



**CARACTERIZAÇÃO MULTITEMPORAL
DAS PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO DOS RIOS
GRANDE E AIURUOCA ATRAVÉS DA
APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE
SENSORIAMENTO REMOTO E SIG**

LUDIMILLA PORTELA ZAMBALDI LIMA

2010

LUDIMILLA PORTELA ZAMBALDI LIMA

**CARACTERIZAÇÃO MULTITEMPORAL DAS PLANÍCIES DE
INUNDAÇÃO DOS RIOS GRANDE E AIURUOCA ATRAVÉS DA
APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E SIG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. Luis Marcelo Tavares de Carvalho

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2010

Lima, Ludimilla Portela Zambaldi.

Caracterização multitemporal das planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e SIG / Ludimilla Portela Zambaldi Lima. – Lavras : UFLA, 2010.

113 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2010.

Orientador: Luis Marcelo Tavares de Carvalho.

Bibliografia.

1. Lagoas marginais. 2. Análise orientada a objeto. 3. Mistura espectral. 4. Sistema de Informação Geográfica. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52632

LUDIMILLA PORTELA ZAMBALDI LIMA

**CARACTERIZAÇÃO MULTITEMPORAL DAS PLANÍCIES DE
INUNDAÇÃO DOS RIOS GRANDE E AIURUOCA ATRAVÉS DA
APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E SIG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 26 de fevereiro de 2010

Pesquisadora Dra. Margarete Marin Lordelo Volpato

EPAMIG

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

UFLA

Prof. Dr. Luis Marcelo Tavares de Carvalho
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, em primeiro lugar, pois esteve comigo o tempo todo.

Ao meu orientador, Luis Marcelo Carvalho, por sua contribuição imprescindível na realização deste trabalho e principalmente por transmitir a paixão pelo sensoriamento remoto que pude vincular à minha outra paixão, a ecologia.

Ao meu co-orientador, Júlio Louzada, que me apresentou à ecologia, exemplo de pesquisador e persistência.

Agradeço ao meu segundo orientador, Paulo Pompeu, a quem tenho uma dívida eterna, pelo alto-astral de todos os dias, pelos ensinamentos multidisciplinares, científicos ou não, pelo apoio e incentivo, fazendo com que todas as análises fossem “bacanas”. Meu agradecimento a você Paulo, é pouco, mas é de coração.

Aos meus pais, Paulo e Magali, que sempre deram todo apoio e incentivo, necessários e essenciais a minha carreira acadêmica. Vocês estão sempre presentes na minha vida e constituem-se no meu porto seguro.

Agradeço às minhas irmãs Grá e Fá e cunhados Helinho e Léo, família tão querida e daqui a pouco um pouquinho maior, com a já presente Bianca, pelo apoio e presença em todos os momentos importantes.

Ao meu amigo, companheiro, namorado e co-autor Fábio Mineo por todo carinho, amor e compreensão nos meus bons e maus momentos. Obrigada por me fazer feliz e por me sentir tão amada, todos os dias. Agradeço também à Sofia, Joaquim, Patrícia, Rogério, Marcos e Cíntia, que considero minha segunda família, formada por pessoas tão especiais.

Aos amigos especiais, Grá e Giu, pelo apoio e diversos bons programas juntos.

Aos amigos da turma do mestrado da Ecologia, Grazi, Carla, Marília, Clever, Taís, Robson, Mariana, Chese e Amanda.

A todos os amigos da Ecologia: Vanesca, Rodrigo, Cintia, Míriam, Lelê, Lucas e Nara.

A todos os professores da Ecologia: Eduardo, Douglas, Rosângela, Marcelo e Rodrigo.

À Pesquisadora Dra. Margarete Volpato, pelas valiosas críticas e sugestões ao trabalho.

À Furnas, pelo financiamento ao projeto e concessão da bolsa de mestrado através Projeto de Lagoas Marginais.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada e à UFLA ,pelo suporte durante o mestrado e todo empenho em fazer um curso cada vez melhor.

A todos aqueles que ajudaram, diretamente ou indiretamente, na elaboração deste trabalho, mas que por desatenção não tiveram seus nomes aqui registrados.

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	iii
CAPÍTULO 1.....	01
1 Introdução Geral	02
2 Referências Bibliográficas.....	07
CAPÍTULO 2: Uso do sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas na análise espaço temporal do uso do solo no entorno dos rios Grande e Aiuruoca, MG e na delimitação temporal de planícies de inundação através da aplicação de um modelo de mistura espectral	14
1 Resumo	15
2 Abstract.....	16
3 Introdução	17
4 Material e Métodos	22
4.1 Área de estudo e escolha dos períodos hidrológicos.....	22
4.2 Pré- processamento de imagens.....	23
4.3 Delineamento dos cursos d'água e planícies de inundação	25
4.3.1 Modelo linear de mistura espectral	25
4.3.2 Delimitação dos rios e área de estudo.....	27
4.3.3 Delimitação das planícies de inundação	28
4.4 Classificação de uso do solo	28
5 Resultados.....	32
5.1 Delimitação dos rios e planícies de inundação	32
5.1.1 Modelo Linear de Mistura Espectral.....	32
5.1.2 Delimitação dos rios	33
5.1.3 Delimitação das planícies de inundação	34
5.2 Classificação de uso do solo	38
5.3 Acurácia da classificação.....	42
5.4 Análise temporal da classificação do uso do solo.....	42
6 Discussão	46
8 Referências Bibliográficas.....	52
9 Anexos	60
CAPÍTULO 3: Mapeamento e caracterização multitemporal das lagoas marginais dos rios Grande e Aiuruoca, MG através da classificação orientada a objeto e modelo de mistura espectral em imagens orbitais.....	63
1 Resumo	64
2 Abstract.....	65
3 Introdução	66
4 Metodologia.....	68
4.1 Área de estudo	68
4.2 Escolha dos períodos hidrológicos e pré-processamento de imagens.....	69

4.3 Classificação orientada a objeto das lagoas marginais	71
4.4 Estimativa de lagoas temporárias	74
4.5 Cálculo do Índice de Desenvolvimento de Margem	74
4.6. Modelo linear de mistura espectral	75
4.7 Conectividade das lagoas marginais	77
5 Resultados	79
5.1 Segmentação e seleção de atributos	79
5.2 Classificação orientada a objeto das lagoas marginais	81
5.3 Lagoas temporárias	93
5.4 Índice de desenvolvimento de margem de lagoas marginais	93
5.5 Modelo Linear de Mistura Espectral	94
5.6 Conectividade das lagoas marginais	96
6 Discussão	100
7 Referências Bibliográficas	106
8 Anexo	110
9 Considerações Finais	112

RESUMO

LIMA, Ludimilla Portela Zambaldi. **Caracterização multitemporal das planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e SIG**. 2010. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

Planícies de inundação são ambientes transicionais formados ao longo dos rios a partir da presença de áreas alagáveis adjacentes, importantes na manutenção da biodiversidade de espécies de peixes por possuírem características fundamentais ao ciclo de vida destas espécies. Baseados no comportamento sazonal destes ambientes são formadas as lagoas marginais, que são ambientes temporários ou permanentes dependentes da conectividade aos rios, que disponibilizam condições adequadas ao recrutamento de espécies de peixes. O estudo surgiu a partir da importância das planícies de inundação e lagoas marginais na manutenção da biodiversidade e da grande extensão destes sistemas, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas no mapeamento e caracterização temporal dos sistemas de planícies de inundação nos rios Grande e Aiuruoca, nos anos de 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009. Técnicas de processamento de imagens de sensoriamento remoto foram utilizadas para delimitar as planícies de inundação, quantificando a área inundada para todas as imagens representativas dos períodos de cheia e seca. As mesmas imagens foram utilizadas na demarcação de lagoas marginais através da aplicação de atributos espectrais e espaciais aplicados à análise orientada a objeto. As áreas do entorno dos rios Grande e Aiuruoca foram classificadas quanto ao uso do solo, quantificando para todo o período avaliado as classes de vegetação, campo ou pasto, água e solo exposto. Os resultados apontaram diferença no tamanho da planície de inundação, na área coberta pelas lagoas para cada trecho do rio Grande e Aiuruoca e na conectividade nas épocas de cheia e seca em sistemas que sofrem influência de reservatórios comparativamente aos que não possuem a vazão controlada por empreendimentos hidrelétricos. A aplicação de técnicas de sensoriamento

Comitê Orientador: Prof. Dr. Luis Marcelo Tavares de Carvalho - UFLA
(Orientador), Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu - UFLA e
Dra. Margarete Marin Lordelo Volpato - EPAMIG

remoto no diagnóstico temporal das áreas de planícies de inundação permitiu inferir sobre a dinâmica deste sistema em diferentes períodos hidrológicos. Análises espaciais e temporais em escalas regionais aliadas aos conceitos biológicos permitem identificar padrões ecológicos dos sistemas auxiliando na identificação de áreas a serem manejadas e conservadas visando à manutenção da biodiversidade.

Palavras chave: lagoas marginais; análise orientada a objeto; mistura espectral; sistema de informações geográficas.

ABSTRACT

LIMA, Ludimilla Portela Zambaldi. **Multitemporal characterization of floodplains along the rivers Grande e Aiuruoca using remote sensing and GIS.** 2010. 113 p. Dissertation (Master in Applied Ecology) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

Floodplains are transitional environments adjacent to rivers where seasonal inundations frequently occur. They are important for maintaining fish biodiversity due to fundamental influences on the life cycle of a number of species. Within these environments, temporary and permanent marginal lagoons are formed depending on the inundation frequency and on their connectivity to rivers, which provide adequate conditions for the recruitment of species of fish. This study was motivated by a lack of information about flood plains and marginal lagoons along the rivers Grande and Aiuruoca, in Minas Gerais, Brazil, and by the necessity of understanding temporal inundation patterns. Remote sensing image processing was used to quantify the inundated area during the dry and rainy seasons of 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009. These images were also used within a geographical object based image analysis approach to delineate temporary and permanent marginal lagoons. Multitemporal land cover maps were produced in order to quantify changes in vegetation classes, water, and bare soil. Results showed that the size of floodplains and the connectivity during dry and rainy seasons between marginal lagoons and rivers varied for different parts of the rivers Grande and Aiuruoca. These variation patterns were correlated to the water flow control exerted by hydroelectric reservoirs in the region. The application of remote sensing techniques for temporal characterization of floodplains enabled inferences about the dynamics of these systems on different hydrologic periods. Regional scale spatial and temporal analyses allied to biological aspects allow the identification of ecological patterns and provide the basis for planning management and conservation strategies focused on biodiversity maintenance.

Keywords: marginal lagoons; object based image analysis; spectral mixture modeling; geographic information system.

Guidance Committee: Prof. Dr. Luis Marcelo Tavares de Carvalho - UFLA
(Adviser), Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu - UFLA e
Dra. Margarete Marin Lordelo Volpato - EPAMIG

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

Planícies de inundação são formadas a partir da inundação de áreas subjacentes aos rios (Junk et al., 1989). Nestes ambientes estão inseridas as lagoas marginais, que recebem água periodicamente, caracterizando ambientes temporários ou permanentes, sendo consideradas áreas importantes na manutenção da integridade da biodiversidade regional (Petry et al., 2004). As oscilações no nível da água provocam altas variações temporais nas propriedades físicas, químicas e biológicas (Gubiani et al., 2007), mantendo a alta diversidade estrutural destes ambientes (Junk et al., 1989; Neiff, 1990). O contato periódico do rio com as lagoas e várzeas, permite que estes ambientes sejam utilizadas por comunidades de peixes como habitat de alimentação e reprodução (Lowe-McConnell, 1975, 1987; Welcomme, 1979), devido à abundante oferta de recursos alimentares e refúgios contra a predação (Pelicice et al., 2005) resultando em ambientes fundamentais ao desenvolvimento de ovos, larvas e juvenis (Nakatani et al., 1997; Suzuki et al., 2004). Lagoas marginais também abrigam altas densidades de microcústáceos e rotíferos, que pode estar associado a grande disponibilidade de recursos (Bonecker et al., 1994; Lima et al., 1996; Lansac-Tôha et al., 1997). Desta forma, estes ambientes estão associados ao recrutamento das populações de peixes e estão intimamente relacionados à preservação de diversas espécies.

Os eventos de inundação podem ser fundamentais na manutenção de comunidades em ambientes em que as diferenças na frequência e intensidade da comunicação das lagoas ao rio são fatores determinantes para a riqueza de espécies (Junk et al., 1989). A conexão que ocorre entre as lagoas marginais e o curso principal dos rios afeta a qualidade do habitat, os fatores abióticos, e a disponibilidade de recursos (Thomaz et al., 1992; Winemiller et al., 2000; Suárez et al., 2001; Okada et al., 2003). A construção de represas hidrelétricas

altera o nível de flutuação das águas dos rios, afetando diretamente as várzeas e lagoas marginais (Bernacsek, 1984; Agostinho & Zalewski, 1995; Neiff, 2001; Hoeninghaus et al., 2008). Boa parte das espécies de peixes conhecidas, principalmente as migradoras são afetadas por estas mudanças (Woynarovich & Horváth, 1983; Sato et al., 1987; Grubaugh & Anderson, 1988; Martinez et al., 1994). Outras atividades que deplecionam a abundância e riqueza destas espécies são o desmatamento e a canalização dos rios (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995). A preservação da vegetação no entorno dos cursos d'água auxilia na manutenção da integridade dos ecossistemas, representando importante áreas de preservação de espécies animais e vegetais e conservação dos recursos naturais (Montag et al., 1997; Johnson et al., 1999; Lima & Gascon, 1999; Kageyama & Gandara, 2000; Lima & Zakia, 2000).

O acompanhamento em análises ambientais realizados em grande escala é essencial na definição de padrões espaciais em termos de ecologia da paisagem e na caracterização da dinâmica de ambientes alagáveis (Yue et al., 2003; Cozar et al., 2005). A análise ambiental de grandes ecossistemas através de metodologias de coletas de dados em campo muitas vezes é inviável, pois são processos demorados e de alto custo, além de algumas áreas serem inacessíveis (Shanmugam et al., 2006). A extensão e o difícil acesso aos corpos d'água muitas vezes impossibilitam a sua avaliação utilizando técnicas tradicionais (Frazier & Page, 2000). A utilização do sensoriamento remoto como uma ferramenta na obtenção de dados provenientes de imagens orbitais permite delinear corpos d'água em grandes extensões em diferentes épocas e situações (Frazier & Page, 2000). Dados obtidos remotamente por imageamento orbital auxiliam e ampliam a compreensão das estruturas ecossistêmicas e de suas interações (Jensen, 2000). Especialmente extensos e não-invasivos, os dados de sensoriamento remoto fornecem uma ampla gama de informações sobre áreas

inacessíveis e em maiores intervalos, fazendo desta tecnologia uma ferramenta útil para o mapeamento e monitoramento das condições da biomassa da vegetação, do grau de inundação de água e outras condições (Green et al., 1996; Smith et al., 1998; Ramsey et al., 1999).

Sensoriamento remoto já foi aplicado ao estudo de planícies de inundação em diversos trabalhos, alguns deles utilizando imagens Landsat como em Pinto et al. (1985) e Florenzano et al. (1988). Recentemente estudos de Novo & Shimabukuro (1994, 1997) utilizaram o Modelo Linear de Mistura Espectral na avaliação de planícies de inundação.

A série Landsat de imagens orbitais detém um arquivo grande de imagens de diversos anos em diferentes períodos do ano tornando estes dados úteis no mapeamento de corpos d'água em escala regional, sobre uma série de condições hidrológicas (Frazier & Page, 2000). A análise multitemporal de imagens permite detectar alterações ocorridas no ambiente devido à alta correlação entre a variação espectral dos dados provenientes de imagens e mudanças reais de cobertura (Green et al., 1994). Juntamente com os dados de sensoriamento remoto, as ferramentas de sistema de informações geográficas (SIG) têm sido aplicadas e reconhecidas como ferramentas eficazes na detecção de uso do solo e na detecção de alterações na cobertura do solo (Meaille & Wald, 1990; Weng, 2002). Portanto, ferramentas SIG e dados de sensoriamento remoto e SIG pode ser utilizado para fornecer informações sobre quanto, onde e qual o tipo de uso do solo e cobertura vegetal ocorreu.

Dentre as técnicas de análise de dados de imagens orbitais mais utilizadas podem-se citar: interpretação visual, métodos baseados em pixels e análise orientada a objeto (Desclée et al., 2006). A interpretação visual utilizando imagem ou conjunto de imagens requer especialidade humana na delimitação das regiões consideradas alteradas (Roberto et al., 2009). Detecção de mudanças baseadas na análise de pixels, fornece análises quantitativas,

atribuindo a cada pixel uma classe (Desclée et al., 2006) e proporciona a aplicação de diversas técnicas de classificação, comumente utilizadas em análise de uso do solo. Visando combinar a análise contextual à atributos espectrais as análises orientada a objeto têm sido propostas na detecção de mudanças de ambientes (Flanders et al., 2003). Em vez de analisar pixels independentemente da sua localização, pixels similares e contíguos são agrupados formando objetos. Embora existam várias experiências em análise orientada a objetos, a maioria delas tem sido realizada com imagens de alta resolução, a maior parte em aplicações urbanas (Antunes & Lingnau, 2005) e outras recentes voltadas para levantamentos florestais (Chubey et al., 2006).

Imagens Landsat apresentam resolução espacial de 30m, com o pixel cobrindo 900 m² de área na superfície da Terra. O campo de visão instantâneo (IFOV) do sensor Thematic Mapper (TM) do satélite Landsat 5 é grande o suficiente para que pixels compreendam misturas das feições presentes no ambiente que são relevantes para este estudo. Isto significa que mais tipos de cobertura são incluídos dentro de um pixel e, portanto, mais mistura de materiais e de assinaturas espectrais. Em regiões heterogêneas como em planície de inundação, a contabilização das feições presentes em um pixel que cobre diversas feições é essencial para a análise de reflectância do pixel (Asner & Heidebrecht, 2002). O modelo linear de mistura espectral (MLME) objetiva estimar a cobertura fracionada de cada unidade da paisagem de maior interesse dentro de pixels da imagem. Estas imagens fracionadas podem ser usadas como uma medida de cobertura do solo utilizada para analisar as mudanças espaciais e temporais (Foody & Cox, 1994; Roberts et al., 1997).

A alteração do regime hidrométrico natural (amplitude e periodicidade) é considerada uma das principais causas das alterações antropogênicas de planícies de inundação localizadas a jusante de reservatórios (Junk et al., 1989;

Agostinho et al., 1992). Devido à ameaça aos sistemas de planícies de inundação, estes ambientes tornam-se áreas importantes a serem estudadas, visando à conservação e manejo dos mesmos (Welcomme, 1979; Agostinho & Zalewski, 1995; Bretschko, 1995) tornando estes habitats críticos para a conservação e o manejo (Shiemer et al., 1995).

Este estudo contribui para aprimorar o conhecimento sobre as planícies de inundação. Existe uma escassez de pesquisas sistemáticas e abrangentes que respondam questões vitais como: Qual é a área total representada por estes ambientes? Onde está a conectividade das lagoas aos rios, quais as lagoas permanentes e as temporárias? Qual é o padrão espaço-temporal de conectividade entre lagoas e rios? Qual é o seu atual grau de conservação e quais os trechos destas planícies são influenciados por atividades antropogênicas?

O presente trabalho faz parte do projeto intitulado “Caracterização das lagoas marginais e planícies de inundação do alto rio Grande quanto à sua ictiofauna e definição de áreas prioritárias para conservação da diversidade de peixes”, financiado por Furnas Centrais Elétricas.

O segundo capítulo da presente dissertação apresenta a aplicação da modelagem de mistura espectral na delimitação temporal das planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca, bem como o respectivo mapeamento do uso utilizando um modelo de mistura espectral e a distribuição espaço temporal de usos do solo no entorno dos rios através da aplicação do método de classificação por pixel de máxima verossimilhança.

O terceiro capítulo aborda uma metodologia de mapeamento das lagoas marginais nos rios Grande e Aiuruoca através da análise orientada a objeto em uma série temporal onde também são avaliadas as conectividades existentes entre as lagoas marginais e os rios, caracterizadas pelo modelo de mistura espectral.

2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; BORGHETTI, J. R.
Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para a sua atenuação: um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Unimar**, Maringá, v. 14, n. 1, p. 89-107, out. 1992.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain in riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hydrobiologia**, Hague, v. 303, n. 1/3, p. 141-148, Apr. 1995.
- ANTUNES, F.; LINGNAU, C. Determinação da acurácia temática de dados oriundos da classificação digital de objetos por meio de lógica fuzzy. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: UFG, 2005. 1 CD-ROM.
- ASNER, G. P.; HEIDEBRECHT, K. B. Spectral unmixing of vegetation, soil and dry carbon cover arid regions. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 23, n. 19, p. 3939-3958, Oct. 2002.
- BERNACSEK, G. M. **Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins**. Rome: FAO, 1984. 98 p. (CIFA Technical Paper, 11).
- BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; STAUB, A. Qualitative study of rotifers in different environments in the High Paraná River floodplain (MS), Brazil. **Unimar**, Maringá, v. 16, n. 3, p. 1-16, 1994.
- BRETSCHKO, G. River/land ecotones: scales and patterns. **Hidrobiologia**, Bucuresti, v. 303, n. 1/3, p. 83-91, Apr. 1995.
- BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 4, p. 2547-2551, Sept. 1991.

CHUBEY, M.; FRANKLIN, S.; WULDER, M. Object-based analysis of Ikonos-2 imagery for extraction of forest inventory parameters. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 7, n. 4, p. 383-390, 2006.

COZAR, A.; GARCIA, C. M.; GALVEZ, J. A.; LOISELLE, S. A.; BRACCHINI, L.; COGNETTA, A. Remote sensing imagery analysis of the lacustrine system of libera wetland, Argentina. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 186, n. 1, p. 29-41, Sept. 2005.

DESCLÉE, B.; BOGAERT, P.; DEFOURNY, P. Forest change detection by statistical object-based method. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 102, n. 1, p. 1-11, Jan. 2006.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Glang: IUCN, 1994. 224 p.

FLANDERS, D.; HALL-BEYER, M.; PEREVERZOFF, J. Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. **Canadian Journal of Remote Sensing**, Ottawa, v. 29, n. 4, p. 441-452, July/Aug. 2003.

FLORENZANO, T. G.; PINTO, S. A. F.; VALÉRIO FILHO, M.; NOVO, E. M. L. M.; KUX, H. J. H. **Utilização de dados Landsat TM para o mapeamento de áreas submetidas à inundação na bacia do rio Paraíba**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1988. 60 p.

FOODY, G. M.; COX, D. P. Sub-pixel land cover composition estimation using linear mixture modelling and fuzzy membership functions. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 15, n. 3, p. 619-631, Feb. 1994.

FRAZIER, P. S.; PAGE, J. K. Water body detection and delineation with Landsat TM data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 66, n. 12, p. 1461-1467, Dec. 2000.

GREEN, E. P.; MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J.; CLARK, C. D. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. **Coast Management**, New York, v. 21, n. 2, p. 1-40, 1996.

GREEN, K.; KEMPKA, D.; LACKEY, L. Using remote sensing to detect and monitor land-cover and land-use change. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 60, n. 6, p. 331-337, Dec. 1994.

GRUBAUGH, J. W.; ANDERSON, R. V. Spatial and temporal availability of floodplain habitat: long-term changes at pool 19, Mississippi River. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 119, n. 2, p. 402-411, Apr. 1988.

GUADAGNIN, D. L.; MALTCHIK, L. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 4, p. 1231-1244, Aug. 2007.

GUBIANI, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 16, n. 2, p. 191-197, June 2007.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A. Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. **Oikos**, Buenos Aires, v. 117, n. 7, p. 984-995, July 2008.

JENSEN, J. R. Remote sensing of water. In: _____. **Remote sensing of the environment: an earth resource perspective**. Upper-Sandle River: Prentice Hall, 2000. p. 259-312, 608 p.

JOHNSON, M. A.; SARAIVA, P. M.; COELHO, D. The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 3, p. 421-427, 1999.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, E. R. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FIHLIO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 235-248.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F.; LIMA, A. F. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplancônica. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná**: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 1997. p. 117-156.

LIMA, A. F.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. Zooplankton in the floodplain of a tributary to the Paraná River in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 31, n. 2, p. 112-116, 1996.

LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2/3, p. 241-247, Dec. 1999.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrobiologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 33-44.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. London: Cambridge University, 1987. 382 p.

MARTINEZ, P. J.; CHART, T. E.; TRAMMELL, M. A.; WULLSCHLEGER, J. G.; BERGERSEN, E. P. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 40, n. 3, p. 227-239, July 1994.

