

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES
AQUÁTICOS CONTINENTAIS

FERNANDO ALVES FERREIRA

O papel da conectividade e da flora local na composição do banco de diásporos de ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná

Maringá
2011

FERNANDO ALVES FERREIRA

O papel da conectividade e da flora local na composição do banco de diásporos de ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Maringá
2011

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

F383p Ferreira, Fernando Alves, 1978-
O papel da conectividade e da flora local na composição do banco de diásporos de ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná / Fernando Alves Ferreira. -- Maringá, 2011.
87 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2011.
Orientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

1. Plantas aquáticas – Sucessão ecológica – Resiliência – Planície de inundação – Alto rio Paraná. 2. Plantas aquáticas – Banco de sementes – Planície de inundação – Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -581.7641809816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

FERNANDO ALVES FERREIRA

O papel da conectividade e da flora local na composição do banco de diásporos de ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Celso João Rubin Filho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Ismar Sebastião Moscheta
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Arnildo Pott
Universidade Federal de Campo Grande, MS

Prof.^a Dr.^a Yule Roberta Ferreira Nunes
Universidade Federal de Montes Claros, MG

Aprovada em: 05 de julho de 2011.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

*Dedico este trabalho aos meus
pais, Edson e Terezinha, aos
meus irmãos Fabrício, Flávio e
Vanessa, e ao meu amor Luiza*

AGRADECIMENTOS

Não conseguirei agradecer a todas as pessoas, pois esse trabalho é fruto de muitos esforços, muitas mãos e muitos suores. Mas quero declarar aqui minha gratidão por todas as pessoas que me ajudaram a concluir essa etapa tão importante na minha vida, foi muito difícil chegar aqui, perdi algumas pessoas, porém, ganhei várias.

Gostaria de agradecer especialmente ao meu orientador e amigo Nei. Uma pessoa iluminada e de grande exemplo para a sociedade, agradeço a ele por tudo que aprendi, pela sua paciência, atenção e amizade.

Á Luiza, pelo amor, carinho e apoio em todos os momentos. Te amo!

À Salete e João, da biblioteca, pelo atendimento e organização exemplar.

Aos amigos Roger, Marcio, Dú, Helo, Cris, Thaísa, Helen, Mari, pelo grande auxílio nas análises, coletas em campo e no laboratório. Muito obrigado!

Ao casal POTT, mais uma vez acompanhando minha história com as macrófitas aquáticas, devo muito a vocês, e nunca conseguirei pagar, só em outra vida. **MUITO OBRIGADO** pelo apoio.

Aos amigos do Nupélia, Claudinha, Horácio, Felipe, e todos da limpeza.

Aos amigos da “Vila dos Chaves”.

A todos os professores do curso de Pós-Graduação (PEA) pela amizade e ensinamentos.

A todos os colegas pós-graduandos.

Ao Nupélia e ao Programa de Pós-Graduação por disponibilizar toda estrutura para a minha formação.

Ao CNPq pela concessão de parte da bolsa de Doutorado.

O papel da conectividade e da flora local na composição do banco de diásporos de ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

A planície de inundação do alto rio Paraná pode ser caracterizada como um complexo paisagístico a qual é influenciada por diferentes hidrossistemas que se interconectam e interagem desencadeando modificações marcantes nas assembléias de macrófitas aquáticas. Os atributos funcionais dessas assembléias são influenciados pelos fluxos unidirecionais, laterais bem como pela dispersão de diásporos por aves aquáticas. Os bancos de diásporos nos sedimentos podem funcionar como um mecanismo para a manutenção da diversidade e riqueza de macrófitas encontradas neste ambiente. A riqueza, composição e densidade do banco de diásporos são os principais temas abordados ao longo dos três capítulos. Primeiramente, o banco de diásporos foi utilizado para testar a diferença de sua composição com a flora de macrófitas durante longos períodos de inventário florístico. As análises revelaram composição bastante distinta entre o banco de diásporos e a vegetação adulta. Posteriormente, comparou-se a riqueza e densidade do banco de diásporos de diferentes hidrossistemas no intuito de confirmar padrões gerais já encontrados ao longo de vários anos para as assembléias de macrófitas da planície de inundação do alto rio Paraná. Avaliou-se a combinação de técnicas de amostragem do banco de diásporos em conjunto com aspectos fitossociológicos. Os resultados obtidos com o banco de diásporos confirmaram os padrões gerais e revelaram novas perspectivas de conhecimento biológico para agregar ao contexto dos padrões gerais em macro-escala. Estes dados auxiliaram a compreensão de processos de sucessão em áreas úmidas e evidenciaram que o banco de diásporos em planícies de inundação fornece informações valiosas nos mecanismos de restauração da vegetação aquática frente a distúrbios naturais. Estes estudos são pioneiros para ecossistemas da América do Sul e poderão contribuir para valorizar os serviços ambientais das áreas úmidas desse continente.

Palavras-chave: Resiliência. Distúrbios. Dinâmica de macrófitas. Sucessão. Área úmida.

The role of connectivity and the local flora in the composition of the diaspore bank of aquatic environments of the floodplain of the upper Paraná River

ABSTRACT

The floodplain in the upper Parana River can be characterized as a complex landscape influenced by different water systems which interconnect and interact resulting large changes in aquatic macrophyte assemblages. Attributes functional these assemblage are influenced by unidirectional lateral fluxes, as well as dispersion from diaspores by aquatic birds. Diaspores bank in the sediment can actuate as a mechanism for maintenance of the diversity and richness of macrophytes found in this environment. Richness, composition and density of the diaspores bank are the main topics discussed over the tree chapters. First diaspores bank was utilized to test the difference with composition of the macrophyte flora for long periods of floristic inventory. The analyses showed a very distinct composition from diaspores bank and vegetation adult. Posteriorly, compared the richness and density of diaspores bank from distinct water systems to confirm general patterns found along several years for macrophyte assemblage from the floodplain in the upper Paraná River. Finally, evaluated the combination of sampling techniques of the diaspores bank with phytosociological aspects. The results obtained from the diaspores bank confirmed the general patterns and revealed new perspectives on biological knowledge to aggregate to the context of general patterns in macro-scale. These dates supported the understanding of processes of succession in wetlands and showed that the diaspores bank in floodplain provides information valuable mechanisms for restoration of aquatic vegetation for natural disturbance. These studies are pioneer on ecosystems of South America and may contribute to value the environmental services of wetlands on this continent.

Keywords: Resilience. Disturbance. Macrophyte. Dynamics. Seed Bank. Wetlands.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Aquatic Botany*. Disponível em:
<<http://ees.elsevier.com/aqbot/>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
	REFERÊNCIAS	14
2	A COMPREENSÃO HISTÓRICA DA COMUNIDADE DE MACRÓFITAS EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL ATRAVÉS DO BANCO DE DIÁSPOROS E DA VEGETAÇÃO MADURA	16
2.1	Introdução	16
2.2	Área de Estudo	19
2.3	Material e Métodos	21
2.3.1	Amostragem de Macrófitas Aquáticas (adultos).....	21
2.3.2	Amostragem do banco de diásporos	22
2.3.3	Análise dos dados.....	23
2.4.1	Frequência e composição de espécies da flora dos adultos de macrófitas.....	26
2.4.2	Composição do banco de diásporos	27
2.4.3	Relação entre flora de adultos e banco de diásporos.....	29
2.5	Discussão	32
	REFERÊNCIAS	35
3	VARIAÇÃO ESPACIAL NA RIQUEZA DO BANCO DE DIÁSPOROS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL	41
3.1	Introdução	41
3.2	Área de estudo.....	44
3.3	Material e Métodos	45
3.3.1	Coleta do banco de diásporos e Método de emergência de plântulas	47
3.4	Análise dos dados.....	48
3.4.1	Composição do banco de diásporos	48
3.4.2	Riqueza de espécies do banco de diásporos.....	49

3.5	Resultados	50
3.5.1	Frequência e composição de espécies do banco de diásporos	50
3.5.2	Riqueza de espécies do banco de diásporos	52
3.6	Discussão	55
	REFERÊNCIAS	58
4	O PAPEL DO BANCO DE DIÁSPOROS NA MANUTENÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES: EXEMPLO DE UMA LAGOA TEMPORÁRIA NEOTROPICAL	63
4.1	Introdução	63
4.2	Material e Métodos	67
4.2.1	Contagem direta dos propágulos no sedimento:	67
4.2.2	Método de emergência de plântulas ou germinação:	68
4.2.3	Estimativa da cobertura vegetal:	69
4.2.4	Avaliação da transparência da água e profundidade	70
4.3	Resultados	71
4.3.1	Contagem direta de diásporos no sedimento:	71
4.3.2	Método de emergência de plântulas ou germinação:	72
4.3.3	Amostragem florística e fitossociológica:	74
4.4	Avaliação da transparência da água e profundidade	77
4.5	Discussão	77
	REFERÊNCIAS	82
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	86

1 INTRODUÇÃO

O termo banco de diásporos pode ser definido como sendo o estoque de diásporos viáveis existentes no sedimento, desde a superfície até as camadas mais profundas, em uma dada área e em um dado momento (Simpson, et.al., 1989). O acúmulo de diásporos varia de acordo com a entrada, incluindo a dispersão da vegetação local, mas pode também incluir contribuições importante de fontes espacialmente e temporalmente distantes (Simpson et al., 1989).

Todas as áreas úmidas do globo terrestre experimentam mudanças imprevisíveis do nível da água, resultando em acúmulos importantes de diásporos no sedimento (van der Valk & Davis, 1976; Keddy & Reznicek, 1982). A capacidade de acumular os bancos de diásporos é um fator chave na dinâmica da vegetação aquática em planície de inundação.

No Pantanal, encontra-se uma rica e diversificada flora de macrófitas aquáticas que contribui para a diversidade em macro-escala da região Neotropical (Pott & Pott, 2000). As espécies encontradas nesta planície são uma mostra do padrão de distribuição geográfica de macrófitas, as quais habitam desde latitudes temperadas da América do Norte até as áreas da América do Sul (Sculthorpe, 1967), indicando que os processos de dispersão de diásporos por aves migratórias ocorrem e são essenciais para manter o padrão de distribuição das macrófitas.

Além dos processos de dispersão as comunidades locais de macrófitas são muitas vezes determinadas pelos bancos de diásporos especialmente quando se recuperam de distúrbios de inundação ou de seca.

Diante do exposto, percebe-se que a planície de inundação do rio Paraná é, sem dúvida, um ambiente que oferece características peculiares para uma investigação do banco de diásporos,

com a finalidade de construir conhecimentos sobre os processos e fatores que afetam os atributos estruturais das comunidades de macrófitas, como riqueza, diversidade e dominância. Assim, este trabalho está dividido em três capítulos nos quais procurou-se:

- i) Avaliar a composição do banco de diásporos durante sete anos de monitoramento das assembleias de macrófitas aquáticas estabelecidas. Diante dos resultados foi possível determinar a composição histórica da comunidade vegetal de macrófitas e perceber que a composição do banco foi bastante distinta da vegetação estabelecida (Capítulo 1);
- ii) Avaliar a riqueza e densidade do banco de diásporos em diferentes hidrossistemas, tendo como focos principais a conectividade e a dispersão. Os resultados permitiram confirmar padrões gerais já existentes para as assembleias de macrófitas na planície do alto rio Paraná (Capítulo 2);
- iii) Avaliar a composição e densidade do banco de diásporos através de duas metodologias e posteriormente correlacioná-las a com cobertura vegetal de macrófitas durante dois ciclos hidrológicos. Assim, os resultados possibilitaram prever quais espécies poderão colonizar determinados ambientes, quando as características destes forem favoráveis (Capítulo 3).

REFERÊNCIAS

- Almeida-Cortez, J.S., 2004. Dispersão e banco de sementes. In: Ferreira, Borghetti, A.G., (Eds.), *Germinação: do básico ao aplicado*. Artmed, Porto Alegre, pp. 225-235.
- Ferreira, F.A., Mormul, R.P., Thomaz, S.M., Pott, A, Pott, V.J. 2011 Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. *Rev. Biol. Trop.* 2, 541-556.
- Keddy, P.A., Reznicek, A.A. 1982. The role of seed banks in the persistence of Ontario's coastal plain flora. *Am. J. Bot.* 69, 13-22.

- Schulthorpe, C.D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Koeltz Scientific Books, Königstein, West Germany.
- Simpson, R.L., Leck, M.A., Parker, V.T., 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (Eds.). Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, San Diego, pp. 3-9.
- van der Valk, A.G., Davis, C.B. 1976. The seed banks of prairie glacial marshes. Can. J. Bot.54, 1832-1838.

2 A COMPREENSÃO HISTÓRICA DA COMUNIDADE DE MACRÓFITAS EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL ATRAVÉS DO BANCO DE DIÁSPOROS E DA VEGETAÇÃO MADURA

2.1 Introdução

O banco de sementes pode revelar aspectos acerca da composição da vegetação do passado. Além disso, a distribuição das sementes em perfis de solos sugere um acúmulo de espécies no tempo as quais estão relacionadas à história da vegetação, que por sua vez são influenciadas pelos processos de inundação ou da idade da área úmida (Keddy & Reznicek, 1982; Leck & Simpson, 1987a; Smith & Kadlec, 1985b).

A primeira referência sobre banco de sementes em áreas úmidas (“wetlands”) foi feita por Salter (1857), relatou que em sedimentos coletados em áreas costeiras continham sementes que não estavam presentes na vegetação local. Por outro lado, acabou corroborando os estudos de Darwin (1857), fornecendo evidências para a dispersão e longevidade das sementes em água salgada. Mais adiante, Darwin (1859), utilizou o banco de sementes para apoiar sua tese sobre a dispersão generalizada das espécies de aves utilizam as áreas úmidas. Posteriormente, Milton (1939) examinou a relação do banco de sementes com a vegetação de superfície em um pântano marinho britânico.

O termo banco de sementes foi definido e utilizado para designar o reservatório viável de sementes em uma determinada área de solo, as quais são vitais para a manutenção das comunidades vegetais (Simpson, et al., 1989; Thompson, 1992; Roberts, 1981), sendo a maioria das definições direcionada para os ecossistemas terrestres (Baider et al., 1999; 2001). No entanto, a partir das observações e evidências da germinação de sementes em solos de áreas úmidas, os

estudos se aprofundaram nos principais sistemas aquáticos da América do Norte (van der Valk & Davis, 1976; Hopkins & Parker, 1984; Smith & Kadlec, 1983).

Estudos sobre o banco de diásporos de macrófitas aquáticas são ainda incipientes para os sistemas aquáticos tropicais e subtropicais (Roberts, 1981). Por certo, essa é uma limitação já foi reconhecida há muito tempo por Sculthorpe (1967). Em uma consulta rápida à base de dados do *ISI Web of Science* (Institute for Scientific Information), utilizando a palavra-chave: “seed bank”, realizada em fevereiro de 2011 revelou a existência de 3.568 trabalhos científicos. No entanto, utilizando combinações desta palavra-chave com “aquatic macrophyte*” and “aquatic plant*”, encontrou-se 76 trabalhos, menos de 2% do total, sendo que nenhum destes foram realizado no Brasil.

A escassez de informações não condiz com a importância do continente sul americano em termos de representatividade de áreas úmidas, pois esse continente possuiu 73 sítios *Ramsar*, constitui-se em uma das regiões com maior heterogeneidade de habitats em áreas úmidas. De fato, estudos recentes têm demonstrado haver uma elevada diversidade de macrófitas aquáticas nesse continente (e.g., Irgang & Gastal Jr., 1996; Pott & Pott, 2000; Ferreira et al., 2011;), onde abriga a maioria dos táxons de macrófitas aquáticas do globo terrestre (Chambers et al., 2008).

Para o sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná vários trabalhos já demonstraram que a maioria dos ambientes são colonizados pelas assembléias de macrófitas aquáticas (Kita & Souza, 2003; Santos & Thomaz, 2004; Thomaz *et al.*;2009), No entanto, foi primeira vez que se investigou o papel do banco de diásporos visando determinar a comunidade vegetal aquática atual e histórica.

O banco de sementes de maneira geral está envolvido em pelo menos quatro processos em níveis populacionais e de comunidades. São estes: o estabelecimento de populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos e a restauração da riqueza de espécies após distúrbios naturais ou antrópicos (Baider et al., 1999; Uhl et al., 1988; Garwood, 1989). Além disso, o banco de sementes é considerado um indicador do potencial de regeneração de áreas úmidas (van der Valk & Davis, 1978). Assim, o conhecimento da composição do banco de sementes contribui para a compreensão da longevidade e a história da vegetação em níveis populacionais e/ou de comunidades (van der Valk & Davis, 1979; Nicholson & Keddy, 1983), como também, para a determinação da composição de espécies após um distúrbio, indicando estágios pretéritos da dinâmica sucessional de plantas aquáticas em um ambiente.

A conectividade em ambientes como planície de inundação diferencia a magnitude dos processos ecológicos locais, assim, a conectividade superficial de água permite a troca constante de matéria e energia dos rios com as lagoas conectadas ao canal do rio (Ward et al., 1999; Pringle, 2001). Como resultado, o curso do rio em planícies de inundação recebe, transporta e redistribui a informação (sementes, nutrientes, propágulos, organismos, sedimentos) gerada na parte superior da bacia e na planície (Neiff, 2003). Portanto, a conectividade tem sido considerada um aspecto importante para explicar as similaridades dos diferentes grupos de organismos aquáticos de planícies de inundação (Ward & Tockner, 2001; Thomaz et al.; 2007). Além disso, Thomaz et al., (2009) demonstraram que o grau de conectividade das lagoas influencia a diversidade (alfa, beta e gama) das comunidades de macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná. Além disso, lagoas conectadas com o rio provavelmente

recebem maior quantidade de propágulos de macrófitas do que as lagoas desconectadas, podendo, levar diferenças na composição de espécies entre ambos os grupos de lagoas (Santos, et al., 2005)

Este trabalho tem por objetivo avaliar a importância do banco de diásporos de áreas alagáveis do alto rio Paraná, para tanto determinou-se a flora da assembléia local e de assembléias de macrófitas utilizando uma escala temporal, além da composição de espécies do banco de diásporos. Assim, as seguintes hipóteses foram testadas: i. O banco contém diásporos que não estão na vegetação local, de tal forma que, a composição do banco de diásporos em um determinado momento está mais relacionado com a flora aquática madura de anos mais remotos que anos mais recentes; ii. Os bancos de diásporos de lagoas não conectadas à calha do rio são mais relacionados à flora local (macrófitas adultas) do que bancos de lagoas conectadas a calha do rio.

2.2 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Paraná é a segunda maior da América do Sul em comprimento e área de drenagem (Neiff, 1995). No seu trecho superior, onde está localizada a planície inundável do Alto rio Paraná a paisagem é formada por rios, canais secundários, ressacos, lagoas temporárias e permanentes (Agostinho et al., 2004). A planície de inundação do Alto rio Paraná ocupa em território brasileiro uma área de aproximadamente 802.150 km² (Souza-Filho & Stevaux, 1997). Essa planície tem um importante papel ambiental por ser um sistema de elevada diversidade biológica, mas que recentemente tem tido sua integridade ecológica ameaçada por meio de operação de reservatórios (Agostinho et al., 2004; Souza-Filho, 2009)

O presente estudo está vinculado ao “Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração” (PELD – site 6). Foram estudadas seis lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, três conectadas e três desconectadas aos rios Paraná, Ivinheima e Baía (Figura 1). De maneira geral, os rios Paraná e Ivinheima são caracterizados por pH entre neutro e alcalino, elevados valores de condutividade elétrica, alcalinidade e oxigênio dissolvido, além de baixas concentrações de clorofila-*a* (Thomaz et al., 2004). O rio Paraná apresenta ainda elevada transparência da água e baixas concentrações de fósforo total e nitrogênio total, enquanto que o rio Baía apresenta menor velocidade da água e maiores concentrações de fósforo e nitrogênio (Thomaz et al., 2004; Roberto et al. 2009).

