

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

Gerenciamento hidroambiental de terras úmidas

RUTINÉIA TASSI

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Adolfo Villanueva

Co-orientador: Prof. Dr. David da Motta Marques

Co-orientador: Prof. Dr. Walter Collischonn

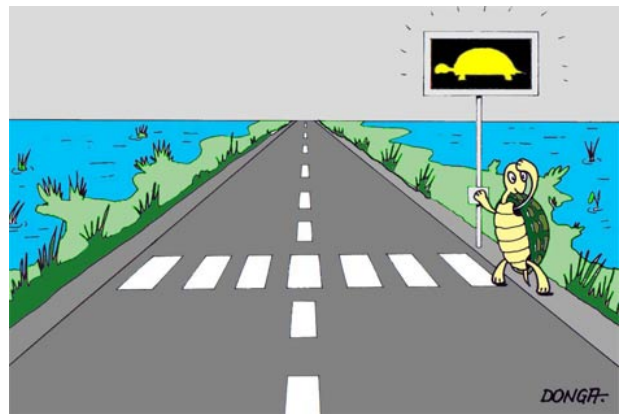
Porto Alegre, Junho de 2008.

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

Esse trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do professor Adolfo Oreste Nicolas Villanueva, do Instituto de Hidrologia de Llanuras da Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires/Argentina, e co-orientação dos professores David M. L. da Motta Marques e Walter Collischonn do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul/Brasil.



Charges de Ricardo Freitas (Donga)
donga.ag@bol.com.br

*Dedico esta tese a meu filho Gabriel,
que é meu tudo existencial.*

Agradeço...

Aos meus pais (Alei e Maria) que são o mais belo exemplo de amor aos filhos, honestidade e respeito ao próximo.

Aos meus irmãos Lediane e Antônio Carlos que, muito mais que irmãos, são grandes amigos.

A todos os familiares que sempre me acompanham nos momentos mais importantes de minha vida.

À família Moura de Andrade, pela amizade, por poder partilhar de momentos importantes da vida de vocês e pela afilhada (Laura).

À “trapalhona” Graziela, amiga desde a graduação na UFRGS, pelos momentos divertidos ao longo desses anos.

Aos amigos Nicolás e Natália, pelas inúmeras noites de sábado regadas a vinho, acompanhado de deliciosas “pascoalinas” e “fainás” uruguaicamente preparados.

Aos amigos Adalberto, Adriano, Benedito, Bruno, Christopher, Dante, Juan Martin, Maria Angélica e Martin, com que tive o prazer de trabalhar; e aos outros amigos do IPH, aqui não citados, mas não menos importantes, com os quais dividi experiências, mesmo que fossem nas intermináveis filas do RU.

À amizade de Juan Martin, que se tornou praticamente um membro da família Tassi-Allasia.

Às antigas amigadas de Arvorezinha, que a distância e o tempo não conseguiram desgastar. Especialmente às colegas de Débora, Maiara e Aletéa que me acompanham desde o Jardim da Infância.

Aos meus alunos da FURG, que sempre me trataram como amiga, e freqüentemente visitam minha sala para conselhos profissionais e para “bater um papo” sobre assuntos em geral.

Aos colegas da FURG (Aline, Carla, Fernando, Luiz, Marcos, Sônia e Strauch,) que, de uma forma ou outra, contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho.

Ao amigo Cezar Bastos, que sempre conseguiu organizar um horário de aulas compatível com as atividades do doutorado.

À amiga riograndina Lidiane Gonçalves e à minha orientada Talita Miranda, a mais “desorientada” que já tive. A amizade de vocês tornou minha estada em Rio Grande mais feliz.

Ao professor Adolfo Villanueva por ter sugerido o tema de pesquisa, e pela orientação mesmo à distância.

Ao professor David da Motta Marques que, graças a sua co-orientação, possibilitou a injeção de uma Engenheira Civil no mundo da biologia.

Ao professor Walter Collischonn, pela co-orientação, pelas sugestões na etapa de qualificação, dicas de geoprocessamento e previsão.

Aos membros da banca, professores Carlos Tucci (IPH da UFRGS), Albano Schwarzbald (Ecologia da UFRGS) e Luciano Meneses Cardoso da Silva (Superintendência de Outorga e Fiscalização da ANA) pela disponibilidade.

À FURG, pelos quatro meses de licença em 2006, que foram fundamentais para o desenvolvimento das técnicas de modelagem empregadas neste estudo.

Aos funcionários do IBAMA da ESEC-TAIM pelas informações e acolhidas durante as visitas de campo.

Ao professor João Viegas da UFPel, por disponibilizar a série de níveis da Lagoa Mirim.

Ao amigo André Pante da ANA, pelo apoio na aquisição de dados de chuva e evaporação antes mesmo de sua consistência.

A todas as pessoas entrevistadas durante o desenvolvimento deste trabalho, mesmo aquelas que não foram muito simpáticas e cooperativas.

Aos professores e colegas da Pós-graduação do IPH e da Ecologia, que acompanharam os primeiros passos desta pesquisa.

Ao PELD pelo apoio financeiro na aquisição do notebook, que foi meu grande companheiro durante este trabalho, e auxílio nas campanhas de campo.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas, por despertar em mim o interesse pelo tema "água" quando ainda era uma bolsista de iniciação científica.

Especialmente ao meu marido Daniel (my personal Google), por ser esse maluco-bagunçado que só ele consegue ser. Seu contínuo incentivo para a conclusão do doutorado, seu apoio durante minhas viagens para Rio Grande, sua colaboração nos cuidados com nosso filho Gabriel, seu carinho, companheirismo, amizade e amor, tornaram essa caminhada menos árdua.

Muito Obrigada.

Resumo

Terras úmidas são ecossistemas complexos, responsáveis pela conservação da vida de um grande número de seres vivos. Além do valor ecológico, as terras úmidas desempenham importantes funções como o fornecimento de água para abastecimento, manutenção das condições climáticas locais, melhoria da qualidade da água, redução de cheias, recarga de aquíferos, entre outros. As flutuações da água e sua circulação são responsáveis pelas características de uma terra úmida, determinando o tipo e cobertura de vegetação que se desenvolve no local, além das espécies animais que estão ligadas diretamente à água ou à vegetação. Qualquer alteração no regime hidrológico, portanto, pode quebrar o equilíbrio existente nestes ecossistemas, trazendo profundas alterações aos mesmos. Particularmente em locais onde a agricultura irrigada é desenvolvida, essa ameaça é acentuada pelo uso da água para a irrigação.

Nesse contexto, esta Tese apresenta uma metodologia para a determinação dos limites das flutuações aceitáveis do hidroperíodo de terras úmidas, de forma a permitir que usos compartilhados (ex. irrigação e conservação) sejam desenvolvidos sem que haja descaracterização do ecossistema. A conservação da biodiversidade foi avaliada por meio de índices de adequabilidade, desenvolvidos para indicadores biológicos específicos. Esses índices relacionam a qualidade ambiental e a condição hidrológica específica. Utilizando modelos desenvolvidos especialmente para este trabalho, esses índices foram combinados com diferentes cenários hidrológicos. Esse procedimento permitiu que, dentro de distintas áreas da terra úmida, fosse feita uma avaliação temporal e espacial da condição ambiental para os indicadores selecionados. Diferentes cenários de qualidade ambiental foram selecionados, permitindo a determinação de “curvas-guia”, que traduzem as necessidades hidrológicas de diferentes espécies.

A metodologia desenvolvida foi aplicada ao Banhado do Taim/RS, que é um exemplo de terra úmida impactada há anos pelas atividades de irrigação desenvolvidas no seu entorno. Após a determinação das curvas-guia para esse local, foi utilizado um modelo de previsão hidrológica permitindo que, *a priori*, fossem definidas regras para a conservação da terra úmida (ex. máxima área que poderá ser irrigada em um ano específico).

A metodologia apresentada permitiu definir critérios para o gerenciamento dos recursos hídricos, alocando água para a irrigação e conservação do ecossistema de terra úmida proporcionando benefícios mútuos.

Abstract

Wetlands are complex ecosystems, responsible for the preservation of a great number of living creatures. Besides their ecological value, wetlands play important roles like supplying water, maintenance of local climatic conditions, improving water quality, reducing floods and aquifers recharge. Water level fluctuation and its movement are responsible for the wetland characteristics, determining type and vegetation coverage developed in the place, and the animal species directly connected to water or vegetation. Therefore, any change in the hydrological regime can break the equilibrium existing in these ecosystems, bringing deep changes to it. In places where irrigated agriculture is developed this threat is especially accentuated by water abstraction.

Within this context, this Thesis presents a methodology for determining the limits of acceptable wetland's hydroperiod fluctuations, in order to allow that shared uses (ex. irrigation and conservation) could get along in the ecosystem. Biodiversity conservation was measured through the developed "suitability indexes" for specific biological indicators. These indexes relate environmental quality with hydrological specific conditions. The indexes were combined with hydrological through modeling specifically developed. This proceeding allows a temporal and spatial evaluation of environmental condition for selected indicators. Were obtained a set of "guide-curves" relating environmental quality for different water level scenarios, allowing ecosystem sustainability to be introduced in defining the acceptable water level fluctuation.

The proposed methodology was applied to Banhado do Taim/RS, an example of freshwater wetland which has been impacted by the irrigation activities practiced in its watershed. After "guide-curves" were defined, a hydrological forecast model was used, enabling to define *a priori rules* to preserve the wetland (ex. maximum allowed farming area for a specific year).

Presented methodology allows defining criteria for water management allocating water for irrigation and wetland's ecosystem conservation, with mutual benefits.

Sumário

1. Introdução.....	1
1.1 OBJETIVOS.....	4
1.2 ORGANIZAÇÃO DO TEXTO.....	5
2. Ecossistemas de terras úmidas.....	7
2.1 CLASSIFICAÇÃO DAS TERRAS ÚMIDAS.....	8
2.2 ESTRUTURAS, FUNÇÕES E VALORES DE TERRAS ÚMIDAS.....	9
2.3 USO E CONSERVAÇÃO.....	14
2.4 INDICADORES DE ESTADO.....	16
2.5 HIDROLOGIA E HIDRODINÂMICA DE TERRAS ÚMIDAS.....	19
2.6 RELAÇÕES ENTRE O FATOR ÁGUA E AS COMUNIDADES BIOLÓGICAS EM TERRAS ÚMIDAS.....	23
2.6.1 <i>Macroinvertebrados</i>	24
2.6.2 <i>Peixes, répteis e anfíbios</i>	26
2.6.3 <i>Avifauna</i>	28
2.6.4 <i>Mamíferos</i>	30
2.6.5 <i>Macrófitas aquáticas</i>	31
3. Metodologia proposta.....	45
3.1 IDENTIFICAÇÃO DA TERRA ÚMIDA EM SITUAÇÃO DE CONFLITO PELO USO DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	45
3.2 DEFINIÇÃO DE FUNÇÕES E VALORES DA TERRA ÚMIDA.....	47
3.3 CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA E BIOLÓGICA.....	47
3.4 IDENTIFICAÇÃO DO PADRÃO DE TERRA ÚMIDA A SER PRESERVADO.....	51
3.5 ADOÇÃO DE UMA ESCALA DE TRABALHO.....	52
3.6 SELEÇÃO DE ESPÉCIES INDICADORAS E HABITATS RELACIONADOS.....	53
3.7 IDENTIFICAÇÃO DAS NECESSIDADES PARA AS ESPÉCIES SELECIONADAS.....	54
3.8 DEFINIÇÃO DE ÍNDICES DE ADEQUABILIDADE DAS ESPÉCIES INDICADORAS.....	55
3.9 VERIFICAÇÃO DA REPRESENTATIVIDADE DOS ÍNDICES DE ADEQUABILIDADE.....	59
3.10 DETERMINAÇÃO DO HIDROPERÍODO RECOMENDADO.....	60
3.11 PREVISÃO HIDROLÓGICA E AVALIAÇÃO DA MANUTENÇÃO DE HABITATS.....	61
4. Local de estudo.....	64
4.1 O BANHADO DO TAIM.....	65
4.2 FUNÇÕES E VALORES DO BANHADO DO TAIM.....	67
4.3 CONFLITO PELO USO DA ÁGUA NA ESEC-TAIM.....	69
4.4 FONTES DE INFORMAÇÃO SOBRE O BANHADO DO TAIM.....	70
4.5 CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS, HIDROLÓGICAS E METEOROLÓGICAS DO BANHADO DO TAIM.....	73
4.5.1 <i>Geologia</i>	73
4.5.2 <i>Sistema de drenagem</i>	76
4.5.3 <i>Condições meteorológicas</i>	78
4.5.4 <i>Modelo hidrológico-hidrodinâmico</i>	79
4.6 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	81
4.6.1 <i>Principais macrófitas aquáticas</i>	81
4.6.2 <i>Plâncton e Invertebrados</i>	86
4.6.3 <i>Peixes e répteis</i>	89
4.6.4 <i>Aves</i>	96
4.6.5 <i>Mamíferos</i>	100
5. Resultados.....	104
5.1 PADRÃO DO BANHADO DO TAIM A SER CONSERVADO.....	104
5.1.1 <i>O hidroperíodo natural do Banhado do Taim</i>	104
5.1.2 <i>Indicadores biológicos e habitats relacionados</i>	113
5.1.2.1 <i>Indicadores vegetais</i>	115
5.1.2.2 <i>Indicadores animais</i>	117

5.1.3	<i>Considerações finais sobre o padrão de banhado a ser preservado.....</i>	120
5.2	ESTABELECIMENTO DE ÍNDICES DE ADEQUABILIDADE	121
5.2.1	<i>Índice de adequabilidade para os indicadores vegetais.....</i>	121
5.2.1.1	<i>Índice de adequabilidade para a Zizaniopsis bonariensis.....</i>	121
5.2.1.2	<i>Índice de adequabilidade para o Scirpus giganteus.....</i>	124
5.2.2	<i>Índice de adequabilidade para os indicadores animais.....</i>	126
5.2.2.1	<i>Índice de adequabilidade da capivara.....</i>	126
5.2.2.2	<i>Índice de adequabilidade do cisne-do-pescoço-preto.....</i>	130
5.2.2.3	<i>Outros indicadores biológicos a serem considerados (sem modelagem).....</i>	131
5.3	MODELAGEM E VALIDAÇÃO DOS ÍNDICES DE ADEQUABILIDADE.....	133
5.3.1	<i>Modelos para avaliação da qualidade ambiental.....</i>	134
5.3.1.1	<i>Modelo para verificação da qualidade do habitat da Zizaniopsis bonariensis e Scirpus giganteus.....</i>	137
5.3.1.2	<i>Modelo para verificação da qualidade do habitat da capivara.....</i>	138
5.3.1.3	<i>Modelo para verificação da qualidade do habitat do cisne-do-pescoço-preto.....</i>	140
5.4	VALIDAÇÃO DOS ÍNDICES DE ADEQUABILIDADE UTILIZANDO MODELAGEM DE HABITATS	141
5.4.1	<i>Validação para a Zizaniopsis bonariensis.....</i>	141
5.4.2	<i>Verificação para o Scirpus giganteus.....</i>	152
5.4.3	<i>Verificação para a capivara.....</i>	156
5.4.4	<i>Verificação para o cisne-de-pescoço-preto.....</i>	160
5.5	REGRAS PARA O GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BANHADO DO TAIM.....	165
5.6	PREVISÃO DE CENÁRIOS DE GERENCIAMENTO PARA A IRRIGAÇÃO	175
5.6.1	<i>Previsão hidrológica com o uso de modelagem por conjunto (ensemble forecast)</i>	177
5.6.1.1	<i>Previsão hidrológica com o uso de modelagem por conjunto – período Agosto/2004-Março/2005.....</i>	180
5.6.1.2	<i>Previsão hidrológica com o uso de modelagem por conjunto – período Agosto/2005-Março/2006.....</i>	187
6.	<i>Conclusões e recomendações.....</i>	192
6.1	VIABILIDADE DE APLICAÇÃO DA METODOLOGIA	192
6.2	APLICAÇÃO DA METODOLOGIA AO BANHADO DO TAIM.....	196
7.	<i>Referências bibliográficas.....</i>	200
Anexo A.....		220
Anexo B.....		224
Anexo C.....		227
Anexo D.....		231

Índice de Figuras

Figura 2.1 – Iteração em um ambiente de terra úmida (Adaptado de Hruby, 1999)	11
Figura 2.2 – Frequência de ocorrência de espécies anfíbias ao longo do gradiente de hidroperíodo (Adaptado de Snodgrass <i>et al.</i> , 2000)	27
Figura 2.3 – Esquema de distribuição hipotética das capivaras na paisagem considerando a disposição dos corpos de água (Adaptado de Quintana, 1999)	31
Figura 2.4 – Formas de vida das plantas aquáticas (Adaptado de Esteves, 1998)	33
Figura 2.5 – Zoneamento simplificado da vegetação de acordo com o gradiente de água (Adaptado de Wheeler, 1999)	34
Figura 2.6 – Evolução da vegetação nos Everglades após melhorias nas condições hidrológicas (Adaptado de Sklar <i>et al.</i> , 2004)	42
Figura 3. 1 – Fluxograma da seqüência metodológica	46
Figura 3. 2 - Exemplo de índice de adequabilidade para uma espécie hipotética	56
Figura 3. 3 – Exemplo de avaliação de qualidade de habitat em uma determinada região, ao longo de um período de análise.....	57
Figura 3. 4 - Exemplo de avaliação de qualidade de habitat em uma determinada região, ao longo de um período de análise utilizando mais de um índice de adequabilidade.....	58
Figura 4.1- Localização do Banhado do Taim/RS (Figuras ilustrativas sem escala. Imagens obtidas a partir do Google Earth, 2005 e 2007)	66
Figura 4. 2 – Unidades ecodinâmicas da ESEC-Taim/RS (Figura esquemática, sem escala. Fonte: Gomes <i>et al.</i> , 1989)	75
Figura 4. 3 – Sub-sistemas hidrológicos da ESEC-Taim/RS (Fonte: IPH, 1996)	77
Figura 4. 4 – Sazonalidade da série de precipitação e evaporação para a região da ESEC-Taim/RS.....	79
Figura 4. 5 - Mapa de localização dos postos na região do Banhado do Taim/RS (Imagem Landsat TM, composição colorida 5R4G3B)	80
Figura 4. 6 – Padrão de distribuição da vegetação no Banhado do Taim/RS (Adaptado de Guasselli, 2005) ..	82
Figura 4. 7 – Índice de adequabilidade de peixes em função do tempo transcorrido desde a última seca (Adaptado de Trexler <i>et al.</i> , 2004)	90
Figura 4. 8 – Distância da margem à água x número de ninhos de <i>T. dorbigni</i> (Adaptado de Bager, 2003)....	92
Figura 4. 9 – Percentual de fêmeas hábeis para acasalamento em função dos níveis de água (Adaptado de Castro e Silva, 2005)	95
Figura 4. 10 – Índice de adequabilidade para o jacaré, como função da máxima variação da lâmina de água durante a época da nidificação (Adaptado de Rice <i>et al.</i> , 2004).....	96
Figura 4. 11 – Região de ocorrência de cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS	98
Figura 4. 12 – Região de ocorrência de capivaras no interior do Banhado do Taim/RS	102
Figura 5. 1 – Identificação das células do modelo hidrodinâmico no Banhado do Taim/RS.....	105
Figura 5. 2 – Validação do modelo hidrodinâmico de células no Banhado do Taim/RS.....	106
Figura 5. 3 – Série de cota de nível da água do Banhado do Taim/RS – período Janeiro/1960 a Dezembro/2003.....	107
Figura 5. 4 – Sazonalidade na série de níveis e precipitação do Banhado do Taim/RS.....	108
Figura 5. 5 – Ocorrência de níveis mensais acima ou abaixo da média de longo período no Banhado do Taim/RS.....	109
Figura 5. 6 – Variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS.....	109
Figura 5. 7 – Variabilidade sazonal do hidroperíodo no Banhado do Taim/RS após a partir da aplicação da análise harmônica	111
Figura 5. 8 – Comparação entre o regime hidrológico real no Banhado do Taim/RS e cenário hipotético sem irrigação.....	111
Figura 5. 9 – Evolução da área irrigada a partir de captações da Lagoa Mangueira/RS	113
Figura 5. 10 – Regiões delimitadas por polígonos brancos onde predominam <i>Z. bonariensis</i> e regiões delimitadas por polígonos amarelos onde predominam o <i>S. giganteus</i> no Banhado do Taim/RS (Imagem Landsat TM, composição colorida 5R4G3B).....	116

Figura 5. 11 - Habitats para a capivara e o cisne-do-pescoço-preto dentro do Banhado do Taim/RS delimitados por polígonos brancos (Imagem Landsat TM, composição colorida 5R4G3B)	119
Figura 5. 12 – Histograma de frequência de ocorrência de lâminas de água nas células 9, 14 e 25 do modelo hidrológico-hidrodinâmico aplicado ao Banhado do Taim/RS.....	123
Figura 5. 13 – Curva de índices de adequabilidade da <i>Zizaniopsis bonariensis</i> em função da lâmina d'água no Banhado do Taim/RS.....	124
Figura 5. 14 - Histograma de frequência de lâminas d'água nas regiões ocupadas pelo <i>S. giganteus</i> no Banhado do Taim/RS.....	125
Figura 5. 15 – Índice de adequabilidade para o <i>S. giganteus</i> em função da lâmina d'água no Banhado do Taim/RS.....	126
Figura 5. 16 – Esquema de zona de busca por água, forragem e descanso para a capivara.....	127
Figura 5. 17 - Índice de adequabilidade para a capivara em função da área total de habitat no interior do Banhado do Taim/RS.....	129
Figura 5. 18 – Índice de adequabilidade para o cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS.....	131
Figura 5. 19 – Modelo numérico da topografia de fundo do Banhado do Taim/RS (Revisado a partir do MNT de Paz, 2003).....	135
Figura 5. 20 – Processo utilizado para obtenção da superfície de cotas água no Banhado do Taim/RS	136
Figura 5. 21– Exemplo do produto da análise do índice de adequabilidade da <i>Zizaniopsis bonariensis</i> no interior do Banhado do Taim/RS.....	138
Figura 5. 22 – Esquema de identificação de habitats para a capivara no Banhado do Taim/RS.....	139
Figura 5. 23 – Representação esquemática do processo de determinação de habitats para capivaras no Banhado do Taim/RS.....	140
Figura 5. 24 - Cenário da qualidade de habitat para a <i>Z. bonariensis</i> frente a um hidroperíodo médio anual no Banhado do Taim/RS.....	142
Figura 5. 25 – Índice de adequabilidade de longo período para a <i>Z. bonariensis</i> no Banhado do Taim/RS em função da profundidade da lâmina de água	144
Figura 5. 26 – Histórico de longo período de qualidade ambiental para a <i>Z. bonariensis</i> no Banhado do Taim/RS (células 9 e 14).....	145
Figura 5. 27 – Datas com imagens de satélite analisadas no Banhado do Taim/RS.....	146
Figura 5. 28 – Zonas de ocorrência da <i>Z. bonariensis</i> no interior do Banhado do Taim/RS.....	149
Figura 5. 29 – Relação entre NDVI e Índice de adequabilidade nas regiões de ocorrência da <i>Z. bonariensis</i> no interior do Banhado do Taim/RS.....	151
Figura 5. 30 - Cenário da qualidade de habitat para a <i>S. giganteus</i> no Banhado do Taim/RS frente a um hidroperíodo médio anual.....	153
Figura 5. 31 – Índice de adequabilidade do <i>S. giganteus</i> x cota do nível da água no Banhado do Taim/RS..	153
Figura 5. 32 - Índice de adequabilidade de longo período para o <i>S. giganteus</i> no Banhado do Taim/RS em função da profundidade da lâmina de água	154
Figura 5. 33 - Histórico de longo período de qualidade ambiental para o <i>S. giganteus</i> no interior do Banhado do Taim/RS.....	155
Figura 5. 34 - Relação entre NDVI e Índice de adequabilidade nas regiões de ocorrência do <i>S. giganteus</i> no Banhado do Taim/RS.....	156
Figura 5. 35 – Exemplo de notícia utilizada na validação do índice de adequabilidade (Fonte: Zero Hora, 2002)	157
Figura 5. 36 – Frequência de ocorrência de longo período para os três elementos essenciais para a capivara e habitat no Banhado do Taim/RS.....	158
Figura 5. 37 – Cenário de qualidade de habitat para as capivaras no Banhado do Taim/RS ao longo de um período de 9 meses.....	158
Figura 5. 38 - Cenário de qualidade de habitat para o cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS durante o período de Junho-Novembro	161
Figura 5. 39 – Verificação de locais de qualidade para o cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS..	162
Figura 5. 40 – Zonas de ocorrência do cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS para fins de identificação do histórico de longo período do índice de adequabilidade.....	163
Figura 5. 41 – Histórico de longo período do índice de adequabilidade para o cisne-do-pescoço-preto em diferentes regiões do Banhado do Taim/RS.....	164
Figura 5. 42 – Histórico de longo período do índice de adequabilidade para o cisne-do-pescoço-preto em diferentes zonas no Banhado do Taim/RS.....	165
Figura 5. 43 - Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas por <i>Z. bonariensis</i> no Banhado do Taim/RS.....	166

Figura 5. 44 – Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas por <i>Z. bonariensis</i> conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS.....	167
Figura 5. 45 - Limites aceitáveis para cota do nível da água na região de ocorrência do <i>Scirpus giganteus</i> no Banhado do Taim/RS.....	168
Figura 5. 46 – Série histórica de cota do nível de água com valores limites para qualidade ambiental do <i>S. giganteus</i> no Banhado do Taim/RS.....	169
Figura 5. 47 - Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas pelo cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS.....	170
Figura 5. 48 – Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas pelo cisne-do-pescoço-preto conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS ...	171
Figura 5. 49 - Faixa de variabilidade de cota de nível de água tolerada para cada espécie conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS.....	171
Figura 5. 50 - Proposta de hidroperíodo respeitando os limites impostos para as espécies indicadoras e sazonalidade no Banhado do Taim/RS.....	174
Figura 5. 51 – Comparação entre anomalia de <i>El Niño</i> 3.4 e variabilidade anual da precipitação no Banhado do Taim/RS.....	180
Figura 5. 52 – Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS – Agosto/2004 a Março/2005.....	181
Figura 5. 53 – Seleção de cenários de seca da previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS com irrigação – Agosto/2004 a Março/2005	183
Figura 5. 54 - Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS com irrigação e sem irrigação – Agosto/2004 a Novembro/2005	183
Figura 5. 55 – Verificação do enquadramento do regime hidrológico previsto para o Banhado do Taim – período Agosto a Dezembro de 2004 e Janeiro a Dezembro de 2005.....	184
Figura 5. 56 - Verificação do enquadramento do regime hidrológico previsto para o Banhado do Taim nos Cenários I, II e III - período Janeiro a Dezembro de 2005	186
Figura 5. 57 – Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS – Agosto/2005 a Março/2006.....	187
Figura 5. 58 - Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS com irrigação e sem irrigação – Agosto/2005 a Novembro/2006	188
Figura 5. 59 - Verificação do enquadramento do regime hidrológico previsto para o Banhado do Taim – período Agosto a Dezembro de 2005 e Janeiro a Dezembro de 2006.....	190
Figura 5. 60 – Verificação do enquadramento do regime hidrológico observado no Banhado do Taim no ano de 2005.....	191

Índice de tabelas

Tabela 2. 1 – Variáveis características do hidroperíodo.....	21
Tabela 4. 1 – Rede de monitoramento meteorológico na região da ESEC-Taim/RS	72
Tabela 4. 2 – Réguas e linígrafos instalados no Banhado do Taim/RS.....	81
Tabela 5. 1 – Resumo da análise do NDVI e da série histórica de lâmina de água no Banhado do Taim/RS para diferentes datas.....	150

Índice de fotografias

Fotografia 4. 1 – <i>Zizaniopsis bonariensis</i> no Banhado do Taim/RS (Fonte: Paz, 2003)	84
Fotografia 4. 2 – <i>Scirpus californicus</i> em época de floração (Fotografia da autora: Outubro de 2005)	85
Fotografia 4. 3 – Filhote de <i>Trachemys dorbigni</i> (Fonte: Bager, 2003)	91
Fotografia 4. 4 – Jacarés-do-papo-amarelo junto às comportas de saída do Banhado do Taim/RS (Fotografia da autora: Junho de 2006)	94
Fotografia 4. 5 – Cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS (Fotografia da autora: Setembro, 2004) ..	97
Fotografia 4. 6 – <i>Coscoroba coscoroba</i> no interior do Banhado do Taim (Fonte: South American Birds Index, 2006)	99
Fotografia 4. 7 – Cisne-do-pescoço-preto e coscoroba em mesmo habitat no interior do Banhado do Taim (Fonte: South American Birds Index, 2006).....	100
Fotografia 4. 8 – Capivaras no interior do Banhado do Taim, mostrando uma situação de habitat típico (Fonte: IBAMA/ESEC-Taim, 2005).....	101
Fotografia 5. 1 – Região de habitat típico da capivara na ESEC-Taim/RS (Fotografia da autora: Outubro de 2005)	127
Fotografia 5. 2 – Cisne-do-pescoço-preto buscando alimento (Fonte: Damisela, 2004)	131
Fotografia 5. 3 – Coscorobas no Banhado do Taim/RS (Fotografia da autora: Julho de 2005).....	132
Fotografia 5. 4 – Paisagem do Banhado do Taim/RS após a seca ocorrida em 2005 (Fotografias da autora: Julho de 2005)	189

Lista de símbolos

ANA	Agência Nacional de Águas
AR	Autoregressive
ARMA	Autoregressive Moving Average
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ELB	Expected of Loss Biodiversity
EPA	Environmental Protection Agency
ESEC	Estação Ecológica
E.U.A.	Estados Unidos da América
GPS	Global Position System
ha	Hectare
IA	Índice de Adequabilidade
IAs	Índices de Adequabilidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Ind.	Indicador
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IRGA	Instituto Riograndense do Arroz
MA	Moving Average
MLP	Média de Longo Período
MNT	Modelo Numérico do Terreno
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NMLP	Nível Médio de Longo Período
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
N.R.C.S.	Natural Resources Conservation Service
OD	Oxigênio Dissolvido
RS	Rio Grande do Sul
SARIMA	Seasonal Autoregressive Moving Average
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
U.S.	United States
U.S.D.A.	United State Department of Agriculture
U.S.A.C.E.	United State Army Corps of Engineers
U.S.C.E	United State Clinical Experience
UTM	Universal Transverse Mercator

1. Introdução

Terras úmidas estão entre os ecossistemas mais produtivos no mundo, comparáveis às florestas tropicais e recifes de coral. Eles também são uma fonte de biodiversidade significativa, comportando numerosas espécies, incluindo todos os principais grupos de organismos – desde micróbios até mamíferos.

