

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE COMUNIDADES DE  
PLANTAS AQUÁTICAS EM DUAS LAGOAS NO  
PANTANAL GOIANO, FLORES DE GOIÁS, BRASIL.**

**ELIZÂNGELA DE J. LIMA**

**ORIENTADOR: PROF. DR JOHN DU VALL HAY**

**CO-ORIENTADORA: PROF.<sup>a</sup> DRA CÁSSIA BEATRIZ RODRIGUES  
MUNHOZ**

Dissertação de Mestrado submetida ao Departamento de Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre.

Brasília /DF  
Fevereiro-2011

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE COMUNIDADES DE  
PLANTAS AQUÁTICAS EM DUAS LAGOAS NO  
PANTANAL GOIANO, FLORES DE GOIÁS, BRASIL.**

**ELIZÂNGELA DE J. LIMA**

**BANCA EXAMINADORA:**

---

Prof. Dr John Du Vall Hay  
Departamento de Ecologia/UnB  
Orientador

---

Dra. Bárbara Medeiros Fonseca  
Curso de Ciências Biológicas  
Universidade Católica de Brasília  
Examinador Titular

---

Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira  
Curso Gestão Ambiental  
Universidade de Brasília, Campus de Planaltina  
Examinador Titular

---

Prof. Dr. Raimundo Paulo B. Henriques  
Departamento de Ecologia/UnB  
Suplente

L732c Lima, Elizângela de Jesus  
Composição e distribuição de comunidades de plantas  
aquáticas em duas lagoas no pantanal goiano, Flores  
de Goiás, Brasil / Elizângela de Jesus Lima.-- 2011.  
xiii, 56 f. : il. ; 30 cm

Orientação: John Du Vall Hay.  
Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília,  
Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia  
Florestal, 2011.  
Inclui bibliografia.

1. Engenharia florestal. 2. Ecologia lacustre - Paraná.  
3. Plantas aquáticas. 4. Goiás (Estado) - Pantanal.  
I. Hay, John Du Vall. II. Título.

CDU 582.948.1

## REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

LIMA, E.J (2011). Composição e distribuição de comunidades de plantas aquáticas em duas lagoas no pantanal goiano, Flores de Goiás, Brasil. 2011. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL DM-00/2010, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 56p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Elizângela de J. Lima

TÍTULO: Composição e distribuição de comunidades de plantas aquáticas em duas lagoas no pantanal goiano, Flores de Goiás, Brasil. 2011

GRAU: Mestre

ANO: 2011

É concedida à Universidade de Brasília, permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Elizângela de J. Lima

zangelalima@gmail.com

*“Por uma estranha força da natureza, todas as formas de vida unidas estão, assim, se prejudicares uma flor, até as estrelas reclamarão.”*

*Dedico à minha família e em especial as minhas filhas,  
Evelyn e Karla, as principais razões de todo meu  
esforço.*

## *Agradecimentos*

*A Universidade de Brasília, em especial, ao departamento de Engenharia Florestal, professores e funcionários do curso de Pós-graduação em Ciências Florestais, pelo apoio durante o mestrado.*

*A professora Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz, pela orientação desde meus primeiros passos ainda na graduação e o apoio incondicional neste trabalho. Deixo aqui minha profunda gratidão pela paciência, confiança, incentivo e ensinamentos que tanto contribuíram para a realização deste trabalho e para meu crescimento como pessoa. Você sempre será meu referencial de competência, profissionalismo e conhecimento.*

*Ao professor orientador Jonh Du Vall Hay, pela ajuda, confiança e conhecimento compartilhado que contribuíram para a concretização deste trabalho.*

*Ao meu amigo Chesterton Ulisses Orlando Eugênio pelo apoio nos momentos mais difíceis dessa caminhada. Serei eternamente grata pelas horas dedicadas as minhas aflições: nas aulas de estatísticas, no trabalho de campo (debaixo de sol intenso, despendeu muito esforço para remar comigo nos bancos de macrófitas) pela ajuda na identificação das plantas nos herbários. Muito obrigada!*

*Também não posso esquecer do amigo Diogo que também enfrentou momentos difíceis nas lagoas de Flores de Goiás para me ajudar nas coletas das variáveis ambientais.*

*Aos amigos Cristina, Cristiane, Chirli, Vanderlei e Patricia Sena que me acompanharam ao longo dos últimos dez anos e muito me ouviram, me ensinaram, aconselharam e me socorreram nos momentos mais árduos, e também me deram a oportunidade de compartilhar de momentos muito especiais. Agradeço a vocês por me acompanharem em mais uma etapa cumprida. Sinceramente, espero que cada um de vocês conquiste o máximo de sucesso.*

*A minha família, em especial a minha mãe, que mesmo passando o momento mais difícil de sua vida, nunca reclamou da minha ausência nos meus momentos de confinamento para estudos. As minhas filhas, que mesmo tão pequenas souberam compreender e apoiar minhas escolhas. Ao meu irmão Sidney e ao meu pai pelo apoio em todos os momentos da minha vida.*

*Aos amigos, Gisele Bianca e Agnaldo Tolentino, que despejaram palavras de encorajamento, determinação e sabedoria, me convencendo da minha capacidade para conclusão deste trabalho nos momentos difíceis, em que o desânimo e a dúvida tentaram me abater. Sucesso para vocês!*

*Agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para o desenvolvimento e conclusão desta dissertação.*

## RESUMO

As áreas úmidas do Vão do Paranã são ecossistemas que abrigam uma grande diversidade de espécies animais e vegetais, entretanto, existe uma escassez de informações sobre a vegetação aquática. Conhecer a composição e estrutura da vegetação desses ecossistemas é muito relevante e imprescindível para possibilitar a sua preservação e o manejo adequado. Este estudo foi conduzido em duas lagoas marginais ao rio Paranã, no município de Flores de Goiás. Partindo da premissa que a distribuição das espécies, bem como a riqueza segue padrões similares em ambas lagoas, e também que as variáveis físico-químicas da água influenciam na distribuição e ocorrência das espécies foi utilizado o método de inventário de interseção na linha para avaliar a cobertura das espécies. As variáveis físicas químicas da água de cada lagoa também foram analisadas e posteriormente correlacionadas com a cobertura das espécies através da análise de correspondência canônica (CCA). A vegetação aquática das lagoas do Vão do Paranã (34 espécies) foi representada principalmente pelas famílias Poaceae, Cyperaceae, Fabaceae e Onagraceae. O índice de diversidade de Shannon foi baixo para ambas as lagoas, provavelmente devido à dominância da espécie *Eichornia azurea*. Houve correlação entre as variáveis físico-químicas da água das lagoas com a cobertura da vegetação, entretanto, estas correlações foram fracas. Essa observação revela que as espécies presentes nas lagoas apresentam menor capacidade de responder a alguns nutrientes específicos, devido à grande amplitude ecológica das mesmas. Uma avaliação da vegetação em períodos sazonais distintos pode revelar maior riqueza para a área de estudo e até mesmo outros padrões na vegetação. A fragilidade ambiental das áreas úmidas do Vão do Paranã, em decorrência das atividades antrópicas desenvolvidas nesse local, torna imprescindível o estabelecimento de Unidades de Conservação que abranja as áreas de ocorrência das lagoas, com o objetivo de proteger as espécies animais e vegetais presentes nesse ecossistema.

Palavras-chave: Áreas úmidas, vegetação aquática, Vão do Paranã, CCA

## ABSTRACT

The wetlands of the Vão do Paranã are ecosystems that harbor a great diversity of plant and animal species, however, there is a scarcity of information on the aquatic vegetation. Knowledge on the composition and vegetation structure of these ecosystems is relevant and essential to further their preservation and proper management. This study was conducted in two marginal lakes of the Paranã river, in the municipality of Flores de Goiás. Assuming that the species distribution as well as species richness had similar patterns in both lakes, and the variables of physical-chemical water influence distribution and occurrence of species, the line intercept method was used to evaluate the coverage of each species present. The physical chemical characteristics of the water of each lake were also analyzed and correlated with the coverage of species using canonical correspondence analysis (CCA). The aquatic vegetation of the lakes (34 species) was represented mainly by Poaceae, Cyperaceae, Fabaceae and Onagraceae. The Shannon diversity index was low in both lakes, probably due to the dominance of the species *Eichornia azurea*. There was a correlation between the physico-chemical characteristics of the water with the vegetation cover, however, these correlations were weak. This observation indicates that the species present in the lakes have lower ability to respond to some specific nutrients because of their wide ecological range. An assessment of vegetation in different seasons may reveal greater richness for the study area or even other patterns in the vegetation. The environmental fragility of the wetlands of the Vão do Paranã, due to human activities, indicates the need for the establishment of protected areas, including the marginal lakes, in order to protect the animal and plant species present in this ecosystem.

Keywords: wetlands, aquatic vegetation, Vão do Paranã, CCA

# SUMÁRIO

<b>1 - INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>1</b>
1.1 - CONSERVAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS .....	1
1.2 - OBJETIVOS .....	4
1.2.1 - <i>Objetivo geral</i> .....	4
1.2.2 - <i>Objetivos específicos</i> .....	4
<b>1.3 - PREMISSAS</b> .....	<b>5</b>
<b>2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>6</b>
2. 1 – MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	6
2. 2 - MACRÓFITAS AQUÁTICAS: RIQUEZA E DIVERSIDADE .....	9
<b>3 - VARIÁVEIS AMBIENTAIS E A DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM DUAS LAGOAS EM FLORES DE GOIÁS, GO, BRASIL. ....</b>	<b>13</b>
3.1 - INTRODUÇÃO .....	13
3.2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.2.1 - <i>Área de estudo</i> .....	15
3.2.2 - <i>Amostragem da vegetação</i> .....	17
3.2.4 - <i>Análises dos dados</i> .....	19
3.3 - RESULTADOS.....	21
3.3.1 - <i>Amostragem da vegetação</i> .....	21
3.3.2 - <i>Variáveis ambientais</i> .....	22
3.3.3 - <i>Correlação entre variáveis ambientais e vegetação</i> .....	23
3.4 - DISCUSSÃO .....	23
<b>4 - CONCLUSÃO</b> .....	<b>46</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>47</b>

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1- Pontos de amostragem, número de transectos e unidades amostrais (UAs) nas lagoas, no município de Flores de Goiás, GO.....28
- Tabela 2- Cobertura relativa (CR) (%) Frequência relativa (FR) (%) das espécies de macrófitas aquáticas das lagoas no Município de Flores de Goiás, GO. Em negrito as duas espécies com maior cobertura em cada lagoa. F.V. = formas de vida; L = lagoa.....30
- Tabela 3- Variáveis ambientais medidas para as lagoas do Município de Flores de Goiás, GO, nos pontos de amostragem. Prof. – Profundidade, Cond. – Condutividade elétrica, OD– Oxigênio dissolvido, Temp. – Temperatura, Alcal. – Alcalinidade, Ca<sup>2+</sup> – Cálcio, Mg<sup>2+</sup> – Magnésio, PT – Fósforo total, NO<sub>2</sub> – Nitrito, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Nitrato, NT – Nitrogênio total. Flut. – flutuante, subm. – submersa, emerg. – emergente.....33
- Tabela 4-Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis físico-químicas e correlação de cada variável com os dois primeiros eixos entre as variáveis nas duas lagoas no município de Flores de Goiás. Os valores das correlações > 0,5 estão em negrito. ....35
- Tabela 5 – As variáveis ambientais utilizadas para a Análise Correspondência Canônica (CCA) e suas correlações internas com os dois principais eixos de ordenação e matriz de correlação ponderada entre as variáveis nas lagoas no município de Flores de Goiás. Os valores das correlações > 0,5 estão em negrito.....35

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Localização dos pontos de amostragem nas lagoas, Município de Flores de Goiás, GO, Brasil. ....36
- Figura 2- Porcentagem de táxons (A) e cobertura relativa (B) para as formas de vida encontradas nas duas lagoas no Município de Flores de Goiás, GO. ....37
- Figura 3- Diagrama de ordenação nos dois primeiros eixos da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com base na matriz de cobertura das espécies para as lagoas estudadas no Município de Flores de Goiás, GO. L1-lagoa Águas Claras, L2-lagoa do Piolho, Br – braços amostrados na lagoa Águas Claras e Tr – transectos amostrados na lagoa do Piolho.....38
- Figura 4 - Diagrama de ordenação dos pontos de amostragem e variáveis ambientais dos dois primeiros eixos produzidos pela Análise de Componentes Principais (PCA) para a cobertura das espécies nos pontos amostrados nas lagoas no município de Flores de Goiás, Brasil.....39
- Figura 5 - Diagrama de ordenação de espécies e variáveis ambientais dos dois primeiros eixos produzidos pela Análise de correspondência Canônica (CCA) para a cobertura das espécies nos pontos amostrados nas lagoas no município de Flores de Goiás, Brasil. As espécies estão representadas por “▲” e pela abreviatura com as quatro primeiras letras do gênero e as três primeiras letras do nome da espécie. ....40

## 1 - INTRODUÇÃO GERAL

### 1.1 - CONSERVAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS

As áreas úmidas são ecossistemas resultantes da inundação do solo, que são administrados por diferentes processos bióticos e abióticos, assim, as comunidades vegetais que se desenvolvem nestas áreas apresentam adaptações para tolerar um ambiente encharcado (KEDDY, 2000). Estas áreas oferecem condições favoráveis para o crescimento de macrófitas aquáticas, uma comunidade que até pouco tempo foi negligenciada pelos pesquisadores (PADIAL et al., 2008), mas que tem superado paulatinamente a escassez de conhecimentos sobre essa tão importante comunidade aquática. A distribuição destas comunidades vegetais em áreas úmidas é diretamente influenciada pela variação do lençol freático (PINDER; ROSSO, 1998; GUIMARÃES et al., 2002; MEIRELLES et al., 2002; FORTNEY et al., 2004), sendo este, portanto, um fator ambiental capaz de determinar mudanças na abundância e composição das espécies vegetais.

A importância dessas áreas está relacionada com a manutenção da diversidade biológica e a produtividade. Exerce efeitos positivos sobre a qualidade dos cursos d'água (HICKMAN, 1990), apresentando importância no ciclo hidrológico e favorecendo o aumento da capacidade de retenção de água na região onde se localiza.

A Convenção sobre áreas úmidas, aprovada em 2 de fevereiro de 1971, na cidade iraniana de Ramsar, foi o primeiro dos tratados mundiais intergovernamentais sobre conservação e uso racional de recursos naturais. O nome oficial do tratado *Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat* (Convenção sobre áreas úmidas de importância internacional, especialmente como habitat de aves aquáticas), enfatiza inicialmente a conservação e o uso racional das áreas úmidas, sobretudo, para proporcionar habitat para aves aquáticas. Com o passar dos anos, a Convenção ampliou seu alcance com o objetivo de englobar todos os aspectos da conservação e do uso racional das áreas úmidas, reconhecendo-as como ecossistemas importantes para a conservação da diversidade biológica em geral e para o bem-estar das comunidades humanas (RAMSAR, 1971).