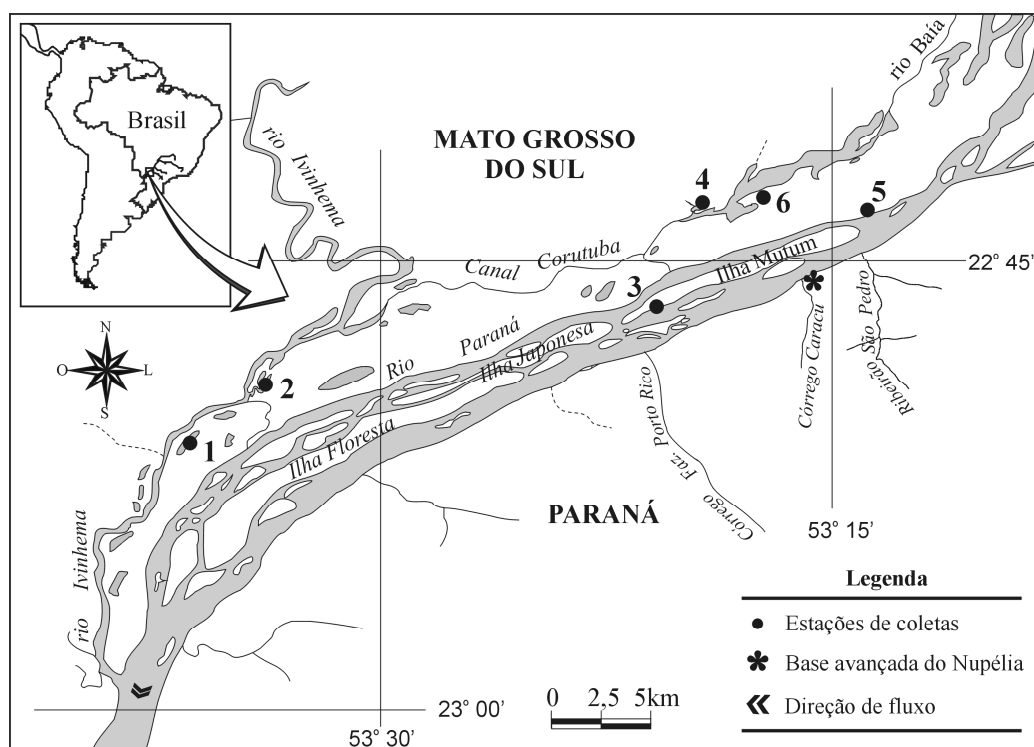


Figura 1. Localização dos pontos de coleta na planície de inundação do alto rio Paraná. 1= Lagoa Ventura; 2= Lagoa Patos; 3= Lagoa Osmar; 4= Lagoa Guaraná; 5= Lagoa Garças; 6= Lagoa Fechada. As lagoas 1 e 2 são conectadas ao rio Ivinheima (conexão indireta e direta, respectivamente); as lagoas 4 e 6 são conectadas ao rio Baía (conexão direta e indireta, respectivamente); e as lagoas 3 e 5 são conectadas ao rio Paraná (conexão indireta e direta, respectivamente).

2.3 Material e Métodos

2.3.1 Amostragem de Macrófitas Aquáticas (adultos)

A definição de macrófitas aquáticas usada no trabalho foi a proposta por Cook (1996), adicionando as modificações de Irgang & Gastal Jr. (1996). Assim assumiu-se como macrófitas aquáticas qualquer vegetal visível a olho nú, independente do grupo sistemático a que pertença (Charophyta, Briophyta, Pteridophyta, Spermatophyta), que ocorra em áreas úmidas, definidas segundo a Convenção de Ramsar, Irã, de 1971[(São Paulo (Estado). Secretaria do Estado do Meio Ambiente, 1997)], estando em contato com a água permanentemente ou por alguns meses a cada ano, não havendo delimitações com relação aos hábitos das espécies ou suas relações com a água (formas biológicas).

A assembléias de espécies de macrófitas aquáticas foram amostradas entre março/2002 e novembro/2008, sendo realizadas quatro campanhas anuais, com exceção de 2006 em que foi realizado apenas 2 coletas/ano, assim, totalizando 26 visitas ao campo. A cada coleta os dados de presença e ausência das espécies de macrófitas foram anotados, os quais posteriormente foram relacionados à composição de espécies do banco de diásporos. Para tanto, as margens das lagoas foram vistoriadas com uma embarcação, mantida a baixa velocidade, e um rastelo foi utilizado para coletar exemplares de macrófitas submersas.

Os espécimes coletados, quando necessário, foram lavados em água corrente para remover o excesso do material aderido. O material botânico foi herborizado entre jornal e papelão e alumínio canelado, prensado e desidratado em estufa. Macrófitas submersas foram conservadas

em álcool 70%. A identificação final foi feita por consulta a especialistas e de acordo com a literatura especializada (Cook, 1990; Kissmann, 1997; Lorenzi, 2000; Pott & Pott, 2000).

2.3.2 Amostragem do banco de diásporos

Para determinar a composição do banco de diásporos do sedimento foi utilizado um coletor tipo Pettersen modificado (0,0345m²). Neste trabalho considerou o conceito de diásporo, baseado em Ferreira (1994), pois, as unidades experimentais envolvidas podem ser sementes ou frutos secos indeiscentes. De acordo com a definição desse autor, diásporos são as estruturas que têm por função garantir a sobrevivência, a disseminação e a variabilidade genética de uma espécie, constituindo a forma mais compacta e eficiente de preservação de um genoma.

As amostras foram coletadas no mês de junho/2009 em quatro pontos aleatórios (réplicas) de cada ambiente, totalizando uma área amostrada de 0,138m² e um total de 24 amostras de sedimento. A data da coleta dos bancos de diásporos foi escolhida baseada no período de floração e produção de diásporos da maioria das macrófitas aquáticas em planícies de inundação, a qual é sincronizada com o regime de inundação. Segundo Agostinho et al. (2002a), historicamente para o rio Paraná a inundação ocorre entre novembro/janeiro e maio/junho. Esta sincronia maximiza a dispersão das espécies garantindo um estoque de diásporos no banco principalmente aqueles produzidos em 2008.

O material (sedimento com diásporos) foi lavado e triado em uma série de peneiras de malhas (2, 1 e 0,2 mm), conforme Bonis et al., (1995), os diásporos retidos foram fixados e conservados em álcool 70%. Vale ressaltar que optou-se por esse método de contagem direta do diásporo (Simpson, et al.,1989), pois, o método mais usual, a saber, método de emergência ou

germinação (Brown, 1992), não fornece uma listagem completa das espécies do banco de diásporos (Gross, 1990).

Em laboratório, com auxílio de um microscópio estereoscópico os diásporos foram contados, identificados e registrados. Para a identificação dos espécimes utilizou-se as obras de Kissmann (1997), Kissmann & Groth (1999, 2000) e Cook (1974, 1990), concomitante à comparações com frutos e sementes depositados no Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM).

Para observação indireta da viabilidade do diásporo foi utilizado o teste da “pressão ao toque”, realizado com auxílio de uma pinça. Os diásporos firmes foram considerados viáveis, e aqueles quebrados, com orifícios na superfície, predados, com injúrias no pericarpo e/ou “chocos” foram considerados como não-viáveis (Thompson, 1987), portanto, descartados para as análises. Também, não foi possível avaliar a viabilidade do banco de diásporos através do teste de coloração do embrião com cloreto de tetrazólico por se tratarem de diásporos muito pequenos e ainda apresentando tegumentos secos e duros.

2.3.3 Análise dos dados

No total, foi utilizado um banco de dados de 26 meses de inventário florístico de adultos de macrófitas aquáticas, entre março de 2002 e novembro de 2008 (Figura 2). Para a análise dos dados, algumas famílias como Cyperaceae e Poaceae foram identificadas até o nível genérico, tendo em vista a falta de material fértil (flores e frutos) e a consequente dificuldade na identificação até o nível específico.

Para testar as hipóteses utilizou-se matrizes de presença e ausência de espécies de macrófitas adultas e de espécies do banco de diásporos, em seguida, aplicou-se uma análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA – Hill & Gauch, 1980; Gauch 1994) com o objetivo principal de explorar as relações entre a composição florística do banco de diásporos e a composição da flora de adultos nos diversos períodos analisados. Também, verificar o efeito da conectividade (fechado/aberto) sobre a composição do banco de diásporos.

Os períodos de coleta de adultos foram separados por anos e acrescidos do ano correspondente na análise, ou seja, (março/2002 a novembro/2002 = **Ano 1**; março/2003 e setembro/2003 = **Ano 2**; março/2004 a dezembro/2004 = **Ano 3**; março/2005 a dezembro/2005 = **Ano 4**; março/2006 a novembro/2006 = **Ano5**; março/2007 a novembro/2007 = **Ano 6** e março/2008 a novembro/2008 = **Ano 7**). Para todos os anos de inventário florístico foram realizadas 4 campanhas/ano, no entanto, entre o período do ano de 2003, o qual corresponde nas análises ao Ano2, inadvertidamente, realizou-se somente 2 campanhas.

Para tanto, analisou-se a relação entre os períodos de coleta da vegetação de adultos de sete anos de monitoramento da vegetação adulta de macrófitas e do banco de diásporos sobre os escores dos dois primeiros eixos da DCA, através de análise de variância (ANOVA) bifatorial (Zar, 1999). As médias foram comparadas pelo teste de Tukey (Zar, 1999).

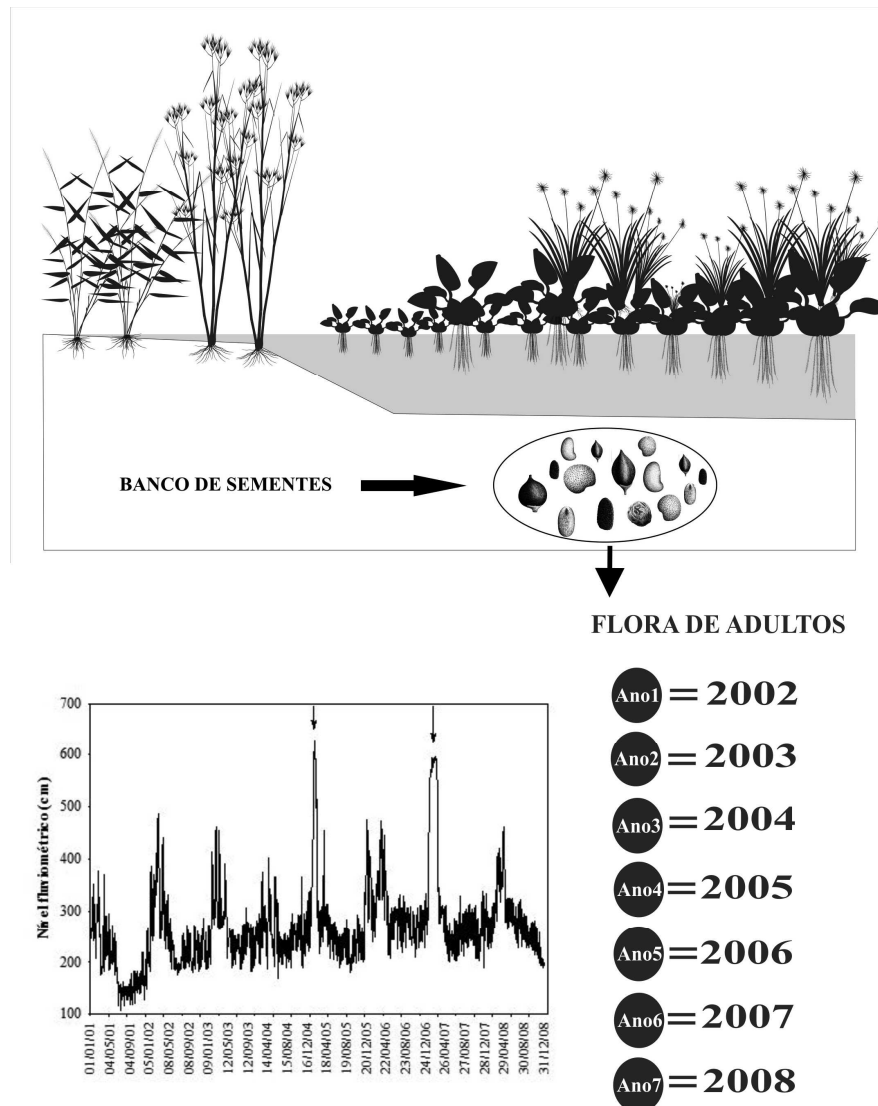


Figura 2 – Figura hipotética ilustrando a forma na qual os dados foram avaliados durante sete anos de amostragem da vegetação de adultos em relação ao banco de diásporos. Nota-se que a amostragem do banco de diásporos foi realizada somente uma vez e o gráfico a esquerda mostra os níveis fluviométricos mensurados na planície de inundação do alto rio Paraná entre janeiro de 2001 e dezembro de 2008. As duas setas indicam os eventos de cheia (janeiro de 2005 e 2007), classificados como distúrbios, em função de suas magnitudes, modificado de Carvalho (2009).

2.4 Resultados

2.4.1 Frequência e composição de espécies da flora dos adultos de macrófitas

Ao longo do período de amostragem, a flora de adultos de macrófitas foi composta por 65 táxons, variando entre 5 (lagoa do Osmar/ março e maio/2002) e 24 (na lagoa das Garças e Fechada novembro/ 2008). Em média, a menor riqueza de táxons foi observada na lagoa Osmar (lagoa praticamente isolada e inserida em ilha fluvial do rio Paraná = 8,5 espécies), enquanto, a maior riqueza foi registrada na lagoa do Guaraná (conectada diretamente ao rio Baía = 15,2 espécies). A variação temporal da riqueza de espécies não seguiu um padrão discernível nos seis ambientes monitorados, contudo, houve certos momentos com flutuação sincrônica da riqueza de espécies. As principais espécies, em termos de frequência de ocorrência ao longo dos meses, foram as emergentes *Polygonum ferrugineum* Wedd., *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *Polygonum stelligerum* Cham. e *Oxycaryum cubense* (Poepp. & Kunth) Lye e as flutuantes livres *Salvinia auriculata* Aubl. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.

Os resultados obtidos pela curva de acumulação de espécies evidenciaram diferenças na riqueza de macrófitas e nos ambientes amostrados (Figura 3). Para algumas lagoas como Guaraná e Garças, conectadas permanentemente com o rio, as curvas de riqueza de espécies de macrófitas não atingiram uma assíntota, ou seja, o inventário de macrófitas ainda não capturou todas as espécies do local estudado.

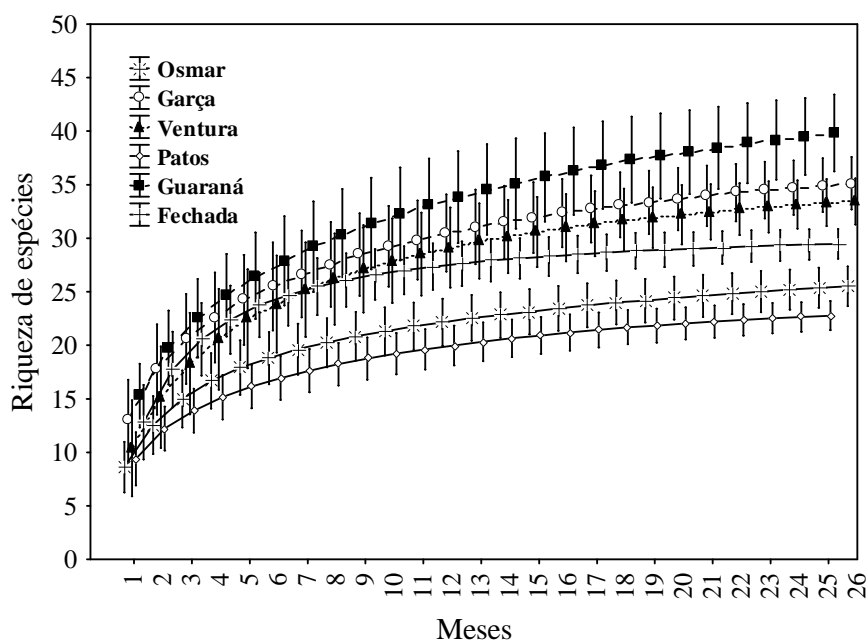


Figura 3. Curvas de acumulação de espécies mostrando o aumento de espécies à medida que novos períodos de coleta são adicionados. As linhas representam uma curva média, as barras verticais a variação possível entre as curvas.

2.4.2 Composição do banco de diásporos

O banco de diásporos apresentou uma riqueza total de 26 espécies de macrófitas aquáticas, e foi caracterizado pela presença de todas as formas biológicas (Tabela 1), sobretudo das formas emergente (57,7%), anfíbia (11,5%) e flutuante fixa (11,5%). As espécies mais frequentes nas amostras dos sedimentos foram *Eichhornia azurea*, *Eleocharis* sp, *Oxycaryum cubense* e *Polygonum punctatum*, que se destacaram por estar presentes em todos os ambientes estudados. Contudo, espécies raras como *Echinochloa polystachya*, encontrada apenas na lagoa Ventura, *Drymaria* sp, apenas na lagoa Osmar, e *Polygonum meissnerianum*, na lagoa Fechada, foram uma característica exclusiva de ambientes desconectados

Tabela 1- Flora do Banco de Sementes dos ambientes, na Planície de Inundação do Alto rio Paraná, Brasil. F.B= formas biológicas; An= anfíbia; Em= emergente; Ep= epífita; Ff= flutuante-fixa; Fl= flutuante-livre; Sf= submersa-fixa e Sl= submersa-livre.

Espécies/Lagoas	F.B.	Osmar	Garças	Ventura	Patos	Guarana	Fechada
<i>Aeschynomene sensitiva</i>	Em				X	X	
<i>Cabomba furcata</i>	Sf	X				X	
<i>Cyperus</i> sp	Em	X	X				X
<i>Drymaria</i> sp	An	X					
<i>Echinochloa polystachya</i>	Em			X			
<i>Eichhornia azurea</i>	Ff	X	X	X	X	X	X
<i>Eichhornia crassipes</i>	Fl		X	X	X	X	X
<i>Eleocharis</i> sp	Em	X	X	X	X	X	X
<i>Eryngium</i> sp	Em	X					
<i>Hibiscus sororius</i>	An				X		
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Ff					X	X
<i>Hygrophila costata</i>	Em		X		X		
<i>Limnobium laevigatum</i>	Ff					X	X
<i>Ludwigia leptocarpa</i>	Em	X	X	X			
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Em					X	
<i>Nymphaea amazonum</i>	Ff	X		X	X	X	X
<i>Oxycaryum cubense</i>	Ep	X	X	X	X	X	X
<i>Polygonum acuminatum</i>	Em		X	X	X	X	X
<i>Polygonum ferrugineum</i>	Em	X		X	X	X	X
<i>Polygonum hydropiperoides</i>	Em		X	X	X	X	X
<i>Polygonum meissnerianum</i>	Em						X
<i>Polygonum punctatum</i>	Em	X	X	X	X	X	X
<i>Polygonum stellingium</i>	Em				X		X
<i>Rhynchospora corymbosa</i>	An	X	X			X	X
<i>Salvinia auriculata</i>	Fl			X	X	X	X
<i>Utricularia foliosa</i>	Sl	X	X	X	X		X

As lagoas Fechada e Guaraná, associadas ao hidrossistema rio Baía, foram as que apresentaram o maior número de espécies no banco de diásporos (17 e 16 espécies, respectivamente). A riqueza média do banco de diásporos em todos os ambientes amostrados foi de 14 espécies.