As interações entre os componentes físicos, químicos e biológicos de uma terra úmida, como o solo, as plantas, os animais e a água, permitem que a mesma desempenhe muitas funções. Assim, melhoria na qualidade da água (mediante a retenção de nutrientes, sedimentos e contaminantes), recarga de aquíferos, armazenamento de água, e controle das condições climáticas locais estão entre algumas das funções desempenhadas por uma terra úmida. Dessas funções emanam benefícios econômicos como, por exemplo, turismo, abastecimento de água, agricultura, pesca, entre outros. Além desses benefícios, as terras úmidas servem como local de abrigo para uma grande variedade de espécies.

Essas funções e valores de uma terra úmida só poderão ser mantidos se os processos ecológicos funcionam adequadamente. Infelizmente, apesar das recentes pesquisas e progressos no sentido de conservação, as terras úmidas estão na lista dos ecossistemas mais ameaçados da Terra. Na literatura mundial é possível encontrar relatos de várias terras úmidas que passaram por um cenário de transformação de suas características originais, ou foram completamente extintas, devido à drenagem ou aterro. Este panorama evidencia a necessidade da adoção de práticas conservacionistas para esses locais.

No entanto, a complexidade da inter-relação das componentes bióticas e abióticas de um ecossistema, como o de uma terra úmida, faz com que a definição de critérios para a sua conservação seja um processo extremamente complexo. É necessário entender a maioria dos fatores externos e internos, que regulam as condições operacionais das terras úmidas, para sua caracterização e conservação. Portanto, uma proposta para a conservação deste tipo de ecossistema deve considerar, entre todos os parâmetros, aqueles que são críticos para sua sustentabilidade, e que devem ser considerados como uma espécie de “ponto final” durante a avaliação da mesma.

O regime hidrológico é talvez o parâmetro mais importante a ser considerado nesta análise. A grande maioria dos *experts* na área de terras úmidas menciona que o padrão espacial, temporal, de escoamento e de qualidade d'água, bem como a frequência e duração da inundação, podem ser considerados como os fatores mais importantes na determinação das características de uma terra úmida. Portanto, qualquer ação antrópica, que provoque variações no regime hidrológico, pode ser ecologicamente significativa, refletindo-se em alteração na estrutura e na função da terra úmida.

Assim, uma proposta para a conservação do ecossistema deve contemplar a definição de critérios que permitam identificar os limites de uso aceitáveis, de forma a atender mutuamente à conservação da biodiversidade e ao uso pretendido, visando à sustentabilidade no processo de uso compartilhado da água. Particularmente neste caso de situações conflitantes pelo uso da água de uma terra úmida, entre a conservação da biodiversidade e a produção de insumos ou serviços, verifica-se que a priorização de atendimento de um uso implica em prejuízo para o outro.

No sentido de buscar a sustentabilidade para usos compartilhados da água, existe uma série de trabalhos desenvolvidos focando aspectos relacionados à manutenção da vazão ambiental, ou vazão ecológica em rios. Percebe-se que as pesquisas têm avançado no sentido da substituição da vazão ecológica pelo "hidrograma ecológico", visto que este consegue contemplar aspectos relacionados à variabilidade sazonal das vazões em função das necessidades ambientais. No entanto, uma das principais dificuldades na determinação do hidrograma ecológico reside no conhecimento da complexa inter-relação entre a hidrologia e ecologia (ecohidrologia), de forma a permitir o entendimento das relações entre o regime hidrológico e o ecossistema.

O processo de determinação de critérios para o gerenciamento dos recursos hídricos de uma terra úmida se assemelha à determinação do hidrograma ecológico em um rio, principalmente no que diz respeito às dificuldades encontradas na determinação da relação hidrologia x ecologia. No entanto, as pesquisas com rios são antigas e evoluíram bastante, visto que há tempos suas funções e valores são conhecidas e isso, de certa forma, acabou incentivando a busca por soluções imediatas. No caso de terras úmidas, as pesquisas são recentes e incipientes, pois até pouco tempo essas áreas não passavam de "terras alagadas" sem nenhum valor ecológico.

Ainda, diferentemente do que ocorre no caso de rios, onde a maioria dos estudos tenta ligar quantitativamente a hidrologia e a ecologia, no caso de terras úmidas existe um

grande número de estudos que têm associado qualitativamente o hidroperíodo com processos que ocorrem nas mesmas, mas muito pouco tem sido feito para quantitativamente ligar os dois.

Nesses casos, sempre que necessária a definição de alguma regra para o gerenciamento dos recursos hídricos de uma terra úmida, são utilizados valores determinados a partir de uma análise estatística da série de cotas (isso com a sorte delas existirem). Esse tipo de critério, no entanto, tem senso estritamente hidrológico, e prevê pouca informação com significado ecológico, podendo, portanto, não ser adequado para a sustentabilidade do ecossistema.

Atualmente, no Brasil, a dinâmica dos ecossistemas de terras úmidas tem recebido pouca atenção, apesar de ser prioritária, dada a pressão pela demanda de água, principalmente nos locais onde se pratica a orizicultura, bem como pela alteração do regime hidrológico, resultado de obras de irrigação e drenagem. Assim, uma metodologia, que permita analisar e identificar a relação entre o hidroperíodo as características biológicas e ecológicas, pode fornecer subsídios importantes para uma gestão adequada da utilização do recurso água.

No sentido de atender a esta demanda, e impulsionada pelo desafio de realizar uma pesquisa em área tão multidisciplinar, o presente trabalho foi desenvolvido. Esta tese apresenta uma proposta metodológica desenvolvida para a determinação do hidroperíodo em terras úmidas, enfatizando o uso de indicadores biológicos para a definição de critérios de gerenciamento de recursos hídricos.

A metodologia proposta foi aplicada ao Banhado do Taim/RS, que há anos encontra-se em uma situação de conflito pelo uso de seus recursos hídricos. Atualmente, os recursos hídricos do Banhado do Taim são gerenciados de acordo com as regras de operação definidas em 1996 (IPH, 1996), que orientam/coordenam as atividades de armazenamento de água. Para a definição dessas regras, foi utilizado unicamente indicador de caráter hidrológico, sem considerar sua interrelação com a fauna e flora local, visto que estudos desta natureza eram muito incipientes na época. Assim, a aplicação da metodologia proposta neste trabalho auxiliará a Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) do Estado do Rio Grande do Sul na determinação de regras mais flexíveis para as outorgas de uso da água do Banhado do Taim, através da introdução dos indicadores biológicos, minimizando os conflitos existentes com os orizicultores.





À luz do arcabouço legal brasileiro, a metodologia proposta enquadra-se nas diretrizes para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, à medida que prevê a integração da gestão dos recursos hídricos com a gestão ambiental (Brasil, 1997). A Lei 9433/97 (Brasil, 1997), artigo 15, também dá providência para situações em que haja necessidade de se prevenir ou reverter grave degradação ambiental, mencionando que a outorga de uso de recursos hídricos pode ser suspensa parcial ou totalmente, em definitivo ou por prazo determinado - situação essa que pode ocorrer no Banhado do Taim.


1.1 Objetivos

O principal objetivo desta pesquisa é desenvolver uma metodologia para a determinação das flutuações aceitáveis do hidroperíodo de uma terra úmida, a partir da introdução de indicadores biológicos, de forma a contribuir para a gestão sustentável dos recursos hídricos, considerando os seguintes princípios:

- A utilização de indicadores biológicos pode mostrar alterações de comportamento, associadas às variações dos níveis de água;
- No contexto de conservação do ecossistema, é possível identificar as variações hidrológicas dentro das quais é possível a manutenção dessas espécies;
- Conhecidas as amplitudes aceitáveis para que não ocorram impactos ambientais, é possível a definição de critérios para o gerenciamento do uso do recurso hídrico de uma forma sustentável.

O objetivo geral pode ser traduzido nos seguintes objetivos específicos:

-  Avaliar a influência das oscilações nos níveis d'água na qualidade dos habitats;
-  Propor relações que permitam avaliar a qualidade dos habitats em função do cenário hidrológico;
-  Identificar as variações hidrológicas dentro das quais é possível a minimização de impactos aos habitats dos indicadores biológicos selecionados, visando a manutenção das espécies;
-  Avaliar, sempre que possível, a tolerância dos indicadores biológicos frente a situações que excedam os limites determinados;

 Definir critérios para o gerenciamento do uso do recurso hídrico de uma forma sustentável.

De forma a validar a metodologia proposta, a mesma foi aplicada ao Banhado do Taim, localizado na Estação Ecológica do Taim – ESEC-Taim. A escolha deste local foi influenciada pela antiga necessidade de uma política para o gerenciamento de seus recursos hídricos, visto que os mesmos passam por uma situação de conflito, entre a conservação da biodiversidade e prática da orizicultura.

1.2 Organização do texto

Este trabalho foi estruturado e apresentado conforme descrição a seguir.

No Capítulo 2 é apresentada uma revisão sobre aspectos gerais dos ecossistemas de terras úmidas, onde são descritos: formas de classificação; estruturas, funções e valores de uma terra úmida; uso e conservação; indicadores de estado; hidrologia e hidrodinâmica; e a relação entre hidroperíodo e as comunidades biológicas.

A metodologia desenvolvida, visando atender aos objetivos desta pesquisa, é apresentada em forma de itens no Capítulo 3.

O Capítulo 4 dá início à aplicação da metodologia, apresentando o Banhado do Taim/RS, local selecionado para o estudo. Neste capítulo são apresentadas suas funções e valores, além dos conflitos existentes pelo uso da água, justificando a necessidade de aplicação da metodologia proposta. Ainda nesse Capítulo, e atendendo à necessidade da metodologia, o local de estudo é caracterizado em termos geológicos, hidrológicos, meteorológicos e biológicos.

A continuidade da aplicação da metodologia proposta é apresentada no Capítulo 5. Especificamente nesse Capítulo são apresentados os resultados relacionados com aspectos como: o padrão de terra úmida a ser conservado; índices de adequabilidade para os indicadores biológicos; modelagem e validação dos referidos índices; definição de regras para o gerenciamento dos recursos hídricos do Banhado do Taim; e algumas previsões de cenários de gerenciamento.

Finalmente, no Capítulo 6 encontram-se as conclusões e recomendações deste trabalho, relacionadas com a *Viabilidade de aplicação da metodologia* e com relação à *Aplicação da metodologia ao Banhado do Taim*.

O referencial bibliográfico citado ao longo do texto desta pesquisa é apresentado no Capítulo 7. No Anexo A é apresentado o questionário utilizado no contexto desta pesquisa; no Anexo B são apresentadas as imagens de satélite com classificação NDVI utilizadas na etapa de validação dos índices de adequabilidade; no Anexo C encontram-se alguns perfis topográficos do Banhado do Taim e sua relação com a adequabilidade para a *Zizaniopsis bonariensis*; e no Anexo D é apresentada uma análise da *Relação entre o regime hidrológico e o atropelamento de animais na BR 471*, também utilizada para a aferição do índice de adequabilidade.

2. Ecossistemas de terras úmidas

De maneira geral, as áreas de terras úmidas são planas, de baixo relevo, cuja localização ou condições de precipitação e drenagem fazem delas zonas alagadiças, sujeitas a variações sazonais de áreas inundadas, com pequenas profundidades. Esta caracterização é bastante abrangente, e inclui áreas como planícies de inundação de rios, áreas inundadas próximas às lagoas, manguezais e áreas submetidas a inundações devido às marés, pântanos e banhados, tanto aquelas áreas que recebem o aporte de cursos d'água como aquelas que têm como única entrada do sistema a precipitação (Neiff *et al.*, 1994).

De acordo com a definição acima, pode-se verificar que terras úmidas incluem uma grande diversidade de ambientes. Mitsch e Gosselink (1986) também comentam sobre a dificuldade em definir as terras úmidas e citam uma definição geral e abrangente, adotada pelo *U.S. Fish and Wildlife Service*, considerada a mais aceita:

“terras úmidas são áreas inundadas ou saturadas por água superficial ou subterrânea, com uma frequência e duração suficiente para suportar (e que sob condições normais suporta) a predominância de vegetação tipicamente adaptada à vida em condições de solo saturado, devendo possuir, ao menos, uma das seguintes propriedades: (i) o solo suporta, predominantemente, macrófitas aquáticas, pelo menos periodicamente; (ii) o substrato é, predominantemente, solo hídrico não drenado; (iii) a cada ano, o substrato é saturado ou coberto por águas rasas por algum período, durante a época de crescimento dos vegetais”.

Dado o grande número de definições encontradas na literatura para terras úmidas, e com a finalidade de criar uma definição ampla e única, de caráter internacional, a Convenção de Ramsar¹ estabeleceu que:

“terras úmidas são áreas de banhados, pântanos, turfeiras ou água, sejam naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água parada ou fluindo, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de águas marinhas nas quais a profundidade na maré baixa não exceda a 6m”. (Scott e Jones, 1995).




¹ A Convenção sobre Terras Úmidas foi assinada em 1971 em Ramsar, no Irã. Trata-se de um tratado intergovernamental que constitui o quadro de ações nacionais e cooperações internacionais para a conservação e utilização racional das terras húmidas e seus recursos.

Percebe-se que, de forma geral, as terras úmidas mostram ligações estruturais e funcionais com sistemas terrestres e aquáticos, freqüentemente servindo como uma interface para estes dois. No entanto, a estrutura das terras úmidas, processos internos e funções do ecossistema são suficientemente diferentes dos sistemas terrestre e aquático, e requerem uma base de conhecimento específico para as mesmas (Lemly, 1999).

O Banhado do Taim, local selecionado para a aplicação da metodologia desenvolvida neste estudo, enquadra-se nas definições de terras úmidas acima mencionadas (Giovannini, 2003). Portanto, qualquer estudo desenvolvido no local necessita de conhecimentos específicos para este tipo de ecossistema e é justamente visando um melhor entendimento do comportamento de terras úmida que a revisão bibliográfica a seguir foi realizada.

2.1 Classificação das terras úmidas

Na literatura são encontradas diversas formas de classificar uma terra úmida. Talvez a classificação mais conhecida seja a de Cowardin *et al.* (1979) - adotada pelo *U.S. Fish and Wildlife Service* dos E.U.A. Nesta classificação são considerados cinco níveis hierárquicos (marinho, estuarino, fluvial, lacustre e palustre) e, em cada um destes níveis, à exceção do palustre, são feitas sub-divisões. As sub-divisões incluem fluxo de água, classes de tipos de substrato, classe de tipos de vegetação e espécies dominantes, regimes de inundação e níveis de salinidade para cada sistema. O primeiro passo para classificar uma terra úmida é definir a qual dos níveis hierárquicos ele pertence:

-  Marinho: associados ao mar aberto, que se estendem na costa oceânica, onde a salinidade exceda 30 partes por mil;
-  Estuarino: são sistemas que estão usualmente semi-fechados por terra, mas conectados, ou esporadicamente conectados com o oceano. Neste sistema a salinidade varia de 0,5 a 30 partes por mil;
-  Fluvial: terras úmidas que contêm canais, exceto aquelas dominadas por árvores, arbustos, líquens, emergentes, que possuem habitats com salinidade não excedendo cinco partes por mil;

- 🌍 Lacustre: terras úmidas situadas em depressões topográficas ou rio represado, não contendo árvores, arbustos, emergentes, líquens, com mais de 30% de área coberta, e onde a área total exceda 8 ha;
- 🌍 Palustre: terras úmidas dominadas por árvores, arbustos, emergentes, líquens, e todos os locais onde a salinidade seja inferior a 5 partes por mil. Inclui todos os sistemas que não se enquadram nos outros níveis.

Uma outra forma de classificar uma terra úmida é utilizando a classificação hidrogeomórfica de Brinson (1993). Esta classificação considera três componentes:

- 🌍 Geomorfologia: segundo o assentamento geomorfológico e a localização topográfica da terra úmida no entorno da paisagem, elas podem ser descritas em quatro categorias:
 - (a) terras úmidas de depressão: locais baixos na topografia, e podem estar isoladas ou terem entradas e saídas de água;
 - (b) turfeiras extensivas: diferem das terras úmidas em depressão por possuírem acúmulo de matéria orgânica resultante da produção vegetal;
 - (c) terras úmidas fluviais: planícies de rios ou córregos;
 - (d) terras úmidas de orlas: associadas a grandes corpos d'água (lagos, baías e mares).
- 🌍 Origem da água: as fontes de água podem ser resumidas em precipitação, escoamento superficial e recarga subterrânea;
- 🌍 Hidrodinâmica: a hidrodinâmica refere-se ao movimento da água e à sua capacidade de desempenhar funções no ecossistema (transporte de nutrientes, sedimentos, dispersão de sementes, etc.).

A EPA (*Environmental Protection Agency*) considera um sistema de classificação similar ao de Cowardin, no entanto, com menos sub-classes e mais tipos de terras úmidas por classe. Pode-se citar, ainda, o sistema de classificação proposto por Smith *et al.* (1995 *apud* Giovannini, 2003), baseado em características de hidrogeomorfologia, e a classificação desenvolvida pelo USCE (*Environmental Laboratory*, 1987), entre outros.

2.2 Estruturas, funções e valores de terras úmidas

Em larga escala, os ecossistemas são estruturados pelos fatores físicos do meio ambiente no qual eles existem, incluindo fatores como temperatura, radiação solar, vento,

precipitação, marés e os fluxos de água. Conjuntamente, esses fatores promovem e impõem "restrições ecológicas" nos processos dos ecossistemas e, fazendo isso, dirigem à estrutura e função do sistema (Odum, 1977), agregando valor ao mesmo.

A EPA (2003), por exemplo, menciona que as terras úmidas podem ser pensadas como "supermercados biológicos", visto que elas produzem grandes quantidades de alimentos, atraindo muitas espécies animais. A combinação de água rasa, altos níveis de matéria orgânica e altas taxas de produtividade primária é ideal para o desenvolvimento de organismos, que formam a base da cadeia alimentar. Nessa cadeia alimentar, alguns animais consomem folhas, talos e plantas mortas. No processo de decomposição da vegetação em partículas menores, há um crescente enriquecimento (valor nutritivo) devido às atividades bacterianas, fungos, e protozoários. Este material enriquecido, inclusive micróbios, alimenta pequenos invertebrados aquáticos e peixes. Muitos desses invertebrados e peixes servem, então, como comida para anfíbios predatórios maiores, répteis, peixes, pássaros, e mamíferos. Além de fonte de alimentação para estes animais, as terras úmidas podem fornecer abrigo para algumas espécies, especialmente durante os processos de migração e procriação, e existem, ainda, espécies que necessitam passar parte ou todo seu ciclo de vida neste sistema. A Figura 2.1 tenta sintetizar a complexa iteração existente em um ambiente de terra úmida.

Utilizando princípios de ecologia de paisagem, as terras úmidas também podem ser pensadas como um complexo mosaico de habitats, cada um com diferentes estruturas, funções e valores característicos, que podem variar no tempo e espaço. As variações na estrutura da vegetação, por exemplo, representam um dos mais evidentes exemplos de padrão espacial e temporal de uma terra úmida (Hruby, 1999). Já os termos "funções e valores" significam que, de certo modo, a sociedade percebe esse ecossistema como um bem valioso. A grande dificuldade está em fazer uma correta distinção entre ambos, conforme discutido a seguir.

Segundo Cowardin *et al.* (1979), *funções* são aspectos físicos, substâncias químicas e processos biológicos, que acontecem e compõem um ecossistema. Os processos incluem o movimento de água na terra úmida; o decréscimo de material orgânico; a liberação de nitrogênio, enxofre, e carbono na atmosfera; a remoção de nutrientes, sedimento e material orgânico presente na água que passa pela terra úmida; e o crescimento e desenvolvimento de todos os organismos que requerem ecossistemas de terras úmidas para sobreviver.

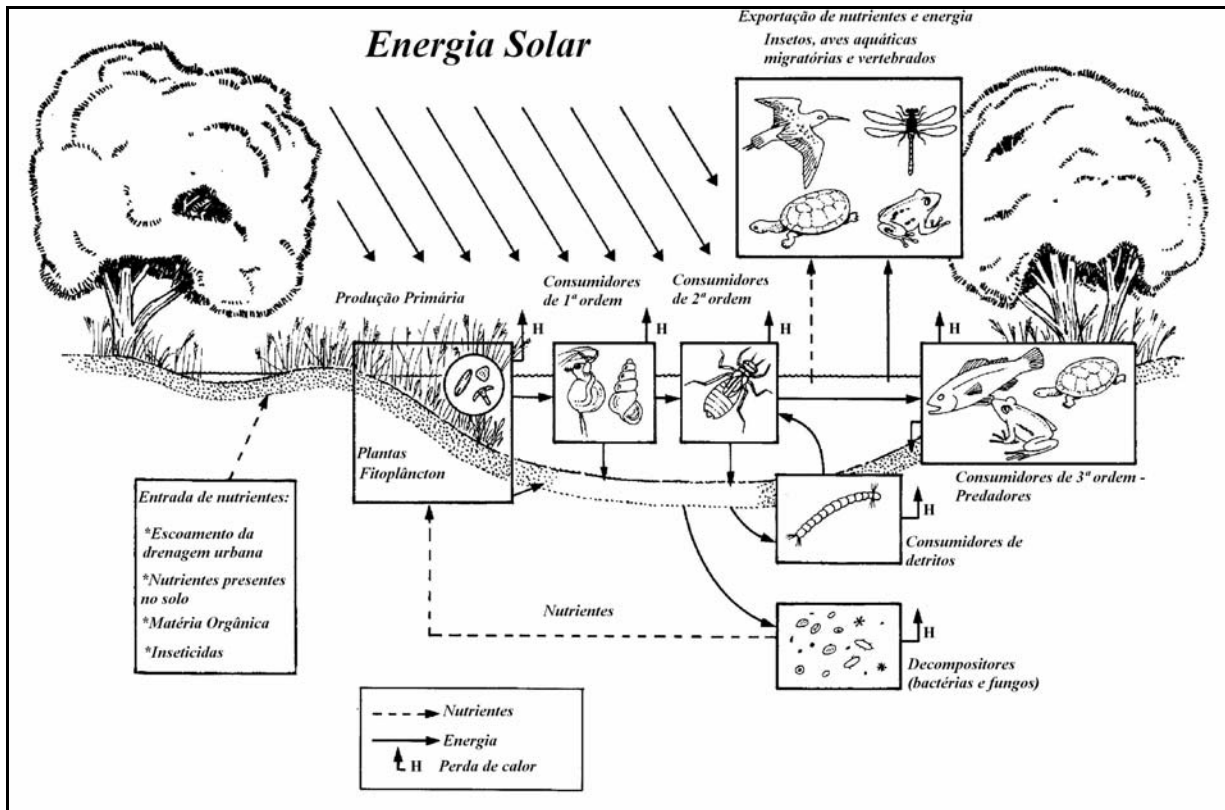


Figura 2.1 – Iteração em um ambiente de terra úmida (Adaptado de Hruby, 1999)

Por exemplo, a presença de uma terra úmida em uma bacia hidrográfica ajuda a reduzir os danos causados por inundações, diminuindo a velocidade do escoamento e armazenando água da cheia. Como o movimento da água é lento, sedimentos e outros poluentes ficam aderidos ao substrato, à vegetação ou ao solo. A vegetação e os microorganismos também utilizam o excesso de nutrientes para crescimento, preservando a qualidade das águas superficiais (Newall e Hughes, 1995). Aproveitando estas *funções*, terras úmidas vêm sendo construídas artificialmente com a finalidade específica de tratar águas residuais.

