uma área mínima de bacia hidrográfica para um sistema de TDR pode ser baseada na capacidade de gestão dos responsáveis por sua implementação.

Com base no exposto, propõe-se que um sistema de TDR no Estado de Goiás e no Distrito Federal privilegie transações que oportunizem que um NRVI mínimo de -0,382 seja atingido em cada bacia hidrográfica de 10.000 hectares, em seguida nas bacias hidrográficas de 50.000 hectares e finalmente nas de 200.000 hectares.

Um sistema de TDR com possibilidades alternativas em uma ou duas áreas pode ser usado neste sentido. No enfoque de uma única área, a averbação de Reserva Legal Extra-Propriedade e área de Servidão Florestal na mesma bacia com área mínima de 10.000 hectares poderá ser estimulada pela diminuição do percentual de 25% ou 30% para 23% sobre a área suplementar. Se não houver oportunidades de TDR na mesma bacia, devem ser buscadas opções na bacia de 50.000 hectares para um percentual complementar de 26%. Analogamente, em não havendo áreas disponíveis para TDR na mesma bacia, buscam-se opções na bacia de 200.000 hectares para um percentual complementar de 30%.

Dadas as condições de fragmentação da cobertura vegetal em Goiás e no Distrito Federal, deve ser implementado um bônus de aglomeração para estimular interligações entre fragmentos, que diminuiria progressivamente o percentual adicional até o limite inferior de 20% quanto maiores linhas de contato se obtenham entre os fragmentos e mais semelhantes forem as fitofisionomias das áreas, bem como as áreas transacionadas sejam contíguas às APPs nas interligações dos fragmentos.

Nas modalidades de TDR de duas áreas, devem ser priorizadas transações em bacias hidrográficas sobrepostas às áreas prioritárias que tenham NRVI menor que -0,382. O mesmo modelo regressivo do percentual adicional se aplicaria à realização das transações de TDR dentro das bacias de 10.000, 50.000 e 200.000 hectares.

3.5 Limites da análise

Os argumentos expostos neste trabalho assumem alguns facilitadores para seu desenvolvimento, como a estimação de APPs e os limites impostos pela escala original dos dados. Adicionalmente, esta análise e suas proposições se restringem a alguns aspectos físico-bióticos de cada bacia hidrográfica proposta. Por exemplo, diversos fatores que influenciam decisivamente os percentuais propostos para TDR em reservas legais são de natureza econômica e

socioambiental, além de diversos outros fatores físicos. É objetivo deste trabalho abrir a discussão sobre o tema para que outras áreas de especialização o examinem.

A implementação de um sistema de TDR baseado espacialmente em bacias hidrográficas abre a possibilidade de seu gerenciamento com apoio de uma Agência de Águas. Entretanto, é estratégico que o poder público se limite a implementar o aparato legal e institucional e promova a absorção de TDR pelo mercado, efetivamente como um instrumento econômico. Outrossim, ressalva-se que seu monitoramento deve ser mantido pela autoridade ambiental através de uma base de dados georreferenciados sobre desmatamento e reserva legal, preferencialmente integrado ao cadastro de imóveis rurais em execução pelo Instituto Brasileiro de Colonização e Reforma Agrária, INCRA.

Os percentuais propostos são preliminares e necessitam ser depurados sob o ponto de vista econômico e gerencial. São dependentes do perfil fundiário e potencial produtivo de cada região do Estado – caso em que uma concepção de grandes bacias, como aplicado atualmente, pode ser útil – de forma a permitir o cálculo adequado dos custos de oportunidade a serem minimizados pela TDR. Uma possibilidade é incluir no sistema uma estimativa de valor correspondente aos serviços ambientais proporcionados pelas áreas.

4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As necessidades de conservação do Cerrado Brasileiro podem ser apoiadas por um sistema de transferência de direitos de desenvolvimento (TDR). Dentre as diversas formas de aplicação deste sistema, figura a gestão de Reservas Legais Extra-Propriedade e de áreas de Servidão Florestal, como alternativas de regularização de propriedades rurais em relação ao Código Florestal. Com este enfoque, o índice normalizado de vegetação remanescente (NRVI) se revelou um indicador de paisagem e uso da terra de fácil aplicabilidade, por sua estreita correlação com as proporções percentuais de ocupação. O NRVI foi aplicado a uma divisão de Goiás e do Distrito Federal em bacias hidrográficas, geradas a partir de imagens SRTM com áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 hectares.

Tendo -0,382 como valor de NRVI de referência para o cumprimento do Código Florestal em uma dada área, quase 50% das bacias hidrográficas de Goiás e do Distrito Federal com áreas mínimas de 10.000 hectares não atingem o mínimo legalmente requerido, enquanto 18,61% das bacias possuem mais que o dobro da cobertura vegetal nativa demandada.

O aumento da escala de bacia tende a diminuir a precisão destes percentuais. De fato, as diferenças de até 4,26% na proporção de NRVI conforme a área mínima de bacia hidrográfica indicam que as escalas de bacia hidrográfica testadas geram resultados distintos. Em qualquer caso, evidencia-se a concentração de

bacias com alto NRVI no nordeste e baixo NRVI no Centro-Sul de Goiás.

As possibilidades de aplicação do NRVI por bacias hidrográficas geradas por imagens SRTM em um sistema de TDR são diversas. O uso destes instrumentos pode basear a atenuação da fragmentação de remanescentes e da concentração de reservas legais em regiões e ecossistemas específicos, estimulando economicamente o proprietário rural pela opção por TDR. Em um sistema de bacias únicas, as transações ocorreriam com referência no NRVI e priorizando um NRVI de -0,382 dentro das bacias de 10.000 hectares, depois nas bacias de 50.000 e de 200.000 hectares respectivamente. Alternativamente, em um sistema de duas bacias, podem ser privilegiadas transações em bacias que também compõem áreas prioritárias à conservação em Goiás – seguindo a mesma prioridade de ordenamento de bacias de 10.000 hectares, depois 50.000 e de 200.000 hectares.

Dentro da disponibilidade de mercado, a preferência pelas transações internamente às bacias de menor área mínima pode ser dada pelo percentual de reserva a ser compensado, que é gradualmente inferior quanto menor for a área mínima da bacia em que ocorre a transação. Adicionalmente, bônus de aglomeração até o limite inferior de 20% requerido em lei podem ser aplicados quanto maiores linhas de contato se obtiverem entre os fragmentos, mais semelhantes forem suas fitofisionomias e se os mesmos forem contíguos às APPs.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA GOIANA DO MEIO AMBIENTE – AGMA. **Agência Goiana do Meio Ambiente**. Disponível em <<http://www.agenciaambiental.go.gov.br>>. Acesso: 20 janeiro 2005.
- AGETOP / AGMA / UFG-LAPIG / Consórcio IMAGEM. **Definição de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás**. Goiânia, 2004 (CD Rom).
- BORGES, W. J. **Recursos do Fundo Constitucional do Centro-Oeste (FCO) e disparidades intra-regionais: Goiás, 2006**. Dissertação (Mestrado em Agronegócios). Programa de Pós-graduação Multi-institucional, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006. 90 p.
- CHOMITZ, K. M.. Transfer of Development Rights and Forest Protection: an exploratory analysis. **International Regional Science Review**, v. 27, n. 3, p. 348-373, Jul. 2004.
- CONSERVATION INTERNATIONAL. **Biodiversity Hotspots**. Disponível em <<http://www.biodiversityhotspots.org/xp/Hotspots/cerrado/index.xml>>. Acesso: 30 janeiro 2006.
- CORDERO, M. **Field Guide to Transfer of Development Rights (TDRs)**. 1000 Friends of Minnesota Fact Sheet, 5, 2003. Disponível em <<http://www.realtor.org/libweb.nsf/pages/fg804#topica.html>>. Acesso: 30 janeiro 2006.
- FERREIRA, L. G., YOSHIOKA, H., HUETE, A.; SANO, E. E. *et al.*, 2003. Seasonal landscape and spectral vegetation index dynamics in the Brazilian Cerrado: an analysis within the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia (LBA). **Remote Sensing of Environment**, n. 87, p. 534-550, 2003.
- FREIRE, R. G. (2004). Novos critérios para o licenciamento ambiental em Goiás. In: I Workshop de Planejamento e Uso Sustentável dos Recursos Naturais do Estado de Goiás, Goiânia, 2004. **Anais...** (CD Rom), 2004.
- FREITAS, A. J., 2000. Gestão de recursos hídricos. In.: SILVA, D. D. & PRUSKI, F. F. (Eds.) **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e legais**. Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos; Viçosa, Universidade Federal de Viçosa; Porto Alegre, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000. 659 p.
- GISWR– GIS WATER RESOURCES CONSORTIUM. **ArcGIS Hydro Data Model**. Austin, Center for Research in Water Resources, University of Texas, 2006.
- LAWRENCE, T. J. **Transfer of Development Rights**. CDFS-1264-98 Ohio State University Fact Sheet, Community Development, Land Use Series, 1998. Disponível em <<http://ohioline.osu.edu/cd-fact/1264.html>>. Acesso: 30 janeiro 2006.
- MARTINS JR., O. P. & CHAVES, F. Uso de instrumentos econômicos para a conservação da biodiversidade em Goiás: reserva legal, servidão florestal e bolsa de reserva florestal. p. 165-175. In.: FERREIRA, L. G. (Org.) **Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas**. Goiânia, SEMARH / AGMA / World Bank, 2006. 187 p. (no prelo).
- NOVAES, P. C.; FERREIRA L. G.; LOBO, F. C.; SANO E. E. The Brazilian Cerrado: a human development analysis of a hotspot biome. **Earth Interactions** (submetido).
- PARKHURST, G. M.; SHOGREN, J. F.; BASTIAN, C.; KIVI, P.; DONNER, J.; SMITH, R. B. W. Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for diversity conservation. **Ecological Economics**, n. 41, p. 305-328, 2002.
- RODRIGUES, F. H. G. **Biologia e conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas**

Emendadas, DF. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002. 96 p.

SANO, E. E.; DAMBRÓS, L.; OLIVEIRA, A. G. C.; BRITES, R. S. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás. p. 76-93. *In.*: FERREIRA, L. G. (Org.) **Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas.** Goiânia, SEMARH / AGMA / World Bank, 2006. 187 p. (no prelo).

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática.** São Paulo, Oficina de Textos, 2004. 184 p.

SCARAMUZZA, C. A. M.; MACHADO, R. B.; RODRIGUES, S. T.; RAMOS NETO, M. B.; PINAGÉ E. R.; DINIZ FILHO J. A. F. Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade em Goiás. p. 11-59. *In.*: FERREIRA, L. G. (Org.) **Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas.** Goiânia, SEMARH / AGMA / World Bank, 2006. 187 p. (no prelo).

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HIDRICOS. **Texto Final das Conferências Estaduais de Meio Ambiente. Tema IV: Gestão Territorial e Política Florestal.** Pirenópolis, SEMARH, 2005. 9 p.

RELAÇÕES ENTRE QUALIDADE DA ÁGUA E USO DO SOLO EM GOIÁS: UMA ANÁLISE À ESCALA DA PAISAGEM

BONNET, Barbara Rocha Pinto¹, FERREIRA, Laerte Guimarães² e LOBO, Fabio Carneiro³

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo principal investigar possíveis relações entre qualidade da água e uso do solo em bacias hidrográficas de abastecimento público em Goiás. Neste sentido, foram compilados dados de 174 captações, operadas pela Saneamento de Goiás entre janeiro/2002 e dezembro/2004. Médias anuais, de seca e de cheia de turbidez, cor aparente, pH, cloretos e índices de coliforme total e fecal foram relacionadas, por análise de componentes principais, em um índice de qualidade de água (IQA). Com base no mapa de cobertura e uso do solo de Goiás, à escala de 1:250.000, e um mosaico de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), foram delimitadas as bacias de 89 das captações, para as quais foi calculado um Índice Normalizado de Vegetação Remanescente (NRVI). Cor aparente, turbidez, pH, ICT e ICF estiveram aquém dos padrões legalmente requeridos em até 62,43% das captações analisadas, principalmente nos períodos de cheia, quando os piores valores de IQA são observados. Nossos resultados, ainda que preliminares e não conclusivos, demonstram que o IQA utilizado é sensível às variações sazonais e responde ao aporte de sedimentos e matéria orgânica por escoamento superficial. Da mesma forma, este índice relaciona-se, ainda que de forma tênue, às variações regionais nos valores de NRVI. Assim, novos estudos, levando em conta outros parâmetros de qualidade da água (como nitrogênio e fósforo) e diferentes escalas da paisagem (ex. zona ripária), são necessários, com vistas a uma melhor determinação destas relações.

PALAVRAS-CHAVE: uso do solo, qualidade da água, IQA, NRVI.

WATER QUALITY AND LAND USE RELATIONS IN GOIAS STATE: AN ANALYSIS AT THE LANDSCAPE SCALE

ABSTRACT

The main goal of this paper was to investigate possible relations between water quality and land use in public water-supplying watersheds in Goiás State. With this respect, data from 174 catchments, operated by Saneamento de Goiás from January/2002 to December/2004, were compiled. Annual, drought and flood season means for turbidity, apparent color, pH, chloride and total and fecal coliform indices (ICT and ICF) were related and synthesized, by principal component analysis, into a water quality index (IQA). Based on the land cover map for Goiás, at the 1:250,000 scale, and on a SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) mosaick, 89 water-supplying watersheds were delimited, for which a normalized remaining vegetation index was calculated. Apparent color, turbidity, pH, ICT and ICF did not achieve the legal

¹ Universidade Federal de Goiás – Programa de Doutorado em Ciências Ambientais
UFG/CIAMB, Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO
brpb@uol.com.br

² Universidade Federal de Goiás – Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento
UFG/IESA/LAPIG, Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO
laerte@pesquisador.cnpq.br

³ Universidade Federal de Goiás – Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento
UFG/IESA/LAPIG, Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO
geofclob@hotmail.com

required standards in up to 62,43% of the catchment data analyzed, particularly in the flood season, when the worst IQA values are observed. Our results, though preliminary and not conclusive, demonstrate that the IQA utilized responds to both the seasonal variations and to the apportion, via superficial run-off, of sediments and organic matter. Likewise, this index is also slightly related to the regional NRVI variations. In order to better determine these relations, further studies, taking into account other water quality parameters (e.g. nitrogen and phosphorous) and different landscape scales (e.g. riparian zone), are needed.

KEYWORDS: *land use, water quality, IQA, NRVI.*

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, Goiás experimentou intensa expansão de suas fronteiras agropecuárias. Entre 1980 a 2004, o Estado foi desmatado a uma taxa média efetiva de 1,14% ao ano (ANTUNES, 2004). Com isso, as formações florestais nativas foram reduzidas a cerca de 11.590.000 hectares, ou 34% do Estado, concentrados principalmente no Nordeste Goiano (SANO *et al.*, 2006). Contudo, até mesmo essa região encontra-se ameaçada, tendo sido responsável, entre 2003 e 2005, por cerca de 60% da movimentação de carvão nativo (AGMA, 2005). Este ritmo de conversão de terras se reflete em pressões sobre os demais recursos ambientais, inclusive os hídricos.

As relações entre uso do solo e as águas estão claramente demonstradas, sendo que a conversão de áreas florestadas, principalmente para o uso agrícola ou urbano, tem sido associada à diminuição da sua qualidade (FREITAS, 2000; OMETO *et al.*, 2000; GERGEL *et al.*, 2002; SANTOS, 2004; SNYDER *et al.*, 2005). Em fato, em grandes extensões territoriais, o conhecimento de parâmetros que relacionem as condições da cobertura vegetal com a qualidade desejável das águas, conforme seu uso preponderante, pode basear instrumentos de planejamento e padrões de uso do solo (RIPA *et al.*, 2006).

As condições de cobertura vegetal interferem nas vazões máximas e no potencial erosivo pluvial, ao influenciar a interceptação e infiltração das precipitações, a evapotranspiração e atenuar as variações no regime hídrico. A cobertura florestal é uma barreira física ao carreamento de sedimentos e concentra suporte à mineralização de nutrientes na solução do solo e à neutralização de compostos tóxicos e agentes patogênicos (TUCCI, 2000).

No Estado de Goiás, uma das bases de dados de qualidade das águas superficiais com maior abrangência espacial é a de monitoramento de mananciais de abastecimento público operados pela empresa Saneamento de Goiás S/A, Saneago. Compõem a base diversos parâmetros de qualidade com determinação mensal, eventual ou regular. Entre 2002 e 2004, seis variáveis foram monitoradas para 174 captações da empresa: turbidez, cor aparente, pH, cloretos, índices de coliforme total (ICT) e fecal (ICF). Elas são recomendadas para investigação de qualidade de águas de abastecimento superficiais, embora sabor e odor, temperatura, alcalinidade e acidez, ferro e manganês, nitrogênio e algas também o sejam (SPERLING, 1996).

A cor pode ser causada por metais como ferro e manganês, sólidos dissolvidos como ácidos húmicos e fúlvicos relacionados ao solo, algas e outras formas de matéria orgânica dissolvida, oriundos do ambiente natural ou eventualmente de efluentes domésticos e industriais (OMS, 1995; SPERLING 1996). A turbidez representa a interferência com a passagem de luz através da água, atribuída à presença, tamanho e cargas elétricas dos sólidos em suspensão. Pode ser

natural ou provocada pelo plâncton e outras formas de matéria orgânica, partículas de silte, argila e rocha e compostos metálicos (SPERLING, 1996).

O pH é a concentração de íons hidrogênio H⁺ em escala anti-logarítmica, indicando a acidez, neutralidade ou basicidade da água numa faixa de zero a 14. No meio natural está associado à dissolução de rochas, à absorção de gases da atmosfera, à oxidação da matéria orgânica e à fotossíntese. Pode também estar associado a efluentes domésticos e industriais (SPERLING, 1996). Cloretos resultam da dissolução natural de minerais sobre os sólidos dissolvidos, mas também podem estar associados a efluentes domésticos ou industriais (OMS, 1995). Figuram como indicadores genéricos de desflorestamento ou se associam à irrigação e ao uso intensivo de agroquímicos (HERLIHY *et al.*, 1998 *in* OMETO *et al.*, 2000).

O ICT é um indicador de qualidade da água por sua facilidade de identificação e contagem (SPERLING, 1996). O grupo dos coliformes compreende bactérias que podem estar nas fezes humanas ou de outros animais homeotérmicos, como também em águas ricas em nutrientes, solo e fitomassa em degradação. Mais específico, o ICF – associado ao grupo do qual faz parte *Escherichia coli* – reflete a probabilidade de ocorrência de outros patógenos associados a enfermidades de veiculação hídrica (OMS, 1995; SPERLING, 1996).

A revogação da Resolução CONAMA 020/86 em favor da Resolução CONAMA 357/05 ensejou a adoção de coliformes termotolerantes como indicadores biológicos de qualidade da água, em detrimento do ICT e do ICF. Os padrões de turbidez, pH e cloretos para águas superficiais de Classe 2 de uso preponderante (referência para águas não classificadas especificamente, como ocorre em Goiás) não foram alterados, tendo se mantido em 100 NTU, 6 a 9 e 250 mg/L, respectivamente. O padrão de cor se manteve igual (75 uH) mas foi definido como de cor verdadeira, determinada após centrifugação. Os padrões para ICT e ICF foram alterados de 5000 NMP/100 mL e 1000 NMP/1000 mL, respectivamente, para 1000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes. Os dados em avaliação datam de 2002 a 2004, quando ainda vigorava a Resolução CONAMA 020/86.

Não há um indicador de qualidade de água único e padronizável para qualquer sistema hídrico. Uma forma de avaliar objetivamente estas variações é a combinação de parâmetros de diferentes dimensões, em índices que os reflitam conjuntamente em uma distribuição amostral no espaço e no tempo (TOLEDO & NICOLELLA, 2002). Trata-se dos índices de qualidade da água, IQAs, que vêm sendo largamente usados em monitoramento há algum tempo (DINIUS, 1987; CUDE, 2001).

Uma instituição pioneira no Brasil no uso de IQAs foi a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, CETESB (CONTE *et al.*, 2000), que utilizou de 1975 a 2001 um IQA desenvolvido a partir de estudos da *National Sanitation Foundation*, em 1970, nos Estados Unidos. O IQA da CETESB combina nove parâmetros, atribuindo a cada um deles um peso relativo: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ICF, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez (CETESB, 2006).

Desde 2002 a CETESB utiliza três índices, específicos aos usos de cada recurso hídrico: abastecimento público (IAP), proteção da vida aquática (IVA) e balneabilidade. O IAP consiste na multiplicação do IQA por um indicador conjunto da presença de substâncias tóxicas e que afetam a qualidade organoléptica. O IVA incorpora parâmetros de ecotoxicidade, pH e OD e de estado trófico, obtido pela combinação das variáveis transparência, clorofila a e fósforo total (CETESB, 2006). Já o *Oregon Water Quality Index*,

OWQI, integra temperatura, OD, DBO, pH, amônia e nitratos, fósforo total, sólidos totais e ICF. Desenvolvido e atualizado desde a década de 1970, o OWQI é voltado ao uso geral e recreacional das águas superficiais (CUDE, 2001).

Diversos outros índices foram desenvolvidos com base em características físico-químicas da água ou a partir de indicadores biológicos, cabendo ajustes nos pesos e parâmetros para adequação à realidade regional. Usualmente, estes IQAs são baseados em poucas variáveis (GERGEL *et al.*, 2002), cuja definição deve refletir as alterações potenciais ou efetivas, naturais ou antrópicas, que ela sofre (TOLEDO & NICOLELLA, 2002).

Ao serem relacionadas a indicadores de qualidade da água, diversas métricas de paisagem e uso do solo podem refletir a intensidade das alterações antrópicas, principalmente no âmbito da bacia hidrográfica (GERGEL *et al.*, 2002; HOULAHAN & FINDLAY, 2004). A própria legislação florestal brasileira (Lei 4771/1965 e suas atualizações) expõe a conveniência pela gestão territorial por bacias hidrográficas, instituídas como unidades de planejamento ambiental no Brasil pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9433/1997).

Neste sentido, Ometo *et al.* (2000) desenvolveram um índice de uso do solo (*Land Use Index, LUI*) formado pela soma, ponderada por valores arbitrários, das áreas percentuais ocupadas pela forma de uso do solo mais importante em cada sub-bacia componente de uma bacia de drenagem de maior porte, à qual se relacionaram variáveis de sólidos suspensos totais e nitratos. Um índice semelhante foi proposto por FIDALGO *et al.* (2003). Outras métricas são baseadas na diversidade das formas de uso na paisagem e aquelas baseadas no percentual de cobertura vegetal (MEADOR & GOLDSTEIN, 2003).

Bonnet *et al.* (2006) propuseram um índice normalizado de vegetação remanescente (*Normalized Remaining Vegetation Index, NRVI*), diretamente proporcional ao percentual de cobertura vegetal remanescente de uma determinada bacia hidrográfica, variando de -1 a +1. Um NRVI igual a 1 indica uma bacia totalmente ocupada por cobertura vegetal nativa, enquanto um NRVI igual a -1 indica que toda a bacia se encontra sob uso agropecuário. Para áreas equânimes entre remanescentes e áreas em uso, o índice é igual a zero. O NRVI é adimensional e atenua a importância da área dentro as bacias, o que facilita a verificação de correlações do uso do solo com variáveis contidas em outros índices adimensionais, como o IQA.

A legislação florestal brasileira estabelece uma área mínima de cobertura vegetal nativa em cada bacia em Goiás de 20% de Reserva Legal e 10,9% de áreas de preservação permanente, assim estimadas por Bonnet *et al.* (2006) a partir de um *buffer* com largura média de 100 m em torno de cada margem de cursos d'água detectáveis à escala 1:250.000. Considerando-se a proporcionalidade entre o NRVI e o percentual de remanescentes, um NRVI igual a -0.382 equivale à presença de 30,9% de remanescentes de cobertura vegetal em cada bacia, correspondentes à área mínima legalmente requerida.

As duas escalas extremas de mensuração de indicadores de paisagem são a totalidade da bacia e a zona ripária (RIBEIRO *et al.*, 2005). Ambas já se mostraram úteis como preditoras de variáveis físicas e químicas (GERGEL *et al.*, 2002). Ao avaliar 503 bacias nos Estados Unidos, Baker *et al.* (2006) constataram relações distintas entre o uso do solo na bacia inteira e na zona ripária em diferentes regiões fisiográficas. Para Meador & Goldstein (2003), aspectos como geologia e uso do solo podem ser mais importantes que as próprias zonas ripárias na restauração de ambientes lóticos.

Também se constata facilmente o efeito da vegetação e da paisagem na zona ripária sobre a qualidade das águas (MIRANDA JÚNIOR, 2002; GERGEL *et al.*, 2002). Meador & Goldstein (2003) associaram indicadores métricos desfavoráveis na zona ripária à contaminação difusa da água. Em verdade, como destacam Snyder *et al.* (2005), as práticas de gestão da qualidade da água devem focar a quantidade de remanescentes florestais de preservação permanente e a cobertura arbórea, tanto na bacia inteira quanto na zona ripária.

No sentido de contribuir para esta discussão, este trabalho teve como principal objetivo investigar relações entre a qualidade da água e o uso do solo em bacias hidrográficas de mananciais superficiais de abastecimento público em Goiás. Especificamente, buscou sintetizar uma base de dados de qualidade da água a partir dos parâmetros disponíveis e integrá-los em IQAs anual e sazonais, bem como espacializar estas bacias de captação e aplicar o NRVI para a totalidade de suas áreas. Em seguida, foram avaliadas as relações entre os IQAs produzidos e a proporção de remanescentes, em função dos respectivos valores de NRVI para as bacias de manancial utilizadas no Estado.