MEAILLE, R.; WALD, L. A geographical information system for some Mediterranean benthic communities. **International Journal of Geographical Information Systems**, London, v. 4, n. 1, p. 79-86, Jan. 1990.

MONTAG, L. F. A.; SMITH, W. S.; BARRELLA, W.; PETRERE JÚNIOR, M. As influências e as relações das matas ciliares nas comunidades de peixes do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ecologia**, Rio Claro, v. 1, n. 2, p. 76-80, 1997.

NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V. Ovos e larvas de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. p. 183-201.

NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Parana. **Interciencia**, Catanduva, v. 5, n. 6, p. 424-441, 1990.

NEIFF, J. J. Diversity in some tropical wetlands systems of South America. In: GOPAL, B.; JUNK, W. J.; DAVIS, J. A. (Ed.). **Biodiversity in wetlands**: assessment, function and conservation. Leiden: Backhuys, 2001. p. 157-186.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Spectral mixture analysis of inland tropical waters. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 15, n. 6, p. 1351-1356, 1994.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 18, n. 3, p. 663-670, 1997.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; PETRERE JUNIOR, M.; PENCZAK, T. River basin, Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, New York, v. 3, n. 1, p. 97-110, 2003.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Biodiversidade e conservação de peixes na planície de inundação do alto rio Paraná. **Cadernos da Biodiversidade**, Curitiba, v. 5, n. 1, p. 34-44, jul. 2005.

PETRY, A. C.; ABUJANRA, F.; PIANA, P. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; AGOSTINHO, A. A. Fish assemblages of the seasonally isolated lagoons of the upper Paraná river floodplain. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; MIRANDA, L. E. (Ed.). **Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain**. Maringá: EDUEM, 2004. p. 107-115, 275 p.

PINTO, S. A. F.; NOVO, E. M. L. M.; NIERO, M.; ROSA, R. Utilização de dados multitemporais do Landsat para identificação de setores da planície fluvial sujeitos à inundação. **Boletim de Geografia Teorética**, Rio Claro, v. 15, n. 29/30, p. 182-195, 1985.

RAMSEY, W.; NELSON, A.; SAPKOTA, K.; LAINE, C.; KRASZNAY, S. Using multiple-polarization L-band radar to monitor marsh burn recovery. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 37, n. 1, p. 635-639, Jan. 1999.

ROBERTO, M. C.; SANTANA, N. F.; THOMAZ, S. M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 717-725, June 2009.

ROBERTS, D. A.; GARDNER, M.; CHURN, R.; USTIN, S.; SCHEER, G. Mapping chaparral in the Santa Monica mountains using multiple end-member spectral mixture models. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 65, n. 3, p. 267-279, Sept. 1997.

SATO, Y.; CARDOSO, E. L.; AMORIM, J. C. C. **Peixes das lagoas marginais do São Francisco a montante da represa de Três Marias, Minas Gerais**. Brasília: CODESVASF, 1987. 42 p.

SHANMUGAM, P.; AHN, Y.; SANJEEVI, S. A comparison of the classification of wetland characteristics by linear spectral mixture modelling and traditional hard classifiers on multispectral remotely sensed imagery in southern India. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 94, n. 4, p. 379-394, Apr. 2006.

SHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J. E. Land/inland water ecotones: intermediate habitats critical for conservation and management. **Hydrobiologia**, Bucuresti, v. 303, n. 1/3, p. 259-264, Apr. 1995.

SMITH, M. G.; SPENCER, T.; MURRAY, A. L.; FRENCH, J. R. Assessing seasonal vegetation change in coastal wetlands with airborne remote sensing: an outline methodology. **Mangroves and Salt Marshes**, Netherlands, v. 2, n. 1, p. 15-28, Mar. 1998.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JUNIOR, M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons, MS, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 8, n. 2, p. 173-186, Apr. 2001.

SUZUKI, H. I.; PELICICE, F. M.; LUIZ, E. A.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná River Floodplain. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; MIRANDA, L. E. (Ed.). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. Maringá: EDUEM, 2004. p. 125-130, 275 p.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; LIMA, A. F.; ESTEVES, F. A. Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima, PR, MS-Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 4, n. 1, p. 32-51, 1992.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WENG, Q. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. **Journal of Environmental Management**, London, v. 64, n. 3, p. 273-284, Mar. 2002.

WINEMILLER, K. O.; TARIM, S.; SHORMANN, D.; COTNER, J. B. Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 129, n. 2, p. 451-468, 2000.

WOYNAROVICH, E.; HORVÁTH, L. **A propagação artificial de peixes de águas tropicais**: manual de extensão. Brasília: FAO/CODEVASF/CNPq, 1983. 220 p.

YUE, T. X.; LIU, J. Y.; JORGENSEN, S. E.; YE, Q. H. Landscape change detection of the newly created wetland in Yellow River Delta. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 164, n. 1, p. 21-31, June 2003.

CAPÍTULO 2

**ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL DO USO DO SOLO NO ENTORNO
DOS RIOS GRANDE E AIURUOCA, MG E DELIMITAÇÃO DE
PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO ATRAVÉS DA APLICAÇÃO DE UM
MODELO DE MISTURA ESPECTRAL**

1 RESUMO

Inundações periódicas em regiões subjacentes aos rios formam planícies de inundação, caracterizadas pela sua importância funcional como áreas de transição, entre os ambientes terrestres e aquáticos, e na distribuição de berçários para as espécies de peixes. Neste estudo, a quantificação das planícies de inundação e a classificação do uso do solo foram obtidos a partir de uma análise temporal de dados obtidos em onze imagens Landsat 5 TM provenientes de cinco anos, realizadas para os primeiros 1000 metros a partir das margens dos rios Grande e Aiuruoca. A aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral efetuada na quantificação de planícies de inundação resultou em diferenças significativas entre trechos do rio Grande que possuem vazão regularizada dos trechos de vazão natural. Na avaliação das áreas do entorno dos rios através da aplicação do método de classificação por Máxima Verossimilhança foram obtidos o mapeamento de uso do solo para todos os anos avaliados, e a quantificação da substituição da vegetação ciliar. Os valores de precisão global variaram de 78,64% a 97,39% e de 69% a 96% de precisão pelo índice de Kappa. As técnicas de sensoriamento remoto e de sistemas de informações geográficas foram eficazes na caracterização e monitoramento dos ecossistemas compostos pelas planícies de inundação, auxiliando nas decisões de manejo e preservação destes ambientes.

Palavras-chave: lagoas marginais; landsat; modelo linear de mistura espectral.

2 ABSTRACT

Periodic inundations adjacent to rivers result in floodplains, which have functional importance for transitions between aquatic and terrestrial environments and for the distribution of fish nurseries. In this study, the quantification of floodplains and the classification of land cover were derived after the multitemporal analysis of eleven Landsat TM images referent to a five-year study period. The analysis was performed for the first 1000 meters from the margins of the rivers Grande and Aiuruoca in Minas Gerais, Brazil. Spectral mixture modeling was used to quantify floodplain area, resulting in significant differences between the segments of the Grande River where water flow is controlled by hydroelectric reservoirs. Maximum likelihood classification was used to classify each image in the time series and to quantify changes in riparian vegetation. Global accuracy varied between 78,64% and 97,39%, and Kappa statistics between 69% and 96%. Remote sensing and geographical information systems were efficient to characterize and monitor the ecosystems composed by floodplains, aiding the management and preservation of these environments.

Keywords: marginal lagoons; landsat; spectral mixture modeling.

3 INTRODUÇÃO

Planícies de inundação são caracterizadas como ecótonos formados na transição entre ambientes aquáticos e terrestres (Thoms, 2003), constituídos pelo transbordamento periódico de rios e lagoas (Junk, 1980; Junk et al., 1989). São ambientes que oferecem habitat de alimentação, reprodução e refúgio à comunidades de peixes (Lowe-McConnell, 1975, 1987; Welcomme, 1979). O regime sazonal das planícies de inundação influencia na desova, alimentação, crescimento e disponibilidade de oxigênio e mantém a alta diversidade estrutural, afetando a distribuição das comunidades de peixes (Lowe-McConnell, 1967; Junk et al., 1989; Neiff, 1990). Por ocuparem grandes extensões, as planícies de inundação necessitam de estudos em grande escala que são fundamentais na definição de padrões espaciais em termos de ecologia da paisagem e na caracterização da dinâmica de ambientes alagáveis (Yue et al., 2003; Cozar et al., 2005). Espacialmente extensos e não-invasivos, os dados de sensoriamento remoto fornecem uma ampla gama de informações sobre áreas inacessíveis e em maiores intervalos devido à sua natureza sintética, repetitiva e multiespectral, fazendo desta tecnologia uma ferramenta útil para o mapeamento e monitoramento das condições da biomassa da vegetação e do grau de inundação de água e outras condições (Green et al., 1996; Smith et al., 1998; Ramsey et al., 1999; Frazier & Page, 2000). Imagens provenientes de sensoriamento remoto podem ser usadas como ferramentas para mapear ecossistemas e para detectar, monitorar e avaliar alterações dando suporte ao desenvolvimento de estratégias de manejo.

Planícies de inundação são caracterizadas como ecótonos formados na transição entre ambientes aquáticos e terrestres (Thoms, 2003), constituídos pelo transbordamento periódico de rios e lagoas (Junk, 1980; Junk et al., 1989). São ambientes que oferecem habitat de alimentação, reprodução e refúgio às

comunidades de peixes (Lowe-McConnell, 1975, 1987; Welcomme, 1979). O regime sazonal das planícies de inundação influencia na desova, alimentação, crescimento e disponibilidade de oxigênio e mantém a alta diversidade estrutural, afetando a distribuição das comunidades de peixes (Junk et al., 1989; Neiff, 1990). Por ocuparem grandes extensões, as planícies de inundação necessitam de estudos em grande escala que são fundamentais na definição de padrões espaciais em termos de ecologia da paisagem e na caracterização da dinâmica de ambientes alagáveis (Yue et al., 2003; Cozar et al., 2005). Especialmente extensos e não-invasivos, os dados de sensoriamento remoto devido à sua natureza sintética, repetitiva e multiespectral, fornecem uma ampla gama de informações sobre áreas inacessíveis e em maiores intervalos, fazendo desta tecnologia uma ferramenta útil para o mapeamento e monitoramento das condições da biomassa da vegetação e do grau de inundação de água e outras condições (Green et al., 1996; Smith et al., 1998; Ramsey et al., 1999; Frazier & Page, 2000). Imagens provenientes de sensoriamento remoto podem ser usadas como ferramentas para mapear ecossistemas e para detectar, monitorar e avaliar alterações dando suporte ao desenvolvimento de estratégias de manejo.

A série Landsat possui um arquivo grande de imagens em diferentes períodos do ano e em diversos anos tornando estes dados úteis no mapeamento de corpos d'água em escala regional, sobre uma série de condições hidrológicas (Frazier & Page, 2000). Esta série apresenta resolução espacial de 30m, com o pixel cobrindo 900 m² de área (Frazier & Page, 2000). Imagens provenientes deste sensor apresentam resolução espacial de 30m, com o pixel cobrindo 900 m² de área. O campo de visão instantâneo (IFOV) do sensor Landsat TM5 é grande o suficiente para que pixels compreendam misturas das feições presentes no ambiente. Isto significa que mais tipos de cobertura são incluídos dentro de um pixel e, portanto, mais mistura de materiais e de assinaturas espectrais. Em regiões heterogêneas como em planície de inundação, a contabilização das

feições presentes em um pixel que cobre diversas feições é essencial para a análise de reflectância do pixel (Asner & Heidebrecht, 2002). O modelo linear de mistura espectral (MLME) objetiva estimar a cobertura fracionada de cada unidade da paisagem de maior interesse dentro de pixels da imagem. A saída é uma imagem fração que pode ser usada como uma medida de cobertura do solo utilizado para analisar as mudanças espaciais e temporais (Foody & Cox, 1994; Roberts et al., 1997), permitindo quantificar a mistura existente em pixels que cobrem as áreas de planícies de inundação.

A manutenção das características naturais das planícies de inundação é dependente da vegetação presente no entorno dos cursos d'água que possuem importância relevante na manutenção da integridade dos ecossistemas locais, resultando em locais de preservação de espécies animais e vegetais (Montag et al., 1997; Johnson et al., 1999; Lima & Gascon, 1999; Kageyama & Gandara, 2000; Lima & Zakia, 2000). A vegetação ripária exibe funções hidrológicas, ecológicas e limnológicas importantes à integridade biótica e abiótica dos recursos d'água (Barrella et al., 2000; Zalewski et al., 2001), regula o fluxo d'água, abrigo, matéria orgânica e substrato para suporte de algas e perifiton (Cetra & Petre Junior, 2007). Para o entendimento da dinâmica de planícies de inundação, é necessário a avaliação da paisagem presente no entorno dos corpos d'água que pode ser realizado através do mapeamento do uso e cobertura dos solos, especialmente a retirada de matas ciliares (Melo et al., 2003).

A área abrangida por planícies de inundação é pouco conhecida e varia sazonalmente (Novo & Shimabukuro, 1997). A oscilação do nível das águas tem sido apontada como um dos fatores mais importantes que afetam as populações de peixes dos ambientes lênticos de planícies de inundação (Cordiviola, 1992). As inundações sazonais nas planícies de inundação resultam na elevação das concentrações de nutrientes do solo (Ogden & Thoms, 2002), o que resulta no crescimento das plantas (Oorschot et al., 1998). A ocorrência de cheias, além de

estimular a atividade reprodutiva das espécies de peixes migradoras, aumenta a áreas alagada e permite acesso à ambientes fundamentais para o desenvolvimento de ovos, larvas e juvenis (Nakatani et al., 1997; Suzuki et al., 2004).

Informações precisas sobre a extensão dos corpos d'água são importantes para a previsão e monitoramento de inundações (Smith, 1997) e na identificação de áreas úmidas (Bennett, 1987; Johnston & Barson, 1993; Shaikh et al., 1997; Phim et al., 1999). Sensoriamento remoto possui técnicas que objetivam detectar áreas inundadas (Sakamoto et al., 2007), portanto, aplicações práticas de sensoriamento remoto orbital podem ser realizadas em corpos hídricos, pois estes apresentam componentes que justificam sua utilização, tanto pelas suas facilidades em interagir com a energia eletromagnética como pela sua importância estratégica (Martini, 2006).

Desmatamento, canalização e a construção de barramentos são atividades que têm causado a destruição de planícies de inundação, afetando diretamente e negativamente as comunidades de peixes (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995). O sensoriamento remoto é uma ferramenta útil na medição quantitativa do uso do solo e permite caracterizar alterações em escala regional de paisagem (Hudak & Wessman, 1998). Juntamente com os dados de sensoriamento remoto, as ferramentas de sistema de informações geográficas (SIG) tem sido aplicadas e reconhecidas como ferramentas poderosas e eficazes para caracterização e para detecção de uso do solo e na detecção de alterações na cobertura do solo (Meaille & Wald, 1990; Weng, 2002). Sensoriamento remoto e SIG, com base em estudos de detecção podem, portanto, ser utilizado para fornecer informações sobre quanto, onde e qual o tipo de uso do solo e cobertura vegetal ocorreu.

A área abrangida por planícies de inundação é pouco conhecida e varia sazonalmente (Novo & Shimabukuro, 1997). A oscilação do nível das águas tem

sido apontada como um dos fatores mais importantes que afetam as populações de peixes dos ambientes lênticos de planícies de inundação (Cordiviola, 1992). As inundações sazonais nas planícies de inundação resultam na elevação das concentrações de nutrientes do solo (Ogden & Thoms, 2002), o que resulta no crescimento das plantas (Oorschot et al., 1998). A ocorrência de cheias, além de estimular a atividade reprodutiva das espécies de peixes migradoras, aumenta a áreas alagada e permite acesso à ambientes fundamentais para o desenvolvimento de ovos, larvas e juvenis (Nakatani et al., 1997; Suzuki et al., 2004).

Informações precisas sobre a extensão dos corpos d'água são importantes para a previsão e monitoramento de inundações (Smith, 1997) e na identificação de áreas úmidas (Johnston & Barson, 1993; Shaikh et al., 1997; Phinn et al., 1999). Sensoriamento remoto possui técnicas que objetivam detectar áreas inundadas (Sakamoto et al., 2007) e aplicações práticas de que podem ser realizadas em corpos hídricos, pois estes apresentam componentes que justificam sua utilização, tanto pelas suas facilidades em interagir com a energia eletromagnética como pela sua importância estratégica (Martini et al., 2006).

Este estudo objetivou aplicar técnicas de sensoriamento remoto e Sistemas de Informações Geográficas em imagens Landsat 5 TM na classificação de planícies de inundação e do uso do solo presentes no entorno dos rios Grande e Aiuruoca, descrevendo os padrões temporais destas áreas nos anos de 2000, 2001, 2006, 2007 e 2008.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e escolha dos períodos hidrológicos

A bacia do rio Grande, pertencente à bacia do alto rio Paraná, ocupa uma área de aproximadamente 143.000 km², sendo que 86.500 km² pertencem ao estado de Minas Gerais. O rio Grande nasce na Serra da Mantiqueira e percorre 1.300 km até a confluência com o rio Paranaíba, onde juntos dão origem ao rio Paraná (Companhia Energética de Minas Gerais - CEMIG, 2000). Como área de estudo foi selecionada a planície de inundação dos rios Grande e Aiuruoca, localizados na bacia do alto rio Grande em dois rios (Figura 1). No rio Grande, que possui ao longo do curso estudado quatro reservatórios de usinas hidrelétricas. Foram selecionados três trechos de rios não cobertos pelos reservatórios: o primeiro compreende o trecho do rio à montante do reservatório de Camargos, entre as coordenadas 23k 561678E/7628914S e 561364,5E/7552676,5S. O segundo se localiza entre os reservatórios de Funil e Itutinga, entre as coordenadas 23k 515764,50E/ 7656274,00S e 539847,00E/7641767,50S e o terceiro trecho está localizado entre os reservatórios de Furnas e Funil, contido nas coordenadas 23k 482790,00E/7665850,00S e 496156,50E/7662002,50S. No rio Aiuruoca, foi selecionada a área contido nas coordenadas 23k 534346,50E/7546577,50S e 23k 541243,50S/7553987,50S a qual não possui área coberta por reservatório. Baseados na abrangência das planícies de inundação foram utilizados como área de estudo os primeiros mil metros a partir das margens para cada trecho do rio Grande e Aiuruoca.

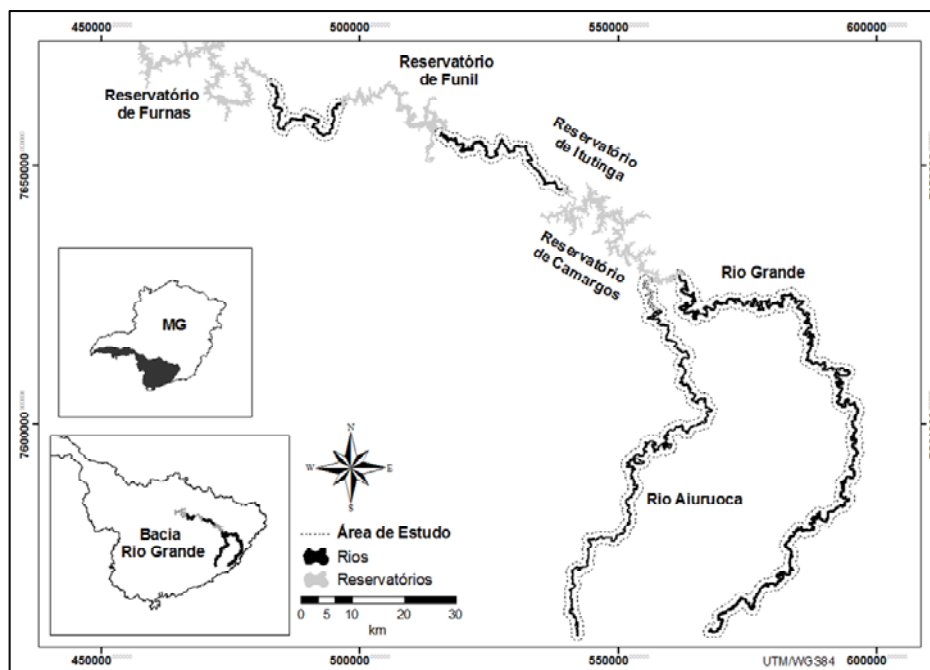


FIGURA 1 Área de estudo compreendendo os sistemas contidos pelos rios Aiuruoca e Grande (divididos em três sistemas) e os primeiros 1000 metros a partir das margens dos rios.

A escolha dos períodos a serem avaliados por dados provenientes de imagens se baseou no principal fator que altera a dinâmica de lagoas marginais é o transbordamento lateral dos rios. Este transbordamento lateral é dependente da escassez e presença de chuvas, compreendendo os meses de seca e cheia. Foram escolhidas imagens representativas destas duas estações, selecionando as imagens com menor quantidade de cobertura de nuvens, que afetam diretamente a obtenção de dados por imageamento orbital.

4.2 Pré- processamento de imagens

Os dados para o estudo foram obtidos de imagens do satélite Landsat sensor 5 TM, justificados pelo tamanho da área de estudo, de aproximadamente

18.500 km², pelo grande arquivo de imagens e pelo número de imagens obtidas por ano, permitindo a obtenção de imagens representativas dos períodos de cheia e seca. Na aquisição de imagens, foi consultado o banco de dados das imagens Landsat a partir do ano de 2000, selecionando imagens dos períodos de seca e cheia que apresentavam pouca cobertura de nuvens sobre as áreas de estudo. A alta cobertura de nuvens observadas principalmente nos meses de chuvas restringiu a quantidade de imagens adquiridas. Foram utilizadas cenas objetos de estudo correspondem à 11 imagens provenientes de 5 anos (Tabela 1). Estas imagens são cenas Landsat 5 TM, órbita 218 ponto 75. As cenas contêm as bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 e resolução espacial de 30 m.

TABELA 1 Imagens Landsat 5 TM utilizadas no estudo com a estação representativa dos períodos de cheia e seca para cada data

Data	Estação Representativa	Data	Estação Representativa
15/04/2000	Cheia	25/08/2007	Seca
22/09/2000	Seca	04/03/2008	Cheia
18/04/2001	Cheia	28/09/2008	Seca
09/09/2001	Seca	14/10/2008	Seca
26/01/2006	Cheia	01/12/2008	Cheia
21/07/2006	Seca		

Inicialmente, todas as imagens foram registradas tendo como base a imagem georreferenciada *Geocover*, de 26 de junho de 2000, de órbita 218 ponto 75 (imagem para imagem), utilizando-se 20 pontos de controle, selecionados em áreas que não sofreram modificações no período estudado. O registro foi realizado usando como modelo de formação um polinomial de segundo grau e interpolação pelo método bilinear, com erro de registro inferior a um pixel, no sistema de coordenadas UTM e o modelo elipsóide WGS84.

Áreas cobertas por nuvens foram excluídas das imagens, sendo determinadas por valores de reflectância na banda azul. Uma máscara foi criada sobre a imagem eliminando pixels com valores de reflectância acima de 0,2, de acordo com a metodologia proposta por (Sakamoto et al., 2007).

4.3 Delineamento dos cursos d'água e planícies de inundação

4.3.1 Modelo linear de mistura espectral

Visando delimitar os rios Grande e Aiuruoca e identificar áreas inundadas no entorno destes rios (planícies de inundação), foi aplicado o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) à todas as imagens selecionadas para o estudo. Áreas inundadas possuem características que influenciam na resposta espectral de seus componentes, diferindo das características espectrais de áreas cobertas somente por água. Componentes como a vegetação e solo muitas vezes se misturam na resposta espectral de cada pixel que cobre estas áreas. Isto ocorre frequentemente em sensores que obtêm dados espectrais para áreas em que possuem mais de um componente para cada pixel, como para imagens Landsat, de 30m de resolução espectral, totalizando uma área de 900 m² para cada pixel. A análise individual dos pixels e dos componentes presentes nestes pixels é uma forma precisa de identificação de pixels que estão presentes em áreas de planícies de inundação e que são cobertos por outros componentes além da água. A abrangência dos pixels do sensor Landsat também pode interferir na identificação de trechos de rios de menor largura, os pixels podem cobrir áreas que não são compostas somente por água, dificultando a identificação de alguns trechos dos rios. Portanto, torna-se necessária a identificação de pixels que contenham trechos dos rios e outros componentes que interferem na resposta espectral do pixel.