As terras úmidas também desempenham importante *função* no ciclo hidrológico, à medida que têm capacidade para receber, armazenar e liberar água de vários modos - fisicamente pela água do solo e de superfície, como, também, biologicamente por transpiração através de vegetação (EPA, 2003); pode-se citar, também, a *função* adicional da terra úmida de manutenção das condições climáticas globais.

Findlay *et al.* (2002) mencionam que as *funções* desempenhadas por uma terra úmida estão, na maioria das vezes, correlacionadas. Os autores avaliaram doze funções de terras úmidas em Hudson/E.U.A, que variaram desde dissipação de uma onda de cheia, provisão de habitat para pequenos roedores e mamíferos, até a riqueza de espécies de peixe. Houve

correlações significativas entre onze das doze funções, que foram correlacionadas com pelo menos uma outra função. A maioria das correlações foi positiva, isto é, um aumento em uma função seria acompanhado por um aumento em pelo menos uma outra função. Todas as correlações negativas para as funções envolveram "troca de água", o que caracteriza o regime de exposição das terras úmidas. Explica-se este fato, pois altas trocas de água estão associadas com baixos valores de biomassa vegetal e de matéria orgânica, que são duas fortes variáveis motrizes para muitas outras funções.

Diferentemente das funções, valores são "uma estimativa, normalmente subjetiva de valor, mérito, qualidade, ou importância" (Richardson, 1994). Assim, os "valores" de uma terra úmida podem derivar de produtos que podem ser utilizados diretamente, como alimento, recreação, etc; produtos indiretos que surgem das funções que acontecem dentro do ecossistema, como qualidade de água, controle de inundação, etc; usos futuros, como o conhecimento da biodiversidade, habitats e espécies (conhecido como valor de existência).

A grande dificuldade na determinação do valor de uma terra úmida é que sua estimativa, em geral, tem uma avaliação muito subjetiva, particularmente a estimativa de uso indireto, uso futuro, ou valores de existência. Hruby (1999), por exemplo, cita a grande dificuldade de valorar uma função (uso indireto), porque os processos em terras úmidas são dinâmicos e requerem intensos trabalhos de amostragem temporal e espacial. A dificuldade está em conciliar a qualidade da informação, que leva tempo para ser obtida com certo grau de confiança, e a necessidade urgente que os tomadores de decisão têm em obter estes valores.

Cowardin *et al.* (1979) citam que algumas terras úmidas podem ter valor múltiplo, enquanto terras úmidas que se encontram distantes, por exemplo, não beneficiariam diretamente o ser humano, tendo baixo valor agregado. No entanto, essa terra úmida poderia ser fundamental para a existência de uma determinada espécie animal, elevando o seu valor.

Pessoas podem avaliar o fato intangível que terras úmidas existem, mas dificilmente estão aptas a colocar um preço nelas, visto que não conseguem entender suas funções. Este cenário contrasta com o estuário para criação de camarões, por exemplo, onde o valor do estuário pode ser calculado com base no preço de camarão. Conflitos também podem surgir entre a estimativa de valor pelo poder público e as entidades privadas. Embora um indivíduo proprietário de terras que incorporem uma terra úmida pode não receber os

benefícios financeiros da mesma, esta terra úmida pode ter *valor* para a cidade ou município, melhorando qualidade ou a quantidade de água do abastecimento público.

Taylor *et al.* (1990) fazem a distinção entre funções e valores, mostrando que valores são os bens e serviços que emanam de funções, citando como exemplo o processo de ciclagem biogeoquímica. Este processo envolve o meio biológico, transformações físicas e químicas de vários nutrientes dentro da biota, terra, água e ar. Neste processo, a terra úmida fornece condições necessárias para remover nitrogênio e fósforo da água. Assim, a qualidade da água, que é fornecida à sociedade é melhorada, devido às menores concentrações desses nutrientes, e este “*valor*” é percebido pela sociedade.

A importância hidrológica de uma terra úmida, em termos de *valor*, foi exemplificada por Curtis *et al.* (1998), ao relatarem que na Namíbia, um país extremamente árido, o conjunto de áreas alagadas constitui uma das poucas zonas onde a água está na superfície. Além disso, o país tem taxa de evaporação muitas vezes superior à de precipitação, e esse é um dos fatores que faz com que a terra úmida tenha um alto valor ecológico, além de alta vulnerabilidade.

Alguns autores mencionam que a capacidade de desempenhar funções ou o valor agregado estaria relacionada com o tamanho da terra úmida. No entanto, esta afirmação é contestada por um grande número de autores, como por exemplo, Wolfson *et al.* (2002), que após analisarem 65 áreas de terras úmidas no estado de Michigan/E.U.A., mostraram que não foram encontradas diferenças significativas entre o tamanho da terra úmida e a habilidade da mesma em desempenhar determinada função. A conclusão da pesquisa foi de que nenhum tipo de terra úmida tem uma probabilidade maior de realizar funções, ou valor significativamente maior que as outras.

Quando tomadores de decisão não entendem as funções e os valores do ecossistema, podem ser tomadas escolhas errôneas durante práticas de gerenciamento, o que pode impossibilitar os ecossistemas de funcionarem completamente. O resultado dessa decisão, em alguns casos, pode trazer mudanças irreversíveis ao ecossistema. Isso faz com que se reduza o valor do mesmo, podendo afetar até mesmo a economia. Uma familiaridade com as funções e valores de um ecossistema de terra úmida pode melhorar as decisões que são tomadas hoje, e proteger valores que podem ser celebrados como bem através de gerações futuras (EPA, 1994).

2.3 Uso e conservação

Infelizmente, como em muitos outros ecossistemas, terras úmidas sofreram e sofrem perda de área, principalmente devido ao desenvolvimento humano. Algumas terras úmidas são degradadas por depósitos excessivos de nutrientes, sedimentos, drenagem, extração de água entre outros.

Sarakinos *et al.* (2001) mostram que o atual sistema de gerenciamento das terras úmidas no Québec/Canadá, não consegue proteger as espécies deste tipo de ecossistema. Os autores concluíram que a solução seria a adição de novas áreas de proteção no entorno, no entanto, esse processo não é economicamente nem socialmente viável, visto que a maioria das terras úmidas está localizada em áreas de grande concentração urbana.

O risco ecológico para uma área de terra úmida em Nakaikemi/Japão foi avaliado por Oka *et al.* (2001), considerando a medida da perda esperada de biodiversidade (*expected of loss biodiversity* - ELB). A ELB foi definida como a soma dos pesos das probabilidades de extinção de espécies que moram na terra úmida devido à sua perda. O peso, para uma espécie particular, foi calculado de acordo com comprimento do galho na árvore filogenética² que seria perdida, se esta espécie se tornasse extinta. O resultado encontrado para o tempo de perda da terra úmida de Nakaikemi foi de 9200 anos. Este resultado foi combinado com o custo econômico de conservação da mesma, com a finalidade de produzir um valor que servisse de indicador do “custo por unidade de biodiversidade salva”. Dependendo do cenário, este valor variou entre 118 a 3818 dólares por ano. Os autores ressaltam que a razão pela qual o risco ecológico não é estabelecido, assim como o risco à saúde humana, é a dificuldade em atribuir valores à existência de uma espécie.

Schweiger *et al.* (2002) propuseram uma metodologia para a identificação dos tipos de terras úmidas cujo ecossistema esteja mais ameaçado, devido à sua localização na bacia hidrográfica. Após analisar 225 sub-bacias hidrográficas em Missouri, Iowa, Nebraska e Kansas/E.U.A., as regiões com alta prioridade de preservação apareceram onde a terra úmida e a agricultura intensiva coincidiam.

Em uma coletânea da biodiversidade presente nas terras úmidas da Namíbia, Curtis *et al.* (1998), além de salientarem a importância das mesmas para a grande variedade de

espécies da região, ressaltam que a maioria delas encontra-se fora de áreas de proteção. Este fato permite que a terra úmida seja extremamente ameaçada, visto que seus recursos são explorados e a vazão dos rios que aportam a estes ecossistemas vem sendo regularizada.

Em KwaZulu-Natal/África do Sul, Maddock e Samways (2000), concluíram, após enviarem um questionário a 124 profissionais conservacionistas, que existem ameaças evidentes às terras úmidas do país, e que é necessário um plano de conservação e gerenciamento para a manutenção da biodiversidade.

Uma análise de várias áreas de terras úmidas foi realizada por Gibbs (2000) no nordeste dos EUA, para avaliar o grau de alteração do mosaico das mesmas ao longo dos anos, e também para avaliar potenciais efeitos futuros, mediante diferentes regulamentações. A análise indicou que houve uma profunda redução na densidade de terras úmidas, e essa redução esteve associada ao crescimento da população humana. O autor salienta que a desagregação das terras úmidas implica na necessidade de dispersão dos animais, com grande chance de perda de biodiversidade.

Kurtz *et al.* (2003) utilizaram oito parâmetros ambientais (vegetação, lacustricidade, fauna silvestre, paisagem nativa, ocupação humana, uso da terra, acesso à área e dunas móveis) para avaliar a deterioração ambiental dos ecossistemas existentes na Estação Ecológica do Taim/Brasil (ESEC-TAIM). Como conclusão do trabalho, os autores ressaltam que seja proibida a entrada de pessoas na ESEC-Taim em virtude da fragilidade do ecossistema, e mesmo as áreas que hoje são tratadas como Áreas de Restauração devem ser transformadas em Áreas de Preservação Permanente.

Long e Nestler (1996) fizeram uma análise do histórico hidrológico no rio Cache (Patterson, Arkansas/E.U.A.) para avaliar os impactos em terras úmidas ribeirinhas. Mudanças de longo prazo no hidropérido, que poderiam ter impacto nas funções das terras úmidas, foram quantificadas. Todas as análises indicaram um permanente declínio na magnitude dos níveis de água durante períodos de seca, começando em meados de 1920 e sendo mais pronunciado a partir da década de 80. Análises complementares mostraram que as mudanças no hidropérido estiveram associadas com o aumento de bombeamento de água e com mudanças do uso do solo nesta bacia. Os estudos conduzidos permitiram o desenvolvimento de estratégias para o gerenciamento das captações de água na região.

² O comprimento do galho na árvore filogenética é um reflexo da extensão da contribuição da espécie para a diversidade taxonômica do mundo onde elas vivem

Deve-se ressaltar também que, justamente pelo fato de uma terra úmida possuir um sistema hidrológico contínuo, usos que modifiquem esse componente impactarão as partes contíguas. Além disso, modificações do sistema hidrológico podem ser pensadas como uma autoperpetuação do processo, porque a solução para um problema geralmente cria outro problema para áreas adjacentes. Winter (1988) cita, por exemplo, que uma modificação na paisagem geralmente tem efeitos locais, mas múltiplas modificações podem ter impactos extensivos. Portanto, a adoção de práticas conservacionistas para uma terra úmida deve contemplar a bacia hidrográfica como um todo, buscando avaliar os impactos em diferentes escalas.

Como se pode identificar, existe um grande número de pesquisas que apontam para a necessidade urgente de práticas conservacionistas para as terras úmidas de todo o mundo. Fica evidente, também, que há uma certa dificuldade na efetividade de aplicação dessas políticas, seja pelo alto custo envolvido, ou pelo desconhecimento das ameaças reais ou potenciais a esses ecossistemas. Assim, pesquisas que contribuam para uma melhor definição desses fatores proporcionarão subsídios para o desenvolvimento de técnicas adequadas de gerenciamento.

2.4 Indicadores de estado

Os indicadores de estado de uma terra úmida podem ser entendidos como “elementos” que compõem a mesma e serão analisados de forma a avaliar seu *status* dentro deste ecossistema, podendo, assim, permitir a realização de inferências sobre a “saúde” do local. Os indicadores de estado permitem investigar o grau de perturbação ao qual está submetida uma terra úmida, avaliar a resiliência³ de espécies específicas, além de se

³ O termo resiliência é oriundo da física, e trata-se da capacidade de um corpo material recuperar sua forma e seu tamanho original, após ser submetido a uma tensão que não ultrapasse o limite de sua elasticidade. Em ecologia, esse termo foi mencionado pela primeira vez em 1973 por Holling (*Ecology and Society*, 2005), que o definiu como: “*a medida da capacidade dos sistemas ecológicos absorverem alterações de suas variáveis de estado ou operacionais e de seus parâmetros e, ainda assim, persistirem. A resiliência determina a persistência das relações internas do sistema*”. Uma complementação dessa definição foi apresentada por Zedler e Cooper (1980, *apud Institute for Resource and Environmental Studies*, 1983), onde os autores comentam que resiliência “*é a medida da capacidade de um ecossistema absorver tensões ambientais sem mudar seu estado ecológico, perceptivelmente, para um estado diferentes*”.

constituírem em importante ferramenta quando o assunto é recuperação ambiental, sendo utilizados em um grande número de trabalhos.

No projeto de estudos conjuntos CASSARINA (Flower, 2001), por exemplo, que pesquisa mudanças nas áreas de terras úmidas da África do Norte, os pesquisadores utilizaram a qualidade de água, fitoplâncton, zooplâncton, peixes e vegetação, como indicadores de estado. Outros indicadores de estado foram alterações no meio-ambiente ocorridas nos últimos 20 séculos, obtidas por meio de técnicas de paleolimnologia. Esses indicadores de estado permitiram encontrar muitas diferenças na abundância e composição das espécies (fauna e flora) do passado com relação ao presente, e foram interpretadas como sendo de relevante importância para a mudança da biodiversidade, inclusive na qualidade de água. Além de outros resultados, o projeto CASSARINA (Flower, 2001) mostrou que cada grupo biológico reage diferentemente aos distúrbios do meio-ambiente e que este leque de concordâncias, especialmente nas mudanças de biodiversidade, dificultam um prognóstico. O resultado do estudo também mostrou que há muita resiliência nestes locais e que há grande tolerância às mudanças no meio-ambiente. Isso faz com que este ecossistema ainda retenha considerável biodiversidade.

A EPA propõe, na publicação *Evaluation Guidelines*, que sejam utilizados como indicadores de estado de terras úmidas as medidas de concentração de OD, comunidade bentônica e amostragem de peixes. Utilizando esses três indicadores de estado, a EPA menciona que é possível desenvolver um programa para gerenciamento dos recursos hídricos, e que as regras de gerenciamento podem ser adaptadas, em função dos resultados obtidos ao longo da aplicação das mesmas (Kurtz *et al.*, 2001).

A integridade da comunidade vegetal e a composição química e física da água e solo de 118 terras úmidas da Florida/E.U.A. foram determinadas e correlacionadas com o grau de alteração do solo em cada região. Considerando esses indicadores de estado, foram obtidas correlações significativas entre as variáveis analisadas, e o resultado da pesquisa permitiu determinar a qualidade da água das terras úmidas em função dos usos do solo, sendo que, posteriormente, foram utilizadas para prever impactos futuros nas mesmas (Reiss, 2006).

Miller *et al.* (2006) utilizaram macrófitas como indicadores de estado de terras úmidas da Pennsylvania/E.U.A., visando avaliar o impacto de atividades humanas na região. Foram considerados elementos como alterações hidrológicas, geração de sedimentos, aumento de

DBO, atividades agrícolas, entre outros. Os autores estabeleceram uma espécie de “ranking” para as atividades agressoras, sendo que a alteração do regime hidrológico trouxe o impacto mais severo para a conservação das macrófitas.

Aves aquáticas de pernas longas também podem ser utilizadas como indicadores de estado da terra úmida, porque elas têm alta mobilidade sobre grandes áreas e respondem rapidamente às mudanças nos níveis tróficos mais baixos, dos quais elas se alimentam (Weller, 1995 *apud* Sklar *et al.*, 1998). No caso dos Everglades (Florida/E.U.A.), este tipo de ave foi utilizado como indicador da “saúde” do ecossistema. Assim, todas as ações de gerenciamento dessa terra úmida, bem como a verificação do sucesso na restauração, têm sido orientadas pela reposta da população dessas aves.

Os trabalhos acima citados apenas elucidam a possibilidade de uso de diferentes indicadores para avaliar a saúde de uma terra úmida. De uma forma geral, a grande maioria dos trabalhos utiliza indicadores biológicos para estudos desta natureza. Na literatura especializada, podem ser encontrados outros trabalhos que utilizaram diferentes tipos de indicadores (Farr e Brooks, 2004 *apud* Miller *et al.*, 2006; Laubscher e Conklin, 2004 *apud* Miller *et al.*, 2006; Müller e Lenz, 2006; Southerland *et al.*, 2006; Venturelli e Galli, 2006; Tarboton *et al.*, 2004; U.S. E.P.A., 2004; Manoliadis, 2002; Wilcox *et al.*, 2002) para o gerenciamento dos recursos hídricos de uma terra úmida.

Pode-se dizer, portanto, que indicadores de estado são amplamente utilizados, pois eles permitem relacionar o comportamento de determinadas espécies com relação ao tempo, duração de inundação e oscilação dos níveis da água, sendo uma das práticas mais utilizada para o estabelecimento de critérios de gerenciamento de recursos hídricos. Assim, um banco de dados contendo a informação sobre as flutuações nos níveis de água, além subsidiarem estudos de caráter hidrológico, também fornecem elementos para avaliações dos indicadores, permitindo avaliar o “estado” da terra úmida.

No entanto, um dos problemas encontrados consiste em determinar qual é o tempo ideal de monitoramento, ou melhor, qual é o tempo mínimo de monitoramento necessário para que possam ser feitas inferências sobre a saúde de uma terra úmida. Por exemplo, um registro com 38 anos de dados, de uma área de terra úmida na região leste do estado da Carolina do Sul/E.U.A., demonstrou que se fossem analisados períodos independentes de três anos de dados, o local poderia ser classificado como terra úmida ou não (Hook *et al.*, 1994 *apud* Lemly, 1999). Assim, é necessário que, além da existência dos dados, eles sejam representativos da terra úmida, e sejam capazes de refletir a história do local.

De qualquer forma, indicadores de estado de uma terra úmida constituem uma valiosa ferramenta, podendo ser extrapolados de um local extensivamente estudado para terras úmidas de regiões menos conhecidas.

2.5 Hidrologia e hidrodinâmica de terras úmidas

A ocorrência de um ecossistema de terras úmidas requer que o substrato possua condições de manter a umidade por todo o ano, ou pelo menos parte dele. Tal saturação resulta de uma interação entre paisagem topográfica e fonte de água. As condições úmidas ocorrem primeiramente por causa da detenção da água, ou devido às altas taxas de suprimento de água, ou de ambas. A água que alimenta uma terra úmida pode ser proveniente tanto da precipitação direta, lençol freático ou escoamento superficial. Portanto, os níveis de água podem ser muito variados, sendo que algumas terras úmidas têm um nível de água quase constante. No entanto, a situação mais comum são oscilações nestes níveis (hidroperíodo), induzidas pelas taxas de variação de recarga e perda de água (Wheeler, 1999).

Segundo Mitsch e Gosselink (1986), a hidrologia é provavelmente o determinante individual mais importante para o estabelecimento e manutenção de tipos específicos de terras úmidas, como também dos processos que ocorrem nas mesmas. A importância da hidrologia para este tipo de ecossistema pode ser descrita de forma geral, considerando os seguintes princípios:

- 1) a hidrologia impõe uma composição de vegetação característica e pode também limitar ou aumentar a riqueza das espécies;
- 2) a produtividade primária é aumentada para altas condições de fluxo de água e nutrientes e por um regime de águas pulsante, e é, geralmente, deprimida por condições estagnadas (nível de água fixo);
- 3) a acumulação de matéria orgânica em terras úmidas é função da hidrologia, por meio de sua influência na produção primária, decomposição e exportação de matéria orgânica particulada;
- 4) a ciclagem e disponibilidade de nutrientes são influenciadas significativamente pelas condições hidrológicas.

As observações de Mitsch e Gosselink (1986) permitem inferir que ações que promovam alterações na hidrologia de uma terra úmida trazem conseqüências diretas em suas características. Assim, para a conservação desses ecossistemas, particularmente onde

existem atividades impactantes, é necessário identificar até que ponto é possível alterar o comportamento hidrológico, sem alterar as características do local. Estes princípios guiaram o processo de desenvolvimento da metodologia proposta neste trabalho e foram fundamentais na aplicação da mesma ao Banhado do Taim.

Tratando-se de hidrologia e hidrodinâmica de uma terra úmida, é necessário definir claramente cada uma dessas componentes e a forma como devem ser analisadas.

Por exemplo, Lewis Jr. (1995 *apud* Giovannini, 2003) e *Environmental Laboratory* (1987) concluíram que a hidrologia de uma terra úmida deveria ser analisada considerando a saturação nos primeiros 30 cm de solo durante a estação de crescimento da vegetação. Conceitualmente a hidrologia está ligada ao padrão de oscilação dos níveis de água, sem avaliar necessariamente características como turbulência e perfil de velocidades. Como geralmente há uma camada impermeável de solo nas regiões de terras úmidas, as taxas de movimento de água por infiltração no solo são reduzidas e, na maioria dos casos, os níveis da água aumentam quando a terra úmida recebe água do escoamento, e diminuem devido, principalmente, à evapotranspiração (Lemly, 1999). Assim, um balanço hídrico entre estas componentes seria suficiente para explicar a hidrologia de uma terra úmida.

O termo hidrodinâmica, por outro lado, refere-se ao movimento de água em uma terra úmida. A dinâmica da água em superfícies amplamente vegetadas caracteriza-se por baixas velocidades, grande turbulência, um complexo perfil de velocidades e conseqüente velocidade horizontal reduzida. Todas essas características das terras úmidas caracterizam um padrão de escoamento muito mais complexo que aqueles encontrados em rios. Muitos organismos utilizam a hidrodinâmica da mesma para se movimentarem, sendo que a velocidade da água também determina o tamanho das partículas erodidas e em suspensão (Science Coordination Team, 2003).

O padrão do comportamento hidrológico de uma terra úmida, sem incluir características hidrodinâmicas do escoamento, pode ser sintetizado por meio do hidroperíodo.

Kushlan (1997 *apud* Science Coordination Team, 2003) define hidroperíodo como a profundidade, duração, tempo e periodicidade de inundação, não incluindo, no entanto, o movimento da água na área de terra úmida. No mesmo ano, Motta Marques *et al.* (1997) definiram o hidroperíodo como a ocorrência periódica ou regular de inundação ou saturação do solo, em função do balanço hídrico, da topografia e das condições sub-superficiais, que constitui a assinatura hidrológica de uma terra úmida. Ainda, segundo esses

autores, se ao longo do tempo o hidroperíodo não variar além de limites esperados, é possível manter a hidrodinâmica da terra úmida, além de proteger as suas funções biológicas.

A determinação do hidroperíodo de uma terra úmida pode ser feita considerando um balanço entre as entradas e saídas de água do sistema (Mitsch e Gosselink, 1986). Em sistemas simples e pequenos, as entradas de água são: (a) precipitação; (b) água do escoamento superficial; (c) água subterrânea. As perdas de água do sistema são: (a) evapotranspiração; (b) perdas por fluxo superficial; (c) perdas por infiltração.

É consenso entre os pesquisadores que trabalham com terras úmidas que a definição de seu hidroperíodo é o ponto chave para o bom conhecimento do comportamento do sistema. Conforme Giovannini e Motta Marques (2001), a variação estacional dos níveis d'água revela muito a respeito do regime natural, e as medidas periódicas, em intervalos que podem ser de um dia ou uma semana, são suficientes para fornecer um retrato das influências naturais e artificiais do local. De forma geral, os níveis de água em uma terra úmida variam de alto e constante durante a estação úmida com um declínio a partir do início da estação seca (Gilman, 1994). Considerando essas variáveis, o hidroperíodo poderia ser caracterizado em todos os seus aspectos, conforme apresentado na Tabela 2. 1.

Tabela 2. 1 – Variáveis características do hidroperíodo.

Termo	Definição
Sazonalidade	A época do ano em que ocorrem os padrões de inundação e seca
Duração	Período de tempo em que a água está na superfície ou que há seca – varia desde dias a anos, de acordo com a terra úmida
Profundidade	Altura da lâmina d'água na água na terra úmida durante o período de inundação
Freqüência	Número de vezes que ocorrem os ciclos de cheia e seca – variando desde zero para terras úmidas permanentemente inundadas, até freqüentes para inundadas ou secas várias vezes

Marble (1992) cita uma classificação de doze tipos de hidroperíodos elaborada pelo *U.S. Fish and Wildlife Service*, em função dos fatores que modificam o regime hidrológico, como a influência da maré ou de corpos d'água próximos, e sua periodicidade de ocorrência. Essa diversidade de tipos de hidroperíodo ilustra o grau de complexidade relacionado à caracterização da oscilação natural do nível da água em terras úmidas. Como exemplo de caracterização do hidroperíodo, pode-se citar, o trabalho de Stasavich (1998), que analisou uma terra úmida sujeita à oscilações da maré no Eastern Shore da Virginia/E.U.A. O hidroperíodo identificado foi altamente variado, entre inundado acima da

superfície do solo durante o inverno (período chuvoso) e níveis 1 m abaixo da superfície do solo, durante os meses de verão (período seco). Outro exemplo de caracterização de hidroperíodo é da região de terras úmidas dos Everglades (Flórida/E.U.A.). Os estudos baseados em séries históricas de níveis do local mostraram que a sazonalidade do hidroperíodo é basicamente a mesma ao longo dos anos: a estação seca estende-se de novembro a maio e a estação úmida de junho a outubro. Nos períodos secos a lâmina d'água varia entre 90 cm acima da superfície do solo até 30 cm abaixo da superfície do solo. Os mesmos estudos mostram que a duração das secas é, em média, muito curta, enquanto o número médio de dias de inundação por ano nos Everglades é, geralmente, maior que 330 dias.

Seguindo os princípios de Mitsch e Gosselink (1986), previamente apresentados, é possível assumir que o hidroperíodo pode ser utilizado para determinar o grau de proteção/ameaça da terra úmida às ações antrópicas, bem como, propor políticas de manejo dos recursos hídricos. Foi utilizando esses princípios, que uma série de trabalhos em todo o mundo foram desenvolvidos. O trabalho de Hawk *et al.* (1999), por exemplo, analisou o hidroperíodo de uma área de terras úmidas, buscando avaliar os impactos hidrológicos devido ao desenvolvimento de uma bacia hidrográfica. Villanueva (1997), valendo-se de um modelo hidrodinâmico, específico para simulação de áreas de inundação, conseguiu estender a série de níveis observada no Banhado do Taim/Brasil. A simulação visou à obtenção de regras⁴ de gerenciamento dos recursos hídricos do sistema, visto que a água do Banhado do Taim é constantemente demandada para a irrigação. No caso dos Everglades, o hidroperíodo foi utilizado para definir uma política de gerenciamento da água; critérios como, não permitir que a lâmina de água esteja a uma profundidade maior que 30 cm da superfície do solo por mais de 30 dias de duração, com frequência de ocorrência variando de 1 vez em 5 anos para 1 vez em 7 anos, foram estabelecidos.