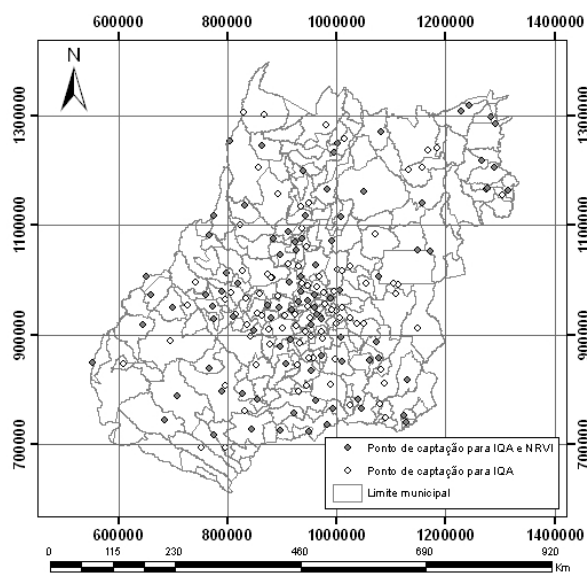
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Aquisição de dados

Dados analíticos e cartográficos foram adquiridos de diferentes fontes para este trabalho. Junto à Saneago foram obtidos resultados de análises de parâmetros de qualidade da água superficial para 174 pontos de captação, operados pela empresa entre janeiro de 2002 e dezembro de 2004. Os métodos analíticos utilizados pela Saneago estão de acordo com APHA (1998). Embora se dispusesse de uma variedade de 27 parâmetros de qualidade coletados mensal ou eventualmente dentre os pontos de captação, apenas seis deles tiveram regularidade de amostragem em todos os pontos ao longo do período: turbidez, cor aparente, pH, cloretos, ICT e ICF. Estes parâmetros foram utilizados para o ordenamento de uma base de dados.

Os dados cartográficos incluíram o mapa de uso do solo em Goiás, elaborado no âmbito do projeto *Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás* a partir de imagens de satélite Landsat 7 ETM+ de 2002 e 2003, na escala original de 1:250.000 (SANO *et al.*, 2006) e um mosaico de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), compreendendo 72 imagens, geradas em 2000 e distribuídas pelo *United States National Geological Survey*, com *tile* de 1 grau geográfico e resolução espacial de 91,63 m.

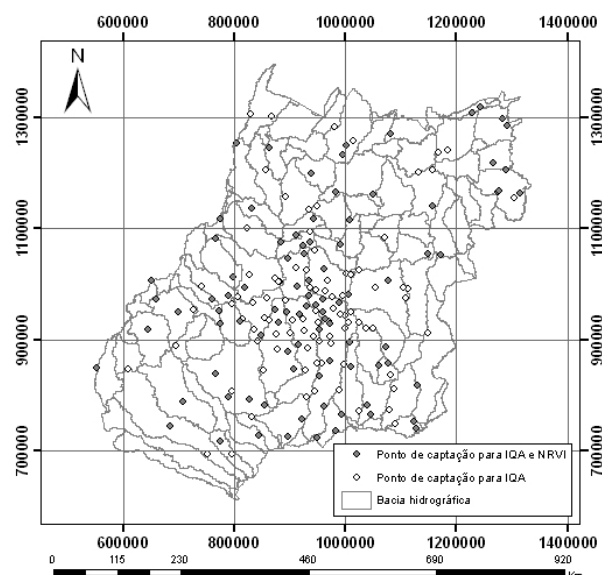
Houve preocupação em utilizar um conjunto de dados que refletisse a variabilidade temporal dos parâmetros de qualidade da água – pela adoção de uma série histórica de três anos consecutivos – como também uma distribuição espacial que abarcasse as diversas paisagens do Estado. As Figuras 1 e 2 ilustram a disposição dos 174 pontos de captação sobre mapas de divisão municipal e de bacias hidrográficas com área mínima de 200.000 hectares, produzidas para o Estado por Bonnet *et al.* (2006). Todos os pontos de captação foram considerados para a estimativa de um IQA. Por outro lado, bacias de captação com área inferior a 500 ha foram desconsideradas na determinação do NRVI, o que resultou em uma coleção de 89 pontos, destacados nas Figuras.



Sistema de projeção de Albers, Datum SAD 69
Meridiano Central -49,00, Paralelo Padrão 1 -14,00, Paralelo Padrão 2 -18,00

Figura 1 - Distribuição espacial dos pontos de captação em relação aos municípios de Goiás.

Figure 1 - Spatial distribution of catchment points regarding the municipalities of Goiás.



Sistema de projeção de Albers, Datum SAD 69
Meridiano Central -49,00, Paralelo Padrão 1 -14,00, Paralelo Padrão 2 -18,00

Figura 2 - Distribuição espacial dos pontos de captação em relação às bacias hidrográficas com área mínima de 200.000 hectares em Goiás.

Figure 2 - Spatial distribution of catchment points in relation to watersheds with minimum area of 200,000 hectares in Goiás.

2.2. Processamento e análise de dados

Os dados de qualidade da água foram revisados para a retirada de inconsistências do conjunto. Valores de ICT menores que os de ICF na mesma análise e extremos de diluição de amostras, com resultados maiores que 1.000.000 NMP/100 mL foram ignorados. Dados de cor aparente ou turbidez maiores que 1.000 uH ou 1.000 NTU, respectivamente, sem resultados proporcionais no restante dos dados, ou valores superiores a 5.000 uH ou 5.000 NTU em coleções com resultados proporcionalmente altos, foram retirados.

Dos parâmetros, foram obtidas médias anuais por ponto, considerando todos os meses do período, bem como médias de seca e de cheia, a partir dos dados dos quadrimestres mais secos e mais úmidos no período, respectivamente. Todas as médias foram transformadas por logaritmo natural. Cassetti (*com. pess.*) indica regionalmente um retardo de cerca de 30 dias entre os ritmos pluviométricos e fluviométricos, pelo quê o quadrimestre de seca foi considerado entre junho e setembro e o de cheia, entre janeiro e abril.

As médias dos seis parâmetros selecionados, considerando-se os 174 pontos, foram submetidas a uma análise de componentes principais para as médias anuais, de seca e de cheia. Da análise, foram produzidas matrizes de correlação entre os parâmetros, auto-valores relativos à variância total dos dados distribuída em seis componentes, bem como um conjunto auto-vetores proporcionais à contribuição de cada parâmetro nos respectivos componentes. Assim, foi obtido um IQA associado a cada componente (equação 1):

$$IQA_n = \sum (p_1 \cdot c_n; p_6 \cdot c_n) \quad (1)$$

Onde p = valor de cada um dos seis parâmetros e c = coeficiente (peso) do auto-vetor n .

A partir dos seis IQAs (equação 1) foi também produzido um IQA ponderado, conforme o respectivo percentual de explicação da variância total em cada componente (equação 2):

$$IQA_p = \sum (IQA_1.\%_1:IQA_6.\%_6) \quad (2)$$

Onde $IQA_{1:6}$ = valor de IQA para cada componente e $\%$ = percentual de explicação da variância total dos dados em cada auto-valor.

Os dados foram obtidos para médias anuais, de seca e de cheia. Também foi inferido um índice de contraste sazonal entre os IQAs de seca e de cheia para cada ponto de captação (equação 3):

$$\text{Índice de contraste sazonal} = (IQA_1 \text{ cheia} - IQA_1 \text{ seca})/IQA_1 \text{ cheia} \quad (3)$$

Em relação às bacias hidrográficas geradas a partir das imagens SRTM, inicialmente procedeu-se à correção de *gaps* e geração de um mosaico, através do *software* ENVI 4.0. O mosaico foi processado com o *software* ArcGIS, acrescido das funcionalidades ArcHydro (GISWR, 2006), com o qual foi produzido um MDT (Modelo Digital do Terreno) hidrologicamente coerente, através da função “*fill sinks*”. Em seguida foram gerados os limites das bacias hidrográficas, tendo como exutórios os 174 pontos de captação. Conforme já mencionado, do conjunto de bacias espacializadas, foram retiradas aquelas com área inferior a 500 hectares, haja vista limitações de escala. Assim, ao todo, foram analisadas 89 bacias.

Para o cálculo do NRVI, as formas de uso e cobertura da terra, mapeadas à escala de semi-detalhe, foram reunidas em duas categorias: **uso**, compreendendo as classes *cultura anual*, *cultura em pivô central* e *pastagem* e **cobertura vegetal nativa**, compreendendo as classes *floresta estacional decidual submontana e montana*; *floresta estacional semidecidual aluvial, de terras baixas, submontana e montana*; *formações pioneiras fluviais e/ou lacustres*; *savana arborizada, florestada, gramíneo lenhosa e savana parque*. As formas *água*, *reflorestamentos*, *sítios urbanos*, *solo exposto* e *nuvens* foram desconsideradas. Tendo por base a área e perímetro de cada bacia de captação, bem como de cada polígono de *uso* e *remanescente* dentro das mesmas, foi calculado o NRVI (equação 4):

$$NRVI = \frac{\text{área}_{\text{remanescente}} - \text{área}_{\text{uso}}}{\text{área}_{\text{remanescente}} + \text{área}_{\text{uso}}} \quad (4)$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Parâmetros de qualidade da água e suas correlações

Os parâmetros utilizados no IQA para médias anuais, de seca e de cheia nos pontos de captação e períodos avaliados são sumarizados no Quadro 1. Em relação aos padrões requeridos pelas Resoluções CONAMA 001/86 e 357/05 para águas de Classe 2, a única variável totalmente em conformidade foram cloretos, seguida pelo pH e pela turbidez, com pequeno percentual de valores afastados do padrão.

Quadro 1 – Parâmetros de qualidade da água analisados: estatística descritiva e padrões legais.

Table 1 – Water quality parameters analyzed: descriptive statistics and legal standards.

Parâmetro	Turbidez	Cor	pH	Cloretos	ICT	ICF	
Unidade	NTU	uH		mg/L	NMP/100 mL	NMP/100 mL	
Padrão CONAMA 020/86*	100	75	6 a 9	250	5000	1000	
Padrão CONAMA 357/05*	100	75	6 a 9	250	1000 NMP/100 mL		
anual	Valor mínimo	0,23	0,00	5,6	0,26	6,00	3,00
	Valor máximo	190,35	438,08	7,7	30,19	105.836,57	32.712,18
	Média	28,98	80,21	7,0	8,78	9.034,92	4.080,69
	Coefficiente de variação	1,06	1,00	0,06	0,81	1,60	1,47
	Não conformidade %	5,52	37,57	2,76	0,00	38,67	60,22
seca	Valor mínimo	0,00	0,00	5,5	0,00	3,00	3,00
	Valor máximo	49,95	184,50	7,9	37,68	219.246,67	29.192,09
	Média	8,72	33,15	7,0	8,73	8.425,56	2.512,12
	Coefficiente de variação	0,83	1,01	0,07	0,89	2,84	1,89
	Não conformidade %	0,00	9,71	4,00	0,00	28,74	45,40
cheia	Valor mínimo	0,30	4,56	5,4	0,36	50,00	3,00
	Valor máximo	419,86	865,15	8,9	21,33	119.475,00	64.275,00
	Média	54,57	138,29	6,9	8,11	9.906,68	5.230,99
	Coefficiente de variação	1,16	1,02	0,07	0,81	1,47	1,81
	Não conformidade %	16,76	60,12	4,05	0,00	45,09	62,43

* Valores para águas de Classe 2 de uso preponderante em ambas as Resoluções.

Por outro lado, resultados não-conformes para as variáveis ICT e ICF chegam a 62,43% (ICF na cheia), nunca sendo inferiores a 28,74% (ICT na seca). À exceção do pH, em face de seu *range*, o coeficiente de variação dos parâmetros é bastante alto, tanto na média anual como nas sazonais. Isto se justifica pela própria natureza dos dados e pelas múltiplas influências que podem sofrer (TOLEDO & NICOLELLA, 2002). Não obstante, picos de turbidez, cor e ICF são essencialmente associados à cheia.

Tanto as médias anuais como as sazonais evidenciam maiores correlações entre ICT x ICF e cor aparente x turbidez. As correlações ICT x pH e ICF x pH se destacam na cheia e na seca, embora sejam bem menores nas médias anuais. Para os parâmetros de cheia e médias anuais, destacam-se correlações ICT x cor aparente e ICF x cor aparente, que diminuem na média de seca. Durante a cheia aumentam também as correlações ICT x turbidez e ICF x turbidez e entre pH x cor e pH turbidez. A Figura 3 sintetiza estas correlações.

Enquanto a Resolução CONAMA 001/86 propunha implicitamente uma proporção de 1:5 entre ICF e ICT, os dados analisados neste trabalho indicam uma proporção de aproximadamente 1:3 na média anual, 1:7,5 na seca e quase 1:2 na cheia. Da mesma forma, as correlações ICF x ICT foram as mais altas constatadas nos IQA₁ anual e sazonais. A grande dispersão do ICT, em face da diversidade de *habitats* afetados aos coliformes, o limita como preditor da ocorrência de patógenos. Por sua vez, o ICF tem forte contribuição de *E. coli* em sua composição – única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo é o trato intestinal humano e o de animais homeotérmicos, onde ocorre com grande densidade – pelo quê é indicador de tal contaminação (SPERLING, 1996; OMS, 1995).

Em relação à cor aparente, que é em parte atribuível à turbidez, é esperada correlação entre estas variáveis. Há também relações entre a cor e a presença de matéria orgânica dissolvida e

de ferro, em que cumpre lembrar que solos férricos são comuns no Estado de Goiás. A turbidez pode estar relacionada ao aporte de efluentes, à erosão e a patógenos, que podem se adsorver e proliferar dentre os sólidos em suspensão que a determinam (OMS, 1995). Estas duas possibilidades devem ser consideradas nas bacias estudadas, tendo em vista as correlações mútuas entre ICT, ICF, turbidez e cor aparente, especialmente nas médias de cheia.

As relações entre pH e as variáveis ICT, ICF, cor aparente e turbidez são menos típicas. Outros autores constataram correlações de pH com variáveis que não puderam ser incluídas neste IQA, como temperatura (CARVALHO *et al.*, 2000), OD (TOLEDO & NICOLELLA, 2002) e DBO (PIMENTEL, 2003). Tendo em vista que foram considerados pontos amostrais em todo o território goiano, não se espera que as alterações de pH estejam associadas a unidades geológicas específicas ou à absorção de gases da atmosfera (SPERLING, 1996). Em fato, as variações de pH parecem estar mais associadas as variáveis afins à matéria orgânica em sedimentos, como ICT e ICF, cor aparente e turbidez, haja vista as correlações observadas e o forte caráter sazonal que estas apresentam.

Embora poucos, e ainda que não tenham sido obtidas correlações consistentes para cloretos, os parâmetros utilizados no IQA estão associados, em alguma instância, ao aporte aos cursos d'água de sedimentos com matéria orgânica adsorvida, associados ao uso agropecuário da terra. Estas correlações se maximizam em época de cheia, sugerindo que a contribuição do escoamento superficial seja determinante para as variações de qualidade da água em mananciais de abastecimento públicos superficiais de Goiás.

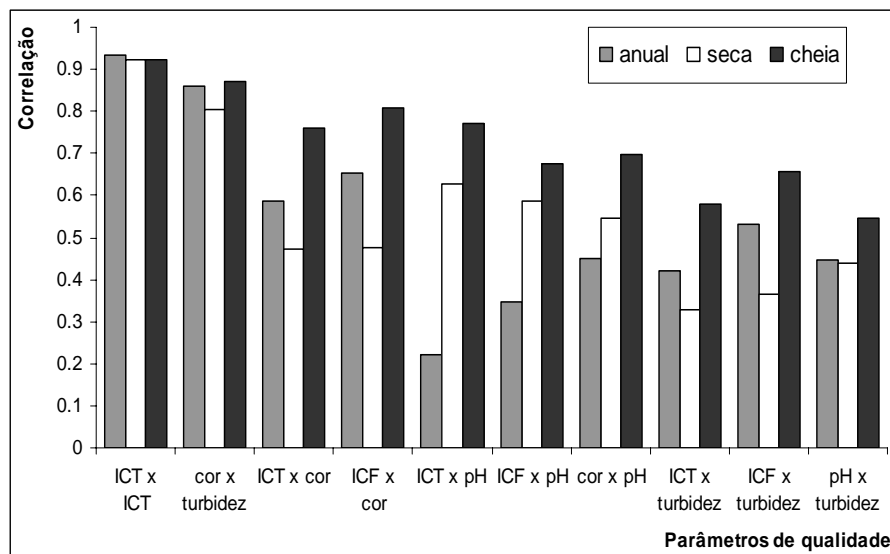


Figura 3 - Correlação entre os parâmetros de qualidade de água analisados.
 Figure 3 – Correlation between the analyzed water quality parameters..

3.2. IQA anual e sazonais

A análise de componentes principais apontou que o IQA₁, obtido através da ponderação dos parâmetros em função dos coeficientes do auto-vetor 1, explica respectivamente 54,16%, 54,02% e 66,02% da variância total das médias anual, de seca e de cheia (Figura 4). São valores compatíveis com aqueles obtidos por Toledo & Nicolella (2002) para uma bacia hidrográfica sob múltiplos usos no interior paulista, que formularam um IQA a partir da primeira componente principal, detentora de 47% da variância total dos dados.

Comparativamente ao IQA_p , ponderado segundo os respectivos auto-valores, a representatividade do IQA_1 é também corroborada pelos elevados r^2 entre os dois índices: 0,98, 0,96 e 0,99 para as médias anual, de seca e cheia, respectivamente. Em face disso, o IQA_1 foi adotado neste trabalho.

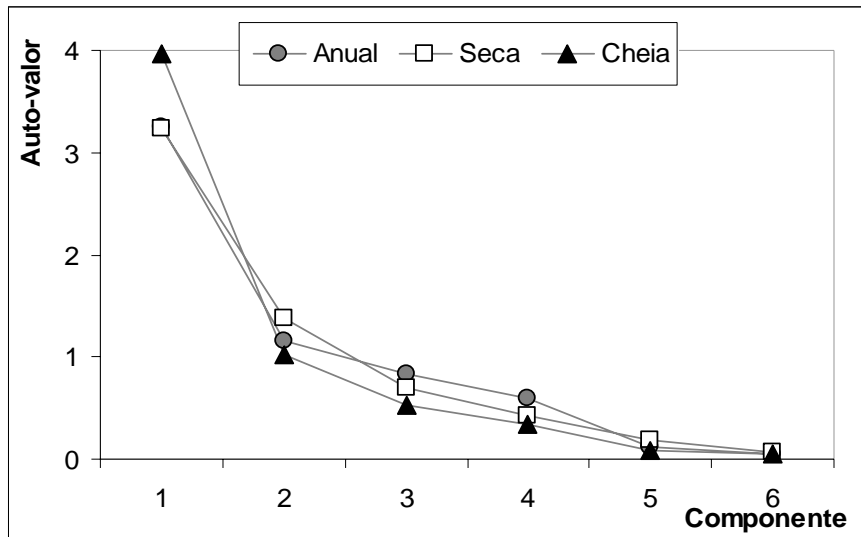


Figura 4 - Auto-valores de cada componente em relação ao conjunto de dados anual, de seca e cheia.

Figure 4 - Eigen-values of each component according to the annual, drought and flood datasets.

Os coeficientes (pesos) do auto-vetor 1 para cada parâmetro de IQA_1 anual, de seca e de cheia são mostrados na Figura 5. Os parâmetros com maiores pesos são cor aparente, ICF e turbidez para médias anuais, ICT, ICF e cor aparente para médias de seca e cor aparente, ICT e ICF para médias de cheia, nesta ordem. É interessante observar que estes parâmetros correspondem àqueles com os maiores valores de correlação (Figuras 3 e 5).

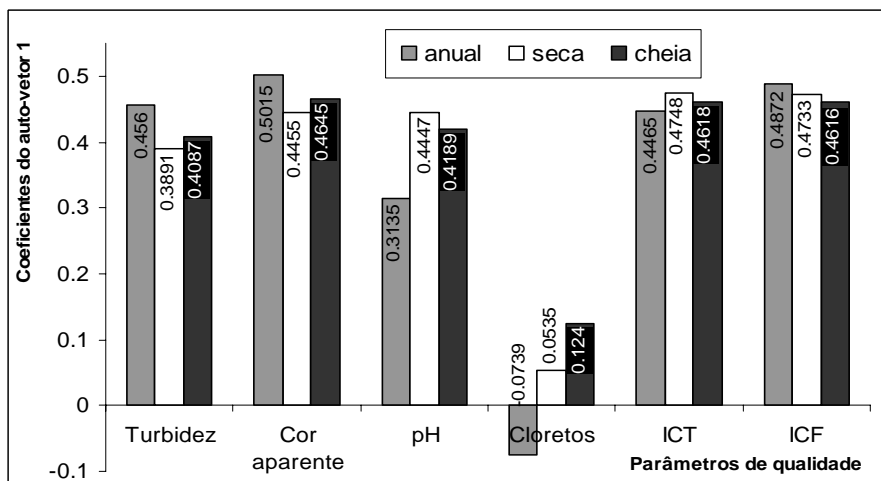


Figura 5 - Coeficientes (pesos) anual e sazonais do auto-vetor 1.

Figure 5 - Eigen-vector 1 annual and seasonal coefficients (loadings).

Os IQAs anual, de seca e de cheia são inversamente proporcionais à qualidade desejável da água. Isto se baseia no fato de que os parâmetros utilizados, à exceção do pH, têm padrões

expressos em valores máximos permissíveis por classe de uso preponderante, nas Resoluções CONAMA 001/86 e 357/05.

O Quadro 2 mostra os valores de IQA_1 para médias anual, de seca e de cheia nos pontos de captação e períodos avaliados. As maiores variações ocorreram para o IQA_1 anual e a melhor qualidade da água se refletiu no IQA_1 de seca. Os coeficientes de variação foram baixos em relação àqueles constatados por Toledo & Nicorella (2002), o que pode ser consequência da logaritimização dos dados, que confere certa estabilidade aos IQA_1 produzidos.

Quadro 2 – IQA_1 anual, de seca e de cheia analisados: estatística descritiva.

Table 2 – Annual, drought and flood IQA_1 analyzed: descriptive statistics.

Parâmetro	IQA_1 anual	IQA_1 seca	IQA_1 cheia
Valor máximo	6,60	6,12	7,02
Valor mínimo	1,12	1,50	2,55
Média	4,92	4,41	5,27
Coefficiente de Variação	0,20	0,18	0,18
Range	5,50	4,62	4,47
Assimetria	-1,04	-0,73	-0,42
Curtose	2,25	1,42	0,06

Em relação à distribuição de frequência dos valores de IQA_1 anual, de seca e de cheia, observa-se, nesta ordem, uma progressiva tendência à normalidade (Figura 6 e Quadro 2). Quanto ao contraste sazonal, este variou entre -38% e +45%, com um coeficiente de variação relativamente expressivo (0,761), o que sugere certa inconstância na variabilidade temporal dos parâmetros.

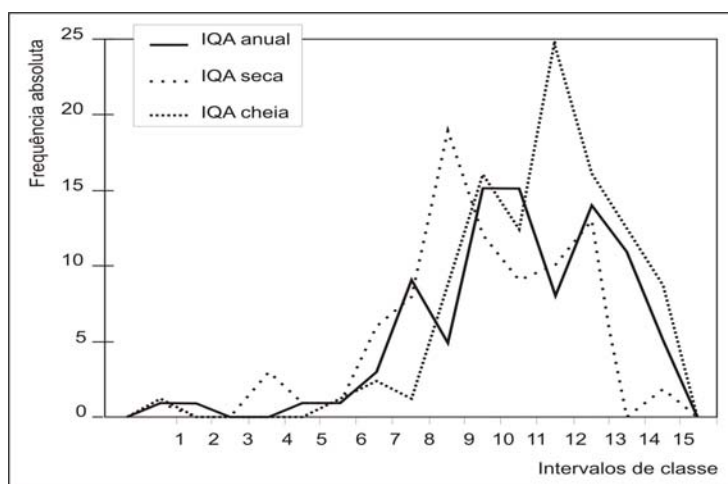


Figura 6 - Distribuição de frequência dos valores de IQA_1 anual e sazonais.

Figure 6 - Distribution curves of annual and seasonal IQA_1 values.

3.3. NRVI e suas relações com o IQA

O NRVI entre as bacias de captação avaliadas variou entre os valores extremos de -1 e +1, com valor médio de -0,5327 e coeficiente de variação de 0,905. O valor mínimo de referência de NRVI, de -0,382, é atendido por apenas 31,52% das 89 bacias de captação avaliadas, sendo que 11,95% destas se encontram integralmente convertidas (Quadro 3).

Quadro 3 – Distribuição de valores de NRVI nas bacias de captação.

Table 3 - NRVI values distribution in the catchment watersheds.

Valor de NRVI por bacia de captação	Frequência relativa (%)
NRVI = - 1	11,95
-0,99 < NRVI < -0,382	56,52
-0,382 < NRVI < 1	31,52
Total	100

Como mostra a Figura 7, as 28 bacias que atendem ao NRVI mínimo se concentram no nordeste goiano e têm área proporcionalmente pequena, ocupando um total de 7.455.867 hectares, frequentemente localizados em altitudes e declividades acentuadas. As 61 bacias que não atendem o NRVI mínimo, com área total de 41.050.043 hectares, predominam no centro-sul do Estado. Em geral, ocupam regiões com declividade mais suave e solos de maior aptidão agrícola. Vale ressaltar que as bacias de captação com alto NRVI no nordeste se associam a alguns dos municípios com menor índice de desenvolvimento humano municipal (IDHm) em Goiás, enquanto no centro-sul ocorrem os maiores IDHm (NOVAES *et al.*, 2006).

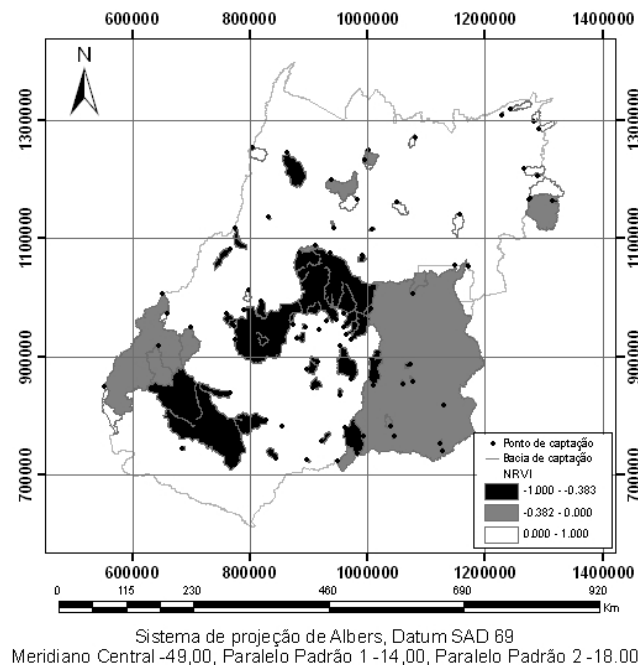


Figura 7 – Distribuição espacial dos pontos em relação às bacias de captação e respectivos valores de NRVI.