Dois dos diversos conceitos apresentados pela Convenção Ramsar apresentam considerável importância diante dos objetivos desse estudo. São eles: o conceito de áreas

úmidas e o de uso racional das áreas úmidas. Segundo a Convenção Ramsar (RAMSAR, 1971), áreas úmidas são zonas em que a água é o principal fator que controla o ambiente e a vida vegetal e animal associada, ocorrendo onde o lençol freático se encontra próximo à superfície do solo ou onde a terra está coberta por água pouco profunda. Segundo o Artigo 1.1 da Convenção as áreas úmidas são: extensões de restingas, pântanos ou turfeiras, ou superfícies cobertas por água, sejam elas em regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estanques ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluindo extensões de água marinha cuja profundidade, em maré baixa, não exceda a seis metros. Assim, o alcance da Convenção Ramsar compreende uma ampla variedade de tipos de habitats, inclusive rios, lagos, lagoas costeiras, mangues, turfeiras e até recifes de coral. No que diz respeito ao uso racional, é adotado o seguinte conceito: “O uso racional das áreas úmidas consiste no seu uso sustentável para benefício da humanidade, de maneira compatível com a manutenção das propriedades naturais do ecossistema”. O uso sustentável é conceituado como: “O uso de áreas úmidas pelos seres humanos de forma que produza o maior benefício contínuo para as gerações atuais, mantendo, ao mesmo tempo, seu potencial para satisfazer as necessidades e aspirações das gerações futuras” (RAMSAR, 1971).

O texto aprovado pela convenção sobre zonas úmidas aponta que as principais funções das áreas úmidas estão quase todas ligadas à manutenção do equilíbrio ambiental e os valores diretos e indiretos decorrentes desse equilíbrio. As áreas úmidas estão entre os ecossistemas mais produtivos da Terra e constituem fontes de diversidade biológica, pois comportam a água e a produtividade primária que as inúmeras espécies vegetais e animais necessitam para a sua sobrevivência. Sustentam grandes concentrações de aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados. Em síntese, pode-se afirmar que as áreas úmidas cumprem funções ecológicas fundamentais, como reguladoras dos regimes hidrológicos e como habitat de elevada biodiversidade. Assim, as intervenções destrutivas nas áreas úmidas e o seu conseqüente desaparecimento constituem sério dano ambiental, talvez irreparável, devendo ser evitado, o que constitui objetivo da Convenção Ramsar.

A Convenção Ramsar estabelece que a seleção de áreas úmidas para inclusão na Lista Ramsar deve basear-se na importância internacional em termos ecológicos, botânicos, zoológicos, limnológicos e hidrológicos e destaca que em primeiro lugar deverão ser incluídas as áreas úmidas que tenham importância para as aves aquáticas, em qualquer estação do ano. Com a finalidade de facilitar a aplicação desta disposição, a Conferência das Partes Contratantes elaborou critérios que auxiliam na identificação das áreas úmidas de importância internacional. Em 1999, foi elaborada a última versão dos

critérios que consideram oito condições, divididas em dois grupos: áreas que representem tipos de áreas úmidas representativas, raras ou únicas; e áreas de importância internacional para a conservação da diversidade biológica. Há, ainda, um sistema de classificação de tipos de áreas úmidas que considera categorias, com objetivo configurar um amplo marco que facilite a identificação rápida dos principais habitats de áreas úmidas representados em cada área.

Mais recente, em sua 8ª edição, em Cuiabá, a Conferência Internacional de Áreas Úmidas, gerou um documento redigido pelos participantes, a “Carta de Cuiabá”, que destaca ainda como importância dessas áreas serviços ambientais inestimáveis como a estocagem de carbono que, se liberado, pode gerar graves consequências para o clima mundial (INTECOL, 2008). O rompimento desse equilíbrio, por modificações no ecossistema, especialmente com relação aos processos hídricos envolvidos, pode gerar consequências desastrosas para o meio ambiente. Entretanto, apesar da enorme relevância, as áreas úmidas têm sido suprimidas em todo o mundo.

No Brasil, o estudo ecológico de áreas úmidas torna-se uma tarefa de especial importância, em virtude de extensas áreas inundáveis e consideradas as mais importantes do mundo, sendo estimado que cerca de 6,5% do território brasileiro são cobertos por áreas alagáveis, representando uma grande área potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998). O Cerrado apresenta vastas áreas alagáveis, pois nele localizam-se as três maiores bacias hidrográficas da América do Sul, com diversas nascentes de rios, sendo uma área de grande importância hídrica. Apesar disso, as áreas de recarga dos aquíferos estão sendo convertidos em pastagens, cultivos agrícolas e crescimento urbano desordenado.

Na região de Flores de Goiás as áreas úmidas estão sobre terrenos cársticos, formados a partir da dissolução de rochas carbonáticas pela ação da pluviosidade (RANDAMBRASIL, 1982). A geologia desse local resulta da interação e superposição de muitos processos responsáveis por constituir domínios geológicos peculiares que determinam variadas paisagens (CAMPOS; DARDENNE, 1999), configurando um mosaico dentro do bioma Cerrado. A região é marcada por coberturas arenosas assentadas em rochas intemperizadas do grupo Bambuí, ocupando superfícies amplas e preservadas em terraços, os quais são terrenos periodicamente alagados no período chuvoso, formando aquíferos porosos, cujas depressões são ocupadas por lagoas de tamanhos variados (FUNATURA, 2005).

Dentre as ameaças que este ecossistema vindo sofrendo destacam-se os impactos ambientais decorrentes da expansão da fronteira agrícola que gera fragmentação do ecossistema, podendo introduzir novos fatores na fauna e na flora (VIANA; PINHEIRO, 1998). No município de Flores de Goiás, em especial, tem-se a expansão do arroz irrigado, em decorrência do projeto de irrigação promovido pelos governos Federal e Estadual.

O código Florestal brasileiro (BRASIL, 1965) considera as áreas úmidas como áreas de Preservação Permanente onde deverão ser preservadas as florestas e demais formas de vegetação natural. Toda ação tomada no sentido de garantir a integridade destes ambientes visa contribuir com a manutenção da biodiversidade dessa região tão importante dentro do bioma Cerrado. Assim, considerando a importância das áreas úmidas no mundo e no contexto regional de Flores de Goiás, este estudo pretende fornecer subsídios para o estabelecimento de metas conservacionistas.

## **1.2 - Objetivos**

### 1.2.1 - Objetivo geral

O presente estudo pretende analisar a composição e distribuição de comunidades de plantas aquáticas em lagoas e correlacioná-las as variáveis ambientais desses ecossistemas no município de Flores de Goiás, de modo que venham fornecer subsídios para conservação dessas áreas.

### 1.2.2 - Objetivos específicos

- Caracterizar estruturalmente a vegetação do interior das lagoas de Flores de Goiás, avaliando dados de cobertura e frequência das espécies e de diversidade e riqueza das lagoas;
- Avaliar as variáveis físico-químicas presentes nas lagoas e correlacioná-las as com as variáveis estruturais das macrófitas, determinando as relações entre a cobertura de macrófitas e estas variáveis.
- Avaliar a similaridade florística entre as lagoas estudadas.

### **1.3 - Premissas**

Este estudo parte da premissa que a riqueza e a estrutura das comunidades seguem padrões similares nas lagoas em Flores de Goiás, e que as variáveis físico-químicas das lagoas influenciam na distribuição e ocorrência das espécies.

## 2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 – Macrófitas aquáticas

A denominação macrófita aquática foi utilizada pela primeira vez por Weaver e Clements (1938), para definir as plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos ou saturados por água. Sculthorpe (1967) adotou o termo hidrófitas vasculares para se referir às plantas aquáticas, contudo este termo exclui as macroalgas e as briófitas. Para Cook et al. (1974) são os vegetais vasculares cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente, ou por algum período, submersas ou flutuantes e que são visíveis a olho nu. Irgang e Gastal Jr. (1996), também utilizam a mesma definição, porém, complementam com “em água doce ou salobra”. Em um sentido mais amplo, porém subjetivo, Martins e Carauta (1984) utilizaram apenas o termo hidrófita, referindo-se aos vegetais que vivem na água ou sobre ela. Segundo o *International Biological Program (IBP)*, o termo macrófitas aquáticas constitui uma designação geral, com base no contexto ecológico, independente de termos taxonômicos, para os vegetais que habitam áreas úmidas até ambientes totalmente submersos (ESTEVES, 1998). Entretanto, ainda é preciso ressaltar que o termo macrófita aquática gera uma discussão entre os estudiosos do assunto devido às várias adaptações morfofisiológicas que estas plantas apresentam (SCREMIN-DIAS et al., 1999).

As macrófitas aquáticas por serem plantas que retornaram do ambiente terrestre para o ambiente aquático, inevitavelmente levaram consigo métodos reprodutivos adquiridos no ambiente terrestre, mas, também adquiriram novas características, como formas de reprodução extremamente peculiares e outras adaptações morfofisiológicas, como cutícula fina, estômatos não funcionais e elementos traqueais pouco lignificados (SCREMIN-DIAS et al., 1999). Ainda como adaptações ao novo habitat podem-se destacar os numerosos espaços com ar no interior das folhas, caules e raízes, que auxiliam a troca gasosa e a flutuação; ausência de cutícula nas partes submersas permitindo a absorção direta de água, sais minerais e gases; redução de tecidos de suporte.

A distribuição das plantas no ambiente aquático varia de acordo com a adaptação da espécie. Levando em consideração estas características Irgang et al. (1984) propôs a classificação da macrófitas aquáticas em: flutuante livre, flutuante fixa, submersa fixa, submersa livre, emergente, anfíbia e epífita (Fig.2.1). Para Esteves (1998) estes grupos

ecológicos encontram-se distribuídos paralelamente à margem dos corpos d'água, formando um gradiente que vai da margem ao interior do lago, iniciando pelas plantas emergentes até as submersas fixas. No entanto, fatores ambientais podem influenciar esta distribuição, sendo possível observar a ocorrência de plantas submersas livres e flutuantes fixas crescendo entre as plantas emergentes.

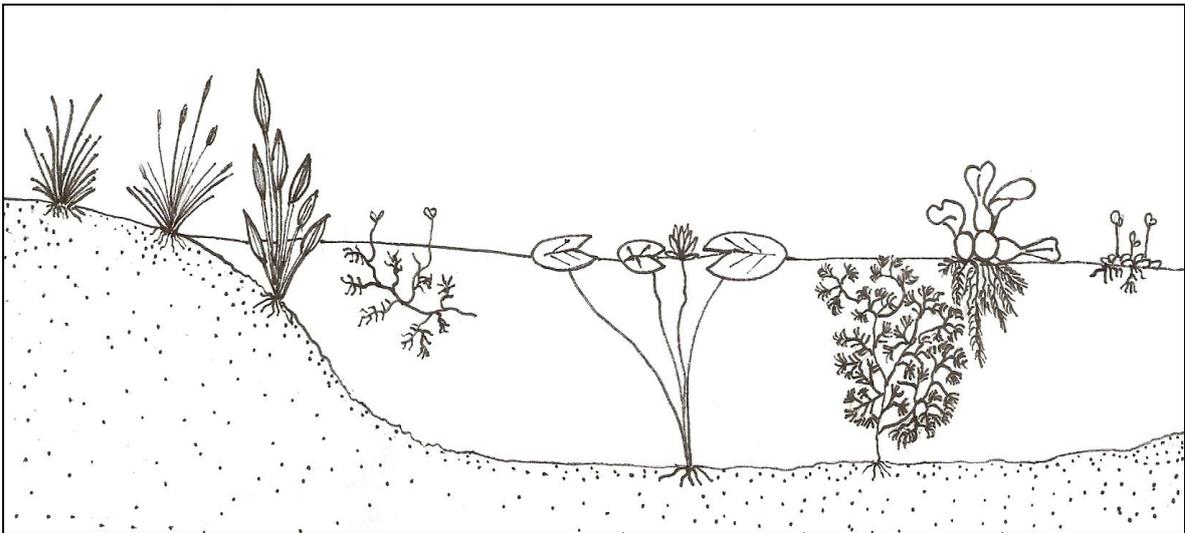


Figura 2.1 – Esquema das formas biológicas (Adaptado de Pott e Pott, 2000). A- Planta anfíbia; E- Emergente, SL- Submersa livre, FF- Flutuante fixa, SF- Submersa fixa, FL- Flutuante livre, EP- Epífita.

A importância das macrófitas nos ecossistemas aquáticos está relacionada ao fato de pertencerem à base da cadeia alimentar e por serem componentes estruturais e do metabolismo dos ecossistemas aquáticos tropicais (POTT; POTT, 2000). Pode-se destacar também o importante papel ecológico desempenhado nos ecossistemas aquáticos continentais, na contribuição para a estruturação física do ambiente e fornecendo substrato, abrigo e alimento para diversas espécies de vertebrados e invertebrados, apresentando relação direta com a cadeia alimentar da fauna aquática (CERVI et al., 1983), e refúgio para desova e crescimento de indivíduos juvenis de peixes (VAZZOLER et al., 1997), e ainda contribuem na ciclagem de nutrientes (ESTEVES, 1998). Em ambientes com pouca profundidade, como as planícies de inundação, estes organismos colonizam vastas áreas, elevando a produtividade primária, e determinando que muitas redes tróficas se iniciem no detrito gerado pelas macrófitas aquáticas, uma vez que cerca de 95% da biomassa total concentra-se nesses organismos (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003). Gastal (1997)

destaca ainda outra utilidade das macrófitas aquáticas na manutenção do equilíbrio ecológico, no sentido de fornecer proteção contra a erosão.

Outra importância das macrófitas amplamente discutida na literatura é a utilização de algumas espécies como bioindicadoras da qualidade da água (PEDRALLI, 2000). Segundo Esteves (1998) existem uma relação inversa entre o estado trófico do ambiente aquático e os valores de biomassa de macrófitas submersas: quanto mais eutrofizado menor o valor de biomassa de macrófitas. Isto porque as condições nutricionais não permitem o crescimento de plantas enraizadas no sedimento. Estas plantas também são utilizadas na despoluição de ambientes aquáticos (COOK, 1990; IRGANG; GASTAL JR., 1996), pois algumas pesquisas têm sido realizadas no sentido de empregar macrófitas aquáticas como meio de reduzir a concentração de compostos orgânicos, metais pesados, fosfato, compostos nitrogenados e até mesmo bactérias patogênicas (ESTEVES, 1998).

Essas plantas também são utilizadas como fonte de matéria-prima para produtos de origem apícola, ornamental, têxtil, alimentar, forrageiro, medicinal, despoluidor, conservacionista, como algicidas, fungicidas, herbicidas, fertilizantes de tanque de piscicultura, na indústria e na construção civil (POTT; POTT, 2000; PEDRALLI, 1990). Na alimentação podemos destacar o gênero *Rorippa* Scop. (agrião) e a espécie *Victoria amazonica* (Poepp.) J.C. Sowerby, utilizada no Pantanal Matogrossense, como complemento alimentar humano, através de seus rizomas (DA SILVA, 1994). Industrialmente algumas espécies de macrófitas são utilizadas na produção de celulose destacando-se *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla e algumas espécies do gênero *Typha* L. (ESTEVES, 1998). Apesar de um número notável de macrófitas aquáticas serem consideradas tóxicas, sua utilização medicinal é frequentemente observada. *Pistia stratiotes* L. é utilizada, especialmente na Ásia no combate de infecções de pele e no Pantanal Matogrossense no tratamento de infecções urinárias (GUARIN-NETO, 1984).