Embora conceitualmente a definição do hidroperíodo seja conhecida, sabe-se que não é fácil mostrar as relações diretas entre causa e efeito das alterações do regime hidrológico de uma terra úmida e seu ecossistema. Talvez essa tarefa seja dificultada pela necessidade de um longo período de dados, necessário para filtrar mudanças causadas por alterações

⁴ Foram avaliados 6 cenários para o gerenciamento: I) considera a evolução da demanda para irrigação e as comportas permanecem abertas na saída do sistema; II) considera demanda para irrigação do ano de 1996 constante ao longo da simulação, com comportas abertas na saída do sistema; III) simulação da série com comportas fechadas e demanda histórica para a irrigação; IV) restrição à irrigação, imposta pela cota da Lagoa Nicola. Quando a cota desta Lagoa é inferior a 2,47 m é interrompida a irrigação a partir da Lagoa Mangueira; V) altera as estruturas de saída do Banhado do Taim; VI) altera a estrutura de saída do Banhado do Taim e define regras restritivas para a irrigação em função da cota da Lagoa Mangueira.

climáticas e ações antrópicas, entre outras. Muitos fatores também estão associados a um regime hidrológico alterado. Por exemplo, a duração da inundação e a lâmina da água influenciam nos processos biogeoquímicos no solo e água, o processo fisiológico de crescimento das plantas e decomposição, a reprodução e migração; por outro lado, solo, plantas e animais afetam a hidrologia. Odum (1977) menciona que nestes casos há um *feedback* ecológico, e este processo conduz a uma auto-organização e sucessão. É justamente na tentativa de promover um melhor entendimento entre essas relações que o próximo item foi desenvolvido.

2.6 Relações entre o fator água e as comunidades biológicas em terras úmidas

Conforme anteriormente apresentado, a hidrologia desempenha um papel de destaque na formação e conservação das terras úmidas, influenciando a composição das espécies, a produtividade primária, a disponibilidade de nutrientes e as características dos sedimentos. É necessário, portanto, considerar as relações entre as unidades que formam a paisagem de uma terra úmida, visto que elas têm uma profunda influência sobre a ecologia das populações e de comunidades.

Pode-se dizer que os animais presentes em uma terra úmida, somente permanecem no local se encontram uma área com condições ambientais (habitat e alimento) adequadas, ou refúgio contra predadores. Quando os recursos necessários não estão disponíveis, as espécies aptas partem em busca de áreas com as características necessárias, caso contrário acabam morrendo no local. Portanto, o uso do habitat está relacionado com uma combinação de distintos parâmetros, tais como a quantidade, qualidade e distribuição de alimentos; cobertura vegetal; disponibilidade de água, etc. (Crook *et al.*, 1976 *apud* Quintana, 1999). Além do uso do habitat, a variabilidade observada, tanto em número de espécies como de indivíduos dentro de uma população, estará estreitamente relacionada com as características estruturais do mesmo habitat (Black e Thomas, 1978 *apud* Quintana, 1999). Na região dos Everglades (Flórida/E.U.A.), por exemplo, as alterações hidrológicas resultaram no primeiro sintoma de alteração ambiental, que foi a redução da extensão da área de terras úmidas quase à metade, com uma proporcional redução de habitats aos

organismos aquáticos, com conseqüente diminuição das populações. A cadeia alimentar do ambiente aquático foi quebrada por essas alterações hidrológicas, que afetaram diretamente o nível trófico intermediário, da fauna aquática de pequeno porte (Sklar *et al.*, 1998).

Pode-se dizer que as unidades espaciais de uma terra úmida, que compõem a paisagem e formam o conjunto de habitats para as espécies animais são a água (que pode ser caracterizada pelo seu hidroperíodo) e a vegetação (macrófitas aquáticas, arbustos, árvores, etc.). O tipo de vegetação, por sua vez, é função das características hidrológicas. Verifica-se que a água é o fator essencial para a existência de uma terra úmida e principal agente regulador das características da mesma. Buscando identificar a relação de algumas comunidades vegetais e animais com a hidrologia, é apresentada a revisão bibliográfica a seguir. Essa revisão, além de permitir a familiarização com o assunto e o entendimento das inter-relações, é de grande importância no decorrer da aplicação da metodologia proposta neste trabalho.

2.6.1 Macroinvertebrados

A macrofauna de uma terra úmida é, em geral, composta por nematóides, anelídeos, moluscos, crustáceos e larvas de insetos. Os macroinvertebrados são membros importantes da cadeia alimentar e suas condições (ocorrência, abundância, estado fisiológico) se refletem no estado de outros organismos de maior tamanho, tais como peixes e aves.

A comunidade de macroinvertebrados em terras úmidas é muito sensível a "stress" (tensões) e, portanto, suas características servem como instrumento útil para detectar perturbações ambientais (Esteves, 1998). Devido à mobilidade limitada e à vida relativamente longa destes organismos, suas características são dependentes de condições durante o passado recente.

Nos Everglades (Florida/E.U.A.), por exemplo, foi analisado o comportamento do *Pomacea paludosa* (molusco, muito abundante também no Banhado do Taim) frente ao gerenciamento da água no local (Sklar *et al.*, 1998). A análise do movimento dessa espécie mostrou que a mesma não procura áreas de águas mais profundas quando ocorre um período de seca. Aparentemente, quando a lâmina d'água é de 10 cm a espécie tem sua movimentação impedida. Nessas situações, eles buscam locais com água residual, e tentam manter a umidade necessária para as suas atividades vitais em sua concha. A época em que ocorre a seca afeta a reprodução do *Pomacea paludosa*. Nos Everglades a postura de ovos ocorre entre março e julho, com pico em abril; secas que coincidem com este pico de

reprodução podem reduzir e até eliminar a espécie na área afetada. Secas que ocorrem após a estação de reprodução provavelmente causam menos danos para esta espécie que aquela ocorrendo durante o pico de reprodução.

Szalay e Resh (2000) realizaram um trabalho experimental na *Suisun Wetland*, no Estado da Califórnia/E.U.A. para avaliar o comportamento de invertebrados frente a inundações sazonais, e como a cobertura de vegetação emergente afeta a colonização destes invertebrados. Os pesquisadores coletaram solos e vegetação emergente de terras úmidas não inundadas, e encontraram poucos macroinvertebrados (foram encontrados somente insetos). Com relação à vegetação, os autores chegaram à conclusão que áreas com plantas emergentes mais densas têm maior diversidade de comunidade de macroinvertebrados, enquanto áreas de água aberta têm maior abundância total, mas uma diversidade menor, sendo dominadas por insetos; esse resultado é concordante com os resultados encontrados por Neiff e Poi de Neiff (1990). Szalay e Resh (2000) mencionam que observaram invertebrados hibernando no horizonte do solo, dentro de uma camada úmida com aproximadamente 10 cm, indicando que os mesmos poderiam sobreviver nessa circunstância durante uma situação extrema.

Muitas terras úmidas no *Grizzly Island Wildlife Areas* (Califórnia/E.U.A.) são anualmente inundadas no final do verão e permanecem inundadas até rebaixamento, no início da primavera. As terras úmidas estão divididas em regiões de inundação (que variam desde 10 cm até 1 m de água) por meio de diques (Szalay e Resh, 2000). Nestas regiões os invertebrados sobrevivem às condições de seca com ciclos de vida resistente à mesma, ou persistem em corpos d'água próximos e colonizam novamente os locais inundados, nadando ou voando. As comunidades de invertebrados são rapidamente restabelecidas após a inundação e seu desenvolvimento, composição e abundância das espécies são freqüentemente heterogêneas dentro da área de terras úmidas. Os autores também verificaram que as comunidades de invertebrados são afetadas pela duração, tempo e freqüência da inundação, demonstrando, assim, que as mesmas são influenciadas pelas práticas de gerenciamento.

Clemente e Arocena (2004) após amostrarem mensalmente macroinvertebrados (período entre julho de 1994 e junho de 1995) de 5 microhabitats de 3 diferentes áreas de terras úmidas do leste do Uruguai, identificaram diferenças significativas dos valores de diversidade entre os locais e estações do ano. Junk *et al.* (1989 *apud* Clemente e Arocena, 2004) mencionam que os pulsos de inundação são as principais forças controladoras da

presença desses organismos em terras úmidas, os quais que reagem de diferentes maneiras. Os organismos que habitam nesses locais apresentam uma série de características que lhes confere uma ampla tolerância às variáveis ambientais e um comportamento oportunista, permitindo a eles uma sobrevivência exitosa em ecossistemas sujeitos a uma grande variabilidade ambiental.

Os macroinvertebrados podem ser considerados, portanto, importantes indicadores da qualidade ambiental de uma terra úmida, visto que respondem à condição hidrológica. A grande dificuldade na utilização desse tipo de indicador reside na necessidade de amostragem e processamento de informação, o que pode tornar inviável a utilização do mesmo para fins de gerenciamento dos recursos hídricos, devido ao alto custo associado.

2.6.2 Peixes, répteis e anfíbios

Science Coordination Team (2003) menciona que, no caso de peixes de terras úmidas, é importante a existência de locais onde, mesmo durante a época de seca, seja permitida a formação de pequenas áreas alagadas, interconectadas, principalmente para peixes de pequeno porte. Esse processo evita a decomposição da vegetação que, combinada com a baixa circulação de água nestas áreas alagadas afeta a concentração de oxigênio na água, influenciando, conseqüentemente, na mortalidade de peixes. No Pantanal brasileiro, essa condição de baixo oxigênio dissolvido na água produz o fenômeno limnológico conhecido como “dequada” (Calheiros *et al.*, 2000).

A vulnerabilidade dos peixes devido à predação por aves aquáticas também é diretamente afetada pela lâmina d’água. Nos Everglades (Flórida/E.U.A.) a densidade de peixes é maior sempre que a lâmina d’água é superior a 28 cm durante os meses de fevereiro a abril (final do inverno início da primavera). No entanto, profundidades de água mais elevadas fazem com que seja diminuída a fonte de alimentação para aves jovens que ainda estão aprendendo a voar. Em um estudo em 30 áreas de terras úmidas na Nova Scotia, verificou-se que as espécies de peixe concentram-se, preferencialmente, em locais onde a lâmina d’água varia menos de 1,5 m (Science Coordination Team, 2003).

Existem, no entanto, duas idéias contraditórias sobre como a hidrologia afeta a população de peixes. Uma hipótese é de que a densidade de peixes é maior quando a terra úmida é gerenciada para secas freqüentes, enquanto a outra preconiza que a densidade de peixes é menor quando a terra úmida é gerenciada para secas freqüentes (Sklar *et al.*, 1998). Nos Everglades, no entanto, a densidades de populações de peixes é diretamente

proporcional à duração ininterrupta de inundação. No local há um aumento na população de peixes sob longos períodos de inundação, que atingem o máximo de densidade populacional somente após o sexto ano de inundação continuada (USACE, 1999).

No caso de peixes, além da água, a presença e estrutura das macrófitas aquáticas também afetam a comunidade de peixes pela sua influência na seleção do habitat e existência de alimento (Szalay e Resh, 2000).

Com relação aos répteis e anfíbios, pode-se dizer que os efeitos que as alterações hidrológicas causam a essas populações são pouco conhecidos. Snodgrass *et al.* (2000) analisaram a relação entre o hidroperíodo e riqueza de espécies anfíbias em 86 áreas de terras úmidas no estado da Carolina do Sul/E.U.A.. Após a análise dos resultados, os autores encontraram uma relação linear entre riqueza de espécies anfíbias e o aumento do hidroperíodo, sendo que, nesse trabalho, os autores consideraram o hidroperíodo como número de vezes em que os locais foram visitados e estavam inundados (ver Figura 2.2). Os autores comentam, ainda, que as espécies encontradas em terras úmidas de hidroperíodo curto também são encontradas em terras úmidas de hidroperíodos mais longos. Os mesmos autores sugerem que devem ser incentivadas estratégias para a preservação dos hidroperíodos longos, para que haja maior eficiência na conservação desse tipo de diversidade biológica.

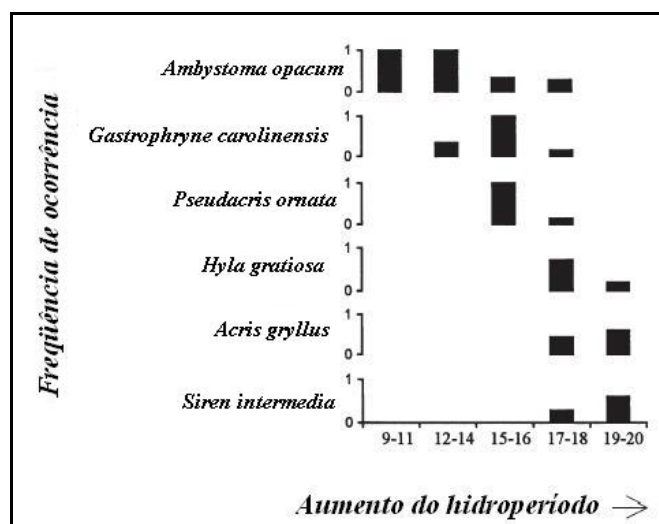


Figura 2.2 – Frequência de ocorrência de espécies anfíbias ao longo do gradiente de hidroperíodo (Adaptado de Snodgrass *et al.*, 2000)

Com relação aos répteis, pode-se citar o exemplo dos Everglades, onde jacaré (*Alligator mississippiensis*) é uma espécie que desempenha um importante papel, visto que os

buracos por eles escavados formam pequenas bacias, onde a fauna aquática (por exemplo, peixes) pode sobreviver a períodos de seca. Além disso, os montes de sedimento e matéria orgânica, resultantes dessa escavação, criam habitats mais elevados, permitindo assim o desenvolvimento de pequenos arbustos que não toleram a presença constante de água no solo. Uma vez que estes montes tenham desenvolvido vegetação, eles constituem o local ideal para nidificação⁵ do jacaré; sendo que nesses locais mais elevados os ovos são depositados no início da estação úmida, prevenindo assim que eles fiquem inundados com o aumento dos níveis d'água (USACE, 1999). Observa-se no local que há uma redução no número de ninhos de jacarés se, durante os 60 a 65 dias do período de incubação, a lâmina de água diminui, a ponto de permitir que o guaxinim e outros predadores atinjam os ninhos; ou então se a lâmina de água aumenta mais que 20 a 30 cm na mesma época, fazendo com que haja inundação nos mesmos (Sklar *et al.*, 1998). Essas informações podem ser utilizadas como indicadores para o jacaré, não permitindo que ocorram oscilações do nível d'água maiores que 20-30 cm.

Nos Everglades as tartarugas também são utilizadas como indicadores para a definição dos limites em que deve oscilar a lâmina d'água do local, pois necessitam locais que não são inundados para nidificação, que começa em março (primavera) para a grande maioria delas (Science Coordination Team, 2003).

2.6.3 Avifauna

A existência de diversidade de habitats com disponibilidade de forragem é um atrativo para as aves em terras úmidas. A distribuição e abundância de recursos como sementes, raízes e invertebrados são fundamentais para a presença das mesmas. No entanto, o acesso das aves a esses locais é profundamente afetado pelas lâminas da água (Velásquez, 1992 *apud* Taft *et al.*, 2002; Nagarajan e Thiyagesan, 1996 *apud* Taft *et al.*, 2002; Elphick e Oring, 1998 *apud* Taft *et al.*, 2002; Isola *et al.*, 2000 *apud* Taft *et al.*, 2002). Conseqüentemente, a manipulação dos níveis de água em uma terra úmida pode ser uma importante ferramenta na provisão de habitats para múltiplas espécies.

O controle do tipo de vegetação sobre a ecologia das aves também é forte o suficiente para que Kushlan (1989 *apud* Science Coordination Team, 2003) afirme que: *“tudo o que determina os padrões de vegetação irá também, em grande grau, determinar o uso da terra*

⁵ Construção dos ninhos durante o período de incubação dos ovos. Em algumas espécies, tanto o macho como a fêmea constrói o

úmida pelas aves”. O mesmo autor comenta que a estrutura da vegetação afeta o uso da terra úmida pelas aves porque diferentes espécies têm diferentes necessidades de habitat.

Taft *et al.* (2002) conduziram um experimento na *The Grassland Ecological Area* no *Central Valley* no estado da Califórnia/E.U.A.. Durante esse experimento, foram determinadas a lâmina d'água e a forragem disponível para as aves, para cada profundidade correspondente. Ao final do mesmo, os autores identificaram que a máxima forragem e diversidade de aves ocorrem quando a lâmina d'água oscila entre 10 e 20 cm. Sklar *et al.* (1998) apresentaram o caso de uma pequena ave (*Ammodramus maritimus mirabilis*) que ocupa regiões de terras úmidas, e que possui uma necessidade contrária à apresentada por Taft *et al.* (2002). Para essa espécie, se a lâmina d'água não for menor que 10 cm em abril (primavera) as aves não iniciam o processo de acasalamento.

Na região de terras úmidas do lago Izunuma-Uchinuma no Japão, verificou-se que o número de garças e patos aumenta durante o período de inundação, enquanto o número de pequenos patos mergulhadores diminuiu durante esse período (Shimada *et al.*, 2000).

Nos Everglades (Florida/E.U.A.) verificou-se que uma grande quantidade de aves não tolera lâminas de água muito elevadas, nem mesmo uma vegetação muito densa, isso porque esses fatores influenciam na viabilidade de obtenção de comida. A facilidade na obtenção de alimento é determinada pela abundância da presa e vulnerabilidade da presa em ser capturada; e a vulnerabilidade da presa pode ser afetada pelas lâminas d'água. Uma análise neste sentido foi conduzida em uma bacia experimental, onde o uso de locais de alimentação pelas aves aquáticas com pernas longas foi medido em resposta às lâminas d'água (10 cm, 19 cm, 28 cm). Os resultados mostraram que as variações de profundidades examinadas influenciam a seleção dos locais de forragem para 7 de cada 8 espécies de aves examinadas, sendo que somente 1 espécie não foi afetada pela profundidade de 28 cm. Verificou-se também que o comprimento das pernas das aves não tem ligação com a capacidade das mesmas de buscarem alimentos em águas profundas (Sklar *et al.*, 1998). Um estudo anterior no mesmo local mostrou também que a perda da conectividade natural do habitat resulta na redução de alimento das aves (como peixes), conforme mencionado no item anterior. Existem também evidências de que a presença de aves está fortemente relacionada com a presença de *patches*⁶ de alta qualidade, e estes, por

ninho. Para outras espécies essa tarefa é de responsabilidade unicamente da fêmea.

⁶ *Patch* é um termo usado em ecologia de paisagem. Em português esse termo poderia ser traduzido como manchas ou retalhos, visto que representa uma área relativamente homogênea que difere de seus arredores (Forman 1995). Os *patches* têm uma forma

sua vez são indiretamente afetados pelo hidroperíodo e características do meio ambiente, tais como topografia e estrutura da vegetação (Sklar *et al.*, 1998).

Alguns trabalhos experimentais também buscaram a identificação de lâminas d'água ótimas para aves, a partir da análise de gradientes topográficos. Para terras úmidas com pouco gradiente topográfico, a lâmina de água ótima deve variar entre 15 e 20 cm (Elphick e Oringon, 1998 *apud* Taft *et al.*, 2002); para terras úmidas com topografia variável, a lâmina d'água deve ser de aproximadamente 20 cm (Colwell e Taft, 2000 *apud* Taft *et al.*, 2002); e para terras úmidas com topografia desconhecida, a lâmina d'água deve ser menor que 25 cm (Frederickson e Taylor, 1982 *apud* Taft *et al.*, 2002; Frederickson e Reid, 1986 *apud* Taft *et al.*, 2002; Frederickson, 1991 *apud* Taft *et al.*, 2002).

Nesta revisão puderam ser percebidos alguns conflitos quanto às necessidades naturais de água pelas diferentes espécies nos Everglades. Locais de nidificação e forragem para o *Ammodramus maritimus mirabilis* (pequena ave) têm conflitos quanto à necessidade hidrológica, com relação ao *Pomacea paludosa* (molusco). Lâminas de água menos que 10 cm durante os meses de Março e Abril impedem o movimento da *Pomacea paludosa*, fonte exclusiva de comida para algumas espécies de aves. Em contraste, se a lâmina de água não é menor que 10 cm em Abril, o acasalamento do *Ammodramus maritimus mirabilis* não será iniciado. Este exemplo ilustra a importância de identificar as necessidades das espécies, principalmente quando se propõe uma política de gerenciamento da água, como é o caso dos Everglades.

2.6.4 Mamíferos

Durante a revisão bibliográfica, foram encontrados poucos trabalhos tratando de mamíferos em ecossistemas de terras úmidas. Talvez a quase ausência de material neste sentido, deve-se ao fato de que nas terras úmidas onde esse grupo é presente não existem muitas pesquisas. Foram encontrados, no entanto, diversos trabalhos realizados com capivaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*) nas regiões inundáveis da Venezuela, nos Esteros Del Ibera e Bajo Delta de Buenos Aires, na Argentina, coincidentemente, todos na América do Sul.

e configuração espacial definitiva, podendo ser descrito por variáveis internas como o número de árvores, o número de espécies de árvores, a altura das árvores, ou outras medidas semelhantes (Forman 1995).

Nesta parte do texto não será feita uma descrição muito detalhada sobre os resultados encontrados para as relações entre capivaras e hidroperíodo, visto que esse procedimento será realizado durante a aplicação da metodologia ao Banhado do Taim, pois a capivara foi selecionada como indicador biológico do local.

De qualquer forma, pode-se dizer que o elemento que condiciona a presença de capivaras em um ambiente é a presença de corredores (corpos d'água), visto que as mesmas são excelentes nadadoras, e podem deslocar-se de um *patch* a outro na paisagem utilizando os corpos d'água (Quintana, 1999). A condição de deslocamento da capivara dentro da água é a que lhe impõe menor risco em ser capturada por possíveis predadores. Sendo este um dos principais condicionantes da disposição das capivaras na paisagem, em geral a mesma deve estar presente em habitats ao longo dos corpos d'água. Assim, quanto mais heterogênea a paisagem, ou mais fragmentada (Figura 2.3(a)), maior é a dispersão do bando de capivaras, e maior é o número de aglomerados.

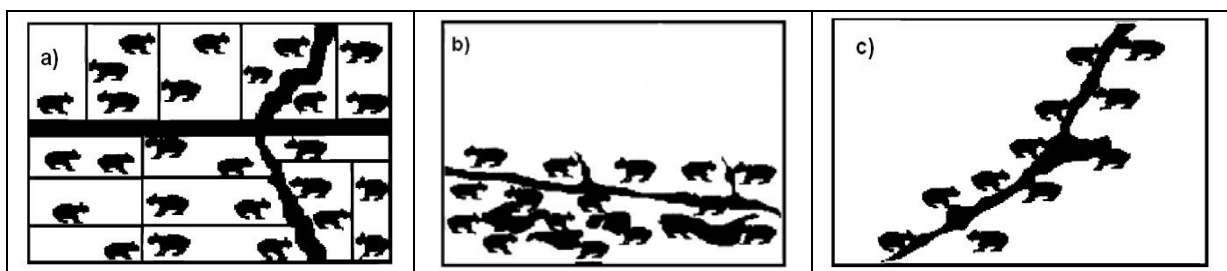


Figura 2.3 – Esquema de distribuição hipotética das capivaras na paisagem considerando a disposição dos corpos de água (Adaptado de Quintana, 1999)

2.6.5 Macrófitas aquáticas

As plantas que vivem em ambientes com água permanente podem estar distribuídas de várias maneiras nestes locais e, devido a essa característica, várias formas de classificá-las já foram adotadas por diferentes autores. Os ecólogos adotaram o termo “macrófitas aquáticas” que, segundo Sculthorpe (1967 *apud* Esteves 1998), é inadequado, pois engloba todas as plantas aquáticas visíveis, incluindo criptógamas⁷, pteridófitas⁸ e angiospermas⁹. O referido autor prefere utilizar o termo “hidrófita vascular”¹⁰. No entanto, deve-se considerar que o termo hidrófita vascular exclui as macroalgas e as briófitas (musgos). Esteves comenta,

⁷ são aquelas plantas que não apresentam flores nem sementes

⁸ plantas sem flores, que se reproduzem por esporos e não por sementes

⁹ são caracterizadas pela presença de flores

¹⁰ hidrófitas são plantas que crescem em água ou em solo que é ao menos periodicamente deficiente em oxigênio, como resultado do conteúdo excessivo de água

ainda, que o termo macrófita aquática foi mencionado primeiramente por Weaner e Clementes em 1938, que as definiu como sendo plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água.

Para o Programa Internacional de Biologia, macrófita aquática é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Dessa forma, incluem desde macroalgas, até plantas vasculares. Assim, o termo macrófita aquática será utilizado no contexto deste trabalho.

As macrófitas aquáticas são as comunidades vegetais que melhor representam uma terra úmida. As macrófitas afetam os atributos do meio ambiente e os processos biogeoquímicos em uma variedade de caminhos, incluindo a redução da luz (necessária para a existência de algas e macrófitas submersas), redução da temperatura e circulação da coluna da água, com efeitos resultantes sobre as trocas de gás e transporte de material. Dos efeitos diretos e indiretos na biogeoquímica, a estrutura da vegetação é um dos fatores mais importantes que afetam a cadeia alimentar e bioenergética em ecossistemas de terras úmidas (Lemly, 1999).

Pequenas alterações na hidrologia podem resultar em grandes mudanças bióticas, principalmente quanto ao tipo e à distribuição espacial da vegetação, as quais, por sua vez, irão influenciar o regime hidrológico, constituindo uma relação de interdependência (Wheeler e Shaw, 1995).

Newall e Hughes (1995) acrescentam que, embora água seja a variável física mais importante em muitas terras úmidas, ainda são poucos os estudos que investigam os seus efeitos nos padrões da vegetação. Os autores elucidam que pesquisas dessa natureza podem não só ajudar a explicar padrões ecológicos, tais como a distribuição, diversidade e abundância de invertebrados e peixes dependentes de plantas aquáticas, mas também são essenciais para projetos de restauração e revitalização. Quintana (1999) ressalta que particularmente a fisionomia da vegetação (estrutura) tem sido reconhecida como um fator de grande importância à escala de paisagem, influenciando na seleção do habitat (que realizam algumas espécies), na disponibilidade de recursos críticos, tais como o alimento, pontos de nidificação ou refúgio contra predadores.