A análise linear de mistura espectral foi utilizada para separar os componentes de um pixel que se presume ser uma mistura de componentes

espectralmente puros, que são chamados de membros de referência. Para este estudo, foram avaliados, para cada pixel, os componentes: água, solo e vegetação, que são os principais componentes presentes em planícies de inundação. Foram identificados os membros de referência dos três componentes para cada imagem utilizada no estudo. O membro de referência para o componente água foi utilizado no intuito de avaliar a quantidade deste componente nos pixels que se localizam na área de interesse através da aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME). Os MLME são baseados na suposição de que a reflectância espectral observada pode ser modelada como uma combinação linear de membros de referência observado pode ser modelado como uma combinação linear de membros de referência (Novo & Shimabukuro, 1994).

Os membros de referência da vegetação representam a assinatura de uma densa vegetação verde, os membros de referência do solo representam áreas com baixa cobertura de vegetação, onde o solo é o principal item responsável pela radiação refletida. Membros de referência da água representam o pixel mais escuro encontrado na imagem com um comportamento espectral semelhante à água pura. Teoricamente, o número digital de cada habitat de área inundável pode ser descrita pela proporção desses três membros de referência. O MLME pode ser expresso do seguinte modo:

$$R_i = \alpha X \text{veg}_i + b X \text{solo}_i + c X \text{agua}_i + e_i \text{ (Equação 1)}$$

onde: R_i é reflectância de um determinado pixel na banda i , α é uma proporção de vegetação em um determinado pixel, veg_i é a reflectância da vegetação na banda i , b é a proporção de solo em um determinado pixel, solo_i é a reflectância do solo na banda i , c é a proporção de água ou de sombra em um

determinado pixel, a_{wi} é a reflectância da água na banda i , e e_i é o erro na banda i (Novo & Shimabukuro, 1994).

Para realizar a seleção dos membros de referência para o MLME e para as etapas subsequentes do trabalho, foram utilizadas seis bandas Landsat. As seis bandas de reflectância selecionadas para análise foram transformadas linearmente usando a análise de componentes principais. A técnica de identificação dos pixels puros, usando a abordagem de geometria convexa, foi realizada usando os dois primeiros componentes principais, no programa ENVI[®]. Os pixels mais extremos em cada projeção no visualizador foram pontuados como pixels puros. Uma ferramenta de visualização n-dimensional foi utilizada para examinar a dispersão no espaço de atributos gerado entre as bandas dos componentes principais, dos pixels com as maiores pontuações e aceitos por um limiar de pureza. Os pixels mais extremos em cada projeção no visualizador n-dimensional foram pontuados como pixels puros. Como critério final de decisão para selecionar os membros de referência em cada data, os pixels correspondentes a estes pontos foram examinados pelos espectros de reflectância e localização na imagem. O resultado da aplicação do MLME foi comparado às imagens Landsat interpretadas visualmente (Novo & Shimabukuro, 1997).

4.3.2 Delimitação dos rios e área de estudo

Visando a delimitação das áreas ocupadas pelos rios, utilizou-se uma imagem do período de seca do ano de 2008 (14/10/2008). Ao resultado da imagem fração da água obtida pela aplicação do MLME foi aplicada uma máscara ao intervalo de valores que compreendem os rios. O resultado da aplicação da máscara foi convertido para o formato vetorial para delimitar cada trecho de rio em cada área de interesse. Após esta delimitação, foi gerado um novo polígono abrangendo toda a área que se encontrava a menos de 1000

metros sobre o vetor dos rios. A área de estudo compreende, portanto, o segundo vetor criado, os rios e os primeiros 1000 metros a partir das margens dos rios para compor, juntamente com os trechos de rio, a área de estudo utilizada neste trabalho.

4.3.3 Delimitação das planícies de inundação

Na mensuração da planície de inundação imagem fração para o componente água, foi utilizada na identificação do intervalo de abrangência das planícies de inundação para cada data avaliada. Áreas de planícies de inundação localizadas em uma imagem Landsat interpretada visualmente identificaram o intervalo abrangido pelas planícies de inundação nas imagens fração da aplicação do modelo linear de mistura espectral da água. As planícies de inundação foram identificadas dentro da área de estudo do vetor de 1000 m a partir dos rios, aplicando uma máscara na imagem fração da água, desconsiderando a área ocupada por cada rio. O resultado da delimitação das planícies de inundação para cada trecho dos rios Grande e Aiuruoca foi quantificado usando o programa ENVI[®]. A delimitação das planícies de inundação foi analisada em épocas de cheia e seca para cada sistema e comparadas para todos os sistemas pelo teste de *Kruskall-Wallis* e através de Box plot gerado no programa Statistica[®] versão 7.0. A delimitação e análises de áreas de planícies de inundação não foram realizadas para o trecho do rio Grande entre Funil e Itutinga, em decorrência do período de estudo abranger anos anteriores e posteriores à implantação do reservatório de Funil, afetando a análise dos dados obtidos para planícies de inundação.

4.4 Classificação de uso do solo

A avaliação das áreas de influência dos rios Grande e Aiuruoca foi realizada através da quantificação das classes de uso do solo presentes nos

primeiros 1000 metros a partir das margens dos rios. Através do vetor criado de 1000 m a partir das margens dos rios foi delimitada a área ocupada pelas classes: solo exposto, campo ou pasto/campo, vegetação e água em todas as imagens utilizadas no estudo.

Métodos de sensoriamento remoto utilizados para inferir sobre as características da superfície terrestre incluem análises que classificam cada pixel em um tipo específico de cobertura do solo com base em um esquema de classificação predefinida. Estes métodos utilizam regras de decisão matemática para atribuir categorias de cobertura do solo aos pixels, delimitado pelas bandas espectrais da imagem. Este estudo utilizou uma classificação paramétrica e supervisionada baseada no método de classificação de máxima verossimilhança, realizada pixel a pixel. A classificação é paramétrica multiespectral, quando o critério de decisão depende da média e da matriz de covariância relativas à distribuição de níveis de cinza em vários canais espectrais e pixel a pixel, quando utiliza a informação espacial isoladamente de cada pixel para definir regiões homogêneas, e é dita supervisionada quando o analista, a partir do conhecimento da área ou por inferência, relaciona áreas da imagem com as classes de cobertura da terra que deseja separar (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2001). Este método de classificação é uma regra de decisão matemática e opera através das características das bandas espectrais e do desvio padrão dos dados de treinamento para realizar o treinamento do modelo de classificação disponibilizados como centroides no espaço, rodeados pelos contornos de probabilidade (Bolstad & Lillesand, 1991). A função resultante assume que os valores das amostras para cada classe possuem distribuição normal (Shanmugam et al., 2006). Os pixels são então atribuídos à classe para que tenham maior probabilidade de adesão. A função discriminante de classificação de máxima verossimilhança, baseado no pressuposto de ser uma distribuição normal, representando cada classe de treinamento, é:

$$g_i(x) = \ln p(\omega_i) - \frac{1}{2} \ln(|\Sigma_i|) - \frac{1}{2} (x-m_i)^t \Sigma_i^{-1} (x-m_i) \quad (\text{Equação 2})$$

onde ω_i é uma classe específica, x o vetor de medição do pixel candidato, m_i o vetor média dos dados na classe ω_i , $p(\omega_i)$ a probabilidade de que classe ω_i ocorre na imagem (igual para todas as classes ou está inscrita a partir de um conhecimento a priori), Σ_i da matriz de covariância dos dados na classe ω_i , $|\Sigma_i|$ o determinante de Σ_i , Σ_i^{-1} , o inverso do Σ_i , "ln" a função logaritmo natural e 't' é a função de transposição. O pixel é atribuído à classe ω_i para a qual $g_i(x)$ é o maior.

Este método utiliza os pixels desconhecidos e calcula a distância até a média do pixel já classificado. O pixel que possuir menor distância à feição classificada, é identificado como pertencente àquela feição.

A fim de produzir mapas de classes prováveis, a classificação por máxima verossimilhança requer um número de amostras de treinamento para cada classe. Estas amostras de treinamento foram selecionadas a partir da própria imagem com base em informações reais, provenientes de coleta de coordenadas na área de interesse, no entorno dos rios Grande e Aiuruoca, presentes em outubro de 2008, na classificação das imagens de 2008. Nas demais imagens, as amostras foram coletadas a partir de imagens Landsat interpretadas visualmente.

O resultado de uma classificação digital é representado por classes espectrais (áreas com características espectrais semelhantes) constituintes de um mapa de pixels classificados. O resultado da classificação constou de uma carta com quatro classes observadas no período estudado e consideradas importantes na avaliação da integridade das planícies de inundação, sendo solo exposto, vegetação, água e pasto/campo.

A quantificação e avaliação dos dados provenientes da classificação foram utilizadas na geração de uma matriz de erros para cada imagem

classificada, no intuito de avaliar a acuracidade das classificações realizadas para as quatro regiões de estudo em todo o período analisado. A avaliação da exatidão da classificação por máxima verossimilhança foi realizada por duas técnicas estatísticas, a acuracidade global e índice de Kappa. O primeiro é um método simples de estatística descritiva que calcula a precisão dividindo o total de pixels classificados corretamente pelo número total de pixels na matriz de erro, enquanto que a precisão Kappa é uma técnica multivariada discreta em que uma estatística KHAT é usado como uma medida de acordo ou de precisão. A estatística KHAT é computada como (Shanmugam et al., 2006).

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_i + x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_i + x_{+i})} \quad (\text{Equação 3})$$

onde r é o número de linhas na matriz, X_{ii} , o número de observações na linha i e coluna i , x_{i+} e x_{+i} os totais marginais da linha i e coluna i , respectivamente, e N é o número total de observações.

Na detecção de alterações de cada classe de uso do solo, foram comparadas as classificações resultantes de períodos de seca de dois anos considerados como inicial (setembro de 2000) e final (outubro de 2008). Esta comparação é realizada por pixel e indica quais as classes de uso do solo foram modificadas e por qual classe de uso do solo cada pixel foi substituído. Todas as alterações nas classes foram também testadas estatisticamente através de uma regressão linear simples para cada sistema estudado, através do programa Statistica (versão 7.0).

5 RESULTADOS

5.1 Delimitação dos rios e planícies de inundação

5.1.1 Modelo Linear de Mistura Espectral

Os membros de referência obtidos para solo, água e vegetação foram derivados do diagrama de dispersão dos pixels puros que após a aplicação do MLME geraram imagens fração para cada componente: água, solo e vegetação (Figura 2). Nas imagens fração, cada valor do pixel corresponde à quantidade fração de solo, vegetação e água dentro de cada pixel, sendo que o intervalo de valores fração está entre 0 e 1. Numa escala de tons de cinza, as maiores abundâncias dos membros de referência são mais brilhantes na imagem fração correspondente. A imagem fração do componente água possui cores mais próximas ao branco, para áreas cobertas por reservatórios e rios (valores médios de pixels de 0,7 a 0,98). Em áreas inundadas e corpos d'água de menor profundidade, aparecem os tons de cinza claro (0,63 a 0,40). Isso possivelmente ocorre pela conseqüente reflectância dos componentes de fundo como solo e vegetação periodicamente inundada, proveniente das menores profundidades nestas áreas. As áreas em tons de cinza escuros representam áreas com pouca ou nenhuma água. Nas imagens-fração dos componentes solo e vegetação, a região dos reservatórios e rios aparece em tons escuros, indicando a ausência ou pequena quantidade de fração representada pela água. Valores de maior brilho para os pixels nestas áreas representam maiores frações de vegetação e solo.

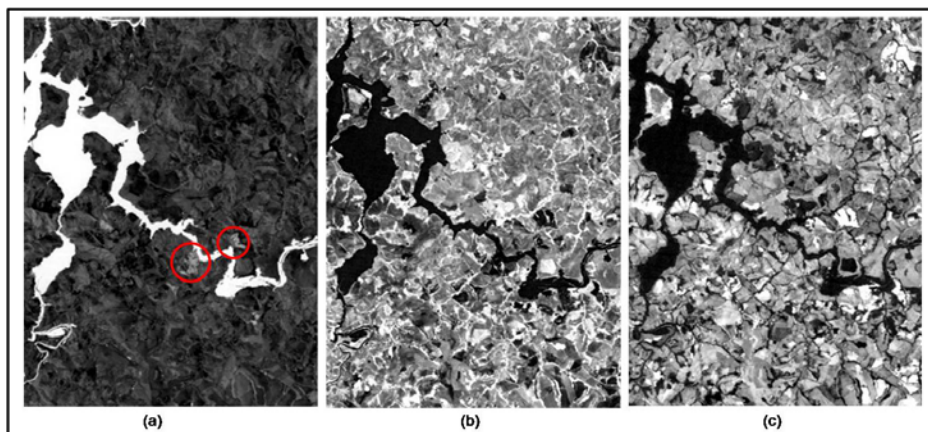


FIGURA 2 Imagens resultantes da aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral em imagem de setembro de 2008, representando as abundâncias fracionais: (a) água; (b) vegetação; (c) solo. Pixels mais claros representam maiores abundâncias. O círculo vermelho mostra regiões em cinza claro (0,63 a 0,40) que representam áreas úmidas e planícies de inundação.

5.1.2 Delimitação dos rios

Regiões mais claras presentes nas imagens-fração da água representam áreas de reservatório e rios, apresentando valores de brilho elevados, entre 0,7 e 1. Pixels com estes valores foram classificados como cursos d'água, resultando em uma imagem composta por pixels representando os rios Grande e Aiuruoca. O resultado da aplicação da máscara foi convertido para o formato vetorial, correspondendo ao rio, criando um polígono para cada rio. Este polígono resultou em 51.975,070 km² representando a área coberta pelo rio Aiuruoca, 5.343,790 km² de área coberta pelo rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, 7.588,040 km² entre Funil e Itutinga e 35.122,500 km² de área coberta pelo rio Grande à montante do reservatório de Camargos.

5.1.3 Delimitação das planícies de inundação

O polígono de 1000 m de largura criado a partir das margens dos rios resultou em uma área de estudo de 287.402,400 km² para o rio Aiuruoca, 82.749,600 km² para o trecho do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, 102.157,200 km² para o trecho entre os reservatórios de Funil e Itutinga e 404.424,900 km² para o trecho do rio Grande à montante do reservatório de Camargos. Estas áreas foram utilizadas como limites na quantificação das planícies de inundação, através da imagem fração da água. Nas imagens fração da água, áreas inundadas foram consideradas áreas com valores de brilho iguais ou superiores à 0,4, intervalo correspondente às áreas inundadas proveniente da imagem Landsat interpretada visualmente. A Figura 3 exemplifica a distribuição da planície de inundação em um trecho do rio Aiuruoca.

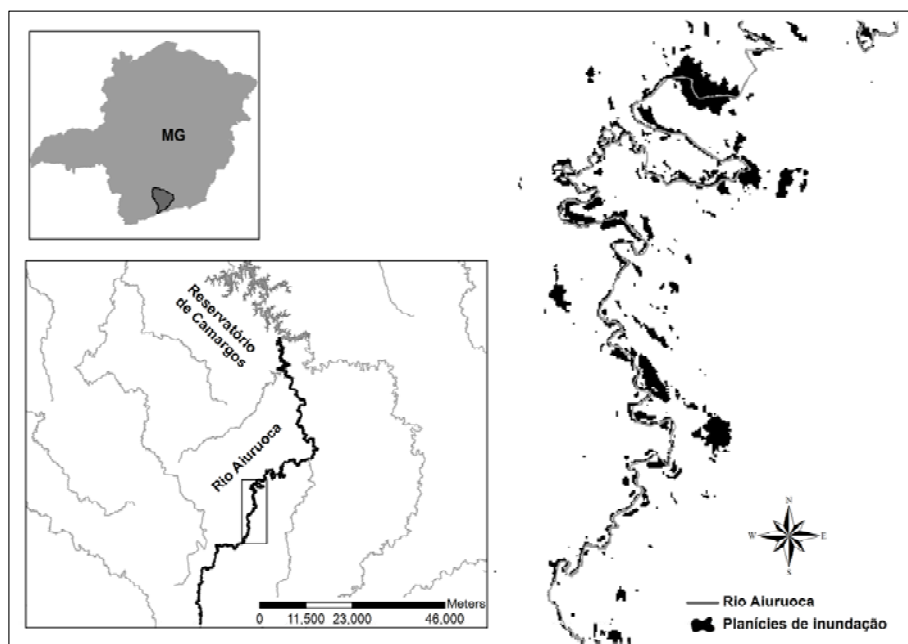


FIGURA 3 Áreas inundadas representando a planície de inundação em um trecho do rio Aiuruoca no mês de abril de 2008

Para cada sistema, foi verificada a diferença de planícies de inundação em épocas de cheia e seca, avaliadas pelo teste estatístico de *Kruskall-Wallis* (Figuras 4, 5 e 6). Para o rio Aiuruoca e rio Grande à montante de Camargos, não houve diferenças significativas entre as planícies de inundação para as épocas de cheia e seca. No rio Aiuruoca, para os meses de cheia, a média de planícies de inundação foi de aproximadamente 30km², e para os meses de seca, foi de aproximadamente 18km². A maior variação nas planícies de inundação foi encontrada para o período de cheia, ficando entre 5 e 55 km², comparada à variação na seca, variando de 6 a 17 km². Nos meses de cheia e seca do rio Grande à montante de Camargos, a média das planícies de inundação foi de 25 km² para os meses de cheia e de 13 km² para os meses de seca, variando entre 6 e 44 km² para a cheia e 7 e 18 km² para a seca. No rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil (Figura 4), a diferença de planícies de inundação entre os dois períodos foi significativa, apresentando valores de aproximadamente 8 km² para a cheia e aproximadamente 4 km² para a seca, com uma variação de 4 a 13 km² para a cheia e de 3 a 6 km² para a seca.

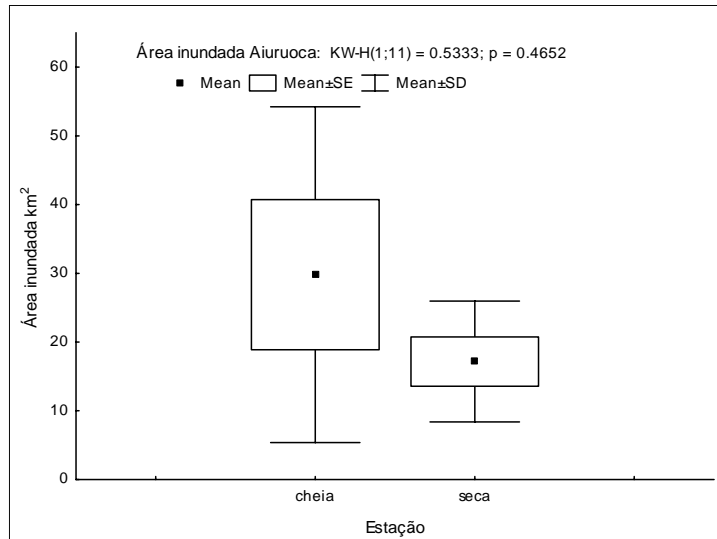


FIGURA 4 Quantificação e teste de *Kruskal-Wallis* das planícies de inundação para o rio Aiuruoca para os meses de cheia e seca

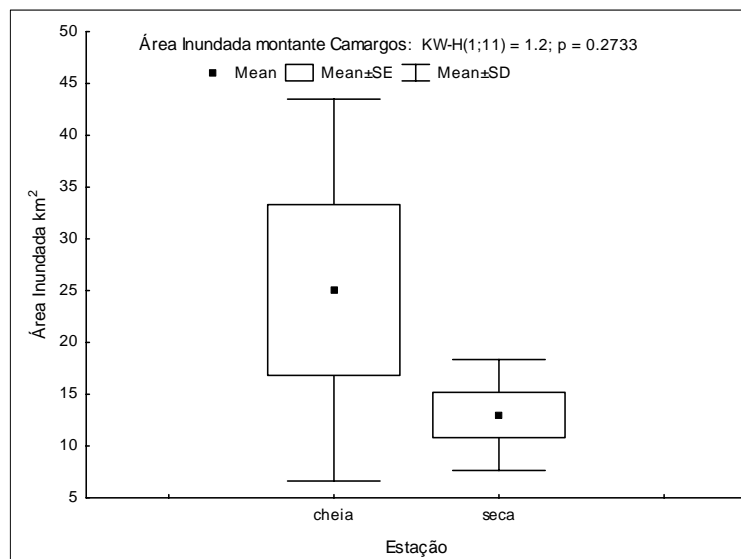


FIGURA 5 Quantificação e teste de *Kruskal-Wallis* das planícies de inundação para o rio Grande à montante do reservatório de Camargos para os meses de cheia e seca

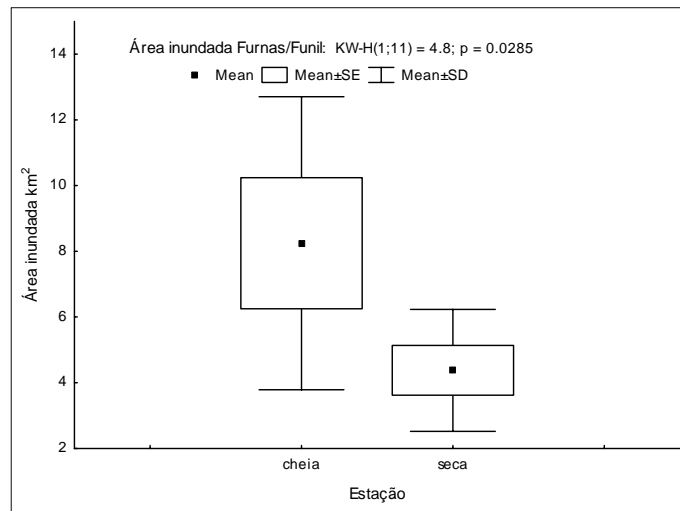


FIGURA 6 Quantificação e teste de *Kruskal-Wallis* das planícies de inundação para o rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil para os meses de cheia e seca

Na maior parte do período estudado, as planícies de inundação do sistema localizado entre os reservatórios de Furnas e Funil apresentaram extensão de aproximadamente 5 km², 20 km² para o sistema do rio Aiuruoca e 17 km² para o sistema à montante de Camargos (Figura 7).

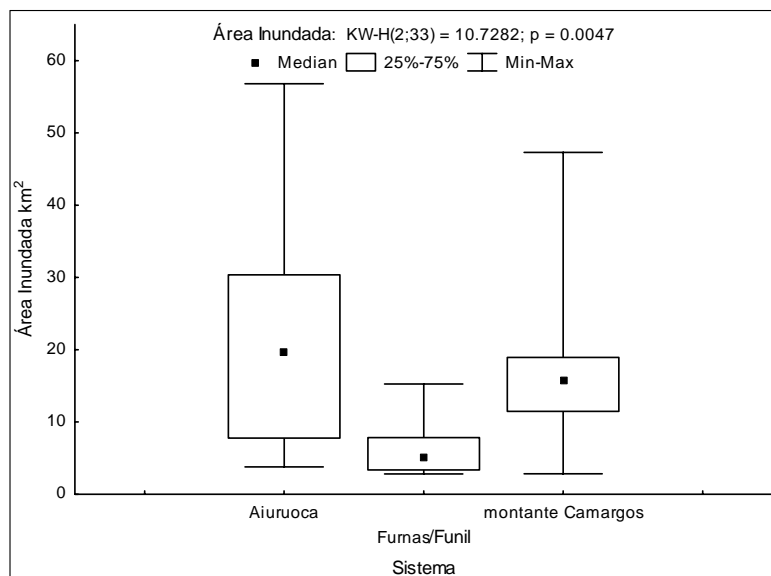


FIGURA 7 Tamanho das planícies de inundação analisadas pelo teste de *Kruskall-Wallis* para cada sistema em todo o período avaliado

5.2 Classificação de uso do solo

O mapeamento resultante da classificação de uso do solo identificou a distribuição das classes água, solo exposto, vegetação e campo ou pasto (Figuras 8, 9, 10 e 11). Pela Figura 11 é possível observar visualmente a modificação na classe água a partir da imagem de janeiro de 2006, no sistema localizado entre os reservatórios de Funil e Itutinga, ocasionada pela construção do reservatório de Funil.