2.4.3 Relação entre flora de adultos e banco de diásporos

A análise de ordenação (DCA), de maneira geral demonstrou haver diferenças na composição de espécies do banco de sementes e a flora de adultos de macrófitas aquáticas (Figura 4). O Eixo 1 ordenou a composição dos adultos nos diferentes anos de monitoramento, sendo que, o ano 7 se distinguiu entre os demais independente da conectividade. A análise de variância dos escores demonstrou diferença significativa entre os anos ($F=16.13$; $p\leq 0,01$) como também entre o grau de conectividade ($F=18.68$; $p\leq 0,01$), a análise também indicou interação significativa entre os anos de amostragem de adultos e o grau de conexão (aberto e fechado) ($F=3.24$; $p\leq 0,01$). Entretanto, a partir dos resultados da análise de variância para este eixo não houve diferença significativa entre o banco de sementes e a flora de adultos, exceto para os anos mais recentes do monitoramento (anos 6 e 7), os quais diferiram significativamente em relação à composição do banco de sementes em comparação com os demais anos analisados, bem como entre o grau de conectividade (Figura 5a).

No entanto, ainda para o Eixo 1 os bancos de diásporos de lagoas desconectadas não foram significativamente relacionado à flora local destes mesmos ambientes. Sobretudo, algumas espécies foram características em relação ao grau de conectividade. Por exemplo, *Cabomba furcata* ocorreu com mais frequência nas lagoas abertas, enquanto que três outras espécies *Cyclanthera hystrix*, *Mikania cordifolia* e *Aeschynomene sensitiva* foram registradas majoritariamente nas lagoas desconectadas.

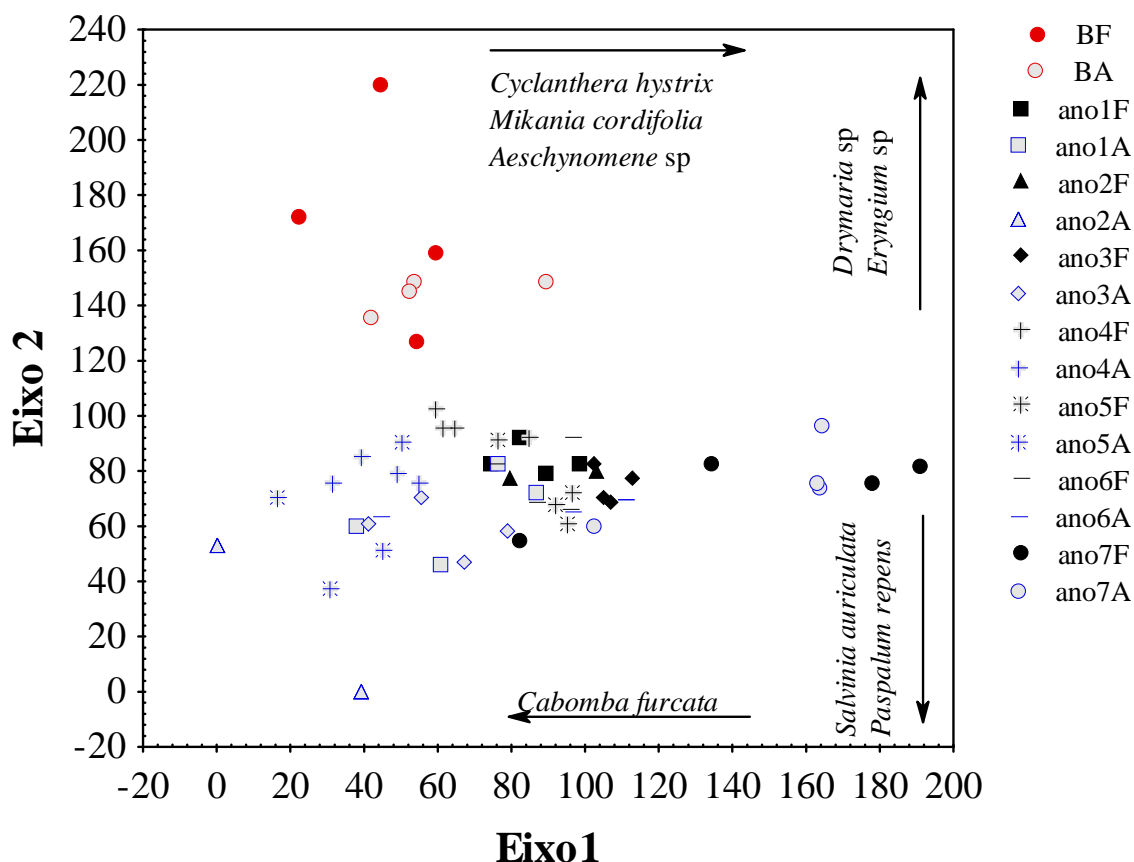


Figura 4. Diagrama de ordenação derivado da análise de correspondência (DCA) que representa a variação temporal da composição florística de adultos (entre 2002 e 2008) e do banco de sementes (2009). BF= banco de diásporos de lagoas desconectadas; BA= banco de diásporos de lagoas desconectadas; A = conectada; F = desconectada.

O Eixo 2 da DCA ordenou as amostras distinguindo o banco de sementes em relação à flora dos adultos de macrófitas, e de acordo com a análise de variância dos escores a diferença foi significativa na composição dos períodos de coleta de adultos ($F=30.33$; $p \leq 0,05$) e também entre a conectividade ($F=18.94$; $p \leq 0,05$). Por outro lado, para o Eixo 2 a composição do banco de sementes foi significativamente diferente de todos os anos amostrado no monitoramento de adultos (Figura 5b).

Além disso, a análise para este eixo não mostrou interação entre os anos de amostragem de adultos e o grau de conexão ($F=1.34$; $p=0.27$).

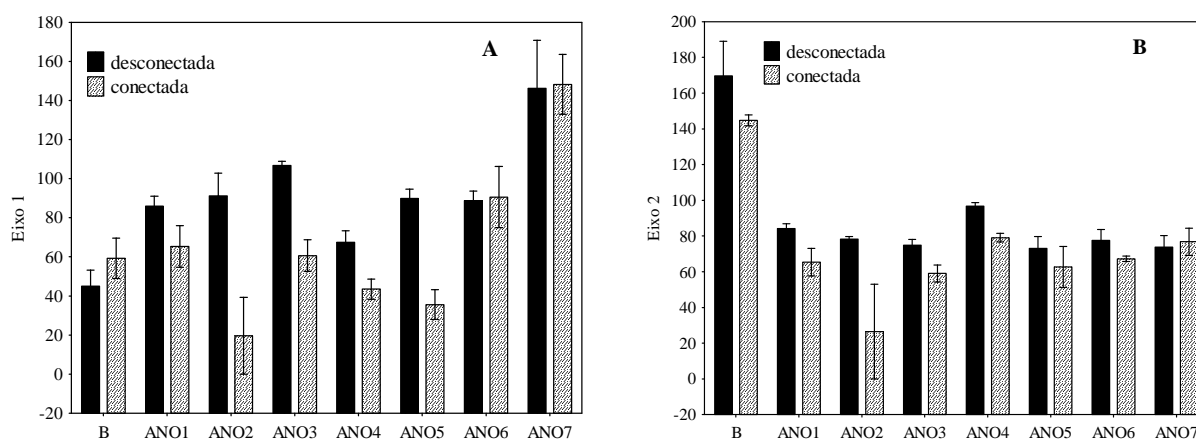


Figura 5. Média e erro padrão obtido para o banco de diásporos e para cada ano da amostragem de macrófita aquáticas adultas, eixo 1 (A) e eixo 2 (B).

Apesar de o banco ter sido amostrado apenas uma vez, seu conteúdo revelou que a riqueza de espécies exclusivas foi menor do que a riqueza de espécies exclusivas de macrófitas adultas durante o período, de tal forma que esta relação foi mais dissimilar em anos anteriores (e.g., anos 1 e 2) do que anos mais recentes (e.g., ano 6 e 7). Entretanto, para as espécies comuns do banco de diásporos e a flora de adultos notou-se-se um padrão inverso, ou seja, o número de espécies comuns aumenta nos primeiros anos e logo constata-se uma estabilização na riqueza de espécies.

Outro fato relevante é que, em geral, o banco de diásporos foi diferente da assembléia de macrófita aquáticas atuais, estas representadas pelas as espécies adultas coletadas em 2008.

Da mesma forma, o número de espécies comuns entre o banco de sementes e a flora adulta observada em 2008 foi de apenas 3 espécies para a lagoa Osmar (*N. amazonum*, *P. punctatum* e *R. corymbosa*), 9 espécies para a lagoa das Garças (*Cyperus* sp, *Eleocharis* sp, *E. azurea*, *H. costata*, *O. cubense*, *P. acuminatum*, *P. punctatum*, *R.corymbosa* e *U. gibba*), 5 espécies para a lagoa Ventura (*E.crassipes*, *O.cubense*, *L.leptocarpa*, *P.punctatum* e *S.auriculata*); 9 para a lagoa dos Patos (*Aeschynomene* sp., *E.azurea*, *E.crassipes*, *O.cubense*, *P.acuminatum*, *P.ferrugineum*, *P.stelligerum*, *S.auriculata* e *Hibiscus sororius*), 8 espécies para a lagoa do Guaraná (*E.azurea*, *E.crassipes*, *H.ranunculoides*, *L.laevigatum*, *N.amazonum*, *O.cubense*, *P.acuminatum* e *P.ferrugineum*) e 13 espécies para a lagoa Fechada (*Cyperus* sp., *E.crassipes*, *Eleocharis* sp., *H.ranunculoides*, *L.laevigatum*, *O.cubense*, *P.acuminatum*, *P.hydropiperoides*, *P.meisneirianum*, *P.punctatum*, *P.stelligerum*, *R.corymbosa* e *U.foliosa*).

2.5 Discussão

A composição de espécies do banco de diásporos pode ser bastante distinta daquela da vegetação madura sobre ele (Jutila, 2003). Contudo, para macrófitas aquáticas esta característica ainda é pouco encontrada na literatura (Leck, et al., 1989; Cronk & Fennessy, 2001). Os bancos de diásporos das seis lagoas analisadas nesse estudo possuem diásporos que não estavam na vegetação local, de fato, através da ordenação foi possível comprovar a diferença entre a composição do banco de diásporo e a vegetação madura de macrófitas aquáticas. Por outro lado,

bancos de diásporos das lagoas desconectadas não foram relacionados com a flora local destes mesmos ambientes. Possivelmente, isto pode ser explicado pelos distúrbios de cheia ocorridos em 2005 e 2007, registrando níveis hidrométricos acima de 6 metros, que segundo Thomaz, et al., (1997), a troca de materiais entre as lagoas desconectadas e o canal principal dos rios Paraná, Baía e Ivinheima, só acontece em eventos de inundação acima de 3,5 metros. Como resultado, a flora do banco das lagoas desconectadas não foi relacionada com a composição florística dos adultos, portanto, através dos dados expostos nossa hipótese não foi sustentada.

O banco de diásporo pode ser diferente da população atual, por ter espécies não registradas ou espécies que ocorrem em abundâncias diferentes daquelas constatadas em comunidades que colonizam os ecossistemas no presente (Leck, 1989). E em outros casos, existe pouca similaridade entre os bancos de diásporos no solo e comunidades vegetais existentes, especialmente onde os bancos são dominados por uma ou duas espécies que estão ausentes da vegetação ou vice-versa (Thompson & Grime, 1979; McGraw, 1987; Hughes & Cass, 1997).

Sob o mesmo ponto de vista, alguns dos fatores que podem explicar as disparidades entre a composição florística da vegetação de adultos em relação ao banco de diásporos é a alta dominância de algumas espécies as quais contribuíram com a baixa riqueza de diásporos no banco, (e.g., *Acorus calamus*, Leck & Simpson, 1987a; *Phragmites australis*, Smith & Kadlec, 1983; *Peltandra virginica*, Whigam et al., 1979). Na planície de inundação do alto rio Paraná, *Eichhornia azurea* é a espécie dominante, apresentando elevados valores de produtividade e biomassa (Santos, 2004), além produzir expressivas quantidades de sementes, conforme registrado por Ferreira (dados não publicados), o banco de sementes dessa espécie nas mesmas

lagoas deste estudo foi de 13.884 sementes/m⁻², sendo suas sementes viáveis no sedimento por até 15 anos (Pedralli, 1996).

A elevada densidade de sementes de *E.azurea* nos sedimentos das lagoas sugere que o banco de sementes pode ser o responsável para a manutenção da abundância e dominância desta espécie na planície de inundação do alto rio Paraná.

Quando se comparou a flora do banco de diásporos com a flora das macrófitas adultas percebeu-se que existem diásporos de espécies que só ocorreram na flora adulta amostrada em 2007, como também em 2002, isto é, 2 e 7 anos antes da amostragem do banco de sementes. Bakker et al., (1996), propuseram uma classificação para banco de sementes relacionada com a manutenção da viabilidade de sementes que compõem o banco. Nesta classificação, os bancos são divididos em “persistentes” (mais de 2 anos viáveis), “intermediários” (de 1 a 2 anos viáveis) e “transitórios” (menos de um ano viáveis). Contudo, independente dos ambientes amostrados ou das espécies amostradas, segundo este autor, o banco de sementes só pode ser classificado nessas categorias quando se realiza um estudo de viabilidade das sementes que geralmente é substituído por estudos de germinação das sementes que fazem parte desse banco ao longo dos anos.

Sendo assim, chega-se em outra discussão dos prós e contras da utilização do método de contagem direta para a caracterização do banco de diásporos utilizado neste trabalho, da mesma forma que o método garante a completa amostragem do banco, ele não permite a determinação da real viabilidade dos diásporos. Portanto, de acordo com os dados dos diásporos encontrados nesse trabalho, sugere-se que os mesmos, conseguiram permanecer no sedimento por mais de 5 anos, e com isso, eles provavelmente possuem características de diásporos os quais podem formar banco de diásporos persistentes. Além disso, essas características são inerentes às espécies resistentes a

distúrbios e muitas das vezes ligados a habitats imprevisíveis como é o caso de planícies de inundação (Leck & Simpson, 1987a).

Outra variável que afeta a riqueza de espécies do banco de diásporos é o período de tempo que eles persistem e continuam presentes no banco. A persistência pode variar de dias a décadas (van der Valk & Davis 1978). Apesar dos resultados ter mostrado diferenças entre o banco de diásporos e a vegetação existente, ele é uma boa indicação da composição de espécies potenciais das lagoas avaliadas.

Em suma, os resultados obtidos sugerem que na planície de inundação do alto rio Paraná, o banco de diásporos é diverso, com alta variabilidade espacial, tendo influência no estabelecimento de espécies emergentes e anfíbias, componentes de grupos ecológicos envolvidos na regeneração da vegetação aquática após grandes distúrbios de cheia. E após a redução do nível de água, o banco de diásporos pode ser o responsável pelo estabelecimento de espécies de Cyperaceae, Poaceae e Pontederiaceae, principais grupos de macrófitas observados em áreas recém colonizadas na planície de inundação do alto rio Paraná. Enfim, os resultados também indicaram que fenômenos de grandes cheias “*El niño*” devem ser levados em consideração principalmente quando pretende-se relacionar composição de espécies do banco de diásporos e flora pretérita de macrófitas em lagoas de planícies de inundação.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C. V., Winemiller, K. O. 2002a. Biodiversity in the high Parana River floodplain. In: Wetlands Biodiversity. Gopal, B. (Ed.) School of Environmental Sciences Jawaharlal Nehru University, New Delhi.

- Agostinho, A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Int. J. Ecohydrol. Hydrobiol.* 4, 255-268.
- Baider, C., Tabarelli, M., Mantovani, W. 1999. O banco de sementes de um trecho de floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). *Rev. Bras. Biol.* 59, 319-328
- Baider, C., Tabarelli, M., Mantovani, W. 2001. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in southeast Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 61, 35-44.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Thompson, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Nerrl.* 45, 461-490
- Bonis, A., Lepart, J., Grillas, P. 1995. Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. *Oikos* 74, 81-92
- Brown, D. 1992. Estimating the composition of a Forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Can. J. Botany* 70, 1603-1612.
- Carvalho, P. 2009. Diversidade e estabilidade das macrófitas aquáticas em dois ambientes subtropicais. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá.
- Cook, C.D.K. 1974. *Water plants of the world*. W. Junk, The Hague.
- Cook, C.D.K. 1996. *Aquatic plant book*. The Hague: SPB Academic Publishing.
- Cook, C.D.K. 1990. *Aquatic plant book*. The Hague: SPC Academic Publishing.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K.J., and Thomaz, S.M. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiol.* 595, 9-26.
- Cronk, J.K., Fennessy, M.S. 2001. *Wetland plants: biology and ecology*. Lewis Publishers, New York pp.237-278.
- Darwin, C. 1857. On the action of sea-water on the germination of seeds. *J. Linn. Soc. London* 1, 130-140
- Darwin, C. 1859. *The origin of the species by means of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life*. Murray, London.
- Ferreira, A.B.H. 1994. *Dicionário eletrônico da língua portuguesa*. Versão 4.0
- Ferreira, F.A., Mormul, R.P., Thomaz, S.M., Pott, A, Pott, V.J. 2011. Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. *Rev. Biol. Trop.* 2, 541-556.