A distribuição das macrófitas no ambiente aquático é variável e, dependendo do grau da adaptação da espécie, ela habita regiões mais rasas ou mais profundas. A vegetação encontrada em terras úmidas pode ser agrupada em plantas submersas, espécies de folhas flutuantes e espécies emergentes, sendo que a maioria das comunidades é composta por

uma mistura desses grupos, e também por algas flutuantes e epífitas (Guntenspergen e Stearns, 1985). Irgang *et al.* (1984) classificaram as macrófitas em: flutuantes livres, flutuantes fixas, submersas fixas, submersas livres, emergentes, anfíbias e epífitas¹¹. Estes grupos ecológicos ocorrem distribuídos paralelamente à margem dos corpos d'água (Figura 2.4), de maneira organizada, formando um gradiente da margem para o interior do lago, iniciando pelas plantas emersas, passando pelas de folhas flutuantes até as submersas fixas (Figura 2.5). No entanto, a turbidez da água, o vento, bem como partículas em suspensão, podem influenciar nesta distribuição, podendo ocorrer plantas submersas livres e flutuantes fixas, crescendo entre as emergentes (Esteves, 1998).

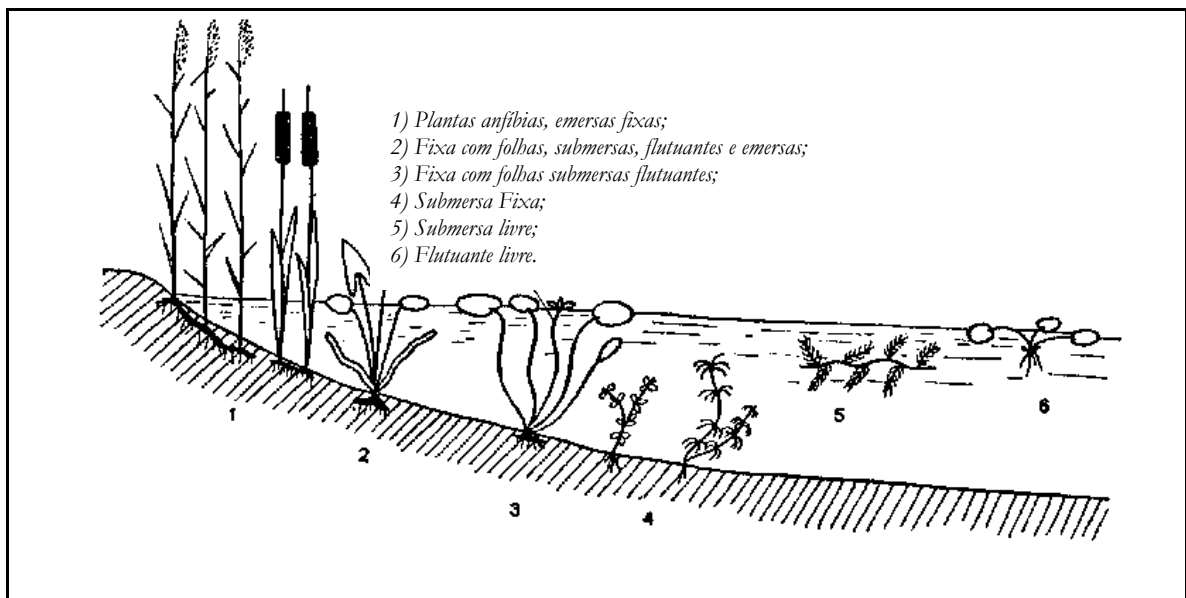


Figura 2.4 – Formas de vida das plantas aquáticas (Adaptado de Esteves, 1998)

As plantas anfíbias constituem aquele grupo de espécies aquáticas que vivem dentro da água nos períodos de cheia, mas conseguem sobreviver por períodos variáveis no solo livre de inundação durante o período de seca. Ridge (1987 *apud* Wheeler, 1999) dividiu as plantas anfíbias em dois grupos: aquelas que possuem a capacidade de crescimento do caule, mesmo por um tempo limitado, nos dois ambientes, aquático e aéreo; e aquelas com necessidade de sobrevivência por um maior período na água, e nela reproduzir-se, além de seus órgãos fotossintetizantes terem a capacidade de ocupar também o ambiente aéreo.

¹¹ plantas que se estabelecem diretamente sobre as folhas ou raízes das macrófitas

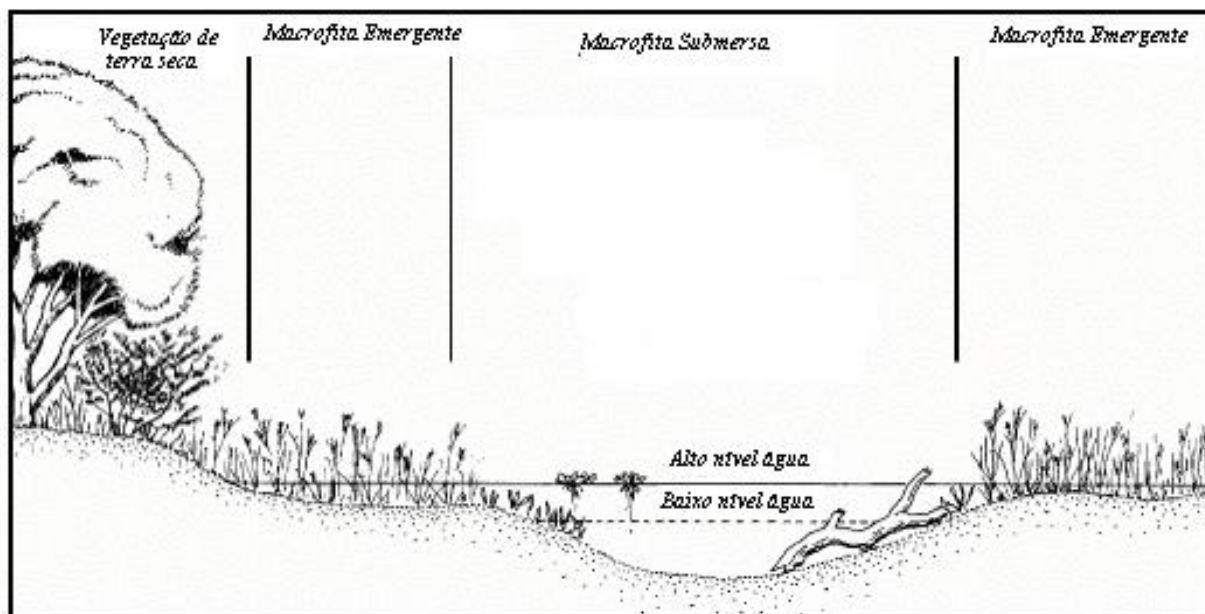


Figura 2.5 – Zoneamento simplificado da vegetação de acordo com o gradiente de água (Adaptado de Wheeler, 1999)

As macrófitas emergentes são espécies que devem manter, pelo menos algumas de suas folhas e caule acima da superfície de água para sobreviver. Embora possam crescer em condições inadequadas de concentração de oxigênio para a respiração das raízes (e apesar da maioria das espécies ter capacidade de respiração anaeróbia) elas se desenvolvem melhor quando há oxigênio disponível (Hammer, 1992). Esse tipo de vegetação apresenta um sistema lacunar interno (espaços ocupados de ar – que permitem a difusão dos gases atmosféricos das porções aéreas da planta até as raízes) que corresponde a 60% do volume total da planta, enquanto nas plantas terrestres este valor é de apenas 2 a 7%. São similares às plantas terrestres, e sua biomassa é alta em componentes estruturais, tais como celulose e lignina. Suas folhas e caule têm baixo conteúdo de nutrientes e altas taxas de nitrogênio e carbono (típicos de plantas terrestres), de forma similar, o crescimento e seu valor alimentar é relativamente baixo. Em geral não são consumidas, e acabam transformando-se em detritos, que são altamente resistentes à digestão ou decomposição, por causa da celulose e lignina. Em geral, este tipo de vegetação é consumido por roedores das terras úmidas.

As macrófitas submersas e flutuantes são espécies em que todas as partes da planta estão abaixo ou acima da superfície da água, respectivamente. Esse tipo de vegetação tem menos material estrutural. Elas têm, geralmente, alta concentração de nutrientes e baixas taxas de carbono e nitrogênio. Devido ao alto conteúdo de nutrientes, o valor alimentar das folhas das submersas e flutuantes é relativamente alto, quando comparado com o das

emergentes. Os principais consumidores deste material são aves aquáticas, macroinvertebrados e peixes.

Conforme já mencionado, as flutuações do nível de água em algumas terras úmidas são algumas vezes suficientes para causar inundações ou secas freqüentes. A magnitude e período da flutuação do nível de água têm um profundo impacto nas características da terra úmida, permitindo identificar pelo menos três tipos de terras úmidas com aspectos relacionados à vegetação (Wheeler, 1999):

- terras úmidas de vegetação permanente: onde a amplitude da flutuação do nível da água é relativamente pequena (para extremas ou curtas durações) e não provoca alterações na composição florística. A vegetação é relativamente estável, com espécies de plantas perenes;
- terras úmidas de vegetação sazonal: há grande amplitude sazonal, e a vegetação que se adapta a este tipo de condição é, em geral, do tipo efêmera, ou seja, que coloniza temporariamente este local;
- terras úmidas de vegetação variável: locais onde o período de flutuação do nível da água é longo, de magnitude e duração suficiente (diversos anos) para causar uma mudança na composição da vegetação perene do local, ou até mesmo levar a situações onde essas plantas podem não crescer.

A chave desta categorização é se as flutuações nos níveis de água produzem mudanças na composição da vegetação ou se elas estão em equilíbrio com uma vegetação mais ou menos estável. Para entender esta ligação entre o comportamento hídrico e vegetação, é necessário considerar fatores como a tolerância das plantas às condições de seca ou inundação e o comportamento das mesmas frente a diferentes níveis de água.

O nível da água e as propriedades do escoamento influenciam enormemente o desenvolvimento das plantas, não só pela redução na disponibilidade de oxigênio e nutrientes, mas também pela alteração da textura e composição do substrato, pela pressão mecânica na estrutura das plantas e até pela redução da disponibilidade de luz para as espécies submersas. Como resultado, observam-se diferenças na forma das folhas e na biomassa das raízes, podendo, inclusive, comprometer a sobrevivência dos vegetais, cuja grande maioria, segundo Hammer (1992), não suporta condições onde a lâmina de água é superior a 2 m.

Assim, a associação entre as características da vegetação e a oscilação do nível da água tem sido utilizada na tentativa de identificar o hidroperíodo das terras úmidas (Motta

Marques *et al.*, 1997), embora autores como Wheeler e Shaw (1995) ressaltem que a relação entre a hidrologia de terras úmidas e a composição da vegetação ainda não é bem compreendida, a não ser de uma forma muito geral. No entanto, a importância da manutenção das comunidades de vegetação reside não só no fato de influenciarem a hidrologia e os solos, mas também por produzirem matéria orgânica e constituírem a base para todas as outras formas de vida (Hammer, 1992), tornando-se essenciais para proporcionar o desempenho de todas as funções das terras úmidas.

A influência do substrato

O regime hídrico é um fator inteiramente relacionado à existência e às características de um substrato em terras úmidas, uma vez que estas são as resultantes de condições de encharcamentos periódicos ou permanentes (Wilding e Rehage, 1984). Assim, a presença de solos hídricos ou hidromórficos é fator de identificação das terras úmidas. Giovannini (2003) cita a definição da USDA/NRCS para solos hídricos:

“Solos formados sob condições de saturação, alagamento ou inundação por tempo suficientemente longo durante a estação de crescimento, para gerar condições de anaerobiose em sua parte superficial”.

Um dos principais problemas do crescimento das plantas em muitas terras úmidas, pelo menos quando elas estão submersas, é o desenvolvimento de anoxia¹² no substrato, e a ocorrência de baixo potencial de oxidação-redução¹³ (redox). Em terras úmidas localizadas em climas temperados são freqüentes os níveis de água serem mais elevados durante o inverno que no verão; em virtude disso, o potencial de redox abaixo da zona não saturada é geralmente mais baixo no inverno que no verão, refletindo o acréscimo de atividade microbiana (Wheeler, 1999).

A diferença química fundamental entre um solo submerso e um solo drenado é o estado de redução. Um solo reduzido tem em geral presentes as partes reduzidas NH_4^+ , H_2S , Mn^{2+} , Fe^{2+} e CH_4 de suas partes correspondentes oxidadas NO_3^- , SO_4^{2-} , Mn^{4+} , Fe^{3+} e CO_2 respectivamente. Os requisitos para a redução de um solo são que este tenha ausência de oxigênio na maior parte do seu perfil, presença de matéria orgânica decomponível e atividade bacteriana anaeróbica (Ponnamperuma, 1972).

O teor de matéria orgânica é um determinante do tempo que o substrato leva para atingir valores de potencial de oxidação e redução. Um solo com menos de 1,5% de

¹² anoxia é a ausência de oxigênio, tanto livre quanto quimicamente ligado

¹³ o potencial de oxidação-redução tipicamente decresce com o aumento da profundidade de solo inundado

matéria orgânica pode manter o potencial de oxidação e redução positivas, mesmo seis meses depois de submerso (Ponnamperuma, 1972). Os solos reduzidos conservam uma delgada camada na interface solo-água, em condições oxigenadas. Isso ocorre devido à baixa taxa de difusão do oxigênio através do solo inundado. Assim, a espessura dessa camada depende do balanço entre as taxa de difusão do oxigênio e a taxa de consumo no solo. Mesmo sendo delgada, essa camada pode conter vários níveis de potencial redox, cada um representando uma transformação redox distinta (Bartlett e James, 1993).

Ross (1995) cita que as transformações químicas que ocorrem em solos inundados são bem conhecidas, tendo sido estudadas por diversos pesquisadores. As principais repercussões são no estágio de crescimento da planta, particularmente devido às taxas de difusão do oxigênio em água, que são 10.000 (dez mil) vezes menor na água que na atmosfera.

○ baixo potencial de redox está associado com uma série de transformações que podem ser fundamentais para o crescimento da planta. Muitas macrófitas têm raízes rasas e escasso sistema radicular (Metsävainio, 1931 *apud* Wheeler, 1999), adaptadas para se protegerem da anoxia em solos inundados, e são pouco hábeis na procura por água em condições de secas.

○ conhecimento do tipo de substrato da terra úmida também permite construir um retrato de como a mesma pode ser gerenciada. Por exemplo, se o solo é arenoso, durante o período seco haverá pouca retenção de água e, portanto, poucas condições de desenvolvimento de vegetação. Por outro lado, quando há uma maior concentração de argila, o substrato será mais consolidados durante uma seca, conseqüentemente não haverá re-suspensão do solo quando perturbado por uma inundação. Baixa taxa de re-suspensão significa que as condições de penetração da luz serão maiores e as plantas submersas serão mais facilmente germinadas (*State River Murray Wetland Policy Group, 2002*). Alguns autores chegam a recomendar a manutenção do solo saturado por um período de tempo mais longo durante a época de seca, de forma a prevenir o ressecamento excessivo do solo.

Tolerância das plantas às condições de inundação e seca

Algumas plantas efetivamente evitam os efeitos adversos das flutuações dos níveis de água. Em locais com forte flutuação destes níveis, algumas plantas se protegem dos danos periódicos da inundação, sobrevivendo em forma de semente, tubos, ou outros órgãos perenes (Squires e van der Valk, 1992 *apud* Wheeler, 1999). Quando a lâmina d'água é elevada, muitas espécies de terras úmidas possuem, ou têm capacidade de desenvolver

estruturas anatômicas, ou passar por adaptações metabólicas (aerênquima, raízes respiratórias, alongamento do caule, etc.) que ajudam na propagação do oxigênio atmosférico para as partes subterrâneas da planta; estes processos ajudam a manter a atividade aeróbica de respiração.

Resultados de estudos mostram que a substancial capacidade do metabolismo anaeróbico pode estar restrita a poucas espécies de habitam terras úmidas, e isso pode prover estas espécies de um mecanismo de resistência a curtos períodos não favoráveis. Por exemplo, o *Acorus calamus* tem uma capacidade não comum de manter a respiração anaeróbica, podendo resistir à anoxia por cerca de três meses (Weber e Brändle, 1966 *apud* Wheeler, 1999); este fato é extremamente importante, principalmente em terras úmidas de climas temperados, onde no inverno as espécies podem depender da respiração anaeróbica. Já para a *Typha latifolia* a capacidade de tolerar a anoxia (Barclay e Crawford, 1982 *apud* Wheeler, 1999) não elimina a possibilidade de morte dessa espécie, quando o período de inundação é prolongado (Murking e Ward, 1980 *apud* Wheeler, 1999).

As espécies que compreendem o vasto grupo das plantas de uma terra úmida mostram variações consideráveis em suas tolerâncias e adaptações a diferentes regimes da água. Cada espécie característica não requer necessariamente, ou cresce melhor, em locais com muita água (muitas espécies crescem melhor quando há uma leve melhoria na drenagem (Wheeler, 1999)). A maioria das espécies de terras úmidas pode crescer em condições mais secas que aquelas nas quais elas normalmente ocorrem, algumas vezes com redução de seu vigor (Conway, 1938; Wheeler *et al.*, 1985 *apud* Wheeler, 1999). Isso pode ajudar a explicar porque pode ser difícil demonstrar claramente relações entre estimativas experimentais de suscetibilidade à seca e a distribuição em campo de algumas espécies.

A importância do banco de sementes

Em algumas terras úmidas, secas ou inundações periódicas podem exceder a tolerância de algumas, ou todas as plantas presentes, levando as mesmas à morte. Quando as condições apropriadas para o restabelecimento da espécie retornam, o sucesso desse processo depende principalmente da persistência da propagação no substrato ou da dispersão interna (Wheeler, 1999).

Segundo Haukos e Smith (1993), em terras úmidas com influências sazonais, normalmente o banco de sementes é bem desenvolvido, e freqüentemente dominado pela espécie com predominância anual. Essa condição permite que a espécie sobreviva a períodos prolongados de inundação. Já em terras úmidas onde o período de seca ou

inundação é prolongado, os bancos de semente normalmente apresentam maior variedade de plantas.

Para determinar quais os aspectos (profundidade, duração ou freqüência de inundação) são importantes para o desenvolvimento de comunidades de plantas, Casanova e Brock (2000), utilizaram material amostrado em banco de sementes de duas terras úmidas e expuseram a 17 tratamentos hidrológicos diferentes (com diferentes profundidades, durações e freqüência de inundação). A riqueza de espécies e biomassa das comunidades estabelecidas a partir do banco de sementes foi coletada ao final do experimento, e os dados foram examinados para determinar que aspectos do regime hídrico foram mais importantes para o desenvolvimento das diferentes comunidades. A profundidade, duração e freqüência de inundação foram fatores que influenciaram a composição da comunidade de plantas, mas a profundidade foi menos importante, e a duração do evento de inundação foi importante na segregação da comunidade de plantas. A maior biomassa e riqueza de espécies foram encontradas em potes que nunca foram totalmente inundados, e os potes continuamente inundados desenvolveram a menor riqueza e biomassa. Inundações freqüentes e curtas promoveram alta riqueza de espécies e biomassa. Maiores durações de inundação diminuíram a riqueza de espécies e de biomassa das espécies.

Respostas da vegetação às mudanças hidrológicas

Respostas da vegetação às mudanças hidrológicas dependem acima de tudo das espécies e da magnitude da mudança. As resultantes deste processo podem ser: a diminuição na variedade, ou completo desaparecimento de espécies, incapazes de se desenvolverem em novas condições; a persistência abaixo de condições ótimas, freqüentemente com redução no vigor; mudança na posição das espécies ao longo de um gradiente (se a topografia permitir); e crescimento acentuado em novas profundidades de água (Sjöberg e Danell, 1983 *apud* Wheeler, 1999).

Existem casos onde uma nova variedade de espécies também pode colonizar o novo meio ambiente. Por exemplo, espécies como a *Typha angustifolia* e *Lythrum salicaria* são reconhecidas como “espécies indicadoras de perturbações”. Estas espécies são freqüentemente encontradas à margem de estradas e valas, em terras úmidas que tenham sido parcialmente drenadas, ou em áreas baixas que tenham sido inundadas. Wilcox (1995) utilizou estas espécies para identificar efeitos de distúrbios hidrológicos no Cowles Bog Wetland Complex (CBWC), próximo ao lago Michigan/E.U.A.. A drenagem de algumas regiões através das valas reduziu os níveis de água, favorecendo a invasão de arbustos, que

não toleram inundações. O aumento de 1m no nível do banhado fez com a competitividade das espécies gramíneas fosse perdida e as mesmas foram substituídas por *Typha*, não tolerantes à seca.

Wilcox (1995) também estudou o comportamento da vegetação na terra úmida de *Blag Slough*, onde originalmente ela era constituída de uma grande variedade de espécies submersas, flutuantes e emergentes. Com a redução dos níveis de água, as plantas submersas e flutuantes foram perdidas em seguida, e o solo exposto foi colonizado por extensos estandes de *Eleocharis olivacea* e *Scirpus cyperinus*. Talvez o maior indicador da alteração hidrológica foi a presença de grandes áreas dominadas totalmente por uma ou duas espécies.

Giovannini e Motta Marques (1998) analisaram o comportamento de três macrófitas emergentes (*Scirpus californicus*, *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*) submetidas a diferentes regimes hídricos. Os autores verificaram que uma lâmina de água oscilando em torno de 10 cm favoreceu o desenvolvimento da *T. subulata* e *Z. bonariensis*, enquanto lâminas de água da ordem de 3 cm favoreceu o desenvolvimento do *S. californicus*. Os autores também verificaram que uma grande flutuação de níveis, ou variabilidade nas condições de seca e inundação foi prejudicial a todas as espécies, sendo que a *Z. bonariensis* mostrou-se como a espécie menos tolerante a regimes hídricos muito variados.

Outro exemplo sobre a mudança na composição vegetal devido às alterações no regime hidrológico é apresentado por Miller e Zedler (2003). Os autores buscaram responder se diferentes condições hidrológicas poderiam explicar a dominância de *Phalaris* e/ou a perda da vegetação nativa (*Spartina pectinata*) em 40 terras úmidas em Minnessota/E.U.A.. Para responder a essa questão, foi comparado o crescimento de cada espécie sozinha e juntas, sob quatro hidroperíodos (variando a freqüência de inundação e duração) a duas lâminas de água (saturação superficial e inundação de 15 cm). Quando cresceram sozinhas, a biomassa acima do solo foi similar para as duas espécies, mas a *Phalaris* gerou um caule com comprimento duas vezes maior que o caule da *Spartina*. A *Phalaris* produziu maior biomassa, brotos e comprimento total do broto, quando condições mais secas e úmidas foram alternadas semanalmente; enquanto a *Spartina* cresceu melhor com inundações prolongadas (4 semanas). Quando crescendo conjuntamente com a *Spartina*, a *Phalaris* mudou sua morfologia, aumentando o comprimento total de seus brotos. A conclusão foi de que a *Phalaris* pode adaptar-se às condições da terra úmida, alterando sua morfologia quando outras espécies estão presentes, sendo, portanto uma

espécie invasora - o que neste caso, é uma ameaça às espécies nativas. Além disso, a espécie parece crescer melhor quando os níveis de água são altamente variáveis e onde os nutrientes e sedimentos ingressam no local.

A importância da lâmina d'água e os efeitos decorrentes de sua alteração também são muito dependentes da forma de crescimento das macrófitas e o tamanho das mesmas (seu impacto na vegetação depende de sua magnitude e duração, relativos à dimensão das espécies). Plantas rígidas ou com folhas aéreas, tais como as macrófitas emergentes, podem crescer em água até certas profundidades (com água acima de 2 m de profundidade), dependendo de suas altura ou tamanho, além de quão efetiva é a ventilação do rizoma pelas folhas; podem também resistir a flutuações nos níveis de água de cerca de 10 a 20 cm, tais como as causadas pelas ondas geradas pelo vento. Igualmente, elas podem tolerar uma elevação nos níveis d'água, através do aumento da cobertura de folhas ou caules não submersos; em outros casos, podem chegar a uma situação de estresse e morrer (Roberts *et al.*, 2000).

No caso das espécies flutuantes livres e formas submersas, pode-se dizer que as mesmas não são muito afetadas pelos acréscimos na profundidade dos níveis de água, a menos que esta cause uma redução na penetração da luz (Roberts *et al.*, 2000).

Embora as alterações de longo prazo em uma comunidade vegetal necessitem longos períodos de observação para que se perceba a mudança, as alterações em curto prazo na melhora das condições hidrológicas dos Everglades (Sklar *et al.*, 2004) foram evidentes. Devido à melhora das condições de inundação e saturação do solo, houve um aumento no percentual de plantas perenes (OBR) com correspondente decréscimo de plantas facultativas (FAC) (Figura 2.6), sendo que nos últimos anos nenhuma planta facultativa foi encontrada desde que o banhado começou a ser gerenciado em 2001.

Para plantas perenes, a inundação é um estímulo para o florescimento e recarga do banco de sementes. Na ausência da inundação, o banco de sementes envelhece e os propágulos podem perder vigor. Além desses fatos, a frequência de inundação também influencia o vigor e conseqüentemente a sobrevivência da planta (Roberts *et al.*, 2000). Para as espécies facultativas, as condições podem ser favoráveis para o crescimento, mesmo que não haja mais água na superfície, desde que o solo permaneça úmido (Roberts *et al.*, 2000).

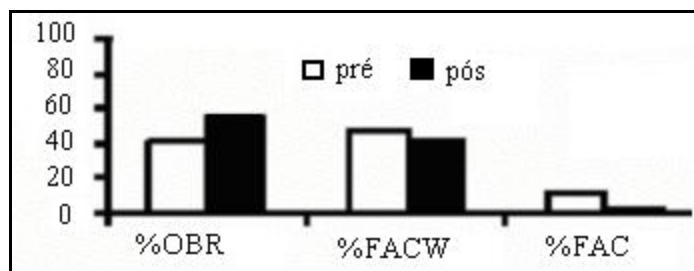


Figura 2.6 – Evolução da vegetação nos Everglades após melhorias nas condições hidrológicas (Adaptado de Sklar *et al.*, 2004)

Nos Everglades, por exemplo, a *Typha* tem se dispersado em áreas com inundações prolongadas, se a concentração de fósforo nos sedimentos é alta; além disso, são competitivas em ambientes de água profunda porque ela pode ativar o transporte de oxigênio para suas raízes. Arbustos têm se estabelecido em áreas onde o horizonte do solo está perturbado, onde os níveis de água têm sido rebaixados e a inundação é menor que 4 a 6 meses por ano (Sklar *et al.*, 1998).

A estação do ano (sazonalidade) é significativa porque é uma combinação de fatores climáticos que afetam as plantas, como temperatura e a duração da insolação durante o dia, entre outros. A temperatura determina a taxa dos processos fisiológicos de crescimento, podendo limitar a germinação; já a duração da incidência de luz durante o dia determina a energia disponível para a fotossíntese. Assim, algumas espécies requerem ou toleram temperaturas específicas, podendo apresentar crescimento nos períodos de inverno ou verão (Roberts *et al.*, 2000).