Figure 7 - Spatial distribution of catchment points in relation to the watersheds and their respective NRVI values.

As Figuras 8 a 10 ilustram as relações do IQA₁ anual, de seca e de cheia com os valores de NRVI nas bacias de captação estudadas. Os índices se relacionam por equações polinomiais quadráticas com pequenos coeficientes de determinação, sendo que a dependência que melhor se caracteriza é aquela entre o NRVI e o IQA₁ anual ($r^2 = 0,1245$).

Apesar dos baixos valores de r^2 , é interessante observar a tendência à concentração de valores de IQA₁ mais altos nas bacias com NRVI inferior a -0,382. Isto sugere uma relação, ainda que sutil, entre uso do solo e qualidade da água para os parâmetros avaliados, com valores semelhantes de IQA₁ anual e de cheia (aproximadamente 4 a 6,5) e valores de IQA₁ de seca

um pouco menores, mas com similar amplitude (cerca de 3,5 a 6). Confirmando esta tendência, mais de 78% dos pontos de captação com valores de IQA anual e/ou sazonais superiores a um desvio padrão se encontram em bacias com NRVI aquém do valor mínimo de referência.

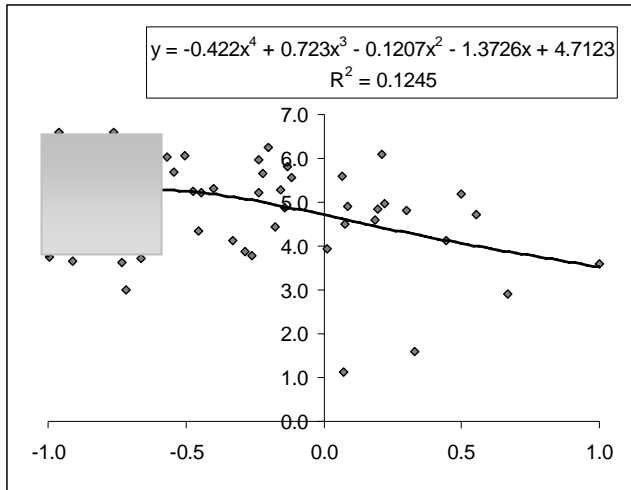


Figura 8 - Regressão entre IQA₁ anual e NRVI.
Figure 8 - Regression between annual IQA₁ and NRVI.

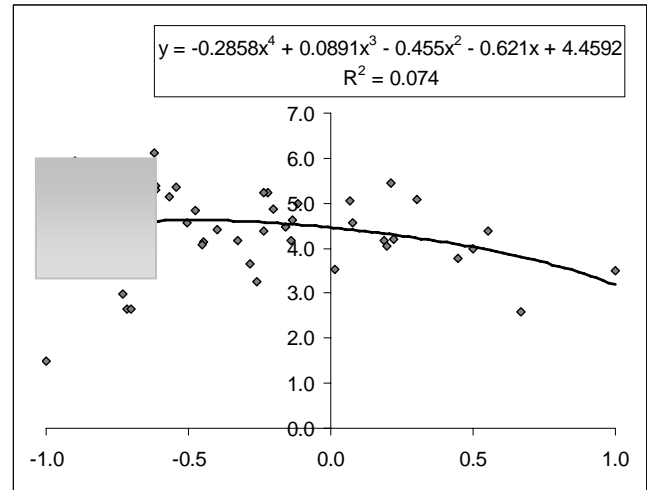


Figura 9 - Regressão entre IQA₁ de seca e NRVI.
Figure 9 - Regression between drought IQA₁ and NRVI.

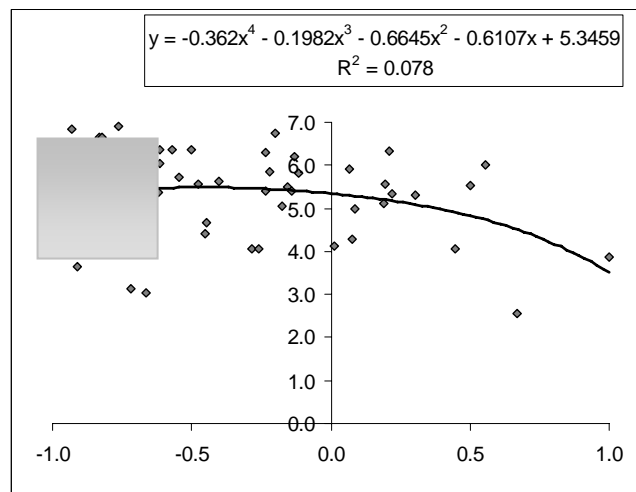


Figura 10 - Regressão entre IQA₁ de cheia e NRVI.
Figure 10 - Regression between flood IQA₁ and NRVI.

Em fato, as figuras 8 a 10 sugerem que a variação nos valores de IQA₁ depende tanto de um controle regional (associado às amplas variações do NRVI), quanto de um componente mais localizado, restrito às áreas intensamente convertidas (valores de NRVI próximos a -1) e urbanizadas. Com vistas a discernir o efeito destes componentes, duas alternativas podem ser investigadas. A primeira é a agregação ao IQA₁ proposto de variáveis nutricionais, como o nitrogênio e o fósforo, cujas concentrações na água são particularmente sensíveis às atividades agropastoris nas respectivas bacias (BENETTI & BIDONE, 2000; REED & CARPENTER, 2002; RIPA *et al.*, 2006). Da mesma forma, o uso de indicadores de uso do solo na escala paisagística de zona ripária, mais afeitos ao aporte de matéria orgânica, por exemplo, pode influenciar significativamente a relação entre IQA₁ e NRVI (HOULAHAN & FINDLAY, 2004; MEADOR & GOLDSTEIN, 2003; GERGEL *et al.*, 2002).

4. CONCLUSÃO

Da investigação das relações entre o uso do solo e a qualidade da água, a partir de uma série histórica de três anos, tendo como unidades de paisagem bacias hidrográficas de abastecimento público em Goiás, conclui-se que:

1. Os parâmetros de cor aparente, turbidez, pH e índices de coliformes totais e fecais (ICT e ICF) nos pontos de captação amostrados, se revelam aquém dos padrões legalmente requeridos em até 62,43% dos resultados (como para ICF em médias de cheia), com picos de turbidez, cor e coliformes fecais associados à cheia.
2. As maiores correlações entre parâmetros ocorreram entre ICT x ICF e cor aparente x turbidez. As relações de pH, cor aparente e turbidez e seu forte caráter sazonal são afins ao aporte de matéria orgânica e ferro, adsorvidos a sedimentos carregados por escoamento superficial, associados ao uso agropecuário da terra. O alto ICF indica que parte da matéria orgânica é de origem fecal.
3. O IQA₁ adotado neste trabalho explica pelo menos 54,02% da variância total das médias. Os parâmetros com maior peso foram cor aparente, ICF, ICT e turbidez. O IQA₁ é inversamente proporcional à qualidade desejável da água e concentrou pontos em intervalos de qualidade da água mais comprometida, principalmente na cheia. O IQA₁ de seca indica melhor qualidade da água em relação às médias anuais. O uso de IQAs sazonais específicos na região favorece a precisão das inferências.
4. O IQA₁ proposto se revelou um indicador sensível ao aporte de sedimentos e matéria orgânica a eles adsorvida, por escoamento superficial. As chuvas de grande erosividade usualmente associadas ao início e fim da estação chuvosa podem intensificar o aporte de sedimentos. A importância do ICF em sua componente o faz também associável ao uso pastoril da terra.
5. O NRVI mínimo para atender aos requisitos legais é atingido em apenas 31,52% das bacias avaliadas. Estas bacias se concentram no nordeste goiano, têm pequeno porte e situam-se sobre relevo movimentado, em municípios com baixo IDHm em relação ao centro-sul do Estado.
6. Ainda que de forma tênue, os nossos resultados sugerem uma certa dependência do IQA₁ em relação ao NRVI. Esta dependência, principalmente de caráter regional, precisa ser melhor investigada.
7. Em particular, recomenda-se a agregação ao IQA₁ de variáveis nutricionais e de sólidos, de forma a aumentar a sensibilidade deste índice aos usos agropastoris da terra. Estes parâmetros não estão disponíveis de forma consistente para todo o Estado, mas contam com séries históricas em bacias específicas, como as do rio Meia Ponte (AGMA, 2006) e do ribeirão João Leite (INTERPLAN, 2001).
8. Recomenda-se também investigar o NRVI ou outros indicadores de uso do solo na escala de zona ripária, já que as relações entre algumas variáveis do IQA e esta porção da paisagem tendem a ser mais marcantes.
9. Enfim, é imprescindível a realização de novos estudos com o objetivo de melhor se entender as relações entre cobertura e uso do solo e qualidade da água. Somente a partir deste entendimento, sistemático e abrangente, será possível a efetiva e eficaz gestão ambiental e territorial no Estado de Goiás, tendo como unidade a bacia hidrográfica e como precursor a manutenção da disponibilidade quali-quantitativa da água em bacias de manancial.

5. REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA GOIANA DO MEIO AMBIENTE – AGMA. **Agência Goiana do Meio Ambiente**. Disponível em <<http://www.agenciaambiental.go.gov.br>>. Acesso: 20 janeiro 2005.
- AGÊNCIA GOIANA DO MEIO AMBIENTE – AGMA. **Monitoramento do Rio Meia Ponte**. Disponível em <<http://www.agenciaambiental.go.gov.br>>. Acesso: 20 novembro 2006.
- ANTUNES, E. C. Ativo e passivo ambiental em Goiás. In: I Workshop de Planejamento e Uso Sustentável dos Recursos Naturais do Estado de Goiás. Goiânia: AGMA, 9 e 10 de dezembro de 2004 (Palestra).
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, D. C.: APHA/AWWA/WEF, ed. 20, 1998.
- BAKER, M. E.; WELLER, D. E.; JORDAN, T. E. Improved methods for quantifying potential nutrient interception by riparian buffers. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 8, p. 1327-1345, November 2006.
- BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, ed. 2, 2000. p. 651-658.
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado: uma análise preliminar no contexto da bacia hidrográfica. **Rev. Bras. Cartografia** (submetido).
- CARVALHO, A. R., SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Influence of cattle ranching and agricultural activities on physical chemical parameters of water. **Quím. Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622. September/October 2000.
- CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L.; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas do ribeirão Ubá – MG. **R. Esc. Minas**, v. 57, n. 3, p.165-172. Julho/Setembro 2004.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Índices de Qualidade da Água**. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/indice_iva_iet.asp>. Acesso: 20 novembro 2006.
- CONTE, M. L.; ARANTES, L. A.; BREDA, C. C.; LEOPOLDO, P. R. Qualidade da água em cachoeiras turísticas da região de Botucatu - SP: avaliação preliminar. In.: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Porto Alegre: ABES/AIDIS, 2000 (CD Rom).
- CUDE, C. G. Oregon Water Quality Index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n. 1, p. 125-137. February 2001.
- DINIUS, S. H. Design of an Index of Water Quality. **Water Resources Bulletin**, v. 23, n. 5, p. 833-843. October 1987.
- FIDALGO, E. C. C.; CREPANI, E.; DUARTE, V.; SHIMABUKURO, Y. E.; PINTO, R. M. S.; DOUSSEAU, S. L. Mapeamento do uso e da cobertura atual da terra para indicação de áreas disponíveis para reservas legais: estudo em nove municípios da região amazônica. **R. Árvore**, v. 27, n. 6, p. 871-877. 2003.
- FREITAS, A. J., 2000. Gestão de recursos hídricos. In.: SILVA, D. D. & PRUSKI, F. F. (Eds.) **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e legais**. Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos; Viçosa, Universidade Federal de Viçosa; Porto Alegre, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000. 659 p.
- GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquat. Sci.**, v. 64, p. 118–128. February 2002.

- GIS WATER RESOURCES CONSORTIUM – GISWR. **ArcGIS Hydro Data Model**. Austin, Center for Research in Water Resources, University of Texas, 2006.
- HOULAHAN, J. E. & FINDLAY, C. S. Estimating the ‘critical’ distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 677–690. March 2004.
- IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; TROLI, A. C.; GONÇALVES, J. L.; IMOLENE, L. M.; GAMEIRO, L. F. S.; SEIXAS, M. A. C.; SCHIO, R. IQAs para Mato Grosso do Sul: quais refletem a situação real? In.: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Porto Alegre: ABES/AIDIS, 2000 (CD Rom).
- INTERPLAN. **Revisão dos Estudos Ambientais da Barragem do João Leite e Adutora de Água Bruta**. Vol. II: Projetos Básicos Ambientais. Goiânia, 2001 (Relatório Técnico).
- McMAHON, G.; HARNED, D. A. Effect of environmental setting on sediment, nitrogen, and phosphorus concentrations in Albemarle-Pamlico Drainage Basin, North Carolina and Virginia, USA. **Environmental Management**, v. 22, n. 6, p. 887-903. 1998.
- MEADOR, M. R.; GOLDSTEIN, R. M. Assessing Water Quality at Large Geographic Scales: Relations Among Land Use, Water Physicochemistry, Riparian Condition, and Fish Community Structure. **Environmental Management**, v. 31, n. 4, p. 504–517. 2003.
- MIRANDA JÚNIOR, G. X. **Manejo e Preservação de Recursos Hídricos**. Caçador: Universidade do Contestado / Pós-graduação em Gestão Ambiental, 2002 (CD Rom).
- NOVAES, P. C.; FERREIRA L. G.; LOBO, F. C.; SANO E. E. The Brazilian Cerrado: a human development analysis of a hotspot biome. **Earth Interactions** (submetido).
- OMETO, 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, p. 327-337. 2000.
- ORGANIZACION MUNDIAL DE SALUD – OMS. **Guías para la calidad del agua potable**. Geneva: OMS, ed. 2, 1995. 195 p.
- PIMENTEL, M. F. **Análise Estatística de Dados do Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Ipojuca e do Reservatório Tapacurá**: Relatório Final Consolidado. Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA II, Projeto: Monitoramento da Qualidade da Água como Instrumento de Controle Ambiental e Gestão de Recursos Hídricos no Estado de Pernambuco. Recife: julho de 2003, 80 p.
- REED, T. & CARPENTER, S. R. Comparisons of P-yield, riparian buffer strips, and land cover in six agricultural watersheds. **Ecosystems**, v. 5, n. 6, p. 568-577. September, 2002.
- RIPA, M. N. LEONE, A.; GARNIER, M. & LO PORTO, A. Agricultural Land Use and Best Management Practices to Control Nonpoint Water Pollution. **Environmental Management**, 2006. Published online: 15 June 2006.
- SANO, E. E.; DAMBRÓS, L.; OLIVEIRA, A. G. C.; BRITES, R. S. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás. p. 76-93. In.: FERREIRA, L. G. (Org.) **Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas**. Goiânia: SEMARH / AGMA / World Bank, 2006. 187 p. (no prelo).
- SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo, Oficina de Textos, 2004. 184 p.
- SNYDER, M. N.; GOETZ, S. J.; WRIGHT, R. K. Stream health rankings predicted by satellite derived land cover metrics: impervious area, forest buffers and landscape configuration. **Journal of the American Resources Association**, v. 41, n. 3, p. 659–677. June 2005.
- RIBEIRO, C. A. A. S., SOARES, V. P., OLIVEIRA, A. M. S.; GLERIANI, J. M. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. **R. Árvore**, v. 29, n. 2, p. 203-212. 2005.

SPERLING, M. **Introdução à qualidade de águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, ed. 2, 1996. 243 p.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186. Janeiro/Março 2002.

TUCCI, C. E. M. Controle de enchentes. In. TUCCI, C. E. M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, ed. 2, 2000 p. 651-658.

Impacto do uso do solo sobre a qualidade da água em uma bacia hidrográfica do Cerrado Brasileiro: Uma análise segundo diferentes domínios espaciais e temporais

Land use impacts on the water quality of a Brazilian Savanna watershed: An analysis within different spatial and temporal domains

Bonnet, B. R. P.¹; Ferreira Jr., L. G.², Pontes, M. N. C.³

RESUMO

Neste trabalho foram investigados os impactos do uso do solo sobre a qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, no Cerrado Goiano, que apresenta aproximadamente 18% de vegetação remanescente. Especificamente, parâmetros de qualidade da água coletados em 15 pontos amostrais ao longo de três anos, foram integrados em índices de qualidade (IQA) anual e sazonais e relacionados a classes de cobertura dos solos em cada bacia de drenagem e em seus respectivos *buffers* ripários. Os IQAs variaram, em ordem crescente, em função dos percentuais de vegetação remanescente em relação à área total da bacia, da cobertura vegetal em *buffers* ripários, da área sob uso urbano nos *buffers* ripários e da área sob uso urbano em relação a toda a bacia. Além de evidenciarem um comportamento sazonal, os IQAs também foram mais fortemente influenciados pela associação entre cobertura vegetal em *buffers* ripários e área sob uso urbano em relação ao total da bacia. Conforme nossos resultados sugerem, a gestão da qualidade da água em bacias de abastecimento não pode prescindir da manutenção de remanescentes, principalmente ao longo dos ambientes ripários, da conservação dos solos sob uso rural e do correto tratamento de efluentes e drenagem pluvial em áreas urbanas.

Palavras-chave: uso do solo, índices de qualidade da água, *buffers* ripários, áreas urbanas, Cerrado, Goiás.

ABSTRACT

In this paper we assessed the land use impacts on the water quality of the João Leite watershed, which encompasses about 18% of remnant vegetation and is located in the core Brazilian Savanna region (State of Goiás). Specifically, water quality parameters collected during three years for 15 sampling basins were integrated into annual and seasonal quality indices (WQI) and evaluated according to land use classes found in the riparian zones and in the entire area of each basin. The WQI increasingly varied as a function of the remnant vegetation in relation to the total basin area, the proportion of remnant vegetation in the riparian zone, and the proportion of urban area intercepting the riparian zone and the entire basin, respectively. In particular, the WQI also depicted a seasonal behavior and a strong dependence on the amount of land conversion in the riparian zone and urbanization of the basin as a whole. As our results suggest, water quality management in supplying watersheds

¹ Universidade Federal de Goiás – Programa de Doutorado em Ciências Ambientais, UFG/CIAMB. Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO. brpb@uol.com.br.

² Universidade Federal de Goiás – Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento, UFG/IESA/LAPIG. Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO. laerte@pesquisador.cnpq.br.

³ Universidade Federal de Goiás – Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento, UFG/IESA/LAPIG. Campus II Samambaia, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO. mnemayer@yahoo.com.br.

strongly depend on the maintenance of remnant vegetation, mainly along riparian environments, soil conservation in converted rural areas and the effective treatment of sewage and urban drainage.

Keywords: land use, water quality indices, riparian buffers, urban areas, Brazilian Savanna, Goiás State.

1. INTRODUÇÃO

A conversão em larga escala de ecossistemas naturais para usos antrópicos causa alterações severas na disponibilidade quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos. *Per se*, a supressão de cobertura vegetal nativa expõe o solo à perda de sedimentos para os níveis de base, e usos agropecuários e urbanos têm influenciado sistemas aquáticos de forma deletéria (RHODES *et al.*, 2001; SCANLON *et al.*, 2007).

Ainda que os efeitos de fatores naturais como hidrologia, geologia e classes de solo preponderem sobre a qualidade da água de uma bacia hidrográfica (McMAHON & HARNED, 1998; LIBOS, 2002; XIE *et al.*, 2005), conversões antropogênicas têm afetado fortemente as características físicas e químicas do sistema fluvial e a estrutura dos ecossistemas aquáticos (OMETO *et al.*, 2000; CARVALHO *et al.*, 2000; DANIEL *et al.*, 2002; PAN *et al.*, 2004; WANTZEN *et al.*, 2006; AZRINA *et al.*, 2006).

Por sua vez, os efeitos do uso do solo e a cobertura vegetal sobre os sistemas aquáticos se confundem com outros fatores da paisagem. Assim, as interações entre sistemas aquáticos e terrestres são mútuas e envolvem uma variedade de fatores que interagem em diversas escalas espaciais e temporais, o que lhes confere grande complexidade (WALSH *et al.*, 2003; VONDRACEK *et al.*, 2005).

Dentre as escalas espaciais em que estas interações ocorrem, destacam-se a bacia hidrográfica como um todo e seus ambientes ripários, ambas reconhecidas como preditoras de variáveis físicas e químicas na água (GERGEL *et al.*, 2002). Na escala ripária, entretanto, estas relações tendem a se intensificar e a vegetação pode mediar a quantidade e qualidade da água, ao reduzir vazões máximas e o aporte de sedimentos e nutrientes aos corpos d'água (TUCCI, 2000; MIRANDA JÚNIOR, 2002; RIBEIRO *et al.*, 2005).

Dentre os usos mais representativos em área abrangida e potencial de alteração sobre a qualidade da água, constam o agropecuário e o urbano. A expansão da área mundial sob uso agropecuário nos próximos anos deve se concentrar na África Subsaariana e na América Latina, particularmente no Brasil (BRUINSMA, 2003), onde a principal fronteira de expansão tem sido o Cerrado (BONNET *et al.*, 2007a; SANO *et al.*, submetido). A conversão de áreas para uso agropecuário levou à degradação da qualidade da água em áreas tão diversas como Austrália, América do Norte e África (SCANLON *et al.*, 2007).

Por sua vez, contribuições de áreas urbanas envolvem tipicamente efluentes domésticos, que afluem aos corpos d'água por lançamento direto *in natura* ou após sistemas de tratamento com remoção de carga poluidora aquém da capacidade de depuração dos cursos d'água. O aporte da drenagem pluvial de áreas impermeabilizadas é também um fator impactante sobre a qualidade da água (BRABEC *et al.*, 2002), que se amplifica em cidades brasileiras onde efluentes domésticos afluem à rede de microdrenagem.

Para Ometo *et al.* (2000), correlações significativas constatadas entre a qualidade da água e o uso do solo podem ser usadas para identificar bacias hidrográficas impactadas e prioridades de manejo. Estas relações já foram bem identificadas em países desenvolvidos de clima temperado, enfocando principalmente nitrogênio e fósforo (LIBOS, 2002), mas estão muito menos desenvolvidas em países em desenvolvimento de clima tropical ou sub-tropical. Por exemplo, impactos do aporte de efluentes domésticos não estão completamente avaliados (DANIEL *et al.*, 2002).

Diversas proposições têm sido feitas para a sintetização da qualidade da água em uma distribuição amostral no espaço e no tempo, sob forma da combinação ponderada de parâmetros de diferentes dimensões em índices de qualidade da água (IQAs), que os reflitam conjuntamente (TOLEDO & NICOLELLA, 2002; DINIUS, 1987). As variações do IQA são sempre sujeitas a peculiaridades regionais, necessitando ajustes em pesos e parâmetros, como indicaram BONNET *et al.* (submetido).

No Brasil, CETESB (2006) foi pioneira no desenvolvimento de um IQA, desenvolvido a partir de estudos da *National Sanitation Foundation*, em 1970, nos Estados Unidos. Desde 2002 a CETESB passou a utilizar índices, específicos a cada uso da água. Já o *Oregon Water Quality Index*, OWQI, foi desenvolvido e atualizado desde a década de 1970, sendo voltado ao uso recreacional de águas superficiais (CUDE, 2001; FLOTEMERSH, 2003).

Usualmente os IQAs são baseados em poucas variáveis (GERGEL *et al.*, 2002), cuja seleção subjetiva limita a eficiência dos IQAs (CARVALHO *et al.*, 2000). Mais além, a maioria dos IQAs foi proposta para condições temperadas, distintas das condições dominantes no Brasil. Assim, o uso de todas as variáveis em uma série histórica regional pode indicar um modelo inicial, a ser calibrado pela comparação com outros IQAs. Uma alternativa é comparar os resultados da livre ponderação de pesos em toda uma série parâmetros a um IQA consagrado, como o OWQI, no sentido de facilitar a calibração.

Esta possibilidade é particularmente interessante para o planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas sob usos múltiplos, como a do ribeirão João Leite, no Estado de Goiás. Na área, há uso agropecuário relativamente intenso, proporção representativa de áreas urbanas e a influência em sua porção leste do eixo Goiânia-Brasília, um dos de maior crescimento demográfico e econômico no País, sob influência da rodovia BR 153. Ao mesmo tempo, o ribeirão é manancial de abastecimento da capital goiana e objeto de implantação de um barramento, 12 km a montante de sua foz, visando a regularização e acumulação de vazões em uma área de 1483 ha.

Buscando contribuir para esta discussão, este trabalho se propõe, como objetivo geral, a investigar relações entre a qualidade da água e o uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite. Especificamente, busca avaliar uma base de dados de 24 parâmetros de qualidade da água para 15 pontos na bacia hidrográfica, integrá-los em IQAs anual e sazonais, bem como detalhar o mapeamento de formas de uso do solo nas bacias de drenagem dos pontos amostrais avaliados. Em seguida, tenciona-se relacionar os IQAs produzidos com a proporção de remanescentes de cobertura vegetal nativa e de áreas urbanas, nas bacias contribuintes como um todo e também em seus ambientes ripários, propondo diretrizes de manejo a partir das constatações.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área experimental

O ribeirão João Leite é afluente da margem esquerda do rio Meia Ponte, que pertence à bacia do rio Paranaíba, na Região Hidrográfica do Paraná-Paraguai. Nasce próximo à cidade de Anápolis e percorre 135 km até a foz no rio Meia Ponte, no norte da cidade de Goiânia. Sua bacia ocupa 768,22 km² e abrange os municípios de Terezópolis de Goiás e Campo Limpo, bem como parte de Anápolis, Goianópolis, Nerópolis, Ouro Verde e Goiânia.

O clima local é marcado pela sazonalidade pluviométrica, com precipitação média anual de 1643 mm, 76,51% dos quais entre novembro e março. Há déficit hídrico entre maio e setembro, em que ocorreram 6,93% das chuvas entre 1989 e 2000. Principalmente no início do período chuvoso, ocorrem torrencialidades com precipitações máximas de mais de 125 mm/24 h (DISME *in* AFONSO, 2004).