- Garwood, N. C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: Leck, M.A., Parker, T. V., Simpson, R. L. (Eds) Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, New York p. 149–209.
- Gauch, Jr., H. G., 1994. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gross, K. L. 1990. A comparison of methods for estimating seeds numbers in the soil. *J. Ecol.* 78, 1079-1093.
- Hill, M.O., Gauch Jr, H.G., 1980. Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Plant Ecol.* 42, 47-58.
- Hopkins, D.R., Parker, V.T. 1984. A study of the seed bank of a salt marsh in northern San Francisco Bay. *Am. J. Bot.* 71, 348-355.
- Hughes, I., Cass, W.C. 1997. Pattern and process of a floodplain forest. Vermont USA: predicted responses of vegetation to perturbation. *J. Appl. Ecol.* 34, 594-612.
- Irgang, B. E., Gastal Jr., C.V.S. 1996. Macrófitas Aquáticas da planície costeira do RS. CPG - Botânica/UFRGS Porto Alegre.
- Jutila, H. M. 2003. Germination in Baltic coastal wetland meadows: similarities and differences between vegetation and seed bank. *Plant Ecol* 166, 275-293.
- Keddy, P.A., Reznicek, A.A. 1982. The role of seed banks in the persistence of Ontario's coastal plain flora. *Am, J. Bot.* 69, 13-22.
- Kita, K. K., Souza, M. C. 2003. Levantamento florístico e fitofisionomia da lagoa Figueira e seu entorno, planície alagável do alto rio Paraná, Porto Rico, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci. Biol. Scien.* 25, 145-155.
- Kissmann, K.G. 1997. Plantas infestantes e nocivas. BASF, Tomo 1, São Paulo.
- Kissmann, K.G. & Groth. 1999. Plantas infestantes e nocivas. BASF, Tomo 3, São Paulo.
- Kissmann, K.G. & Groth. 2000. Plantas infestantes e nocivas. BASF, Tomo 2, São Paulo.
- Leck, M. A., Simpson, R.L. 1987a. Seed bank of a freshwater tidal wetland: Turnover and relationship to vegetation change. *Am. J. Bot.* 74: 360-370
- Leck, M.A., Simpson, R.L., Parker, V.T. 1989. The seed bank of a freshwater tidal wetland and its relationship to vegetation dynamics. In: Sharitz, R.R., Gibbons, J.W. (Eds.) Freshwater wetlands and Wildlife. Off. Sci. Tech. Info., Oak Ridge pp. 189-205

- Leck, M.A. 1989. Wetland seed banks. In *Ecology of Soil Seed Banks*, New York. Academic Press, New York pp. 283-305.
- Lorenzi, H. 2000. *Plantas daninhas do Brasil*. Plantarum, Nova Odessa.
- MacGraw, J.B. 1987. Seed bank properties of an Appalachian sphagnum bog and a model of the depth distribution of viable seeds. *Can. J. Bot.* 65, 2028-2035.
- Milton, W.E.J. 1939. The occurrence of buried viable seeds in soils at different elevation and in a salt marsh. *J. Ecol.* 27, 149-159.
- Neiff, J. 2003. Planícies de inundação são ecótonos?. In: Henry, R. (Ed.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos, pp. 29-45.
- Neiff, J. 1995. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verin Theor Ang Limnol* 26, 167-180.
- Nicholson, A., Keddy, P.A. 1983. The depth profile of a shoreline seed bank in Matchedash Lake, Ontario. *Can. J. Bot.* 61, 3293-3296.
- Pedralli, G. 1996. Aguapés: biologia, manejo e uso sustentado. *Estud. Biol. Curitiba*, 4, 33-53.
- Pringle, C. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecol. Appl.* 11, 981-998.
- Pott V.J., Pott A., 2000. *Plantas aquáticas do Pantanal*. EMBRAPA, Brasília.
- Roberto, M.C., Santana, N.F., Thomaz, S.M., 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz. J. Biol.* 69(2, Suppl.), 717-725
- Roberts, H.A. 1981. *Seed banks in the soil*. *Advances in Applied Biology*, Cambridge, Academic Press.
- Salter, J. 1857. On the viability of seeds after prolonged submersion in the sea. *J. Linn. Soc. London*, 1 140-142.
- Santos, A. M., Thomaz, S.M. 2005. Diversidade de espécies de macrófitas aquáticas em lagoas de uma planície de inundação tropical: o papel de conectividade e do nível da água. *Cad. Biodivers.* 5, 16-24.
- Santos, A.M. 2004. *Macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná: produtividade primária, decomposição, ciclagem de nutrientes e diversidade*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá.

- Santos, A.M., Thomaz, S.M. 2004. The role of connectivity in structuring aquatic macrophyte assemblages. In: Agostinho, A.A., Rodrigues, L., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., Miranda, L.E. (Eds.) Structure and functioning of the Parana River and its floodplain. Eduem, Maringá.
- Sao Paulo (Estado), 1997. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Convenção de Ramsar. Entendendo o meio ambiente, São Paulo.
- Schulthorpe, C.D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Koeltz Scientific Books, Königstein, West Germany.
- Simpson, R.L., Leck, M.A., Parker, V.T., 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (Eds.). Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, San Diego, pp. 3-9.
- Smith, L.M., Kadlec, J. A. 1985b. The effects of disturbance on marsh seed banks. *Can. J. Bot.* 63, 2133-2137.
- Smith, L.M., Kadlec, J. A. 1983. Seed banks and their role during drawdown of a North American marsh. *J. Appl. Ecol.* 20, 673-684.
- Souza-Filho, E.E. 2009. Evaluation of the Upper Parana River discharge controlled by reservoirs. *Braz. J Biol* 69, 707-716.
- Souza-Filho, E.E., Stevaux, J.C. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba e Ivinheima. In: Vazzoler, A.E., Agostinho, A.A. Hann N.S. (Eds.) A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos. Eduem, Maringá, pp. 3-46.
- Thomaz, S.M., Roberto, M.C., Bini, L.M., 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler, A.E.A.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (Eds.), A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Eduem: Maringá, pp 71-100.
- Thomaz, S.M., Carvalho, P., Padial, A.A., Kobayashi, J.T. 2009. Temporal and spatial of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Braz. J. Biol.* 69, 617-625.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Pagioro, T.A., Murphy, K.J., Santos, A.M., Souza, D.C., 2004. Aquatic macrophytes: diversity, biomass and decomposition. In: Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (Eds.), The upper Paraná River and its floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 331-352.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1-13.

- Thompson, K., Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J. Ecol.* 67, 893-921.
- Thompson, K. 1992. The Functional Ecology of Soil Seed Banks. In: Fenner, M. *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Cab International, Wallingford, pp 231-258.
- Thompson, K. 1987. Seeds and seed banks. *New Phytol. (Suppl.)* 106, 23-24.
- Uhl, C., Clark, K., Maquirino, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 69 751-763.
- van der Valk, A.G., Davis, C.B. 1979. A reconstruction of the recent vegetational history of a prairie marsh, Eagle Lake, Iowa, from its seed bank. *Aquat. Bot.* 6, 29-51.
- van der Valk, A.G., Davis, C.B. 1978. The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. *Ecology*. 59, 322-335.
- van der Valk, A.G., Davis, C.B. 1976. The seed banks of prairie glacial marshes. *Can. J. Bot.* 54, 1832-1838.
- Ward, J., Tockner, K., Scheiwer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul. Riv* 15, 125-139.
- Ward, J., Tockner, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshw. Biol.* 46, 807-819.
- Whigman, D.F., Simpson, R.L., Leck, M.A. 1979. The distribution of seeds, seedlings, and established plants of arrow arum (*Peltandra virginica* (L.) Kunth) in a freshwater tidal wetland. *Bull. Torrey Bot. Club* 106, 193-199.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4ed. Prentice Hall. New Jersey.

3 VARIACÃO ESPACIAL NA RIQUEZA DO BANCO DE DIÁSPOROS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL

3.1 Introdução

Sistemas rio-planície de inundação são amplamente reconhecidos como detentores de elevada diversidade biótica, sendo a heterogeneidade espaço-temporal, relacionada a esta diversidade que por sua vez é diretamente influenciada pela variação do ciclo hidrológico (Amoros & Roux, 1988; Junk et al., 1989). Considera-se que a regularidade nas variações do nível hidrométrico funcione como fator-chave no estabelecimento das complexas relações de dependência entre organismos e as planícies de inundação (Kwak, 1988; Poff et al., 1997), parecendo essas relações mais pronunciadas em sistemas tropicais (Neiff, 1990; Lewis et al., 2000).

Um dos mais importantes componentes estruturais dos ecossistemas de áreas úmidas é o banco de sementes. O banco de sementes está presente em praticamente todos os ecossistemas, e pode ser definido como uma agregação de sementes não germinadas, potencialmente capazes de substituir plantas adultas (van der Valk & Davis, 1978).

O acúmulo de sementes no banco varia de acordo com a entrada (dispersão) e saída (Luken 1990). Ambas as situações variam amplamente ao longo do ano, e a sucessão é provavelmente regulada por padrões sazonais de ingresso de sementes (Young et al., 1987). Porém, perda de sementes é comum ocorrendo geralmente devido à predação, decomposição, morte fisiológica induzidas pelo soterramento, germinação, e eliminação física devido à erosão ou outras perturbações (Leck 1989; Fenner 1985). O banco pode ser formado por sementes alóctones, incluindo principalmente a dispersão como fontes espacialmente e temporalmente

distantes, e por vezes autóctones, provenientes da chuva de sementes ou dispersão da vegetação local (Simpson et al 1989).

Apesar de muitas plantas aquáticas serem capazes de reproduzir sexualmente, o aumento vegetativo “clonal” parece ser o mecanismo de manutenção das populações de macrófitas, principalmente em planícies de inundação (Sculthorpe 1967; Barret-Segretain 1996). No entanto, estudos recentes de produção de sementes e banco de sementes em comunidades de plantas aquáticas sugerem que as sementes podem ser importantes para a colonização (Terrados 1993), manutenção (McMillan 1981; Smits et al., 1990) e o restabelecimento das populações logo após condições ambientais adversas (Leck & Simpson 1993; Grillas et al 1993; Bonis & Lepart 1994, Kimber et al., 1995).

Em áreas úmidas sujeitas às grandes variações do nível da água, a maioria das espécies de macrófitas possui sementes de longa duração, as quais podem persistir no banco de sementes viáveis por décadas (Cronk & Fennessy 2001). As alterações nos níveis de água podem criar condições que diminuam ou eliminem a possibilidade para a polinização, produção de sementes, germinação e estabelecimento de plântulas (Barret et al. 1993, Santamaria 2002).

Alguns fatores físicos do sedimento encontrados em planícies de inundação afetam o crescimento e recrutamento de plântulas no ambiente natural com também em experimentos. Por exemplo, substratos coesos apresentam alta resistência à germinação, já que as sementes tendem a se enterrar e não emergir por falta luz suficiente para o seu crescimento (Barrat-Segretain 1996).

Na planície de inundação do alto rio Paraná a comunidade de macrófitas aquáticas vem sendo investigada desde a década de 90. Os resultados dos estudos realizados até o momento

evidenciaram que a estrutura das assembléias de macrófitas está organizada em macro-escala e a composição de espécies varia de acordo com os rios aos quais os hábitats aquáticos se encontram associada. Em geral, algumas formas biológicas como as macrófitas submersas predominam nos hábitats conectados ao rio Paraná ocorrendo com baixas frequências em outros hábitats da planície, este padrão vem sendo consistente durante vários anos de pesquisas realizadas na planície de inundação do alto rio Paraná (Thomaz et al., 2009). Entretanto, nenhum trabalho foi realizado com o banco de diásporos, no intuito de agregar informações a esses padrões de diversidade para as macrófitas aquáticas. Mas, algumas inferências já foram mencionadas a respeito dos diásporos (propágulos) na planície de inundação do alto rio Paraná, assumindo que o banco de diásporos seria um componente importante no aumento da similaridade dos hábitats logo após as cheias (Thomaz et al., 2007). Como também nas identificações de modelos de sucessão ecológicas (*sensu* Van der Valk 1981), o banco de diásporos foi mencionado como a possível causa do desenvolvimento de uma comunidade única em um ambiente, e até, em uma região específica de um mesmo ambiente (Santos, 2004).

Assim, o objetivo deste trabalho foi comparar a riqueza e a composição de espécies do banco de diásporos de diferentes biótopos, testando a hipótese que a riqueza e a composição do banco de diásporos de macrófitas aquáticas são distintas entre os hábitats e está de acordo com o padrão geral das espécies macrófitas adultas (estabelecidas) na planície de inundação do Alto rio Paraná.

3.2 Área de estudo

O estudo foi realizado no sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná (Souza Filho & Stevaux, 1997), englobando a calha atual e a planície fluvial. Neste ambiente, a cobertura vegetal é a principal forma de realce das formas de relevo, possuía originalmente 480 km de extensão, hoje reduzido à menos de 230 km, devido a sucessivos barramentos para a implantação de hidroelétricas (Agostinho & Zalewski, 1996, dissertação Eder).

O trecho remanescente da várzea do rio Paraná é o último trecho livre de barramento existente nesse rio em território brasileiro, ao mesmo tempo é o único representante dos sistemas rio-planície de inundação inserida no Domínio da Mata Atlântica. Constitui-se na formação Florestal Estacional Semidecídua, embora apresente características bastante complexas com grande ocorrência de campos associados, além de áreas de tensão ecológica (Campos & Souza 1997).

Sistemas ambientais dessa natureza são marcados por alta variabilidade espacial com um mosaico paisagístico excepcionalmente complexo, composto por uma gama considerável de ecossistemas, tais como canais principais, canais secundários, lagoas, ilhas, alagados e áreas de transição entre zonas aquática e terrestre (Junk, 1989). O clima da região é transicional entre o clima tropical (Aw e Cw) no curso superior para o tropical (Cf) nas imediações do rio Paranapanema.

3.3 Material e Métodos

As vinte e quatro áreas de amostragem estão elencadas na Tabela 1 e Figura 1. Todos os pontos estão inseridos na calha principal dos rios Paraná, Baía e Ivinhema como também nas partes mais rebaixadas. Assim, amostraram-se os bancos de diásporos tanto dos canais ativos e como também das lagoas associadas a esses rios.

Tabela 1: Localização geográfica dos sítios de amostragem. Conec=conexão; Mar.=margem; MD=margem direita; ME=margem esquerda. Vale ressaltar que a profundidade não é real do ambiente e sim do local de coleta do sedimento.

Ambientes/abreviação	Conec.	Mar.	Prof.(m)	Coordenadas geográficas	
Rio Ivinhema (RI)	-	MD	3.2	S 22° 50' 08,3"	W 33°33'46,9"
Rio Ivinhema	-	ME	2.5	S 22° 49' 28,3"	W 33°18'06,2"
Lagoa Ventura (LV)	fechada	M1	1	S 22° 51' 29,1"	W 53°35'48,2"
Lagoa Ventura	fechada	M2	0.5	S 22° 51' 21,2"	W 53°36'02,5"
Lagoa dos Patos	aberta	M1	1.3	S 22° 49' 30,7"	W 33°33'18,0"
Lagoa dos Patos	aberta	M2	0.5	S 22° 49' 28,3"	W 33°18'06,2"
Canal Ipoitã	aberta	MD	3	S 22° 50' 08,3"	W 53°33'46,9"
Canal Ipoitã	aberta	ME	1.7	S 22° 50' 08,3"	W 53°33'46,9"
Rio Baía	-	MD	1	S 22° 43' 14,8"	W 53°17'40,4"
Rio Baía	-	ME	1.3	S 22° 43' 33,0"	W 53°17'26,5"
Lagoa Guraná	aberta	M1	1.2	S 22° 43' 33,0"	W 53°17'26,5"
Lagoa Guraná	aberta	M2	0.5	S 22° 43' 19,7"	W 53°18'13,0"
Lagoa Fechada	fechada	M1	1.6	S 22° 42' 44,4"	W 53°16'39,1"
Lagoa Fechada	fechada	M2	0.8	S 22° 42' 36,7"	W 53°16'34,3"
Canal Corutuba	aberta	MD	0.7	S 22° 45' 13,2"	W 53°21'30,6"
Canal Corutuba	aberta	ME	2	S 22° 45' 13,2"	W 53°21'30,6"
Rio Paraná	-	MD	0.4	S 22° 43'38,3 "	W 53°13'23,3"
Rio Paraná	-	ME	0.6	S 22° 44'32,7 "	W 53°12'47,6"
Lagoa das Garças	aberta	M1	0.9	S 22° 43'30,4 "	W 53°13'18,1"
Lagoa das Garças	aberta	M2	0.9	S 22° 43'31,3 "	W 53°13'18,0"
Lagoa Osmar	fechada	M1	0.7	S 22° 46'27,9 "	W 53°19'58,4"
Lagoa Osmar	fechada	M2	1	S 22° 46'27,9 "	W 53°19'58,4"
Ressaco do Pau Véio	aberta	M1	0.9	S 22° 44' 54,1"	W 53°15'25,8"
Ressaco do Pau Véio	aberta	M2	1.1	S 22° 44' 54,6"	W 53°15'25,8"

Aberta = lagoa conectada diretamente com o canal do rio; fechada = lagoa desconectada com o canal do rio.

A rede de sítios amostrados está sob condições de fluxos de canais secundários e de ligação, “vasos-comunicantes”, controlados pelos rios Baía, Ivinhema e Paraná, os quais interagem por meio dos canais Corutuba e Ipoitã (Comunello 2001).

Os ambientes associados ao rio Paraná como, a lagoa das Garças, lagoa Osmar e Ressaco do Pau-Véio, apresentam feições reliquias em evolução e feições truncadas ou sobrepostas a depósitos anteriores.



Figura 1: 1 = Lagoa Ventura; 2 = Rio Ivinhema; 3 = Canal Ipoitã; 4 = Lagoa Patos; 5 = canal Corutuba; 6 = Canal Baía; 7 = Lagoa Guaraná; 8 = Lagoa Fechada; 9 = Rio Baía; 10 = Lagoa Garças; 11 = Ressaco do Pau-Véio; 12 = Rio Paraná; 13 = Lagoa Osmar. Ambientes 1, 2, 3, e 4 estão associados ao “Hidrossistema Ivinhema”, 5, 6, 7, 8 e 9 ao “Hidrossistema Baía” e 10, 11, 12, e 13 ao “Hidrossistema Paraná”. Lagoas 1, 8 e 13 são isoladas, enquanto as outras são conectadas ao canal principal do rio.

Sobretudo existe uma considerável interação de processos hidrológicos, geomorfológicos e também ecológicos entre os canais principais e secundários (p.ex. rio Paraná, rio Ivinhema, rio Baía e Canal Corutuba) durante as águas baixas, (Rocha 2002). Tais interações afetam a

conectividade hidrológica com as lagoas ligadas aos canais e rios, sejam conectadas (abertas) ou desconectadas (fechadas), pois ora recebem água proveniente de uma fonte (canal), ora de outra.

3.3.1 Coleta do banco de diásporos e Método de emergência de plântulas

As amostras dos sedimentos submersos foram coletadas em março de 2009 com auxílio de um coletor tipo Petersen modificado ($0,0345\text{m}^2$) nas regiões litorâneas dos ambientes. Foram coletadas 6 réplicas em cada ambiente, totalizando 78 amostras de sedimento.

Após a coleta o sedimento foi acomodado em sacos plásticos identificados e posteriormente transportados à casa de vegetação *Oikos* localizada no *campus* da Universidade Estadual de Maringá - PR, cuja condição de sombreamento era de 30% e coberta por plástico incolor, o que mantinha isolada e protegida a contaminação de propágulos externos ao ambiente e impactos de chuva. A germinação das sementes foi acompanhada por um período de 15 semanas, entre março e julho/2009, as amostras foram colocadas em bandejas plásticas de 30 cm de comprimento, 9 cm de largura e 6 cm de altura totalizando em uma área de $0,027\text{m}^2$. O fundo da bandeja foi coberto com uma camada de 2 cm de areia lavada e esterilizada e uma camada 1 cm de sedimento. As bandejas foram aleatorizadas e colocadas sobre bancada da casa de vegetação, juntamente com elas foram colocadas três bandejas contendo apenas areia para servir de controle da contaminação da chuva local de sementes. O desenho experimental foi inteiramente casualizado por sorteio, sendo as condições experimentais, de água e luminosidade mantidas homogêneas em todos os tratamentos (Banzatto & Kronka, 1989).

As bandejas foram regadas duas vezes por dia, no período da manhã e tarde, mantendo uma lâmina d'água de aproximadamente 1 cm, durante todo o período do trabalho. A contagem

da germinação foi realizada diariamente, marcado o dia da germinação. O método utilizado para a quantificação e contagem das sementes foi o de emergência ou germinação (Brown, 1992). As plântulas foram identificadas, contadas e registradas semanalmente. Quando houve necessidade, exemplares testemunhos foram transferidos para outro recipiente para acompanhar o desenvolvimento e posterior identificação. A identificação das espécies foi feita por meio de consultas bibliográficas em literatura específica, por meio de comparação com exsiccatas depositadas na coleção referência do Laboratório de Macrófitas Aquáticas e também com o auxílio de pesquisadores especialistas.

De acordo com Baskin & Baskin (1998), os experimentos de germinação não devem ultrapassar 4 semanas, pois após esse período, as sementes vivas que eventualmente não tiverem germinado podem ser consideradas dormentes. Entretanto, aplicou-se curvas de acumulação de espécies, para certificarmos quando encerrar o experimento.