Com relação à duração da inundação e sazonalidade, existem poucos estudos a esse respeito, no entanto, não há dúvidas de que a vegetação mostra respostas sazonais diferentes ao regime de água. Por exemplo, Klimesova (1994) em condições experimentais, mostrou que a *Urtica dioica* se mostrou intolerante a uma inundação no verão, mas pôde sobreviver a uma inundação no outono, enquanto a *Phalaris arudinacea* pôde sobreviver a ambas.

Conticello *et al.* (2002) analisaram a dinâmica da vegetação hidrófila localizada em áreas adjacentes aos canais de irrigação e drenagem no Alto Valle do rio Negro-Argentina, frente às flutuações dos níveis de água. Os autores concluíram que no período da primavera-verão, quando se produzem alagamentos, o aparecimento do junco (*Scirpus californicus*) é facilitado. Quando o nível da água baixa, com conseqüente aumento de salinidade, se desenvolve uma comunidade de *Salicornia ambigua* e *Distichlis spicata*, e em

casos de seca extrema o local dá lugar à formação de um denso pasto de *Distichlis scoparia*.

Robertson *et al.* (2001) utilizaram tratamentos (sem inundação, inundação na primavera, inundação no verão, e inundações na primavera e verão) para determinar como o crescimento das macrófitas variava com a sazonalidade e a frequência de inundação. Durante 2 anos de monitoramento em terras úmidas na Austrália, a produção e riqueza de espécies de macrófitas foram maiores com as inundações na primavera que no verão. A frequência de inundação não afetou a produção ou riqueza de macrófitas, resultando que a comunidade de macrófitas aquáticas deferiram significativamente com a sazonalidade das inundações, mas não com a frequência. Uma das possíveis causas para esta diferença foi apontada como a concentração de carbono orgânico dissolvido no verão (como resultado da decomposição de folhas), resultando uma "água negra", reduzindo assim a penetração da luz nas regiões mais profundas (> 30 cm).

Pode ser incluída mais uma componente ao hidroperíodo, que se refere ao intervalo de inundação (inter-inundação). Robert *et al.* (200) ressaltam que este fator é mais importante para aquelas plantas que mantém baixo nível de crescimento na ausência de inundação, tal como as perenes nas partes mais altas e secas de uma terra úmida. O intervalo de tempo entre as inundações pode ser um período de estresse, e sua duração, recorrência e tempo poderão afetar o vigor dessas plantas. Os autores sugerem que a profundidade, duração e estação de inundação são os fatores mais importantes para a vegetação se analisados em escala anual, no entanto, a frequência e inter-inundação são mais importantes a longo período.

A maioria dos estudos, que relacionam as plantas com nível de água, assumem que há uma condição de equilíbrio estável entre ambos. Quando se considera condição de equilíbrio, deve ser feita uma grande distinção entre situações onde a flutuação do nível de água é de magnitude ou de duração suficiente para levar a mudanças na composição das plantas, e aquela nas quais as mudanças nos níveis de água ocorrem, e as mudanças podem ser decorrentes de uma maior ou menor estabilidade da comunidade de plantas. Em terras úmidas mais estáveis, assumir equilíbrio entre o comportamento do nível de água e a vegetação pode ser inválido, porque a distribuição das espécies dentro de um dado regime de água pode estar em um estado de mudança, ou porque há uma inércia nas mudanças (resiliência), que permitem a persistência de algumas espécies em condições sub-ótimas (Spieksma *et al.*, 1995).

A resiliência nos Everglades, no entanto, não foi suficiente para evitar que as alterações nos padrões de flutuação dos níveis da água causassem sérios danos ao banhado, sendo que a vegetação original, que se apresentava na forma de um mosaico heterogêneo, foi substituída por uma paisagem bastante uniforme (Science Coordination Team, 2003). Frente às alterações na composição da paisagem (estrutura da vegetação), houve um detrimento ecológico em termos de plantas e animais. Esforços para tentar devolver ao local as condições de inundação mais naturais possíveis têm focado atenção especial em determinar quais são os níveis apropriados de água, duração e sazonalidade.

Poderiam ser citados numerosos estudos examinando a relação entre a distribuição das espécies de plantas nas terras úmidas e lâminas de água. No entanto, dada a complexidade e diversidade dos ecossistemas, é muito difícil fazer afirmações categóricas relacionando a vegetação e níveis de água. Sabe-se, no entanto, que as componentes do hidroperíodo (profundidade, frequência, duração e sazonalidade) têm importância na distribuição da vegetação e os valores aceitáveis devem ser estabelecidos (Wheeler, 1999).

3. Metodologia proposta

Uma maneira de pensar nas relações que ocorrem em uma terra úmida é considerar que, se por um lado a diversidade de espécies (fauna e flora) responde à estrutura da mesma, por outro lado, a estrutura da terra úmida (vegetação e água) responde ao hidroperíodo sob o qual está sujeita. Conseqüentemente, qualquer ação que altere o hidroperíodo ao qual está submetida uma terra úmida pode trazer profundas mudanças ao ecossistema. Dessa forma, uma das ferramentas chave para manutenção da variedade de habitats em uma terra úmida, é o gerenciamento da água.

Partindo desse princípio, a metodologia proposta neste trabalho baseia-se na: caracterização da situação de conflito pelo uso dos recursos hídricos na terra úmida; identificação de indicadores biológicos e a relação destes com o hidroperíodo; determinação das necessidades dos indicadores biológicos; elaboração de uma proposta para o gerenciamento dos recursos hídricos, com a definição de valores limites máximos e mínimos para a manutenção dos níveis de água; determinação de critérios de gerenciamento em função da demanda d'água.

A metodologia desenvolvida é apresentada, a seguir, na forma de itens, que foram ordenados de acordo com critérios como a informação necessária para prosseguir com uma avaliação posterior. A Figura 3. 1 apresenta um fluxograma da metodologia proposta.

3.1 Identificação da terra úmida em situação de conflito pelo uso dos recursos hídricos

A primeira etapa da aplicação da seqüência metodológica consiste na identificação da terra úmida que esteja passando por uma situação de conflito real (ou potencial) pelo uso dos recursos hídricos para a conservação do sistema, biodiversidade, etc. e para atividades econômicas.

É importante a caracterização do conflito pelo uso da água que deverá ser resolvido, visto que o impacto das ações do homem sobre a terra úmida pode resultar tanto no aumento quanto na redução de inundações, bem como alterar a variabilidade das inundações e sua sazonalidade.

Os conflitos a serem identificados podem surgir em função da regularização de vazões, tomadas de água para irrigação, drenagem, retirada de água subterrânea, usos domésticos e industriais, utilização da terra úmida para área de controle de cheias, mudanças de uso do solo provocadas pelo crescimento urbano ou rural, entre outros fatores.

A metodologia proposta, no entanto, também pode ser utilizada para as situações onde se pretende recuperar, ou mesmo criar um ecossistema de terras úmidas.

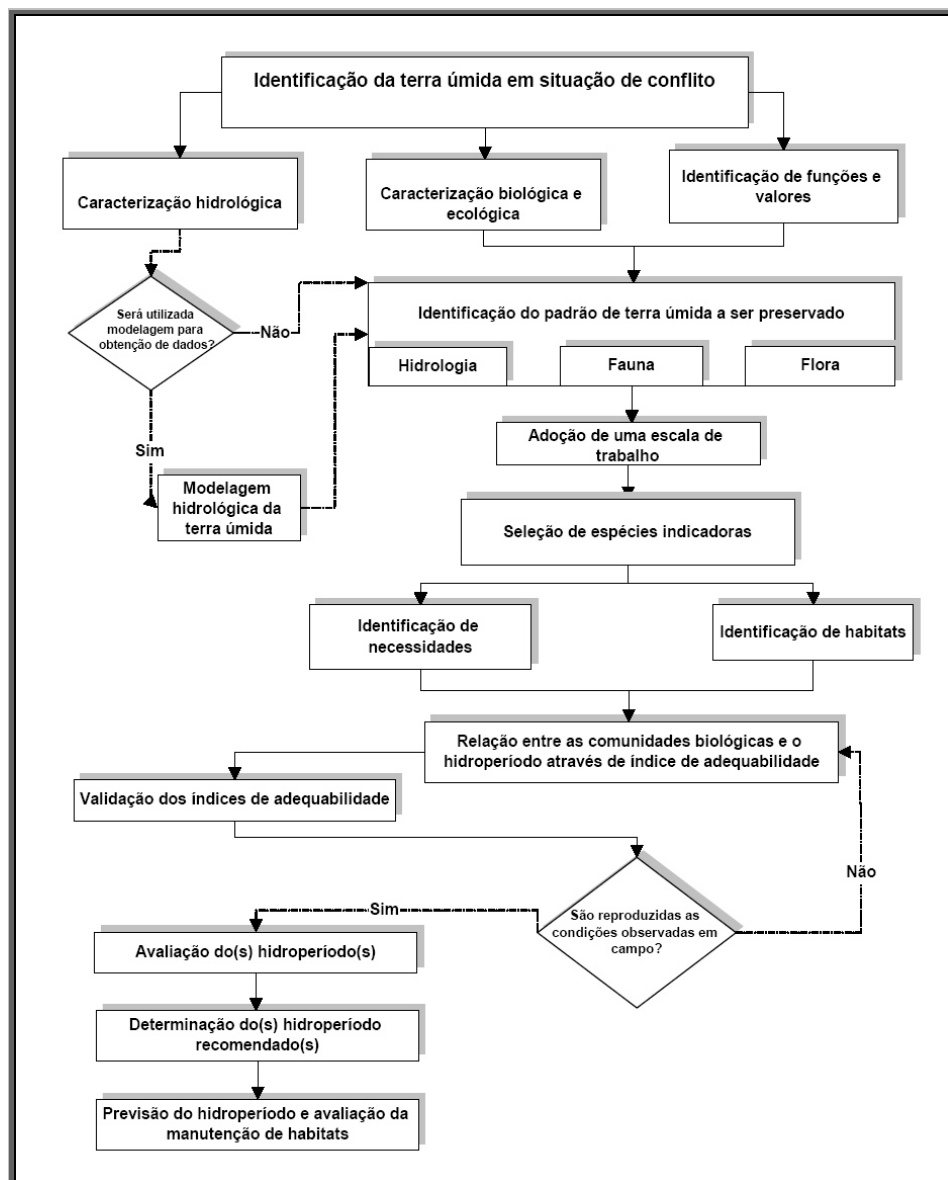


Figura 3. 1 – Fluxograma da seqüência metodológica

3.2 Definição de funções e valores da terra úmida

Seguindo os princípios apresentados no item 2.2 *Estruturas, funções e valores de terras úmidas*, devem ser definidas quais são as principais funções da terra úmida no cenário por ela ocupado, como por exemplo, fornecimento de alimento para várias espécies, redução de cheias, melhoria da qualidade da água, entre outros.

Também devem ser identificados os valores ecológicos da terra úmida. No entanto, conforme mencionado no item 2.2, algumas vezes é difícil atribuir um valor econômico a uma terra úmida. Assim, não é necessária uma quantificação monetária da mesma, mas seu “reconhecimento”. Podem ser identificados valores como, por exemplo, ponto de passagem de aves migratórias, habitat para espécies ameaçadas de extinção, fornecimento de água para atividades agrícola, entre outros – sem, necessariamente, quantificá-los.

Se uma terra úmida não desempenha funções relevantes, ou não são identificados valores, pode-se decidir que não é necessário adotar práticas para a conservação da mesma, não havendo necessidade de prosseguir com a aplicação da metodologia. Essa hipótese, no entanto, deve ser analisada com muita cautela, visto que em alguns casos pode ser difícil entender quais são as funções e os valores da mesma, ou porque ainda não são plenamente conhecidos.

É muito importante que seja feita uma correta identificação e entendimento das funções e valores de uma terra úmida, quando se propõe adotar uma prática de gerenciamento. Caso contrário, podem ser adotados critérios errôneos, que impossibilitam o funcionamento adequado do ecossistema. Se adotadas práticas incorretas de gerenciamento, muitas vezes podem ocorrer mudanças irreversíveis ao ecossistema, fazendo com que a mesma perca suas funções, com conseqüente redução de seu valor.

3.3 Caracterização hidrológica e biológica

O principal objetivo da caracterização hidrológica é identificar alguns padrões hidrológicos, sob os quais a terra úmida está “adaptada”¹⁴. Nessa caracterização devem ser identificadas as componentes do hidropérido, como a sazonalidade, níveis máximos, níveis

mínimos, amplitudes, entre outros. Ao final desse processo, deve-se possuir um resumo de toda a informação necessária, ou disponível, para caracterizar estatisticamente a hidrologia da terra úmida em estudo, objetivando a correta tomada de decisões no gerenciamento da água.

Para a caracterização hidrológica da terra úmida podem ser utilizadas informações de pesquisas anteriores desenvolvidas no local. Caso a hidrologia do local ainda não tenha sido estudada mas existe monitoramento, deverá ser realizada uma análise das séries disponíveis, de forma a obter as informações necessárias para a aplicação da metodologia.

Quando não existirem dados de monitoramento, uma modelagem hidrológica da terra úmida pode ser utilizada como ferramenta para a determinação da série de níveis. Ressalta-se, no entanto, que a modelagem hidrológica deve ser utilizada com cuidado, pois não é possível validar o modelo. Portanto, os dados gerados pelo modelo não substituem os dados observados. A modelagem também pode ser utilizada para estender a série de níveis, principalmente quando o período de registros é muito curto. Neste último caso, parte do período de dados observados pode ser utilizada para calibrar o modelo e outra parte para validação do mesmo. A grande vantagem da calibração de um modelo hidrológico está na possibilidade de simulações posteriores para cenários de gerenciamento.

A realização de um balanço hídrico é a modelagem hidrológica mais simples e de rápida aplicação, visto que consiste na resolução da equação da conservação de volumes (equação 3.1) para um intervalo de tempo pré-definido.

$$\Delta V = P + Se - Ss + Ge - Gs - E \quad (3.1)$$

onde:

ΔV : variação do volume de água na terra úmida durante um determinado período de tempo;

P : é a precipitação incidente na terra úmida durante um determinado período de tempo;

Se : escoamento superficial afluyente à terra úmida durante um determinado período de tempo;

Ss : escoamento superficial efluente à terra úmida durante um determinado período de tempo;

Ge : escoamento subterrâneo afluyente à terra úmida durante um determinado período de tempo;

¹⁴ criada e desenvolvida, ou seja, evolução do sistema

G_s: escoamento subterrâneo efluente à terra úmida durante um determinado período de tempo;

E: evapotranspiração da terra úmida durante um determinado período de tempo;

No caso particular de terras úmidas, a existência de camadas de solo formado por material de textura fina na superfície de áreas inundadas, além de turfa, pode tornar diminuta ou quase inexistente a infiltração, bem como a recarga proveniente do escoamento subterrâneo. Assumir essa consideração significa simplificar dois termos da equação 3.1, que geralmente são de difícil determinação. Uma vez conhecida a variação do volume de água para cada intervalo de tempo, é necessário transformar esse valor em nível. Esse procedimento será possível somente se houver dados topográficos do fundo do local, a partir do qual possa ser elaborada uma curva que relacione o volume de água armazenado para cada cota.

No entanto, se o pretendido for a obtenção de informações mais completas que o resultado de um simples balanço hídrico, uma modelagem hidrológica mais complexa também pode ser utilizada. Entre os vários tipos de modelagem possivelmente utilizadas nesses casos, uma modelagem hidrológica-hidrodinâmica pode ser necessária, principalmente nos casos onde a terra úmida não possui uma paisagem homogeneamente estruturada. Nesses casos de terras úmidas fragmentadas, um esforço adicional será necessário, visto que a vegetação aparece em forma de pequenos "retalhos" (*patches*) e o regime d'água é espacialmente variável.

Além de permitir conhecer o padrão do escoamento, a modelagem hidrológica-hidrodinâmica pode ser útil no dimensionamento e verificação hidráulica de estruturas de controle de vazões (como por exemplo, comportas), permitindo a identificação de regras para a operação dessas estruturas, visando à manutenção do hidroperíodo recomendado.

Este tipo de modelagem, no entanto, necessita de um grande número de informações, e também de habilidade para a utilização do modelo selecionado. Como as superfícies e padrões estruturais da paisagem são discretizados de forma mais detalhada, é de fundamental importância contar com um sistema de informação geográfica (SIG), e com uma representação topográfica que, neste caso, o mais apropriado é o modelo numérico do terreno (MNT).

A variabilidade espacial pode ser representada por um *grid* regular ou irregular, definindo em cada um deles (malha numérica), atributos hidrológicos e/ou padrões de vegetação. No caso da necessidade de uma modelagem hidrodinâmica, maiores

informações podem ser encontradas na bibliografia especializada (Science Coordination Team, 2003; Paz, 2003; Villanueva, 1997; Mitsch *et al.*, 1989).

Seja qual for o tipo de modelagem escolhida, para a representação da variabilidade temporal dos registros de níveis, a escolha do intervalo de tempo é importante. Na verdade, o intervalo de tempo mais adequado depende dos dados disponíveis, da escala de tempo na qual as respostas na terra úmida são esperadas, dos fenômenos físicos em questão e, de certa forma, do tamanho da mesma. Para aquelas terras úmidas com regime de água muito sensível às variações diárias, o intervalo de tempo diário será necessário para predizer, com certa fidelidade, o hidroperíodo. No entanto, para a grande maioria das terras úmidas, intervalos de tempo de 1 mês fornecem bons resultados (Grippel, 1993 *apud* Davis *et al.*, 2001). Além da escolha do intervalo de tempo adequado, é necessário que a série seja suficientemente longa, a fim de capturar possíveis mudanças climáticas.

A caracterização biológica tem por objetivo, fornecer subsídios para definir as variáveis ambientais que são de maior importância no processo de seleção do habitat que realizam as espécies. Durante essa caracterização, devem ser identificadas as espécies (vegetais e animais) que melhor representam a terra úmida, pois as mesmas servirão como indicadores biológicos.

A identificação das espécies relevantes poderá ser realizada por meio de levantamentos de campo e revisão bibliográfica sobre a fauna e flora do local. Podem ser utilizados ainda entrevistas, questionários e comunicação pessoal com pesquisadores atuantes no local de estudo. Para fins de identificação de comunidades biológicas que caracterizam a terra úmida, também pode ser utilizada a percepção dos moradores da região. Essa última informação pode ser obtida utilizando comunicação pessoal, além de um levantamento sobre material bibliográfico gerado na região.

Ao final desta etapa, deve-se conhecer quais são as espécies características da terra úmida que dependem de sua existência para sobreviver; aquelas que não dependem do local para sua sobrevivência, mas que têm papel indireto na conservação de outras espécies que lá estão; e, ainda, as espécies que são apontadas como freqüentes/características da terra úmida, mas que não necessitam da presença da mesma.

Conjuntamente, durante esta etapa, deverá ser dada atenção especial à obtenção de informações relativas às necessidades das espécies selecionadas com relação ao hidroperíodo, bem como ao habitat utilizado na terra úmida.

3.4 Identificação do padrão de terra úmida a ser preservado

Deve-se identificar e estabelecer uma condição original do sistema, considerando que esta hipótese é fundamental para se ter um ponto de partida e poder dizer qual é o padrão de terra úmida (em termos hidrológicos e biológicos) que se quer conservar.

Para essa identificação, poderão ser utilizados antigos registros disponíveis, como séries de níveis, dados de monitoramento de animais, entre outros. Além destes, fotografias, imagens de satélite, relatos de moradores da região, monitoramento do comportamento de fauna e flora, entrevistas com pesquisadores, etc., serão de extrema importância.

A obtenção dessas informações permitirá a comparação com a atual condição da terra úmida, e identificar se ela está sofrendo modificações em relação a sua condição original. Caso positivo, ou seja, a terra úmida está passando por processo de alteração de suas condições originais, deve-se procurar identificar a condição ideal sobre o ponto de vista de conservação do ecossistema. Caso essas alterações tenham sido benéficas sob o ponto de vista de ecossistema, pode ser assumida a hipótese de manutenção deste hidroperíodo pós-distúrbio. No caso de distúrbios que tenham prejudicado o ecossistema, a hipótese a ser assumida é de que a restauração do hidroperíodo original resultará na restituição da “saúde” do mesmo.

Talvez a maneira mais prática de identificar a influência do hidroperíodo no ecossistema seja a análise dos efeitos das alterações hidrológicas sobre a vegetação da terra úmida, visto que o conhecimento relacionado com necessidade de água pela fauna é limitado – são relativamente recentes os estudos tratando da combinação deste dois fatores.

No entanto, uma das limitações encontradas ao fazer esse tipo de consideração é a possibilidade de terem ocorrido distúrbios no local em um passado muito distante. Portanto, a vegetação poderia ter passado por mudanças em função do distúrbio e o hidroperíodo histórico pode não ser mais relevante para a biota existente. Nesse caso, retornar ao estágio de pré-distúrbio pode não ser possível sem um alto nível de intervenções. Pode ocorrer que o novo hidroperíodo deva ser mantido por muito tempo (anos ou décadas), para que sejam promovidas as condições adequadas para o estabelecimento da vegetação pretendida. No caso da recuperação da fauna original, é possível que haja êxito somente após a reestruturação da vegetação, com a formação de habitat adequado. Podem ocorrer, ainda,

casos extremos onde, tanto a vegetação como os animais, deverão ser introduzidos artificialmente, dado que os distúrbios anteriores extingiram a espécie no local.

Caso não sejam detectadas alterações (sob o ponto de vista hidrológico e biológico), será considerado que a terra úmida, em seu estado atual, é representativa de sua condição original, e que se as ameaças persistirem, ou vierem a ocorrer, a mesma poderá ser descaracterizada.

Para facilitar a determinação da condição original podem ser utilizadas informações sobre condições médias, ou aqueles parâmetros entre os quais a terra úmida esteve sujeita na maior parte do tempo. Podem ser utilizados, também, intervalos de variabilidade das condições aos quais a terra úmida esteve sujeita, como, por exemplo, níveis máximos e mínimos.

3.5 Adoção de uma escala de trabalho

Conforme citado por Bem-Shahar e Skinner (1988 *apud* Quintana, 1999), quando o objetivo é analisar o padrão de distribuição de uma espécie em uma área, é recomendável começar identificando e analisando qualitativamente as principais características do local. Neste processo, é de suma importância que a análise das variáveis seja feita em uma escala compatível com a percepção da espécie, com relação às características do ambiente no qual vive.

Assim, a definição da escala de trabalho nesta etapa da aplicação da metodologia é de extrema importância, pois ela definirá a quantidade e fonte de informações a serem buscadas, bem como o volume de trabalho gerado.

A proposta nesta pesquisa é a utilização de uma “macro-escala” de trabalho, ou seja, utilizar como indicadores biológicos espécies “perceptíveis a olho nu”. A justificativa para essa consideração é o fato de a mesma facilitar o entendimento da aplicação da metodologia, além de permitir um monitoramento mais simples após sua aplicação. Talvez este último seja o argumento mais consistente, visto que é mais fácil “perceber” a reação de espécies maiores quando se está gerenciando a água de uma terra úmida, e a partir desse comportamento, é possível fazer ajustes na definição do hidroperíodo (entrando no conceito de manejo adaptativo, proposto por Postel e Richter, 2003), que não seria possível com

espécies microscópicas, a menos que fosse utilizado grande esforço amostral, com um custo adicional.

3.6 Seleção de espécies indicadoras e habitats relacionados

Uma vez definida a escala de trabalho, são selecionadas, definitivamente, as espécies indicadoras e os habitats onde elas ocorrem.

É interessante que os indicadores biológicos selecionados contemplem aspectos relacionados com variabilidade espacial (por exemplo, vegetação que varia muito espacialmente, mas pouco temporalmente) e temporal/espacial (por exemplo, aves migratórias, mamíferos, etc.). A escolha das espécies indicadoras também pode seguir outros critérios, como existência de dados, possibilidade de monitoramento, etc. Deve ser selecionado o maior número possível de espécies, para que as necessidades de grande parte da biodiversidade do local sejam representadas.

Os habitats incorporam diversos conceitos relacionados com espaço, tempo e função. Basicamente, um habitat é o lugar ocupado por uma população específica e, freqüentemente, pode ser caracterizado por uma vegetação dominante ou algum aspecto físico característico. Cada espécie requer um habitat particular, com disponibilidade de espaço, comida, proteção e outras necessidades para sobreviver (U.S. Fish and Wildlife Service, 1980).

Dessa forma, uma vez selecionadas as espécies indicadoras, é possível identificar dentro da terra úmida o local, ou os locais, que se constituem em habitat para as mesmas. De acordo com a premissa desse trabalho, de que o gerenciamento das águas desse tipo de ecossistema não deve resultar em perda de biodiversidade e habitat específico, podem ser utilizados os padrões da estrutura do banhado para definir critérios para a determinação do hidroperíodo. Assim, os hidroperíodos propostos não podem resultar em perda de habitats, que são resultados das condições hidrológicas sob as quais a terra úmida esteve sujeita por um longo período de anos. Garantindo a preservação desses habitats, pode-se assumir que

haverá preservação de todas as espécies que dependem do mesmo em condições dinâmicas¹⁵.

3.7 Identificação das necessidades para as espécies selecionadas

Entender a relação entre habitat e animais requer o conhecimento de ambos: disponibilidade de fonte de recursos e necessidades para a manutenção da vida. A disponibilidade de recursos para um animal em particular pode ser determinada a partir de várias características do habitat, após as necessidades do animal serem conhecidas. Para algumas espécies intensamente estudadas, as necessidades básicas, como alimento, águas, abrigo e outros, são razoavelmente bem conhecidos (U.S. Fish and Wildlife Service, 1980), sendo, assim, possível definir as características do habitat mais adequado.

Dessa forma, depois de definidas as espécies indicadoras, o próximo passo é determinar quais das variáveis hidrológicas afetam cada uma das espécies selecionadas ou tem impacto direto no habitat. Essas variáveis hidrológicas são níveis, sazonalidade, etc., e podem ser expressos por valores como a lâmina de água (média, valores extremos, etc.), duração (entre datas específicas - contínuo ou descontínuo) e frequência (por exemplo, tempo desde a última cheia extrema) de inundações.

Ao final do processo, tem-se, para cada espécie selecionada ou habitat, um limite aceitável de variações hidrológicas. Fora desses limites, considera-se que haverá perda da integridade da biodiversidade, principalmente se as condições desfavoráveis persistirem por um período a partir do qual não haja mais capacidade de auto-recuperação. De acordo com a proposta deste trabalho, esses intervalos deverão ser identificados com base na melhor informação avaliada e disponível sobre o local, e podem ser alteradas no futuro, à medida que forem coletadas mais informações e que haja ganho de experiência.

Para avaliar as necessidades de cada espécie frente ao regime hidrológico, propõe-se uma organização hierárquica das espécies selecionadas. O processo é feito segundo os seguintes princípios: neste trabalho a água é o principal agente regulador do padrão da terra úmida, assim, a presença e característica da vegetação, corpos d'água e áreas secas é decorrência do hidroperíodo, e a presença desses elementos proporciona ou forma habitats para os animais. Existem ainda espécies que necessitam da presença de mais de um desses elementos para a sua existência.