Os terrenos se constituem de rochas cristalinas pré-cambrianas e sedimentos representados por coberturas detrito-lateríticas e aluvionares recentes (TECON, 1993). A bacia nasce sobre relevos residuais do Planalto do Alto Tocantins-Paranaíba (NASCIMENTO, 1998) e atinge o Planalto Rebaixado de Goiânia na porção de jusante, numa amplitude de 695 a 1153 m s.n.m.. Sua rede de drenagem é ligeiramente comandada pelo substrato rochoso, com cursos de margens elevadas sobre vales encaixados. Afonso (2004) indica a presença de Latossolos, Argissolo, Cambissolo, Gleissolo e Neossolos Litólico e Flúvico.

A localização da bacia, sua rede de drenagem detectável à escala de 1:250.000 e 15 pontos de amostragem de qualidade da água, referenciados a seguir, são mostrados na Figura 1.

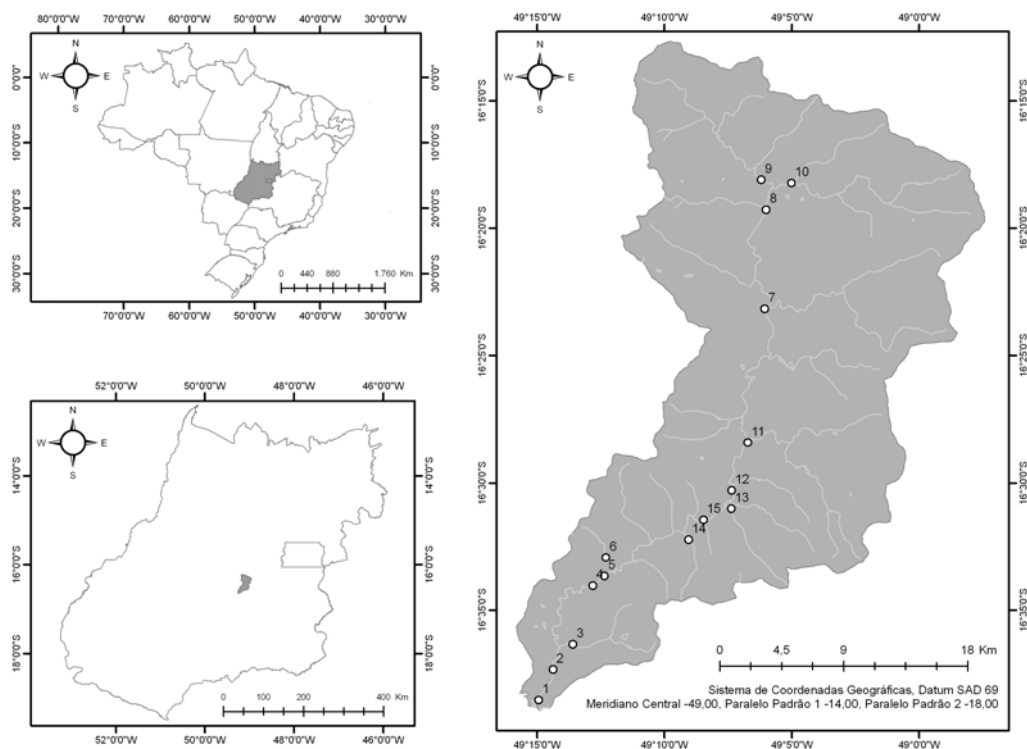


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, rede de drenagem e pontos de amostragem de qualidade da água.

A cobertura vegetal original se compõe de formações de cerrado *stricto sensu*, mata seca e cerradão. matas ciliares e de galerias preponderam como vegetação ripária (RIBEIRO & WALTER, 1998). Atualmente o uso do solo mais extensivo na bacia é o agropecuário, com 62,60% da área ocupada por pastagens e 9,00% por agricultura, segundo mapeamento à escala 1:100.000 realizado em 2003 por Coplaenge (2005a). Quase não se aplicam práticas de conservação de solos, sendo comum a ocorrência de erosão laminar e, em menor proporção, de erosão linear associada principalmente a acessos vicinais.

Campo Limpo, Nerópolis, Goianópolis e Ouro Verde não contam com soluções coletivas de tratamento de efluentes domésticos, e a porção urbana de Anápolis os transpõe para o exterior da bacia. Em Terezópolis de Goiás está em implantação uma Estação de Tratamento em nível terciário.

2.2. Aquisição de dados

Foi obtida junto à Saneamento de Goiás S/A (Saneago) uma série de resultados produzidos mensalmente entre Dezembro de 2003 e Outubro de 2006, referentes a análises de parâmetros de qualidade da água bruta superficial em 15 pontos de amostragem na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite. Os métodos de coletas, preservação e análise utilizados estão de acordo com APHA (1998).

A série compreende temperatura da água, turbidez, cor aparente, pH, condutividade elétrica, dureza, alcalinidade HCO_3 e total, matéria orgânica, dióxido de carbono (CO_2), cloretos, oxigênio dissolvido (OD), DBO, sólidos dissolvidos totais (TDS), nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal, fósforo solúvel, sulfatos, ferro solúvel, cálcio e magnésio, índice de coliformes totais (ICT) e fecais (ICF). Destes parâmetros, 91% foram obtidos em pelo menos 81% das amostragens. Nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel foram amostrados em respectivamente 74% e 70% dos eventos, mas ainda assim considerados, em face de sua importância relativa para o conjunto.

Os dados cartográficos utilizados foram os mapas de uso do solo e hidrografia de Goiás, elaborado no âmbito do projeto *Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás* (PDIAP) a partir de imagens de satélite Landsat 7 ETM+ de 2001 e 2002, na escala original de 1:250.000 (SANO *et al.*, 2007), bem como um mosaico de imagens *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), geradas em 2000 e distribuídas pelo *United States Geological Survey* (USGS) com *tile* de 1 grau geográfico e resolução espacial de 91,63 m.

Foi usado também um mosaico de imagens disponível no aplicativo *Google Earth Professional* em 23/09/07, composto por imagens datadas de 25/04/2002 a 01/06/2007, obtidas preponderantemente pelo sensor *Quickbird*, com *tile* de 16,5 km e resolução espacial de 60 cm em banda pancromática.

2.3. Processamento e análise

Cassetti (*com. pess.*) e Coplaenge (2005b) indicam um retardo regional da ordem de 30 dias entre os ritmos pluviométrico e fluviométrico anuais. Com base nisso, foi obtida uma média anual dos parâmetros de qualidade da água, como também médias dos quadrimestres mais seco (junho a setembro) e mais chuvoso do ano, de janeiro e abril.

As médias anual, de seca e de cheia dos resultados de 24 parâmetros nos 15 pontos foram comparadas com os valores máximos permissíveis (VMPs), indicados pela Resolução CONAMA 357/04, que estabelece os padrões de qualidade da água para a Classe 2 de uso preponderante, que se aplicam à bacia em questão.

Cabe ressaltar que a revogação da Resolução CONAMA 020/86 em favor da Resolução CONAMA 357/05 ensejou a adoção de coliformes termotolerantes como indicadores de qualidade da água, em detrimento de ICT e ICF. Os dados em avaliação datam de 2002 a 2004, quando ainda vigorava a Resolução CONAMA 020/86, que por isso é utilizada como referência para coliformes.

Em seguida, as médias foram avaliadas por estatística descritiva, transformadas por logaritmo natural e submetidas a análise de correlação de Pearson, bem como a análise de componentes principais (ACP), da qual resultaram auto-valores relativos à variância total dos dados distribuída em cinco componentes, bem como um conjunto de pesos associados a cada parâmetro em cada componente. Assim, foi obtido um IQA para cada componente (equação 1):

$$IQA_n = \sum (p_1 \cdot a_n \cdot p_5 \cdot a_n) \quad (1)$$

Onde p = valor de cada um dos cinco parâmetros e a = peso do auto-valor n . A partir dos cinco IQAs resultantes, foi produzido um IQA ponderado, conforme o respectivo percentual de explicação da variância total em cada componente (equação 2):

$$IQA_p = \sum (IQA_{1.5} \cdot \%_1 : IQA_{5.5} \cdot \%_5) \quad (2)$$

Onde $IQA_{1.5}$ = valor de IQA para cada componente e $\%$ = percentual de explicação da variância total dos dados em cada auto-valor. Os dados foram obtidos para médias anual, de seca e de cheia.

O mesmo procedimento foi utilizado para a produção de um IQA com os parâmetros temperatura da água, OD, DBO, pH, nitrogênio amoniacal e nitrato, fósforo solúvel, TDS e ICF, com base no *Oregon Water Quality Index* (OWQI), que utiliza os parâmetros testados, à exceção de fósforo solúvel e TDS, que naquele índice são substituídos por fósforo total e sólidos totais.

Em relação à definição das bacias de drenagem de cada ponto amostral, tendo por base as imagens SRTM, procedeu-se à geração de um mosaico, através do *software* ENVI 4.3, e de curvas de nível de 10 em 10 m através da funcionalidade *Spatial Analyst* do *software* ArcGIS 9.0. As bacias foram então delimitadas manualmente, tendo como exutórios os 15 pontos amostrais.

Foram calculadas as áreas urbana e de cobertura vegetal nativa remanescente em cada bacia de drenagem, como também em uma zona *buffer* de 100 m em torno de cada corpo d'água detectável à escala 1:250.000 nas respectivas bacias de drenagem. O conceito de *buffer* ripário adotado foi o de Walsh *et al.* (2003) e Vondracek *et al.* (2005), como uma faixa de 100 m no entorno de corpos d'água.

Delimitaram-se manualmente os polígonos com cobertura vegetal nativa detectáveis à escala 1:20.000 no mosaico de imagens *Quickbird*, bem como áreas urbanas e corpos d'água.

Posteriormente, foram calculadas as relações entre áreas com cobertura vegetal nativa remanescente e a área de cada bacia de drenagem, considerando-se tanto áreas totais quanto o *buffer* de 100 m. O mesmo procedimento foi feito para áreas urbanas.

Uma vez obtidos os valores relativos de área para remanescentes de vegetação nativa, área urbana, agropecuária e corpos d'água nas bacias de drenagem e no *buffer* de 100 m, suas relações com os IQAs obtidos foram avaliadas por regressões lineares simples e múltipla. Análises de correlação, distribuição de frequência, componentes principais e regressão linear foram feitas com o *software* Systat 9.0.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Parâmetros de qualidade da água e suas correlações

As médias anual, de seca e de cheia da série de resultados para os parâmetros disponíveis, nos 15 pontos de amostragem e períodos avaliados, são sumarizadas no Quadro 1 a seguir. Dos parâmetros, 14 contam com padrões de qualidade requeridos pelas Resoluções CONAMA 357/05 e CONAMA 020/86 (para ICF e ICT) em águas de Classe 2.

Os dados indicam que a qualidade da água da bacia do ribeirão João Leite é apenas parcialmente compatível com seu enquadramento em Classe 2. Dos 14 parâmetros com VMPs legalmente definidos, oito apresentam resultados não conformes, como ilustra a Figura 2.

Fósforo solúvel e ferro solúvel se mostraram não conformes em todas as médias. Cor aparente e ICF estiveram 100% não conformes em médias anual e de cheia, com 86,66% e 26,66% de dados não conformes em médias de seca, respectivamente. A tendência de ICF é seguida por ICT, não conforme entre 26,66% em médias de seca e 80% em médias de cheia. A turbidez é afetada principalmente em médias de cheia, com 60% de não conformidades. Os resultados não conformes para OD e DBO em todas as médias ocorrem apenas em relação ao ponto 3.

Os parâmetros com maior coeficiente de variação em todas as médias foram turbidez, DBO, ICT e ICF, formas de nitrogênio e fósforo solúvel, como mostra a Figura 3. As maiores amplitudes de variação estão associadas às médias de seca, à exceção de turbidez e ICF, cujas concentrações parecem responder diretamente ao aporte de sedimentos pelas chuvas.

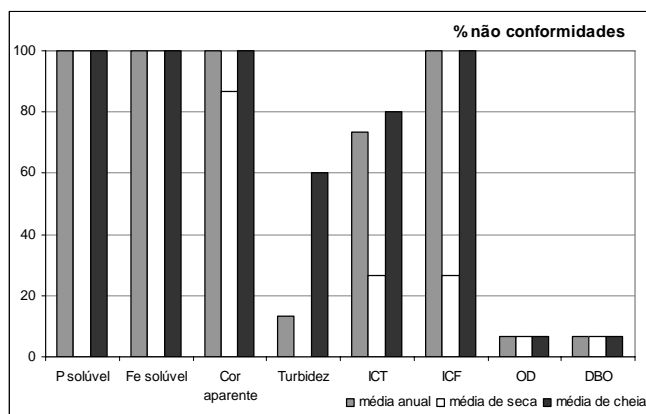


Figura 2. Parâmetros não conformes com os padrões de qualidade requeridos legalmente.

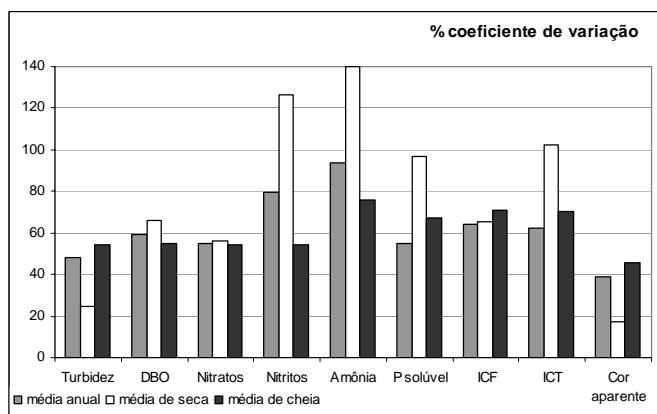


Figura 3. Parâmetros com coeficientes de variação maiores que 40%.

Quadro 1. Médias anual, de seca e de cheia de resultados para os parâmetros disponíveis, nos 15 pontos de amostragem e períodos avaliados.

	VMP Classe 2		média anual					média de seca					média de cheia				
	valor	unidade	mínimo	máximo	média	CV	% NC	mínimo	máximo	média	CV	% NC	mínimo	máximo	média	CV	% NC
TAG	nd	°C	21,15	23,11	22,10	2,83		19,33	21,56	20,30	3,70		23,00	24,60	23,96	2,12	
NTU	100	uT	19,73	121,12	66,18	47,94	13,33	10,30	26,06	20,22	24,56	0,00	26,87	218,33	110,50	54,08	60,00
COR	75	uH	97,58	418,00	252,05	38,78	100,00	62,48	120,90	89,62	17,19	86,67	131,83	683,67	409,49	45,80	100,00
PH	6 a 9		7,13	7,79	7,60	2,17	0,00	7,36	7,92	7,73	1,93	0,00	6,91	7,67	7,46	2,44	0,00
COE	nd	mS/cm	42,54	179,72	114,30	24,98		42,12	183,84	118,41	24,73		43,00	175,98	110,05	25,41	
DUR	nd	mg/L CaCO ₃	14,28	73,90	48,20	27,41		14,73	79,97	47,80	28,10		13,78	81,31	48,53	30,45	
ALT	nd	mg/L CaCO ₃	21,57	83,86	52,44	24,60		20,67	91,90	54,43	26,75		22,55	76,55	50,45	22,62	
ALH	nd	mg/L CaCO ₃	21,57	83,86	52,44	24,60		20,67	91,90	54,43	26,75		22,55	76,55	50,45	22,62	
MO	nd	mg/L O ₂	1,79	3,83	3,16	15,74		1,39	2,73	1,69	20,33		2,22	6,42	4,68	22,12	
CO2	nd	mg/L CO ₂	1,94	5,74	3,09	36,36		1,43	4,93	2,48	39,47		2,25	6,48	3,71	35,86	
CLO	250	mg/L Cl	2,67	5,86	3,59	25,26	0,00	2,10	6,11	3,14	33,33	0,00	3,13	5,88	4,01	20,25	0,00
OD	5*	mg/L O ₂	4,76	7,36	6,81	9,41	6,67	4,69	8,27	7,33	11,01	6,67	4,83	6,92	6,32	8,44	6,67
DBO	5	mg/L O ₂	1,28	6,52	2,12	59,18	6,67	1,26	7,06	2,15	65,81	6,67	1,31	6,08	2,11	54,70	6,67
TDS	500	mg/L	23,15	103,42	62,67	26,43	0,00	23,16	113,24	65,66	27,97	0,00	23,14	95,24	59,88	25,32	0,00
NTA	10	mg/L N NO ₃	0,04	0,26	0,11	55,11	0,00	0,05	0,30	0,12	56,07	0,00	0,04	0,22	0,10	54,43	0,00
NTI	1	mg/L N NO ₂	0,01	0,12	0,03	79,84	0,00	0,01	0,13	0,02	126,50	0,00	0,02	0,11	0,04	54,12	0,00
NAM	nd	mg/L N NH ₃	0,10	0,78	0,23	93,54		0,07	1,17	0,21	139,98		0,13	0,95	0,26	75,68	
FOS	0,025	mg/L P	0,12	0,99	0,42	55,04	100,00	0,13	1,45	0,34	96,60	100,00	0,09	1,43	0,52	67,31	100,00
SUL	250	mg/L SO ₄	4,82	11,73	7,09	23,11	0,00	4,18	13,73	5,95	38,02	0,00	5,45	10,73	8,15	17,77	0,00
FES	0,3	mg/L Fe	0,49	1,28	1,09	19,25	100,00	0,38	1,15	0,86	21,59	100,00	0,62	1,57	1,32	19,57	100,00
CA	nd	mg/L Ca	3,33	19,25	10,77	30,10		3,58	20,40	11,09	30,50		3,04	18,21	10,45	30,58	
MG	nd	mg/L Mg	2,18	7,26	5,21	22,59		2,70	8,06	5,25	25,73		1,61	6,57	5,17	22,24	
ICF	1000	NMP 100 mL	1102,73	7862,11	2867,67	63,93	100,00	191,00	1950,00	809,48	65,36	26,67	1280,00	13254,55	4496,65	71,23	100,00
ICT	5000	NMP 100 mL	2468,75	21913,16	9422,97	62,43	73,33	906,50	19183,33	5978,47	102,35	26,67	3908,33	32558,18	12816,49	70,04	80,00

Legenda: VMP: valor máximo ou *range* permissível; *: valor mínimo permissível; nd: não definido; CV: coeficiente de variação; % NC: percentual de não conformidade; TAG: temperatura da água; NTU: turbidez; COR: cor aparente; COE: condutividade elétrica; DUR: dureza; ALT: alcalinidade total; ALH: alcalinidade HCO₃; MO: matéria orgânica; CLO: cloretos; NTA: nitrato; NTI: nitrito; NAM: nitrogênio amoniacal; FOS: fósforo solúvel; SUL: sulfatos; FES: ferro solúvel.

As maiores correlações ocorreram entre TDS, condutividade elétrica, alcalinidade, Ca, Mg e dureza, todos com 0,94 a 0,99 em média anual, 0,83 a 0,99 em média de seca e de 0,89 a 0,99 em média de cheia. A correlação entre cor e turbidez é maior que 0,94 em médias anual e de cheia, mas decresce a 0,73 em média de seca. As correlações de Ca com dureza, e desta com condutividade elétrica e alcalinidade, são maiores nas médias de seca que nas de cheia.

A alta correlação entre TDS e condutividade elétrica é confirmada por Carvalho *et al.* (2000) e Nogueira (*com. pess.*). Daniel *et al.* (2002) destacam que este parâmetro reflete o conteúdo iônico na água, o que explica sua aderência a TDS, íons com Ca e Mg e parâmetros que os representam diretamente, como dureza e alcalinidade. Os dados convergem com Carvalho *et al.* (2000) e Pimentel (2003) quando indicam que o aumento da temperatura da água e de sólidos influencia a condutividade elétrica, a concentração de OD e o pH.

Também se encontram correlações significativas entre nitrato, nitrito e cloreto (entre 0,64 e 0,87 em médias anual, de seca e de cheia) e correlações negativas entre OD e DBO (-0,76 e -0,86 em médias de cheia e anual, respectivamente), CO₂ e pH (-0,69 e -0,75 em médias de seca e cheia, respectivamente) e de CO₂ com turbidez e cor em médias anual e de cheia (-0,75 a -0,88, respectivamente), como se vê na Figura 4.

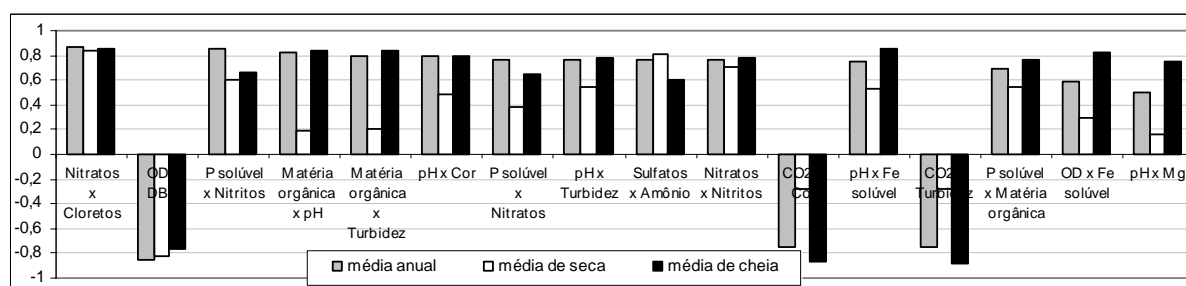


Figura 4. Parâmetros com correlações menores que 0,90 e maiores que 0,75 entre os dados.

As correlações com maior amplitude de variação entre médias anual e sazonais se evidenciam para matéria orgânica com cor e com Fe solúvel, com *ranges* respectivamente de 0,94 e 0,88. Há *ranges* expressivos também de matéria orgânica com turbidez e pH, bem como de CO₂ com turbidez e cor, de pH com Mg e de OD com Fe solúvel, com *ranges* entre 0,65 e 0,53 e correlações bem maiores nas médias de cheia. Nestes casos há pequena diferença entre correlações nas médias de cheia e anual.

A não conformidade de resultados, o alto coeficiente de variação, a sazonalidade e a alta correlação entre cor e turbidez, bem como entre TDS e condutividade elétrica, os relacionam ao *run-off* e aporte de sedimentos aos cursos d'água, como sugere Sperling (1996). Embora o autor associe TDS à matéria orgânica, este parâmetro esteve mais relacionado à turbidez e ao pH em médias anual e de cheia, o que os associa a sedimentos.

Ainda que McMahon & Harned (1998) relacionem altas concentrações de TDS à influência de efluentes e *run-off* de áreas urbanas, os resultados se alinham com as indicações de Omoto *et al.* (2000), de que isoladamente o uso do solo não foi um bom preditor de TDS e turbidez.

O comportamento da alcalinidade se associou à proporção de cobertura vegetal e de áreas urbanas de forma semelhante, com pequena diferença entre médias de seca e cheia (r^2 de 0,26 a 0,30) e pequena vinculação ao *buffer* ripário (r^2 de 0,03). Isto confirma Omoto *et al.* (2000),

mas não a relação que os autores fazem destes resultados com a calagem agrícola, em virtude do domínio de pastagens na bacia, em que tratos culturais são raramente realizados. Pode haver também relações com águas subterrâneas (FLOTEMERSH, 2003).

A correlação entre OD e condutividade elétrica de até -0,267 em média de seca concorda com Daniel *et al.* (2002), que os correlacionaram à proporção de áreas urbanas em bacias no interior paulista. De fato, condutividade elétrica e principalmente OD se vincularam a áreas urbanas por regressões lineares simples, em médias de cheia (r^2 de 0,30 e 0,63, respectivamente) e seca (r^2 de 0,25 e 0,89, respectivamente), confirmando as afirmações de Ometo *et al.* (2000). Pimentel (2003) confirma estas relações entre OD e proporção de áreas urbanas em Pernambuco e lhes associa também DBO, cuja correlação inversa com OD nestes dados foi evidenciada.

Toledo & Nicolella (2002) associam o decréscimo na concentração de OD ao *run-off* e aporte de sedimentos de áreas agrícolas e de efluentes urbanos no interior paulista, devido ao consumo de O_2 pela comunidade hídrica para a mineralização da matéria orgânica. Os autores confirmam aumento na condutividade elétrica da água e sua correlação inversa com OD.

Embora dentro dos VMPs, nitrito e nitrogênio amoniacal tiveram alto coeficiente de variação na estação seca em relação às médias anual e de cheia. Nitrogênio amoniacal se associa ao aporte recente de contaminantes junto a sedimentos e efluentes domésticos (TOLEDO & NICOLELLA, 2002) e posteriormente é oxidado a nitrito e nitrato, que refletem aportes mais remotos (SPERLING, 1996). Como produto intermediário na nitrificação, nitrito teve *range* expressivo, mas nitrato se mostrou estável dentre as médias.

Regressões lineares simples com médias de seca vinculam nitrato à proporção de cobertura vegetal na bacia (r^2 de 0,30) e à sua proporção no *buffer* (r^2 de 0,51), como também à proporção de área urbana (r^2 de 0,31), à qual se vinculam fortemente nitrito (r^2 de 0,70) e nitrogênio amoniacal (r^2 de 0,23). A tendência se repete com a proporção de área urbana no *buffer*. Nas médias de cheia a vinculação de nitrato à proporção de cobertura vegetal na bacia e no *buffer* é pouco menor (r^2 de 0,19 e 0,46, respectivamente) e aumenta para a proporção de área urbana (r^2 de 0,41). Fica evidenciada a vinculação entre área urbana e nitrogênio amoniacal (r^2 de 0,69 na bacia e 0,73 no *buffer*).

Isto sugere que a contribuição de formas nítricas é proporcional entre os usos agropecuário e urbano na estação seca. Na cheia, o *buffer* ripário parece atenuar os aportes do uso agropecuário, o que aumenta a importância relativa das áreas urbanas – que também contribuem ao aporte de nitrogênio amoniacal. Para Ometo *et al.* (2000), isoladamente, o uso do solo não foi um bom preditor de nitrato no interior paulista, embora o tenha sido para Rhodes *et al.* (2001) nos Estados Unidos, que os relacionou por regressão linear simples com r^2 de 0,68.

A pequena concentração de nitrogênio diverge de Toledo & Nicolella (2002), para quem as maiores contribuições foram de nitrato e nitrogênio amoniacal, e secundariamente de fósforo. Uma possível explicação para o relativamente pequeno aporte de nitrato é ampla proporção de pastagens no uso agropecuário da bacia, nas quais não se pratica adubação química regular e a reforma ocorre apenas a cada seis a oito anos. Esterco não foi uma fonte relevante de nitrato, como sugere Puckett *in* Ometo (2000).