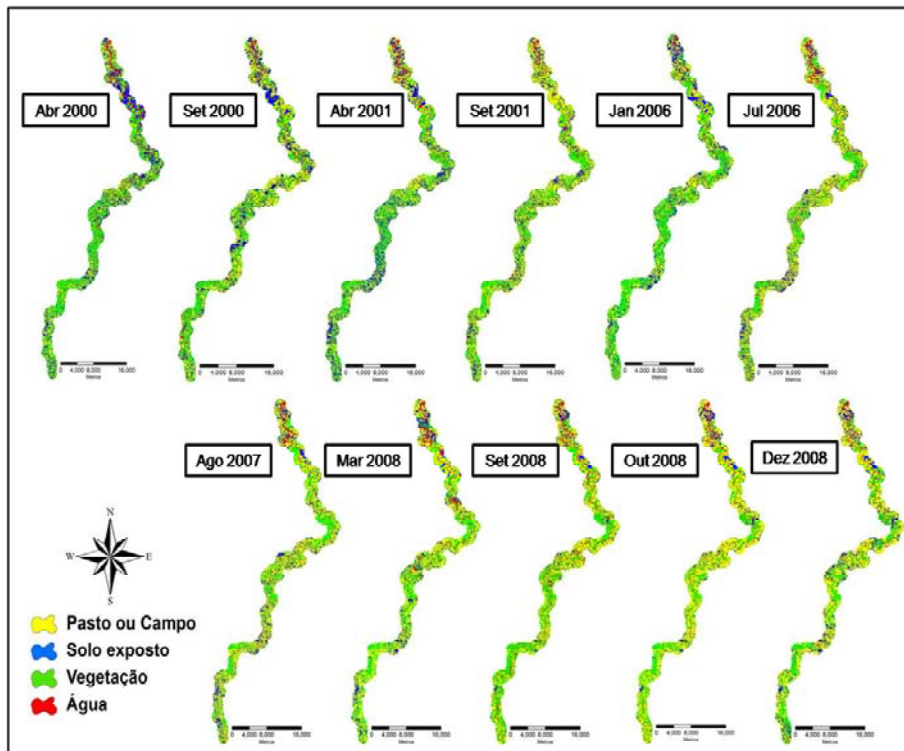


FIGURA 8 Classificação do uso do solo do rio Aiuruoca para todo o período avaliado

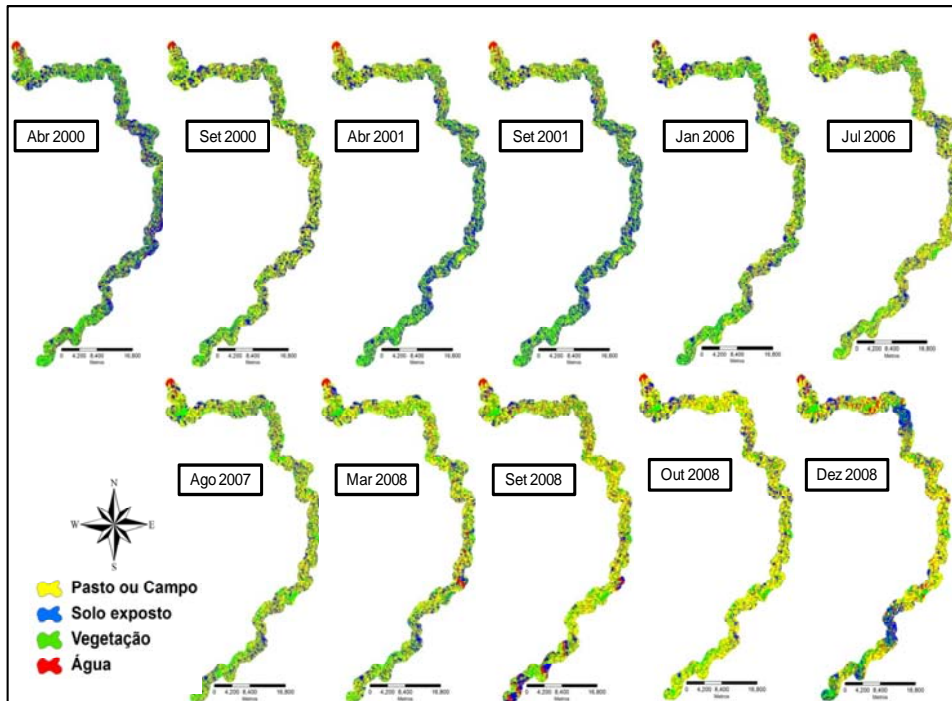


FIGURA 9 Classificação do uso do solo do rio Grande à montante do reservatório de Camargos para todo o período avaliado

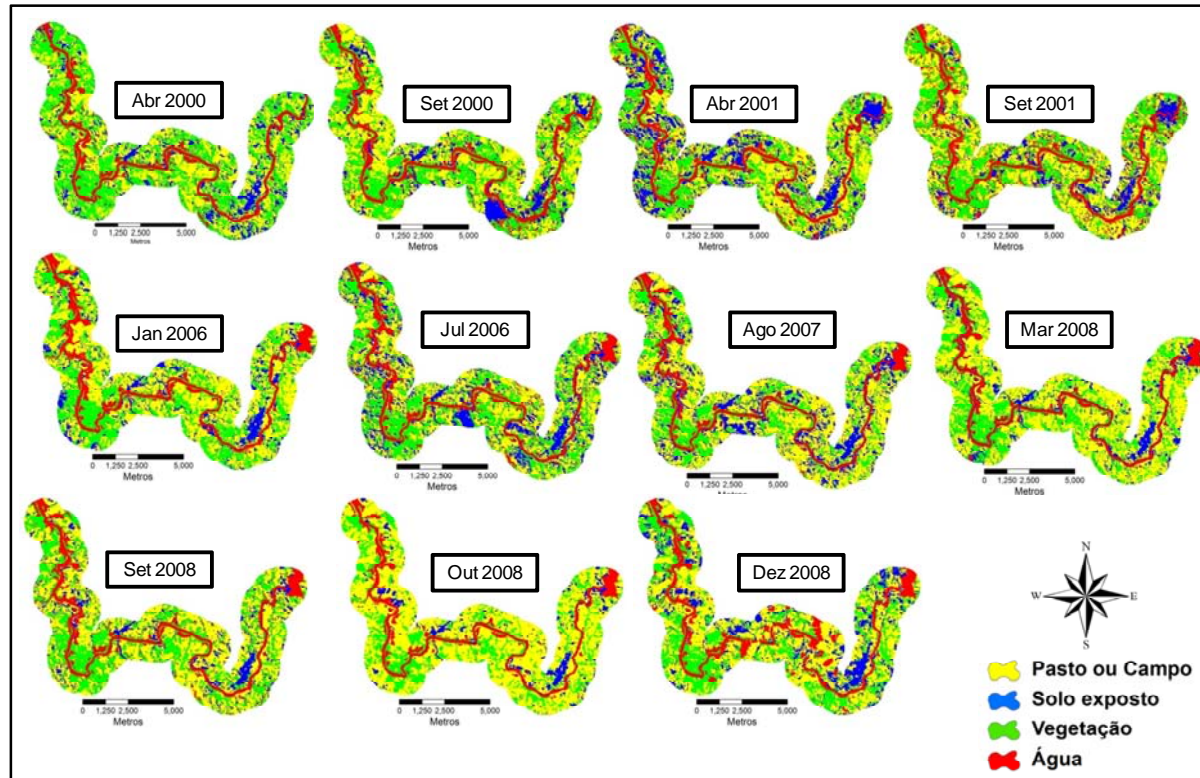


FIGURA 10 Classificação do uso do solo do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil para todo o período avaliado

5.3 Acurácia da classificação

Precisão e exatidão global e índice KAPPA foram computados e comparados para todas as classificações de uso do solo em todas as imagens avaliadas (Tabela 2).

TABELA 2 Valores de precisão dos índices Global e Kappa para as classificações das classes de uso do solo para todos os sistemas em todo o período estudado.

Imagem	Kappa	Global	Imagem	Kappa	Global
	(%)	(%)		(%)	(%)
04/2000	83,00	87,92	08/2007	69,00	78,64
09/2000	85,00	89,58	03/2008	76,00	83,47
04/2001	78,00	84,58	09/2008	73,00	81,08
09/2001	93,00	95,00	10/2008	96,00	97,39
01/2006	75,00	82,94	12/2008	69,00	78,69
07/2006	70,00	79,44			

A classificação por máxima verossimilhança obteve alta precisão global para todas as imagens avaliadas, sendo o maior valor de 97,39 % para a imagem de outubro de 2008 e a menor precisão para a imagem de agosto de 2007, com 78,64% de precisão global. A precisão avaliada pelo índice Kappa resultou em maior precisão encontrada para a imagem referente ao mês de outubro de 2008, com valor de 96% e menor precisão para a área de estudo referente à imagem de agosto de 2007 e dezembro de 2008 com 69% de índice kappa.

5.4 Análise temporal da classificação do uso do solo

A análise de mudança das classes de uso do solo foi detectada pela diferença nas feições entre duas classificações de uso do solo realizadas por

pixel (Figura 12), considerando como estágio inicial de avaliação o período de seca de 2000 (setembro) e como estágio final o período de seca de 2008 (outubro). Nesta figura é analisada a quantidade de cada classe que não se modificou e que se alterou e por qual classe foi substituída cada classe alterada. Para todos os sistemas, a classe pasto/campo foi a que obteve maior crescimento dentro do período avaliado, substituído principalmente por solo exposto. O incremento na classe pasto/campo e a diminuição na classe solo exposto foi significativo para o rio Aiuruoca, rio Grande à montante do reservatório de Camargos e entre os reservatórios de Funil e Itutinga. Para o trecho do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil o decréscimo da classe vegetação e o acréscimo da classe pasto/campo foram significativos para o período analisado (Figura 13).

Final	Inicial							
	Água		Vegetação		Solo		Pasto ou Campo	
	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²
Água	39,04	7,79	7,33	6,19	6,84	3,80	2,02	2,01
Vegetação	25,63	5,12	60,81	51,37	13,90	7,72	11,36	11,34
Solo	6,75	1,35	1,82	1,53	18,24	10,13	11,81	11,80
Pasto ou Campo	28,58	5,71	30,05	25,39	61,02	33,89	74,81	74,69
A								
Final	Inicial							
	Água		Vegetação		Solo		Pasto ou Campo	
	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²
Água	37,04	8,17	10,67	8,33	5,38	5,37	2,98	4,93
Vegetação	20,99	4,63	47,99	37,46	9,82	9,82	7,67	12,70
Solo	9,03	1,99	3,95	3,08	24,83	2,48	15,15	25,07
Pasto ou Campo	32,94	7,26	37,40	29,20	59,97	59,96	74,19	122,72
B								
Final	Inicial							
	Água		Vegetação		Solo		Pasto ou Campo	
	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²
Água	61,83	7,45	6,01	1,50	5,50	0,46	1,91	0,56
Vegetação	10,19	1,23	51,48	12,82	6,18	0,52	7,53	2,22
Solo	5,91	0,71	2,24	0,56	21,61	1,81	5,52	1,63
Pasto ou Campo	22,08	2,66	40,27	10,03	66,72	5,60	85,04	29,43
C								
Final	Inicial							
	Água		Vegetação		Solo		Pasto ou Campo	
	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²
Água	61,26	6,03	8,11	2,05	4,70	0,74	4,05	1,69
Vegetação	13,67	1,34	65,41	16,52	6,86	1,08	9,05	0,38
Solo	6,00	0,59	3,12	0,79	25,93	4,06	10,38	4,32
Pasto ou Campo	19,07	1,88	23,37	5,90	62,51	9,80	76,52	31,83
D								

FIGURA 12 Alterações ocorridas nas classes de uso do solo determinadas por pixel apresentando a diferença para o início do período de estudo (setembro de 2000) e término do período de estudo (outubro de 2008). A. rio Aiuruoca; B. rio Grande à montante do reservatório de Camargos; C. rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil; D. rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga

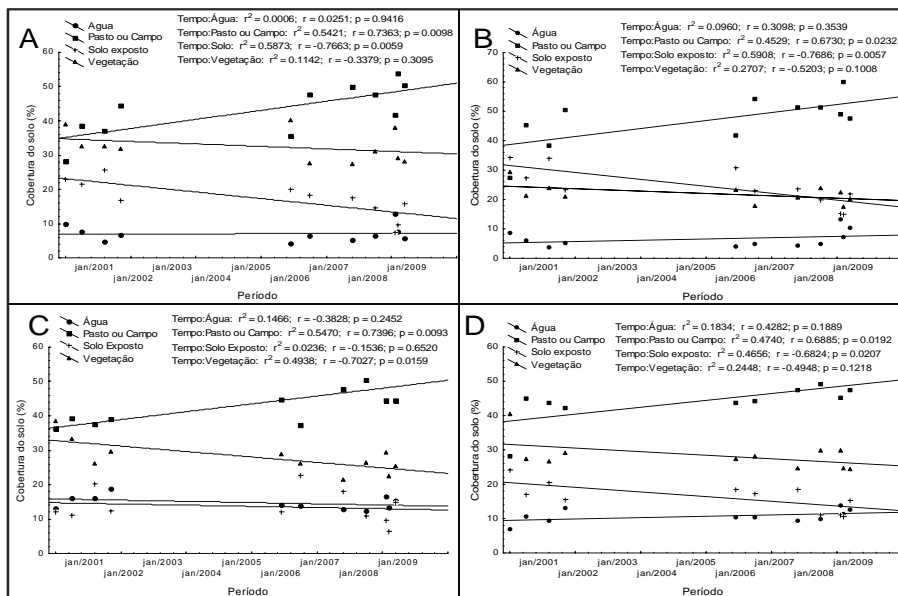


FIGURA 13 Análise de regressão para as classes de uso do solo em cada sistema analisado. A. rio Aiuruoca; B. rio Grande à montante do reservatório de Camargos; C. rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil; D. rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga.

6 DISCUSSÃO

Assim como nos estudos realizados por Novo & Shimabukuro (1997) e Shanmugam et al. (2006), a utilização do modelo linear de mistura espectral (MLME) em imagens Landsat se mostrou eficiente na identificação de áreas de planícies de inundação. A imagem fração obtida pelo MLME analisa cada pixel individualmente e avalia a presença e proporção dos componentes desejados (Shanmugam et al., 2006), permitindo identificar pixels que cobrem planícies de inundação mas que possuem sua resposta espectral final alterada pela presença de outros componentes como água e solo, componentes comuns nestes ecossistemas.

A identificação de pixels que pertencem aos cursos dos rios pela aplicação do MLME é importante na delimitação de áreas dos rios que não podem ser identificadas por classificações que não consideram outros componentes presentes nos pixels além do componente água. A aplicação do MLME permitiu identificar pixels que possuíam menor fração do componente água, mas que fazem parte das áreas cobertas pelas planícies de inundação.

No sistema do rio Aiuruoca, o tamanho das planícies de inundação entre os meses de cheia e seca não se diferenciaram significativamente possivelmente devido à grande variação destas áreas no período de cheia, acontecendo o mesmo para a planície de inundação do rio grande à montante de Camargos. Para o sistema do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, onde as planícies de inundação para as estações de cheia e seca apresentaram diferença significativa, as variações nos meses de cheia foram menores, a média e a variação de áreas cobertas pela planície de inundação para os meses de seca foram baixas.

A diferença significativa na área de planície de inundação na comparação dos períodos de cheia e seca e a menor média e variação em área

coberta pela planície de inundação analisados comparativamente aos outros sistemas no sistema do rio Grande entre Furnas e Funil se deve à regularização da vazão dos rios pelas barragens presentes neste trecho (Itutinga e Camargos), provenientes da limitação das vazões realizadas pelas barragens realizadas por usinas hidrelétricas (Gubiani et al., 2007). Diante da alta dependência dos organismos aquáticos à heterogeneidade do habitat e flutuações no nível da água (Agostinho et al., 2000), as alterações na área de planícies de inundação observadas para o sistema entre os reservatórios de Furnas e Funil podem afetar a diversidade de organismos aquáticos que são dependentes destas áreas. As comunidades de peixes são comprovadamente afetadas (Agostinho et al., 2004b; Pompeu & Godinho, 2006; Gubiani et al., 2007; Novakowski et al., 2007), através da diminuição do recrutamento e sobrevivência de algumas espécies, principalmente das migradoras (Gomes & Agostinho, 1997; Agostinho et al., 2004a), afetando relativamente as proporções de espécies e conseqüentemente sua diversidade, resultado das diferentes respostas nas assembleias de organismos aquáticos (Agostinho et al., 1997).

Além das comunidades de peixes, a diminuição da área total inundada para o sistema do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil pode prejudicar também a riqueza de espécies de rotíferos e microcústáceos, que crescem durante o período de inundação (Bonecker et al., 1994; Lansac-Tôha et al., 1997; Garcia et al., 1998). A diminuição no tamanho das áreas de planícies de inundação e de sua variação pode estar alterando os ciclos de nutrientes provenientes das planícies de inundação, pois as inundações facilitam a liberação de carbono orgânico dissolvido e dos nutrientes provenientes dos sedimentos da superfície, fazendo com que eles estejam potencialmente disponíveis a serem transportados de volta aos rios durante a época de seca (Baldwin & Mitchell, 2000). O decréscimo de áreas de planície de inundação apresentada por este sistema do rio Grande entre Furnas e Funil altera, portanto,

a dispersão natural de vários organismos, alterando a dispersão de populações e consequentemente a manutenção da biodiversidade local e regional (Gubiani et al., 2007). A modificação na quantidade e variação de áreas de planície de inundação como observada para o sistema entre Furnas e Funil quando comparado aos outros sistemas estudados ocasiona a alteração da heterogeneidade natural deste sistema, afetando a diversidade biológica em grandes escalas nas planícies de inundação (Tockner et al., 2000; Guadagnin & Maltchik, 2007; Rolon et al., 2008; Roberto et al., 2009).

Devido às divergências apresentadas pelo sistema localizado no rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, quando comparado aos outros sistemas estudados, serem explicadas pela interferência dos reservatórios de Itutinga e Camargos, pode-se inferir que sistemas que não possuem a dinâmica de planícies de inundação afetadas por represamentos apresentam maiores médias e variações em áreas de planície de inundação, como observados para os sistemas do rio Aiuruoca e rio Grande à montante de Camargos. As variações na área de planícies de inundação verificadas resultam em ambientes mais próximos aos naturais que sofrem freqüentes oscilações, determinando a sazonalidade de fatores abióticos e bióticos, fundamentais para que várias espécies que utilizam a planície como habitat completem o seu ciclo vital (Vazzoler et al., 1997).

O método de máxima verossimilhança tem sido um dos métodos mais utilizados na classificação de tipos de cobertura do solo em áreas que sofrem influência de regimes hidrológicos (Bolstad & Lillesand, 1991; Franklin, 1994; Ramachandran et al., 1998), como as planícies de inundação.

Todos os sistemas avaliados apresentaram uma queda negativa na curva relacionada à vegetação. Entretanto, somente para o trecho do rio localizado entre os reservatórios de Furnas e Funil, o declínio da vegetação e o aumento das áreas de pasto/campo ou pasto nos anos avaliados foram significativos. Estas

alterações significativas indicam alterações provocadas por ações antrópicas, possivelmente aliada à construção do reservatório e usina hidrelétrica de Funil na área em estudo. As alterações podem estar causando mudanças nos sistemas lóticos, incluindo o aumento da temperatura da água, e a perda da capacidade de retenção de sedimentos e nutrientes (Allan, 1995; Angermeier, 1995). A ausência de vegetação no entorno dos rios causa a diminuição da heterogeneidade natural, alterando conseqüentemente a diversidade biológica e ambiental (Begon et al., 1996; Magurran, 2004). Devido à presença de vegetação no entorno dos rios estar intimamente associada à fauna de peixes, o sistema localizado entre os reservatórios de Furnas e Funil pode estar gerando impactos negativos sobre a fauna de peixes, pois, segundo Cetra & Petrere Junior (2007), a presença de vegetação ocasiona uma maior ocorrência de espécies.

As planícies de inundação localizadas no entorno dos rios disponibiliza uma ciclagem de nutrientes (Baldwin & Mitchell, 2000) e peridicidade de inundação que influenciam diretamente na composição da vegetação destas áreas. A presença de vegetação possivelmente é alterada por estes ciclos, podendo formar periodicamente áreas compostas por vegetação rala, classificadas como campo/pasto, afetando a estimativa das classes de solo exposto e pasto/campo, influenciando na estimativa destas duas classes. Alterações significativas observadas para os sistemas do rio Aiuruoca, rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga e à montante do reservatório de Camargos no declínio de áreas cobertas por solo exposto e acréscimo de áreas de pasto/campo no período avaliado podem ter sido influenciadas pelo comportamento periódico da vegetação nas planícies de inundação. Outra justificativa às alterações significativas nestas duas classes seria a regeneração de áreas onde anteriormente foram realizadas queimadas.

Alterações não significativas verificadas para a vegetação podem indicar a efetividade das ações de conservação para os primeiros 1000 metros a partir das margens dos rios. Entretanto, devido à importância da vegetação ciliar, que proporciona sombra, matéria orgânica, estabilização dos processos de assoreamento e outras funções essenciais aos ecossistemas formados pelos rios, outros fatores como a quantidade total de vegetação e a sua distribuição deve ser considerada na avaliação dos trechos de rios. O rio Aiuruoca no último ano classificado, possui dentro dos 1000 metros, 28% de vegetação (Tabela anexo 1), o trecho do rio Grande entre Furnas e Funil apresenta 25%, Funil /Itutinga 24% e à montante de Camargos, 17%. Através do mapeamento da vegetação e de outras classes de uso do solo, é possível identificar espacialmente trechos dos rios que possuem maior concentração de vegetação e trechos com maior acúmulo de impactos. Em adição à porcentagem de cobertura do solo, a continuidade de florestas ripárias e o uso histórico do solo também possuem influência sobre a assembléia de peixes. A quantificação das classes de uso do solo aliada à utilização histórica das áreas do entorno dos rios, obtidas neste estudo, viabiliza uma melhor estruturação de planos de manejo destas áreas.

A integridade dos ambientes de planícies de inundação pode ser avaliada e monitorada por dados de imageamento orbital, sustentando ações de manejo e conservação destes ambientes preservando áreas essenciais, conforme Agostinho et al. (2005), à manutenção de espécies de peixes migradores e consideradas por Junk (1980) ecossistemas específicos, baseados na quantidade de diferenças funcionais destas regiões em relação aos rios e lagoas. A conservação das planícies de inundação do rio Grande deve partir da manipulação da vazão das usinas hidrelétricas de Itutinga e Camargos que, quando operada em períodos adequados, pode constituir-se em importante ação de manejo na simulação de antigas cheias sazonais, aproximando os sistemas modificados aos sistemas naturais. A manutenção adequada dos regimes hidrológicos facilita os processos

biológicos naturais, físicos e químicos (Thoms, 2003), quando aplicada ao sistema do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil possivelmente facilitariam a restauração destes sistemas aproximando suas características de inundação a sistemas naturais.

Uma abordagem interdisciplinar tem o potencial de trazer novas soluções para o estudo e gestão dos ecossistemas onde estão inseridas as planícies de inundação, avaliando características ecológicas e geográficas e seu comportamento em escalas espaciais e temporais adequadas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M.; GOMES, L. C. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do Reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de segredo**: bases para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. p. 319-364, 387 p.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South América. **Interciencia**, Caracas, v. 29, n. 6, p. 334-338, 2004a.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, London, v. 14, n. 1, p. 11-19, Mar. 2004b.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 646-652, June 2005.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; MINTE-VERA, C. V.; WINEMILLER, K. O. Biodiversity in the high Parana river floodplain. In: GOPAL, B.; JUNK, W. J.; DAVIS, J. A. (Ed.). **Biodiversity in wetlands**: assessment, function and conservation. Backhuys: J. Wiley, 2000. v. 1, p. 89-118.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain in riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hydrobiologia**, Hague, v. 303, n. 1/3, p. 141-148, Apr. 1995.
- ALLAN, J. D. **Stream ecology**: structure and function of running water. New York: Chapman & Hall, 1995. 388 p.
- ANGERMEIER, P. L. Ecological attributes of extinction-prone species: loss of freshwater fishes of Virginia. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 1, p. 143-158, Feb. 1995.
- ASNER, G. P.; HEIDEBRECHT, K. B. Spectral unmixing of vegetation, soil and dry carbon cover arid regions. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 23, n. 19, p. 3939-3958, Oct. 2002.

BALDWIN, D. S.; MITCHELL, A. M. The effects of drying and reflooding on the sediment or soil nutrient dynamics of lowland floodplain systems: synthesis. **Regulated Rivers: Research and Management**, Chichester, v. 16, n. 5, p. 457-468, Sept. 2000.

BARRELLA, W.; PETRERE JÚNIOR, M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 187-208, 319 p.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. L. **Ecology: individuals, populations and communities**. Oxford: Blackwell Science, 1996. 876 p.

BOLSTAD, P. V.; LILLESAND, T. M. Rapid maximum likelihood classification. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 57, n. 1, p. 67-74, Jan. 1991.

BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; STAUB, A. Qualitative study of rotifers in different environments in the High Paraná River floodplain (MS), Brazil. **Unimar**, Maringá, v. 16, n. 3, p. 1-16, 1994.

BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 4, p. 2547-2551, Sept. 1991.

CETRA, M.; PETRERE JUNIOR, M. Associations between fish assemblage and riparian vegetation in the Corumbataí River Basin, SP. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 67, n. 2, p. 191-195, maio 2007.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. **Guia ilustrado de peixes da bacia do rio Grande**. Belo Horizonte, 2000. 141 p.