3.4 Análise dos dados

3.4.1 Composição do banco de diásporos

Para avaliar a diferença na composição de espécies do banco de diásporos foi aplicada uma análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA –Hill & Gauch, 1980; Gauch, 1994) para os treze ambientes. A aplicação desta técnica de ordenação visou diminuir a dimensionalidade dos dados e analisar quais os principais fatores envolvidos nos possíveis padrões. Para isto foram utilizados dados abundância de diásporos que germinaram (plântulas) em cada um do ambientes analisados (tratamento). Também, descartaram-se os dados de germinação de espécies não enquadradas na definição de macrófitas (*sensu* Pedralli 1990).

Para a análise dos dados, alguns táxons foram definidos até o nível genérico e/ou família, tendo a dificuldade na identificação de plântulas até o nível específico. Em função dessa resolução taxonômica limitada, optou-se por expressar os resultados como sendo a “riqueza de táxons”. O sistema de classificação para as espécies seguiu APGIII (2009) para Magnoliophyta (Angiospermae), o dicionário de Willis (1993) para Pteridophyta e Crandall-Sloter (1980) para Hepatophyta. A lista das espécies e autores foi padronizada utilizando o Catálogo de plantas e fungos do Brasil (vol. 1 e 2).

3.4.2 Riqueza de espécies do banco de diásporos

Visando eliminar o efeito da abundância sobre o número de espécies, a riqueza do banco de diásporos em cada biótopo foi comparada utilizando curvas de acumulação de espécies construídas através do software EcoSim 7. Assim, assumiu-se o indivíduo como a unidade amostral mais adequada uma vez que a estimativa da riqueza é dependente do número de indivíduos (Gotelli & Colwell, 2001). Embora a padronização pelo número de indivíduos geralmente não inclui informações sobre densidades, a amostragem produz dados mais confiáveis para o estudo de riqueza e composição de espécies, isto quer dizer: “...acumulamos espécies com indivíduos coletados” (Melo & Hepp 2008).

Visando testar os padrões gerais para macrófitas na planície de inundação, comparou-se a riqueza do banco de diásporos em diferentes escalas espaciais: entre rios; canais; lagoas; hidrossistemas e também entre todos os ambientes conectados e desconectados.

3.5 Resultados

3.5.1 Frequência e composição de espécies do banco de diásporos

Após as 15 semanas de observação emergiram 32 táxons de macrófitas aquáticas, distribuídos em 15 famílias; destas, 4 espécies são representadas por Criptógamas, sendo 2 Charophyta e 2 Hepatophyta, no entanto, nenhuma Pteridophyta emergiu a partir do banco de diásporos (Tabela 1). As famílias com maiores riquezas foram Poaceae (6 espécies), Cyperaceae, Hydrocharitaceae, Polygonaceae e Pontederiaceae (3 espécies cada) e Charophyceae, Onagraceae, Plantaginaceae e Ricciaceae (2 espécies cada). Também, germinaram duas espécies as quais não foram incluídas na categoria de macrófitas e por isso não foram utilizadas nas análises (e.g., *Cecropia pachystachya* Trécul e *Bactris glaucenses* Dudre).

Em relação à germinação dos diásporos, as espécies com maiores frequências de ocorrência foram *O. cubense* (100%, ou seja, essa espécie germinou em todos os biótopos), seguido por *E. azurea* (92,3%), *L. lagunae* e *P. punctatum* (84,6%) e *Eleocharis* sp, *N. amazonum* e *P. ferrugineum* (76,9%). Além disso, oito táxons só germinaram em um dos ambientes avaliados, portanto, consideradas as espécies raras das amostras.

Em geral, considerando todos os diásporos germinados, as frequências de ocorrência de táxons nos diversos biótopos foram: na lagoa Fechada (65,6%); lagoa Osmar (59,3%); ressaco do Pau Véio e lagoa Patos (56,2%); canal Corutuba e rio Baía (50%); canal Baía e rio Paraná (43,7%); lagoa Guaraná (37,5%), lagoa Garças e rio Ivinheima (34,3%); lagoa Ventura (31,2%) e canal Ipoitã (6,2%). Em relação às formas biológicas germinaram todas as sete formas conhecidas, emergente (31,2%), submersa-fixa (25%), anfíbia (18,7%), flutuante-livre (12,5%), flutuante-fixa (6,2%), submersa-livre e epífita (3,1%).

Os escores dos dois primeiros eixos de ordenação derivados da DCA (Eixo 1= 64,4% e Eixo2=45,6%) sugerem que os bancos de diásporos apresentaram composições de espécies diferenciadas (Figura 2). Os ambientes do hidrossistema Paraná foram os mais heterogêneos entre si e entre os demais, sendo caracterizados pela presença de espécies submersas, (e.g., *C. guaiensis*, *Najas furcata*, *H. verticillata* e *R. mexicana*), sendo essas espécies praticamente inexistentes nos demais ambientes. O lado esquerdo do Eixo 1, com exceção do rio Paraná, estão localizados os ambientes do hidrossistema Baía e Ivinheima, caracterizados pela presença das espécies flutuantes e emergentes (e.g., *E. azurea* e *L. laevigatum*). Além disso, foram registradas as maiores frequências de ocorrências para estas formas biológicas.

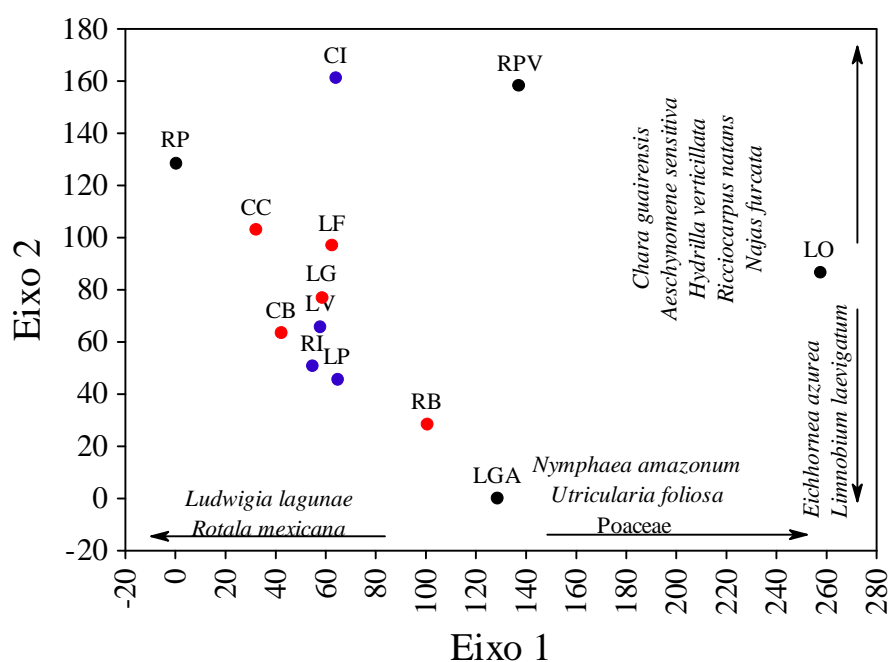
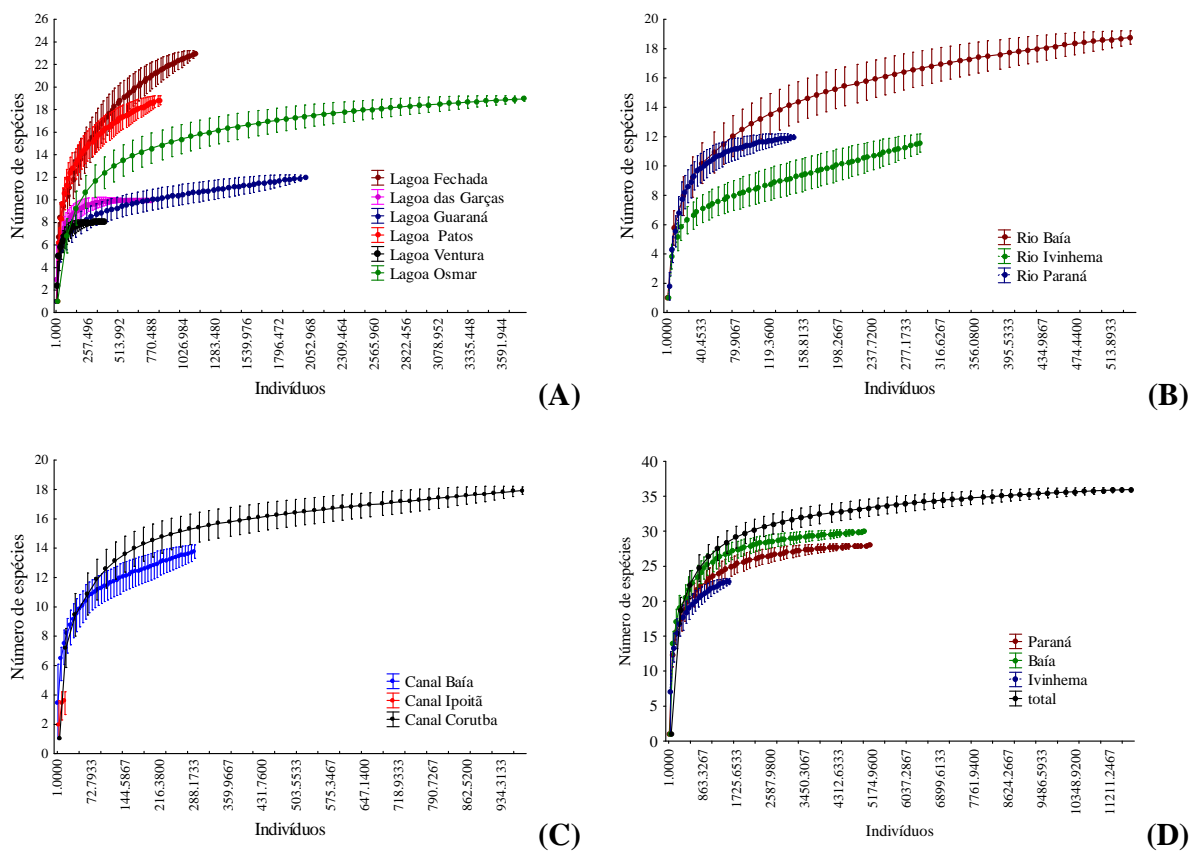


Figura 2. Diagrama de ordenação derivado da análise de correspondência (DCA) que representa a composição do banco de diásporos dos diferentes biótopos. Pontos pretos: Hidrossistema Paraná; vermelhos: Hidrossistema Baía e azuis: Hidrossistema Ivinheima

As menores distâncias relativas entre as amostras na ordenação foram entre o rio Ivinhema e suas lagoas, posteriormente entre rio Baía em seguida, o rio Paraná. Assim, os canais mostraram influências na composição dos ambientes aos quais estão conectados.

3.5.2 Riqueza de espécies do banco de diásporos

Os resultados obtidos pelas curvas de acumulação de espécies evidenciaram diferenças nos bancos de diásporos entre os diferentes biótopos (Figura 3).



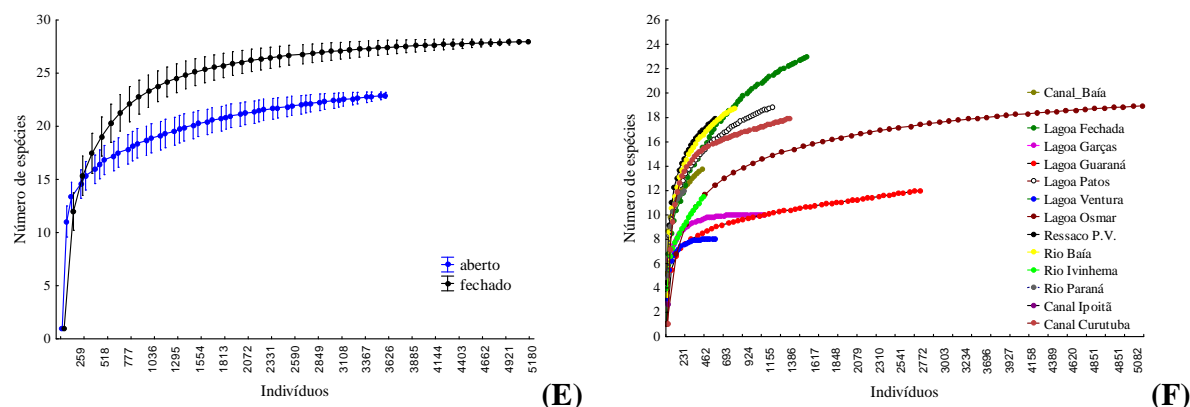


Figura 3. Curvas de acumulação de espécies para diferentes escalas espaciais do banco de diásporos. (A) Curva de acumulação entre lagoas; (B) entre rios; (C) entre canais; (D) entre “hidrossistemas”; (E) entre ambientes abertos (conectados) e fechados (sem conexão) e (F) Curvas de acumulação de espécies entre todos os biótopos amostrados. Nota: as barras mostram o desvio padrão da média de 1000 aleatorizações.

Considerando as amostras entre as lagoas estudadas, a lagoa Fechada apresentou maior riqueza de espécies, seguida da lagoa Patos, Osmar, Guaraná e Ventura, resultado também observado quando os valores da riqueza foram corrigidos para a abundância de indivíduos. Porém, há evidências que a assíntota para as lagoas Fechada, Patos e Garças, não foi atingida (Figura 3A), indicando que a riqueza real do banco de diásporos para essas lagoas deve ser maior do que a encontrada na amostragem do sedimento do presente trabalho.

Além disso, a lagoa Osmar apresentou maiores abundâncias de plântulas e, por outro, lado a lagoa Ventura a menor abundância. Posteriormente, a riqueza de espécies do banco de diásporos dos rios foi maior no Baía, Paraná e em seguida Ivinheima. Similarmente, os rios Baía e Ivinheima apresentaram maiores abundâncias de plântulas em detrimento ao rio Paraná, e de acordo com a inclinação das curvas desses ambientes, a riqueza de espécies ainda está longe de atingir uma assíntota (Figura 3B).

Em relação à riqueza de espécies dos canais observaram-se maiores riquezas nos canais Corutuba, Baía e por último Ipoitã, sendo que neste ambiente o número de plântulas germinadas foi inexpressivo quando comparado aos demais biótopos (Figura 3C). Em seguida, em relação aos hidrossistemas, os ambientes associados ao rio Baía apresentou maior riqueza de espécie, seguidos por aqueles associados ao rio Paraná e finalmente ao rio Ivinheima.

No entanto, as abundâncias de plântulas germinadas entre Baía e Paraná praticamente foram semelhantes e as curvas tenderam a uma assíntota, por outro lado, o hidrossistema Ivinheima apresentou menores abundâncias de plântulas, de tal forma que a curva não demonstrou atingir uma assíntota. Portanto, em relação à riqueza total, percebe-se uma tendência à estabilização da curva a partir de 32 espécies, pois este é o ponto a partir do qual o aumento das abundâncias de plântulas não implica em aumento em número de espécies, indicando que aproximadamente toda a riqueza do banco de diásporos dos sedimentos coletados foi amostrada (Figura 3D). De forma semelhante, a riqueza de diásporos em ambientes não conectados (fechados) é maior em relação à ambientes conectados (abertos); além disso, para ambientes fechados ocorreu uma projeção à estabilização próxima a uma assíntota (Figura 3E).

Enfim, para todos os ambientes amostrados o padrão das curvas se mantém, ou seja, a lagoa Fechada é a mais rica com uma ausência de estabilização da curva e por outro lado a lagoa Osmar possui riqueza intermediária, apresentando maiores abundâncias de plântulas em relação a todos os biótopos amostrados (Figura 3F).

3.6 Discussão

Os resultados obtidos nos treze ambientes distintos da planície de inundação permitiram averiguar o quanto a riqueza e composição do banco de diásporos são distintos independentes da escala utilizada. Em geral, as espécies submersas ocorreram praticamente nos habitats conectados ao rio Paraná. Portanto, apesar de o trabalho não contemplar os fatores limnológicos (Roberto, et al., 2009), as características mensuradas do banco de diásporos confirma o padrão por certo já mencionado em pesquisas anteriores (Thomaz, et al., 2009). Assim, a menor colonização de ambientes conectados aos rios Baía e Ivinheima por espécies submersas pode ser atribuída, em parte, às limitações de dispersão via diásporos, que devem ser predominantemente depositados nos habitats conectados ao rio Paraná, onde também são encontradas as maiores populações dessas espécies (Sousa et al., 2010).

Apesar de a flora do banco de diásporos ter sido amostrada em apenas uma coleta, foi possível detectar 21% das espécies de macrófitas estabelecidas na planície de inundação do alto rio Paraná (Ferreira, et al., 2011). Além disso, vale ressaltar que uma espécie daninha submersa *H. verticillata*, a qual apresenta elevada capacidade de regeneração frente a distúrbios causados pela cheia no rio Paraná (Sousa et al., 2009), germinou no banco de diásporos. No entanto, a produção de sementes de *H. verticillata* é provavelmente de menor importância quando comparado com seu sucesso da reprodução vegetativa (Langeland, 1996). Além disso, a viabilidade de suas sementes é baixa se comparada a muitas outras daninhas e importância da produção de sementes desta espécie não é bem compreendida (Langeland & Smith 1984; Cook & Lüönd, 1982). Assim, a germinação dessa espécie em ambientes conectados ao rio Paraná pode ser atribuída à grande produção de tubérculos (Sousa, 2011).

A ordenação dos locais de coleta do banco de diásporo pela DCA evidenciou uma maior separação dos habitats do hidrossistema Paraná. A diferença na composição destes ambientes pode ser explicada pela própria dinâmica do rio Paraná, o qual desencadeia o processo de inundação (Agostinho & Zalewski, 1996) durante as águas altas (potamofase), resultando no transporta e deposição de diásporos na planície de inundação (Colonnello, 1995; Neiff & Neiff 2003). Por outro lado, a heterogeneidade da composição também pode ser corroborada com as abundâncias de plântulas, uma vez que na lagoa Osmar, ocorreu as maiores abundâncias de germinação, caracterizado pela presença de *N. amazonum*.

Simultaneamente a composição das espécies do banco de diásporos dos hidrossistemas Baía e Ivinheima evidenciou menores distâncias na ordenação, tal fato pode ser explicado pelas características geomorfológicas do complexo rio Baía/Corutuba/Ivinheima, ao contrário do rio Paraná, os canais ativos destes hidrossistemas são altamente estáveis do ponto de vista dos processos geomórficos, implicando numa série de processos ecológicos sazonais e espacialmente diferenciados (Rocha, 2002). Os resultados com o banco de diásporos corroboram aqueles observados com a flora dessas lagoas, que também apresenta maior heterogeneidade de composição em lagoas associadas ao rio Paraná, comparativamente àquelas associadas aos rios Baía e Ivinheima (Bini et al., 2001).

Em uma amostragem de superfície através de redes de plâncton de área $0,06605\text{m}^2$, exposta no canal Corutuba, durante 1 hora, encontrou-se uma densidade de $5087\text{ diásporos.m}^{-2}$, do total 27% era composto de *Oxycaryum cubense* e 22% de *L. leptocarpa* (Ferreira, dados não publicados). Esses resultados coadunam-se com os altos valores de frequência de ocorrências de plântulas destas espécies. Segundo, Barrat-Segratain (1996), esses táxons apresentam

mecanismos de hidrocoria com estratégias para assegurar a flutuabilidade. Assim, as cheias podem alterar a estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas, mas também são importantes para explicar o padrão de ocupação desses vegetais, em grandes escalas espaciais, por causa de sua dispersão entre os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

Em relação à riqueza acumulada das lagoas, os dados do banco de diásporos concordam com aqueles avaliados em ampla escala temporal na planície de inundação por Thomaz et al. (2009). Além disso, de maneira idêntica, as espécies mais frequentes do banco de diásporo nos ambientes associados ao rio Paraná foram *N. amazonum* (32.583 ind.m⁻²), *E. azurea* (3.083 ind.m⁻²) seguido de *P. ferrugineum* (592 ind.m⁻²), o padrão se mantém sob o mesmo ponto de vista quando considera-se os hidrossistemas Báia e Corutuba.