Por outro lado, a propagação destas plantas pode acelerar o processo de eutrofização, devido à elevada produção de biomassa, induzindo o déficit de oxigênio, a formação de gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e a redução do pH da água, trazendo efeitos catastróficos a outras comunidades, como a fitoplanctônica, zooplanctônica e à comunidade bentônica. Segundo Thomaz et al. (1999), o crescimento excessivo também pode afetar a navegação, a captação de água e a geração de energia.

## **2. 2 - Macrófitas aquáticas: riqueza e diversidade**

Para Thomaz e Bini (2003), a ocorrência de habitats aquáticos distintos e em transição propiciam a manutenção de uma considerável biodiversidade. A comunidade de macrófitas aquáticas representa o principal componente desses habitats, e os conhecimentos sobre sua estrutura, diversidade e riqueza ainda são escassos (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Os estudos dessa tão importante comunidade iniciaram-se tardiamente porque as primeiras pesquisas limnológicas concentraram-se em lagos mais profundos, onde o desenvolvimento dessa comunidade era escasso ou totalmente ausente (ESTEVES, 1998). À medida que as pesquisas foram avançando e expandindo-se para outros ambientes com menor profundidade, a importância das macrófitas aquáticas foi tomando as dimensões necessárias para que se fosse percebida a sua interferência na dinâmica dos ecossistemas. Contudo, o conhecimento sobre estes organismos ainda é substancial (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Estudos têm sido conduzidos a partir de levantamentos da composição da vegetação e de variáveis ambientais em áreas úmidas, especialmente em regiões temperadas, com intuito de subsidiar metas conservacionistas (HOAGLAND, 2002; DELLA BELLA et al., 2008; BAYLEY; GUIMOND, 2008). Os levantamentos florísticos e estruturais para áreas úmidas evidenciam a importância dessas áreas com relação à diversidade e riqueza de espécies. Informações biológicas, como número de espécies, distribuição, análise da estrutura da comunidade e índice de diversidade são utilizados como estratégias conservacionistas na identificação e avaliação de áreas prioritárias para conservação.

Os estudos descritivos da vegetação aquática abrangendo dados florísticos e fitossociológicos são capazes de englobar informações a respeito da ocorrência ou mesmo do comportamento de espécies e suas potencialidades. Segundo Hora e Soares (2002), estudos sobre a composição e estrutura vegetacional contribuem para caracterizar a vegetação de maneira mais abrangente, com informações sobre a composição da comunidade e a sua relação com os fatores ambientais. Seus resultados apresentam relevante importância para a conservação da diversidade biológica, pois permitem uma percepção preliminar das formações vegetais, fornecendo informações básicas para a condução de estudos futuros e detalhados, como análise de correlação entre as variáveis ambientais e a vegetação (VAN DEN BERG, 1995). O ritmo acelerado de fragmentação nos ecossistemas aumenta a taxa de extinção de espécies ou introdução de outras novas.

Nesse sentido, informações florísticas podem gerar subsídios para manejo, conservação e/ou restauração correta de áreas nessas condições (BRITO; SOARES, 2006).

Para a Europa existem trabalhos florísticos e taxonômicos para macrófitas aquáticas de Portugal realizados por Vasconcelos (1970) e Rosselló-Graell et al. (2003), esse último estudou a vegetação em áreas úmidas na Península Ibérica aplicando índices de conservação, baseados na riqueza de espécies, que revelou alto valor para conservação e importância ecológica da área estudada. Na Itália, Della Bella et al. (2008) investigaram as comunidades de macrófitas e as características físico-químicas, de oito lagoas permanentes e 13 lagoas temporárias, com o objetivo de relacionar a distribuição de plantas aquáticas às variáveis ambientais, e definir o valor de conservação botânica das lagoas. Encontraram um total de 73 táxons de macrófitas e diferenças na composição da vegetação dos dois tipos de lagoas estudadas.

Estudo conduzido por Barnes (2001) no lago Waipa na Nova Zelândia avaliou a composição da vegetação marginal e submersa do lago que estava sob intensa pressão antrópica por atividades agrícolas e produção leiteira e revelou que a presença abundante da espécie *Pteridium esculentum* (G. Forst.) Cockayne na região marginal seria um indicativo do regime de perturbação causados pela incidência de fogo, pastoreio ou mudanças no regime hidrológico. O autor aponta o lago como um dos poucos remanescentes com alta diversidade de macrófitas aquáticas para a região, justificando assim o estabelecimento de medidas que visem a conservação da área.

Nos Estados Unidos, Hoagland (2002) estudou a composição florística de 55 áreas úmidas em Oklahoma com o objetivo de fornecer dados quantitativos para conservação dessas áreas. A análise de agrupamento gerada pelo TWINSpan mostrou a formação de oito grupos na vegetação, sendo três deles dominados pela família Cyperaceae. O estudo demonstra a diversidade da vegetação em áreas úmidas na região sendo justificável medidas de conservação. No lago Silver, Arix e Scribailo (2006) amostraram 41 pontos dentro do lago e analisaram parâmetros físicos e químicos da água. A análise florística resultou na documentação de 42 táxons distribuídos em 32 gêneros de 23 famílias. A metodologia “Floristic Quality Assessment” foi utilizada para avaliar a qualidade florística e a área natural do lago, sendo calculados o índice de qualidade florística e o coeficiente médio de conservadorismo. Os resultados obtidos para o lago Silver foi comparado com outra área na região de Chicago, revelando elevada qualidade na área natural de Silver. No entanto, a presença de fatores impactantes tem contribuído negativamente para perda substancial da zona litorânea.

A comunidade vegetal de uma zona úmida do Rio Athabasca no Canadá foi estudada por Bayley e Guimond (2008). Três pântanos com diferentes graus de perturbação foram avaliados com relação à estrutura da comunidade vegetal, riqueza de espécies e variáveis ambientais. A hipótese de que estas variáveis diferiram significativamente entre os tipos do pântano foi verificada utilizando classificação por TWINSPAN, sendo definidos oito grupos vegetais nas três áreas. Nas comunidades vegetais dos pântanos estudados a condutividade da água, profundidade e deposição de matéria orgânica foram significativamente correlacionadas com a distribuição das espécies.

No Brasil, apesar de suas grandes dimensões e a vasta área de ecossistemas aquáticos, há poucos registros sobre o assunto. Na região nordeste, no estado do Ceará, Matias et al. (2003) realizaram o levantamento da composição florística e da estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas presentes em uma lagoa e encontraram um total de 45 espécies.

Na região Sudeste, o estudo de Bove et al. (2003) registrou 113 espécies de macrófitas em ecossistemas aquáticos da planície costeira do Rio de Janeiro. Beyruth (1992) estudou as macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-Mirim no estado de São Paulo, relacionando-as com as características físicas, químicas e biológicas do ambiente. Pedralli et al. (1993a) listaram a ocorrência de 52 famílias, 92 gêneros e 134 espécies ocorrentes na área da Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti (MG).

Para região Sul, Rosa e Irgang (1998) realizaram um levantamento de macrófitas aquáticas na planície de inundação do rio Sinos, no Município de Novo Hamburgo (RS), os quais classificaram, de acordo com sua forma biológica, em 104 espécies, distribuídas em 81 gêneros e 44 famílias. Lisboa e Gastal Jr. (2004) realizaram um levantamento nas margens do Lago Guaíba (RS), de plantas aquáticas, entre as quais foram registradas espécies consideradas invasoras, como *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *Pistia stratiotes*, *Ludwigia leptocarpa* (Nutt.) e *Echinochloa polystachia* (H.B.K.) Hitchcock. Estes autores identificaram um total de 24 famílias, distribuídas em 34 gêneros e 37 espécies.

Para o Centro-oeste, o estado do Mato Grosso Sul, é dos mais estudados neste aspecto, estudos de Pott e Pott (2000) contribuíram para o conhecimento da flora aquática, e já foram catalogadas 246 espécies de macrófitas no Pantanal. Ainda nesse bioma, Pinder e Rosso (1998) estudaram uma planície sazonalmente inundada no Pantanal com o objetivo de classificar e ordenar as formações vegetais da área e relacioná-las às variáveis ambientais e encontraram que o hidroperíodo, embora pareça ser um fator determinante na

distribuição das espécies de plantas, não é o único responsável, e que a interação entre muitos outros fatores, como as condições edáficas, também são importantes. Fortney et al. (2004) também amostraram a composição florística e interação ambiental associada a vegetação herbácea marginal ao longo de um gradiente de inundação em duas áreas, distintas ecologicamente, da planície Mato-Grossense e encontraram maiores riqueza e diversidade de espécies em áreas onde o nível da água apresentava menores profundidades.

No Bioma Cerrado, estudos da composição florística e estrutura da comunidade vegetal em áreas úmidas ainda são escassos, restringindo a poucas regiões dentro do bioma e estão concentrados em estudos de veredas e campo úmido (ARAÚJO, 2002; GUIMARÃES, 2002; TANNUS, 2004; MUNHOZ; FELFILI, 2006a, b.). Não foram encontrados estudos de composição florística e estrutura da vegetação aquática em lagoas. No entanto, para outros ambientes aquáticos, tem-se um registro de Bini et al. (2005) de um levantamento da riqueza e composição de espécies de macrófitas aquáticas no reservatório de Cachoeira Dourada (GO-MG), onde foram identificados 16 táxons, pertencentes a 12 famílias.

### **3 - Variáveis ambientais e a distribuição de macrófitas aquáticas em duas lagoas em Flores de Goiás, GO, Brasil. <sup>1</sup>**

#### **3.1 - Introdução**

Segundo a Convenção Ramsar (Ramsar 1971), as áreas úmidas são zonas em que a água é o principal fator que controla o ambiente e a vida vegetal e animal associada. Ocorrem onde o lençol freático se encontra próximo à superfície do solo ou onde a terra está coberta por água pouco profunda. Segundo esse conceito as lagoas constituem áreas úmidas resultantes da inundação do solo, a partir da deposição de águas, fluviais ou pluviais, em depressões na superfície da Terra (De Meester *et al.* 2005) que são administrados por diferentes processos bióticos e abióticos.

Estes ambientes apresentam uma série de peculiaridades como, fronteiras bem definidas na paisagem, maior susceptibilidade a distúrbios, devido a sua heterogeneidade espacial (Giller *et al.* 2004), e intensas interações diretas e indiretas entre as espécies, em função da conectividade estabelecida pela água com os diferentes habitats que o circundam (Schindler & Scheurell 2002).

As lagoas são ambientes propícios ao crescimento e proliferação de macrófitas aquáticas, as quais fornecem substrato, abrigo e alimento para diversas espécies de vertebrados e invertebrados, apresentando relação direta com a cadeia alimentar da fauna aquática (Cervi *et al.* 1983; Pott & Pott 2000). Em ambientes com pouca profundidade, como as lagoas, as macrófitas colonizam vastas áreas, elevando a produtividade primária, e determinando que muitas redes tróficas iniciem-se no detrito gerado por elas, uma vez que cerca de 95% da biomassa total, pode estar nesses organismos (Pompêo & Moschini-Carlos 2003).

---

<sup>1</sup>Artigo elaborado de acordo com as normas de submissão do periódico Rodriguésia.

As macrófitas aquáticas também participam na manutenção do equilíbrio ecológico, no sentido de fornecer proteção e estabilização das margens do ambiente aquático contra a erosão (Gastal & 1997). Por outro lado, a propagação excessiva destas plantas pode acelerar o processo de eutrofização, devido a elevada produção de biomassa, induzindo o déficit de oxigênio, a formação de gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e a redução do pH da água, trazendo efeitos catastróficos a outras comunidades, como a fitoplanctônica, a zooplanctônica e a bentônica.

Em lagos rasos, alguns grupos ecológicos, como as macrófitas aquáticas submersas, que apresentam reações sensíveis a mudanças no sistema, funcionam como bioindicadoras ambientais (Van Geest *et al.* 2003). O estabelecimento das plantas desse grupo está relacionado com as variáveis abióticas presentes no sistema. Por exemplo, flutuações no nível da água, que alteram a velocidade de correntezas e turbidez; a adição de nutrientes em decorrência do uso circundante do sistema aquático, propiciando a proliferação de algas e suprimindo as macrófitas submersas, devido ao estado turbido (Scheffer *et al.* 1993).

Apesar das macrófitas aquáticas desempenharem um importante papel na regulação de muitos processos nos ecossistemas aquáticos, particularmente em lagos rasos, no Brasil estes estudos têm avançado gradativamente. Uma análise cienciométrica, realizada por Padiál *et al.* (2008) sobre macrófitas neotropicais identificou os principais padrões e lacunas nas pesquisas sobre esse grupo biológico. Segundo os autores as publicações sobre macrófitas cresceu nas últimas duas décadas. Brasil, Argentina, México e Chile foram os mais produtivos dentre os países neotropicais. Esta análise revelou que os estudos enfocaram principalmente as influências das macrófitas nos organismos e nas características abióticas. Verificou-se ainda, que pesquisas com o objetivo de descrever

espécies desconhecidas ainda são necessárias. É importante ressaltar ainda que para o Brasil os estudos estão restritos a poucas regiões, não evidenciam a diversidade florística presente nos biomas brasileiros.

O município de Flores de Goiás, GO é uma região com extensas áreas úmidas e com características muito particulares, pois encontram-se em áreas cársticas. A escassez de informações sobre a vegetação aquática, tornam-se relevantes e imprescindíveis para possibilitar a sua preservação e o manejo adequado.

Partindo da premissa que a riqueza e a estrutura das comunidades seguem padrões similares nas lagoas em Flores de Goiás, e que as variáveis físico-químicas influenciam na distribuição e ocorrência das espécies, os objetivos deste estudo foram: (i) caracterizar a composição florística de plantas aquáticas em duas lagoas no Município de Flores de Goiás, (ii) determinar as relações entre a cobertura de macrófitas e as variáveis físico-químicas da água.

## **3.2 - Material e Métodos**

### **3.2.1 - Área de estudo**

A área de estudo constitui um trecho de depressões alagadiças ou lagoas com tamanhos variados na planície do Paranã, situada no município de Flores de Goiás, GO no nordeste do estado de Goiás. A região é margeada pelo rio Paranã a oeste e a leste pelo rio Corrente, e entre duas formações importantes de relevo do Planalto Central Brasileiro, a serra Geral do Paranã e a Chapada dos Veadeiros.

O clima da região é o característico do Brasil Central, quente semi-úmido, com temperaturas anuais variando entre 14° e 36° C. A pluviosidade média anual é de 1500 mm anuais com maior concentração no verão, de outubro a março, enquanto o período seco

inicia-se em abril e estende-se até setembro, segundo registros do Instituto Nacional de Meteorologia (2009).