CORDIVIOLA, E. de Y. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. **Hydrobiologia**, Bucuresti, v. 237, n. 3, p. 159-173, Aug. 1992.

COZAR, A.; GARCIA, C. M.; GALVEZ, J. A.; LOISELLE, S. A.; BRACCHINI, L.; COGNETTA, A. Remote sensing imagery analysis of the lacustrine system of libera wetland, Argentina. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 186, n. 1, p. 29-41, Sept. 2005.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Glang: IUCN, 1994. 224 p.

FOODY, G. M.; COX, D. P. Sub-pixel land cover composition estimation using linear mixture modelling and fuzzy membership functions. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 5, n. 3, p. 619-631, Feb. 1994.

FRANKLIN, E. Discrimination of subalpine forest species and canopy density using digital CASI, SPOT and Landsat TM data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Bethesda, v. 60, n. 10, p. 233-241, Oct. 1994.

FRAZIER, P. S.; PAGE, J. K. Water body detection and delineation with Landsat TM data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 66, n. 12, p. 1461-1467, Dec. 2000.

GARCIA, A. P. P.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 327-343, mar./abr. 1998.

GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Parana River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 4, n. 4, p. 263-274, 1997.

GREEN, E. P.; MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J.; CLARK, C. D. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. **Coast Management**, New York, v. 21, n. 2, p. 1-40, 1996.

GUADAGNIN, D. L.; MALTCHIK, L. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 4, p. 1231-1244, Aug. 2007.

GUBIANI, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 16, n. 2, p. 191-197, June 2007.

HUDAK, A. T.; WESSMAN, C. A. Textural analysis of historical aerial photography to characterise woody plant encroachment in South African savanna. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 66, n. 3, p. 317-330, Dec. 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Introdução ao processamento digital de imagens**. Rio de Janeiro, 2001. 44 p.

JOHNSON, M. A.; SARAIVA, P. M.; COELHO, D. The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 3, p. 421-427, 1999.

JOHNSTON, R.; BARSON, M. Remote sensing of Australian wetlands: an evaluation of Landsat TM data for inventory and classification. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 44, n. 2, p. 235-252, 1993.

JUNK, W. J. Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 10, n. 4, p. 775-795, 1980.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, E. R. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FIHLIO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 235-248.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F.; LIMA, A. F. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 1997. p. 117-156.

LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2/3, p. 241-247, Dec. 1999.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrobiologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 33-44.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. London: Cambridge University, 1987. 382 p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell, 2004. 256 p.

MARTINI, L. C.; MATTOS, D. S.; BARBOSA, D. F. P.; RECH, A. I. B. Uso do sensoriamento remoto orbital para avaliação da distribuição espacial de clorofila A na lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 318-324, out./dez. 2006.

MEAILLE, R.; WALD, L. A geographical information system for some Mediterranean benthic communities. **International Journal of Geographical Information Systems**, London, v. 4, n. 1, p. 79-86, Jan. 1990.

MELO, A. F.; ROSA, A. B. S.; SILVA, A. F.; PINTO, S. A. F. Sensoriamento remoto de três lagoas marginais do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Ed.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. cap. 2, p. 37-50, 468 p.

MONTAG, L. F. A.; SMITH, W. S.; BARRELLA, W.; PETRERE JÚNIOR, M. As influências e as relações das matas ciliares nas comunidades de peixes do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ecologia**, Rio Claro, v. 1, n. 2, p. 76-80, 1997.

NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V. Ovos e larvas de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 183-201.

NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. **Interciencia**, Catanduva, v. 5, n. 6, p. 424-441, 1990.

NOVAKOWSKI, G. C.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 2, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032007000200017>. Acesso em: 10 fev. 2010.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Spectral mixture analysis of inland tropical waters. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 15, n. 6, p. 1351-1356, 1994.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 18, n. 3, p. 663-670, 1997.

OGDEN, R.; THOMS, M. C. The importance of inundation to floodplain soil fertility in a large semi-arid river. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, London, v. 28, n. 1, p. 744-749, 2002.

OORSCHOT, M. van; HAYES, M.; STRIEN, I. V. The influence of soil desiccation on plant production, nutrient uptake and plant nutrient availability in two French floodplain grasslands. **Regulated Rivers: Research and Management**, Weinheim, v. 14, n. 5, p. 457-468, Dec. 1998.

PHINN, S. R.; HESS, L. L.; FINLAYSON, C. M. **An assessment of remote sensing for monitoring and inventorying wetland environments in Australia**. Jabiru: Environment Australia, 1999. 45 p.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, dez. 2006.

RAMACHANDRAN, S.; SUNDARAMURTHY, S.; KRISHNAMOORTHY, R.; DEVASENAPATHY, J.; THANIKACHALAM, M. Application of remote sensing and GIS to coastal wetland ecology of Tamil Nadu and Andaman and Nicobar group of islands with special reference to mangroves. **Current Science**, Bangalore, v. 75, n. 3, p. 236-244, Mar. 1998.

RAMSEY, W.; NELSON, A.; SAPKOTA, K.; LAINE, C.; KRASZNAY, S. Using multiple-polarization L-band radar to monitor marsh burn recovery. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 37, n. 1, p. 635-639, Jan. 1999.

ROBERTO, M. C.; SANTANA, N. F.; THOMAZ, S. M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 717-725, June 2009.

ROBERTS, D. A.; GARDNER, M.; CHURN, R.; USTIN, S.; SCHEER, G. Mapping chaparral in the Santa Monica mountains using multiple end-member spectral mixture models. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 65, n. 3, p. 267-279, Sept. 1997.

ROLON, A. S.; LACERDA, T.; MALTCHIK, L.; GUADAGNIN, D. L. Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazilian wetlands. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 19, n. 22, p. 221-228, Apr. 2008.

SAKAMOTO, T.; NGUYEN, N. V.; KOTERA, A.; OHNO, H.; ISHITSUKA, N.; YOKOZAWA, M. Detecting temporal changes in the extent of annual flooding within the Cambodia and the Vietnamese Mekong Delta from MODIS time-series imagery. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 109, n. 3, p. 295-313, Aug. 2007.

SHAIKH, M.; BRADY, A.; SHARMA, P. Applications of remote sensing to assess wetland inundation and vegetation response in relation to hydrology in the Great Cumbung Swamp, Lachlan Valley, NSW, Australia. In: MCCUMB, A. J.; DAVIS, J. A. (Ed.). **Wetlands for the future**. Glen Osmond: Gleneagles, 1997. p. 595-606.

SHANMUGAM, P.; AHN, Y.; SANJEEVI, S. A comparison of the classification of wetland characteristics by linear spectral mixture modelling and traditional hard classifiers on multispectral remotely sensed imagery in southern India. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 94, n. 4, p. 379-394, Apr. 2006.

SMITH, L. C. Satellite remote sensing of river inundation area, stage and discharge: a review. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 11, n. 10, p. 1427-1439, Aug. 1997.

SMITH, M. G.; SPENCER, T.; MURRAY, A. L.; FRENCH, J. R. Assessing seasonal vegetation change in coastal wetlands with airborne remote sensing: an outline methodology. **Mangroves and Salt Marshes**, Netherlands, v. 2, n. 1, p. 15-28, Mar. 1998.

SUZUKI, H. I.; PELICICE, F. M.; LUIZ, E. A.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná River Floodplain. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; MIRANDA, L. E. (Ed.). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. Maringá: EDUEM, 2004. p. 125-130.

THOMS, M. C. Floodplain-river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 56, n. 3/4, p. 335-349, Dec. 2003.

TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J. V. An extension of the flood pulse concept. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 14, n. 16/17, p. 2861-2883, Nov. 2000.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do Alto Rio Paraná**: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM, 1997. 460 p.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WENG, Q. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. **Journal of Environmental Management**, London, v. 64, n. 3, p. 273-284, Mar. 2002.

YUE, T. X.; LIU, J. Y.; JORGENSEN, S. E.; YE, Q. H. Landscape change detection of the newly created wetland in Yellow River Delta. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 164, n. 1, p. 21-31, June 2003.

ZALEWSKI, M.; THORPE, J. E.; NAIMAN, R. J. Fish and riparian ecotones: a hypothesis. **Ecohydrology & Hydrobiology**, New York, v. 1, n. 2, p. 11-24, Jan. 2001.

ANEXOS A

TABELA 1A Distribuição das planícies de inundação para as áreas do rio Aiuruoca e rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, entre Funil e Itutinga e à montante de Camargos

Local	Planície de Inundação	15/04	22/09	18/04	09/09	26/01	21/07	25/08	04/03	28/09	14/10	01/12
		2000	2000	2001	2001	2006	2006	2007	2008	2008	2008	2008
Aiuruoca	Área (km ²)	56,803	20,348	54,629	19,710	7,780	30,370	14,941	22,420	13,840	3,773	7,391
	Área (%)	22,319	7,995	21,465	7,745	3,057	11,933	5,871	8,809	5,438	1,483	2,904
Funil/Itutinga	Área (km ²)	11,070	3,015	11,380	3,338	2,323	5,676	2,628	3,230	2,480	1,575	3,784
	Área (%)	13,060	3,557	13,426	3,938	2,741	6,697	3,101	3,811	2,926	1,858	4,464
Furnas/Funil	Área (km ²)	15,265	3,355	10,160	3,082	5,073	7,832	4,769	5,330	4,402	2,819	5,406
	Área (%)	21,986	4,832	14,633	4,439	7,307	11,280	6,869	7,677	6,340	4,060	7,786
Montante Camargos	Área (km ²)	47,310	12,688	40,645	14,453	2,823	18,935	11,480	18,810	16,841	3,563	15,711
	Área (%)	14,320	3,840	12,303	4,375	0,854	5,731	3,475	5,693	5,097	1,078	4,755

TABELA 2A Distribuição das classes de uso do solo para as áreas do rio Aiuruoca e rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, entre Funil e Itutinga e à montante de Camargos

Local	Uso do solo	15/04 2000	22/09 2000	18/04 2001	09/09 2001	26/01 2006	21/07 2006	25/08 2007	04/03 2008	28/09 2008	14/10 2008	01/12 2008
Aiuruoca	Água (km ²)	25,490	19,970	12,460	17,540	10,630	16,493	13,821	16,930	33,710	19,780	15,035
	Água (%)	9,809	7,685	4,795	6,750	4,091	6,347	5,318	6,515	12,972	7,611	5,786
	Pasto (km ²)	73,300	99,850	96,340	115,840	92,500	123,950	129,460	124,090	108,530	139,750	130,690
	Pasto (%)	28,206	38,423	37,072	44,576	35,595	47,697	49,817	47,751	41,763	53,777	50,291
	Solo (km ²)	59,780	55,540	66,480	43,380	51,900	47,540	45,470	38,030	18,990	24,790	40,830
	Solo (%)	23,004	21,372	25,582	16,693	19,972	18,294	17,497	14,634	7,307	9,539	15,712
	Vegetação (km ²)	101,300	84,510	84,590	83,110	104,840	71,890	71,120	80,820	98,640	75,550	73,310
	Vegetação (%)	38,981	32,520	32,551	31,981	40,343	27,664	27,368	31,100	37,957	29,072	28,210
Funil Itutinga	Água (km ²)	6,430	9,836	8,577	12,064	9,568	9,485	8,707	9,115	12,771	10,493	11,637
	Água (%)	6,963	10,651	9,287	13,063	10,361	10,271	9,428	9,870	13,829	11,362	12,601
	Pasto (km ²)	26,070	41,592	40,268	38,995	40,340	40,827	43,720	45,427	41,626	49,398	43,860
	Pasto (%)	28,230	45,037	43,604	42,225	43,682	44,209	47,342	49,190	45,074	53,490	47,493
	Solo (km ²)	22,442	15,667	18,914	14,265	17,210	16,060	17,206	10,183	10,240	9,758	14,256
	Solo (%)	24,301	16,965	20,481	15,447	18,636	17,390	18,631	11,027	11,088	10,566	15,437
	Vegetação (km ²)	37,410	25,256	24,594	27,028	25,230	25,974	22,719	27,620	27,712	22,703	22,601
	Vegetação (%)	40,509	27,348	26,631	29,267	27,320	28,126	24,601	29,908	30,008	24,584	24,473

Continua...

Continuação...

Furnas Funil	Água (km ²)	9,753	12,055	12,035	14,040	10,597	10,297	9,643	9,210	12,350	9,980	11,530
	Água (%)	13,039	16,116	16,090	18,770	14,167	13,767	12,892	12,313	16,511	13,342	15,414
	Pasto (km ²)	27,135	29,458	27,990	29,230	33,530	27,918	35,583	37,765	33,330	43,313	33,250
	Pasto (%)	36,277	39,382	37,420	39,078	44,826	37,323	47,571	50,488	44,559	57,905	44,452
	Solo (km ²)	9,090	8,380	15,220	9,270	9,000	16,938	13,538	8,123	7,180	4,720	11,038
	Solo (%)	12,152	11,203	20,348	12,393	12,032	22,644	18,099	10,860	9,599	6,310	14,757
	Vegetação (km ²)	28,820	24,908	19,557	22,261	21,673	19,653	16,031	19,699	21,940	16,784	18,980
	Vegetação (%)	38,529	33,299	26,146	29,761	28,975	26,273	21,432	26,336	29,332	22,439	25,374
Montante Camargos	Água (km ²)	31,842	22,057	13,510	18,878	14,400	17,820	15,881	18,060	48,444	26,803	37,945
	Água (%)	8,711	6,034	3,696	5,165	3,939	4,875	4,345	4,941	13,253	7,333	10,381
	Pasto (km ²)	100,423	165,422	140,430	184,162	153,190	197,970	187,060	187,100	178,720	219,160	174,230
	Pasto (%)	27,473	45,255	38,418	50,382	41,909	54,160	51,175	51,186	48,893	59,957	47,665
	Solo (km ²)	125,351	99,973	123,800	85,205	112,270	84,350	86,700	73,080	56,114	54,964	79,614
	Solo (%)	34,293	27,350	33,869	23,310	30,714	23,076	23,719	19,993	15,351	15,037	21,780
	Vegetação (km ²)	107,917	78,073	87,786	77,280	85,670	65,390	75,893	87,290	82,254	64,605	73,736
	Vegetação (%)	29,523	21,359	24,016	21,142	23,437	17,889	20,762	23,880	22,503	17,674	20,172

CAPÍTULO 3

**MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO MULTITEMPORAL DAS
LAGOAS MARGINAIS DOS RIOS GRANDE E AIURUOCA, MG
ATRAVÉS DA CLASSIFICAÇÃO ORIENTADA A OBJETO E MODELO
DE MISTURA ESPECTRAL EM IMAGENS ORBITAIS.**

1 RESUMO

Lagoas marginais são caracterizadas como ambientes efêmeros, subjacentes aos rios, que possuem, sua formação influenciada por regimes hidrológicos sazonais, constituindo ambientes essenciais à manutenção dos ciclos reprodutivos de várias espécies de peixes. Uma metodologia de classificação orientada a objeto foi descrita na identificação e mapeamento destes habitats nas planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca, em um período de seis anos. Este método foi utilizado na detecção de alterações morfológicas e sazonais em lagoas marginais em dez imagens Landsat 5 TM, divididas em imagens representativas do período de seca e chuva. Nestes períodos, foi identificada a eventual conexão das lagoas aos rios, avaliada através da imagem fração da água obtida pela aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral. Os resultados indicaram valores de precisão global variando de 81,07% a 99,24% e de 55,00% a 97,00% de precisão pelo índice de Kappa. Ocorreram algumas divergências em parâmetros estruturais das lagoas em trechos influenciados por reservatórios e algumas similaridades em trechos sem interferência no ciclo natural de vazão. Imagens históricas indicaram alterações periódicas destes ambientes e, aliada à aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas, demonstraram a potencial utilização destas ferramentas na avaliação e monitoramento destes ambientes.

Palavras-chave: planície de inundação, landsat, sensoriamento remoto, sistema de informações geográficas

2 ABSTRACT

Marginal lagoons are defined as ephemeral environments adjacent to rivers that are influenced by seasonal hydrological regimes. They are essential in maintaining the reproduction cycles of many species of fish. Object based image analysis was used to map marginal lagoons along segments of the rivers Grande and Aiuruoca in Minas Gerais, Brazil, during a six-year period. This method was used to detect morphologic and seasonal alterations of the marginal lagoons as observed in ten Landsat TM images from the dry and rainy seasons. The eventual connections between lagoons and rivers were identified using the fraction of water derived by a spectral mixture modeling approach. Results showed that global accuracy varied between 81,07% a 99,24% and that the Kappa statistics between 55,00% a 97,00%. There were differences between structural parameters of the marginal lagoons along segments influenced by water reservoirs and similarities along segments with natural water flow. The analysis of multitemporal images indicated periodic alterations of these environments indicating the usefulness of remote sensing and geographical information systems for evaluating and monitoring marginal lagoons.

Keywords: floodplain, landsat, remote sensing, geographic information system

3 INTRODUÇÃO

As planícies de inundação presentes ao longo dos rios durante as cheias periódicas (Junk, 1980; Junk et al., 1989) são os locais onde se formam as lagoas marginais. Lagoas marginais são áreas inundadas que se tornam isoladas do canal principal dos rios nos períodos de seca, sendo algumas temporárias e outras persistindo até a próxima cheia (Pompeu & Godinho, 2006). São locais importantes de reprodução, refúgio e alimentação de comunidades de peixes (Lowe-McConnell, 1975, 1987; Welcomme, 1979), oferecendo recurso alimentar em grandes quantidades fundamentais no ciclo de desenvolvimento de inúmeras espécies de peixes (Pompeu & Godinho, 2006). O desmatamento, canalização e construção de barramentos têm causado a destruição destas áreas (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995), evidenciando a importância do estudo destes ambientes visando a conservação e manejo dos mesmos (Welcomme, 1979; Agostinho & Zalewski, 1995; Bretschko, 1995).

A caracterização da dinâmica de ambientes alagáveis é dependente do acompanhamento em grande escala visando a definição de padrões espaciais necessários em análises ambientais (Yue et al., 2003; Cozar et al., 2005). O sensoriamento remoto é utilizado como ferramenta na delimitação de corpos d'água de grandes áreas em diferentes épocas e situações, utilizando dados provenientes de imagens orbitais (Frazier & Page, 2000). Esta ferramenta possibilita o acompanhamento de eventos de cheias em planícies fluviais, mapeando-se a evolução do extravasamento das águas de inundação e, no período de vazante, o mapeamento e monitoramento das lagoas marginais existentes (Melo et al., 2003). O acompanhamento de diferentes condições guiadas pelos períodos de cheia e seca nas planícies de inundação pode ser obtido por dados provenientes da série Landsat, que possui um extenso arquivo de imagens em diferentes períodos do ano em diversos anos tornando estes

dados úteis no mapeamento de corpos d'água em escala regional (Frazier & Page, 2000).

As classificações em imagens orbitais geralmente utilizam classificadores por pixel, contudo, muitas vezes a atribuição de cada pixel a uma classe não permite caracterizar de maneira efetiva componentes nas imagens formados por grupos de pixels (Jensen, 1996), como as lagoas marginais. O agrupamento de pixels similares e contíguos, incorporando informações contextuais nas análises de mudanças é o objetivo principal da análise orientada a objeto (Flanders et al., 2003). A análise orientada a objeto para mapeamento de lagoas marginais adiciona ao exame dos aspectos quantitativos, a análise contextual destes ambientes.

Este estudo teve como objetivo aplicar a análise orientada a objeto no mapeamento e caracterização de lagoas marginais nos rios Grande e Aiuruoca e empregar o modelo linear de mistura espectral na identificação de conexões entre lagoas marginais e os rios, identificando variações espaciais e temporais nestes ambientes presentes nos rios Grande e Aiuruoca em imagens representativas dos períodos de cheia e seca.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A bacia do rio Grande, pertencente à bacia do alto rio Paraná, ocupa uma área de aproximadamente 143.000 km², sendo que 86.500 km² pertencem ao estado de Minas Gerais. O rio Grande nasce na Serra da Mantiqueira e percorre 1.300 km até a confluência com o rio Paranaíba, onde juntos dão origem ao rio Paraná (CEMIG, 2000). Como área de estudo foi selecionada a planície de inundação dos rios Grande e Aiuruoca, localizados na bacia do alto rio Grande (Figura 1). No rio Grande, que possui ao longo do seu curso quatro reservatórios de usinas hidrelétricas, foram selecionados três trechos de rios não cobertos pelos reservatórios: o primeiro compreende o trecho do rio à montante do reservatório de Camargos, entre as coordenadas 23k 561678,00E/7628914,00S e 561364,50E/7552676,50S. O segundo se localiza entre os reservatórios de Funil e Itutinga, entre as coordenadas 23k 515764,50E/7656274,00S e 539847,00E/7641767,50S. O terceiro trecho está localizado entre os reservatórios de Furnas e Funil, entre as coordenadas 23k 482790,00E/7665850,00S e 496156,50E/7662002,50S. No rio Aiuruoca, foi selecionada a área entre as coordenadas 23k 534346,50E/7546577,50S e 23k 541243,50S/7553987,50S, não possuindo área coberta por reservatório. Foram escolhidos como área de abrangência do estudo os primeiros mil metros a partir das margens para cada trecho do rio Grande e Aiuruoca.

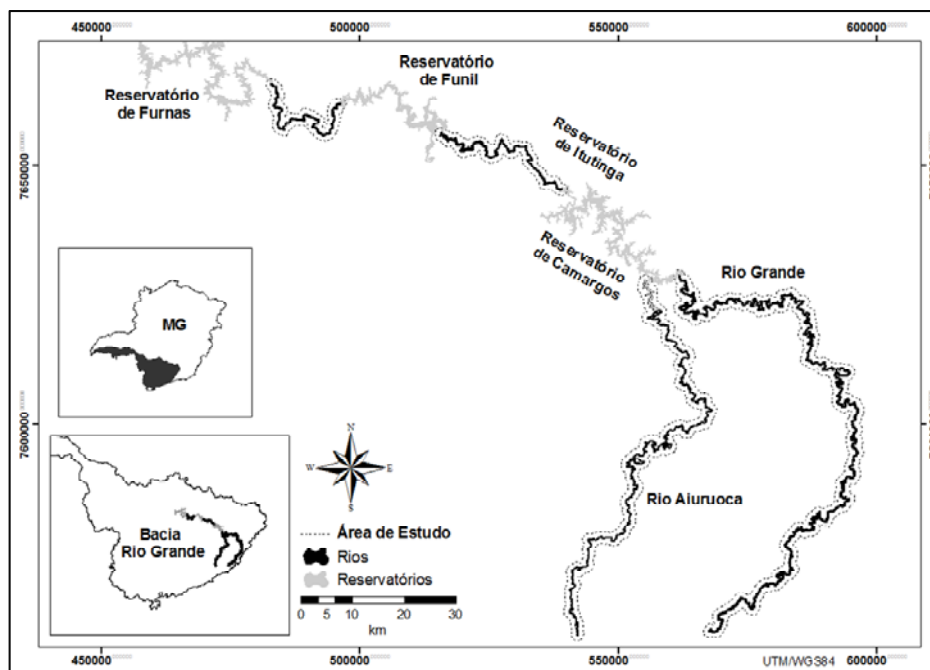


FIGURA 1 Áreas de estudo compreendendo os sistemas contidos pelos rios Aiuruoca e Grande (divididos em três sistemas) e os primeiros 1000 metros a partir das margens dos rios.

4.2 Escolha dos períodos hidrológicos e pré-processamento de imagens

A escolha dos períodos hidrológicos a serem avaliados na caracterização de lagoas marginais por dados provenientes de imagens de satélite se baseou no principal fator que altera a composição das planícies de inundação presentes ao longo dos rios, que é o transbordamento lateral dos rios. Este transbordamento lateral é dependente da escassez ou presença de chuvas, compreendendo os meses de seca e cheia. Foram escolhidas imagens representativas destas duas estações, selecionando as imagens com menor quantidade de cobertura de nuvens, que afetam diretamente a obtenção de dados por imageamento orbital.

Foram utilizadas imagens Landsat 5 TM, justificados pelo tamanho da área de estudo, de aproximadamente 18.500 km², pelo grande arquivo de imagens e

pelo número de imagens obtidas por ano, permitindo a obtenção de imagens representativas dos períodos de cheia e seca. Na aquisição de imagens, foi consultado o banco de dados das imagens Landsat a partir do ano de 2000, selecionando imagens dos períodos de seca e cheia que apresentavam pouca cobertura de nuvens sobre as áreas de estudo. A alta cobertura de nuvens observada principalmente nos meses de chuvas restringiu a quantidade de imagens adquiridas. As cenas objetos de estudo correspondem a 10 imagens provenientes de seis anos (Tabela 1). Estas imagens são cenas Landsat 5 TM, órbita 218 ponto 75. As cenas contêm as bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 e resolução espacial de 30 m.