Em relação à riqueza acumulada entre os rios amostrados, a maior riqueza foi encontrada no rio Baía. Possivelmente esse rio recebe diásporos dos ambientes próximos bem como de suas populações de macrófitas e acumula-os no banco de sementes, afinal, a lagoa mais rica em espécie foi associada a esse rio. Por outro lado, Santos (2004), estudando a variação do nível de água sobre a biomassa de macrófitas em uma lagoa também associada esse rio, constatou que o decréscimo do nível fluviométrico extinguiu localmente as populações de macrófitas, no entanto, assumiu que provavelmente a produção de diásporos das macrófitas do rio Baía assegurou a persistência das espécies da lagoa.

Através da rede estabelecida do canal Corutuba com o rio Baía e seus ambientes, a maior riqueza de espécies encontrada nesse canal comparativamente ao canal Baía e Ipoitã, deve-se de diásporos oriundos a montante, no caso lagoas e do próprio rio Baía. Posteriormente, a maior riqueza acumulada de espécies em ambientes fechados (não conectados), provavelmente pode ser

resultado da maior taxa de substituição de espécies (“turnover”) Ambientes conectados (abertos) apresentaram maiores valores de similaridade de sua flora e, assim, pequena substituição de espécies ao longo do tempo (Carvalho, 2009). A inundação “rejuvenesce” os ambientes em planícies de inundação fazendo retroceder os estágios iniciais de sucessão (Bornette et al., 1998a). Desta forma a ausência de inundação em ambientes fechados pode ter induzido suas assembléias de macrófitas a investir em estruturas reprodutivas tornando seu banco de diásporo rico e diverso. Enfim, o hidrossistema Baía foi o que apresentou maior riqueza do banco de diásporos, resultado também corroborado para as macrófitas adultas analisadas em 36 ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Thomaz et al., 2010).

Os resultados apresentados do banco de diásporo indicaram que a interação dos ambientes em conjunto com a dispersão e os pulsos de inundação facilita a troca de diásporos entre lagoas, rios e canais, afetando a composição e riqueza do banco entre os diferentes hidrossistemas. Além disso, a formação do banco de diásporos pelas macrófitas de ambientes lóticos (rios e canais), assegurou uma fonte constante de diásporos, ajudando na manutenção das espécies nos diversos habitats dos sistemas rio-planície de inundação.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Zalewski, M. 1996. A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação. EDUEM, Maringá.
- Amoros, C., Roux, A.L. 1988. Interaction between waterbodies with the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. In: Schriber, K. (Ed.) Connectivity in landscape ecology, proceedings of the 2º International Seminar of the International Association of Landscape Ecology. Münstersche Geographische Arbeiten, Münster, pp. 125-130.

- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. 2009. The Linnean Society of London, Bot. J. Linn. Soc., 161, 105-121.
- Barrat-Segretain, M.H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. *Vegetatio* 123, 13-37.
- Barret, S.C.H., Eckert, C.G., Husband, B.C. 1993. Evolutionary processes in aquatic plant populations. *Aquat. Bot.* 44, 105-145.
- Baskin, C.C., Baskin, J.M. 1998. *Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. Academic Press San Diego
- Banzatto, D.A., Kronka, S.N. 1989. *Experimentação agrícola*. FUNEP Joticabal.
- Barrat-Segretain, M.H. 1996. Germination and colonisation dynamics of *Nuphar lutea* (L.) Sm. in a former river channel. *Aquat Bot* 55,31–38
- Bini, L.M., Thomaz, S.M., Souza, D.C., 2001. Species richness and beta-diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Arch. Hydrobiol.* 151, 511-525.
- Bonis, A., Lepart, J. 1994. Vertical structure of seed banks and the impact of depth of burial on recruitment in two temporary marches. *Vegetatio* 112, 127–139.
- Bornette, G., Amoros, C., Lamouroux, N. 1998a. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biol.* 39, 267-283.
- Brown, D. 1992. Estimating the composition of a Forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Can. J. Botany* 70, 1603-1612.
- Campos, J.B., Souza, M.C. 1997. *Vegetação*. In: Vazzoler, A.E.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Eduem Maringá. pp. 331-342.
- Comunello, E. 2001. *Dinâmica de inundação de áreas sazonalmente alagáveis na planície aluvial do alto rio Paraná*. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Maringá.
- Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil. 2010 vol.1, Jardim Botânico do Rio de Janeiro Rio de Janeiro.
- Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil. 2010 vol.2, Jardim Botânico do Rio de Janeiro Rio de Janeiro.
- Carvalho, P. 2009. *Diversidade e estabilidade das macrófitas aquáticas em dois ambientes subtropicais*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá.

- Colonnello, G. 1995. La vegetación acuática del delta del río Orinoco (Venezuela) Composición florística y aspectos ecológicos In: Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle, Caracas, 55, 3-34.
- Cook, C. D. K., Lüönd, R. 1982. A revision of the genus *Hydrilla*(Hydrocharitaceae). *Aquat. Bot.* 13, 485-504
- Crandall-Sloter, B. 1980. Morphogenetic Desings and Theory of Bryophyte Origins and Divergence. *Bio Science* 30, 580-585.
- Cronk, J.K., Fennessy, M.S. 2001. Wetland plants: biology and ecology. Lewis Publishers, New York pp.237-278.
- Ferreira, F.A., Mormul, R.P., Thomaz, S.M., Pott, A, Pott, V.J. 2011 Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. *Rev. Biol. Trop.* 2, 541-556.
- Fenner, M. 1985. Seed Ecology. Chapman and Hall, London, U.K. pp. 38-53.
- Gotelli, N.J., Colwell R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379-391.
- Gauch, Jr., H. G., 1994. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Grillas, P., Garcia-Murillo, P., Geertz-Hansen, O., Marbá, N. Montes, C., Duarte, C. M., Tan Ham, L., Grossman, A. 1993. Submerged macrophyte seed bank in a Mediterranean temporary marsh: abundance and relationship with established vegetation. *Oecologia* 94, 1–6.
- Hill, M.O., Gauch Jr, H.G., 1980. Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Plant Ecol.* 42, 47-58.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences* 106, 110-127
- Kimber, A., Korschgen, C. E., van der Valk, A. G. 1995. The distribution of *Vallisneria americana* seeds and seedling light requirements in the Upper Mississippi River. *Can. J. Botany* 73, 1966–1973.
- Kwak, T.J. 1988. Lateral movement and use of floodplain habitat by fishes of the Kankakee River, Illinois. *Am. Midl. Nat.* 120: 241-249.
- Langeland, K.A., Smith, C.B. 1984. *Hydrilla* produces viable seed in North Carolina lakes. *Aquatics* 6, 20-22.
- Langeland, K.A. 1996. *Hydrilla verticillata* (L.F.) Royle (Hydrocharitaceae), “The perfect aquatic weed”. *Castanea*, 61, 293-304.

- Leck, M.A. 1989. Wetland seed banks. In: Leck, M.A., V.T. Parker, and R.L. Simpson (Eds.) Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, Inc., San Diego, pp. 283-305
- Leck, M.A., Simpson, R.L. 1993. Seeds and seedlings of the Hamilton Marshes, a Delaware River tidal freshwater wetland. Proceedings Academy of Natural Sciences of Philadelphia. 144, 267-281.
- Luken, J.O. 1990. Directing Ecological Succession. Chapman and Hall, London.
- McMillan, C. 1981. Seed reserves and seed germination for two seagrasses, *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*, from the western Atlantic. Aquat. Bot. 11, 279-296.
- Melo, A.S., Hepp, L.U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. Oecol. Bras. 12, 463-486.
- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. Interciencia 15, 424-441.
- Neiff J.J., Poi de Neiff A.S. G. 2003. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants. In: Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas (Eds) Thomaz, S.M., Bini, L.M. EDUEM, Maringá pp. 39-58.
- Pedralli, G. 1990. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. Estudos de Biologia, 26, 5-24.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47: 769-784.
- Roberto, M.C., Santana, N.F., Thomaz, S.M., 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. Braz. J. Biol. 69(2, Suppl.), 717-725.
- Rocha, P.C. 2002. Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá.
- Santos, A.M. 2004. Macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná: produtividade primária, decomposição, ciclagem de nutrientes e diversidade. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá.
- Schulthorpe, C.D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Koeltz Scientific Books, Königstein, West Germany.
- Simpson, R.L., Leck, M.A., Parker, V.T., 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (Eds.). Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, San Diego, pp. 3-9.

- Smits, A.J.M., van Avesaath, P.H., van der Velde, G. 1990. Germination requirements and seed banks of some nymphaeid macrophytes: *Nymphaea alba* L. *Nuphar lutea* (L.) Sm. And *Nymphoides peltata* (Gmel) O. Kuntze. *Freshwater Biol.* 24, 315-326.
- Sousa, W.T.Z., Thomaz, S.M., Murphy, K.J., Silveira, M.J., Mormul, R.P. 2009. Environmental predictors of the occurrence of exotic *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle and native *Egeria najas* Planch. in a sub-tropical river floodplain: the Upper River Paraná, Brazil. *Hydrobiologia* 632, 65-78.
- Sousa, W.T.Z., Thomaz, S.M., Murphy, K.J. 2010. Response of native *Egeria najas* Planch. and invasive *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle to altered hydroecological regime in a subtropical river. *Aqua. Bot.* 92, 40-48.
- Sousa, W.T.Z. 2011. *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae), a recent invader threatening Brazil freshwater environments: a review of the extent of the problem. *Hydrobiologia* 669, 1-20.
- Souza Filho, E. E.; Stevaux, J. C. 1997. Geology and Geomorphology of the Baía-Curutuba-Ivinhema River complex. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation*. Lieden: Backhuys Publishers, pp. 1-29.
- Luken, J.O. 1990. Directing ecological succession. Chapman & Hall London 1990.
- Terrados, J. 1993. Sexual reproduction and seed Banks of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows on the southeast Mediterranean coast of Spain. *Aquat. Bot.* 46, 293-299.
- van der Valk, A.G., Davis, C.B. 1978. The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. *Ecology.* 59, 322-335.
- van der Valk, A. G. 1981. Succession in wetlands: a Gleasonian approach. *Ecology* 62, 688-696.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1-13.
- Thomaz, S.M., Carvalho, P., Padial, A.A., Kobayashi, J.T. 2009. Temporal and spatial of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Braz. J. Biol.* 69, 617-625.
- Willis, J. C. 1973. A dictionary of the flowering plant and ferns. 8ed. Cambridge University Press. Cambridge.
- Young, K.R.; Ewel, J.J.; Brown, B.J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio.* 71, 157-173.

4 O PAPEL DO BANCO DE DIÁSPOROS NA MANUTENÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES: EXEMPLO DE UMA LAGOA TEMPORÁRIA NEOTROPICAL

4.1 Introdução

Um dos mais importantes componentes estruturais dos ecossistemas de áreas úmidas é o banco de sementes. Estes estão presentes em praticamente todos os ecossistemas, e podem ser definidos como uma agregação de sementes não germinadas, potencialmente capazes de substituir plantas adultas (Baker 1989), além disso, é um componente fundamental na sucessão hídrica e desenvolvimento de comunidades de vegetação em áreas úmidas (van der Valk, 1981). O banco de semente reflete o processo histórico do ciclo de vida das plantas, desde seu estabelecimento no ambiente até sua distribuição no tempo e espaço (Christoffoleti & Caetano 1998).

Em áreas úmidas, como em outros ecossistemas, propágulos podem chegar de fora ou já podem estar presentes na água ou no sedimento. Na sucessão secundária, que compreende a substituição da vegetação após um distúrbio qualquer afetando a vegetação existente, a composição e densidade de espécies do banco de sementes pode ajudar a determinar a estrutura da comunidade vegetal (Orlóci 1993). Mas também, o banco de sementes pode indicar quais as espécies vão se estabelecer após uma perturbação ou quando as condições ambientais se tornam adequadas para sua germinação (van der Valk 2006). Em geral o número e a densidades das espécies representadas no banco de sementes refletem a diversidade da comunidade estabelecida (Leck & Brock, 2000).

Em uma revisão de 22 estudos acerca do banco de sementes de áreas úmidas, os resultados variaram de 0 a 59 espécies e de 0 a 377,041 sementes por metro quadrado. Foi

verificado que a área úmida com o banco de sementes com menor riqueza de espécies foi a planície de inundação do Alasca, enquanto um pântano a oeste da Virginia Ocidental tinha o maior banco de sementes com as maiores densidades de sementes. No entanto, a maior diversidade do banco de sementes foi encontrada em um pantano na Carolina do Sul (Leck 1989). Por exemplo em solos cultivados, tem sido encontradas muito mais de 86.000 sementes viáveis por metro quadrado de solo (Townsend et al., 2010).

A contribuição dos bancos de sementes para a dinâmica da vegetação existente varia consideravelmente entre diferentes sistemas aquáticos. Em pântanos da América do Norte, por exemplo, existe uma grande concordância entre a composição das comunidades vegetais existentes e seus bancos de sementes no solo (Leck & Simpson, 1987a; 1995). No entanto, algumas espécies só aparecem na vegetação existente durante as diferentes fases hidrológicas.

O tamanho do banco de sementes e composição são em parte determinantes da sua longevidade, porém fatores que afetam a longevidade parecem estar relacionados à morfologia, especialmente do tamanho e espessura do tegumento da semente, da mesma forma os processos de dispersão estão relacionada à morfologia da semente (de Vlaming & Proctor, 1968; Moore, 1982).

A renovação de um banco de sementes depende da dinâmica estabelecida tanto do banco de sementes como da vegetação, que por sua vez dependem da forma de recrutamento do banco de sementes, para posterior reprodução, dispersão, predação e viabilidade. Por exemplo, a disponibilidade de sementes pode ser facilitada pela atividade de animais durante a alternância de períodos secos e chuvosos. (Leck, et al, 1989; Fenner, 1985).

A densidade e composição são atributos essenciais de um banco de sementes que devem ser abordados em primeira ordem num estudo sobre o tema (Simpson et al., 1989). Classicamente, isto tem sido feito através de amostragem de solo contendo sementes e diferentes métodos têm sido utilizados para avaliar o banco de sementes de amostras de sedimento submersos (Bernhardt, 1993; Ter Heerdt et al., 1996; Thompson et al., 1997). Na maioria dos trabalhos a composição e densidade do banco de sementes são avaliadas distribuindo o sedimento em bandejas e levados à casa de vegetação, e posteriormente as plantas emergentes são contadas (método de emergência de plântulas; Roberts, 1981; Ter Heerdt et al., 1996, 1999; Thompson et al., 1997). Este método tem a vantagem de dirigir-se diretamente à coleção de sementes viáveis.

Por outro lado, um segundo método para estimar a composição e a densidade do banco de sementes do solo é concentrar as sementes através da lavagem das amostras de sedimento em uma série de peneiras de diferentes malhas (método da lavagem ou contagem direta; Roberts, 1981; Barralis et al., 1988; Bernhardt and Hurka, 1989; Bernhardt, 1993; Devictor et al., 2007).

O trabalho tem como objetivo avaliar a relação entre a densidade do banco de semente, através de dois métodos de estimativas (contagem direta e emergência de plântulas), e a cobertura vegetal de macrófitas. Testou a hipótese de que a densidade de sementes depositadas no banco permite a sobrevivência das populações de macrófitas aquáticas podendo seu sucesso estar relacionado às características da zona eufótica no sedimento.

4.2. Área de Estudo

A área de estudo abrange a lagoa “Osmar” (S 22° 46' 27,9 " e W 53° 19' 58,4"), localizada na ilha Mutum, sendo um dos ambientes típicos do arquipélago fluvial na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico – PR (Figura 1).

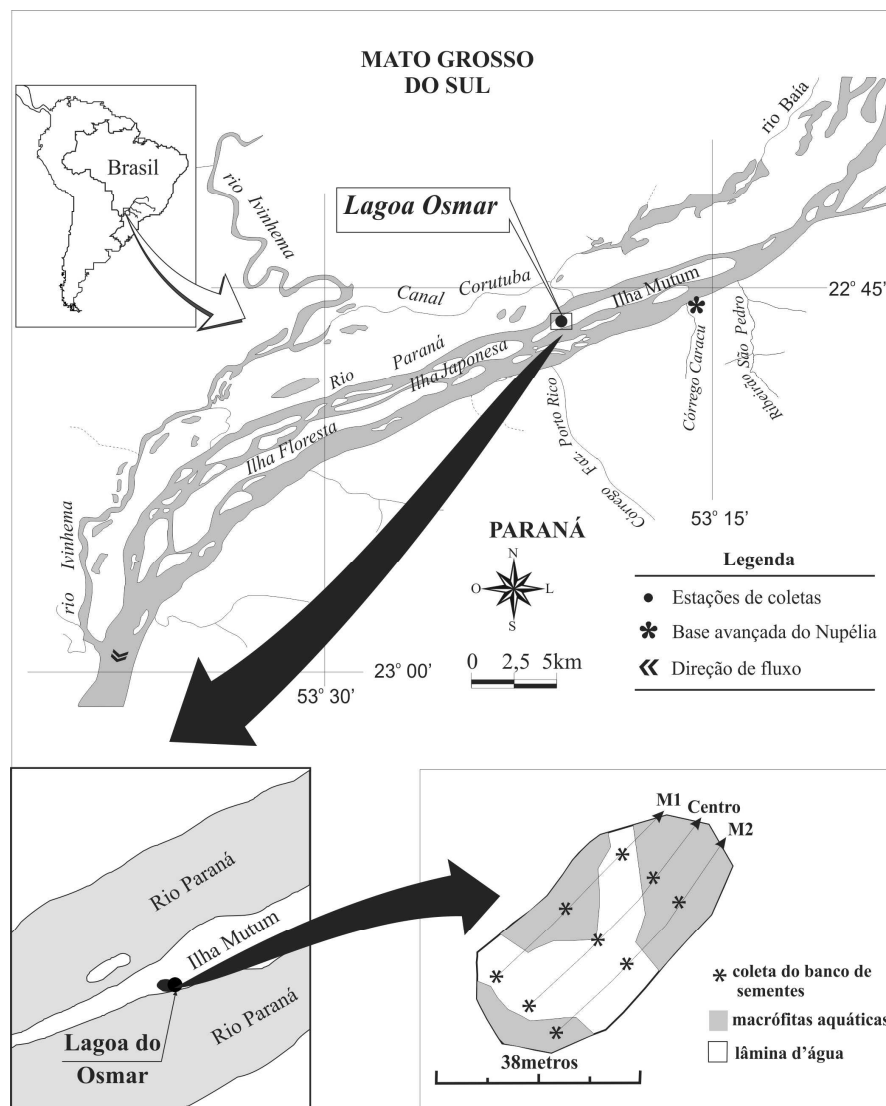


Figura 1: Localização da Lagoa do Osmar, e detalhes da distribuição dos pontos de amostragem do banco de diásporos e da cobertura de macrófitas, planície de inundação do alto rio Paraná.

Constitui-se numa lagoa marginal, separada do rio Paraná por um dique e encontra-se sob regime hidrológico sazonal que se caracteriza por períodos de águas baixas e águas altas. Durante períodos de águas altas, é comum ocorrer a comunicação da lagoa com as águas do rio Paraná, iniciando pela porção jusante, e durante ciclos plurianuais hipohídricos (Veríssimo, 1994) chega a secar totalmente.