Segundo o Mapa de Solos do Brasil editado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária em 2003 ([www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)), na região predominam quatro variedades: as cangas lateríticas, latossolos vermelho-amarelos, podzólicos e nas planícies fluviais, neossolos quartzarênicos.

A região encontra-se na faixa de terrenos calcários do “Bambuí”, particularizando um relevo cárstico, marcado por extensas coberturas arenosas com lentes de silte, argila e leitos de cascalho (Radambrasil 1982). Os depósitos arenosos em terraços, periodicamente encharcados durante a estação chuvosa, formam os aquíferos porosos, cujas depressões são ocupadas por inúmeras lagoas de dimensões variáveis, formadas a partir da saturação do pacote arenoso. As lagoas estão cobertas por vegetação aquática e margeadas por formações campestres com pequenas áreas com predomínio de espécies de cerrado (Funatura 2005).

A lagoa Águas Claras ( $14^{\circ}32'44,8''\text{S}$  e  $47^{\circ}04'23,5''\text{W}$ ) situa-se dentro de uma propriedade particular, Fazenda Águas Claras, com entrada a 13 km da cidade de Flores de Goiás pela rodovia GO-236. A lagoa está inserida numa mata ciliar preservada contínua com uma das bordas da floresta que margeia o Rio Paranã, que nas cheias despeja suas águas na lagoa (Fig. 1). Possui braços, em sua maioria, preservados, em virtude da vegetação fechada e de difícil acesso. A lagoa apresenta cerca de 1 Km de extensão e 8.274 m de perímetro e menos de 5 m de profundidade. Nessa lagoa foram amostrados cinco braços onde haviam macrófitas, os perímetros desses braços totalizam 458 m.

A lagoa do “Piolho” ( $14^{\circ}30' 45,8'' \text{ S } 47^{\circ}02' 42,5''\text{W}$ ), também situada em propriedade particular, apresenta cerca de 360 m de comprimento por 69 m em sua maior largura, perímetro de 791,61 m e menos de 3 m de profundidade. A vegetação na margem

leste é de mata ciliar e na oeste é de pastagem com remanescentes de espécies de cerrado *sensu stricto*.

### **3.2.2 - Amostragem da vegetação**

Os levantamentos foram realizados no período chuvoso na segunda quinzena de fevereiro de 2010. As estimativas de cobertura foram feitas utilizando o método de inventário de interseção na linha (Canfield 1941, 1950; Matias *et al.* 2003), que consiste em traçar transectos sobre a vegetação a ser amostrada e anotar a projeção de cada espécie. Os transectos foram estabelecidos com auxílio de uma trena presa a tubos de PVC de 1", suspensos por bóias de isopor, demarcados de uma margem para a outra em linha reta. Cada transecto foi subdividido em unidades de 1 m, sendo cada um correspondente a uma unidade amostral (UA), onde foram registradas a ocorrência e a projeção horizontal de cada espécie, o comprimento que cada espécie ocupa por UA ao longo das linhas. A cobertura absoluta foi calculada pela soma da projeção horizontal de cada espécie em todas as UA.

O tamanho e o número de transectos variaram de acordo com a cobertura da vegetação no ponto amostrado, e ainda em virtude das diferenças morfométricas entre as lagoas (Tab. 1). Assim, como a lagoa Águas Claras apresentava forma dendrítica, com variações no contorno das margens, foram estabelecidos de 2 a 3 transectos em cada braço da lagoa, até que não houvessem inclusão de novas espécies na amostragem. Já para a lagoa do Piolho que possui menor tamanho e presença de macrófitas em quase toda sua extensão, a amostragem foi sistemática, com cinco transectos paralelos de uma margem a outra, o primeiro a 10 m da borda norte, o último a 10 m da borda sul e os demais distantes de 50 a 100 m um do outro.

As variáveis fitossociológicas analisadas foram: frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), cobertura absoluta (CA) e cobertura relativa (CR), com

adaptações de Munhoz & Felfili (2006): a cobertura relativa foi determinada dividindo a cobertura absoluta de cada espécie pela soma da cobertura absoluta de todas multiplicada por 100. O registro de ocorrência de cada espécie nas UA foi utilizado para calcular a frequência, e a cobertura foi o parâmetro utilizado para representar a dominância (Kent & Coker 1992).

As espécies foram classificadas segundo as definições de formas biológicas propostas por Irgang *et al.* (1984), que compreende sete divisões: flutuantes livres (FL) - planta com todas ou algumas partes flutuantes na superfície, não fixa por raízes ao substrato; flutuantes fixas (FF) - planta com todas ou algumas partes flutuantes na superfície, mas fixa por raízes ao substrato; submersas fixas (SF) - planta submersa fixa ao substrato; submersas livres (SL) - planta submersa não fixa ao substrato; emergentes (E) - plantas fixas com parte vegetativa e reprodutiva sobressaindo, emergindo parcialmente a lâmina d'água; anfíbias (A) - plantas geralmente de margens que toleram períodos de seca e epífitas (EP) - plantas que se desenvolvem sobre outra planta.

O material fértil coletado foi identificado com o auxílio de literatura especializada, por comparação com material depositado nos herbários da Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e da Universidade de Brasília (UnB) e por especialistas dos grupos taxonômicos. O material foi herborizado por procedimentos usuais e incluído nos herbários supracitados. As famílias foram classificadas de acordo com o sistema do *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III 2009). Os nomes das espécies e de seus autores foram conferidos através de consultas ao W<sup>3</sup>Trópicos (<http://www.mobot.org>).

### **3.2.3 - Análise da água**

Para cada transecto, no início, meio e fim foi coletada uma amostra de 1 L de água, conservadas sob refrigeração em frascos plásticos, para subsequente determinação da

alcalinidade e para análise laboratorial de fósforo total (P) e nitrogênio total (NT), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), Cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e Magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ). As análises foram realizadas no Laboratório de Águas da Universidade Católica de Brasília e procedidas de acordo com as técnicas recomendadas pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” da AWWA (America Water Works Association). A condutividade elétrica e o pH foram mensurados utilizando medidores portáteis (Digimed), enquanto temperatura e oxigênio dissolvido (OD) foram mensurados com medidor YSI (Yellow Springs). A profundidade da lagoa nos pontos das coletas foi medida utilizando uma vareta graduada. Não foi medida a transparência da água, pois no período de amostragem a água encontrava-se turva.

#### **3.2.4 - Análises dos dados**

Para avaliar a diversidade florística da comunidade amostrada foi realizada uma adaptação do índice de diversidade de Shannon na base e ( $H'$ ), utilizando-se ao invés do número de indivíduos os valores de cobertura (Munhoz & Felfili 2008).

Para estimar a riqueza total da lagoa estudada, foram utilizados os estimadores desenvolvidos por Chao & Lee (1992), os quais se baseiam no conceito estatístico de cobertura de amostragem, utilizando o número de espécies com baixa frequência para estimar o número de espécies não incluídos na amostragem e, assim, o número total de espécies da área (Colwell & Coddington 1994). Os cálculos foram feitos através do programa EstimateS, versão 8.0 (Colwell 2005). Os estimadores utilizados foram: Chao 1, Jackknife 1, ACE e Bootstrap que são baseados em incidência e utilizam o número de “Uniques” e “Duplicates”, que são o número de espécies encontradas em somente uma ou duas amostras, respectivamente, para as estimativas de riqueza (Colwell & Coddington 1994).

O teste Qui-quadrado ( $X^2$ ) de contingência, com significância de 5%, foi aplicado sobre os valores de cobertura absoluta para as formas de vida, para verificar a existência de diferenças entre as duas lagoas.

Para a análise das relações florísticas entre os braços da lagoa foi empregada análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), usando o programa PC-ORD versão 5.10 (McCune & Mefford 1999), a partir da matriz de cobertura das mesmas.

Análise de componentes principais (PCA) foi utilizada para examinar os padrões entre os pontos de amostragem com base nas variáveis ambientais medidas. O primeiro e o segundo eixos de componentes principais foram utilizados para construir um diagrama de ordenação.

Foram realizadas análises de correspondência canônica (CCA) utilizando-se o programa CANOCO for Windows versão 4 (Ter Braak & Smilauer 1998a, b), para avaliar as correlações entre a distribuição das coberturas das espécies das áreas de estudos e as variáveis ambientais medidas em cada uma. As variáveis utilizadas nesta análise foram profundidade, oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T), pH, condutividade elétrica, alcalinidade, fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ). Após uma análise preliminar, foram excluídas as variáveis autocorrelacionadas e que apresentaram o fator de inflação de redundância superior a 20, sendo retiradas da análise as variáveis nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), alcalinidade e condutividade elétrica. Os gráficos foram feitos no programa CANODRAW 3.0 (Smilauer 1992). Os valores de cobertura absoluta sofreram transformações logarítmicas para homogeneizar os valores de distribuição das espécies que normalmente apresentam uma distribuição altamente desuniforme (Ter Braak & Smilauer 1998a, b). Foi utilizado o teste de significância de Monte Carlo (Ter Braak & Smilauer 1998a, b) para avaliar se os dois eixos de ordenação são relacionados às variáveis ambientais.

### 3.3 - Resultados

#### 3.3.1 - Amostragem da vegetação

Foram amostradas um total de 34 espécies, distribuídas em 28 gêneros e 17 famílias. Para a lagoa Águas Claras foram encontradas 20 espécies, em 15 gêneros e 13 famílias. As famílias mais representativas foram Poaceae (oito), Fabaceae (três) e Onagraceae (duas), sendo que todas as demais foram representadas apenas por uma espécie. A lagoa do Piolho apresentou 20 espécies, distribuídas em 18 gêneros e 13 famílias. Com maior representatividade de Cyperaceae, com cinco espécies, Nymphaeaceae, Onagraceae e Poaceae cada uma com duas e as demais foram representadas apenas por uma espécie. A estimativa da riqueza de macrófitas para cada uma das lagoas foi de aproximadamente 36 espécies pelos estimadores Chao 1, Bootstrap, Jackknifer 1 e 2, ACE e ICE. As espécies anfíbias predominaram em ambas as lagoas em número de táxons, seguidas pelas emergentes, que foram as mais representativas em termos de cobertura relativa em ambas lagoas (Fig. 2). Houve diferenças significativas entre as coberturas absolutas das formas de vida nas duas lagoas ( $X^2_{\text{calc}}=98,72$ ,  $p<0,05$ ).

As lagoas apresentaram baixo índice de diversidade de Shannon, sendo mais elevado para a lagoa Águas Claras ( $H' = 1,70$  nats. cobertura<sup>-1</sup>, com equitabilidade de Pielou  $J' = 0,56$ ) do que para a Lagoa do “Piolho” ( $H' = 1,05$  nats.cobertura<sup>-1</sup>, com equitabilidade de Pielou  $J' = 0,35$ ).

*Eichhornia azurea* (Sw.) foi a espécie mais frequente e com maior cobertura nas duas lagoas. Na lagoa Águas Claras foi registrada para a espécie 30,12% da cobertura total, seguida por *Ludwigia sedoides* (Bonpl.) H. Hara (24,92%), *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees (6%) e *Mimosa pellita* Kunth ex Willd. (5,11%). Para a lagoa do Piolho a espécie esteve presente em todos os pontos de amostragem com cobertura total de 51,83%,

seguida por *Nymphaea tenerinervia* Casp. (4,67%), *Utricularia frimbriata* Kunth L. (3,58 %) e *Cabomba piauhiensis* Gardner (3,52 %) (Tabela 2).

A similaridade florística entre as lagoas foi alta pelo índice de Chao-Sorensen (0,857), bem como entre os pontos em cada lagoa. A similaridade florística entre os braços da lagoa Águas Claras foi alta, com exceção dos braços 1 e 3 (0,19). Para a lagoa do Piolho a similaridade entre os transectos variou de 0,54 a 0,95. A análise de ordenação NMDS evidenciou o agrupamento de alguns braços da lagoa Águas Claras com transectos da lagoa do Piolho, e ao mesmo tempo mostrou separação de outros, revelando que características ambientais intrínsecas sejam os principais fatores de determinante dessa diferenciação. O diagrama de ordenação evidenciou a formação de dois principais grupos, um formado pelos três primeiros transectos da lagoa do Piolho com o braço 1 da lagoa Águas Claras, e o outro grupo formado pelos braços 2, 3 e 4 da lagoa Águas Claras (Fig. 3).

### 3.3.2 - Variáveis ambientais

As maiores profundidades foram registradas nos transectos da lagoa do Pilho, que também apresentou maiores valores de PT e NT para todos os transectos amostrados. No entanto, para esta mesma lagoa foram observados valores de condutividade elétrica e oxigênio dissolvido menores do que na lagoa Águas Claras. Na lagoa Águas Claras o braço 1 apresentou a maior profundidade (85cm), e os menores valores de OD ( $1,84 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e pH (6,2). A maior temperatura da água superficial foi registrada para o braço 4 ( $34,05 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,92$ ) que também registrou o maior valor de OD ( $4,06 \text{ mg.L}^{-1}$ ), pH (7,7) e condutividade elétrica ( $193,65 \pm 3,46 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$ ). Para a lagoa do Piolho o transecto 3 apresentou a maior profundidade (237 cm), o transecto 5 registrou o maior valor de OD ( $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ),  $\text{Ca}^{2+}$  ( $16,2 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e  $\text{Mg}^{2+}$  ( $46,1 \text{ mg.L}^{-1}$ ). A maior temperatura da água superficial foi verificada no transecto 4 ( $28,5^\circ\text{C}$ ) que também registrou o maior valor de pH (7,0) (Tab. 3).

Todas as variáveis analisadas foram correlacionadas com os dois primeiros eixos da ordenação por PCA, que juntos explicam 71,45% da variação dos dados (Tab. 4). As variáveis ambientais mostraram um gradiente de aumento nitrato e profundidade da lagoa 2 para a lagoa 1 (Fig. 4).

### 3.3.3 - Correlação entre variáveis ambientais e vegetação

A análise de correspondência canônica (CCA) evidenciou correlação entre a cobertura das espécies e variáveis ambientais nas lagoas estudadas (Fig. 5). Os autovalores foram, 0,61 e 0,30, respectivamente, para o primeiro e o segundo eixo de ordenação, explicando 33,3 e 50,1% da variação acumulada da relação espécies x variáveis ambientais. A correlação entre as variáveis ambientais e a cobertura das espécies foi de 0,97 e 0,91%, respectivamente, para os dois primeiros eixos de ordenação. Segundo o teste de permutação de Monte Carlo, a cobertura das espécies e variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas com os eixos canônicos ( $p = 0,02$ ).

A variável mais correlacionada com primeiro eixo de ordenação foi PT, enquanto que a mais correlacionada com o eixo dois foi profundidade (Tab. 5). A ordenação das espécies mostrou que espécies como *C. demersum*, *P. polygonatum*, *I. procurrens* estão correlacionadas com a profundidade da lagoa. Uma boa parte das espécies estiveram mais correlacionadas com  $\text{NO}_2^-$  e P, como *S. rhombifolia*, *S. guayanensis*, *P. laxum* e *U. fimbriata*. *A. filiculoides*, *L. micrantha* e *A. filosa* foram mais correlacionadas com OD e temperatura (Fig. 5).