De fato, ao comparar efeitos de formas de uso agropecuário do solo sobre a qualidade da água na Austrália, Bramley & Roth (2002) sugeriram que o uso agrícola tem efeitos mais significativos sobre o aporte de nutrientes e TSS que pastagens e silvicultura. Mais além, Osborne & Kovavic (1993) indicaram 10 a 60% de efetividade de pastagens em zonas ripárias na retenção de nitrato.

Fósforo solúvel vincula-se à cobertura vegetal na bacia e principalmente ao *buffer* ripário nas médias de cheia (r^2 de 0,24 e 0,44 respectivamente) e na média de seca, à proporção de áreas urbanas sobre a bacia e o *buffer* (r^2 0,60 e 0,55, respectivamente). A porção de fósforo solúvel associada a usos agropecuários indica aporte de sedimentos durante as chuvas, e a contribuição de efluentes domésticos de áreas urbanas ganha importância relativa em médias de seca. Em médias anuais, Toledo & Nicolella (2002) apontam áreas urbanas como principal agente de aporte de fósforo aos recursos hídricos, seguido pelo uso agrícola do solo.

Considerando os resultados de fósforo solúvel excedentes ao VMP em 100% dos dados, sua vinculação sazonal ao aporte de sedimentos (PARKER, 2000 *in* LIBOS, 2002) ou às áreas urbanas (NOGUEIRA, *com. pess.*; TOLEDO & NICOLELLA, 2002) e a pressão por expansão urbana representada pelo eixo Goiânia-Brasília, deve ser cotejada a avaliação de seu potencial eutrofizante (SPERLING, 1986; LIBOS, 2002; FLOTEMERSH, 2003) no futuro reservatório da bacia do ribeirão.

ICF seguiu o mesmo padrão sazonal de vinculações ao uso do solo que fósforo solúvel, tendo se associado à cobertura vegetal na bacia e principalmente no *buffer* ripário em médias de cheia (r^2 de 0,21 e 0,30 respectivamente) e na média de seca, à proporção de áreas urbanas sobre a bacia e o *buffer* (r^2 de 0,22). Os dados confirmam em parte Vondracek *et al.* (2005), que constataram relações de ICF com o *buffer* ripário em 17 bacias hidrográficas geograficamente dispersas nos Estados Unidos, embora sem considerar a sazonalidade.

A não conformidade de 100% dos resultados de ICF nas médias anual e de cheia, bem como em 26,67% nas médias de seca, leva a atribuir este parâmetro a contribuições de áreas urbanas, mas principalmente a modalidades do uso pecuário em que o gado tem acesso parcial ou total aos cursos d'água, confirmando indicações de Sovell *et al.* (2000). Este é também o manejo pecuário usual na bacia do ribeirão João Leite.

3.2. IQA anual e sazonais

Os IQAs são inversamente proporcionais à qualidade da água, convergindo com o índice proposto por Toledo & Nicolella (2002), em que as variáveis com cargas positivas diminuem a qualidade da água e o oposto ocorre com as variáveis com cargas negativas, particularmente OD. O IQA é um número positivo que variou, na série de dados de 23 parâmetros, entre 3,81 e 7,89 e na série baseada em OWQI, de 0,23 a 1,88.

A partir da análise de componentes principais, com 23 parâmetros e com os parâmetros baseados no OWQI, os IQAs resultantes foram ponderados segundo seus respectivos percentuais de explicação da variância, conforme os valores ilustrados na Figura 5 a seguir.

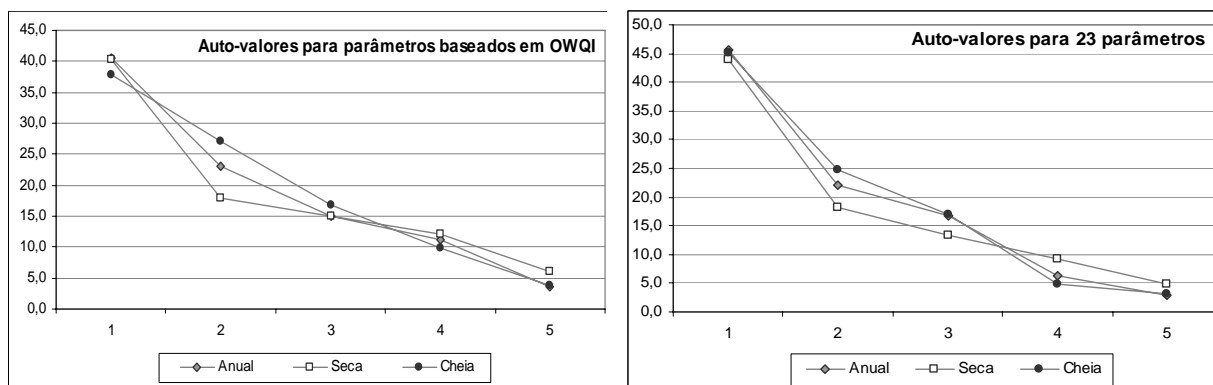


Figura 5. Auto-valores de cada componente em relação às médias anual, de seca e cheia para os 23 parâmetros testados (direita) e para os parâmetros baseados no OWQI (esquerda).

Ao propor um IQA para o interior paulista, Toledo & Nicolella (2002) constataram que OD, fósforo total, nitrogênio amoniacal e condutividade elétrica foram as variáveis que mais contribuíram em sua determinação. No IQA para 23 parâmetros, estes parâmetros também estiveram presentes, mas parâmetros ligados às concentrações iônicas predominaram na primeira componente. Para o IQA baseado em OWQI, dos parâmetros indicados pelos autores, fósforo solúvel, OD e nitrogênio amoniacal estiveram entre as variáveis mais relevantes.

No IQA de Toledo & Nicolella (2002) a primeira componente explicou 47% da variância dos dados e as três primeiras componentes, 71%. No IQA com 23 parâmetros, os percentuais de explicação da variância oscilaram entre 43,89% e 45,69% para a primeira componente e entre 89,53% e 94,80% para as três primeiras. No IQA baseado em OWQI os percentuais de explicação da variância oscilaram entre 37,93% e 40,44% para a primeira componente e entre 73,36% e 82,00% para as três primeiras.

Testando IQAs para Mato Grosso do Sul, Ide *et al.* (2000) indicaram a necessidade de adequar parâmetros e pesos à realidade regional, sugerindo a inclusão de maior peso para coliformes, OD e DBO, a inclusão de formas de N e fósforo e a atenuação de peso à temperatura da água. Em concordância, a ACP baseada em OWQI atribui em sua primeira componente pesos, em ordem decrescente, a DBO, nitratos, fósforo solúvel, OD, nitrogênio amoniacal, ICF, TDS, temperatura da água e pH. Na média de cheia ganha peso nitrogênio amoniacal, e na de seca, OD.

Já a ACP com os 23 parâmetros foi bastante influenciada pelos parâmetros associados ao conteúdo iônico, como TDS, condutividade elétrica, Ca e Mg, alcalinidade e dureza. Isto deprimiu o peso de parâmetros recomendados por Ide *et al.* (2000) e com maior incidência de não conformidades com os requisitos legais. Fósforo solúvel, nitrito e matéria orgânica são privilegiados em seguida, nas três médias. Apenas na segunda componente os pesos aumentam para DBO, formas de nitrogênio e ICF na média anual, assim como OD na média de seca e DBO na de cheia.

Os dados evidenciam o papel preponderante da sazonalidade pluviométrica sobre a qualidade da água, concordando com os resultados de Carvalho *et al.* (2000). Testando o IQA de Cetesb (2006) no interior paulista, os autores constataram melhor qualidade na estação seca e sugeriram que a precipitação, menos que diluir a concentração de contaminantes, aumenta o *run-off* do solo.

A sensibilidade à influência climática foi menor no IQA com 23 parâmetros e muito maior no IQA baseado em OWQI. Curiosamente, o IQA com 23 parâmetros acusou melhor qualidade na média anual e pior qualidade na seca, e o IQA baseado em OWQI, o oposto. Isto reflete os pesos diferentes que os dois IQAs atribuem aos fatores do uso do solo que preponderam sobre a qualidade da água em cada estação do ano. Para ambos os IQA, as maiores amplitudes ocorreram para a média anual. Pan *et al.* (2004) também constataram alta variabilidade espacial e sazonal em nutrientes e indicadores de conteúdo iônico entre 25 bacias nos Estados Unidos, como também a influência do percentual de áreas sob uso agropecuário sobre a qualidade da água variou sazonalmente.

De fato, ao analisar por ACP as relações entre qualidade da água, uso do solo e geologia no estado alemão de Baden-Wurttemberg, Xie *et al.* (2005) chegaram a interações complexas, tendo como principal componente o conteúdo mineral da água, representada por parâmetros ligados ao conteúdo iônico, por interação entre a litologia e o uso do solo, principalmente agrícola. Uma segunda componente agrupou nutrientes antropogênicos oriundos de áreas urbanas e usos agropecuários, com contribuições por fertilização e esterco. Estas componentes explicaram relativamente pouco a variância total dos dados (13,5% e 9,08% respectivamente), havendo ainda uma componente específica associada a pastagens (6,00% da variância).

3.3. Uso do solo e relações com o IQA

A interpretação visual do uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, realizada neste trabalho à escala 1:20.000, indica 18,12% de áreas com remanescentes de cobertura vegetal nativa. O percentual é maior que o de 11,92% apontado pelo PDIAP à escala 1:250.000, o que se deve à individualização de fragmentos de menor área, ainda que fragmentos de grande porte considerados pelo PDIAP possam ter diminuído (Figura 6).

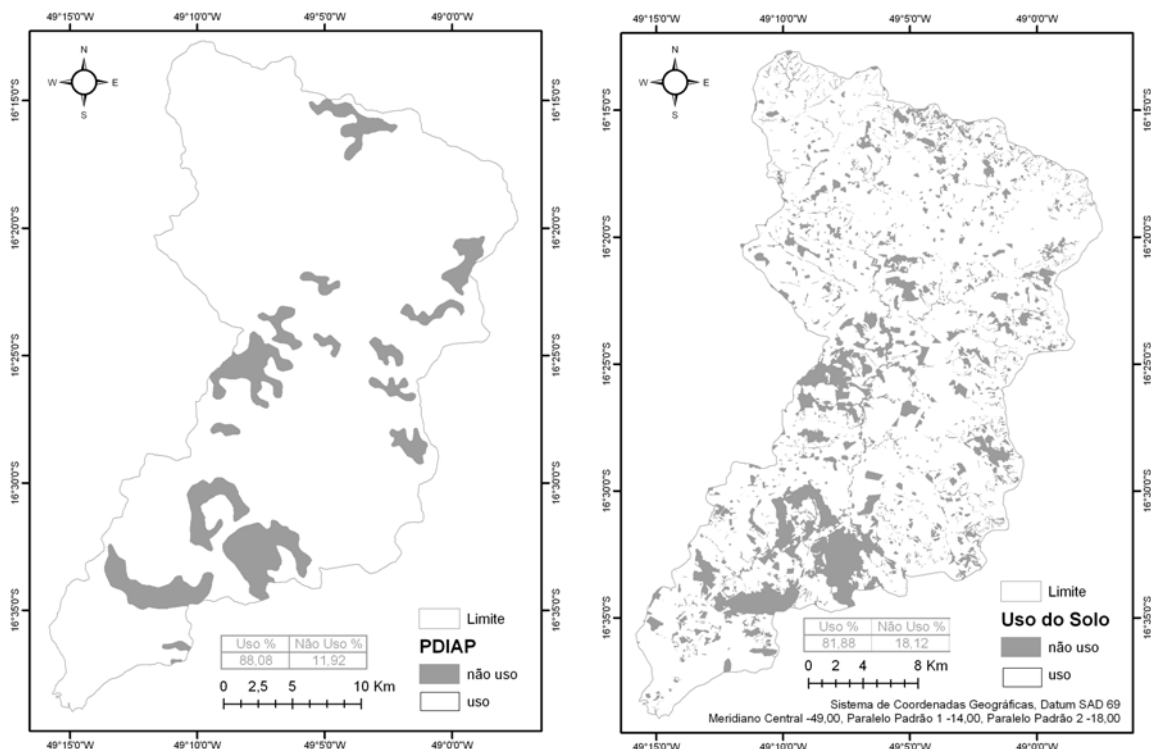


Figura 6. Uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, segundo o PDIAP (esquerda) e à escala 1:20.000 (direita).

Entretanto, este percentual é menor que o mapeado por Coplaenge (2005b) à escala 1:100.000, que indicou uma proporção de 71,99% de áreas sob uso agropecuário e 24,34% de remanescentes de cobertura vegetal.

Independentemente desta variação de percentuais, todos os dados confirmam que a bacia se encontra aquém da média estadual de 30,9% indicada por Bonnet *et al.* (2006) como área mínima de vegetação nativa remanescente requerida pela legislação.

A sobreposição da escala utilizada para uso do solo, de 1:20.000, à hidrografia obtida no âmbito do PDIAP, à escala 1:250.000, resultou em uma distorção da ordem de 20 a 30 m entre as duas bases. Alguma atenuação desta distorção foi possível através da aplicação do conceito de *buffer* ripário como uma faixa de 100 m no entorno dos cursos d'água.

As Figuras 7 a 9 e o Quadro 2 a seguir mostram as relações dos IQA anual, de seca e de cheia, para os 23 parâmetros e para aqueles baseados em OWQI, com a cobertura vegetal remanescente em cada bacia de drenagem e em suas zonas *buffer*, bem como com sua área urbana.

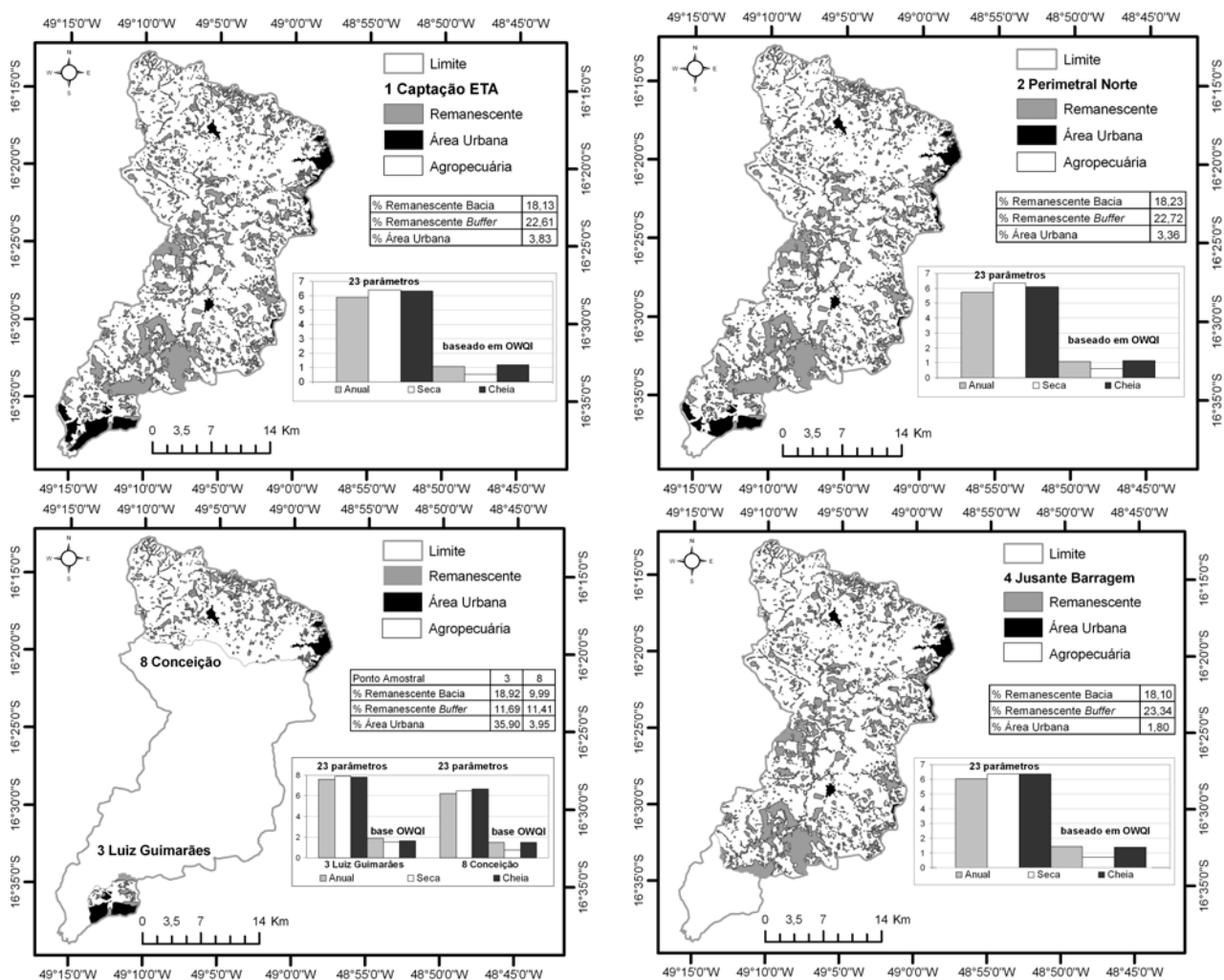


Figura 7. Uso do solo e IQA associado às bacias de drenagem dos pontos 1 a 4 e 8.

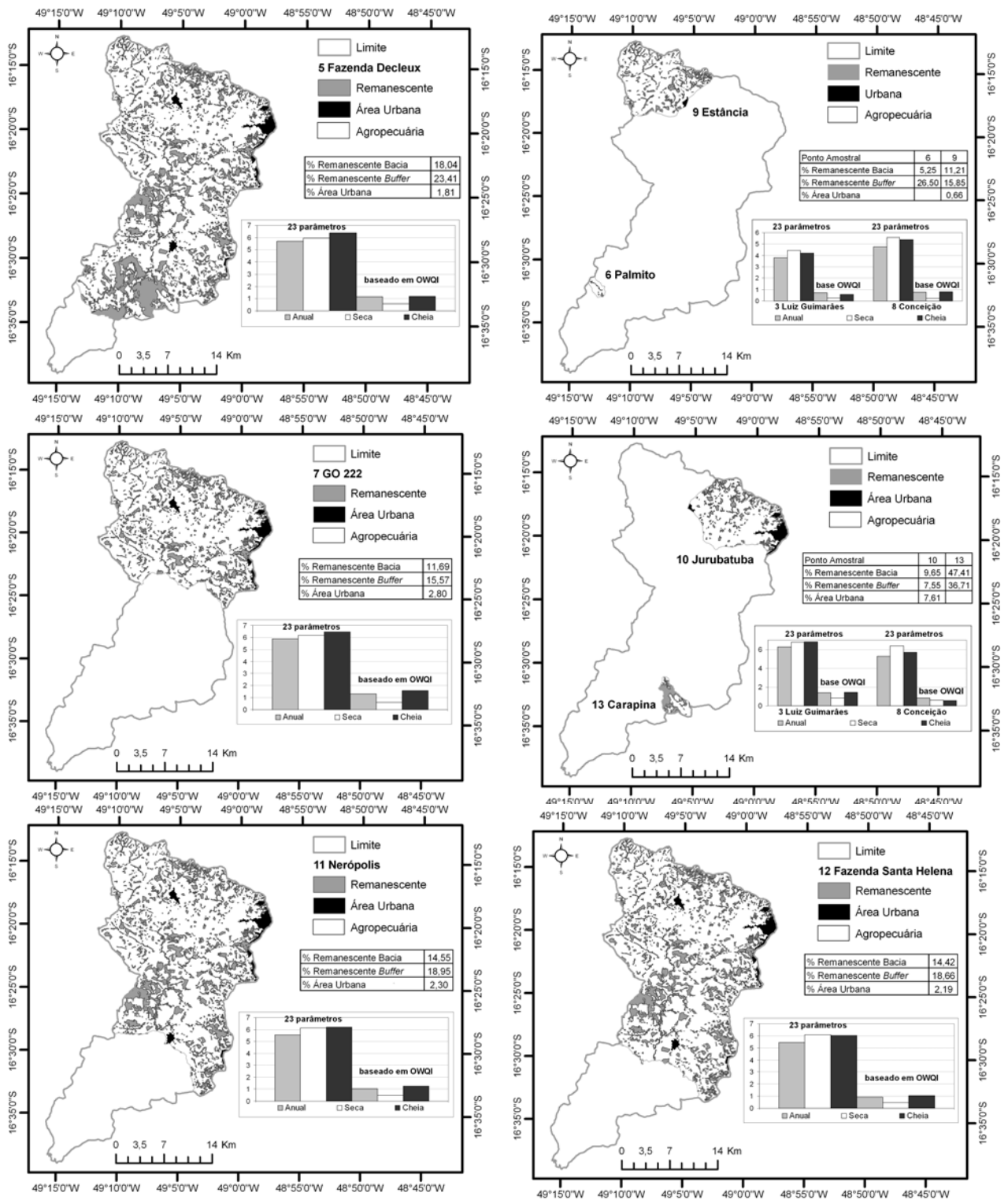


Figura 8. Uso do solo e IQA associado às bacias de drenagem dos pontos 5 a 7 e 9 a 13.

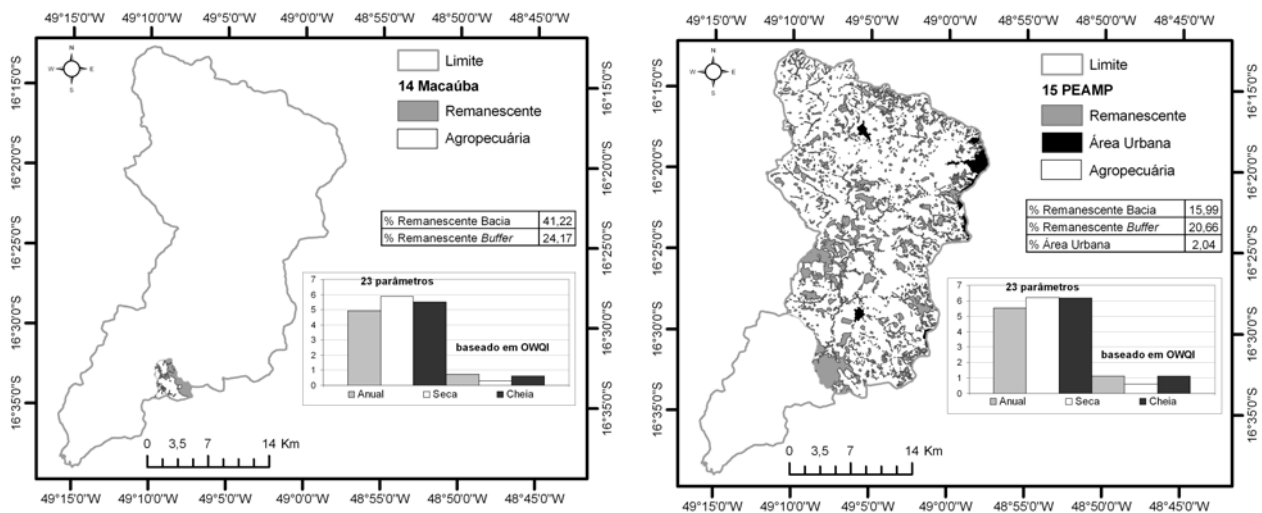


Figura 9. Uso do solo e IQA associado às bacias de drenagem dos pontos 14 e 15.

Quadro 2. Percentual de cobertura vegetal e área urbana, em bacia e em *buffer* ripário, e IQAs nos 15 pontos de amostragem e períodos avaliados.

ponto	% cobertura vegetal remanescente		% área urbana		IQA com 23 parâmetros			IQA baseado em OWQI		
	bacia	<i>buffer</i>	bacia	<i>buffer</i>	anual	seca	cheia	anual	seca	cheia
1	18,13	22,61	3,83	1,67	5,9	6,39	6,33	1,09	0,51	1,18
2	18,23	22,72	3,36	1,62	5,73	6,36	6,1	1,07	0,6	1,14
3	18,92	11,69	35,9	29,3	7,59	7,89	7,77	1,88	1,54	1,62
4	18,1	23,34	1,8	0,46	6,03	6,37	6,36	1,41	0,72	1,4
5	18,04	23,41	1,81	0,47	5,71	5,96	6,39	1,16	0,56	1,18
6	5,25	26,5	0	0	3,81	4,45	4,2	0,74	0,28	0,58
7	11,69	15,57	2,8	0,97	5,89	6,19	6,46	1,34	0,6	1,57
8	9,99	11,41	3,95	1,53	6,19	6,45	6,66	1,5	0,76	1,49
9	11,21	15,85	0,66	0	4,76	5,57	5,38	0,75	0,23	0,8
10	9,65	7,55	7,61	3,02	6,28	6,77	6,79	1,39	0,81	1,45
11	14,55	18,95	2,3	0,64	5,55	6,13	6,21	1,06	0,46	1,26
12	14,42	18,66	2,19	0,6	5,45	6,09	6,05	0,93	0,46	1,05
13	47,41	36,71	0	0	5,28	6,39	5,7	0,83	0,61	0,56
14	41,22	24,17	0	0	4,92	5,88	5,51	0,73	0,3	0,61
15	15,99	20,66	2,04	0,55	5,52	6,2	6,18	1,1	0,59	1,13
máximo	47,41	36,71	35,9	29,3	7,59	7,89	7,77	1,88	1,54	1,62
mínimo	5,25	7,55	0	0	3,81	4,45	4,2	0,73	0,23	0,56
range	42,16	29,16	35,9	29,3	3,78	3,44	3,57	1,15	1,31	1,06
média	18,19	19,99	4,55	2,72	5,64	6,21	6,14	1,13	0,6	1,13
CV	62,6255	35,7259	195,371	271,917	14,7	11,4	12,72	28,83	51,4	31,39

Os maiores percentuais de cobertura vegetal remanescente se associam ao ponto 13, tanto na bacia como no *buffer* de 100 m, e secundariamente aos pontos 14 e 6, respectivamente para a bacia e para o *buffer*. De fato, os pontos 13 e 14 se encontram sob influência do Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP), sendo as únicas bacias de drenagem entre os pontos amostrais que são adequadas à média estadual de 30,9%, conforme sugerem Bonnet *et al.* (2006), como área mínima de vegetação nativa remanescente requerida pela legislação. O ponto 3 tem a maior proporção de área urbana em sua bacia de drenagem, sob influência da região norte da cidade de Goiânia.