TABELA 1 Imagens Landsat 5 TM utilizadas no estudo com a estação representativa dos períodos de cheia e seca para cada data

Data	Estação Representativa	Data	Estação Representativa
15/04/2000	Cheia	25/08/2007	Seca
22/09/2000	Seca	04/03/2008	Cheia
18/04/2001	Cheia	22/09/2008	Seca
09/09/2001	Seca	01/12/2008	Cheia
21/07/2006	Seca	24/04/2009	Cheia

A seleção de bandas espectrais para estudo dos rios Aiuruoca e rio Grande foi baseada na resposta espectral dos corpos d'água, sendo que as melhores regiões de comprimento de onda para discriminar terra de água pura são as bandas do infravermelho próximo e infravermelho médio (comprimentos de onda entre 740 e 2500 nm) (Jensen, 2000). Na realização da classificação de lagoas marginais, foi selecionada a banda 5 da série Landsat 5 TM, que

correspondente à banda do infravermelho médio. As bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 foram utilizadas na análise de mistura espectral das imagens

Inicialmente, todas as imagens foram registradas tendo como base a imagem georreferenciada *Geocover*, de 26 de junho de 2000, de órbita 218 ponto 75 (imagem para imagem), utilizando 20 pontos de controle, selecionados em áreas que não sofreram modificações no período estudado. O registro foi realizado pelo método bilinear, com erro de registro inferior a um pixel, no sistema de coordenadas UTM e o modelo elipsóide WGS84.

Áreas cobertas por nuvens foram excluídas das imagens, sendo determinadas por valores de reflectância na banda azul. Uma máscara foi criada sobre a imagem eliminando pixels com valores de reflectância acima de 0,2, de acordo com a metodologia proposta por Sakamoto et al. (2007).

Após o georreferenciamento das imagens Landsat, foram selecionadas as áreas de estudo, abrangendo os rios e áreas do entorno, a partir de um corte da imagem envolvendo os rios Aiuruoca e Grande e os primeiros 1000 metros a partir das margens destes rios, realizados no programa ArcGis®.

4.3 Classificação orientada a objeto das lagoas marginais

Posteriormente à remoção de nuvens da área a ser utilizada no estudo, foram testados valores de segmentação no software ENVI Zoom® na ferramenta *feature extraction*, visando particionar a imagem em segmentos que representam objetos candidatos a serem classificados como lagoas marginais. Posteriormente à segmentação, foram testados intervalos de diversos atributos espectrais e espaciais presentes na imagem que melhor representavam os objetos de interesse, escolhendo os atributos que identificaram os conjuntos de pixels (objetos) presentes em uma área teste da imagem que possuía lagoas marginais anteriormente localizadas em campo. Como área teste foi utilizada, em uma imagem de outubro de 2008, coordenadas de lagoas marginais conhecidas em

campo no mesmo mês da imagem teste, identificando os atributos que melhor as selecionavam. O resultado final da classificação foi aferido por análise visual, identificando áreas classificadas erroneamente. Os polígonos identificados como lagoas marginais foram aqueles que possuíam características similares às lagoas utilizadas como modelo, identificadas nas imagens através das coordenadas coletadas em campo. A aplicação da seleção de atributos espectrais e espaciais gerou polígonos representando objetos de interesse da classificação. Após a finalização da classificação orientada a objeto, algumas áreas presentes no curso dos rios foram classificadas erroneamente como lagoas marginais, devido à semelhança de características espectrais às lagoas marginais e por constituírem de conjunto de pixels semelhantes entre si e divergentes do restante do curso do rio. Estas áreas são facilmente identificadas visualmente, pela sua localidade, não condizendo com a localização das lagoas marginais. Os polígonos que não poderiam representar lagoas marginais foram excluídos manualmente da classificação final.

Para comparar a distribuição das lagoas ao longo dos trechos, foi quantificada o número de lagoas por quilômetro de rio no programa ArcGis®. O comprimento do rio presente em cada trecho foi quantificado para regiões que possuíam lagoas marginais. Através da sobreposição dos vetores dos rios Grande e Aiuruoca às lagoas já identificadas para todos os anos avaliados em ambiente SIG, foi calculada a razão da quantidade de lagoas pelo comprimento do rio.

A medida de área de cada lagoa foi calculada com o auxílio do programa Envi® (versão 4.5). Mapas de distribuição foram elaborados para a representação da classificação, o número e área de cada lagoa foram representados graficamente. O tamanho das lagoas foi analisado para as quatro áreas conjuntamente através de um Box plot e as áreas das lagoas foram avaliadas pelas possíveis correlações entre o tamanho médio das lagoas e a vazão média mensal para cada área de estudo no programa Statistica® (versão 7.0). Os dados

de vazão foram fornecidos pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). Visando avaliar a divergência no padrão das lagoas na resposta à vazão dos rios, foi analisada a correlação da vazão com a variação no tamanho de lagoas individuais para todo o período. Foram exemplificados dois padrões de respostas das lagoas através de gráficos e do comportamento espectral da distribuição de lagoas marginais.

A quantificação e avaliação dos dados provenientes da classificação foram utilizadas na geração de uma matriz de erros no intuito de avaliar a acuracidade das classificações realizadas para as quatro regiões de estudo em todo o período analisado. A determinação da exatidão da classificação requer um número de amostras reais coletadas em campo. Estas amostras foram selecionadas a partir da própria imagem com base em informações reais, provenientes de coleta de coordenadas na área de interesse, de lagoas marginais presentes em outubro de 2008, atribuídas à imagem referente ao mesmo mês de coleta.

A avaliação da exatidão da classificação pela análise orientada a objeto foi realizada por duas técnicas estatísticas, a acuracidade global e acuracidade de Kappa. O primeiro é um método simples de estatística descritiva que calcula a precisão dividindo o total correto pelo número total de pixels na matriz de erro, enquanto que a precisão Kappa é a técnica multivariada discreta em que uma estatística KHAT é usado como uma medida de acordo ou de precisão. A estatística KHAT é computada como (Shanmugam et al., 2006):

$$K = \frac{N \sum_i^r = 1 x_{ii} - \sum_i^r = 1 (x_i + x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_i + x_{+i})} \quad (\text{Equação 1})$$

onde r é o número de linhas na matriz, X_{ij} , o número de observações na linha i e coluna j , x_{i+} e x_{+j} os totais marginais da linha i e coluna j , respectivamente, e N é o número total de observações.

4.4 Estimativa de lagoas temporárias

A relação das lagoas nos períodos de cheia e seca com a vazão máxima para o período avaliado foi testada para os anos de 2000, 2001 e 2008. A porcentagem de lagoas temporárias, ou seja, as lagoas que secam a partir do período de cheia ao período de seca, podem ser estimadas pela diferença no número de lagoas marginais entre os meses de cheia e seca para cada ano avaliado. Entretanto, elementos presentes nas imagens (nuvens e sombra) impediram a realização da classificação de lagoas para os anos de 2006 e 2007 nos meses utilizados para a quantificação da porcentagem de lagoas que secam. Assim, foram utilizados os meses de abril de 2008 e março de 2000 e 2001 e abril representando os períodos de cheia. Como meses de seca, foram utilizados os meses de setembro de 2000 e 2001 e outubro de 2008. A diferença entre a quantidade de lagoas para o período de cheia e seca para os três anos avaliados representaram a quantidade de lagoas que secaram entre estes dois períodos. Para cada ano a porcentagem de lagoas que secam foi comparada à vazão máxima (novembro a abril) nos respectivos anos.

4.5 Cálculo do Índice de Desenvolvimento de Margem

Através das medidas de área e perímetro de cada lagoa marginal classificada, calculados com o auxílio do programa ArcGis® (versão 9.3), o Índice de Desenvolvimento de Margem (IDM) foi avaliado calculado para cada lagoa em cada período avaliado.

O índice de desenvolvimento de margem, que está diretamente relacionado com a forma de cada lagoa, foi calculado segundo a fórmula (Barbour & Brown, 1974):

$$IDM=L/(\sqrt{4\pi A}) \text{ (Equação 2)}$$

onde, IDM = índice de desenvolvimento de margem; L= perímetro da lagoa e A = área da lagoa. Foram analisados os valores resultantes de IDM para cada sistema através de um Box plot realizado através do programa Statistica® (versão 7.0).

4.6 Modelo linear de mistura espectral

Visando identificar a presença de conectividade entre as lagoas marginais e os rios através da presença de áreas inundadas entre eles, foi aplicado o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) a todas as imagens selecionadas para o estudo. Áreas inundadas possuem características que influenciam na resposta espectral de seus componentes, diferindo das características espectrais de áreas cobertas somente por água. Componentes como a vegetação e solo muitas vezes se misturam na resposta espectral de cada pixel que cobre estas áreas. Isto ocorre frequentemente em sensores que obtêm dados espectrais para áreas em que possuem mais de um componente para cada pixel, como no caso daspara imagens Landsat, de 30 m de resolução espectral, totalizando uma área de 900 m² para cada pixel. A análise individual dos pixels e dos componentes presentes nestes pixels é uma forma precisa de identificação de pixels que estão presentes em áreas de planícies de inundação e que são cobertos por outros componentes além da água. A abrangência dos pixels do sensor Landsat também pode interferir na identificação de trechos de rios de menor largura, os pixels podem cobrir áreas que não são compostas somente por

água, dificultando a identificação de alguns trechos dos rios. Portanto, torna-se necessária a identificação de pixels que contenham trechos dos rios e outros componentes que interferem na resposta espectral do pixel.

A análise linear de mistura espectral foi utilizada para separar os componentes de um pixel que se presume ser uma mistura de componentes espectralmente puros, que são chamados de membros de referência. Para este estudo, foram avaliados, para cada pixel, os componentes; água, solo e vegetação, que são os principais componentes presentes em planícies de inundação. Foram identificados os membros de referência dos três componentes para cada imagem utilizada no estudo. O membro de referência para o componente água foi utilizado no intuito de avaliar a quantidade deste componente nos pixels que se localizam na área de interesse através da aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME). Os MLME são baseados na suposição de que a reflectância espectral observado pode ser modelado como uma combinação linear de membros de referência (Novo & Shimabukuro, 1994).

Os membros de referência da vegetação representam a assinatura de uma densa vegetação verde, os membros de referência do solo representam áreas com baixa cobertura de vegetação, onde o solo é o principal item responsável pela radiação refletida. Membros de referência da água representam o pixel mais escuro encontrado na imagem com um comportamento espectral semelhante à água pura.

O número digital de cada habitat de área inundável pode ser descrita pela proporção desses três membros de referência. O MLME pode ser expresso do seguinte modo:

$$R_i = a \times \text{veg}_i + b \times \text{solo}_i + c \times \text{agua}_i + e_i \text{ (Equação 3)}$$

onde: R_i é reflectância de um determinado pixel na banda i , α é uma proporção de vegetação em um determinado pixel, veg_i é a reflectância da vegetação na banda i , b é a proporção de solo em um determinado pixel, $o\ solo_i$ é a reflectância do solo na banda i , c é a proporção de água ou de sombra em um determinado pixel, $agua_i$ é a reflectância da água na banda i , e e_i é o erro na banda i (Novo & Shimabukuro, 1994).

Para realizar a seleção dos membros de referência para o MLME e para as etapas subsequentes do trabalho, foram utilizadas seis bandas Landsat. As seis bandas de reflectância selecionadas para análise foram transformadas linearmente usando a análise de componentes principais. A técnica de identificação dos pixels puros, usando a abordagem de geometria convexa, foi aplicada às bandas 1 e 2 da análise de componentes principais, no programa ENVI[®]. Os pixels mais extremos em cada projeção no visualizador foram pontuados como pixels puros. Uma ferramenta de visualização n-dimensional foi utilizada para examinar a dispersão no espaço de atributos gerado entre as bandas dos componentes principais, dos pixels com as maiores pontuações e aceitos por um limiar de pureza. Como critério final de decisão para selecionar os membros de referência em cada data, os pixels correspondentes a estes pontos foram examinados pelos espectros de reflectância e localização na imagem. O resultado da aplicação do MLME foi comparado às imagens Landsat interpretadas visualmente (Novo & Shimabukuro, 1997).

4.7 Conectividade das lagoas marginais

Neste trabalho, a avaliação da conectividade se refere à ligação permanente ou temporária entre o curso principal dos rios Grande e Aiuruoca e as lagoas marginais presentes ao longo destes dois rios. A verificação da presença de conexão das lagoas marginais aos rios Grande e Aiuruoca foi feita através da sobreposição dos polígonos resultantes da classificação orientada a

objeto (lagoas marginais) ao resultado da aplicação do modelo linear de mistura espectral em ambiente de sistema de informações geográficas (SIG). Áreas de planícies de inundações localizadas em uma imagem Landsat interpretada visualmente identificaram o intervalo de abrangido pelas planícies de inundação nas imagens fração da água. Ao resultado da imagem fração da água foi aplicada uma máscara para valores inferiores a 0,4, considerando as áreas com valor igual ou superior a este valor como áreas alagadas. A imagem resultante para cada período avaliado foi sobreposta aos polígonos que representam as lagoas marginais. Toda lagoa ligada pelas conectada ao curso principal do rio pelas áreas alagadas foram consideradas lagoas que estavam conectadas ao rio naquela data.

No intuito de avaliar a conectividade das lagoas marginais aos rios Grande e Aiuruoca foi gerada uma matriz de correlação entre as áreas de estudo através do programa Statistica[®] (versão 7.0). A correlação também foi analisada para os sistemas conjuntamente para as estações de seca e cheia nas áreas de estudo.

5 RESULTADOS

5.1 Segmentação e seleção de atributos

Na segmentação das imagens em objetos foi utilizada a escala de 60, sendo verificado visualmente que esta escala possibilitou separar a imagem em polígonos que incluíram todas as lagoas e corpos d'água de diversos tamanhos e localidade presentes nas imagens (Figura 2).

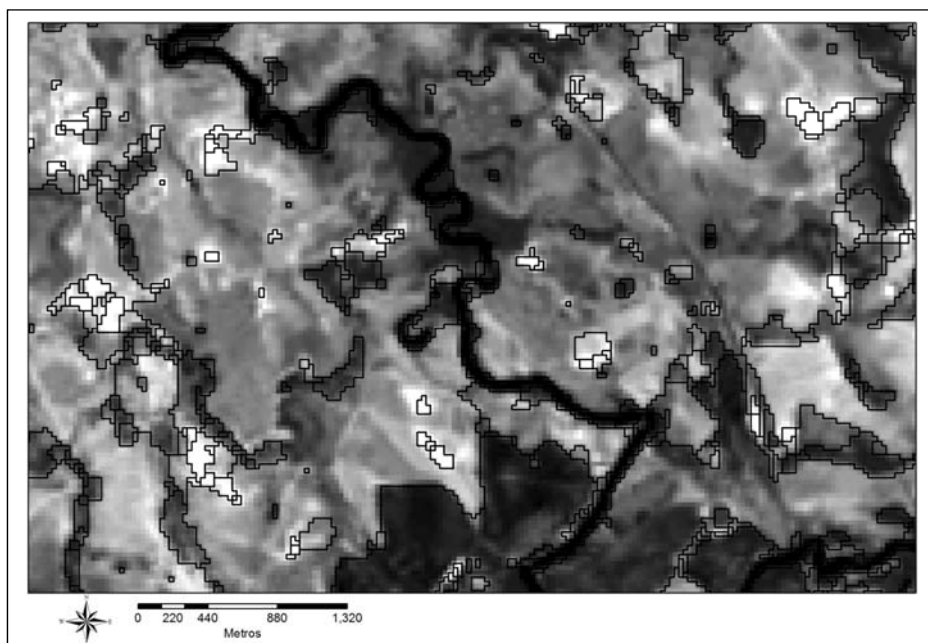


FIGURA 2 Exemplo do resultado da segmentação de imagens no entorno do rio Aiuruoca. Polígonos identificam áreas que foram posteriormente foram classificadas pelos atributos

Os atributos foram escolhidos e para cada um deles um intervalo de abrangência foi selecionado visando a identificação das lagoas marginais. Entre os atributos testados na identificação de lagoas marginais, os que permitiram

identificá-las juntamente com seus intervalos de abrangência estão listados na Tabela 2.

TABELA 2 Atributos selecionados na identificação de lagoas marginais por análise orientada a objeto e os intervalos de valores de níveis de cinza para cada atributo

Atributos		Mínimo	Máximo
Espectral	Valores mínimos para banda 5	-0.0055	30.4000
	Valores máximos para banda 5	0.0002	83.0078
	Valores médios para banda 5	-0.0007	55.4431
Espacial	Área	812.2500	2920642.7500
	Tamanho	114.0000	8387.0137
	Compactação	0.1866	0.2976
	Convexidade	1.0000	1.3502
	Solidez	0.5384	1.0000
	Fator Forma	0.2030	0.7923
	Alongamento	1.0000	5.5583
	Comprimento do maior eixo do polígono	38.0936	1119.2124
	Comprimento do menor eixo	28.5000	730.2086
	Razão da área em relação ao contorno da área	0.9984	1.0000

Os atributos espectrais indicaram os valores máximo, médio e mínimo de níveis de cinza na banda 5 visando a identificação de áreas cobertas por água. Os polígonos que ficaram fora dos intervalos indicados pelos atributos espectrais indicavam o conjunto de pixels com resposta espectral divergente à da água, como áreas cobertas por vegetação e solo exposto.

5.2 Classificação orientada a objeto das lagoas marginais

A classificação orientada a objeto das lagoas marginais resultou no mapeamento das lagoas para cada imagem utilizada no estudo (Figuras 3, 4, 5 e, 6). Na classificação foram distinguidas as lagoas marginais presentes somente nas imagens do período de cheia ou de seca e aquelas que foram identificadas nos dois períodos conjuntamente.

No mapeamento de lagoas marginais no trecho do rio Grande entre Funil e Itutinga, para as imagens de 2000 e 2001, foram identificadas as lagoas ocorrentes anteriormente ao enchimento do reservatório de Funil. O trecho do rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga foi influenciado pela construção de uma usina hidrelétrica dentro do período de estudo. Anteriormente à imagem de 2006 (Figura 6), este trecho não era coberto por reservatório, apresentando lagoas marginais. A classificação permitiu identificar as lagoas marginais presentes neste trecho que foram extintas pela construção do reservatório.

A análise de correlação entre a vazão e área de lagoas marginais, a quantificação de lagoas que secam a partir dos meses de cheia aos meses de seca e a identificação de conectividade de lagoas marginais para o trecho do rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga não foram avaliadas, justificadas pela grande variação na quantidade de lagoas dentro do período analisado. A construção do reservatório de Funil alterou significativamente o tamanho da área de estudo e a quantidade de lagoas marginais, impossibilitando a realização de algumas análises comparativas como as descritas acima.

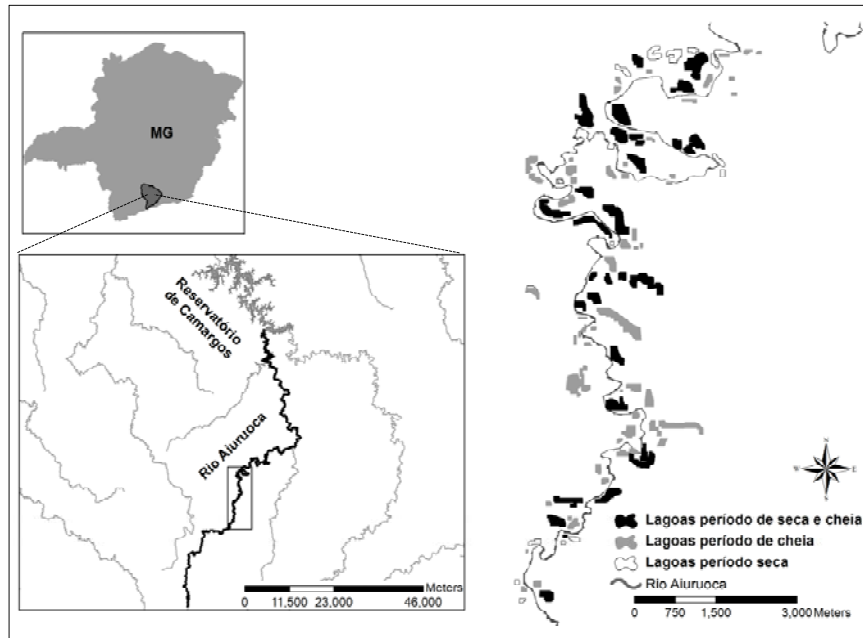


FIGURA 3 Lagoas marginais presentes ao longo do rio Aiuruoca em períodos de cheia e seca nos anos 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009

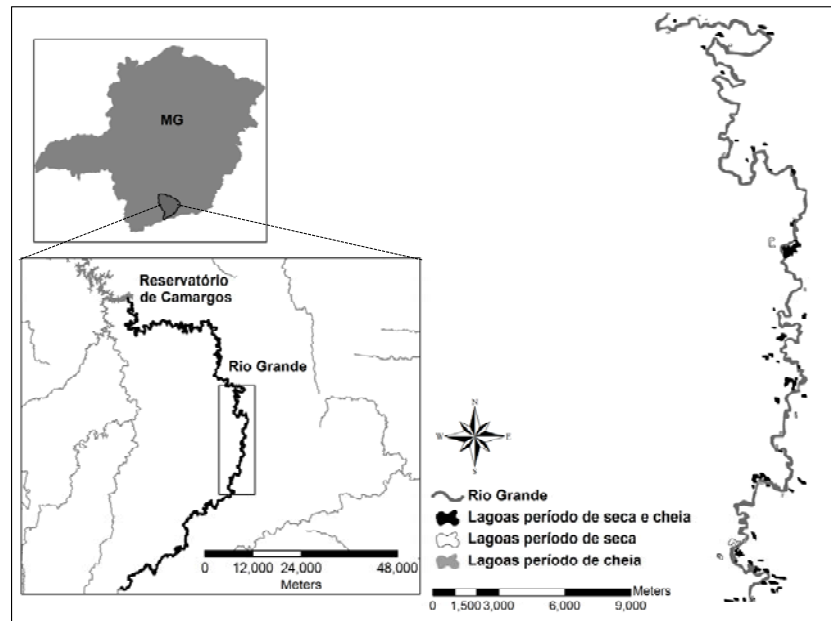


FIGURA 4 Lagoas marginais presentes ao longo do rio Grande à montante do reservatório de Camargos em períodos de cheia e seca nos anos 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009

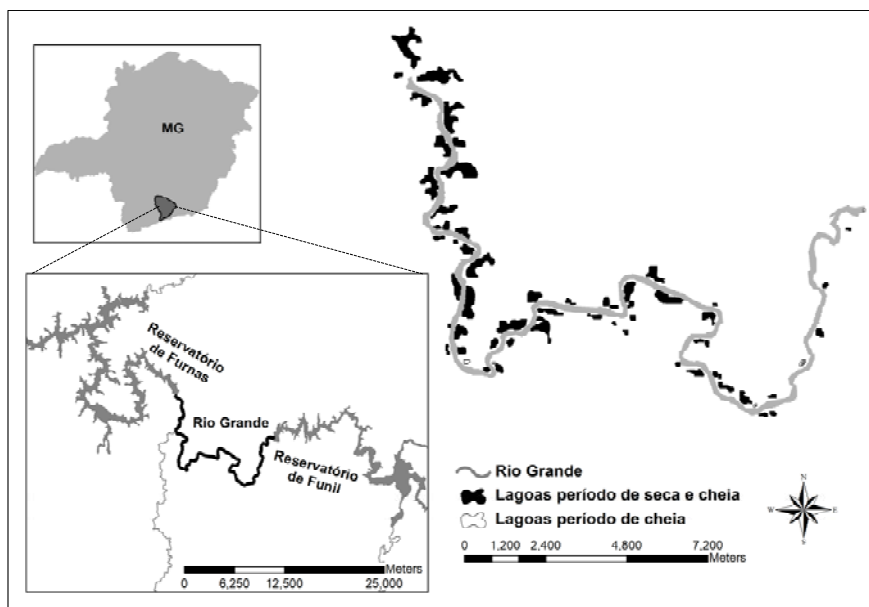


FIGURA 5 Lagoas marginais presentes ao longo do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil em períodos de cheia e seca nos anos 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009

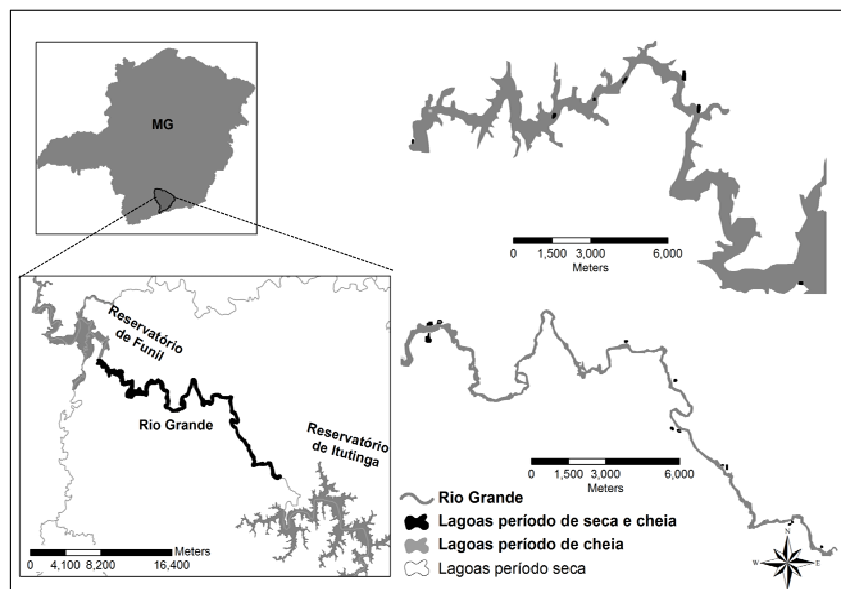


FIGURA 6 Lagoas marginais presentes ao longo do rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga em períodos de cheia e seca nos anos 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009

A Tabela 3 apresenta os valores resultantes da quantificação do número de lagoas por quilômetro de rio, para os trechos estudados do rio Grande e para o rio Aiuruoca. Na estimativa dos comprimentos do rio Aiuruoca e dos trechos do rio Grande que possuem lagoas marginais, foi obtido 203,479 km para o rio Aiuruoca, 267,429 km para o rio Grande à montante de Camargos, 37,187 km para o trecho entre os reservatórios de Furnas e Funil. Para o trecho do rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga, esta medida variou nos anos analisados devido à construção do reservatório de Funil, sendo 69,517 km de rio para a avaliação nos anos de 2000 e 2001 e 36,873 km de rio para os anos avaliados a partir de 2006.