## 3.4 - Discussão

O número de gêneros e espécies encontrados nesse estudo, alguns exclusivos da flora aquática revela que as áreas alagáveis do Vão do Paranã pode conter uma diversidade

considerável de espécies. A riqueza de espécies foi bem representativa, comparada aos estudos de Pott *et al.* (1992) em três lagoas da Fazenda Leque no Pantanal matogrossense (MS) (44 espécies), o de Henriques *et al.* (1989) na lagoa Cabiúnas (RJ) (26 espécies) e o de Matias *et al.* (2003) na lagoa Jijoca (CE) (45 espécies). Das 34 espécies presentes nas lagoas, 19 foram listadas para as lagoas pantaneiras, evidenciando que muitas macrófitas aquáticas apresentam ampla distribuição geográfica. Apesar disso, não foram encontradas espécies em comum entre a vegetação das lagoas do Vão do Paranã com a lagoa avaliada por Matias *et al.* (2003) no litoral cearense e nem com as lagoas do estado do Rio de Janeiro (Henrique *et al.* 1989; Bove *et al.* 2003).

Embora a riqueza observada aproximou-se da riqueza real das lagoas, é importante ressaltar ainda que a mesma pode estar subestimada, uma vez que somente estudos que contemplassem períodos sazonais distintos poderiam apresentar informações mais próxima da realidade da comunidade de macrófitas aquáticas, visto que muitas espécies podem desaparecer no período de seca e novamente ser abundante no período de cheia das lagoas (Pott & Pott 2000). Assim como, muitas espécies anfíbias podem ser mais abundantes em águas baixas.

A variação na riqueza de espécies entre os pontos de amostragem dentro de uma mesma lagoa pode estar relacionada, principalmente a heterogeneidade ambiental gerada em decorrência das características dos mesmos. Para a lagoa Águas Claras, os braços com margens perturbadas (2 e 5), com vegetação ciliar escassa, sinais de pisoteio de gado e alagamento das áreas marginais em decorrência do período chuvoso, concentraram mais de 50% da riqueza total. O mesmo foi observado para a lagoa do Piolho, onde a maior riqueza, cerca de 75% da espécies, concentrou-se no ponto 1 com maiores sinais de perturbação em virtude de atividade antrópicas. A riqueza de macrófitas aquáticas analisada em alguns estudos, geralmente, apresentaram a disponibilidade de nutrientes

como preditor importante de distribuição das espécies, e a maior diversidade de macrófitas foi observada em ecossistemas aquáticos mesotróficos ou ligeiramente eutróficos (Murphy *et al.* 1990; Rørslett 1991; Vestergaard & Sand-Jensen 2000; Heegaard *et al.* 2001).

A menor riqueza de espécies nas lagoas de Flores, quando comparada com outras regiões do país, como Pantanal Mato-grossense (Pott & Pott 2000) e lagoas do Paraná (Boschilia *et al.* 2008), onde os estudos estão mais desenvolvidos, deve-se provavelmente a diferença de tamanho entre as áreas e a necessidade de continuidade de esforços de levantamentos das macrófitas das lagoas da planície do Vão do Paranã.

A composição da vegetação foi semelhante a alguns estudos em áreas úmidas realizados no Brasil, com a maior representatividade das famílias Poaceae, Cyperaceae, Onagraceae e Fabaceae (Junk & Piedade 1993; Irgang *et al.* 1996; Bove *et al.* 2003; Matias *et al.* 2003; Pivari *et al.* 2008). As famílias Poaceae e Cyperaceae destacam-se pela plasticidade adaptativa aos mais diversos ambientes, como a existência de estruturas propícias à reprodução vegetativa (Pott & Pott 2000). Essas características representam uma vantagem em relação às outras espécies, já que facilitam a reprodução desses vegetais, permitindo que eles dominem mais facilmente o ambiente, principalmente na interface do ambiente terrestre com o aquático, sendo essa a causa do predomínio de espécies anfíbias neste levantamento, uma vez que próximo as lagoas há a ocorrência de ambientes que estão sujeitos a pulsos de inundações sazonais.

As espécies submersas foram menos frequentes, assim como em outros estudos de macrófitas aquáticas em lagoas. Pompêu & Moschini-Carlos (2003) evidenciaram que a massa de espécies submersas é baixa quando comparada com a de espécies emersas em ambientes lênticos do interior de São Paulo. O principal fator abiótico que condiciona o crescimento das macrófitas aquáticas submersas é a intensidade luminosa (Scheffer *et al.* 1993). O período chuvoso, que eleva a quantidade de sedimentos na água tornando-a turva,

pode ter sido também um fator muito importante para a baixa cobertura das plantas submersas.

A maior cobertura de *E. azurea* em ambas as lagoas, deve-se a sua preferência por ambientes lênticos e rasos (Pott & Pott 2000), embora também tenha sido registrada em pontos de amostragem com maiores profundidades, como na lagoa do Piolho. Nestes locais a espécie forma ilhas flutuantes constituídas pela deposição de tecidos vegetais provenientes de indivíduos mortos, gerando acúmulo de matéria orgânica que entra em decomposição e permanece flutuando sobre o espelho d'água (Pott & Pott 2000). Nesta situação *E. azurea* esteve associada principalmente a *U. frimbriata*, que cresce em áreas protegidas por vegetação. A expressiva ocorrência *E. azurea*, em termos de propagação também foi registrada por Bini *et al.* (2005) no reservatório de Cachoeira Dourada (GO-MG), onde foi encontrada em 98% dos locais amostrados.

As maiores coberturas de *E. azurea* ocorreu nos pontos com baixos valores de OD e altos de PT e NT. Na represa de Itaipu houve correlação positiva entre a distribuição e a abundância de macrófitas, com as maiores concentrações de NT e PT na água (Bini *et al.* 1999). Maior frequência de ocorrência e de produção primária de macrófitas aquáticas são associados com ambientes com maiores concentrações de NT e PT (Bini *et al.* 1999; Biudes & Camargo 2006; Thomaz *et al.* 2006).

De modo geral, a relação das espécies com as variáveis ambientais nas lagoas do Piolho e Águas Claras pouco explicam sobre a qualidade ambiental das mesmas, uma vez que a maioria das espécies encontradas foram anfíbias e emergentes, pois as macrófitas desses dois grupos apresentam grande amplitude ecológica e apresentam menor capacidade de resposta a nutrientes específicos (Gopal & Chamanlal 1991). Entretanto, a presença de espécies preferenciais de águas mais ricas em nutrientes como *Paspalum repens*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Caperonia palustris*, *Ludwigia decurrens*, *Ceratophyllum*

*demersum* e *Panicum laxum* (Pott & Pott 2000), sugere que estas espécies podem estar sendo favorecidas pelo aumento de nutrientes nas lagoas. Provavelmente relacionado às atividades antrópicas, com destaque para a agricultura, que é a maior contribuinte da poluição para as águas superficiais na região estudada. Sass *et al.* (2010) estudando 53 lagos em Wisconsin, nos Estados Unidos, sugere que a composição das espécies é impulsionada por respostas ambientais, bem como as pressões do desenvolvimento humano. Para este estudo os autores evidenciaram que tanto as variáveis físico-químicas da água quanto o uso agrícola da terra estiveram fortemente correlacionados com a vegetação presente nos lagos, sendo determinantes para a abundância de algumas espécies e o desaparecimento de outras.

A vegetação aquática das lagoas do Vão do Paranã foi representada principalmente pelas famílias Poaceae, Cyperaceae, Fabaceae e Onagraceae. Famílias exclusivamente aquáticas, como Pontederiaceae, também estiveram presentes.

A hipótese de similaridade entre as lagoas estudadas foi confirmada, bem como também se verificou que houve correlação entre as variáveis físico-químicas da água das lagoas com a cobertura da vegetação.

Alguns dos pontos mais relevantes encontrados nesse estudo que ressaltam a importância ecológica dessa área e justificam a conservação do Pantanal goiano são: a riqueza de espécies exclusivamente aquática e a semelhança com áreas úmidas do Bioma Pantanal, o que permite que essas áreas funcionem como trampolins de biodiversidade para avifauna.

O fato da maior parte das lagoas do Vão do Paranã estarem situadas em áreas de propriedades particulares, com intensas atividades de agricultura e pecuária deixa este local muito fragilizado em termos ambientais e com possibilidade de extinção de muitas espécies ali existentes. A criação de Unidades de Conservação, que abranjam as áreas de

ocorrência das lagoas, com o objetivo de proteger as espécies animais e vegetais presentes nesse ecossistema é de fundamental importância.

### Agradecimentos

Agradecemos ao Sr. Wagner da Agência Rural de Flores de Goiás. Aos proprietários da fazenda Águas Claras e do Piolho, Sr. Fernando e Sr. Itamar Caetano Monteiro, respectivamente. Pelo auxílio em todas as etapas deste trabalho, agradecemos ao Chesterton Ulysses Orlando Eugênio e a Francisco Diogo Rocha Souza.

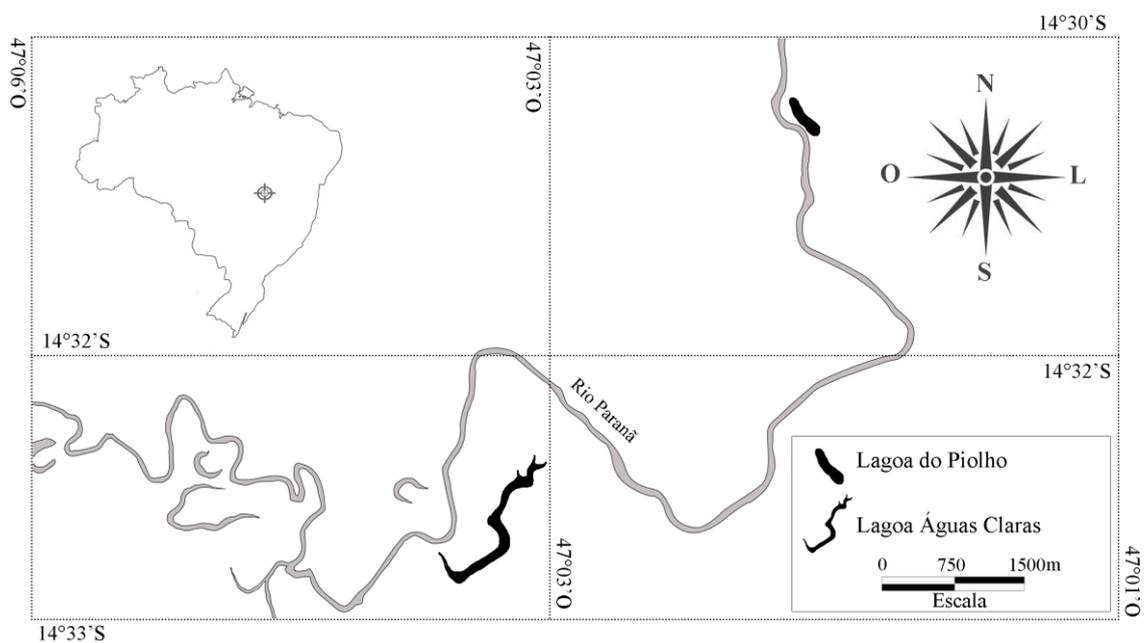


Figura 1 – Localização dos pontos de amostragem nas lagoas, Município de Flores de Goiás, GO, Brasil.

Figure 1 - Location of sampling points in the lagoons, of Flores de Goiás municipality, GO, Brazil.

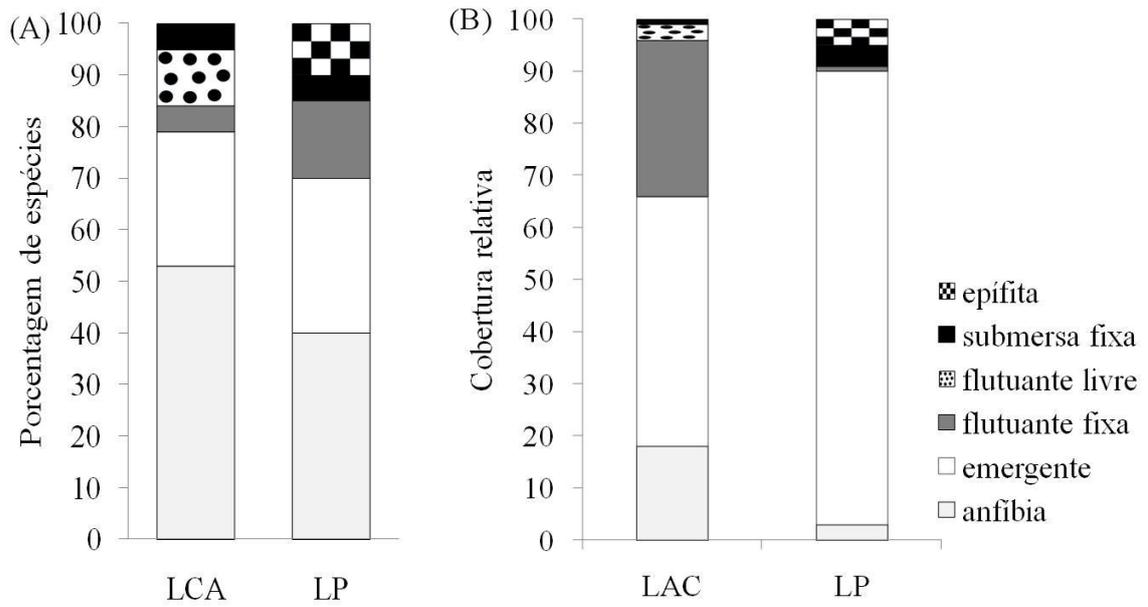


Figura 2- Porcentagem de táxons (A) e cobertura relativa (B) para as formas de vida encontradas nas duas lagoas no Município de Flores de Goiás, GO.

Figure 2 - Percentage of taxa (A) and relative cover (B) for the life forms found in the two lagoons in the city of Flores de Goiás, GO.