Com os 23 parâmetros, o melhor IQA também foi constatado para o ponto 6 e o pior se associa ao ponto 3 – respectivamente, aqueles de maior cobertura vegetal remanescente no

buffer e de maior percentual de área urbana na bacia. O melhor IQA baseado em OWQI, em médias de cheia e anual, ocorrem nos pontos 13 e 14, ambos os de maior cobertura vegetal remanescente na bacia e respectivamente com o primeiro e o terceiro maior percentual de cobertura vegetal no *buffer*. Em média de seca, o melhor IQA se associa ao ponto 9, cuja bacia e *buffer* possuem cobertura vegetal remanescente bem inferior à média da bacia do ribeirão João Leite.

As regressões lineares testadas indicam dependências crescentes, tanto para o IQA com 23 parâmetros quanto para o IQA baseado em OWQI, em relação à cobertura vegetal remanescente nas bacias, à cobertura vegetal remanescente em suas zonas *buffer*, à área urbana nas zonas *buffer* e à área urbana nas bacias, nesta ordem. Os maiores r^2 estão associados à relação entre IQA, cobertura vegetal remanescente no *buffer* e área urbana nas bacias, como mostra a Figura 10 a seguir.

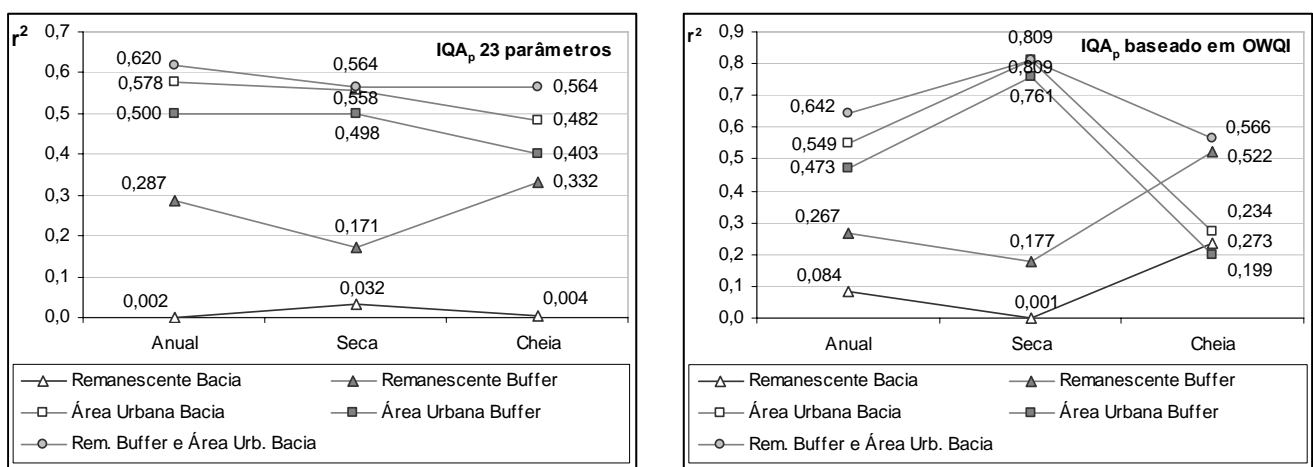


Figura 10. Valores de r^2 em regressões lineares entre cobertura vegetal remanescente e área urbana, nas bacias e *buffers*, e os IQAs para os 23 parâmetros (esquerda) e baseados no OWQI (direita).

A área com cobertura vegetal remanescente nas bacias quase não mostrou vinculação com o IQA de 23 parâmetros, mas apontou r^2 de 0,20 em relação ao IQA baseado em OWQI na média de cheia. Maior dependência ocorre entre o IQA e o percentual de vegetação nas zonas *buffer*, com r^2 entre 0,17 para IQA de 23 parâmetros na média seca e 0,52 para IQA baseado em OWQI na média de cheia.

A vinculação do IQA ao percentual de área urbana nas zonas *buffer* chegou a 0,50 para IQA de 23 parâmetros na média anual e 0,76 para IQA baseado em OWQI na média de seca. O percentual de área urbana nas bacias aponta relações ainda mais significativas, com valores de r^2 de até 0,58 para IQA de 23 parâmetros e 0,81 para IQA baseado em OWQI. Quando se associam, por regressão linear múltipla, a área urbana com a presença de *buffer* ripário, a vinculação do IQA de 23 parâmetros chega a um r^2 de 0,62 na média anual e para o IQA baseado em OWQI, a um r^2 de 0,81.

O r^2 entre o IQA de 23 parâmetros e o IQA baseado em OWQI com as variáveis de uso do solo varia sazonalmente. O IQA baseado em OWQI reflete claramente a importância sazonal de cada variável para a qualidade da água. A importância da cobertura vegetal é sempre maior no *buffer* em relação à bacia, e maior na cheia em relação à seca. Na estação seca, a presença de área urbana na bacia desempenha um papel mais importante. O IQA de 23 parâmetros, por sua vez, se mostra menos sensível às variações sazonais.

A análise de regressão indica dois fatores preponderantes sobre a qualidade da água na bacia do ribeirão João Leite: o aporte por *run-off* de sedimentos, que se relacionam à sazonalidade pluviométrica e às condições da cobertura vegetal no *buffer* ripário, bem como as contribuições das áreas urbanas, representadas pelo aporte de efluentes domésticos e de drenagem pluvial.

Os resultados confirmam indicações de Wantzen *et al.* (2006) de que grandes impactos sobre a qualidade da água em bacias hidrográficas no Cerrado seriam representados por erosões. De fato, Nascimento (1998) assinalou a frequência de erosão laminar na bacia, cujos efeitos são destacados por Vondracek *et al.* (2005). Num *buffer* ripário em torno do futuro reservatório, Bonnet *et al.* (2007) constataram erosão laminar em 64,73% das áreas sob uso agropecuário e exposição de horizontes subsuperficiais do solo em 60,14% delas.

Estas relações se repetem globalmente. Na América do Norte, o *run-off* de áreas agrícolas é um fenômeno dependente de torrencialidades (REED & CARPENTER, 2002), típicas da transição entre as estações de seca e cheia. Na bacia hidrográfica chinesa do rio Liaohe, Quan *et al.* (2004) associam o aumento de áreas sob uso agrícola ao agravamento da erosão e ao aumento do *run-off* de sedimentos, o que sublinha a relação entre erosão do solo e transporte de sedimentos.

Os resultados discordam parcialmente de Brabec *et al.* (2002), que vinculam a qualidade da água à geologia e ao uso do solo em toda a área da bacia hidrográfica. Isto se confirma para o uso urbano do solo, cuja proporção Ometo *et al.* (2000) julgaram mais impactante para a qualidade dos cursos d'água do que a de usos agropecuários, isoladamente. Entretanto, Brabec *et al.* (2002) conferem ao *buffer* ripário menor importância que à cobertura florestal em toda a área de drenagem, o que os dados não confirmam. Em fato, Steedman (1988) também avaliou a degradação de cursos d'água na região canadense de Toronto através da proporção percentual de *buffers* ripários e áreas urbanas.

Os dados também relativizam a afirmação de Roth *et al.* (1996) de que a presença de *buffer* ripário é um fraco preditor da qualidade da água em relação ao uso do solo em toda a bacia. Em fato, esta relação varia sazonalmente e é menor em médias de seca, onde o IQA é relativamente mais dependente da proporção de áreas urbanas, e maior na estação chuvosa, quando os usos agropecuários ganham importância como preditores do IQA em face do *run-off*.

Ainda que tênue, a diferença de r^2 na dependência dos IQAs em relação ao percentual de áreas urbanas na bacia e em *buffers* ripários converge com Tuffold *et al.* (1998) que associaram alterações em concentrações de nutrientes a conversões de uso a menos de 150 m dos corpos d'água, mais fortemente do que aquelas distantes mais de 150 m.

3.4. Considerações para a gestão

Os resultados evidenciam que os critérios mais relevantes ao controle da qualidade da água para a bacia hidrográfica do ribeirão João Leite são, para o uso agropecuário, a manutenção de um percentual de remanescentes de cobertura vegetal na bacia e, em particular, um *buffer* ripário e práticas de conservação de solo. Para o uso urbano, destacam-se o tratamento de efluentes domésticos e o controle da drenagem pluvial, como também o controle da expansão urbana. Estes critérios são condicionantes para a otimização do retorno dos investimentos no

barramento do ribeirão e a racionalização dos custos de tratamento, distendendo sua vida útil e mantendo a qualidade da água bruta.

A restauração de *buffers* ripários é indicada por Scanlon *et al.* (2007) para a atenuação do aporte de nitrato às águas superficiais e subterrâneas, em face de sua contribuição à deposição, absorção pela cobertura vegetal e denitrificação (DUCROS & JOYCE, 2003). A filtração e retenção de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica pelos *buffers* aumenta com o tempo de retenção e com sua área percentual de ocupação na bacia de drenagem (WOLTENMADE, 2000). Estes resultados se repetiram ao longo de diferentes bacias nos Estados Unidos, sugerindo que esta relação é largamente aplicável (POTTER *et al.*, 2004).

Por outro lado, experimentos sobre sua efetividade sobre o tamponamento da qualidade da água têm produzido resultados variáveis (REED & CARPENTER, 2002; BRABEC *et al.*, 2002; DUCROS & JOYCE, 2003). Zonas ripárias estreitas, descontínuas e/ou dominadas por vegetação esparsa não são efetivas (VONDRACEK *et al.*, 2005). Entretanto, não há critérios técnicos definitivos para o estabelecimento da largura mínima da vegetação ripária para uma proteção satisfatória dos cursos d'água (MIRANDA JÚNIOR, 2002).

Ao comparar *buffers* ripários com a qualidade da água e dos *habitats* em três bacias na Inglaterra, Ducros & Joyce (2003) relacionaram seus efeitos à diversidade e estrutura de sua cobertura vegetal, à ausência de erosões, a características do solo e à qualidade dos *habitats* aquáticos. Em particular, uma largura suficiente e a continuidade são condicionantes à efetividade do *buffer* ripário na retenção de nutrientes e sedimentos (DUCROS & JOYCE, 2003; VONDRACEK *et al.*, 2005).

Mais além, Brabec *et al.* (2002) enfatizam a necessidade de se utilizar florestas maduras como *baseline* no planejamento da qualidade das bacias hidrográficas. Scanlon *et al.* (2007) enumeram experimentos na África do Sul e Austrália, nos quais o tempo requerido para o reequilíbrio após o reflorestamento ripário variou de 10 a 20 anos. Ducros & Joyce (2003) encontraram limitações na efetividade de *buffers* ripários implantados há quatro anos sobre áreas convertidas na América do Norte, em virtude da presença de pastagens entremeando arbustos e árvores ainda de pequeno porte. Assim, empreendimentos que dependem de acumulação d'água de boa qualidade ganhariam em eficiência se planificassem como atividade inicial o reflorestamento ripário, de forma a dispor das áreas recompostas quando de sua operação.

Nitrogênio e fósforo são de especial interesse em ambientes reservados e se associam ao uso do solo da bacia (BENETTI & BIDONE, 2000). Seu aporte está correlacionado à eutrofização em reservatórios (SPERLING, 1996; SCANLON *et al.*, 2007). Fósforo é um elemento pouco móvel no solo e usualmente deficitário em sistemas aquáticos não perturbados, sendo que uma concentração total a partir de 0,1 mg/L P enseja superpopulações algais, mesmo em sistemas lóticos, sob clima temperado (McMAHON & HARNED, 1998). Este limite é provavelmente inferior em condições tropicais, e foi ultrapassado em médias de seca e cheia nos dados avaliados.

Por sua vez, Reed & Carpenter (2002) constataram que um *buffer* ripário em áreas agrícolas pode atenuar o *run-off* de fósforo, enquanto zonas ripárias de 90 m de largura resultaram em redução do volume de *run-off* em até 35%, com decorrente redução do aporte de fósforo em 71% (BOODY *et al.*, 2005). Osborne & Kovavic (1993) indicaram 40 a 100% de efetividade de *buffers* ripários na retenção de nitrato.

Melhores práticas de manejo em áreas agropecuárias também são efetivas para a qualidade da água. Entre 1995 e 2004, em bacias na Nova Zelândia, estas práticas geraram declínios nas concentrações de nitrato e nitrogênio amoniacal de 70% e 57% respectivamente, e retenções de TSS e fósforo 47% e 67% menores no mesmo período (WILCOCK *et al.*, 2006).

Em condições norte-americanas, reduções de até 84% no aporte de sedimentos foram obtidas em simulações com cenários que envolveram práticas de conservação de solos, racionalização da adubação química, cobertura permanente do solo em áreas agrícolas (BOODY *et al.*, 2005). Em relação ao uso pecuário, Sovell *et al.* (2000) e Clark (1998) indicam que a implantação de sistemas de manejo rotativo de pastagens e a restrição de acesso direto dos animais às zonas ripárias reduziu significativamente o aporte de ICF e a turbidez, através da redução na erosão laminar.

No que concerne aos usos urbanos, Maxted & Shaver (1998) indicaram que boas práticas de manejo em usos agropecuários perdem efetividade quando a área impermeabilizada atinge 20% de uma bacia de drenagem, e mesmo *buffers* ripários íntegros e funcionais tornam-se ineficientes quando uma bacia atinge 7 a 10% de área impermeabilizada, ou 30% de áreas sob uso suburbano (BOOTH & REINERT, 1993 *in* BRABEC *et al.*, 2002). As condições deficitárias de tratamento de efluentes domésticos no Brasil amplificam o efeito do uso urbano e se somam aos impactos da drenagem pluvial, mostrando-se críticas para a qualidade da água na bacia em questão.

Walsh *et al.* (2003) constataram que 40% da ocupação residencial na região de Michigan em 1995 se dava a menos de 800 de um lago e que forte correlação também ocorria com cursos d'água, e que tal ocupação refletiu na valorização imobiliária, mesmo em uma região com *buffers* ripários adequados. Estas tendências corroboram a importância de um planejamento e controle eficientes da expansão do uso do solo urbano na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, no que as considerações de Bonnet *et al.* (2006) sobre *transferable development rights* (TDRs) podem ser úteis.

4. CONCLUSÃO

Da investigação das relações entre o uso do solo e a qualidade da água, a partir de uma série histórica de três anos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em quinze pontos amostrais, tendo como unidades de paisagem a bacia hidrográfica do ribeirão João Leite e seus ambientes ripários, conclui-se:

1. Em relação aos padrões legalmente requeridos, fósforo solúvel e ferro solúvel estiveram não conformes em 100% das médias. Cor aparente, ICF, ICT e turbidez, também mostraram não conformidades em 26,66% a 86,66% das médias, com maiores percentuais associados à cheia e, secundariamente, às médias anuais. OD e DBO estiveram não conformes apenas no ponto amostral 3, sob influência de extenso uso do solo urbano.
2. As maiores correlações ocorreram entre parâmetros associados ao conteúdo iônico da água, como TDS, condutividade elétrica, alcalinidade, Ca, Mg e dureza e entre cor aparente e turbidez. Também há correlações diretas entre nitrato, nitrito e cloreto e inversas entre OD e DBO, entre CO₂ e pH e de CO₂ com cor aparente e turbidez. As correlações são maiores em médias anuais e de cheia.
3. As relações entre cor e turbidez e entre TDS e condutividade elétrica em médias anual e de cheia os relacionam ao *run-off* de sedimentos para os cursos d'água. A alcalinidade se

vincula à proporção de cobertura vegetal e às áreas urbanas. OD se relaciona ao percentual de áreas urbanas, tanto em médias de seca quanto de cheia, e secundariamente ao *run-off* de sedimentos.

4. A relação de usos agropecuário e urbano com a concentração de formas nítricas é semelhante na estação seca, mas durante a cheia a presença de *buffer* ripário atenua a influência do uso agropecuário e o uso urbano ganha importância relativa. O aporte de fósforo solúvel durante a cheia se vincula ao uso agropecuário e à cobertura vegetal, principalmente no *buffer* ripário, e na seca, à proporção de áreas urbanas na bacia. ICF se comporta de forma semelhante e sublinha os efeitos do uso pecuário extensivo, com acesso do gado aos cursos d'água.
5. O IQA obtido pela ponderação de 23 parâmetros explica até 94,80% da variância total das médias em suas três primeiras componentes. Os parâmetros com maior peso foram aqueles associados ao conteúdo iônico da água. O IQA ponderado baseado em OWQI explicou até 82,00% da variância nas três primeiras componentes, revelando maior sensibilidade à complexidade das relações entre os parâmetros e ao papel preponderante da sazonalidade pluviométrica sobre a qualidade da água.
6. O mapeamento do uso do solo à escala de 1:20.000 indicou 18,12% de remanescentes de cobertura vegetal nativa na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite. Os pontos amostrais com bacias de drenagem sob influência de remanescentes florestais do PEAMP, bem como o córrego do Palmito por sua alta proporção de *buffer* ripário, tiveram melhores IQAs. O ponto 3, com alta proporção de área sob uso urbano na porção norte de Goiânia, teve os piores IQAs.
7. Os IQAs dependem, em ordem crescente, das proporções de remanescentes de cobertura vegetal em relação à área total da bacia hidrográfica, de *buffers* ripários com cobertura vegetal nativa, da área sob uso urbano nos *buffers* ripários e da área sob uso urbano em relação à área total. As maiores vinculações do IQA ocorrem com a associação entre a presença de *buffers* ripários com cobertura vegetal nativa e a área total sob uso urbano na bacia hidrográfica, com r^2 de até 0,81 em média de seca.
8. Os critérios mais importantes para o controle de qualidade da água na bacia em questão são a manutenção de um *buffer* ripário, práticas de conservação do solo para contenção de erosão laminar, tratamento de efluentes domésticos e controle da drenagem pluvial e da expansão de áreas urbanas. Estes critérios tornam-se fundamentais em face dos investimentos com o barramento do ribeirão João Leite, com a perspectiva de distender a vida útil do reservatório e racionalizar custos do tratamento da água bruta.

5. REFERÊNCIAS

- AFONSO, A. A. *Avaliação do potencial de risco de contaminação por agrotóxicos das águas superficiais da microbacia do ribeirão João Leite*. Goiânia: UFG, 2004. 161 p. Dissertação (Mestrado em Geografia).
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, D. C.: APHA/AWWA/WEF, ed. 20, 1998.
- AZRINA, M. Z.; YAP, C. K.; ISMAIL, A. R.; ISMAIL, A.; TAN, S. G. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 64, n. 3, p. 337-347. July 2006.
- BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (org.) *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, ed. 2, 2000. p. 651-658.

- BONNET, B. R. P.; FERREIRA JR., L. G.; LOBO, F. C. Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado: uma análise preliminar no contexto da bacia hidrográfica. *Rev. Bras. Cartografia*, v. 58, n. 2. Agosto 2006 (edição eletrônica).
- _____. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da paisagem. *R. Árvore* (submetido). 2006.
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA JR., L. G. Ampliação de ambientes ripários como alternativa às Reservas Legais: conciliando política florestal e conservação dos recursos hídricos no bioma Cerrado. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 27, n.1, p.83-96. Edição Especial. 2007a.
- BONNET, B. R. P.; BARROS, R. G.; ANTUNES, E. A. *Recomposição florística da faixa de proteção do reservatório da barragem do ribeirão João Leite: Projeto Executivo*. Goiânia: Saneago / Consórcio Enerconsult-Hidroconsult-Logos. Junho 2007b. 35 p. (Relatório Técnico).
- BOODY, G., VONDRACEK, B.; ANDOW, D. A.; KRINKE, M.; WESTRA, J.; ZIMMERMAN, J.; WELLE, P. Multifunctional agriculture in the United States. *BioScience*, v. 55, p. 27-38. 2005.
- BRABEC, E.; SCHULTE S.; RICHARDS, P. L. Impervious surfaces and water quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*, v. 16, n. 4. May 2002.
- BRAMLEY, R. G. V.; ROTH, C. H. Land-use effects on water quality in an intensively managed catchment in the Australian humid tropics. *Marine and Freshwater Research*, v. 53, n. 5, p. 931-940. 2002.
- BRUINSMA, J. E. *World Agriculture: Towards 2015/2030*. An FAO Perspective. Earthscan Publications: London, 2003. 430 p.
- CARVALHO, A. R., SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Influence of cattle ranching and agricultural activities on physical chemical parameters of water. *Quím. Nova*, v. 23, n. 5, p. 618-622. September/October 2000.
- CLARK, E. A. Landscape variables affecting livestock impacts on water quality in the humid temperate zone. *Canadian Journal of Plant Science*, v. 78, p. 181-190. 1998.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. *Índices de qualidade da água*. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/indice_iva_iet.asp>. Acesso: 20 novembro 2006.
- COPLAENGE PROJETOS DE ENGENHARIA. *Execução de Programas Ambientais do Programa de Abastecimento de Água e Saneamento de Goiânia: Programa D1*. Relatório Final, v. 2/4: Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia do ribeirão João Leite. 111 p. (Relatório Técnico). 2005a.
- COPLAENGE PROJETOS DE ENGENHARIA. *Execução de Programas Ambientais do Programa de Abastecimento de Água e Saneamento de Goiânia: Programa D1*. Relatório Final, v. 3/4: Ordenamento territorial e uso do solo na bacia do ribeirão João Leite. 139 p. (Relatório Técnico). 2005b.
- CUDE, C. G. Oregon Water Quality Index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 37, n. 1, p. 125-137. February 2001.
- DANIEL, M. H. B.; MONTEBELO, A. A., BERNARDES, M. C., OMETO, J. P. H. B., CAMARGO, P. B.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V.; VICTORIA, R. L.; MARTINELLI, L. 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. *A. Water, Air, and Soil Pollution*, v. 136, p. 189-206. 2002.
- DINIUS, S. H. Design of an Index of Water Quality. *Water Resources Bulletin*, v.23, n.5, p.833-843. October 1987.

DUCROS, C. M. J.; JOYCE, C. B. Field-based evaluation tool for riparian buffer zones in agricultural catchments. *Environmental Management*, v. 32, n. 2, p. 252-267. September 2003.

FLOTEMERSCH, J. E. Section 4C: Water Chemistry. National Biological Assessment and Criteria Workshop. *Proceedings*, Coeur D'Alene, Idaho. April 2003.

GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.*, v. 64, p. 118-128. February 2002.

HUANG, J.; WU, B.; XU, W.; ZHOU, Y.; TIAN, Y.; HUANG, W. WebGIS for monitoring soil erosion in Miyun Reservoir area. *Proceedings*, IEEE 2004.

IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; TROLI, A.C.; GONÇALVES, J. L.; IMOLENE, L. M.; GAMEIRO, L. F. S.; SEIXAS, M. A. C.; SCHIO, R. IQAs para Mato Grosso do Sul: quais refletem a situação real? In.: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. *Anais...* Porto Alegre: ABES/AIDIS, 2000. (CD Rom).

LIBOS, M. I. P. C. *Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em geoprocessamento*. Rio de Janeiro: UFRJ, 2002. 269 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil).

MAXTED, J. R.; SHAVER, E. *The use of retention basins to mitigate stormwater impacts to aquatic life*. Paper presented at the National Conference on Urban Retrofit Opportunities for Water Resources Protection in Urban Areas, Chicago, IL. 1998.

McMAHON, G.; HARNED, D. A. Effects of environmental setting on sediment, Nitrogen and Phosphorus concentrations in Albemarle-Pamlico Drainage Basin, North Carolina and Virginia, USA. *Environmental Management*, v. 22, n. 6, p. 887-903. 1998.

MIRANDA JÚNIOR, G. X. *Manejo e Preservação de Recursos Hídricos*. Caçador: Universidade do Contestado / Pós-graduação em Gestão Ambiental, 2002 (CD Rom).

NASCIMENTO, M. A. S. *Bacia do rio João Leite: Influência das condições ambientais naturais e antrópicas na perda de terra por erosão laminar*. Rio Claro: UNESP, 1998. 171 p. Tese (Doutorado em Geografia).

OMETO, 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, p. 327-337. 2000.

OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management *Freshwater Biology*, v. 29, n. 2, p. 243-258. 1993.

PAN, Y.; HERLIHY, A.; KAUFMANN, P.; WIGINGTON, J.; VAN SICKLE, J.; MOSER, T. Linkages among land-use, water quality, physical habitat conditions and lotic diatom assemblages: A multi-spatial scale assessment. *Hydrobiologia*, v. 515, p. 59-73. 2004.

PIMENTEL, M. F. *Análise Estatística de Dados do Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Ipojuca e do Reservatório Tapacurá*: Relatório Final Consolidado. Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA II, Projeto: Monitoramento da Qualidade da Água como Instrumento de Controle Ambiental e Gestão de Recursos Hídricos no Estado de Pernambuco. Recife: julho de 2003, 80 p.

POTTER, K. M.; CUBBAGE1, F. W.; BLANK, G. B.; SCHABERG, R. H. A watershed-scale model for predicting nonpoint pollution risk in North Carolina. *Environmental Management*, v. 34, n. 1, p. 62-74. July 2004.

QUAN, L.; ZHONGJING, W.; HU, P. LUCC and Its Impact on Water Environment in Middle and Lower Reaches of Liaohe River. *Proceedings*, IEEE, 2004. CD Rom.

REED, T. & CARPENTER, S. R. Comparisons of P-yield, riparian buffer strips, and land cover in six agricultural watersheds. *Ecosystems*, v. 5, n. 6, p. 568-577. September, 2002.