¹⁵ é necessário manter a dinâmica de mudança verificada no sistema, tais como os pulsos de cheia, de forma a evitar a

O entendimento necessário para a definição das relações entre necessidade de habitat e espécies pode ser proveniente de estudos anteriores e dados existentes da terra úmida em questão. Como a grande maioria das terras úmidas brasileiras não é alvo de pesquisas científicas, a situação mais comum é a da inexistência de dados quantitativos sobre as espécies. Mesmo em situações emergenciais, com a possibilidade de realização de experimentos, muitas vezes não é obtida a informação necessária em função do curto tempo de análise, ou ainda em relação à escassez de recursos financeiros. Nesses casos, a opinião de pesquisadores (normalmente baseados em experiências com outras terras úmidas, com clima, hidrologia e vegetação similares) deve ser considerada.

3.8 Definição de índices de adequabilidade das espécies indicadoras

Uma vez que as variáveis hidrológicas tenham sido identificadas para cada espécie indicadora, o próximo passo consiste em definir a relação entre os valores das variáveis hidrológicas e as condições do habitat relativas à espécie indicadora. Para esse fim, é proposta a utilização de um índice, aqui definido como “Índice de Adequabilidade” (IA), inspirado nos *Habitat suitability index models* (USFWS, 1981).

Nesta metodologia, o IA é considerado como a medida da capacidade que uma determinada condição hidrológica tem de conservar a espécie na terra úmida. Na verdade é um modelo conceitual, usado para estabelecer o quanto uma determinada espécie depende da água, ou de características da paisagem. Índices similares foram utilizados durante décadas para definir, em termos relativos, a qualidade de habitat para várias espécies (Müller e Lenz, 2006; Venturelli e Galli, 2006; Manoliadis, 2002; VØlstad *et al.*, 2003), especialmente peixes (Tarboton *et al.*, 2004).

Para ilustrar a aplicação dos Índices de Adequabilidade (IAs), deve-se considerar que já foram selecionadas as espécies indicadoras e as variáveis hidrológicas que afetam essas espécies, conforme apresentado nos itens anteriores. Posteriormente, são estabelecidas funções dessas variáveis hidrológicas com os IAs. Essas funções variam em um *ranking* de 0 (insuficiente) a 1 (ótimo), e indicam a condição da espécie indicadora relativamente ao valor

da variável hidrológica. Por exemplo, na Figura 3. 2 é apresentado o gráfico que representa o IA de uma espécie hipotética em função da lâmina de água.

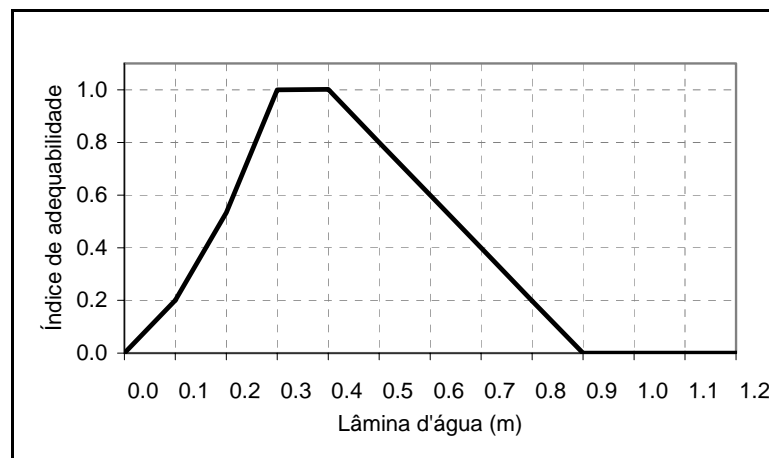


Figura 3. 2 - Exemplo de índice de adequabilidade para uma espécie hipotética

Com base no IA apresentado na Figura 3. 2, é possível identificar, para cada lâmina de água possível, a qualidade do habitat gerado. Por exemplo, para essa espécie hipotética, lâminas de água mantidas entre 30 e 40 cm gerariam condições ótimas.

É evidente que a definição do IA envolve um certo grau de subjetividade. Neste sentido, a opinião de pesquisadores e de *experts* no assunto, é fundamental para reduzir a incerteza associada à elaboração do IA. Por outro lado, a opinião discordante de diferentes pesquisadores pode ser uma importante fonte de incerteza. Para contornar este problema, é possível, nesta circunstância, a utilização de uma banda de incerteza, associada à definição do índice de adequabilidade.

Uma vez definidas essas funções, elas podem ser combinadas com uma política de gerenciamento da água, que pode ser obtida a partir das informações levantadas na caracterização hidrológica, ou ainda ser proveniente de uma regra totalmente nova para o gerenciamento dos recursos hídricos ao longo do tempo.

O resultado dessa combinação fornece uma estimativa da qualidade do habitat resultante ao longo do período analisado (Figura 3. 3). Com a qualidade do habitat resultante para essas espécies, verifica-se se os habitats se mantêm o mais próximo possível de suas condições originais, ou conforme um novo padrão de terra úmida pretendido (conforme determinado no item 3.4, específico sobre a definição dos padrões de terra úmida a serem preservados ou criados).

O conhecimento do histórico da qualidade ambiental para a espécie fornece mais um subsídio para o gerenciamento hidrológico. A partir da mesma, é possível decidir, por exemplo, a tolerância de cada espécie a uma situação crítica. Principalmente no caso de vegetação, o histórico da qualidade ambiental pode ser confrontado com imagens de satélite da época, a fim de identificar a sua condição. Uma seqüência de imagens, com a maior freqüência possível, pode ser utilizada para definir as janelas de condição hidrológica que foram críticas, mas que não geraram impactos para a espécie, bem como aquelas impactantes. Essas informações podem ser úteis, por exemplo, no caso de ter que se decidir se um hidroperíodo é realmente crítico para dada espécie. Pode-se chegar à conclusão, por exemplo, que a situação não é crítica, caso seja verificado que o período anterior possuiu alta qualidade ambiental.

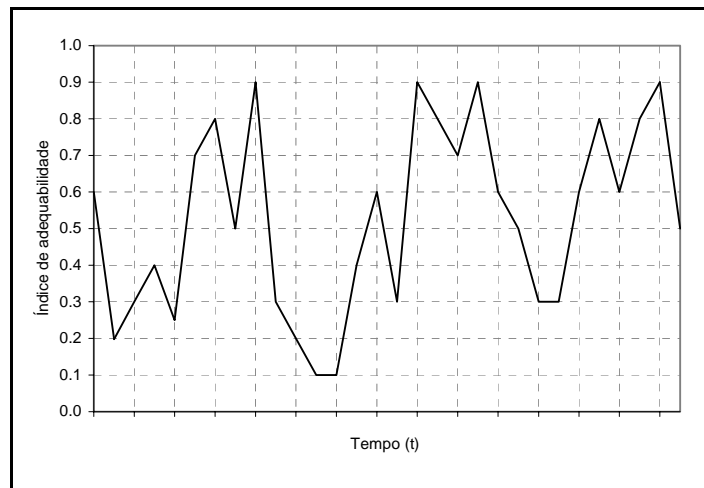


Figura 3. 3 – Exemplo de avaliação de qualidade de habitat em uma determinada região, ao longo de um período de análise

A grande vantagem do uso de IAs é que eles permitem avaliar o impacto de alternativas de gerenciamento da água na conservação da biodiversidade, sem necessariamente modelar o comportamento dessas espécies. Não é necessário, por exemplo, modelar o comportamento diário de determinada espécie (descanso, alimentação, etc.), mas sabendo que elementos são necessários no dia-a-dia da espécie (água, vegetação, etc.), é possível modelar apenas as condições de habitat e verificar se durante o intervalo de tempo em análise elas são adequadas ou não.

Em alguns casos, pode ser necessário que para uma mesma espécie seja definida mais de uma função de IA, as quais podem ser combinadas de forma a compor um único valor. Por exemplo, o IA composto pode ser determinado a partir de um índice que avalia se o

habitat é adequado ou não, em função da temperatura da água, combinado com o índice que considera a lâmina de água do local. Nesses casos, podem ser utilizados ponderadores da importância para cada tipo de índice de adequabilidade. No exemplo citado, poderia ser considerado que o fator temperatura da água é menos importante que o fator lâmina d'água, atribuindo um peso menor àquele. A Figura 3. 4 exemplifica essa circunstância, mostrando uma série de longo período da qualidade ambiental de uma espécie hipotética. Foi utilizado o IA para a espécie em função da lâmina d'água combinado com um IA em função da temperatura d'água. Nesse exemplo hipotético, considerou-se um peso de 70% para o primeiro índice e de 30% para o índice dependente da temperatura.

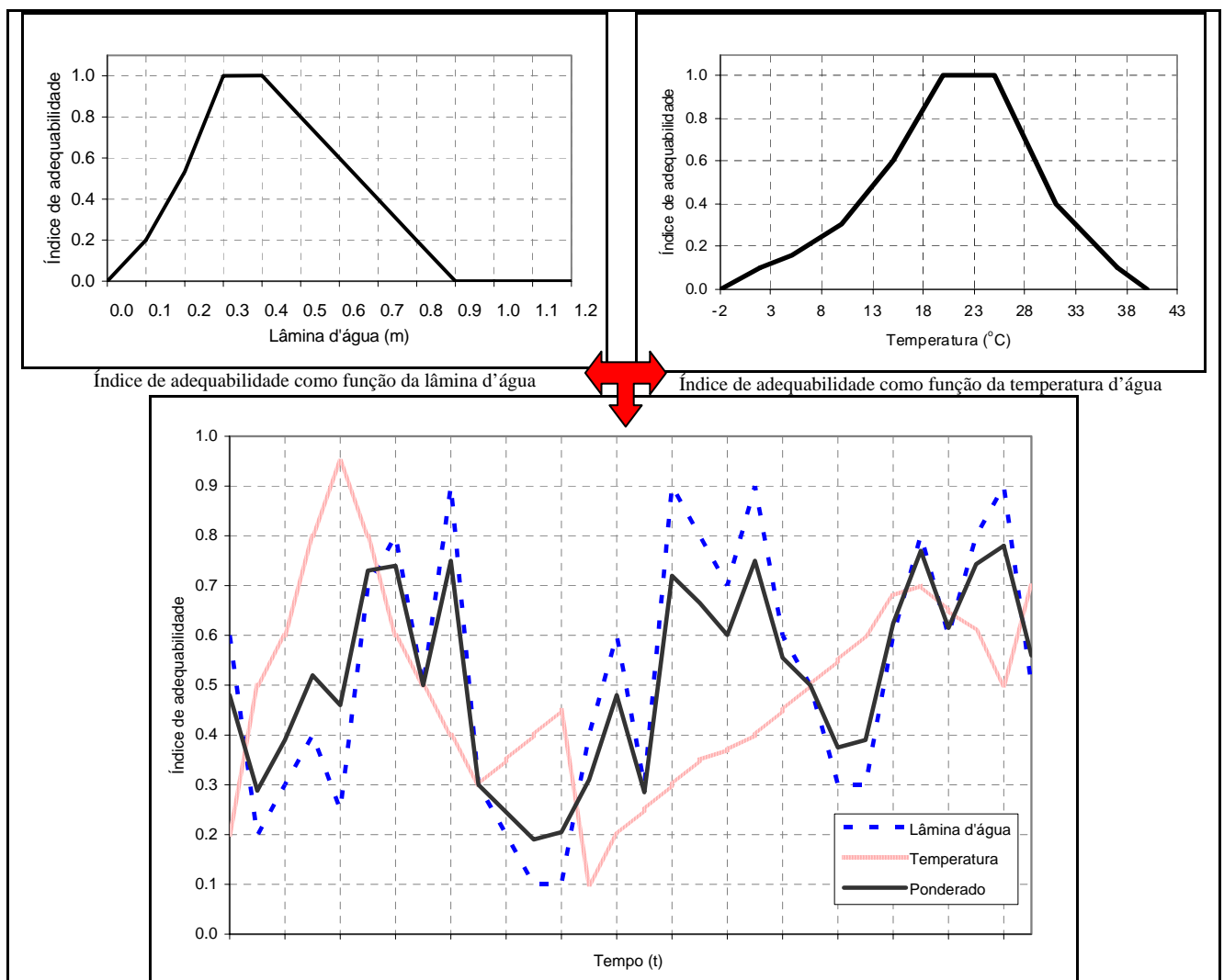


Figura 3. 4 - Exemplo de avaliação de qualidade de habitat em uma determinada região, ao longo de um período de análise utilizando mais de um índice de adequabilidade

A utilização de mais de um IA para avaliar a qualidade do habitat é uma tentativa de reproduzir, de forma mais fiel, as condições ambientais, que são o resultado de diferentes

atributos locais. No entanto, é extremamente difícil elaborar índices compostos, em função da necessidade de amplo conhecimento da espécie e sua dependência dos fenômenos complexos que ocorrem entre as variáveis.

As funções determinadas durante essa etapa não definem, necessariamente, um IA específico, mas podem ser utilizadas como alternativa durante a implementação de uma política de gerenciamento dos recursos hídricos. Na verdade, essas funções têm caráter adaptativo, podendo ser alteradas, à medida que mais conhecimento acerca do assunto seja obtido. No entanto, a forma desenvolvida e aplicada nesse trabalho é um caminho relativamente simples para obter respostas preliminares a questões envolvendo problemas conflitantes entre gerenciamento de água e conservação da biodiversidade.

3.9 Verificação da representatividade dos índices de adequabilidade

Pode-se considerar que um IA foi bem definido se, por meio da aplicação do mesmo, for possível obter o resultado esperado. Assim, uma vez definidas as espécies indicadoras e os IAs correspondentes, a etapa seguinte consiste em verificar a capacidade desses índices reproduzirem as respostas que essas espécies têm em campo. Esse processo é uma espécie de validação do IA definido. É importante a validação do índice neste estágio da aplicação da metodologia, pois ainda é possível adaptá-lo, de forma a melhorar os resultados que serão obtidos na avaliação de cenários de gerenciamento da água.

Para a verificação do IA, recomenda-se a utilização de dados hidrológicos da série histórica, de tal forma que, uma vez simuladas as condições hidrológicas específicas, essas devem refletir a qualidade do habitat observado em campo para esses cenários. Caso não seja possível contar com uma série de dados hidrológicos, podem ser utilizadas situações hidrológicas específicas (por exemplo, uma série curta que começa no período em que iniciou a pesquisa), observando a condição do habitat para a espécie em análise. Caso essa informação também não esteja disponível, recomenda-se que sejam identificadas outras terras úmidas já estudadas, e que comportem a mesma espécie, para fins de comparação dos resultados obtidos.

No contexto da metodologia desse trabalho, propõe-se que a avaliação da representatividade do IA, determinado na etapa anterior, seja realizada com o uso de

modelos fundamentados em técnicas de geoprocessamento. A utilização desse tipo de modelo, além de fornecer uma rápida resposta à aplicação dos IAs, permite uma boa espacialização dos resultados. Isso é particularmente útil quando se está trabalhando em uma grande área de terra úmida, em que existe grande heterogeneidade na paisagem e variabilidade topográfica. Tanto a heterogeneidade, quanto a topografia podem auxiliar na definição na unidade espacial de cálculo (*pixel*), de forma que a mesma seja eleita permitindo uma boa representação dos atributos da paisagem.

Como os índices de adequabilidade refletem a qualidade do habitat em função da lâmina de água em cada região, há necessidade de conhecer esse elemento em toda a terra úmida, ou especificamente nas regiões onde devem ser avaliados os indicadores. Nesse caso, são necessárias basicamente duas imagens para elaboração dos modelos de avaliação da qualidade de habitats: uma imagem que representa o modelo numérico da topografia de fundo e uma imagem que representa a cota da lâmina de água para o cenário hidrológico a ser avaliado. Com a utilização de técnicas de geoprocessamento, essas imagens são cruzadas de tal forma a determinar, para cada unidade espacial de cálculo (*pixel*), a lâmina de água correspondente. Uma vez que a lâmina de água seja conhecida ela é relacionada com o IA da espécie específica e a qualidade do habitat é determinada.

De forma a avaliar a variação de IAs espacialmente e temporalmente, podem ser utilizados mapas coloridos, mostrando em escala de cores os índices de adequabilidade para cada região da terra úmida. Esses mapas podem ser utilizados, também, para salientar as mudanças que podem ocorrer em um habitat, em função do hidroperíodo proposto.

O IA estará bem definido, ou seja, ele é válido se for capaz de reproduzir as condições observadas em campo, ou reproduzir uma condição observada em outra terra úmida, conforme a informação inicial disponível. Caso o resultado obtido não seja satisfatório, devem ser realizadas as devidas correções no IA proposto. O processo de ajuste do IA prossegue, até que se considere que o resultado da verificação foi satisfatório. Uma vez que o IA esteja devidamente definido para cada espécie, ele será utilizado para realizar avaliação de cenários previstos na política de gerenciamento da água.

3.10 Determinação do hidroperíodo recomendado

Uma vez que os IAs tenham sido definidos, eles podem ser utilizados conjuntamente com hidroperíodos propostos, ou com a série histórica, de forma a avaliar as condições hidrológicas (cota do nível da água) que propiciem manutenção dos habitats.

A forma mais simples para a realização desse processo de avaliação dos hidroperíodos propostos por meio do IA é a geração da série de níveis espacializada na terra úmida, provocada por um determinado hidroperíodo. Utilizando o mesmo modelo proposto no item anterior, pode ser avaliada a qualidade do habitat de cada espécie para a condição específica.

Posteriormente, esta informação deve ser cruzada com a estrutura da paisagem correspondente ao padrão a ser preservado (ou criado). Dentro do princípio de que alterações no hidroperíodo não devem provocar (ou devem minimizar) perda de habitats para as espécies selecionadas, é possível verificar os habitats que são “perdidos” ou “criados” para as condições hidrológicas analisadas, e definir quais foram os cenários mais adequados para a preservação destes habitats. Caso não seja observada a preservação dos habitats, a definição do hidroperíodo deve ser revisada, ou o mesmo deve ser descartado. O processo de checagem dos hidroperíodos deve proceder até a análise de todas as possibilidades propostas.

Dessa forma, para cada espécie indicadora selecionada, é possível estabelecer hidroperíodos que não provoquem perda de habitats, e definir quais foram os cenários mais adequados para a preservação dos mesmos.

Existe, ainda, uma questão que pode ser avaliada nesta oportunidade, que diz respeito à resiliência do ecossistema. Assim, uma vez que tenham sido identificadas, na etapa anterior, as condições para as quais o ecossistema mostrou-se resiliente, é possível, por exemplo, aceitar a ocorrência de uma condição crítica sob o ponto de vista de hidroperíodo, desde que a mesma não ultrapasse os limites já observados.

3.11 Previsão hidrológica e avaliação da manutenção de habitats

A previsão hidrológica é um procedimento adicional incluído à metodologia, de forma a auxiliar nos critérios de gerenciamento. A previsão poderá ser utilizada para identificar o cenário hidrológico que possivelmente ocorrerá a curto, médio ou longo prazo, dependendo das condições climáticas reinantes e da demanda pela água. Independentemente do

horizonte de previsão do cenário hidrológico (ou dos cenários hidrológicos), deverão ser representadas as atividades que possam impactar o regime hidrológico.

Uma vez que essa representação tenha sido incorporada ao cenário hidrológico previsto, é possível avaliar o cenário de qualidade ambiental para as espécies indicadoras do local, a partir da aplicação dos IAs previamente definidos. Este procedimento possibilita que seja combinado um cenário hidrológico ou mais, com várias situações de uso dos recursos hídricos, gerando diferentes cenários de qualidade ambiental. Caso a terra úmida em estudo já disponha de um sistema de previsão, basta utilizar os resultados do mesmo para proceder a avaliação da qualidade ambiental.

Manter a qualidade ambiental para as espécies indicadoras selecionadas significa que, muitas vezes, os critérios de uso dos recursos hídricos deverão ser revistos, considerando a adoção de diferentes estratégias de gerenciamento. Em caso de prejuízo para alguma espécie, um processo de negociação pode ser iniciado com o setor da atividade conflitante, de forma a minimizar esses impactos. No caso de uma tomada de água, por exemplo, isso não representa, necessariamente, uma redução no volume de água disponível, pois dependendo do cenário hidrológico previsto, poderá ocorrer uma situação onde será permitido captar um maior volume de água, visando à preservação da qualidade ambiental. Assim, o procedimento permite que, a partir da previsão, sejam definidos os limites máximo e mínimo de demanda a serem praticados, de forma a manter a qualidade ambiental.

O esforço compreendido no processo de previsão torna-se interessante, principalmente em casos onde é relevante conhecer, com certa antecedência, a provável prática de gerenciamento da água que deverá ser adotada em determinada época. No atual contexto de gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil, esta informação é importante, tanto para organismos responsáveis pela outorga de direito de uso dos recursos hídricos, como para usuários do recurso água.

No caso de organismos concedentes de outorga, a previsão permite que sejam liberados volumes variáveis de captação, em função do cenário previsto, gerando uma regra mais flexível que a adoção de valores baseados em critérios puramente estatísticos. No caso de usuários da água, as atividades poderão ser planejadas e desenvolvidas em função dos diferentes volumes disponíveis para a outorga. Assim, práticas agrícolas que dependem da irrigação, por exemplo, podem ter uma área plantada variável, dependendo do volume de água que será disponibilizado. A previsão também pode auxiliar os usuários a evitarem

perdas econômicas em situações onde, por exemplo, o volume outorgado é suficiente, mas ocorre uma estiagem não esperada e parte (ou toda) da safra é perdida por falta de água.

Com relação às ferramentas empregadas para a previsão, existem diferentes variáveis e metodologias de cálculo. Entre as principais técnicas, atualmente utilizadas, pode-se citar: modelos físicos; modelos estocásticos; modelos estatísticos; modelos de redes neurais; sistemas especialistas; e inteligência artificial (Silva, 2005).

A seleção da técnica de previsão dependerá de fatores como informação, antecedência e o horizonte de previsão necessários, de forma a possibilitar a tomada de decisões no momento adequado. Com relação à antecedência da previsão, na grande maioria dos casos é necessária uma previsão de longo prazo (antecedência de até 9 meses), já que se pretende planejar uma atividade econômica em função de um recurso que será alocado. Este tipo de previsão é frequentemente utilizado para propósitos de planejamento e operação dos recursos hídricos (Wood *et al.* 2002), tais como alocação de água para irrigação, operação de reservatórios de usinas hidrelétricas (Anderson *et al.*, 2002; Hamlet *et al.*, 2002; Hsieh *et al.*, 2003; Druce, 2001), avaliação e implementação de medidas contra secas e inundações (Changnon e Vonnahme, 2003), recursos pesqueiros (Neal *et al.*, 2002), abastecimento de água (Chiew *et al.*, 2003), agricultura (Wernstedt e Hersh, 2002).

4. Local de estudo

Para aplicação da metodologia apresentada anteriormente, houve necessidade de escolher uma terra úmida, que possuísse as informações necessárias. No entanto, há grande dificuldade na obtenção de informações sobre terras úmidas no Brasil, principalmente quando, idealmente, se pretende trabalhar com o produto do monitoramento de um longo período.

Na ausência de uma terra úmida com um banco de dados e de informações abundantes, optou-se pela utilização do Banhado do Taim, visto que o mesmo trata-se de um local adequado para a aplicação da metodologia proposta nesse trabalho, já que a água no local passa por uma situação de conflito pelo seu uso.

Outra vantagem da utilização do Banhado do Taim como local de estudo, que também foi decisiva para a sua seleção do mesmo, foi o fato dele estar sendo monitorado desde 1998, quando inserido pelo CNPq no Programa de Pesquisa Ecológico de Longa Duração – Sítio 7. A pesquisa decorre de um convênio entre o Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), o Laboratório de Zooplâncton, Crustáceos e Ictiologia da Fundação Universidade Federal de Rio Grande (FURG) e a Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.

Pode ser mencionada, ainda, como uma vantagem adicional, a possibilidade de contato com as pessoas que estão ou estiveram trabalhando em projetos de pesquisa no Banhado do Taim, além de um grande número de teses e dissertações desenvolvidas com aspectos do local. O Estudo do Comportamento Hidrológico do Banhado do Taim, desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS em 1995, também pode ser citado como elemento que despertou interesse pela pesquisa e pelo local de estudo.

A metodologia proposta, no entanto, pode ser aplicada a qualquer ecossistema de terras úmidas que esteja passando por uma situação de conflito pelo uso da água. A metodologia também pode ser utilizada para as situações onde se pretende recuperar ou mesmo criar um ecossistema de terras úmidas.

A seguir, é apresentado um panorama sobre o Banhado do Taim, seu ecossistema e os conflitos pelo uso da água.

4.1 O Banhado do Taim

Quando as coroas portuguesa e espanhola disputavam o sul do Brasil, essa era a “Terra de Ninguém”, que não pertencia nem a uma e nem a outra coroa, até porque, como toda a área era constituída de banhados, não despertava maior interesse econômico. Mas foi naquelas imediações que se travaram sangrentos combates, inclusive envolvendo os índios guaranis das reduções jesuíticas do noroeste do atual Rio Grande do Sul, que reconquistaram Montevideu para a coroa espanhola, no século XVIII (Rio Grande do Sul, 2003).

A ocupação dessas terras, que se deu após tantos conflitos, chegou aos tempos atuais na forma de grandes fazendas de produção de arroz, para aproveitamento das águas das lagoas da faixa costeira, e de criação extensiva de gado. Mas a partir do mês de agosto, até o fim do verão, a monotonia dos campos sempre foi quebrada pela presença de lindas aves, que percorrem milhares de quilômetros para alcançar a região, onde encontram tranquilidade para procriar e alimentação para enfrentar o período distante dos habitats naturais, onde nesta época do ano faz muito frio. Nesse cenário que se localiza o Banhado do Taim.

Na década de 60, o Banhado do Taim foi objeto de estudo do antigo Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS), que objetivava a transformação das áreas constantemente inundadas em lavouras para produção de arroz, visando alavancar o desenvolvimento econômico da região sul do Estado do Rio Grande do Sul (Brasil, 1968). Não houve continuidade do projeto na época, e o processo de expansão das lavouras de arroz ocorreu mesmo sem a utilização da área ocupada pelo Banhado do Taim, sendo que, atualmente, a orizicultura é praticada extensivamente na região.

Em função do crescente processo de expansão das lavouras de arroz, e percebendo que a fauna e flora do Banhado do Taim encontravam-se sob ameaça, no dia 21 de julho de 1986 o Banhado do Taim foi promovido à Unidade de Conservação Federal, pelo Decreto n.º 92.963, e na mesma ocasião foi criada a Estação Ecológica do Taim (ESEC-Taim).