O solo é arenítico e a vegetação é classificada como floresta estacional semidecídua aluvial (Campos & Souza, 1977). O clima, de acordo com o sistema de Koppen, como Cfa – clima tropical-subtropical com verão quente (média de 22° C anuais), com precipitação anual média de 1500 mm, podendo em alguns anos representar um clima do tipo Cwa, que é seco no inverno (Maak, 2002). A altitude da área é de aproximadamente 230m (Campos & Costa-Filho, 1994). Em território brasileiro este é o último trecho do alto rio Paraná livre de represamentos (Agostinho, *et al.*, 2004).

4.3 Material e Métodos

4.3.1 Contagem direta dos propágulos no sedimento:

Para estimar a disponibilidade de propágulos no sedimento foi utilizado um coletor tipo Pettersen modificado (0,0345m²). As amostras foram coletadas em uma única amostragem no início da estação chuvosa (mês de novembro/2008) em 6 pontos aleatórios da lagoa, totalizando uma área de amostrada de 0,207m². A análise quali-quantitativa do banco presente no sedimento foi executada através da contagem direta. Essa técnica determina o total de sementes no sedimento, mas não oferece informações sobre viabilidade (Simpson et al.,1989). O material (sedimento com propágulos) foi lavado e triado em uma série de peneiras de malhas 2, 1 e 0,2 mm, os propágulos retidos nas duas primeiras malhas foram imediatamente fixados e todo o

sedimento retido na última peneira foi fixado e conservado em álcool 70%. Em laboratório, com auxílio de um microscópio estereoscópico os propágulos retidos nas três peneiras foram contados, identificados e registrados.

Não foram considerados na contagem diásporos com orifício na superfície, predados ou com injúrias no pericarpo; portanto, apenas os diásporos intactos foram analisados. A viabilidade do banco de sementes através do teste de coloração do embrião com cloreto de tetrazólico não foi possível por se tratar de sementes com reduzido tamanho e tenras e ainda apresentando frutos secos e duros. Foi estimada a densidade absoluta (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974).

4.3.2 Método de emergência de plântulas ou germinação:

Para a amostragem do sedimento foram demarcadas três transecções paralelas ao maior eixo da lagoa, distantes 10m entre si (Figura 1). Em cada transecção foram coletadas 3 amostras, totalizando 9 amostras de sedimento, estes locais de coleta foram escolhidos para verificar se há interferência do efeito da morfometria da lagoa sobre distribuição espacial do banco de diásporos.

As amostras foram coletadas no mês de novembro de 2008 com o auxílio de um coletor tipo Pettersen modificado ($0,0345\text{m}^2$). Após a coleta o sedimento foi acomodados em sacos plásticos identificados e transportados à casa de vegetação *Oikos* localizada no *campus* na Universidade Estadual de Maringá - PR., a qual se apresentava revestida de sombrite, que permite 30%, de sombreamento e coberta por plástico incolor, o que mantinha isolada e protegida de contaminação de propágulos externos ao ambiente e impactos de chuva.

As coletas individuais do sedimento representaram as réplicas, sendo, 3 réplicas da margem 1 (M1), margem 2 (M2) e centro. A germinação das sementes foi acompanhada por um período de 15 semanas, entre abril e agosto/2009. As amostras foram colocadas em bandejas plásticas de 30 cm de

comprimento, 9 cm de largura e 6 cm de altura totalizando em uma área de 0,027m². O fundo da bandeja foi coberto com uma camada de 2 cm de areia lavada e esterilizada e uma camada 1 cm de sedimento, posteriormente as bandejas foram aleatorizadas e colocadas sobre bancada da casa de vegetação. Juntamente com elas foram colocadas três bandejas contendo apenas areia para servir de controle da contaminação da chuva local de sementes.

As bandejas foram regadas duas vezes por dia, no período da manhã e tarde, mantendo uma lâmina d'água de aproximadamente 1 cm, durante todo o período do trabalho. A contagem da germinação foi realizada diariamente, marcando-se o dia da germinação. O método utilizado para a quantificação e contagem das sementes foi o de emergência ou germinação (Brown, 1992). As plântulas foram identificadas, contadas e registradas semanalmente. Quando houve necessidade, exemplares testemunhos foram transferidos para outro recipiente para acompanhar o desenvolvimento e posterior identificação. A identificação das espécies foi feita por meio de consultas bibliográficas em literatura específica, por meio de comparação com exsiccatas depositadas na coleção referência do Laboratório de Macrófitas Aquáticas e também com o auxílio de pesquisadores especialistas.

Para averiguar se a abundância diferiu entre os locais de amostragem do banco de diásporos, foi utilizada uma análise de variâncias para medidas repetidas (Zar, 1999). Essa análise foi escolhida devido ao efeito do tempo, em que se considerou as 15 semanas da amostragem como medidas repetidas. As médias foram comparadas pelo teste *least significant difference* (LSD) (Zar, 1999) e os testes de médias foram realizados no programa STATISTICA for Windows (Stasoft, 2005).

4.3.3 Estimativa da cobertura vegetal:

As coletas para levantamento florístico e fitossociológico das espécies de macrófitas na lagoa ocorreram em periodicidade trimestral, acompanhadas pelas campanhas do Programa

Ecológico de Longa Duração (PELD), sítio 6. Os dados utilizados para este trabalho foram coletas realizadas entre fevereiro de 2008 a dezembro de 2009, assim, durante dois ciclos hidrológicos. Foram marcados e georreferenciadas dois bancos permanentes de macrófitas aquáticas. Em cada banco foram realizadas transecções perpendiculares à margem, e um quadrado de 0,5m x 0,5m foi amostrado a cada 2 metros de distância. Para as estimativas da cobertura vegetal foi utilizado o método de escala de abundância e cobertura de Braun-Blanquet (1979): (1) $0\% \leq \text{cobertura} \leq 5\%$; (2) $5\% \leq \text{cobertura} \leq 25\%$; (3) $25\% \leq \text{cobertura} \leq 50\%$; (4) $50\% \leq \text{cobertura} \leq 75\%$; (5) $\text{cobertura} \geq 75\%$. Cada valor da escala foi transformado como base na cobertura média (5=87,5%, 4=62,5%, 3=37,5%, 2=15%, 1=2,5%). Para uma avaliação mais precisa calculou-se a média das estimativas visuais de todos os quadrados lançados na lagoa. Além disso, para averiguar a presença de espécies submersas foi utilizado um garfo preso a um cabo de alumínio.

Os dados de cobertura vegetal das espécies de macrófitas de cada amostragem foram comparados com a densidade do banco de sementes coletado em 2008, com o propósito de averiguar se a cobertura vegetal de algumas espécies de macrófitas possivelmente foi influenciada pela densidade de sementes depositadas no banco. As formas biológicas foram consideradas segundo critérios de Irgang et al (1984), com exceção da forma epífita (Turr 1965 in Pedralli 1990).

4.3.4 Avaliação da transparência da água e profundidade

As avaliações da transparência da água e profundidade foram realizadas entre o período de fevereiro/2008 a dezembro de 2009, através da profundidade do disco de Secchi enquanto a

profundidade da lagoa calculada através do nível da água do rio Paraná com auxílio de uma régua fluviométrica localizada a 12 km a montante da lagoa. O nível da água do rio Paraná e a profundidade da lagoa são variáveis diretamente relacionadas com o pulso de inundação e indica aproximadamente o nível no qual o rio conecta-se com a lagoa, portanto, essas variáveis são significativamente correlacionadas (Mormul, 2011). Portanto, a profundidade do disco de Secchi foi utilizada na avaliação da extensão da zona eufótica, de acordo com Padial & Thomaz (2008).

4.4 RESULTADOS

4.4.1 Contagem direta de diásporos no sedimento:

Considerando os diásporos intactos a densidade total foi de $20.754.m^{-2}$, pertencentes a 10 espécies, distribuídas em 7 gêneros e 7 famílias. *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. destacou-se na amostra ($n=14.942$; 61,8% do total de sementes), indicando que suas sementes dominam o banco de sementes da lagoa Osmar. Outras sementes presentes no banco pertencem à *Polygonum punctatum* (19,3%) e *Polygonum hydropiperoides* (9,17%) (Figura 2). Também foram encontrados diásporos de diferentes formas biológicas (*sensu* Pedralii 1989), com predomínio de macrófitas emergentes (57,1%), seguidas das anfíbias (21,4%), fixas de folhas flutuantes e flutuantes livres (7,18%) e submersa-livre (7,14%).

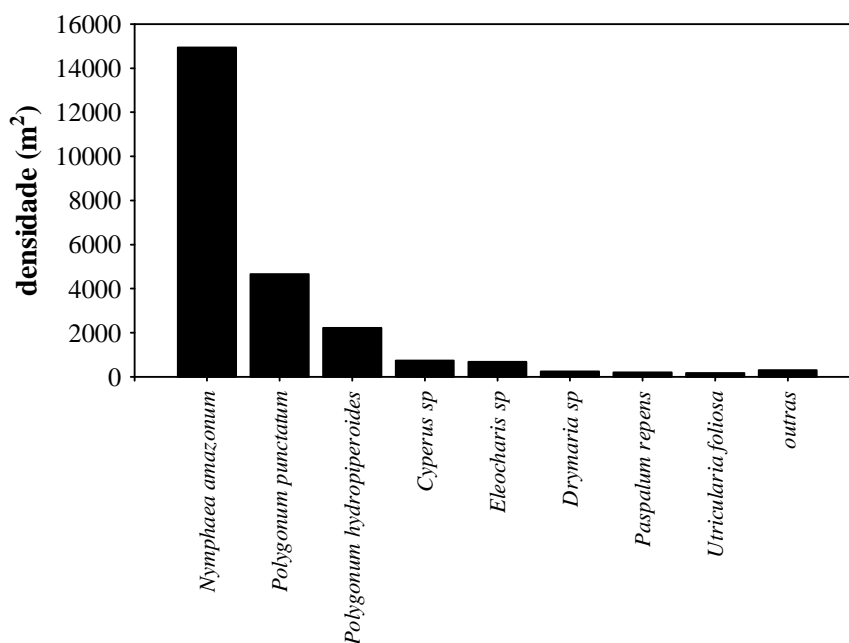


Figura 2. Densidade absoluta do banco de diásporos em uma área de 0,207m², coletado em sedimentos da lagoa Osmar.

4.4.2 Método de emergência de plântulas ou germinação:

As primeiras sementes começaram a germinar na 2^a semana e durante o período de 15 semanas de observação, germinou um total de 3.222 indivíduos, resultando em uma densidade total de 13.260 indivíduos por m². Identificou-se 15 espécies pertencentes a 12 gêneros incluídas em 9 famílias. Quanto à riqueza florística do banco de sementes as famílias mais representativas foram Cyperaceae e Poaceae com 3 espécies cada, seguida de Polygonaceae e Pontederiaceae com duas espécies. O banco de sementes foi dominado por *N. amazonum* (n= 2613; 81% das plântulas emergidas). Outras espécies como *Rhynchospora corymbosa* e *Polygonum punctatum* contribuíram com 5,1% (n=165) e 3,4% (n=111), respectivamente, do total de sementes germinadas (Tabela 1). Em virtude da dominância *N. amazonum* suas sementes demonstraram boa viabilidade. As espécies *R. corymbosa*, *Oxycaryum cubense* e *Ludwigia leptocarpa*

floresceram e frutificaram ao final da 13ª semana após a germinação das sementes. *Utricularia foliosa*, uma macrófita epifítica, apresentou a mais rápida germinação, que ocorreu na 2ª semana com a emissão da primeira folha (dado relevante visto tal espécie não apresentar desenvolvimento da radícula), bem como, a liberação completa da plântula ocorreu no terceiro dia da 2ª semana.

O pico da germinação em todos os tratamentos foi entre a 8ª e 10ª semanas, porém entre a 3ª e 5ª semanas as amostras localizadas na (M1) apresentaram maiores densidades de germinação. Porém, as amostras do centro da lagoa foram os locais com maiores densidades no experimento. Além disso, houve diferença significativa na densidade de plântulas ao longo do tempo dentro de cada local de coleta (centro- $F=3,14$; $p \leq 0,01$; M1- $F=2,69$; $p \leq 0,01$ e M2- $F=2,38$; $p \leq 0,01$) (Figura 3 I). Entretanto, ao desconsiderar o tempo, o centro da lagoa diferiu significativamente das duas margens (M1 e M2), apresentando as maiores densidades de plântulas (Figura 3II).

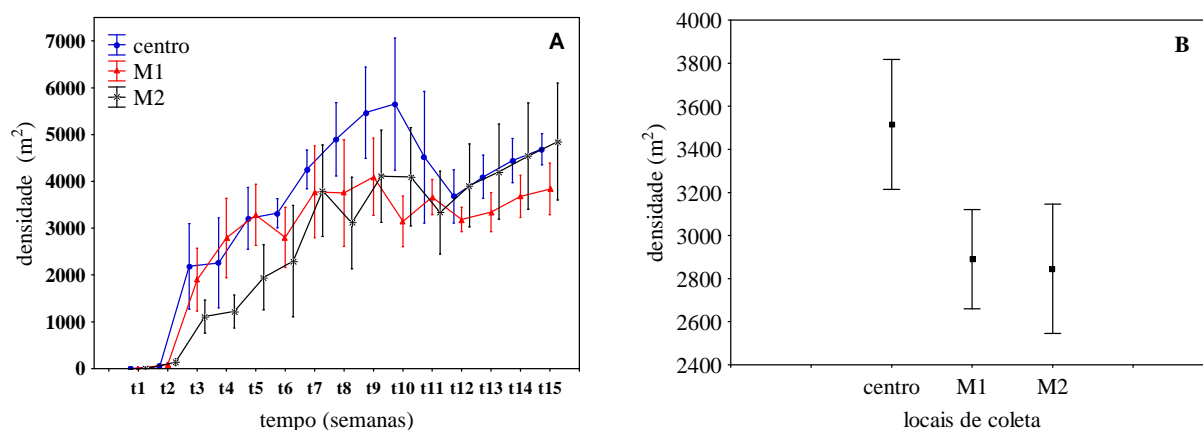


Figura 3. Média (\pm erro padrão) da densidade de plântulas das três regiões na lagoa Osmar (centro da lagoa, M1 e M2) ao longo do período de germinação (A); valores médios (\pm erro padrão) da densidade nos diferentes locais de amostragem (B).

Apesar de não observar interação entre os diferentes fatores da análise foi possível perceber através do teste LSD que a germinação foi maior nas últimas semanas do experimento (T8 T9 T10 e T15) de avaliação dos diásporos do centro em relação aos das margens.

4.4.3 Amostragem florística e fitossociológica:

No decorrer das oito campanhas realizadas na lagoa Osmar, levantou-se a presença de 19 espécies, pertencentes a 16 gêneros e 12 famílias, sendo que as famílias mais ricas em espécies foram: Polygonaceae (4 espécies), seguido de Poaceae e Cyperaceae (3 espécies cada). Quanto às formas biológicas obtiveram-se as seguintes percentagens: emergente (57,8%); anfíbia (21,0%), fixa de folha flutuante, submersa-fixa, submersa-livre e epífita (5,2%).

No entanto, para a análise fitossociológica (estimativa do percentual de cobertura) apenas 6 espécies estavam presentes nos quadrados de amostragem. A porcentagem estimada da cobertura vegetal refletiu diferença entre as espécies durante o período avaliado (Figura 4). *Egeria densa* (16%) e *P.ferrugineum* (4%) obtiveram os menores valores de cobertura vegetal em todos os momentos de amostragem, contudo, as espécies que mais contribuíram na cobertura vegetal da lagoa foram *P. punctatum* (73%), *Paspalum repens* (47%), *Pontederia cordata* (40%) e *N. amazonum* (66%). Além disso, houve um aumento significativo na cobertura vegetal de *N. amazonum* entre fevereiro/2008, quando sua cobertura vegetal foi de 9%, para março/2009 (49%), sendo sua cobertura vegetal praticamente ausente em junho/2009. *P. punctatum* teve uma cobertura de 6% em fevereiro/2008 e alcançou os maiores valores em novembro/2008 (50% da área total), e reduziu gradativamente sua cobertura vegetal nos meses seguintes. Outras espécies, como *P. cordata*, aumentaram sua cobertura a partir de novembro/2008, de 0% para 31%; por

outro lado, *P. repens* apresentou maiores valores de cobertura vegetal em setembro e dezembro/2009 (15% e 20%, respectivamente). Contudo, *P. ferrugineum* e *E. densa* apareceram somente em setembro/2009, esta última apresentando um pico em dezembro de 2009, quando a água apresentou elevada transparência do disco de Secchi.

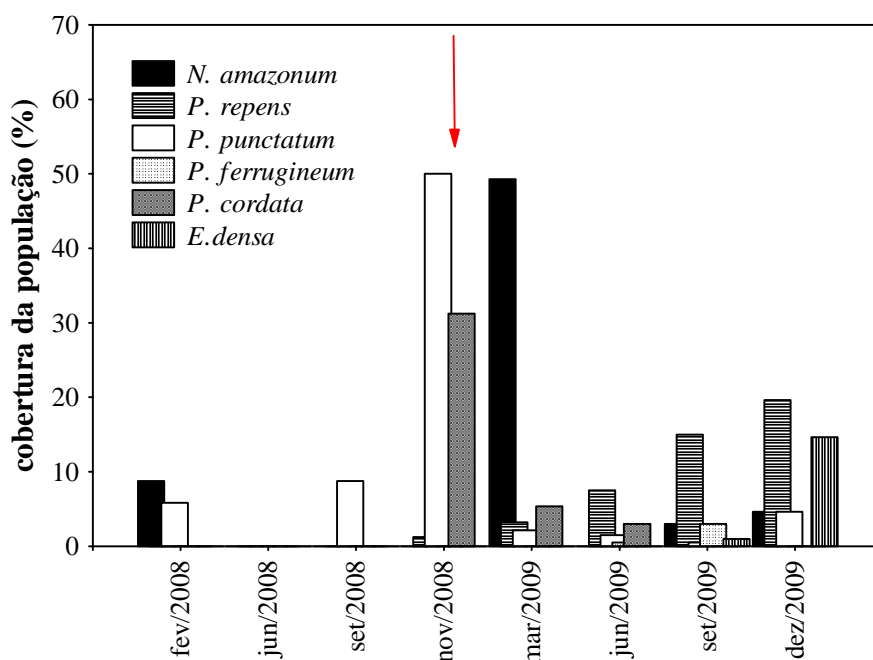


Figura 4. Mudança na cobertura vegetal observada na lagoa do Osmar, entre fevereiro de 2008 e dezembro de 2009. As barras verticais correspondem aos valores de cobertura, avaliados de acordo com Braun-Blanquet (1954). A seta vermelha demonstra o momento da coleta do banco de diásporos.

Enfim, a Tabela 1 revela a composição e densidade do banco de diásporos nas duas metodologias empregadas, como também destaca o percentual total de cobertura vegetal das espécies amostradas no levantamento fitossociológico.

Tabela 1: Composição, densidade e cobertura vegetal das espécies de macrófitas aquáticas na lagoa do Osmar, planície de inundação do alto rio Paraná. EP= método emergência de plântulas; CD= método contagem direta e CV= cobertura vegetal.