- RHODES, A.; ROBERT, M. N.; PUFFAL, A. Influences of land use on water quality of a diverse New England watershed *Environ. Sci. Technol.*, v. 35, p. 3640-3645. 2001.
- RIBEIRO, C. A. A. S., SOARES, V. P., OLIVEIRA, A. M. S.; GLERIANI, J. M. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. *R. Árvore*, v. 29, n. 2, p. 203-212. 2005.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In SANO, S. M. & ALMEIDA, S. P. *Cerrado : ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA/CPC, 1998. p. 89-168.
- ROTH, N. E.; ALLEN, J. D.; ERICKSON, D. L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, v. 11, n. 3, p. 141-156. 1993.
- SANO, E. E.; DAMBRÓS, L.; OLIVEIRA, A. G. C.; BRITES, R. S. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás. p. 76-93. In: FERREIRA JR., L. G. (org.) *Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas*. Goiânia: SEMARH / AGMA / World Bank, 2007. 187 p. (no prelo).
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA JR., L. G. Mapeamento semidetalhado (escala de 1:250.000) da cobertura antrópica do Bioma Cerrado. *Pesq. Agropec. Bras.* (submetido).
- SCANLON, B. R.; JOLLY, I.; SOPHOCLEOUS, M.; ZHANG, L. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resour. Res.*, v. 43, W03437. 2007. (edição eletrônica).
- SOVELL, L. A.; VONDRACEK, B.; FROST, J. A.; MUMFORD, K. G. Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of Southeastern Minnesota, USA, Streams. *Environmental Management*, v. 26, n. 6, p. 629-641. December 2000.
- SPERLING, M. *Introdução à qualidade de águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, ed. 2, 1996. 243 p.
- STEEDMAN, R. J. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 45, p. 492-501. 1988.
- TECON. *Estudo de Impacto Ambiental/EIA: Implantação do Reservatório de Acumulação, Tomada d'Água e Adutoras do Ribeirão João Leite*. Goiânia: Saneago, 1993 (Relatório Técnico).
- TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*, v.59, n.1, p.181-186. Jan/Mar 2002.
- TUCCI, C. E. M. Controle de enchentes. In. TUCCI, C. E. M. (org.) *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, ed. 2, 2000. p. 651-658.
- TUFFORD, D. L.; MCKELLAR JR., H. N.; HUSSEY, J. R. In-stream nonpoint source nutrient prediction with land-use proximity and seasonality. *Journal of Environmental Quality*, v. 27, p. 100-111. 1998.
- VONDRACEK, B.; BLANN, K. L.; COX, C. B.; NERBONNE, J. F.; MUMFORD, K. G.; NERBONNE, B. A.; SOVELL, L. A.; ZIMMERMAN, J. K. H. Land use, spatial scale, and stream systems: Lessons from an agricultural region. *Environmental Management*, v. 36, n. 6, p. 775-791. Review Article. September 2005 (Published online).
- WALSH, S. E.; SORANNO, P. A.; RUTLEDGE, D. T. Lakes, wetlands, and streams as predictors of land use/cover distribution. *Environmental Management*, v. 31, n. 2, p. 198-214. 2003.
- WANTZEN, K. M.; SIQUEIRA, A.; CUNHA, C. N.; SÁ, M. F. P. Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, v. 16, p. 713-732. 2006.
- WILCOCK, R. J.; MONAGHAN, R. M.; QUINN, J. M.; CAMPBELL, A. M.; THORROLD, B. S.; DUNCAN, M. J., MCGOWAN, A. W.; BETTERIDGE, K. Land-use impacts and water

quality targets in the intensive dairying catchment of the Toenepi Stream, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 40, n. 1, p. 123-140. March 2006.

WOLTENMADE, C. J. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 55, n. 3, p. 303-309. 2000.

XIE, X.; NORRA, S.; BERNER, Z.; ST. UBEN, D. A GIS-supported multivariate statistical analysis of relationships among stream water chemistry, geology and land use in Baden-Württemberg, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 167, p. 39-57. 2005.

**AMPLIAÇÃO DE AMBIENTES RIPÁRIOS COMO ALTERNATIVA ÀS
RESERVAS LEGAIS: CONCILIANDO POLÍTICA FLORESTAL E
CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BIOMA CERRADO**

*ENFORCEMENT OF RIPARIAN ENVIRONMENTS AS AN ALTERNATIVE TO LEGAL
RESERVES: CONCILIATING CONSERVATION POLICIES OF BOTH FOREST AND
WATER RESOURCES IN THE CERRADO BIOME*

Barbara Rocha Pinto Bonnet - UFG
brpb@uol.com.br

Nilson Clementino Ferreira - UFG/CEFET-GO
ncferreira@uol.com.br

Laerte Guimarães Ferreira - UFG
laerte@iesa.ufg.br

Resumo

Partindo do princípio da indissociabilidade entre a gestão territorial da cobertura vegetal nativa e dos recursos hídricos, este trabalho compara as condições de desmatamento em ecossistemas ripários e seu entorno, em relação ao cenário de desmatamento por bacias hidrográficas nas meso-regiões de Goiás. Observa-se um decréscimo gradual de cobertura no Norte, Leste, Noroeste, Sul e Centro Goiano, nesta ordem. O *déficit* de cobertura vegetal diminui de 65,87%, ao longo e interceptando as drenagens, para 61,97% em um *buffer* marginal e 49,87% das bacias com pelo menos 10.000 ha, o que indica maior comprometimento de ambientes ripários pela conversão de terras. Para atenuar este *déficit*, é proposta como alternativa à reserva legal a recomposição de um *buffer* de 100 m de vegetação em torno dos cursos d'água, adicionalmente às áreas de preservação permanente, o que aumentaria em pelo menos 7,01% os remanescentes florestais em Goiás e no Distrito Federal. Da mesma forma, ações neste sentido privilegiariam a cobertura vegetal dentro das bacias hidrográficas sob efetiva demanda hídrica e a formação de corredores florestais. Por fim, discute-se a possibilidade de integração de instrumentos de gestão territorial e de recursos hídricos.

Palavras-chave: vegetação ripária, reserva legal, gestão florestal e territorial, recursos hídricos.

Abstract

Assuming the indissociability between the vegetation cover and water resources, with respect to territorial planning, management, and occupation, we compare the deforestation levels in the riparian ecosystems and surrounds, in relation to the conversion scenarios at the watershed scale in the Goiás meso-regions. A gradual decrease in the vegetative cover occurs among north, east, northeast, south, and center

meso-regions. Likewise, the vegetation deficit decreases from 65,87%, along and intercepting the drainage network, to 61,97% within a 100 m buffer around the rivers and to 49,87% in the watersheds with area greater than 10,000 ha. This is a clear indication that riparian environments are the ones primarily affected by land conversion. In order to attenuate such deficit, we propose an alternative to the legal forest reserve, i.e. the regeneration of the vegetation within the 100 m buffer, in addition to the permanent protection areas (APPs), what would represent an increase of 7.01% in the remnant fragments of Goiás and the Federal District. Actions in this direction would contribute to the vegetation cover within watersheds under demand and to the establishment of ecological corridors. Finally, we discuss the possibility of a synergistic approach between territorial and water resources management practices and policies.

Key-words: riparian vegetation, legal forest reserve, forest and territorial management, water resources.

Introdução

Coexistem no Brasil dois conjuntos de legislações voltados à conservação da cobertura vegetal nativa. Trata-se do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, SNUC, e do Código Florestal Brasileiro e políticas estaduais e municipais (Martins Jr. & Chaves, 2006).

O SNUC foi instituído pela Lei 9.985/00 e estabelece as Unidades de Conservação (UCs), espaços territoriais com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração. As UCs podem ser de proteção integral, quando visam preservar a natureza e admitem apenas o uso indireto de seus recursos naturais, ou de uso sustentável, quando objetivam compatibilizar a conservação da natureza com o uso de parte destes recursos (Lei 9.985/00, Artigos 2º e 7º). Sistemas estaduais e municipais podem complementar o SNUC, como em Goiás o Sistema Estadual de Unidades de Conservação, SEUC, estatuído pela Lei 14.247/02.

Com base na Convenção da Diversidade Biológica, ratificada pelo Brasil em 1994, o Ministério do Meio Ambiente buscará como meta, a partir de 2007, a conservação de 10% de cada bioma através de UCs, a serem criadas ou ampliadas (MMA, 2007). Em Goiás, apenas 4,4% do território se encontra protegido como UCs de

proteção integral (0,9%) ou uso sustentável (3,5%). Assim, a meta requer que aproximadamente outros 5,6% da área do Estado sejam transformados em UCs.

O atual Código Florestal Brasileiro foi estabelecido 35 anos antes do SNUC, pela Lei 4771/65, desde quando sofreu diversas alterações. O Código tem por enfoque o ordenamento do uso de recursos florestais e da conversão de terras rurais privadas, através da Reserva Legal (RL) e da Área de Preservação Permanente (APP).

A RL é a área de cada propriedade ou posse rural, excetuada a APP, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção da fauna e flora nativas (Lei 4.771/65, Artigo 1º). Nela não é permitido o desmatamento em corte raso, mas pode haver uso em regime de manejo sustentado. Em Goiás, a RL deve compor 20% da área da propriedade e ser averbada em cartório, à margem do registro do imóvel.

A APP tem a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico da fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas (Lei 4.771/65, Artigo 2º). Na APP não pode haver, salvo raras exceções, supressão da vegetação. São APPs as áreas, cobertas ou não por vegetação nativa, nas áreas rurais e urbanas consolidadas, dentre outras:

1. ao longo de cada lado dos rios ou de qualquer outro curso de água, em faixa marginal com largura mínima de 30 m para cursos d'água com menos de 10 m de largura, 50 m para cursos d'água de 10 a 50 m de largura, 100 m para os de 50 a 200 m de largura, 200 m para os com 200 a 600 m de largura e 500 m para os com largura superior a 600 m, incluindo-se aí ilhas interiores;

2. ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios naturais ou artificiais (30 m em áreas urbanas consolidadas, 15 a 100 m em áreas rurais) e num raio mínimo de 50 m de largura de nascentes, veredas e olhos d'água;
3. no topo de morros, montes, montanhas e serras, nas encostas ou parte destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive, nas linhas de cumeada no terço superior em relação à base e nas bordas de tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa mínima de 100 m em projeções horizontais, bem como em altitudes superiores a 1.800 m¹.

Tanto o SNUC quanto as RLs e APPs estão apenas parcialmente implementadas em Goiás. Há necessidade de regularização fundiária de cerca de 40% das UCs existentes (Martins Jr. & Chaves, 2006) e o desmatamento prossegue na fronteira agrícola de Goiás (Viana, 2004; Bonnet et al., 2007). Sano et al. (2006) situam em 34% (115.900 km²) o percentual de remanescentes de formações savânicas e florestais em Goiás. O ritmo de desmatamento no Estado entre 1980 e 2004 foi da ordem de 1,14% ao ano, dos quais 0,77% autorizados oficialmente (Martins Jr. & Chaves, 2006). Com base no *Sistema Integrado de Alerta de Desmatamentos para o Estado de Goiás* (SIAD Goiás), Ferreira et al. (2007) estimaram em aproximadamente 700 km² o total de áreas desmatadas no Estado de Goiás entre agosto de 2004 e agosto de 2005.

Melhorar este cenário requer a adequada aplicação dos instrumentos de planejamento, comando e controle e econômicos à conservação. No âmbito das UCs, o Projeto *Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás*, PDIAP (Scaramuzza et al., 2006) selecionou 40 áreas, correspondentes a 82.297 km², cuja proteção deveria ser privilegiada na expansão do

Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC) para assegurar a proteção de espécies ameaçadas e a manutenção de processos e serviços ecológicos.

Dentre os instrumentos econômicos, figuram as transferências de direitos de desenvolvimento (*transferable development rights*, TDRs), com a compensação financeira pelo mercado à proprietários de terras cujo uso a sociedade e/ou o governo desejam limitar (Cordero, 2003; Chomitz, 2004).

Uma aplicação de TDR é a flexibilização espacial das RLs Extra-propriedade (RLEs) e as Cotas de Reserva em regime de Servidão Florestal (CRFs), previstas na Lei 4.771/65 e regulamentadas a partir da década de 1990 por legislações estaduais e, em âmbito federal, pela Medida Provisória (MP) 2.166-67/01. Em Goiás, a RLE foi instituída com base Lei Estadual 12.596/95 e no Decreto Estadual 5.392/01 e adotada em 2003, desde quando foram adquiridos e averbados mais de 34.000 ha de RLEs (Martins Jr. & Chaves, 2006). Embora ainda não implantada, a CRF não requer a aquisição e seu proprietário é remunerado e co-responsável legal por sua conservação.

A TDR de RLEs e CRFs pode abarcar uma área comum de aplicação, ou duas áreas, sendo uma ofertante e uma demandante. Bonnet et al. (2007) recomendam que sejam bacias hidrográficas, em linha com a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97). Para tanto, subdividiram Goiás e o Distrito Federal em bacias com áreas mínimas de 10.000, 50.000 e 200.000 ha.

Uma avaliação preliminar de áreas para TDR de RLEs é apresentada neste número especial do Boletim Goiano de Geografia (Igliori et al., 2007), na qual a área do Estado foi dividida em um *grid* de 3.659 hexágonos de 10.000 ha, aos quais foram associados valores de uso da terra, presença de APPs, UCs e áreas do PDIAP, valor de mercado de terras e bacias hidrográficas. Foram testados três cenários principais de RLEs segundo oferta e demanda potencial e condições de compra e venda: livre compensação em todo

o Estado, compensação apenas intra-regiões hidrográficas e compensação apenas nas áreas do PDIAP. O cenário em que as áreas do PDIAP fossem ofertantes, mas apenas áreas não prioritárias fossem demandantes, foi o que apresentou menor preço de equilíbrio (R\$ 7.713,43), para uma demanda total de 2.466.729,19 ha e oferta total de 2.466.415,46 ha. Há uma área ofertante com baixo custo das terras no Norte do Estado, e uma área demandante e com alto custo das terras no Sul.

Em grandes extensões territoriais, parâmetros que relacionem as condições da cobertura vegetal com a qualidade desejável das águas, conforme seu uso preponderante, podem basear instrumentos de planejamento e padrões de uso da terra (Ripa et al., 2006). Snyder et al. (2005) destacam que a gestão dos recursos hídricos deve necessariamente focar a quantidade de remanescentes florestais, tanto na bacia inteira quanto na zona ripária.

Diversos autores têm associado a conversão de áreas com cobertura vegetal nativa para outros usos da terra à diminuição da disponibilidade hídrica quali-quantitativa em uma bacia hidrográfica (Ometo et al., 2000; Gergel et al., 2002; Snyder et al., 2005). De fato, a cobertura vegetal interfere nas vazões máximas e no potencial erosivo pluvial, ao influenciar a interceptação e infiltração das precipitações, a evapotranspiração e as variações no regime hídrico. A cobertura florestal é uma barreira física ao carreamento de sedimentos e concentra suporte à mineralização de nutrientes na solução do solo e à neutralização de compostos tóxicos e agentes patogênicos (Tucci, 2000).

Ao serem relacionadas à indicadores de qualidade da água, diversas métricas de paisagem podem refletir a intensidade de alterações antrópicas em bacias hidrográficas (Houlahan & Findlay, 2004), com base na diversidade de usos da terra ou no percentual de cobertura vegetal (Meador & Goldstein, 2003) em duas escalas extremas: a totalidade da bacia e a zona ripária (Ribeiro et al., 2005). Em Goiás, Bonnet et al.

(2006) encontraram relações, ainda que tênues, entre a qualidade da água bruta e um índice normalizado de vegetação remanescente, NRVI, em bacias hidrográficas de 89 captações superficiais de abastecimento público.

Por outro lado, a conservação dos recursos hídricos não tem sido privilegiada na tomada de decisões sobre TDRs e outros instrumentos associados à gestão territorial de florestas em Goiás. Assim, este trabalho tem como objetivo fazer uma breve avaliação do passivo de cobertura vegetal nativa nos ambientes ripários e propor alternativas de favorecimento destes ambientes na gestão da cobertura vegetal nativa. Especificamente, visa inicialmente estabelecer uma comparação das proporções de desmatamento em zonas ripárias, em seu entorno imediato e nas bacias hidrográficas como um todo e nas meso-regiões de Goiás e no Distrito Federal, utilizando percentuais de cobertura e um índice normalizado de vegetação remanescente, o NRVI. Em seguida, busca propor alternativas de ampliação espacial da cobertura vegetal nativa nos ambientes ripários como opção complementar ao sistema de RL Extra-propriedade. Finalmente, são discutidas possibilidades de otimização de instrumentos de comando e controle e econômicos com vistas à integração entre a gestão de florestas e a de recursos hídricos no Estado de Goiás.

Desenvolvimento Metodológico

A base para o desenho experimental deste estudo foi o mapa de cobertura e uso da terra para Goiás, elaborado, à escala de 1:250.000, a partir da interpretação de imagens do satélite Landsat 7 ETM+ de 2001 e 2002, no âmbito do projeto *Definição de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás* (Sano et al., 2006). Através da base cartográfica do Estado, à escala de 1:250.000, foi determinado o comprimento de drenagem em cada meso-região de Goiás e no Distrito Federal, e nelas

mensuradas as porções interceptadas e não interceptadas por quaisquer classes de cobertura vegetal remanescente (tendo em vista a escala, foram considerados apenas os fragmentos florestais com área mínima de aproximadamente 25 ha).

Em seguida, foi aplicado um *buffer* com largura de 100 m em torno de cada margem dos cursos d'água detectáveis à escala utilizada. Tabelas de atributos foram geradas com o *software* ArcGIS para o ordenamento no *buffer* das classes de cobertura dos solos originalmente mapeadas. As classes de cobertura *cultura anual*, *cultura em pivô central* e *pastagem* foram reunidas no *buffer* em uma categoria única, denominada *uso*. As classes de cobertura vegetal nativa, quais sejam, *floresta estacional decidual submontana e montana*, *floresta estacional semidecidual aluvial, de terras baixas, submontana e montana*, *formações pioneiras fluviais e/ou lacustres*, *savana arborizada, florestada, gramíneo-lenhosa e savana parque*, foram reunidas na categoria única *remanescente*. As classes de uso *água*, *reflorestamentos*, *sítios urbanos*, *solo exposto* e *nuvens* foram categorizadas como *outros* e desconsideradas.

Os resultados foram comparados a dados bibliográficos e avaliados tendo em vista as discussões propostas no âmbito dos objetivos específicos deste texto.

Resultados e Discussões

Os territórios de Goiás e do Distrito Federal abarcam juntos um comprimento total de 203.219,07 km de drenagens detectáveis à escala 1:250.000. Deste total, apenas 34,13% são interceptados por classes de cobertura vegetal nativa em fragmentos com área mínima da ordem de 25 ha (tabela 1).

Tabela 1. Comprimento de drenagem interceptado ou não por cobertura vegetal nativa por meso-região em Goiás e no Distrito Federal².

Meso-região	Drenagem sem cobertura		Drenagem com cobertura		
	km	% do Estado	km	% do Estado	% regional
Centro Goiano	21319,38	10,50	3175,48	1,56	12,96
Leste Goiano	13344,87	6,57	15097,15	7,43	53,08
Noroeste Goiano	31200,24	15,35	12222,43	6,01	28,15
Norte Goiano	15291,23	7,52	19780,12	9,73	56,40
Sul Goiano	52713,42	25,94	19074,74	9,39	26,57
Total	133869,15	65,87	69349,92	34,13	34,13

Observa-se maior comprimento de drenagem sob cobertura vegetal nativa no Norte e Leste Goiano, que acumulam juntos 14,00% do comprimento de drenagem estadual coberto por vegetação nativa, como também 56,40% e 53,08% do comprimento de drenagem em suas meso-regiões com remanescentes, respectivamente.

Por outro lado, em face de sua extensão no contexto estadual, cumpre destacar a representatividade do comprimento de drenagem sem cobertura vegetal no Sul Goiano, em que se encontra 25,94% do comprimento de drenagem estadual desprovido de cobertura vegetal. A região detém apenas 26,57% de seu comprimento de drenagem com remanescentes.

Situação semelhante ocorre no Centro Goiano, que tem a menor contribuição em comprimento de drenagem sob cobertura vegetal em relação ao Estado (1,56%) e apenas 12,96% de remanescentes em relação ao comprimento de drenagem regional.

Este percentual sugere que o impacto potencial da ocupação urbana e da atividade econômica pode ser relativamente importante sob o ponto de vista da vegetação ripária. O Centro Goiano abarca cinco dos sete municípios de maior densidade demográfica em Goiás, como Trindade, Goiânia, Aparecida de Goiânia, Anápolis e Senador Canedo (Seplan, 2005). Estes quatro últimos foram respectivamente o 1º, 2º, 5º e 7º municípios

de maior PIB em Goiás em 2004, com expressiva contribuição do setor secundário (Seplan, 2005).

Para Goiás e o Distrito Federal, que correspondem juntos a um território de 34.600.312 ha, foram delimitados ao todo 3.916.687 ha em um *buffer* de 100 m em cada margem das drenagens detectáveis à escala 1:250.000, ou 13,20% de sua área total. Desta área, 38,03% contém cobertura vegetal nativa em fragmentos com área mínima de 25 ha (tabela 2).

Tabela 2. *Buffer* de drenagem de 100 m com e sem cobertura vegetal nativa por meso-região em Goiás e no Distrito Federal².

Meso-região	<i>Buffer</i> sem cobertura		<i>Buffer</i> com cobertura		
	km ²	% do Estado	km ²	% do Estado	% regional
Centro Goiano	3.914,45	9,99	717,52	1,83	15,49
Leste Goiano	2.504,39	6,39	3.244,28	8,28	56,44
Noroeste Goiano	5.495,91	14,03	2.600,07	6,64	32,12
Norte Goiano	2.656,01	6,78	4.343,98	11,09	62,06
Sul Goiano	9.699,09	24,76	3.991,17	10,19	29,15
Total	24.269,86	61,97	14.897,02	38,03	38,03

Observa-se maior percentual de *buffer* com cobertura também no Norte e Leste Goiano, que reúnem 19,37% da área do *buffer* com cobertura vegetal nativa no Estado, e respectivamente 62,06% e 56,44% do *buffer* regional com remanescentes. A maior representatividade espacial ocorre no Sul Goiano, que detém 24,76% das margens de drenagens sem cobertura vegetal em até 100 m em Goiás e no Distrito Federal, e apenas 29,15% de seu *buffer* de 100 m com remanescentes.

Também nos *buffers* sob cobertura vegetal, o Centro Goiano tem a menor contribuição ao Estado (1,83%) e apenas 15,49% de remanescentes em relação ao *buffer*

regional. Esta condição corrobora a importância das formas de ocupação desta meso-região sobre a vegetação próxima das drenagens.

As tendências meso-regionais de cumprimento de drenagem interceptado por cobertura vegetal nativa e no *buffer* de 100 m de cada margem destas drenagens se relacionam linearmente ($r^2 = 0,9979$) como ilustra a figura 1.

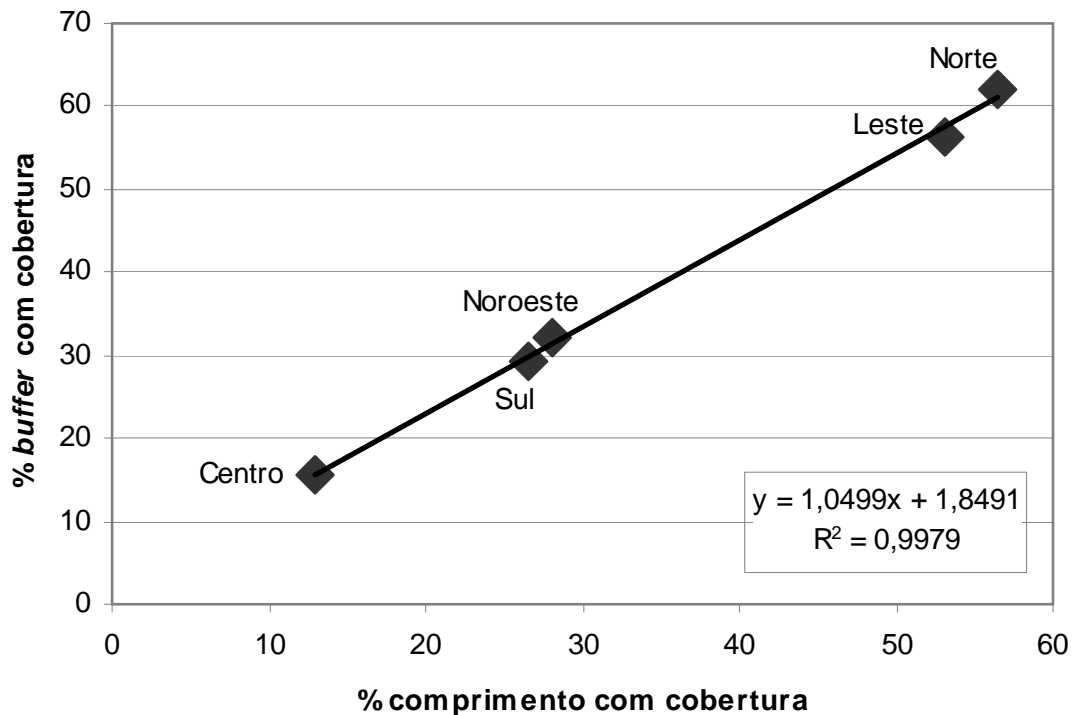


Figura 1. Correspondência percentual de cobertura vegetal sobre drenagem e em *buffer* de 100 m por meso-região em Goiás e no Distrito Federal.

Esta mesma correlação pode ser constatada na comparação visual entre a distribuição de drenagem interceptada por cobertura vegetal por meso-região (figura 2), e a de índice normalizado de vegetação remanescente, NRVI, por bacias hidrográficas com área mínima de 10.000 ha (figura 3). O NRVI representa a proporção de remanescente de cobertura vegetal de uma determinada área, e pode variar de +1 (conservação integral) a -1 (conversão integral). Um valor de -0,382 é equivalente à cobertura vegetal nativa mínima legalmente requerida pelo Código Florestal, sendo

alcançado em apenas 50,13% das bacias de Goiás e Distrito Federal (Bonnet et al., 2007).