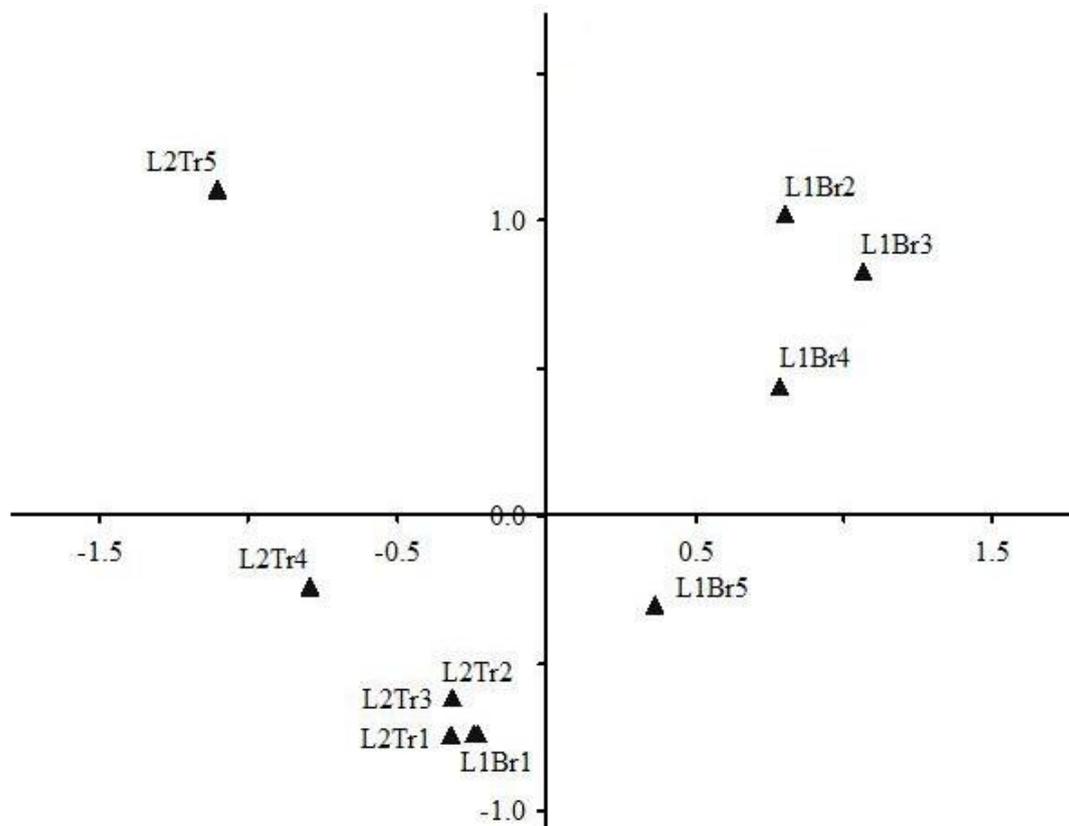


Figura 3 – Diagrama de ordenação nos dois primeiros eixos da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com base na matriz de cobertura das espécies para as lagoas estudadas no Município de Flores de Goiás, GO. L1-lagoa Águas Claras, L2-lagoa do Piolho, Br – braços amostrados na lagoa Águas Claras e Tr – transectos amostrados na lagoa do Piolho.

Figure 3 - Ordination of diagram the first two axes of the analysis of nonmetric multidimensional scaling (NMDS) based on the matrix for the coverage of species studied lagoons in the municipality of Flores de Goiás, GO. L1- Águas Claras Lagoon, L2- Piolho Lagoon, Br - arms sampled in the Águas Claras Lagoon and Tr – transects sampled in the Piolho Lagoon.

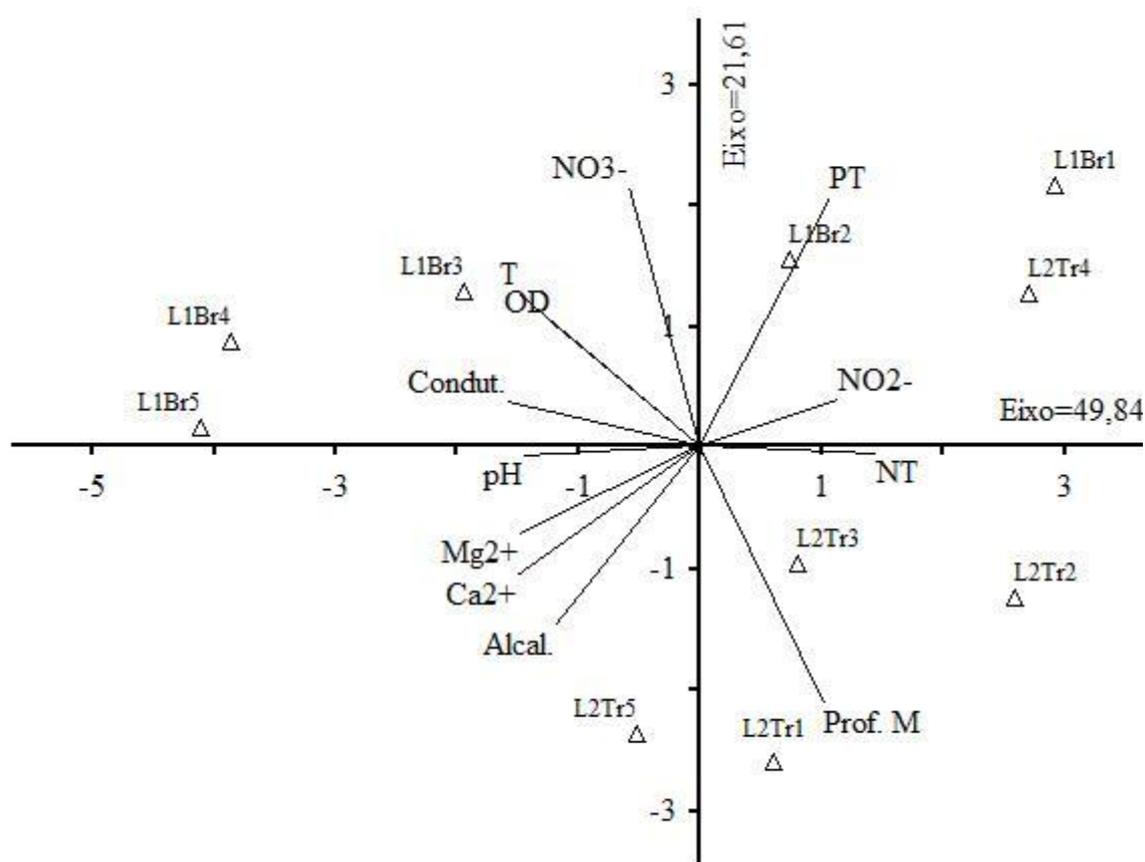


Figura 4 - Diagrama de ordenação dos pontos de amostragem e variáveis ambientais dos dois primeiros eixos produzidos pela Análise de Componentes Principais (PCA) para a

cobertura das espécies nos pontos amostrados nas lagoas no município de Flores de Goiás, Brasil.

Figure 4 - Diagram of the ordering of sampling points and environmental variables of the first two axes produced by Principal Component Analysis (PCA) to cover the species in the sampled points in the lagoons in the town of Flores de Goiás, Brazil.

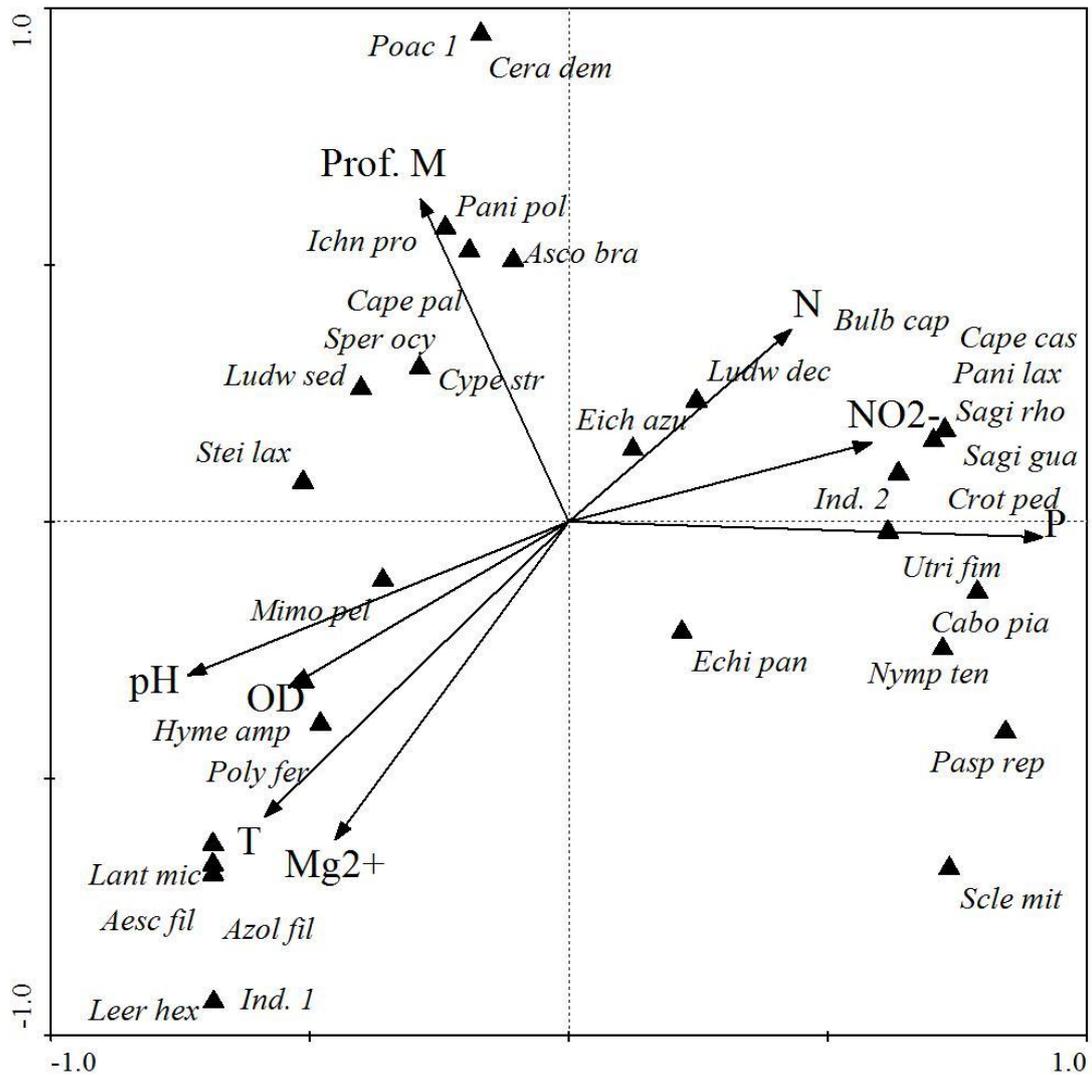


Figura 5 - Diagrama de ordenação de espécies e variáveis ambientais dos dois primeiros eixos produzidos pela Análise de correspondência Canônica (CCA) para a cobertura das espécies nos pontos amostrados nas lagoas no município de Flores de Goiás, Brasil. As espécies estão representadas por “▲” e pela abreviatura com as quatro primeiras letras do gênero e as três primeiras letras do nome da espécie.

Figure 5 - Diagram of the ordination of species and environmental variables of the first two axes produced by Canonical Correspondence Analysis (CCA) for the coverage of species in the sampled points in the lagoons in the municipality of Flores de Goiás, Brazil. The species are represented by "▲" and the abbreviation with the first four letters of genus and first three letters of the species.

Tabela 1 – Pontos de amostragem, número de transectos e unidades amostrais (UAs) nas lagoas, no município de Flores de Goiás, GO.

Table 1 - Sampling points, number of transects and sampling units (UAs) in lagoons in the municipality of Flores de Goiás, GO.

Lagoa/Ponto de amostragem/Coordenada Geográfica	Transecto (Nº de UAs)
<b>LAGOA ÁGUAS CLARAS</b>	
Braço 1	(14°32'44,8" S 47°04'23,5"W) 1(8); 2(10); 3(14)
Braço 2	(14°32'46,7" S 47°04'23,1" W) 1(14); 2(16)
Braço 3	(14°32'46,5" S 47°04'11,8" W) 1(19); 2(11)
Braço 4	(14°32'44,8" S 47°04'23,5" W) 1(8); 2(8)
Braço 5	(14°32'44,8" S 47°04'25,5" W) 1(51); 2(48)
<b>LAGOA DO PIOLHO</b>	
Transecto 1	(14°32'44,8" S 47°04'23,5" W) 1(61)
Transecto 2	(14°32'44,8" S 47°04'23,5" W) 2(49)
Transecto 3	(14°32'44,8" S 47°04'23,5" W) 3(48)
Transecto 4	(14°32'44,8" S 47°04'23,5" W) 4(31)
Transecto 5	(14°32'44,8" S 47°04'23,5" W) 5(69)

Tabela 2- Cobertura relativa (CR) (%) Frequência relativa (FR) (%) das espécies de macrófitas aquáticas das lagoas no Município de Flores de Goiás, GO. Em negrito as duas espécies com maior cobertura em cada lagoa. F.V. = formas de vida; L = lagoa.

Table 2 – Relative cover (CR) (%), Relative frequency (FR) of the macrophyte species found in the lagoons in the Municipality of Flores de Goiás (GO). In bold are the two species with the highest cover in both lagoons,

Espécie	Família	F.V.	L. Águas Claras		L. do Piolho	
			CR	FR	CR	FR
<i>Aeschynomene filosa</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	anfíbia	0,24	0,55	-	-
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Amaranthaceae	anfíbia	-	-	0,86	2,27
<i>Ascolepis brasiliensis</i> (Kunth) Benth. ex C.B. Clarke	Cyperaceae	anfíbia	-	-	0,21	0,25
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Azollaceae	flut. livre	1,44	2,20	-	-
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	Cyperaceae	anfíbia	-	-	0,01	0,25
<i>Cabomba piauiensis</i> Gardner	Cabombaceae	subm. fixa	-	-	<b>3,51</b>	<b>3,27</b>
<i>Caperonia castaneifolia</i> (L.) A. St.-Hil.	Euphorbiaceae	anfíbia	-	-	0,04	0,25
<i>Caperonia palustris</i> (L.) A. St.-Hil.	Euphorbiaceae	anfíbia	0,20	0,83	-	-
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Ceratophyllaceae	flut. livre	0,04	0,27	-	-
<i>Croton pedicellatus</i> Kunth	Euphorbiaceae	anfíbia	-	-	0,06	0,25

Continuação Tab. 2

Espécie	Família	F.V.	L. Águas Claras		L. do Piolho	
			CR	FR	CR	FR
<i>Cyperus ferox</i> Vahl	Cyperaceae	anfibia	-	-	0,05	0,25
<i>Cyperus strigosus</i> L.	Cyperaceae	anfibia	0,68	1,10	-	-
<i>Echinodorus paniculatus</i> Micheli	Alismataceae	emerg.	1,51	2,75	1,46	2,27
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	Pontederiaceae	emerg.	<b>30,12</b>	<b>24,79</b>	<b>51,83</b>	<b>40,30</b>
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	Poaceae	emerg.	<b>5,97</b>	<b>6,89</b>	-	-
<i>Ichnanthus procurrens</i> (Nees ex Trin.) Swallen	Poaceae	anfibia	1,59	2,20	-	-
Indeterminada 1		subm. fixa	0,64	1,10	-	-
Indeterminada 2		epifita	-	-	0,09	0,50
<i>Lantana micrantha</i> Briq.	Verbenaceae	anfibia	0,10	0,83	-	-
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	Poaceae	anfibia	0,25	0,55	-	-
<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	Onagraceae	emerg.	0,31	1,10	0,43	0,50
<i>Ludwigia sedoides</i> (Bonpl.) H. Harl	Onagraceae	flut. fixa	<b>24,92</b>	<b>22,59</b>	0,03	0,25
<i>Mimosa pellita</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae	anfibia	<b>5,11</b>	<b>4,41</b>	0,23	0,76

Continuação Tab. 2

Espécie	Família	F.V.	L. Águas Claras		L. do Piolho	
			CR	FR	CR	FR
<i>Nymphaea tenerinervia</i> Casp.	Nymphaeaceae	emerg.	-	-	<b>4,67</b>	6,04
<i>Panicum laxum</i> Sw.	Poaceae	anfibia	-	-	0,04	0,25
<i>Panicum polygonatum</i> Schrad	Poaceae	anfibia	0,43	0,27	-	-
<i>Paspalum repens</i> Berg.	Poaceae	anfibia	1,12	1,65	-	-
Poaceae1	Poaceae	anfibia	-	-	0,14	0,25
<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	Polygonaceae	emerg.	0,47	1,10	-	-
<i>Sagittaria guayanensis</i> Kunth	Alismataceae	emerg.	-	-	0,56	0,76
<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	Alismataceae	emerg.	-	-	0,45	0,76
<i>Scleria mitis</i> P.J. Bergius	Cyperaceae	anfibia	-	-	0,29	0,50
<i>Spermacoce ocymoides</i> Burm. f.	Rubiaceae	anfibia	0,15	0,55	-	-
<i>Steinchisma laxa</i> (Sw.) Zuloaga	Poaceae	anfibia	0,60	1,38	-	-
<i>Utricularia fimbriata</i> Kunth	Lentibulariaceae	epífita	-	-	<b>3,58</b>	<b>11,84</b>

Tabela 3- Variáveis ambientais medidas para as lagoas do Município de Flores de Goiás, GO, nos pontos de amostragem. Prof. – Profundidade, Cond. – Condutividade elétrica, OD– Oxigênio dissolvido, Temp. – Temperatura, Alcal. – Alcalinidade, Ca<sup>2+</sup> – Cálcio, Mg<sup>2+</sup> – Magnésio, PT – Fósforo total, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> – Nitrito, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Nitrato, NT – Nitrogênio total. Flut. – flutuante, subm. – submersa, emerg. – emergente.