Família	Espécies	EP(m ²)	CD(m ²)	CV(%)
CYPERACEAE	<i>Rynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	165	72	0
	<i>Eleocharis</i> sp	66	681	0
	<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Palla	49	0	0
FABACEAE	<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw.	4	0	0
HYDROCHARITACEAE	<i>Egeria densa</i> Planch.	0	0	16
LENTIBULARIACEAE	<i>Utricularia foliosa</i> L.	8	174	0
	<i>Nymphaea amazonum</i> Mart. ex Zucc. subsp. <i>amazonum</i>	2613	14942	66
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	4	87	0
POACEAE	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	4	0	0
	<i>Eragrotis hypnoides</i> (Lam.) Britton, Sterns & Poggenb.	37	0	0
	<i>Paspalum repens</i> P.J. Bergius	0	0	47
	Indeterminada	4	14	0
POLYGONACEAE	<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	111	4667	73
	<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	21	87	4
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	41	14	0
	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	21	14	0
	<i>Pontederia cordata</i> L.	0	0	40
RICCIACEAE	<i>Riccia</i> sp	74	0	0

Considerando as duas técnicas de amostragem do banco de diásporos aliadas à fitossociologia, foi possível determinar 18 espécies. Entre estas, duas foram identificadas no nível de gênero e uma espécie possível a identificação em algum nível taxonômico. As famílias Poaceae e Cyperaceae foram as mais representativas (4 e 3 espécies respectivamente). Cinco espécies só apareceram no método de emergência de plântulas: *O. cubense*, *A. sensitiva*, *E. polystachya*, *E. hypnoides* e *Riccia* sp. Por outro lado, *E. densa*, *P. repens* e *P. cordata* foram registradas apenas na vegetação estabelecida. Nenhum espécime ocorreu somente na contagem direta dos diásporos e simultaneamente, três espécies ocorrem nos três estágios de vida (plântula, diásporo e vegetação estabelecida: *N. amazonum*, *Polygonum punctatum* e *P. ferrugineum*).

4.4.4 Avaliação da transparência da água e profundidade

Durante o período avaliado ocorreram três momentos de pulso de inundação no rio Paraná, como resultado, a profundidade da lagoa aumentou, sendo a profundidade máxima de 2,7 m, enquanto a mínima 0,5 m, com uma média entre o período de 1,3 m. Entretanto, durante todo o período de amostragem a profundidade do disco de Secchi foi elevada indicando que a zona eufótica sempre alcançou o sedimento (Figura 5).

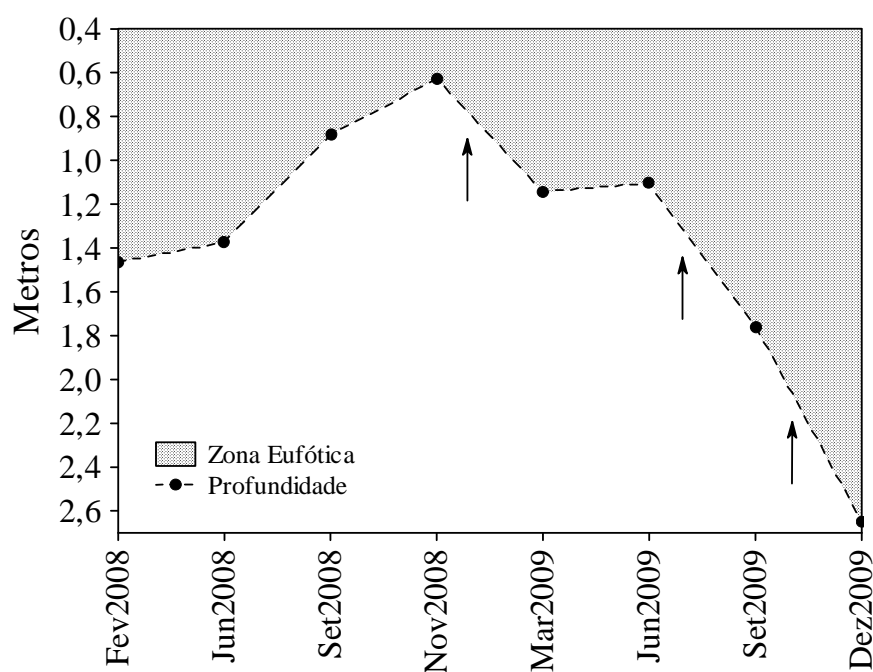


Figura 5. Perfil da profundidade e zona eufótica da lagoa Osmar, as setas representam os pulsos de inundação no rio Paraná.

4.5 DISCUSSÃO

A densidade do banco de diásporos avaliada pelos dois métodos evidenciou claramente uma reserva do potencial acumulado de espécies, tendo importante função na manutenção das

comunidades e populações de macrófitas aquáticas na lagoa Osmar. Isto ocorre por que o sucesso de um banco de diásporos depende da densidade de diásporos prontos para germinar e quando as condições ambientais para o estabelecimento são favoráveis (Carvalho & Favoretto, 1995). A evidência de que o reservatório de diásporos foi capaz de substituir as plantas adultas foi sustentado principalmente para as espécies *P. punctatum* e *N. amazonum*, as quais apresentaram os maiores valores de diásporos e plântulas, como também, os maiores incrementos na cobertura vegetal (Figura 6).



Figura 6. Panorâmica da lagoa Osmar antes (junho/2008) e depois (março/2009) da amostragem do banco de diásporos. A figura evidencia as densidades de sementes e plântulas de *Nymphaea amazonum*, obtidas pelos diferentes métodos de amostragem do banco.

O aumento da cobertura vegetal de algumas espécies na lagoa, certamente foi possível, pois as espécies encontradas apresentaram uma combinação de características em relação à

longevidade dos diásporos, isto é, espécies de diásporos de longo período de vida, as quais estavam no banco e desenvolveram quando as condições ambientais foram satisfatórias, bem como, espécies com diásporos com curto período de vida que somente se estabelece na área se os diásporos chegarem ao ambiente quando as condições forem favoráveis, caso contrário eles se perderiam (Val der Valk, 1981). Nesse sentido, algumas espécies (e.g. *Paspalum repens*, *Pontederia cordata* e *Egeria densa*) foram encontradas somente no levantamento florístico e fitossociológico, no entanto, não ocorreram no banco de diásporos. Assim, possivelmente os propágulos dessas espécies chegaram ao ambiente quando ainda estavam em condições para o desenvolvimento obtendo sucesso no incremento de cobertura vegetal, mecanismo também observado por Riss (2008). Os processos de germinação e inibição em solos inundados podem ocorrer provendo pulsos de biomassa de algumas espécies e recessão de outras, conforme observado com as populações de *P. ferrugineum* e *E. azurea* (Santos, 2004).

O processo de colonização de indivíduos de *N. amazonum* na lagoa Osmar, com a máxima cobertura em março/2009, foi dependente do banco de semente depositado a partir das sementes produzidas em anos anteriores. Esta espécie concentra uma grande quantidade de suas sementes próximas à planta mãe, ainda mais, suas sementes são envoltas em massa mucilaginosa e quando esta se dissolve, o ar sai e a semente afunda (Decker, 1936 *appud* Pott & Pott 2000).

Assim, provavelmente a diferença de germinação entre os tratamentos das margens em relação ao centro da lagoa foi a grande quantidade de sementes de *N. amazonum* depositadas no centro da lagoa. De fato, a maioria dos indivíduos dessa espécie observados em campo encontrava-se estabelecida no centro da lagoa em detrimento as margens (Figura 6). Também a

morfometria de lagoas tem sido considerado importante para regular a sedimentação de materiais, inclusive diásporos (Resck et al., 2007).

Por outro lado, os valores máximos da zona eufótica até o sedimento como também a alternância de períodos de seca com efeito da diminuição da lâmina d'água favoreceu a ruptura do tegumento ou do pericarpo facilitando a absorção da água e posterior germinação. Os resultados estão em conformidade com os de Gomes et al., (2000), que reconheceram que um dos processos de recolonização de uma espécie de macrófita invasora *Ipomoea carnea* ocorre via banco de sementes do sedimento e de maneira idêntica foi diretamente associada à zona eufótica da coluna d'água.

O experimento montado em casa de vegetação, de fato combinou características similares ao ambiente natural, provavelmente a luminosidade expressiva e as condições do nível da lâmina d'água, resultaram em altas taxas de germinação das espécies de macrófitas.

Além disso, algumas características do ambiente foram importantes para o sucesso reprodutivo de *N. amazonum*, em meses anteriores ao pico de cobertura vegetal desta espécie notou-se que toda a lâmina d'água estava ausente de cobertura vegetal, por consequência não havia barreiras físicas para o impedimento da radiação, o qual é o fator indutor da germinação de sementes fotoblásticas positivas (Sculthorpe 1967). E de fato, Esteves (1988), em experimentos com uma espécie do mesmo gênero *Nymphaea ampla*, cuja possui a mesma arquitetura (forma biológica), a planta chegou a atenuar 96% da radiação incidente no topo do estande.

No entanto, a estratégia reprodutiva de *N. amazonum*, através da formação de banco de sementes nesse ambiente pode influenciar a distribuição desta espécie na planície de inundação. Segundo, Neiff (2003), a planície de inundação, recebe diásporos e outros materiais

principalmente durante a potamofase (águas altas), e o curso do rio recebe transporta e redistribui os diásporos gerados na parte superior da planície. O expressivo número de sementes de *N. amazonum*, aliado à sua capacidade de germinação e aos pulsos hidrológicos, explicam o fato dessa espécie constar entre as que ocorrem com maior frequência nesse trecho do rio Paraná (Ferreira et al., no prelo).

As duas técnicas de amostragem do banco de diásporos se mostraram complementares, visto que algumas espécies que germinaram e algumas espécies por outro lado não foram contabilizadas na contagem direta dos diásporos. Em princípio, conforme alguns estudos já demonstraram (Bernhardt, et al., 1993, Brown, 1992), o método da contagem direta apesar de não trazer informações sobre a viabilidade dos diásporos, é mais preciso para detectar o número total de diásporos depositados nos sedimentos. No entanto, como apenas as sementes viáveis são geralmente consideradas para contribuir com o banco de sementes, a viabilidade tem que ser testada em experimentos de germinação, como um teste complementar (Brown, 1992). Certamente a escolha do método a ser utilizado deve ser feita levando-se em consideração os objetivos da pesquisa.

Sob o mesmo ponto de vista, outros trabalhos realizados nesta mesma lagoa comprovaram a importância do estoque de diversidade nos sedimentos desse corpo d'água. Palazzo et al (2008), por exemplo, verificaram que as características limnológicas da lagoa influenciaram a abundância de ovos de resistência de zooplâncton, sendo o compartimento sedimentar uma importante fonte de riqueza de espécies zooplânctônicas. Por outro lado, Carvalho (2009), indicou que a comunidade de macrófitas desta lagoa em relação a outras da planície, apresentaram os melhores resultados dos efeitos dos distúrbios de inundação (sensibilidade), como também uma rápida

recuperação (resiliência), após os distúrbios, possivelmente isto estaria relacionado com estoque de diásporos no sedimento.

Em resumo, os dados obtidos e as metodologias empregadas demonstraram que o banco de diásporos permite inferir quais processos vinculam as mudanças na estrutura das assembléias de macrófitas aquáticas, podendo ser indicado para tal finalidade. Por outro lado, pouco tem se discutido a sincronia de fatores bióticos e abióticos em conjunto com a seleção adaptativa das espécies em formar banco de diásporos e provavelmente esses mecanismos ora desconhecidos são os meios para a recuperação das espécies de macrófitas frente a distúrbios naturais, principalmente em planícies de inundação. Em complemento, o conhecimento do banco de diásporos ajuda a prever quais espécies poderão colonizar o local quando as características ambientais forem favoráveis. Por fim, os métodos combinados da análise do banco podem superar subestimativas do número e composição total de sementes, e, assim os recomendamos como ferramenta nos estudos de biodiversidade e a conservação de espécies ex-situ, principalmente em se tratando de ambientes de várzeas.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Int. J. Ecohydrol. Hydrobiol.* 4, 255-268.
- Bakker, J.P. 1989. *Nature Management by Grazing and Culting*. Kluwer Dordrecht.
- Barralis, G., Chadoenf, R., Longchamp, J.P. 1988. Longvité de semences de mauvais herbes annuelles dans un sol cultivé. *Weed Res.* 28, 407-418.

- Bernhardt, K.G. 1993. Untersuchungen zur Besiedlung und Dynamik der Vegetation von Sand- und Schlickpionierstandorten. Diss. Bot. German 202, 1-223.
- Bernhardt, K.-G., Hurka, H. 1989. Dynamik des Samenspeichers in einigen Mediterranen Kulturböden. Weed Res. 29, 247-254.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociologia; bases para el estudio de las comunidades vegetales. Trad. da 3.ed.rev.aum. Blume, Madrid.
- Brown, D. 1992. Estimating the composition of a Forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. Can. J. Botany 70, 1603-1612.
- Carvalho, P. 2009. Diversidade e estabilidade das macrófitas aquáticas em dois ambientes subtropicais. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá.
- Carvalho, P.C. F., Favoretto, V. 1995. Impacto das reservas de sementes no solo sobre a dinâmica populacional das pastagens. Informativo Abrates, 5, 87-108.
- Campos, J.B., Costa-Filho, L.V. 1994. Proposta técnica de implantação da área de proteção ambiental do Arquipélago de ilha Grande. SEMA/IAP Curitiba.
- Campos, J.B., Souza, M.C. 1997. Vegetação. In: Vazzoler, A.E.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (Eds.). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Eduem Maringá. pp. 331-342.
- Christoffoleti, P.J., Caetano, R.S.X. 1998. Soil seed banks. Sci. agric., Piracicaba, 55, pp.74-78
- Decker, J.S. 1936. Aspectos biológicos da flora brasileira. Rotermund, São Leopoldo.
- Devictor, V., Moret, J., Machon, N. 2007. Impact of ploughing on soil seed bank dynamics in temporary pools. Plant. Ecol. 192, 45-53.
- de Vlaming, V., Proctor, V.W. 1968. Dispersal of aquatic organisms: Viability of seeds recovered from the droppings of captive killdeer and mallard ducks. Am. J. Bot. 55, 20-26.
- Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência/FINEP Rio de Janeiro.
- Fenner, M. 1985. Seed Ecology. Chapman and Hall, London, U.K. pp. 38-53.
- Gomes, M.B., Ladeia, M.M., Pedralli, G. 2000. Estudo das macrófitas aquáticas da barragem do rio Juramento, visando o manejo limnológico. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental pp.1-7.
- Irgang, B.E.; Pedralli, G.; Waechter, J.I. 1984. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. Roessleria 6, 395-404.
- Maack, R. 2002. Geografia física do Estado do Paraná. 3ed. Curitiba. Imprensa Oficial do Paraná.

- Moore, P. 1982. How to reproduce in bogs and fens. *New Sci.* 111pp. 369-371.
- Mormul, R.P. 2011. Mecanismos que afetam os estados estáveis alternativos e o efeito das mudanças climáticas sobre a invasão de uma planta submersa exótica. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley, New York.
- Neiff, J. 2003. Planícies de inundação são ecótonos?. In: Henry, R. (Ed.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos, pp. 29-45.
- Orlóci, L. 1993. Conjectures and scenarios in recovery study. *Coenoses* 8,141-148.
- Padial, A. A., Thomaz, S. M. 2008. Prediction of the light attenuation coefficient through the Secchi disk depth: empirical modeling in two large Neotropical ecosystems. *Limnology*, 9, 143-151.
- Pedralli, G. 1990. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. *Estudos de Biologia*, 26, 5-24.
- Leck, M.A. 1989. Wetland seed banks. In *Ecology of Soil Seed Banks*, Academic Press. New York pp.283-305.
- Leck, M.A., Simpson, R.L. 1995. Ten-year seed bank and vegetation dynamics of a tidal freshwater marsh. *Am. J. Bot.* 82, 1547-1557.
- Leck, M.A., Simpson, R.L. 1987a. Seed bank of a freshwater tidal wetland: Turnover and relationship to vegetation change. *Am. J. Bot.* 74, 360-370.
- Leck, M. A., Brock, M. A. 2000. Ecological and evolutionary trends in wetlands: evidence from seeds and seed banks in New South Wales, Australia and New Jersey, USA. *Plant. Spec. Biol.* 15, 97-112.
- Resck, R., Bezerra-Neto, J. F., Pinto-Coelho, R. M. 2007. Nova batimetria e uma avaliação ecológica de parâmetros morfométricos da Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil). *Geografias*, 3, 24-37.
- Riss, T. 2008. Dispersal and colonization of plants in lowland streams: success rates and bottlenecks. *Hydrobiologia* 596, 341-351.
- Roberts, H.A., 1981. Seedbanks in soils. *Adv. Appl. Biol.* 6, pp. 1-56.
- Santos, A.M. 2004. Macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná: produtividade primária, decomposição, ciclagem de nutrientes e diversidade. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá.

- Schulthorpe, C.D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Koeltz Scientific Books, Königstein, West Germany.
- Simpson, R.L., Leck, M.A., Parker, V.T., 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (Eds.). Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, San Diego, pp. 3-9.
- Ter Heerdt, G.N.J., Verwey, G.L., Bekker, R.M., Bakker, J.P., 1996. An improved method for seed bank analysis: seedling-emergence after removing the soil by sieving. *Funct. Ecol.* 10, 144-151.
- Ter Heerdt, G.N.J., Schütter, A., Bakker, J.P., 1999. The effect of water supply on seed-bank analysis using the seedling-emergence method. *Funct. Ecol.* 13, 428-430.
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M. 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK
- Townsend, C.R., Begon, M., Harper, J.L. 2010. Fundamentos em ecologia. Artmed, Porto Alegre.
- Tur, N. M. 1965. Um caso de epifitismo aquático. *Boletim da Sociedade Argentina de Botânica.* 10, 323-328.
- van der Valk, A. G. 1981. Succession in wetlands: a Gleasonian approach. *Ecology* 62, 688-696.
- van der Valk, A.G. 2006. The biology of freshwater wetlands. Oxford University Press, Oxford, UK
- Veríssimo, S. 1994. Variações na composição da ictiofauna em 3 lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, ilha Porto Rico, PR, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical Analysis. 4ed. Prentice Hall. New Jersey.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados nos três capítulos advertem a necessidade da continuidade dos estudos em “banco de diásporos” de áreas úmidas. No entanto, através dos resultados permitiu-se de forma pioneira para o Brasil esclarecer que as plantas aquáticas ou macrófitas aquáticas reproduzem de forma sexuada com efeito na evidência de alta diversidade e densidade de diásporos encontrados nos diversos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Além disso, é comum encontrar na literatura registros os quais evidenciam que a propagação vegetativa é a forma mais comum de manutenção das comunidades de macrófitas aquáticas em planícies de inundação.

Entretanto, ressalvo alguns trabalhos produzidos na América do Norte, Europa e Ásia se preocuparam em evidenciar o banco de diásporos. O trabalho em questão oferece a comunidade científica certamente clara evidências que o banco de diásporos é o componente biológico da biodiversidade vegetal mais importante nos processos de manutenção das populações e comunidades vegetais em planície de inundação, onde o efeito do pulso de inundação deleta esses organismos, em seguida, o depósito do banco de diásporos é a fonte que fornece novos indivíduos a populações de macrófitas aquáticas.

As metodologias utilizadas permitiram um conhecimento real dos espécimes tanto de plântulas de macrófitas bem como da morfologia do diásporo. Esse conhecimento ainda é escasso para a maioria dos especialistas em macrófitas, pois, são estruturas bem tênues e muito pequenas. Diante das caracterizações morfológicas dos diásporos foi possível confeccionar um banco de

imagens de suas estruturas as quais muita das vezes utilizadas nos processos de dispersão do indivíduo.

Enfim, a tese abordou questões importantes nos mecanismos já consagrados em planícies de inundação trazendo à tona que os atributos da diversidade podem ser empregados nos resultados do banco de diásporos para corroborar teorias ecológicas já consagradas em planície de inundação.