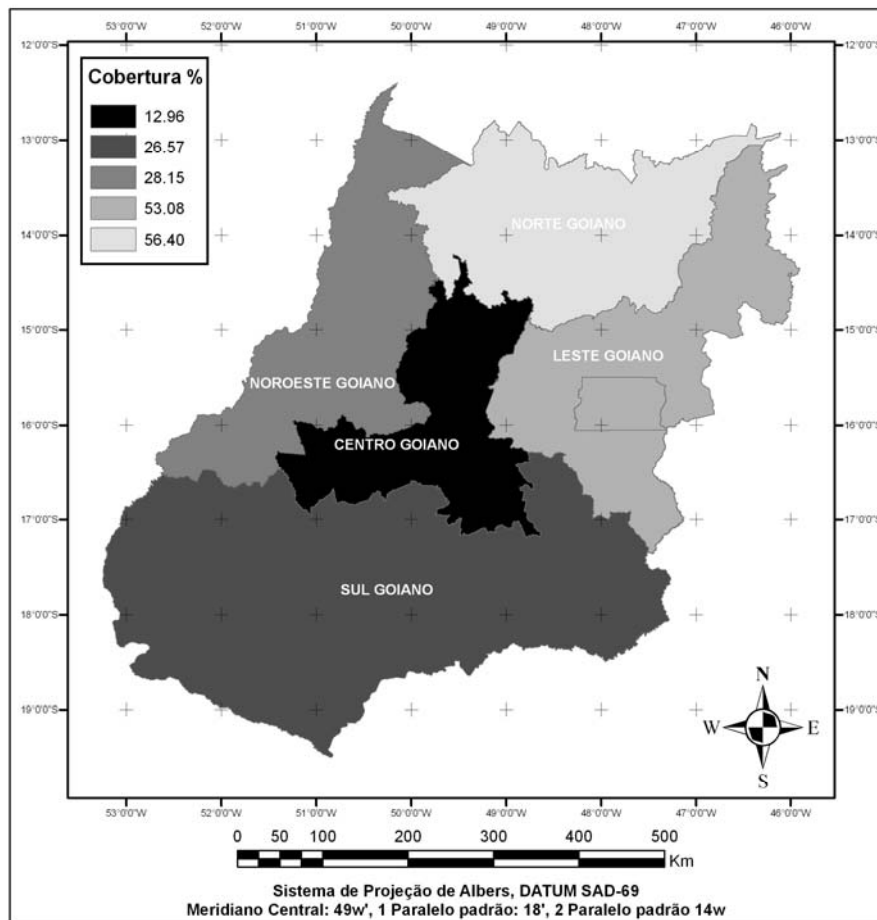


Figura 2. Distribuição de drenagem interceptada por cobertura vegetal nativa por mesoregião.

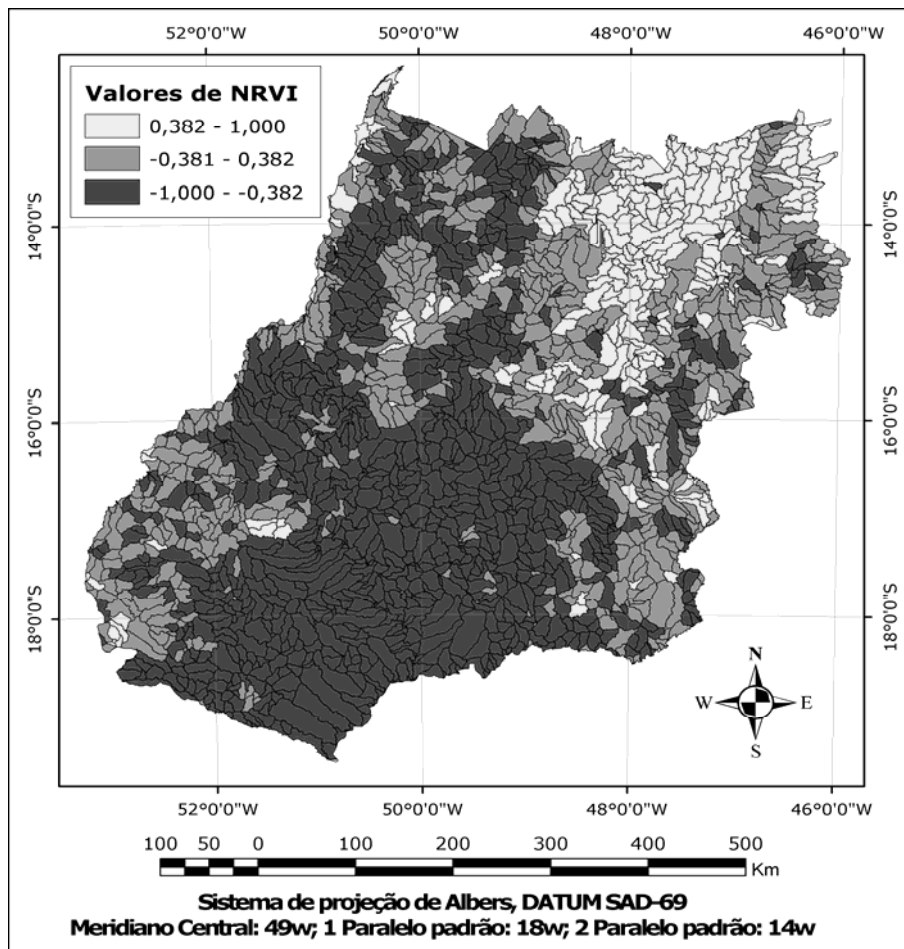


Figura 3. Distribuição de NRVI em bacias com área mínima de 10.000 ha (Bonnet et al., 2007).

Da comparação dos mapas e entre as duas métricas de paisagem analisadas, constata-se uma distribuição semelhante de proporções de áreas com e sem cobertura vegetal. As relações se repetem no ambiente efetivamente ripário, representado pelo comprimento de drenagem, em seu entorno imediato, indicado pelo *buffer* marginal de 100 m, como também em toda a bacia hidrográfica, como indica seu NRVI em Goiás e no Distrito Federal.

As três escalas de análise apontam um decréscimo gradual de cobertura vegetal nas regiões Norte, Leste, Noroeste, Sul e Centro Goiano, nesta ordem. Em área total, este *déficit* diminui de 65,87% das drenagens interceptadas, para 61,97% no *buffer* marginal e 49,87% das bacias com pelo menos 10.000 ha. Isto indica que ecossistemas

ripários, como matas ciliares, matas de galeria e veredas, foram mais severamente atingidos pela conversão de terras que os ecossistemas xéricos do bioma Cerrado.

Sem pretender qualquer julgamento de valor dos serviços ambientais desempenhados pelos diversos ecossistemas do bioma, e tendo em vista a importância de sua complementaridade, já foi discutida a estreita relação entre os ecossistemas ripários e a disponibilidade hídrica quali-quantitativa em uma bacia hidrográfica. Cabe lembrar que, além de ser fundamental aos usos antrópicos da água dentro da bacia, tal disponibilidade também é essencial às comunidades de fauna silvestre dos ecossistemas do entorno, que podem afluir aos ambientes ripários para dessedentação, alimentação e reprodução. Isto posto, é cabível buscar formas de privilegiar estes ecossistemas em políticas de conservação de cobertura vegetal nativa e de recursos hídricos.

Todas as formas de APP estão ligadas, diretamente ou não, à conservação de recursos hídricos. Estas relações se manifestam no Cerrado para três regiões hidrográficas brasileiras – Paraná, Araguaia-Tocantins e São Francisco – que contam com suas nascentes dentro do bioma. Entretanto, dentre as iniciativas em Goiás voltadas às políticas de conservação de cobertura vegetal nativa, como o PDIAP e a opção de TDRs por RLEs, tem havido pequena preocupação em quantificar os impactos das conversões no uso das terras sobre os recursos hídricos.

Ao caracterizar, à escala de 1:250.000, as áreas do PDIAP, Lobo & Ferreira (2007) constatou que apenas 42% de sua área conjunta contém cobertura vegetal remanescente, o que corresponde a apenas 29% de toda a área com cobertura vegetal remanescente no Estado. Das áreas do PDIAP, 48% estão a menos de 500 m das linhas de drenagem, o que para os autores ressalta a importância dos ecossistemas ripários. Por outro lado, considerando um *buffer* de 100 m em torno das drenagens detectáveis àquela escala como correspondente às APPs, apenas 56% das bacias hidrográficas (> 50.000

ha) com áreas do PDIAP têm proporção de remanescentes compatível com o mínimo requerido pelo Código Florestal (Lobo & Ferreira, 2007).

Martins Jr. & Chaves (2006) opinam que a recomposição da RL apenas na própria propriedade tem alto custo por demandar reflorestamento, dado o empobrecimento do banco de sementes após sucessivos anos de conversão. Tem também alto custo de oportunidade. Chomitz (2004) simulou a admissão de TDRs por município, bacia hidrográfica e bioma, e concluiu que âmbitos maiores de troca levam a melhores resultados de conservação, posto que fragmentos maiores seriam favorecidos. Da mesma forma, e no âmbito de cenários simulados em Goiás (Igliori et al., 2007), maiores áreas sugerem maior eficiência econômica, mas também maiores custos ambientais, por conta da menor similitude entre ecossistemas protegidos. Desta forma, as maiores perdas de conversão constatadas em ecossistemas ripários deveriam ser compensadas em ecossistemas com estrutura e função semelhantes.

Como destacam Santos & Domingues (2001), a ocupação territorial induzida pelos recursos hídricos é natural, em face de sua essencialidade à vida e às atividades socioeconômicas. A própria Lei 9433/97 destaca a diretriz de integrar a gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental e do uso das terras, tendo na bacia hidrográfica a unidade de planejamento e gestão. Neste sentido, Alger & Lima (2005) recomendam que os Planos de Bacia Hidrográfica considerem medidas de atenuação da fragmentação de ecossistemas, e que se criem incentivos para produtores rurais que estabelecem a RL associada à APP, em áreas que favoreçam a conservação de mananciais. Parte dos recursos levantados pelos Fundos de Recursos Hídricos poderia ser dedicado para tais fins.

O aumento das áreas protegidas para 10% do Estado através de UCs em Goiás, como recomenda MMA (2007), representaria recursos de R\$ 1 bilhão apenas para

regularização fundiária, considerando UCs de proteção integral (Martins Jr & Chaves, 2006).

Por outro lado, a recomposição em todo o Estado da vegetação ripária em um *buffer* de 100 m representaria um aumento de 7,01% de remanescentes florestais no território de Goiás e Distrito Federal – mais 1,39% além da meta para novas UCs por MMA (2007). Seus custos fundiários seriam bastante diluídos e sua regeneração natural, facilitada, limitando custos de reflorestamento. Nesta condição, seria possível assegurar os serviços ambientais ofertados pela cobertura vegetal dentro de cada bacia hidrográfica, favorecendo a formação de corredores ecológicos e a disponibilidade hídrica nas bacias em que as demandas de uso da água e recomposição de cobertura vegetal efetivamente ocorrem, como no Centro e no Sul Goiano. Ademais, seriam assim formados corredores florestais ligando efetivamente remanescentes isolados, em uma largura mínima recomendada para tanto, de 100 m, segundo a Resolução CONAMA 009/96.

Uma vez se estatuidando meios necessários nesta direção, a compensação de RL por proprietários poderia ser feita, alternativamente à recomposição da RL ou sua compensação por TDR, pela recomposição da vegetação no *buffer* ripário de 100 m nos recursos hídricos detectáveis à escala de 1:250.000. Desta forma, admite-se uma desoneração da proporção de área de RL a ser compensada para cada proprietário com *déficit* de cobertura, em troca de que a vegetação ripária dos recursos hídricos locais seja localmente protegida. A manutenção de APPs ao longo dos cursos d'água de menor porte não seria afetada por este arranjo.

É importante destacar que este arranjo alternativo presta-se principalmente a médios e grandes proprietários rurais. Pequenos proprietários com áreas de pequena aptidão agrícola, por exemplo, frequentemente têm nos solos da zona ripária a maior

produtividade em seus estabelecimentos, onde a recomposição compulsória do *buffer* ripário restringiria severamente sua viabilidade. Já para médios e grandes proprietários, com níveis de manejo de alta tecnificação, o custo de oportunidade seria menor, podendo mesmo se atenuar dificuldades na incorporação da zona ripária à área produtiva. Desta forma, o impacto econômico desta alternativa deve ser avaliado sob o ponto de vista de produtividade global de cada estabelecimento.

A recomposição de um *buffer* ripário como desoneração da proporção total de RL deve ser uma alternativa complementar e não excludente às demais formas de compensação de RL. Com isso, seriam disponibilizados, complementarmente, instrumentos de compensação dentro da própria bacia hidrográfica, com alcance de uma cobertura vegetal mínima à conservação hídrica, como também TDRs para privilegiar a formação de grandes fragmentos em áreas do PDIAP.

Lobo & Ferreira (2007) sugerem também a conveniência de inclusão de critérios socioeconômicos no PDIAP, que poderiam indicar um arranjo de áreas prioritárias diferente do atual. De fato, estes autores apontam correlações significativas entre intensidade de pobreza e cobertura vegetal remanescente nas áreas do PDIAP, que Novaes et al. (2006) confirmam para todo o Estado. Urgem, assim, políticas compensatórias e de inclusão social, governança territorial e ambiental integradas e eficientes. Uma facilitação para a aplicação destas políticas seria revisar as áreas do PDIAP tendo como unidade básica não hexágonos de 10.000 ha, mas bacias hidrográficas com esta área mínima.

A figura da RLE obtida por aquisição de terras também pode ser reconsiderada. Nela, após o aporte de recursos da aquisição, o proprietário ofertante deixa de auferir qualquer renda a partir da propriedade. Com isso, se não houver gerenciamento adequado dos recursos da aquisição, o ofertante estará sujeito à cessação de qualquer

aporte de recursos, tornando-se parte de um ônus social. Principalmente se complementado pela alternativa da compensação em *buffer* ripário, o mercado de CRFs parece mais adequado a prover o ofertante de uma renda periódica, mantendo a propriedade sob sua titularidade.

A implementação das alternativas propostas e de outras formas de política florestal em linha com a conservação dos recursos hídricos requer a articulação ou integração de instrumentos setoriais. O Artigo 16 da Lei 4.771/65 estabelece que a localização da RL deve ser aprovada pelo órgão ambiental, tendo por base o plano de bacia hidrográfica (MP 2166-67/01), os zoneamentos ecológico-econômicos, o plano diretor municipal e outras áreas protegidas (Pompermayer, 2006). Por outro lado, uma maior permeabilidade entre os instrumentos é estratégica. Por exemplo, Alger & Lima (2005) sugerem sua associação com a política agrária aplicada pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária, Incra como critério de produtividade da propriedade rural, uma vez que a presença de RL e APP configura função social da propriedade (Artigos 5º e 170 da Constituição Federal).

Mais além, alguns dos instrumentos das políticas nacionais de meio ambiente, gestão de cidades e recursos hídricos poderiam ser mesmo unificados, o que lhes garantiria consistência no ordenamento e efetividade em suas diversas escalas de gestão da ocupação territorial. Por exemplo, planos de recursos hídricos, estudos integrados de bacia hidrográfica e zoneamentos ecológico-econômicos apresentam elementos e métodos comuns em sua elaboração, o que sugere complementaridade de objetivos entre os mesmos, quando não compuserem a mesma escala. No âmbito municipal, comentário semelhante cabe aos planos de bacia hidrográfica e aos planos diretores municipais.

Isoladamente, entretanto, instrumentos de comando e controle tradicionalmente usados para a internalização dos custos ambientais nas atividades econômicas têm se

revelado de alto custo de gerenciamento e baixa eficácia (Viana, 2004). Ao lado destes instrumentos, é necessária também a introdução de estímulos econômicos efetivos. Uma forma de compensação econômica a municípios com ampla cobertura vegetal nativa é o ICMS Ecológico, que promoveu no Paraná um aumento de 165% no número de UCs, priorizando os repasses às bacias hidrográficas (Alger & Lima, 2005). Associadas à alternativa proposta de compensação de RLs em *buffers* ripários, as TDRs podem apoiar a proteção de grandes fragmentos, a que os *buffers* dariam conectividade.

Uma iniciativa importante neste sentido é a organização das bases de dados físicos, bióticos e principalmente socioeconômicos, tendo como unidade territorial a bacia hidrográfica. A disponibilidade de informações nestes três âmbitos condiciona a formulação de diretrizes e estratégias de gestão territorial e desenvolvimento em cada uma.

O momento legislativo é adequado para a discussão de tal alternativa, uma vez que a recorrente reedição da MP 2166-67/01 tem resultado em instabilidade no marco legislativo sobre política florestal e deverá ensejar uma revisão do Código Florestal nos próximos anos (Pompermayer, 2006; Viana, 2004). Cabe ressaltar que estas alternativas não eximem o Estado de manter uma política de consolidação das UCs existentes e criação de novas UCs, para objetivos de conservação específicos como proteger relictos e belezas cênicas.

Um limite analítico importante às considerações aqui expostas é o de que fragmentos pequenos, com menos de 25 ha, predominam amplamente na paisagem goiana, perfazendo 28,84% do total numérico (Antunes, 2005). Estes fragmentos não são detectáveis à escala de 1:250.000. Por outro lado, considerando apenas fragmentos circulares – mais favorável quanto à relação área/perímetro – um efeito de borda médio de 35 m (Primack & Rodrigues, 2001) reduziria sua área efetivamente protegida em

23,24%. Lobo & Ferreira (2007) confirmam esta tendência nas áreas do PDIAP, em que predominam fragmentos com menos de 30 km² e menos de 200 m distantes entre si.

Considerações Finais

A íntima relação entre os ambientes ripários e a conservação de recursos hídricos não tem se traduzido, até o momento, em instrumentos que vinculem e integrem sua gestão no Estado de Goiás. Dentre as unidades de conservação, raramente se tem sua delimitação coincidindo com limites de bacias hidrográficas. Dentre as reservas legais, dada a liberalidade ao proprietário em dispô-la, tem-se frequentemente fragmentos pequenos e isolados, com pequena representatividade em serviços ambientais.

O principal instrumento econômico disponível em Goiás para estimular a adimplência com os requisitos do Código Florestal para as reservas legais – a transferência de direitos de desenvolvimento (TDRs) para reservas legais extra-propriedade – vem se revelando eficiente na unificação de fragmentos de maior porte, até porque tal sistema de oferta e demanda requer áreas espacialmente maiores para se tornar economicamente viável. Por outro lado, sob o ponto de vista dos recursos hídricos, este instrumento não evita que bacias sob intensa demanda de água sigam carecendo de proteção por cobertura vegetal mais abrangente para seu próprio estoque hídrico.

Tendo em vista que os ambientes ripários sofreram conversão proporcionalmente mais intensa que o conjunto de ecossistemas no bioma Cerrado, a instituição de um *buffer* marginal às linhas de drenagem como alternativa à reserva legal em médias e grandes propriedades deficitárias pode ser um instrumento econômico eficiente para a ampliação espacial da cobertura vegetal em regiões intensamente exploradas, como o Centro e o Sul Goiano. O atual cenário legislativo, em que uma Medida Provisória

requer formalização como Lei Federal e o Estado revisa sua própria política florestal, é propício a esta discussão.

Em se logrando a integração de instrumentos de planejamento de diversas áreas afetas à gestão territorial, de florestas e de recursos hídricos, formas de articulação e mesmo de financiamento a esta recomposição seriam proponíveis, por exemplo, no âmbito dos comitês de bacia e do ICMS Ecológico, diluindo sobremaneira o custo econômico potencial associado ao alcance das metas de conservação da Convenção da Diversidade Biológica. Desta forma, à instrumentos de conservação já existentes, como as TDRs, seriam acrescidas oportunidades de adequação à legislação que permitiriam ao proprietário opções de escolha, e por conseguinte estimulariam sua regularização.

Aos agentes de governança, como governos e comitês inter-institucionais, caberia a simplificação e a eventual busca da unificação das recomendações e exigências atualmente dispersas nos planos de bacia hidrográfica, zoneamentos ecológico-econômicos, planos diretores municipais e planos de manejo. Isto fortaleceria um instrumento único de planejamento, tendo como unidade territorial a bacia hidrográfica, e permitiria a proposição de instrumentos econômicos suplementares.

Notas

¹ Restringido em Goiás para 1200 m, de acordo com a Política Florestal Estadual (Lei 12.596/95).

² O território do Distrito Federal está inserido na totalidade da Meso-região do Leste Goiano.

Referências

AGETOP – Agência Goiana de Transporte e Obras Públicas / AGMA – Agência Goiana de Meio Ambiente / UFG – Universidade Federal de Goiás. *Estudos de cenários de instrumentos econômicos voltados à proteção da cobertura vegetal em Goiás: métodos e estratégias*. Goiânia: Programa de Gerenciamento Rodoviário / BIRD, 2006 (Relatório Técnico).

ALGER, K.; Lima, A. Políticas públicas e a fragmentação de ecossistemas. In.: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S. (orgs.) *Fragmentação de Ecossistemas: causas,*

efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: 2ª. ed., MMA/SBF, 2005.

BONNET, B.R.P.; Ferreira, L.G.; Lobo, F.C. Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado: uma análise preliminar no contexto da bacia hidrográfica. *Rev. Bras. Cartografia*, 2006 (no prelo).

CHOMITZ, K.M.. Transfer of Development Rights and Forest Protection: an exploratory analysis. *International Regional Science Review*, v. 27, n. 3, p. 348-373, Jul. 2004.

CONAFLO – Comissão Nacional de Florestas. Regulamentação da Cota de Reserva Florestal (CRF). In.: 9ª Reunião da Conaflor. 23/11/2005.

CORDERO, M. *Field Guide to Transfer of Development Rights (TDRs)*. 1000 Friends of Minnesota Fact Sheet, 5, 2003. Disponível em <<http://www.realtor.org/libweb.nsf/pages/fg804#topica.html>>. Acesso: 30 janeiro 2006.

FERREIRA, M.E.; Ferreira, L.G.; Ferreira, N.C. Cobertura vegetal remanescente em Goiás: distribuição, viabilidade ecológica e monitoramento. In.: Ferreira, L. G. (org.) *Conservação da biodiversidade e uso sustentável em Goiás: estratégias, prioridades e perspectivas*. Goiânia: Semarh / AGMA / BIRD, Cap. 7, p. 148-164. 2006 (no prelo).

GERGEL, S.E.; Turner, M.G.; Miller, J.R.; Melack, J.M.; Stanley, E.H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.*, v. 64, p. 118–128. February 2002.

HOULAHAN, J.E. & Findlay, C.S. Estimating the ‘critical’ distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology*, v. 19, p. 677–690. March 2004.

LOBO, F.C. *Vegetação remanescente nas Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade em Goiás: padrões de distribuição e características*. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Evolução. Goiânia: UFG, 2007.

MEADOR, M.R.; Goldstein, R.M. Assessing Water Quality at Large Geographic Scales: Relations Among Land Use, Water Physicochemistry, Riparian Condition, and Fish Community Structure. *Environmental Management*, v. 31, n. 4, p. 504–517. 2003.

MARTINS JR., O.P. & CHAVES, F. Uso de instrumentos econômicos para a conservação da biodiversidade em Goiás: reserva legal, servidão florestal e bolsa de reserva florestal. p. 165-175. In.: FERREIRA, L. G. (Org.) *Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas*. Goiânia, SEMARH / AGMA / World Bank, 2006. 187 p. (no prelo).

MMA – Ministério do Meio Ambiente. *Unidades de Conservação*. Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso: 10 janeiro 2007.

OMETO, 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, p. 327-337. 2000.

POMPERMAYER, E.P. *Compensação da reserva legal como instrumento da gestão integrada floresta-água: análise jurídica*. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais. Piracicaba: USP/ESALQ, 2006.

PRIMACK, R.B.; Rodrigues, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: Midiograf, 2001.

RIBEIRO, C.A.A.S., Soares, V.P., Oliveira, A.M.S.; Gleriani, J.M. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. *R. Árvore*, v. 29, n. 2, p. 203-212. 2005.

RIPA, M.N. Leone, A.; Garnier, M. & Lo Porto, A. Agricultural Land Use and Best Management Practices to Control Nonpoint Water Pollution. *Environmental Management*, 2006. Published online: 15 June 2006.

SANO, E.E.; Dambrós, L.; Oliveira, A.G.C.; Brites, R. S. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás. p. 76-93. In.: Ferreira, L.G. (Org.) *Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas*. Goiânia, Semarh / AGMA / World Bank, 2006. 187 p. (no prelo).

SANTOS, J.L.; Domingues, A.F. Planejamento de recursos hídricos e uso do solo: o desafio brasileiro. In.: Santos, T.C. (ed.) *Tendências e desafios da integração do Brasil contemporâneo. Workshop Internacional de Dinâmicas Territoriais. Anais...* Brasília: CIORD/AAP/ABM, 2001.

SANTOS, T.C. Desafios da Gestão Territorial. In.: Santos, T.C. (ed.) *Tendências e desafios da integração do Brasil contemporâneo. Workshop Internacional de Dinâmicas Territoriais. Anais...* Brasília: Ciord/AAP/ABM, 2001.

SCARAMUZZA, C.A.M.; Machado, R.B.; Rodrigues, S.T.; Ramos Neto, M.B.; Pinagé E.R.; Diniz Filho J.A.F. Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade em Goiás. p. 11-59. In.: Ferreira, L.G. (Org.) *Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas*. Goiânia, Semarh / AGMA / World Bank, 2006. 187 p. (no prelo).

SEMARH – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Goiás. *Texto Final das Conferências Estaduais de Meio Ambiente. Tema IV: Gestão Territorial e Política Florestal*. Pirenópolis, Semarh, 2005. 9 p.

SNYDER, M.N.; Goetz, S.J.; Wright, R.K. Stream health rankings predicted by satellite derived land cover metrics: impervious area, forest buffers and landscape configuration. *Journal of the American Resources Association*, v. 41, n. 3, p. 659–677. June 2005.

TUCCI, C.E.M. Controle de enchentes. In. Tucci, C.E.M. (org.) *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, ed. 2, 2000 p. 651-658.

VIANA, M.B. *A contribuição parlamentar para a política florestal no Brasil*. Brasília: Câmara dos Deputados / Consultoria Legislativa, 2004. 34 p. (Relatório Técnico).

BARBARA ROCHA PINTO BONNET – Bióloga (UFPR/1993), Especialista em Análise Ambiental (UFPR/1995), Mestre em Engenharia Florestal (UFPR/2001) e Doutoranda em Ciências Ambientais (UFG).

NILSON CLEMENTINO FERREIRA – Engenheiro Cartógrafo (UNESP/1990), Mestre em Engenharia (EPUSP/1997) e Doutor em Ciências Ambientais (UFG/2006).

LAERTE GUIMARÃES FERREIRA – Geólogo (UnB/1990), Mestre em Geologia Econômica (UnB/1993) e Doutor em Sensoriamento Remoto (University of Arizona/2001). É pesquisador do CNPq e coordenador do Doutorado Multidisciplinar em Ciências Ambientais da UFG.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)