Table 3 - Environmental variables measures for the lagoons in the municipality of Flores de Goiás, GO, the sampling points. Prof. - Depth, Cond. - Electrical conductivity, dissolved oxygen, DO, Temp. - Temperature, Alcal. - alkalinity, Ca<sup>2+</sup> - Calcium, Mg<sup>2+</sup> - Magnesium, Phosphorus PT,- NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - nitrite, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitrate, NT - Total Nitrogen.

Var. ambientais	Lagoa Águas Claras					Lagoa do Piolho				
	Braço 1	Braço 2	Braço 3	Braço 4	Braço 5	Trans. 1	Trans. 2	Trans. 3	Trans. 4	Trans. 5
Prof. Mínima (cm)	47,5	43	49,6	26	46,6	37	15	20	90	50
Prof. Máxima (cm)	85	52,3	62,6	40	74,3	237	220	250	130	170
Cond. (µS.cm <sup>-1</sup> )	110,6	104,8	184	193,65	179,1	128,2	122	120	114,7	108,6
pH	6,23	6,75	7,35	7,7	7,5	6,8	6,8	6,9	7	6,7
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	1,84	2,42	3,45	4,07	3,53	1,1	1,4	2,6	2,7	3
Temp.(° C)	28,13	27,8	30,5	34,05	32,5	25,8	26,5	27,1	28,5	28,3
Alcal.(mg.L <sup>-1</sup> )	40	64	60	62	62	62	59	54	38	58

Continuação Tab. 3

Var. ambientais	Lagoa Águas Claras					Lagoa do Piolho				
	Braço 1	Braço 2	Braço 3	Braço 4	Braço 5	Trans. 1	Trans. 2	Trans. 3	Trans. 4	Trans. 5
Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	11,48	17,03	16,63	16,23	16,23	15,84	13,27	14,26	12,28	16,2
Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	27,62	49,79	45,24	53,07	54,06	37,62	36,23	36,24	19,4	46,1
PT (mg.L <sup>-1</sup> )	0,12	0,15	0,03	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,1	0,02
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,21	0,21	0,13	0,12	0,12	0,12	0,42	0,14	0,17	0,14
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	0,6	0,6	0,4	0,4	0,3	0,5	0,9	0,6	0,7	0,4

Tabela 4 – Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis físico-químicas e correlação de cada variável com os dois primeiros eixos entre as variáveis nas duas lagoas no município de Flores de Goiás. Os valores das correlações > 0,5 estão em negrito.

Table 4 - Results of Principal Component Analysis (PCA) of physic-chemical variables and correlation of each variable with the first two axes between the variables in the two lagoons in the municipality of Flores de Goiás. Correlation values > 0.5 are in bold.

	Prof, M	Cond.	pH	OD	T	Alcal.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	PT	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NT
Eixo1	<b>0,56</b>	<b>-0,86</b>	<b>-0,79</b>	<b>-0,67</b>	<b>-0,81</b>	<b>-0,65</b>	<b>-0,82</b>	<b>-0,81</b>	<b>0,58</b>	<b>0,62</b>	-0,32	<b>0,79</b>
Eixo2	<b>-0,77</b>	0,13	-0,03	0,37	0,45	<b>-0,53</b>	-0,39	-0,26	<b>0,74</b>	0,14	<b>0,76</b>	-0,02

Tabela 5 – As variáveis ambientais utilizadas para a Análise Correspondência Canônica (CCA) e suas correlações internas com os dois principais eixos de ordenação e matriz de correlação ponderada entre as variáveis nas lagoas no município de Flores de Goiás. Os valores das correlações > 0,5 estão em negrito.

Table 5 - Environmental variables used for analysis canonical correspondence analysis (CCA) and their internal correlations with the two main ordination axes and weighted correlation matrix between variables in lagoons in the municipality of Flores de Goiás. Correlation values > 0, 5 are in bold.

	Eixo 1	Eixo 2	Prof. M	pH	OD.	T	Mg	PT	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NT
Prof. M	-0,28	<b>0,57</b>	1							
pH	<b>-0,72</b>	-0,27	-0,28	1						
OD	<b>-0,53</b>	-0,27	-0,3	<b>0,86</b>	1					
T	<b>-0,58</b>	<b>-0,53</b>	<b>-0,52</b>	<b>0,84</b>	<b>0,84</b>	1				

Continuação Tab. 5

	Eixo 1	Eixo 2	Prof. M	pH	OD.	T	Mg	PT	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NT
Mg <sup>2+</sup>	-0,44	-0,57	-0,25	<b>0,7</b>	<b>0,67</b>	<b>0,6</b>	1			
PT	<b>0,88</b>	-0,02	-0,25	<b>-0,7</b>	<b>-0,63</b>	<b>-0,6</b>	<b>-0,53</b>	1		
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<b>0,56</b>	0,14	0,04	<b>-0,59</b>	<b>-0,69</b>	<b>-0,59</b>	-0,46	<b>0,58</b>	1	
NT	0,42	0,34	0,2	<b>-0,47</b>	<b>-0,64</b>	<b>-0,67</b>	<b>-0,55</b>	<b>0,57</b>	<b>0,8</b>	1

### Referências bibliográficas

- Angiosperm Phylogeny Group (APG). An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APGIII. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v.161, p. 105 -121, 2009.
- Bini, L.M.; Thomaz, S.M.; Murphy, K.J.; Camargo, A.F.M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 415: 147-154, 1999.
- Bini, L.M.; Oliveira, L.G.; Souza, D.C.; Carvalho, P.; Pinto, M.P. Patterns of the aquatic macrophyte cover in Cachoeira Dourada reservior (GO-MG). *Brazilian Journal of Biology*, [S.l.], v. 65, n. 1, p. 19-24, 2005.
- Biudes, J.F.V.; Camargo, A.F.M. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaem River Basin (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 66(3): 781-789, 2006.
- Boschilia, S. M.; Oliveira, E.F.; Thomaz, S.M. Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. *Oecologia* 156:203–214. 2008

- Bove, C. P.; Gil, A. S. B.; Moreira, C. B.; Anjos, R. F. B. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botânica Basílica*, v. 17, n. 1, p. 119-135, 2003.
- Canfield, R. Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, v. 5, n. 39, p. 388-394, 1941.
- Canfield, R. Sampling ranges by the line interception method. *Southwestern For. And Range Exp. Sta. Res. Rept.*, v. 4, 28 p. 1950.
- Cervi, A. C.; Hatschbach, G.; Guimarães, O. A. Nota prévia sobre plantas aquáticas (fanerogâmicas) do estado do Paraná (Brasil). *Boletim do Museu Botânico Municipal*, Curitiba, v.58, p. 1-17, 1983.
- Chao, A. ; Lee, S. M. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, v.87, p. 210-217, 1992.
- Colwell, R. K. E. & Coddington, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)*, v. 345, p. 101–118, 1994.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistic estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>> Acesso em: 19 de Jun. 2009
- De Meester, L.; Declerck, S.; Stoks, R. Louette, G.; Van De Meutter, F.; De Bie, T.; Michels, E.; Brendonck, L. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 15, p. 715–725, 2005.
- Funatura, Fundação Pró- Natureza. Criação de unidades de conservação em áreas prioritárias do estado do Goiás, Julho, 2005. 193 p. (Relatório técnico)

- Gastal Jr., C.V.S. & Irgang, B.E. Levantamento de macrófitas aquáticas do Vale do Rio Pardo, Rio Grande do Sul. *Iheringia série Botanica.*, v. 49, p 1-88, 1997.
- Giller, P. S.; Hillebrand, H.; Berninger, U.G.; Gessner, M. O. Hawkins, S. ; Inchausti, P.; Inglis, C.; Leslie, H.; Malmqvist, B.; Monaghan, M. T.; Morin, P. J.; O'Mullan, G. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. *Oikos*, v. 104, p. 423-436, 2004.
- Gopal & Chamanlal, B. Distribution of aquatic macrophytes in polluted water bodies and their bioindicator value. *Verh. Internat. Limnol*, v. 24, n.4, p. 2125-2129, 1991.
- Heegaard, E.; Birks, H. H.; Gibson, C. E.; Smith, S. J.; Wolfe- Murphy, S. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany* v.70, p. 175–223, 2001.
- Henriques, R. P. B.; Araújo, D. S. D. ; Esteves, F. A. ; Franco, A. C. Análise preliminar das comunidades de macrófitas aquáticas da lagoa Cabiúnas, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 2, p. 783-802, 1989.
- Instituto de Meteorologia Nacional (Inmet). Climatologia. Disponível em: < <http://www.inmet.gov.br>> Acesso em: 25 jun. 2009.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Ibge) & Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). Mapa de Solos do Brasil. Escala 1: 5.000.000, 2003. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em 12 de Julho de 2010.
- Irgang, B. E.; Gastal Jr., C. V. S. *Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul*. UFRGS: Porto Alegre. 1996.
- Irgang, B. E.; Pedralli, G.; Waecheter, J. L. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessléria*, v.6, p.395- 404, 1984.

- Junk, W. J.; Piedade, M. T. F. Herbaceous plants of Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, v. 12, p. 467-484, 1993.
- Kent, M.; Coker, P. *Vegetation description and analysis: a practical Approach*. Belhaven Press, London, 1992, 363 p.
- Matias, L. Q.; Amado, E. R.; Nunes, E. P. Macrófitas aquáticas da lagoa Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v.17, n.4, p.623-631, 2003.
- McCune, B. & Mefford, M.J. *PC\_ORD. Version 4.0, multivariate analysis of ecological data, Users guide*. MiM Software Design, Glaneden Beach, Oregon, 1999.
- Munhoz, C. B. R. & Felfili, J. M. Fitossociologia do estrato herbáceo subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, Brasil, v.20, n. 3, p. 671-685, 2006.
- Munhoz, C. B. R. & Felfili, J. M. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central. *Acta Botânica Brasilica*. vol.22, n.4, pp. 905-913, 2008.
- Murphy, K. J.; Rørslett, B.; Springuel, I. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquatic Botany*. v.36, p. 303–323,1990.
- Padial, A. A.; Bini, L. M.; Thomaz, S. M. The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Brazilian Journal of Biology*, v.68, p. 1051-1059, 2008.
- Pivari, M. O. D.; Pott, V. J.; Pott, A. Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, v. 22, p. 563-571, 2008.
- Pompêo, M. L. M. & Moschini-Carlos, V. *Macrófitas Aquáticas e Perifíton: Aspectos ecológicos e metodológicos*. São Carlos-SP: Rima, 2003. 134 p.

- Pott, V. J.; Bueno, N. C.; Silva, M. P. Levantamento florístico e fitossociológico de macrófitas aquáticas em lagoas da fazenda leque, Pantanal, MS. Anais do VIII Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo, p. 91-99, 1992.
- Pott, V. J & Pott, A. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Embrapa, Brasília, 2000, 256p.
- Radambrasil. Levantamento de Recursos Naturais, Folha SD. 23. Brasília. MME, Projeto Radambrasil. v. 29. Rio de Janeiro, 1982, 665p.
- Ramsar Information - *The Ramsar Convention on Wetlands*. Online disponível em <[http://www.ramsar.org/index\\_about\\_ramsar.htm](http://www.ramsar.org/index_about_ramsar.htm)> Acesso em 13 junho 2009.
- Rørslett, B. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany*, v. 39, p.173-193, 1991.
- Scheffer, M.; Bakema, A.H.; Wortelboer, F.G. Megaplant-a simulation model of the dynamics of submerged plants. *Aquatic Botany*, v.45, p. 341–356, 1993.
- Sass, L. L.; Bozek, M. A.; Hauxwell, J. A.; Wagner, K.; Knight, S. Response of aquatic macrophytes to human land use perturbations in the watersheds of Wisconsin lakes, U.S.A. *Aquatic Botany*, v. 93, p.1-8, 2010.
- Schindler, D. E. & Scheurell, M. D. Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, v. 98, p. 177-189, 2002.
- Sculthorpe, C. D. *The biology of aquatic vascular plants*. Eduard Arnold, London. 1967.
- Smilauer, P. *Canodraw: User's guide* . Version 3.0. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 1992.
- Ter Braak, C. J F.; Smilauer, P. CANOCO for Windows. Version 4.0 Centre for Biometry, Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen, 1998a. 258 p.
- Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. *CANOCO*. Version 4.0. Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 1998b. 351 p.

Thomaz, S. M. & BINI, L. M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003, 260 p.

W<sup>3</sup>Tropicos. Disponível em <<http://www.mobot.org>> Acesso em 10 de março de 2011.

#### 4 - CONCLUSÃO

A vegetação aquática das lagoas do Vão do Paranã foi representada principalmente pelas famílias Poaceae, Cyperaceae, Fabaceae e Onagraceae. Famílias exclusivamente aquáticas, como Pontederiaceae, também estiveram presentes.

A hipótese de similaridade entre as lagoas estudadas foi confirmada, bem como também verificou-se que as mesmas lagoas apresentaram cerca de 55% das espécies presentes comuns com a vegetação do Pantanal matogrossense.

Houve correlação entre as variáveis físico-químicas da água das lagoas com a cobertura da vegetação, entretanto, estas correlações foram fracas. Essa observação revela que as espécies presentes nas lagoas apresentam menor capacidade de responder a alguns nutrientes específicos, devido à grande amplitude ecológica das mesmas.