TABELA 3 Número de lagoas por quilômetro de rio em todo o período avaliado

Data	Áreas de estudo			
	Aiuruoca	montante Camargos	Furnas/Funil	Funil/Itutinga
15/04/2000	0,914	0,415	1,721	0,187
22/09/2000	0,776	0,292	1,640	0,215
18/04/2001	1,184	0,546	1,452	0,187
09/09/2001	0,654	0,363	1,022	0,216
21/07/2006	0,609	0,553	1,533	0,084
25/08/2007	0,609	0,486	1,452	0,195
04/03/2008	0,988	0,497	1,344	0,084
14/10/2008	0,654	0,340	1,397	0,195
01/12/2008	0,791	0,262	1,479	0,139
24/04/2009	0,963	0,460	1,694	0,167
Média	0,814	0,421	1,473	0,166
Desvio Padrão	0,184	0,098	0,192	0,045

A análise gráfica da Figura 7 demonstra a modificação das lagoas marginais em número e área. A baixa quantidade de lagoas encontradas nos rios Airuoca e rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga encontrados na imagem referente ao mês de julho do ano de 2006 se deve à alta quantidade de nuvens presentes nestes dois trechos, impossibilitando a classificação adequada. O número de lagoas encontradas no período de cheia em alguns anos é menor que o número de lagoas encontradas no período de seca, isso ocorre possivelmente pela junção de algumas lagoas no período de cheia. Na área de estudo do rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga percebe-se uma diminuição em área e número após o ano de 2001. Isto ocorreu devido à

construção do reservatório de Funil neste período, provocando a extinção de algumas lagoas presentes anteriormente neste trecho do rio Grande.

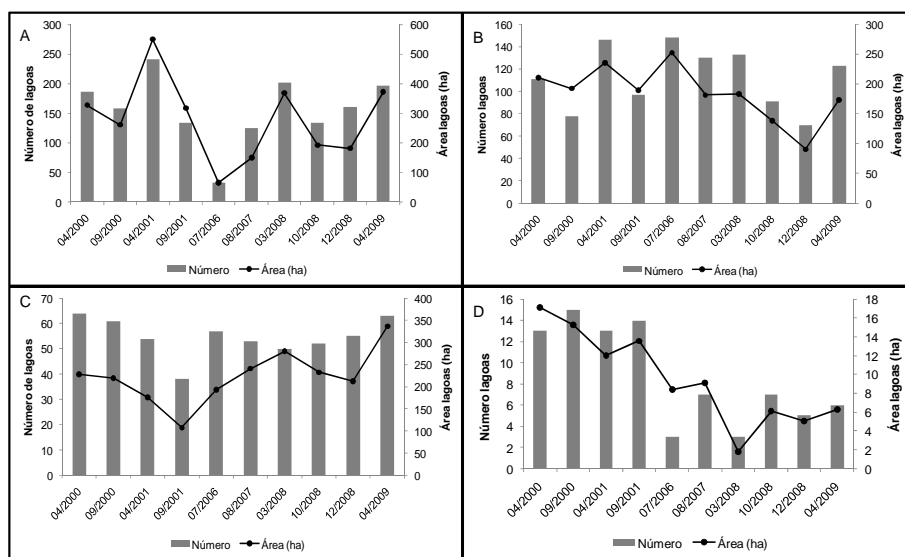


FIGURA 7 Número e área de lagoas marginais presentes nas quatro áreas de estudo em períodos de cheia e seca a partir de 2000. A. Aiuruoca; B. rio Grande à montante do reservatório de Camargos; C. rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil; D. rio Grande entre os reservatórios de Funil e Itutinga

O rio Aiuruoca e o rio Grande localizado à montante do reservatório de Camargos possuem uma similaridade no tamanho médio e variação do tamanho das lagoas (Figura 8). Os sistemas entre os reservatórios de Furnas e Funil e entre os reservatórios de Funil e Itutinga se diferem dos demais sistemas e entre si no tamanho das lagoas marginais, sendo que o sistema Furnas/Funil possui a maior variação no tamanho das lagoas.

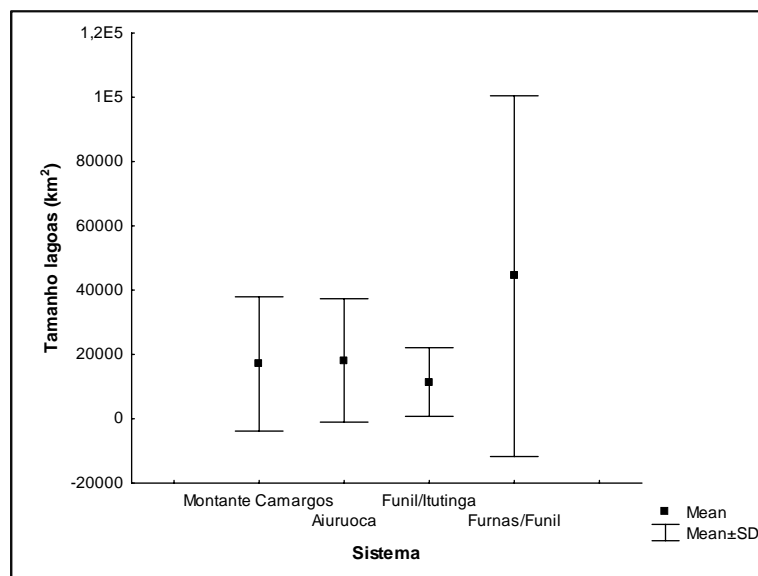


FIGURA 8 Tamanhos das lagoas marginais nos quatro sistemas estudados no período avaliado entre os anos de 2000 a 2009

Para todos os sistemas, a análise de correlação entre a área das lagoas marginais e as médias de vazões mensais apresentou resultados não significativos. Porém, para algumas lagoas relação significativa foi encontrada, como para a lagoa situada nas coordenadas 23k 483787.5000E/7663855.0000 no trecho entre os reservatórios de Furnas e Funil (Figura 9). A variação no tamanho desta lagoa e de uma lagoa presente no rio Aiuruoca foram apresentadas nas Figuras 10 e 11 graficamente associadas aos dados de vazão e ao resultado da classificação pelos dados oriundos da banda 5 Landsat. A exemplificação gráfica demonstra os valores de área para lagoas classificadas pelas imagens (pontos) para a vazão nos trechos dos rios Grande (entre os reservatórios de Furnas e Funil) e rio Aiuruoca (linha). Cada gráfico exemplifica uma lagoa durante todo o período avaliado, ilustrando para algumas datas, a resposta espectral desta alteração apresentada pela banda 5 da imagem Landsat.

Regiões cobertas por água apresentam cor escura proveniente dos baixos valores de reflectância obtidos pelas lagoas e rios.

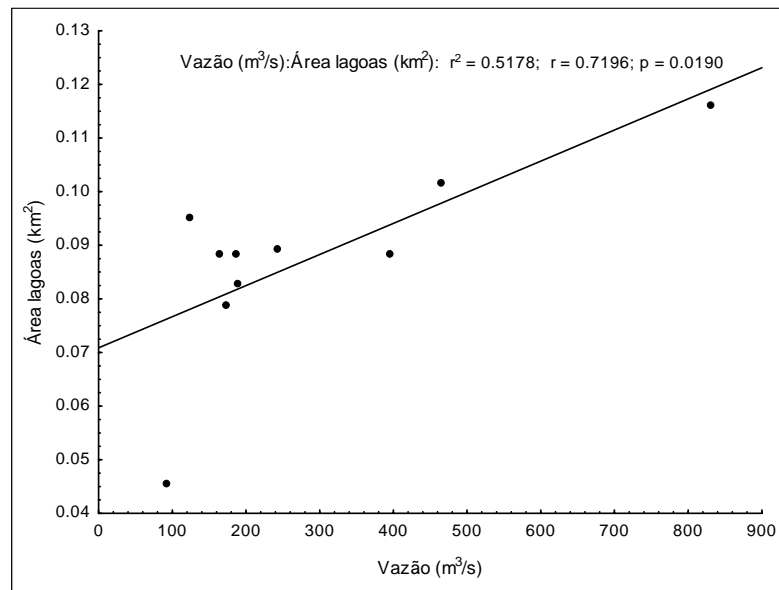


FIGURA 9 Análise de regressão entre a área (km²) e a vazão média para todo o período avaliado em uma lagoa presente no rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil

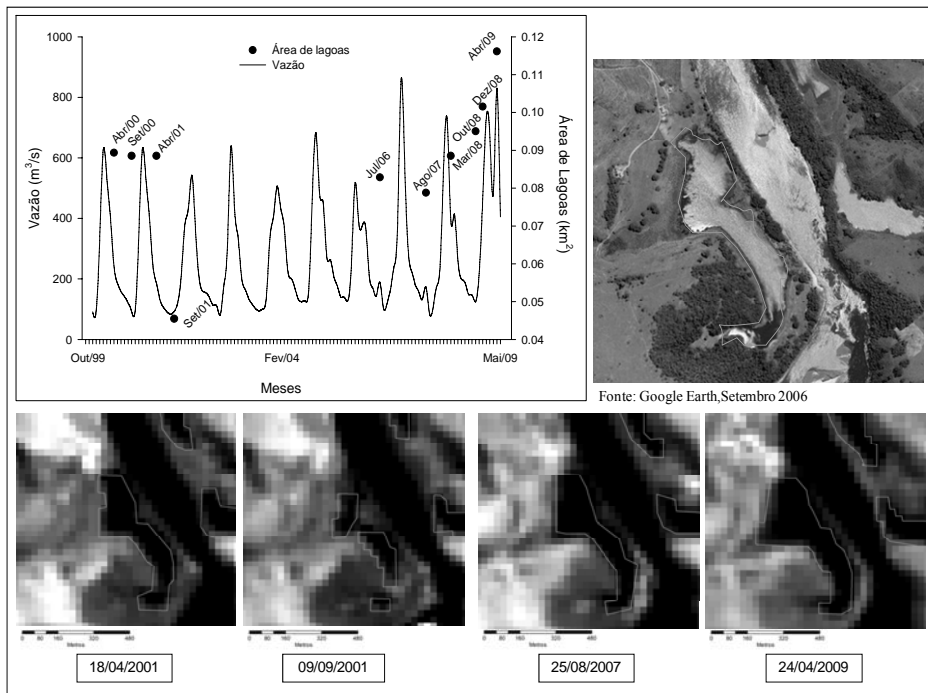


FIGURA 10 Análise gráfica dos valores de vazão e área de uma lagoa sempre conectada presente no rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil exemplificando o padrão de alterações na área das lagoas pelas mudanças nas vazões. As figuras representam a resposta espectral da lagoa na banda 5 Landsat para diferentes datas analisadas, identificando a classificação da lagoa para alguns dos anos avaliados.

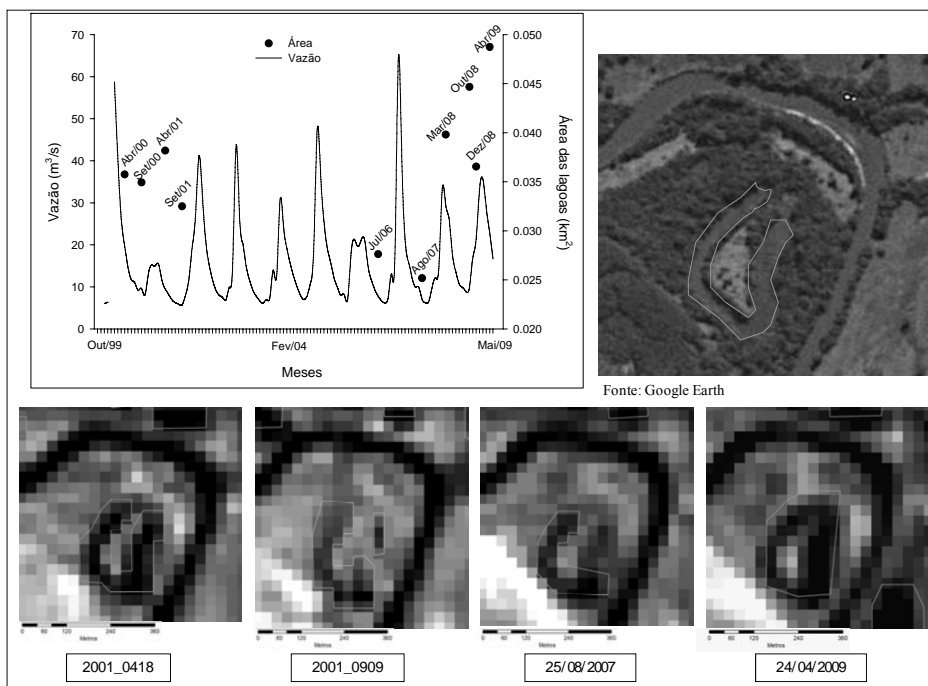


FIGURA 11 Análise gráfica dos valores de vazão e área de uma lagoa presente no rio Aiuruoca exemplificando o padrão de alterações na área das lagoas pelas mudanças nas vazões. As figuras representam a resposta espectral da lagoa na banda 5 Landsat para diferentes datas analisadas, identificando a classificação da lagoa para alguns dos anos avaliados.

A precisão da classificação orientada a objeto foi avaliada através da geração de uma matriz de erros e da precisão estimada pelo índice de acurácia Global e Kappa (Tabela 4).

TABELA 4 Valores de precisão pelo índice Global e Kappa para a classificação orientada a objeto nas quatro áreas de estudo nos períodos entre os anos de 2000 e 2009

Data	Rio Aiuruoca		Rio Grande Furnas /Funil		Rio Grande Funil /Itutinga		Rio Grande Montante Camargos	
	Kappa %	Global %	Kappa %	Global %	Kappa %	Global %	Kappa %	Global %
04/2000	61,00	89,12	88,00	94,17	67,00	91,74	65,00	87,46
09/2000	66,00	90,36	81,00	90,58	65,00	93,22	63,00	91,10
04/2001	85,00	95,45	74,00	87,09	55,00	92,60	62,00	90,93
09/2001	77,00	93,25	63,00	81,07	58,00	92,23	69,00	92,20
07/2006	79,00	93,80	83,00	91,36	62,00	94,20	61,00	90,42
08/2007	84,00	95,18	86,00	93,11	67,00	95,81	71,00	92,80
03/2008	81,00	94,35	92,00	96,12	65,00	93,34	69,00	92,20
09/2008	62,00	88,71	97,00	98,45	90,00	98,52	68,00	90,25
12/2008	82,00	94,63	71,00	85,63	65,00	95,68	61,00	81,86
04/2009	67,00	90,77	91,00	95,82	64,00	95,56	67,00	91,78

A classificação orientada a objeto obteve alta precisão global para todas as imagens avaliadas, sendo o maior valor de 98,52% para a imagem de setembro de 2008 para a área do rio Grande à entre os reservatórios de Funil e Itutinga e a menor precisão para a imagem de setembro de 2001, para área do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, com 81,07% de precisão global. A precisão avaliada pelo índice Kappa resultou em maior precisão encontrada para a imagem referente aos meses de setembro de 2008 para a área do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, com valor de 97,00% e menor precisão para a área de estudo referente à imagem de abril de 2001 para a área do rio Grande localizada entre os reservatórios de Funil e Itutinga com 55,00% de índice kappa.

5.3 Lagoas temporárias

Nos três locais de estudo, o ano de 2001 foi o ano que apresentou o menor valor de lagoas temporárias para pico de vazão, considerando o período de novembro de 2000 a abril de 2001, e para o mesmo período, ocorreu a menor porcentagem de lagoas que secaram quando comparado aos anos avaliados (Tabela 5). O ano de 2000 apresentou o maior valor de vazão para os três anos avaliados, apresentando também o menor valor de lagoas que secam do período de cheia até o de seca. A porcentagem de lagoas que secam para o rio Aiuruoca variou de 15,00 para a maior vazão no período avaliado a 44,80% para a menor vazão do período avaliado. Para o trecho do rio Grande à montante do reservatório de Camargos, a variação foi de 29,70 a 33,60 para o período avaliado. Para o trecho do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil esta alteração foi de 4,70 a 31,50.

TABELA 5 Vazão máxima (novembro a abril) e diferença na quantidade de lagoas entre os períodos de seca e cheia para os anos de 2000, 2001 e 2008

Área de Estudo	Lagoas temporárias (%)			Vazão máxima (m ³ /s)		
	2000	2001	2008	2000	2001	2008
Rio Aiuruoca	15,00	44,80	33,80	181,84	57,27	88,64
Rio Grande montante Camargos	29,70	33,60	30,50	261,60	113,91	157,48
Rio Grande Furnas/Funil	4,70	29,60	31,50	1099,49	549,81	1051,22

5.4 Índice de desenvolvimento de margem de lagoas marginais

Valores de IDM inferiores a 1.0 correspondem a erros nas medidas de perímetro, totalizando nove medidas avaliadas erroneamente pelo cálculo automático de perímetro (Figura 12). Pode-se observar que as lagoas tendem a

apresentar valores de IDM próximos a 1.2, portanto a maioria das lagoas apresenta formato circular. Cerca de 50% das lagoas para todos os sistemas possuem valores de IDM entre 1.0 e 1.2. A maior variação no formato das lagoas ocorre para os sistemas presente no rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil e no trecho à montante do reservatório de Camargos.

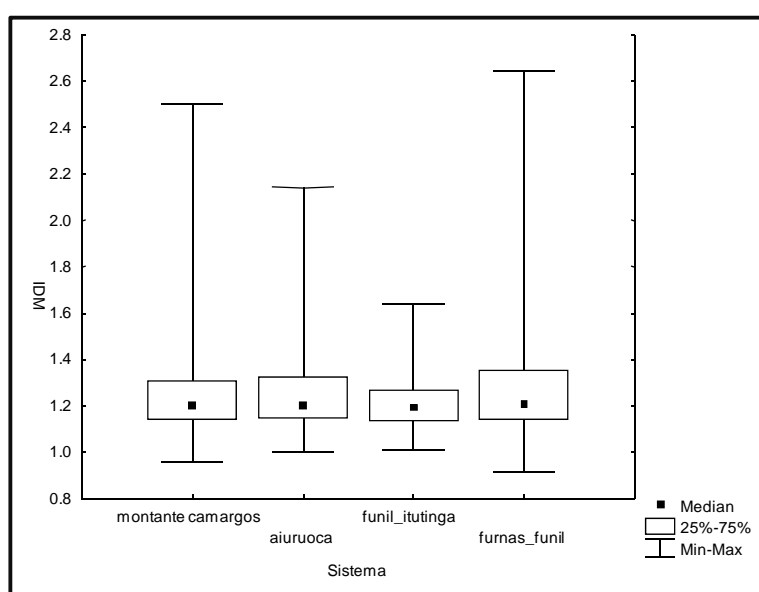


FIGURA 12 Valores de IDM para nos anos de 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009 nos períodos de cheia e seca

5.5 Modelo Linear de Mistura Espectral

As assinaturas dos membros de referência foram derivadas do diagrama de dispersão dos pixels puros que após a aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral geraram imagens-fração para cada componente: água, solo e vegetação (Figura 13). Nas imagens fração, cada valor do pixel correspondente à fração de solo, vegetação e água, sendo que o intervalo de valores fração está entre 0 e 1. Pixels com maior abundância dos membros de referência são mais brilhantes na

imagem fração correspondentes. A imagem fração do componente água possui cores mais próximas do branco, para áreas cobertas por reservatórios e onde os rios possuem maior largura (valores médios entre 0,8 a 0,98%). Onde os rios possuem menor largura e em áreas inundadas, aparecem os tons de cinza claros (0,63 a 0,40%). Isso possivelmente ocorre pela consequente reflectância dos componentes de fundo como solo e vegetação periodicamente inundada, proveniente das menores profundidades nestas áreas. As áreas em tons de cinza escuros representam áreas não ocupadas pela imagem fração referentes à água. Nas imagens fração dos componentes solo e vegetação e região dos reservatórios e rios aparecem em tons escuros, indicando a ausência ou pequena quantidade da fração representada pela água. Valores de maior brilho nestas áreas representam maiores frações de vegetação e solo.

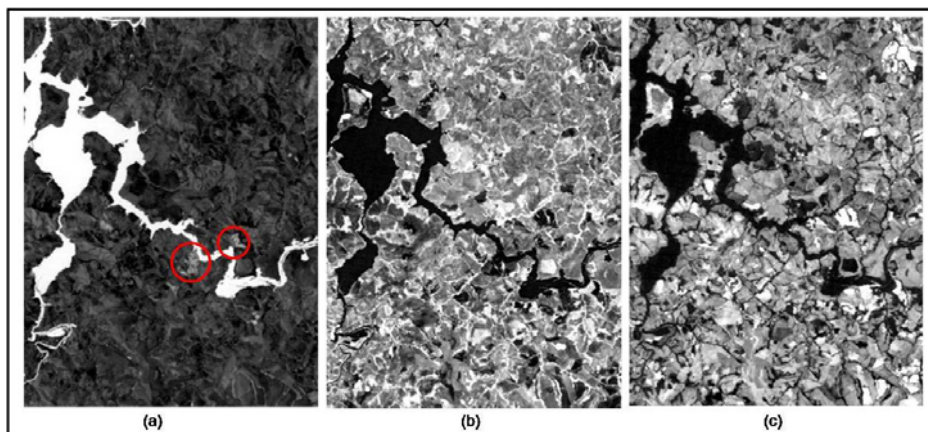


FIGURA 13 Imagens resultantes da aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral, representando as abundâncias fracionais: (a) água; (b) vegetação; (c) solo. Pixels mais claros representam maiores abundâncias. O círculo vermelho mostra regiões em cinza claro (0,63 a 0,40) que representam áreas inundadas

5.6 Conectividade das lagoas marginais

A Figura 14 exemplifica o resultado da sobreposição em ambiente SIG da imagem resultante da aplicação da máscara e das lagoas marginais na avaliação da conectividade das lagoas.

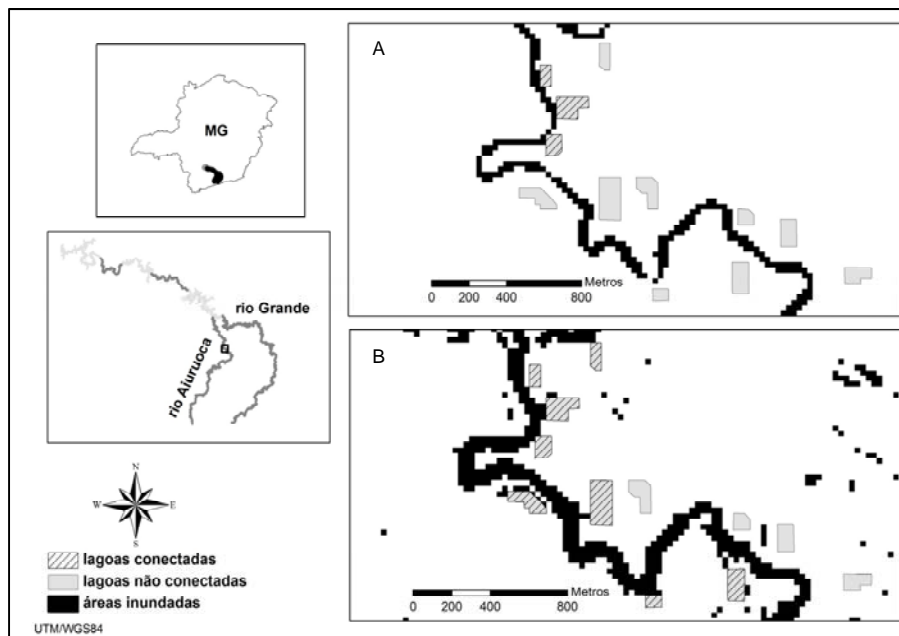


FIGURA 14 Exemplificação da distribuição de lagoas marginais e a inferência sobre a conectividade em períodos de seca (setembro de 2008) e cheia (abril de 2009), em um trecho do rio Aiuruoca. A. seca; B. cheia

Através da matriz de correlação de avaliação da conectividade foi possível observar uma alta correlação entre os sistemas Aiuruoca e o sistema à montante do reservatório de Camargos (0.96). Os sistemas do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil apresentou uma menor correlação com os outros trechos (Tabela 5).

TABELA 5 Matriz de correlação da avaliação da conectividade dos sistemas estudados nos anos de 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009

	Aiuruoca	Furnas/Funil	Montante Camargos
Aiuruoca	1.00	0.67	0.96
Furnas/Funil	0.67	1.00	0.73
Montante Camargos	0.96	0.73	1.00

A análise de diferença no número de conexões (Figura 15) não foi significativa, entretanto todos os outros sistemas apresentam maiores médias de lagoas conectadas para a época de cheia e menores médias para a estação seca. Os sistemas Aiuruoca, montante de Camargos e Furnas/Funil apresentam quantidades similares de lagoas conectadas em ambas as estações, entretanto, os sistemas Aiuruoca e montante de Camargos possuem uma maior variação no número de lagoas conectadas para ambos os períodos.

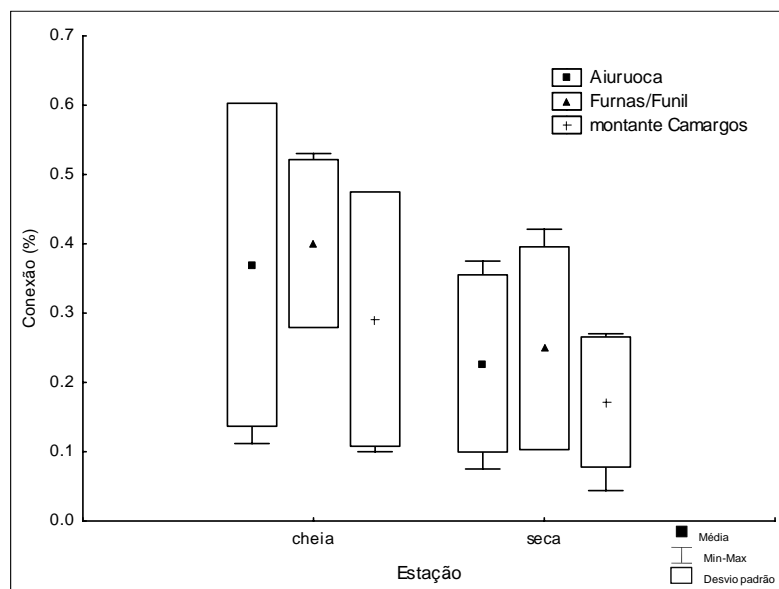


FIGURA 15 Número de lagoas marginais conectadas nas estações seca e cheia nos quatro sistemas avaliados para os anos de 2000, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009

6 DISCUSSÃO

A segmentação das imagens classificadas pela análise orientada a objeto permitiu realizar a junção de conjuntos de pixels com características semelhantes, visando avaliar inicialmente os polígonos candidatos a serem pertencentes ao objeto de interesse, as lagoas marginais. A segmentação permitiu também localizar conjunto de pixels que não pertencem ao objeto de interesse, facilitando a classificação pela seleção de atributos.

Os atributos espaciais selecionados na classificação diferenciaram a maior parte dos corpos d'água (rios e reservatórios) de lagoas marginais, através da seleção de polígonos que possuíam características semelhantes às lagoas marginais identificadas em campo. A classificação de lagoas marginais utilizando a banda 5 do sensor Landsat TM possibilitou distinguir áreas cobertas por água, representando a melhor região do espectro coberto por imagens Landsat na identificação de lagoas. A utilização do comprimento de onda do infravermelho médio, representado pela banda 5, possibilita uma melhor aproximação de informações reais da abrangência de corpos d'água, não incluindo outros tipos de cobertura do solo (Frazier & Page, 2000). A classificação realizada pela análise orientada a objeto, utilizando a segmentação de imagens se mostrou eficaz em delimitar lagoas marginais em áreas de planície de inundação, assim como em estudos que realizam esta classificação na delimitação de áreas úmidas (Hess et al., 2003), baseada não só em características espectrais, mas combinando características espaciais, espectrais e contextuais. Vale ressaltar que pode ocorrer uma superestimativa da quantificação de lagoas marginais obtidas pela aplicação deste método de classificação, devido à identificação de lagoas que não são favoráveis ao desenvolvimento de peixes.

As divergências na média e variação nos tamanhos das lagoas observados para os trechos do rio Grande localizados entre os reservatórios de Furnas e Funil e entre os reservatórios de Funil e Itutinga para as outras áreas de estudo, que obtiveram médias e variação de tamanhos de lagoas similares, pode ser explicada pela influência dos reservatórios. A influência dos reservatórios sobre estes trechos provocam alteração à dinâmica natural das lagoas marginais, refletindo no tamanho e disposição das lagoas. A maior influência sobre o tamanho das lagoas está sobre o trecho do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, pois a parte do rio que se localiza imediatamente à montante do reservatório de Furnas possui a área de inundação aumentada, resultando na formação de lagoas marginais “artificiais”, sendo estas de maior tamanho que as de formação natural. A divergência na influência da vazão, provenientes da limitação das vazões realizadas pelas barragens realizadas por usinas hidrelétricas (Gubiani et al., 2007), para a área das lagoas marginais resulta na falta de correlação entre tamanho das lagoas marginais e os valores de vazão para todos os sistemas avaliados. Este resultado pode ser explicado pela heterogeneidade das planícies de inundação em que as lagoas marginais são influenciadas de maneiras diferentes pela vazão, conexão e distância dos rios, relevo, chuvas e ações antrópicas como a drenagem de rios, implicando na falta de padronização das características de lagoas marginais como a área em decorrências às alterações de vazão.

Através da análise gráfica entre a área ocupada pelas lagoas e a vazão foi possível identificar lagoas que o tamanho das lagoas pode ser alterado de diferentes formas. Uma destas formas é o acréscimo em área ocupada pelas lagoas marginais a partir do aumento da vazão, resultando em uma regressão linear significativa, como a encontrada para uma lagoa presente no rio Grande entre Furnas e Funil. Lagoas que estão mais próximas aos rios e estão maior

parte do tempo ano conectadas aos cursos principais possivelmente são lagoas que têm sua área altamente influenciada pela vazão.

Lagoas marginais que não têm sua área diretamente influenciada pela vazão dos rios devem sofrer as conseqüências da conectividade temporária ou de maiores distâncias dos rios, fazendo com que o extravasamento e conseqüente contribuição das águas dos rios ocorram após grandes vazões e com uma resposta adiada na área total de cada lagoa.

A análise estatística da correlação entre a quantidade de lagoas que secaram e a vazão máxima não pode ser avaliada devido à baixa quantidade de dados observados, o que ocorreu por causa da ausência de imagens sem ruídos que prejudicassem a identificação de lagoas para os meses avaliados.

A estimativa da porcentagem de lagoas que secam no período de escassez de chuvas permite visualizar a dinâmica apresentada pelo ciclo de lagoas temporárias e a resposta deste ciclo às variações na vazão máxima nos períodos de chuvas.

A relação do Índice de Desenvolvimento de Margem (IDM) ao número de espécies de peixes é interpretada pelo fornecimento que as margens proporcionam áreas à desova, reprodução, abrigo para os jovens e alimentação, podendo geralmente ser mais produtiva que outras zonas relativamente mais homogêneas (Ryder, 1978). O IDM possibilitou relacionar o perímetro (contorno) com a área das lagoas marginais, sendo que a maior parte das lagoas apresentou formato próximo ao circular. Estas lagoas tendem a possuir menor influência com relação ao meio externo, uma vez que a circunferência é a figura geométrica que possui menor borda entre a sua área e o exterior. A dominância de valores de IDM de 1,2 para todos os sistemas pode ser explicada pela abrangência dos pixels de imagens Landsat, com resolução espacial de 30m, dificultando a identificação de menores trechos presentes nas lagoas marginais.

O resultado da aplicação do modelo linear de mistura espectral permitiu identificar a conectividade das lagoas marginais aos rios por ser, conforme Shanmugam et al. (2006), um método de maior rigor na classificação e por representar de maneira mais realista as áreas alagáveis. Alguns estudos relatam a correlação entre área de lagoas e a riqueza de espécies de peixes (Ryder, 1978; Halyc & Balon, 1983; Cordiviola, 1992). Entretanto, Junk et al. (1989) afirmam que diferenças na frequência e intensidade da conectividade das lagoas com o rio são fatores determinantes para a riqueza de espécies em alguns ambientes. A presença da conexão entre as lagoas marginais e os rios influenciam na diversidade e na abundância de assembléias de larvas de peixes (Daga et al., 2009). Estes fatores podem ser acompanhados pela aplicação do MLME em imagens espectrais de diferentes períodos.

O controle do fluxo da água realizado pelos reservatórios faz com que a flutuação sazonal do nível da água decresça (Agostinho et al., 2000), alterações que podem ter provocado mudanças nos ciclos naturais de conexão das lagoas aos rios, observado pela baixa correlação do trecho do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil aos outros dois sistemas estudados. A regularização da vazão realizada pelos reservatórios pode provocar alterações na periodicidade de inundações. Estas modificações podem interferir nas trocas de sedimentos, carbono e nutrientes entre as áreas, alterando a produtividade deste ecossistema (Dynesius & Nilsson, 1994). O trecho do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil apesar da influência da regularização da vazão dos rios causada pelo reservatório de Itutinga e Camargos, apresentou maior média de lagoas conectadas nos dois períodos quando comparada aos outros dois sistemas. Isto possivelmente ocorreu pela presença de dois afluentes, o rio Capivari e rio das Mortes que provavelmente diminuem o impacto causado pela influência das barragens.

Apesar da baixa correlação no número de lagoas conectadas do sistema entre Furnas e Funil aos outros sistemas, a maior média de lagoas conectadas observada nos períodos de cheia e a menor média de para o período de seca, a variação no tamanho das lagoas e a média dos valores de IDM próximos aos sistemas não influenciados por reservatórios podem indicar que as lagoas presentes neste sistema podem desempenhar um papel importante no recrutamento das espécies de peixes.

Durante os eventos de inundação, uma alta conectividade entre as lagoas marginais e os rios presentes nas planícies de inundação permite o movimento de diversas espécies (Gubiani et al., 2007), a utilização das lagoas marginais como locais de desova e a manutenção da dinâmica de populações de espécies sedentárias, bem como de outros organismos, como zooplâncton, fitoplâncton e macrófitas aquáticas (Agostinho et al., 2004a). O movimento de espécies, a desova e a manutenção de espécies sedentárias em épocas de cheia são processos mantidos em ambientes que apresentam altos eventos de conectividade, como o do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, o localizado à montante do reservatório de Camargos e o do rio Aiuruoca. As áreas utilizadas neste estudo apresentam padrões diferentes de conectividade, verificada pela baixa correlação entre o sistema de Furnas e Funil quando comparado aos demais, refletindo na disponibilidade de ambientes à comunidade de peixes. A diferença nos padrões de conexão observados para o trecho do rio Grande entre Furnas e Funil está aliada à presença de reservatórios, que alteram significativamente a dinâmica natural de cheia e seca. A menor conexão apresentada pelas lagoas presentes no rio Aiuruoca e rio Grande entre Furnas e Funil e à montante do reservatório de Camargos na época de seca podem indicar que estas áreas se tornam um mosaico de habitats fragmentados, similar ao que ocorre no modelo de metapopulação de ilha e continente. O rio funciona como o continente e as

lagoas como as ilhas, e a inundação como o mecanismo de dispersão que intensifica a colonização de espécies (Gotelli, 1991, 2001; Hanski, 1991, 1999).

A potencial utilização do sensoriamento remoto na preservação do ciclo reprodutivo das espécies de peixes pode ser demonstrada pelo monitoramento das alterações espaciais e temporais na estrutura dos habitats ocupados pelas lagoas marginais. A conservação da dinâmica espacial e temporal das lagoas marginais é dependente da periodicidade do fluxo de água dos rios. Para o trecho do rio Grande entre os reservatórios de Furnas e Funil, influenciados pela regularização de vazão, a presença de tributários como o rio das Mortes e Capivari podem estar diminuindo a influência desta regularização. Entretanto, a manutenção da integridade funcional dos ambientes de lagoas marginais na atuação como criadouros naturais de peixes deve ser baseada no manejo da vazão a fim de manter o mais próximo do regime natural, ações estas já propostas em outro estudo realizado em locais de vazão regularizada (Agostinho et al., 2004b). A avaliação da conectividade entre lagoas marginais e rios realizados através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto permite avaliar ambientes potencialmente importantes à conservação destes ecossistemas, pois, esta relação entre lagoas marginais e os rios é considerada fator importante na determinação da riqueza de espécies de peixes (Junk et al., 1989).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South América. **Interciencia**, Caracas, v. 29, n. 6, p. 334-338, 2004a.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, London, v. 14, n. 1, p. 11-19, Mar. 2004b.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; MINTE-VERA, C. V.; WINEMILLER, K. O. Biodiversity in the high Parana river floodplain. In: GOPAL, B.; JUNK, W. J.; DAVIS, J. A. (Ed.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Backhuys: J. Wiley, 2000. v. 1, p. 89-118.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain in riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hydrobiologia**, Hague, v. 303, n. 1/3, p. 141-148, Apr. 1995.
- BARBOUR, C. D.; BROWN, J. H. Fish species diversity in lakes. **American Naturalist**, Chicago, v. 108, p. 473-489, 1974.
- BRETSCHKO, G. River/land ecotones: scales and patterns. **Hidrobiologia**, Bucuresti, v. 303, n. 1/3, p. 83-91, Apr. 1995.
- BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 4, p. 2547-2551, Sept. 1991.
- COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. **Guia ilustrado de peixes da bacia do rio Grande**. Belo Horizonte, 2000. 141 p.
- CORDIVIOLA, E. de Y. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. **Hydrobiologia**, Bucuresti, v. 237, n. 3, p. 159-173, Aug. 1992.

- COZAR, A.; GARCIA, C. M.; GALVEZ, J. A.; LOISELLE, S. A.; BRACCHINI, L.; COGNETTA, A. Remote sensing imagery analysis of the lacustrine system of libera wetland, Argentina. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 186, n. 1, p. 29-41, Sept. 2005.
- DAGA, V. S.; GOGOLA, T. M.; SANCHES, P. V.; BAUMGARTNER, G.; BAUMGARTNER, D.; PIANA, P. A.; GUNIANI, E. A.; DELARIVA, R. L. Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 7, n. 3, p. 429-438, Sept. 2009.
- DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Glang: IUCN, 1994. 224 p.
- DYNESIUS, M.; NILSSON, C. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. **Science**, Washington, v. 266, n. 5186, p. 753-762, Nov. 1994.
- FLANDERS, D.; HALL-BEYER, M.; PEREVERZOFF, J. Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. **Canadian Journal of Remote Sensing**, Ottawa, v. 29, n. 4, p. 441-452, July/Aug. 2003.
- FRAZIER, P. S.; PAGE, J. K. Water body detection and delineation with Landsat TM data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 66, n. 12, p. 1461-1467, Dec. 2000.
- GOTELLI, N. J. Metapopulations models: the rescue effect, the propagule rain, and the core-satellite hypothesis. **American Naturalist**, Chicago, v. 138, n. 3, p. 768-776, Sept. 1991.
- GOTELLI, N. J. **A primer of ecology**. Sunderland: Sinauer Associates, 2001. 206 p.
- GUBIANI, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 16, n. 2, p. 191-197, June 2007.
- HALYC, L. C.; BALON, E. K. Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 61, n. 2, p. 2446-2464, 1983.

HANSKI, I. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. **Biological Journal of the Linnaean Society**, New York, v. 42, n. 1, p. 17-38, 1991.

HANSKI, I. **Metapopulation ecology**. London: Oxford University, 1999. 313 p.

HESS, L. L.; MELACK, J. M.; NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; GASTIL, M. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon Basin. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 87, n. 4, p. 404-428, Nov. 2003.

JENSEN, J. R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective**. New Jersey: Prentice Hall, 1996. 544 p.

JENSEN, J. R. Remote sensing of water. In: _____. **Remote sensing of the environment: an earth resource perspective**. Upper-Sandle River: Prentice Hall, 2000. p. 259-312, 608 p.

JUNK, W. J. Áreas inundadáveis: um desafio para limnologia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 10, n. 4, p. 775-795, 1980.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, E. R. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. London: Cambridge University, 1987. 382 p.

MELO, A. F.; ROSA, A. B. S.; SILVA, A. F.; PINTO, S. A. F. Sensoriamento remoto de três lagoas marginais do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Ed.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. cap. 2, p. 37-50, 468 p.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Spectral mixture analysis of inland tropical waters. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 15, n. 6, p. 1351-1356, 1994.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 18, n. 3, p. 663-670, 1997.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, dez. 2006.

RYDER, R. A. Fish yield assessment of large lakes and reservoirs: a prelude to management. In: GERKING, S. D. (Ed.). **Ecology of freshwater fish production**. Oxford: Blackwell Scientific, 1978. p. 403-446.

SAKAMOTO, T.; NGUYEN, N. V.; KOTERA, A.; OHNO, H.; ISHITSUKA, N.; YOKOZAWA, M. Detecting temporal changes in the extent of annual flooding within the Cambodia and the Vietnamese Mekong Delta from MODIS time-series imagery. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 109, n. 3, p. 295-313, Aug. 2007.

SHANMUGAM, P.; AHN, Y.; SANJEEVI, S. A comparison of the classification of wetland characteristics by linear spectral mixture modelling and traditional hard classifiers on multispectral remotely sensed imagery in southern India. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 94, n. 4, p. 379-394, Apr. 2006.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

YUE, T. X.; LIU, J. Y.; JORGENSEN, S. E.; YE, Q. H. Landscape change detection of the newly created wetland in Yellow River Delta. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 164, n. 1, p. 21-31, June 2003.

ANEXO B

TABELA 1B Distribuição dos parâmetros calculados para as lagoas marginais presentes nos rios Grande e Aiuruoca

		15/04 2000	22/09 2000	18/04 2001	09/09 2001	21/07 2006	25/08 2007	04/03 2008	14/10 2008	01/12 2008	24/04 2009
Aiuruoca	Soma do número de lagoas	186	158	241	133	32	92	201	133	161	196
	Soma da área das lagoas (m ²)	3,270	2,601	5,498	3,166	0,638	1,482	3,680	1,916	1,806	3,726
	Número de lagoas conectadas	114	38	144	42	12	75	87	10	18	94
	Lagoas/km rio	0,914	0,776	1,184	0,654	0,609	0,609	0,988	0,654	0,791	0,963
	Vazão média mesal (m ³ /s)	19,733	9,641	9,538	5,715	7,793	7,066	29,507	8,891	21,305	23,014
Funil Itutinga	Soma do número de lagoas	13	15	13	14	3	7	3	7	5	6
	Soma da área das lagoas (m ²)	0,171	0,152	0,120	0,135	0,083	0,125	0,017	0,060	0,050	0,062
	Número de lagoas conectadas	3	2	4	4	2	4	1	1	0	3
	Lagoas/km rio	0,187	0,216	0,187	0,201	0,084	0,195	0,084	0,195	0,139	0,167
	Vazão média mesal (m ³ /s)										

110

“...continua...”

“TABELA 1B, Cont.”

III	Furnas Funil	Soma do número de lagoas	64	61	54	38	57	53	50	52	55	63
		Soma da área das lagoas (m ²)	2,276	2,193	1,756	1,072	3,930	2,407	2,802	2,324	2,121	3,367
		Número de lagoas conectadas	38	8	18	4	24	36	19	7	16	40
		Lagoas/km rio	1,721	1,640	1,452	1,022	1,533	1,452	1,345	1,397	1,479	1,694
		Vazão média mesal (m ³ /s)	243,265	164,214	186,004	92,138	189,224	173,302	394,885	124,326	464,120	830,600
	Montante Camargos	Soma do número de lagoas	111	78	146	97	148	130	133	91	70	123
		Soma da área das lagoas (m ²)	2,103	1,924	2,353	2,662	2,523	1,812	1,827	1,384	0,904	1,732
		Número de lagoas conectadas	66	14	67	19	40	106	41	4	7	44
		Lagoas/km rio	0,415	0,292	0,546	0,363	0,553	0,486	0,497	0,340	0,262	0,460
		Vazão média mesal (m ³ /s)	50,245	30,685	37,211	16,829	21,762	23,609	72,230	24,507	97,673	65,404

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Informações extraídas de imagens Landsat 5 TM para a região do rio Grande e Aiuruoca, adquiridas nos anos de 200, 2001, 2006, 2007, 2008 e 2009 permitiram caracterizar as planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca através da aplicação de diferentes métodos de classificação. A aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral permitiu delimitar planícies de inundação e identificar a conectividade de lagoas marginais aos rios. O mapeamento de lagoas marginais utilizando a análise Orientada a Objeto identificou a oscilação na área das lagoas e correlação aos valores de vazão dos rios ao tamanho destas lagoas em períodos de cheia e seca. A classificação pelo método de máxima verossimilhança quantificou as principais classes de uso do solo no entorno dos rios, avaliando a substituição da vegetação dentro do período de estudo.

Este trabalho demonstrou a potencialidade das ferramentas de sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas no monitoramento e caracterização da dinâmica de planícies de inundação em diferentes períodos, permitindo a avaliação de ambientes afetados por atividades antrópicas como a construção de barramentos e a remoção de vegetação ciliar. Parâmetros quantificados no presente estudo, como as alterações no uso do solo presente no entorno dos rios e a conectividade de lagoas aos rios são essenciais na inferência da abundância de peixes em planícies de inundação que são parâmetros que juntamente com as estratégias de vida destes organismos estão correlacionados à abundância de peixes para estes ecossistemas.

As condições constantes de mudanças nos ambientes de planícies de inundação fazem com que as ações de manejo e conservação devam ser baseadas em estudos temporais, dependentes do estudo da dinâmica em épocas de cheia e seca. A dinâmica temporal das classificações foi avaliada comparativamente nos sistemas estudados, analisando a interferência do represamento sobre as

características naturais das planícies de inundação. Este estudo corrobora a necessidade de monitoramento das características das planícies de inundação em períodos de cheia e seca na adoção de ações de manejo e conservação. A partir da necessidade de estudos locais abrangendo trechos destes dois importantes cursos d'água em escalas locais, aconselha-se a utilização de imagens de resolução espacial inferior a 30 metros, principalmente na aferição de área e conexão de lagoas marginais, devido a abrangência do pixel utilizados neste estudo, de 900 m², interferir em estudos de menores escalas.

A regulação do fluxo de água pode ser manejado no intuito de manter trechos dos rios influenciados por reservatórios, como o trecho do rio Grande entre Furnas e Funil, mais próximos de regimes naturais das planícies de inundação, como observados para o rio Grande à montante do reservatório de Camargos e o rio Aiuruoca, diminuindo os impactos causados às planícies de inundação e conseqüentemente à ictiofauna.

O manejo e a preservação destes ecossistemas são dependentes de sua caracterização e monitoramento, que podem ser acompanhados por técnicas remotas de obtenção de informações, aliando a abrangência de grandes ecossistemas à recorrência de avaliação. Uma abordagem interdisciplinar tem o potencial de trazer novas soluções para o estudo e gestão dos ecossistemas onde estão inseridas as planícies de inundação, avaliando características ecológicas e geográficas e seu comportamento em escalas espaciais e temporais adequadas.