A riqueza de espécies exclusivamente aquática encontradas nas lagoas estudadas, e ainda a possibilidade de crescimento nesta listagem, inclusive com espécies desconhecidas pela ciência; a alta similaridade com áreas úmidas do Bioma Pantanal, o que permite que essas áreas funcionem como trampolins de biodiversidade para avifauna, são alguns pontos relevantes encontrados neste estudo que ressaltam a importância ecológica dessa área e justificam a conservação do Pantanal goiano.

O fato da maior parte das lagoas do Vão do Paranã estarem situadas em áreas de propriedades particulares, com intensas atividades de agricultura e pecuária deixa este local muito fragilizado em termos ambientais e com possibilidade de extinção de muitas espécies ali existentes. A criação de Unidades de Conservação, que abranja as áreas de ocorrência das lagoas, com o objetivo de proteger as espécies animais e vegetais presentes nesse ecossistema é de fundamental importância.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALIX, M. S.; SCRIBAILO, R. W. The history and aquatic flora of Silver Lake, Porter County, Indiana, with comments on the adequacy of floristic quality assessment for lakes. *Proceedings of the Indiana Academy of Science*, [S.l.], v. 115, n. 2, 2006.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG). An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APGIII. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v.161, p. 105 -121, 2009.
- ARAÚJO, G.M.; BARBOSA, A.A.A.; ARANTES, A.A.; AMARAL, A.F. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 25, p. 475-493, 2002.
- BAYLEY, S. E; GUIMOND, J. K. Effects of river connectivity on marsh vegetation community structure and species diversity. *Ecoscience*, New Jersey, v.15, p. 377-388, 2008.
- BARNES, G. E. Aquatic e Marginal Vegetation of Lake Serpentine North. Environment Waikato, 2001. 13 p.
- BEURUTH, Z. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-Mirim, São Paulo, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, [S.l.], v.26, n.4, p.272-282, 1992.
- BINI, L.M.; OLIVEIRA, L.G.; SOUZA, D.C.; CARVALHO, P.; PINTO, M.P. Patterns of the aquatic macrophyte cover in Cachoeira Dourada reservoir (GO-MG). *Brazilian Journal of Biology*, [S.l.], v. 65, n. 1, p. 19-24, 2005.
- BINI, L.M.; THOMAZ, S.M.; MURPHY, K.J.; CAMARGO, A.F.M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 415: 147-154, 1999.

- BIUDES, J.F.V.; CAMARGO, A.F.M. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaem River Basin (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 66(3): 781-789, 2006.
- BOSCHILIA, S. M.; OLIVEIRA, E.F.; THOMAZ, S.M. Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. *Oecologia* 156:203–214. 2008
- BOVE, C. P.; GIL, A. S. B.; MOREIRA, C. B.; ANJOS, R. F. B. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botânica Basílica*, v. 17, n. 1, p. 119-135, 2003.
- BRASIL. Lei Federal Nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Estabelece o Código Florestal Brasileiro. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF. 16 Set. 1965.
- BRITO, E. R.; SOARES, T. S. Valores econômicos, sociais e pessoais dos estudos descritivos da vegetação. *Revista Científica de Engenharia Florestal*, Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal de Garça/FAEF, v. 4, n.7, 2006.
- CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA, G.G. Fatores limitantes a produção primária de macrofitas aquáticas. Pp 85-126. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (eds.), *Ecologia e manejo de macrofitas aquáticas*. EDUEM, Maringá. 341p, 2003.
- CAMPOS, J. E. G.; DARDENNE, M. A. Geologia da região de Cavalcante e Teresina de Goiás. In: DARDENNE, M. A. (Coord.) *Geologia do Distrito Federal e entorno próximo, Relatório Inédito*. UnB-FAP/DF: Brasília. 1999, 141 p.
- CANFIELD, R. Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of forestry*, [S.l.], v. 5, n. 39, p. 388-394, 1941.
- CANFIELD, R. Sampling ranges by the line interception method. *Southwestern For. And Range Exp. Sta. Res. Rept.*, [S.l.], v. 4, 28 p. 1950.

- CÉRÉGHINO, R. et al. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, Netherlands, v. 597, n.1, p.1-6, 2008.
- CERVI, A. C.; HATSCHBACH, G.; GUIMARÃES, O. A. Nota prévia sobre plantas aquáticas (fanerogâmicas) do estado do Paraná (Brasil). *Boletim do Museu Botânico Municipal*, Curitiba, n.58, p. 1-17, 1983.
- CHAO, A. ; LEE, S. M. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, [S.l.], v.87, p. 210-217, 1992.
- CHAO, A. et al. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, [S.l.], v.8, p. 148-159, 2005.
- COLWELL, R. K. e CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)*, v. 345, p. 101–118, 1994.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistic estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>> Acesso em: 19 de Jun. 2009
- COOK, C. D. K. et al. Water plants of the world: *a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes*. The Hague, W. Junk. 561p. 1974.
- COOK, C. D. K. Aquatic plant book. The Hague: SPB, 1990, 228 p.
- DA SILVA, C. J. Composição química das principais espécies de macrófitas aquáticas do Lago Recreio Pantanal Matogrossense (MT). *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 54, n.4, p. 617-622, 1994.
- DE MEESTER et al. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 15, p. 715–725, 2005.

- DELLA BELLA, V.; BAZZANTI M., DOWGIALLO, M. G.; IBERITE, M. Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia*, [S.l.], v. 597, p. 85–95, 2008.
- ESTEVEES, F. A. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: ESTEVEES, F. A. (Ed.). *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, p. 316-373, 1998.
- FORTNEY, R. H.; BENEDICT, M.; GOTTGENS, J. F.; WALTERS, T. L.; LEADY, B. S. AND RENTCH, J. Aquatic plant community composition and distribution along an inundation gradient at two ecologically-distinct sites in the Pantanal region of Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, [S.l.], v.12, p. 575-585, 2004.
- FUNATURA, Fundação Pró- Natureza. Criação de unidades de conservação em áreas prioritárias do estado do Goiás. Jul. 2005. 193 p. (Relatório técnico)
- GASTAL JR. *A família pontederiaceae Kunth no Rio Grande do Sul*, Brasil. Dissertação de Mestrado, PPG - Botânica Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.
- GILLER, P. S. et al. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. *Oikos*, v. 104, p. 423-436, 2004.
- GOPAL; CHAMANLAL, B. Distribution of aquatic macrophytes in polluted water bodies and their bioindicator value. *Verh. Internat. Limnol*, v. 24, n.4, p. 2125-2129, 1991.
- GUARIM-NETO, G. Plantas utilizadas na medicina popular cuiabana – um estudo preliminar. *Revista da Universidade Federal de Mato Grosso*, Mato Grosso, v. 4, n.1, p. 45-50, 1984.
- GUIMARÃES, A. J. M.; ARAÚJO, G. M; CORRÊA, G. F. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasílica*, Brasil, v. 16, p. 317-329, 2002.

- HEEGAARD, E., BIRKS, H. H., GIBSON, C. E., SMITH, S. J.; WOLFE- MURPHY, S.,  
Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland.  
*Aquat. Bot.* V.70, p. 175–223, 2001.
- HENRIQUES, R. P. B.; ARAÚJO, D. S. D. ; ESTEVES, F. A. ; FRANCO, A. C. Análise  
preliminar das comunidades de macrófitas aquáticas da lagoa Cabiúnas, Rio de  
Janeiro, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, [S.l.], v. 2, p. 783-802, 1989.
- HICKMAN, C. A. Forest - wetland trends in the United States: an economic perspective.  
*Forest Ecology and Management*, [S.l.], v.3, p. 33-34, 1990.
- HOAGLAND, B. W. A classification and analysis of western Oklahoma wetlands.  
*Proceedings of the Oklahoma Academy of Sciences*, [S.l.], v. 82, p.5-14, 2002.
- HORA, R. C.; SOARES, J. J. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma  
floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. *Revista  
Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.25, n.3, p.323-329, Set. 2002.
- INMET. *Instituto de Meteorologia Nacional*. Climatologia. Disponível em: < [http://  
www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br)> .Acesso em: 25 jun. 2009.
- INTECOL. Intecol Wetland Conference, 8th, 2008, Cuiabá. *Declaration on Wetlands*,  
Cuiabá, Brazil. 2008.
- IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHETER, J. L. Macrófitos aquáticos da Estação  
Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessléria*, Porto Alegre, v.6, n.1,  
p.395- 404, 1984.
- IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio  
Grande do Sul. UFRGS: Porto Alegre. 1996.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Herbaceous plants of Amazon floodplain near Manaus:  
Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, v. 12, n. 3/4, p.  
467-484, 1993.

- KEDDY, P. A. *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 2000.
- KENT, M.; COKER, P. *Vegetation description and analysis: a practical Approach*. Belhaven Press, London, 1992, 363 p.
- LISBOA, F. F; GASTAL JR, C. V. S. Levantamento da vegetação costeira da região urbana do Município de Guaíba, RS/Brasil. *Uruguiana*, [S.l.], v.10, p.169-178, 2004.
- MARTINS, H. F.; CARAUTA, J. P. P. Plantas Aquáticas. Classificação e comentários. *Acta Botanica Brasilica*, Brasil, v.3, n.13. p. 101-104, 1984.
- MATIAS, L. Q.; AMADO, E. R; NUNES, E. P. Macrófitas aquáticas da lagoa Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, Brasil, v.17, n.4, p.623-631, 2003.
- McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. *PC\_ORD. Version 4.0, multivariate analysis of ecological data, Users guide*. MiM Software Design, Glaneden Beach, Oregon, 1999.
- MEIRELLES, M.L.; OLIVEIRA, R.C.; RIBEIRO, J.F.; VIVALDI, L.J.; RODRIGUES, L.A.; SILVA, G.P. Utilização do método de interseção na linha em levantamento quantitativo do estrato herbáceo do cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*, Brasília, v.9, p. 60-68, 2002.
- MUNHOZ, C. B. R. ; FELFILI, J. M. Floristics of the herbaceous and sub shrub layer of a moist grassland in the Cerrado Biosphere Reserve (Alto Paraíso de Goiás), Brazil. *Edinburgh Journal of Botany*, [S.l.], v. 63, p.343–354, 2006 a.
- MUNHOZ, C. B. R. ; FELFILI, J. M. Fitossociologia do estrato herbáceo subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, Brasil, v.20, n. 3, p. 671-685, 2006 b.

- MUNHOZ, C. B. R. ; FELFILI, J. M. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central. *Acta Botanica Brasilica*. vol.22, n.4, pp. 905-913, 2008.
- MURPHY, K. J., RØRSLETT, B.; SPRINGUEL, I. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquat. Bot.* v.36, p. 303–323,1990.
- NICOLET P, et al. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation*, v. 120, p. 261–278, 2004.
- PADIAL, A. A.; BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Braz. J. Biol.* vol.68, n.4, suppl., p. 1051-1059, 2008.
- PEDRALLI, G. Macrófitas Aquáticas: Técnicas e Métodos de Estudos. Estudos de Biologia. Curitiba: Educa, 1990. 24 p.
- PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento da vegetação aquática (“macrófitos”) na área da EPDA-Peti, Santa Bárbara, MG. *Iheringia*, série Botânica, v. 43, p.15-28, 1993a.
- PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento dos macrófitos aquáticos e da mata ciliar do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia*, série Botânica, v. 43, p. 29- 40, 1993b.
- PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. Workshop Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas- Maringá, 2000.
- PINDER, L. ; ROSSO, S. Classification and ordination of plant formations in the Pantanal of Brazil, *Plant Ecology*, [S.l.], v.136, p. 151–165, 1998.

- PIVARI, M. O. D.; POTT, V. J.; POTT, A. Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, p. 563-571, 2008.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Macrófitas Aquáticas e Perifíton: Aspectos ecológicos e metodológicos. São Carlos-SP: Rima, 2003. 134 p.
- POTT, V. J.; BUENO, N. C.; PEREIRA, R. A. C.; SALIS, S.M.; VIEIRA, N. L. Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. *Acta Botanica Brasilica*, Brasil, v.3 (supl.), p. 135-168, 1989.
- POTT, V. J.; BUENO, N. C.; SILVA, M. P. Levantamento florístico e fitossociológico de macrófitas aquáticas em lagoas da fazenda leque, Pantanal, MS. Anais do VIII Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo, p. 91-99, 1992.
- POTT, V. J.; POTT, A. Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. *Acta Botânica Basílica*, v. 11, n. 2, p. 215-22, 1997.
- POTT, V. J.; POTT, A. Plantas aquáticas do Pantanal. Embrapa, Brasília, 2000.
- RADAMBRASIL. Levantamento de Recursos Naturais, Folha SD. 23. Brasília. MME, Projeto Radambrasil. v. 29. Rio de Janeiro, 1982, 665p.
- RAMSAR INFORMATION - *The Ramsar Convention on Wetlands*. Online disponível em < [http://www.ramsar.org/index\\_about\\_ramsar.htm](http://www.ramsar.org/index_about_ramsar.htm)>. Acesso em 13 jun. 2009.
- RØRSLETT, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquat. Bot.* 39(1-2):173-193.
- SCHINDLER, D. E. SCHEURELL, M. D. Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, v. 98, p. 177-189, 2002.

- SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V.J.; HORA, R.C.; SOUZA, P.R. Nos jardins suspensos da bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. Editora UFMS: Campo Grande, MS, 1999. 160 p.
- SCULTHORPE, C. D. *The biology of aquatic vascular plants*. Eduard Arnold, London. 1967.
- SMILAUER, P. Canodraw: User's guide . Version 3.0. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 1992.
- TANNUS, J. L.; ASSIS, M.A. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina – SP. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, p. 489-506, 2004.
- TER BRAAK, C. J F.; SMILAUER, P. CANOCO for Windows. Version 4.0 Centre for Biometry, Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen, 1998a. 258 p.
- TER BRAAK, C.J.F., SMILAUER, P. CANOCO. Version 4.0. Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 1998b. 351 p.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; SOUZA, M. C.; KITA, K. K.; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v.42, n.1, p.15-22, 1999.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003, 260 p.
- VAN DEN BERG, E. Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e a análise das correlações entre variáveis ambientais e a distribuição de espécies de porte arbóreo-arbustivo. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Lavras-UFLA. Lavras, Minas Gerais. 73p. 1995.

- VASCONCELOS, J. C. Plantas (Angiospérmicas) aquáticas, anfíbias e ribeirinhas. Secretaria de Estado da Agricultura, Portugal, 1970.
- VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Editora da Universidade Estadual de Maringá: Maringá, 1997. 460 p.
- VESTERGAARD, O.; SAND-JENSEN, 2000. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 57: 2022–2031.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica – IPEF*, v.12, n.32, p. 25-42, 1998.
- WEAVER, J. E. E CLEMENTS, F. E. *Plant Ecology*. 2 ed. McGraw-Hill, New York. 1938.
- WILLIAMS, P., M. WHITFIELD, J. BIGGS, S. BRAY, G. FOX, P. NICOLET & D. SEAR, Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, v. 115, p. 329–341, 2004.