O principal objetivo da criação da ESEC-Taim foi proteger amostras dos Banhados do Sul e da fauna ameaçadas de extinção, além de preservar o local de passagem de aves migratórias (IBAMA, 2003). Até junho de 2003, a ESEC-Taim englobava uma área de cerca de 31.500 ha, localizada entre o Oceano Atlântico e a Lagoa Mirim, no Sul do Estado do Rio Grande do Sul, estando parte no município de Rio Grande e parte no de Santa Vitória do Palmar. Em junho de 2003, a área da ESEC-Taim foi ampliada para 110.000 ha, passando a incluir toda a extensão territorial entre a lagoa Mangueira e o Oceano Atlântico. Em dezembro de 2004, no entanto, o Supremo Tribunal Federal cassou a liminar da ampliação da reserva, sendo que a mesma retornou ao limite antigo. Na Figura 4.1 é apresentada a localização geral da ESEC-Taim, e o limite do Banhado do Taim dentro da mesma.

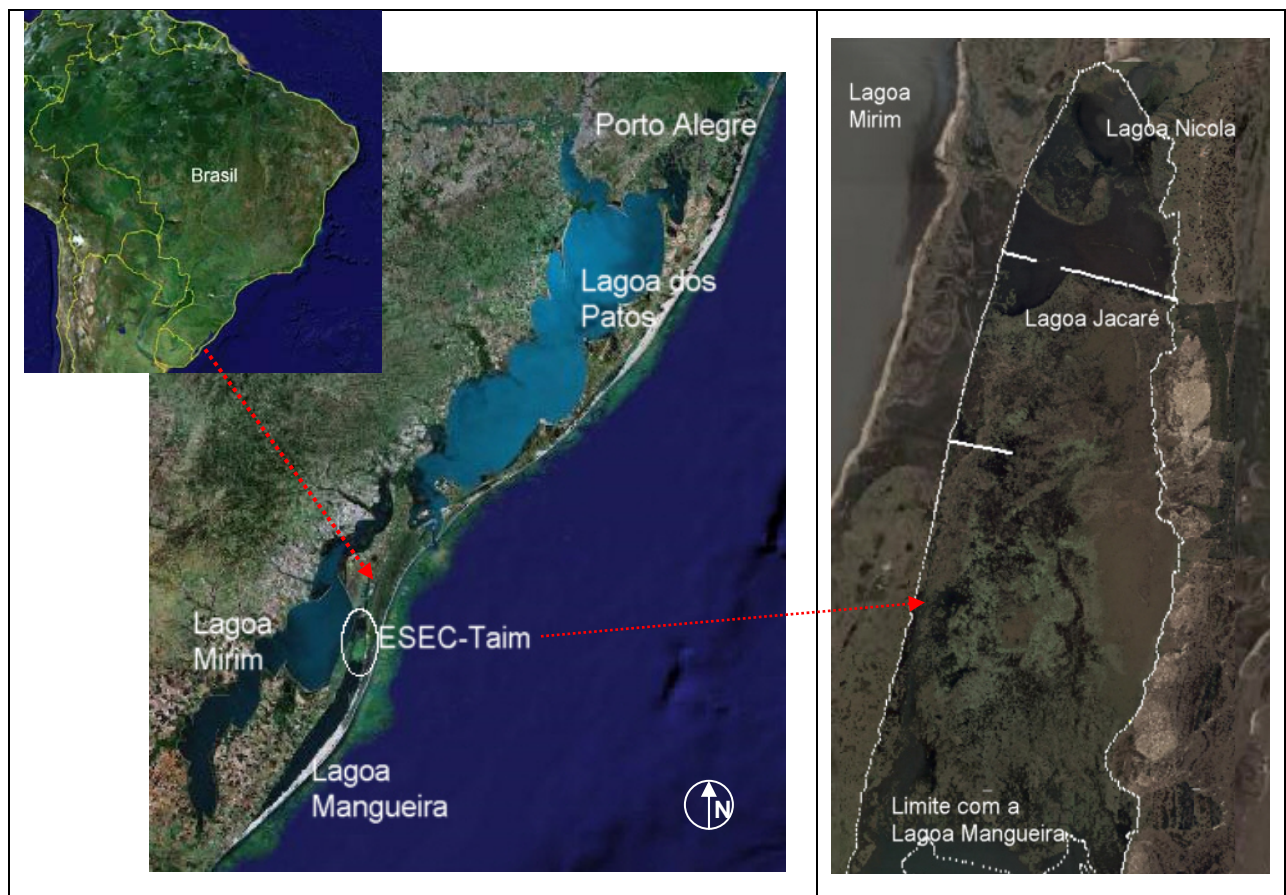


Figura 4.1- Localização do Banhado do Taim/RS (Figuras ilustrativas sem escala. Imagens obtidas a partir do Google Earth, 2005 e 2007)

Embora o Banhado do Taim esteja em uma área de conservação federal, os resultados da aplicação da metodologia proposta neste trabalho podem ser colocados em prática para

a conservação do ecossistema, já que entre os princípios da criação em uma Estação Ecológica, podemos citar que:

“Nas Estações Ecológicas (ESEC ou EE) poderão ser permitidas pesquisas que ocasionem alterações nos ecossistemas em casos de: medidas que visem à restauração de ecossistemas modificados; manejo de espécies com a finalidade de preservar a diversidade biológica...” (IBAMA, 2003).

4.2 Funções e valores do Banhado do Taim

Sob o ponto de vista da aplicação da metodologia para a conservação do ecossistema, devem ser identificadas as funções e valores do local, para que uma avaliação criteriosa sobre a necessidade ou não de sua preservação, seja realizada.

No caso do Banhado do Taim, as principais funções identificadas neste trabalho foram:

Fornecimento de habitat para várias espécies da fauna e flora

No caso da fauna, existem as espécies que dependem do Banhado do Taim durante todo seu período de vida, e existem, também, as espécies migratórias, que necessitam do mesmo durante um curto período de seu ciclo de vida. A perda de habitat para qualquer uma dessas espécies pode levar à redução da população, ou até mesmo à extinção.

Com relação à flora do local, pode-se dizer que existe abundância de macrófitas emergentes, que desempenham importante papel na remoção de nitrogênio e fósforo que ingressam no local, principalmente através da água proveniente das lavouras de arroz irrigado. A vegetação também desempenha importante função na hidrodinâmica da água, reduzindo a velocidade do escoamento, permitindo maior deposição de sedimentos e redução da turbidez da água, essencial para a manutenção da vida de algumas espécies aquáticas encontradas no local.

Fornecimento de água para a irrigação de arroz

A estrutura do Banhado do Taim (vegetação, topografia, canais, etc.) controla as trocas de água entre esse sistema e a Lagoa Mangueira. Indiretamente, o Banhado do Taim regula a quantidade de água armazenada na Lagoa Mangueira, sendo esta última o principal ponto de captação de água para irrigação na região. Aproximadamente 420 hm³

de água são retirados da Lagoa Mangueira para fins de irrigação, durante o período de safra (Novembro-Fevereiro).

Controle da dinâmica das comunidades que vivem e/ou dependem da Lagoa Mirim

O exutório do Banhado do Taim é a Lagoa Mirim (águas de gestão compartilhada), sendo que o mesmo exerce influência vital nos processos químicos, físicos e biológicos que controlam a dinâmica das comunidades que vivem e/ou dependem desta Lagoa, principalmente junto ao exutório do Banhado do Taim. O Banhado do Taim é responsável pela exportação tanto de matéria orgânica como nutrientes para essa Lagoa, e alterações sazonais, tanto naturais como de origem antrópica nos padrões de exportação de nutrientes, podem influenciar significativamente a ecologia da Lagoa Mirim (PELD, 2002).

Decorrem das funções mencionadas, os seguintes valores:

O valor ecológico

O valor ecológico está relacionado com a preservação das espécies existentes no Banhado do Taim e com todo o conhecimento que pode ser adquirido por meio de pesquisas. Infelizmente, esse valor é de difícil quantificação, visto que ainda não existem elementos que possibilitem prever as perdas monetárias no caso de redução da população ou extinção das espécies.

Valor econômico

O valor econômico está relacionado com a produção de arroz. Esse valor pode ser quantificado monetariamente, a partir de uma análise econômica em função da área plantada.

Valor de serviço à sociedade

A redução da velocidade do escoamento, proporcionada pela vegetação, atenua as vazões, controlando a erosão e, conseqüentemente, reduzindo a quantidade de sedimentos transportados para jusante. O processo de remoção de nutrientes e poluentes através da “filtração” da água no interior do Banhado do Taim também devolve ao ambiente água de melhor qualidade.

Embora possam ser enumeradas as funções e, conseqüentes valores do Banhado do Taim, deve-se observar que existem conflitos na preservação de uma função/valor em detrimento de outra função/valor. Por exemplo, a função de fornecimento de habitat para espécies da fauna e flora, com conseqüente valor ecológico, pode ser completamente perdida se for priorizada a função de fornecimento de água para irrigação.

4.3 Conflito pelo uso da água na ESEC-Taim

Motta Marques e Villanueva (2001) citam que há diversidade de usos do solo na região de entorno da ESEC-Taim, como agricultura, pecuária, pastagens e reflorestamento, além de dunas e áreas baixas, alagadas temporariamente. Em IBAMA (2003), é mencionado que, antigamente, a área em questão era utilizada para pecuária extensiva, de onde se extraía o couro beneficiado nas charqueadas de Pelotas. No entanto, o principal vetor de pressão sobre a biodiversidade da ESEC-Taim está associado à orizicultura, sendo que, atualmente, constitui-se na principal atividade econômica da região. Sua prática exige a manutenção de lâminas de água sobre os cultivos, durante todo o desenvolvimento dos mesmos, e é quase a única fonte de emprego e sobrevivência da população local (Villanueva *et al.*, 2000). As lavouras de arroz ocupam a maior parte dos solos da região; os banhados e matas de restinga são os ecossistemas mais destruídos, praticamente não restando áreas intactas fora da ESEC Taim.

A pressão pela expansão das lavouras de arroz é tamanha que na década de 60 o Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), do então Ministério do Interior, contratou um estudo denominado "*Estudo de Viabilidade Técnico-Econômica de Transformação em Irrigação da Região do Taim*". Nessa época, o enfoque principal era o aproveitamento da área para atividades agrícolas, e no projeto foram previstos e implantados sistemas de irrigação de arroz por inundação. Adicionalmente, foram construídas as comportas para operação hidráulica da saída do escoamento da área que engloba o Banhado do Taim, sendo que essas estruturas hidráulicas foram projetadas com o objetivo de gerenciar a água do sistema para atender os objetivos da irrigação (IPH, 1996). O projeto não foi concluído, e as comportas implantadas na ocasião estão parcialmente abertas, emperradas e sem manutenção.

Atualmente, a água para a irrigação é extraída diretamente da Lagoa Mangueira, afetando diretamente as trocas de água entre essa Lagoa e o Banhado do Taim. O período de captação de água coincide com os picos de evapotranspiração observados nos meses de Outubro a Março, e a combinação das duas fontes de retirada de água pode ocasionar a diminuição no volume de água necessário à manutenção dos ecossistemas palustres (Villanueva, 1997). O impacto ambiental também acontece devido à deterioração da qualidade da água e do solo, causada pelo carreamento de produtos químicos, agrotóxicos e fertilizantes utilizados na agricultura.

Apesar da criação da Estação Ecológica do Taim, o conflito entre o uso para agricultura e a sua conservação continua a ser verificado, pois o atendimento da última implica na redução da disponibilidade de água para a primeira. Um agravante reside no fato de que a área delimitada pela estação não inclui toda a bacia de contribuição, de modo que atividades externas afetam diretamente a disponibilidade de água e as condições ambientais no seu interior.

Outra questão diz respeito à pressão para a operação das comportas de saída do banhado, onde há interesses conflitantes (Villanueva, 1997): o fechamento completo da saída é de interesse para a irrigação, uma vez que aumenta a disponibilidade de água; por outro lado, isso prejudica a flutuação natural dos níveis de água, condição necessária para a preservação ambiental do ecossistema. O fechamento das comportas transformaria o Banhado do Taim em um lago, com substituição do atual padrão da vegetação, onde possivelmente as macrófitas emergentes desapareceriam.

Em 1996, foi realizado um estudo (IPH, 1996) para a definição de regras de operação das comportas do sistema do Banhado do Taim, no sentido orientar/coordenar as atividades de armazenamento de água. Concluiu-se que o sistema não tinha condições de atender à demanda de irrigação que era praticada na época, sendo que foi recomendada uma nova estrutura de saída, associada à regras de limitação da extração de água para agricultura, de modo a contemplar tanto o interesse de preservação quanto o de tal atividade. O referido estudo utilizou unicamente indicadores de caráter hidrológico, sem considerar sua interrelação com a fauna e flora local, visto que estudos desta natureza eram muito incipientes na época. Assim, a aplicação da metodologia proposta neste trabalho auxiliará na determinação de regras para o gerenciamento da água no Banhado do Taim, considerando a introdução dos indicadores biológicos.

4.4 Fontes de informação sobre o Banhado do Taim

O Banhado do Taim vem sendo monitorado desde 1998 no Projeto de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD - Site 7), onde estão envolvidos um grande número de pesquisadores, além de técnicos. Assim, informações biológicas e hidrológicas, resultantes desse monitoramento foram utilizadas nesta pesquisa. Os trabalhos de monitoramento referem-se aos seguintes temas (segundo PELD, 2002):

- Fauna de moluscos associada a macrófitas;
- Hidrodinâmica do Taim;
- Caracterização bio-ecológica da fauna de peixes;
- Comunidade de macroinvertebrados ;
- Zooplâncton;
- Padrões estruturas do sistema;
- Efeito do hidroperíodo sobre a abundância de fitoplâncton e perifiton;
- Variação espacial de comunidades de macrófitas e sua relação com o hidroperíodo.

Pode-se dizer, portanto, que existem pesquisas no sentido de conhecer a biodiversidade da unidade. Além do banco de dados gerado pelo PELD, atualmente um grande número de pesquisadores tem trabalhos concluídos ou em andamento na região. Além do banco de dados do PELD, o próprio IBAMA faz um monitoramento simplificado do Banhado do Taim, desde 1995, na ocasião de sua criação.

Foi extensamente utilizada a revisão bibliográfica de grupos de pesquisa da Fundação Universidade Federal de Rio Grande (FURG), Universidade Federal de Pelotas (UFPel) e Universidade Católica de Pelotas (UCPel) que trabalham com algumas espécies da região. Além desses grupos específicos, a literatura especializada também foi consultada.

Outra forma de pesquisa, empregada para coletar as informações para este trabalho, principalmente relacionadas à fauna e flora, foi o envio de questionário (apresentado no Anexo A) para pesquisadores, e também às pessoas envolvidas com o gerenciamento e conservação do Banhado do Taim. A consulta por meio de questionários, e a comunicação pessoal buscaram corroborar e guiar os processos da pesquisa, e promover um entendimento mais completo do gerenciamento e conservação do sistema natural.

O trabalho de entrevista também foi realizado de forma contínua com o chefe da ESEC-Taim, Sr. Amauri Senna Motta e funcionários, em especial com dona Zilda, responsável pelo monitoramento das réguas, pluviômetro e atropelamento de animais.

Foram utilizadas as séries históricas de monitoramento meteorológico na região, conforme apresentado na Tabela 4. 1, informações de estudos anteriores na região, e modelagem hidrológica-hidrodinâmica (Villanueva, 1997; IPH, 1996), para calibração, extensão da série de níveis e simulação de cenários, como é apresentado posteriormente.

Durante o desenvolvimento desta pesquisa foram efetuadas campanhas de campo trimestrais (Outubro de 2004 a Dezembro de 2006), com a finalidade de observar o

comportamento das espécies selecionadas como indicadores biológicos nesse trabalho, bem como validar os resultados obtidos.

Tabela 4. 1 – Rede de monitoramento meteorológico na região da ESEC-Taim/RS

Tipo	Código	Nome	Município	Coordenadas	Período de dados pluviométricos	Período de outros dados
Pluviométrico/Tanque Evaporimétrico/Piche/ Temperatura ar e água/Insolação/Umidade e relativa/Pressão atmosférica/Anemômetro		FURG	Rio Grande	32° 04' S; 52° 10' W	1990- 2006	1990- 2006
Pluviométrico/ Tanque Evaporimétrico/Piche Temperatura ar/Insolação/Umidade relativa/Pressão atmosférica/Anemômetro		8° Distrito de Meteorologia	Sta. Vitória do Palmar	33° 31' S; 53° 21' W	1959- 2004	1959- 2004
Pluviométrico/Tanque Evaporimétrico/Piche/ Temperatura ar e água/Insolação/Umidade e relativa/Pressão atmosférica/Anemômetro	3252008	Santa Maria	Rio Grande	32° 36' S; 52° 36' W	1965 - 2003	1987- 2003
Pluviométrico/Tanque evaporimétrico/ Temperatura/Umidade relativa/Pressão atmosférica	3152014*	Pelotas 83985	Pelotas	31° 45' S; 52° 21' W	1943- 1966 1968- 1970 1983- 1984 1996- 1998	1961- 1978
Pluviométrico/Tanque evaporimétrico/ Temperatura/Umidade relativa/Pressão atmosférica/Insolação	3252020*	Rio Grande	Rio Grande	32° 02' S; 52° 06' W	1961- 1978 1981- 1983 1990- 1998	1961- 1978 1982- 1983 1991- 1994 1996- 1998
Pluviométrico	3252006	Granja Cerrito	Rio Grande	32° 23' S; 52° 32' W	1964 - 2001	
Pluviométrico	3252024	Rio Grande Regatas	Rio Grande	32° 01' S; 52° 04' W	1985 - 2002	
Pluviométrico	3252025	Curral Alto	Sta. Vitória do Palmar	32° 56' S; 52° 45'	2001	
Pluviométrico	3253003	Granja Osório	Sta. Vitória Palmar	32° 57' S; 53° 09' W	1966 - 2001	
Pluviométrico	3352001*	Granja Mangueira	Sta. Vitória do Palmar		1966- 1981	

*Dados disponibilizados de forma não consistida

As atividades realizadas durante as campanhas de campo consistiam na identificação (coordenadas UTM tomadas a partir de um GPS), fotografia e descrição dos locais onde foram observadas espécies indicadoras utilizadas no trabalho. Particularmente no caso de espécies animais, foi elaborada uma descrição sobre a condição do habitat na ocasião e condição hidrológica correspondente. Com relação à vegetação, a cada visita foi feita uma descrição das feições dos estandes de macrófitas e condição hidrológica no local. Os dados foram posteriormente incluídos em base de dados Arc View Gis versão 3.2 e Idrisi Kilimanjaro, de forma a possibilitar utilização posterior na fase de modelagem.

4.5 Características geológicas, hidrológicas e meteorológicas do Banhado do Taim

A seguir é apresentado um histórico sobre a formação geológica da região onde se encontra o Banhado do Taim, a resultante configuração da rede de drenagem e algumas características meteorológicas da região. Também é apresentado o modelo hidrológico-hidrodinâmico (IPH, 1996; Villanueva, 1997) utilizado neste trabalho para validação, extensão da série de níveis e previsão de cenário hidrológico.

4.5.1 Geologia

Devido às suas peculiaridades, em um estudo em que se propõe analisar a hidrologia da região do Banhado do Taim deve, necessariamente, estar fundamentado em um conhecimento básico acerca de sua gênese geológica e sua geomorfologia (Asmus, 1989).

A região da ESEC-Taim e adjacências localiza-se na Planície Costeira do Rio Grande do Sul, tratando-se de uma região de terras baixas, onde os relevos mais acentuados são formados pelas dunas litorâneas, que margeiam o Oceano Atlântico e por falésias marginais adjacentes à Lagoa Mirim, cuja estrutura geológica é formada pela deposição de sedimentos de origem marinha, lacustre e eólica. A área destinada à Estação Ecológica caracteriza-se pela existência de banhados, lagoas, campos e dunas, que se localizam próximo à mata existente na área, que é considerada uma das mais meridionais do Brasil. Nessa mata há um bosque de corticeiras e figueiras, com árvores de grande porte.

Sob o ponto de vista geológico, o Banhado do Taim é constituído exclusivamente por um depósito lagunar atual, originado da colmatação de antigos lagos e lagoas (Horn Filho, 1988). Estudos pioneiros sobre a geologia da região do Banhado do Taim foram executados, ainda na década de 50, por Sena Sobrinho (1961). Posteriormente, a geologia do local foi objeto de estudo de vários autores. Uma síntese dos resultados obtidos pelos trabalhos de todos esses autores pode ser encontrada nos trabalhos mais recentes que abordam a região, como Schwarzbald e Schäfer (1984) e Gomes *et al.*, (1989).

Foi no período Quaternário que ocorreram as grandes variações, nos aspectos físicos e biológicos, no menor espaço de tempo. Dentre essas grandes variações físicas ocorridas no Quaternário, merece uma atenção especial as variações trans-regressivas glácio-eustáticas do nível do mar (Schäfer, 1984). Essas variações, que consistem na elevação ou no rebaixamento do nível do mar devido aos períodos de glaciações ou interglaciais, foram os principais agentes responsáveis (conjuntamente com as correntes de litoral) pela deposição de sedimentos marinhos em sentido paralelo à faixa costeira criando, desta forma, barreiras. Esses depósitos sedimentares pleistocênicos apresentam as maiores cotas de terreno na região em estudo, e que definem, em parte, o divisor de águas da “bacia hidrográfica” contribuinte ao sistema em estudo.

No último evento eustático pleistocênico, o glacial de Wisconsin, ocorreu o rompimento e a erosão parcial da restinga (depósitos sedimentares pleistocênicos), no atual Banhado do Taim e onde se encontram atualmente as lagoas Nicola e Jacaré, tendo servido como vertedor à Lagoa Mirim (Schwarzbald e Schäfer, 1984). É exatamente neste local que hoje ocorre conexão hídrica entre o sistema das lagoas e banhado, e estes com a Lagoa Mirim.

A deposição de material, trazido pela Lagoa dos Patos, em linhas paralelas à costa em direção ao sul (durante o Holoceno), fez com que o crescimento desses feixes causasse o fechamento da ligação da Lagoa Mirim com o mar, através do vertedor do Taim, formando então a Lagoa Mangueira. A Lagoa Mirim, por sua vez, auxiliada pelos fortes processos erosivos da Laguna dos Patos sobre os terraços pleistocênicos, estabeleceu conexão de escoamento com a Laguna dos Patos, pelo canal hoje conhecido como Canal de São Gonçalo (Schwarzbald e Schäfer, 1984).

Gomes *et al.*, (1989) identificam em seu trabalho as seguintes unidades ecodinâmicas na região: a planície marinho-eólica, o alinhamento dos banhados além da planície

marinho-eólica, o platô de Santa Vitória do Palmar, a Formação Chuí e o mosaico do sudeste da Lagoa Mirim, conforme pode ser visto na Figura 4. 2.

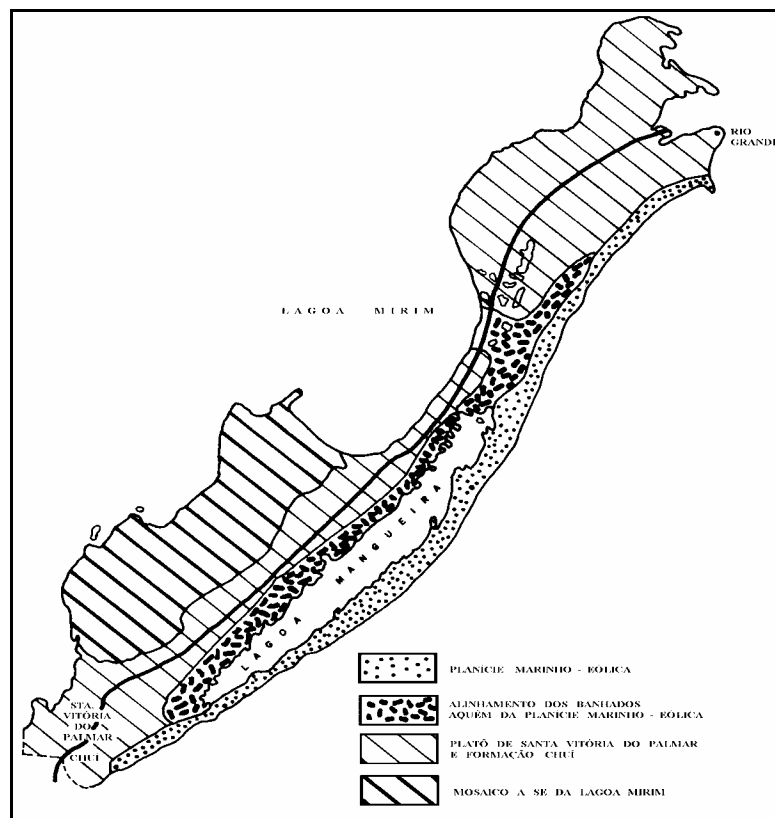


Figura 4. 2 – Unidades ecodinâmicas da ESEC-Taim/RS (Figura esquemática, sem escala.
Fonte: Gomes *et al.*, 1989)

Conforme Pinto *et al.* (1999), as principais classes de solo na região da ESEC-Taim são os solos Gleissolo Melânico Eutrófico (solos formados por sedimentos marinhos ou lacustres, ocupando relevo plano em altitudes entre 3 e 5 m) e Neossolo, com predominância do último.

Os solos do tipo Gleissolo Melânico Eutrófico caracterizam-se por apresentar um horizonte com coloração cinzenta ou cinzento-olivácea, que começa dentro de 50 cm de superfície, indicativo de formação em ambiente de redução devido à saturação por água por pelo menos um longo período do ano. São solos medianamente profundos, mal ou muito mal drenados, com permeabilidade muito baixa. Apresentam argila de alta atividade e médios valores de soma e de saturação por base (eutróficos). Sua ocorrência é verificada, principalmente, ao longo da faixa litorânea, como unidade simples ou associação com outros Gleissolos ou Organossolos, apresentando cor escura.

Solos do tipo Neossolos Quartzarênicos Hidromórficos são solos arenosos, imperfeitamente a mal drenados, profundos a medianamente profundos, que ocorrem próximos às margens das lagoas e dos rios da planície costeira. Apresentam lençol freático próximo à superfície; sua fertilidade é baixa.

O alinhamento dos banhados aquém da planície marinho-eólica seria aquela região localizada entre a Lagoa Mangueira e a BR-471, sendo que maior parte da bacia hidrográfica contribuinte à ESEC-Taim está compreendida dentro dessa unidade. Gomes *et al.* (1989) elucidam que a inexistência de uma rede de drenagem bem definida, em direção ao oceano, é explicada pelo fato de o mergulho da plataforma continental ser extremamente fraco (dotada de pouca energia gravitacional). Dessa forma, durante o último período glacial (Wisconsin), quando houve a regressão do nível do mar, a declividade era muito fraca para que os vales pudessem ter entalhado a plataforma continental emersa, independentemente de toda a modificação do clima (períodos secos, com cobertura vegetal aberta, ações eólicas e abaixamento considerável dos níveis lacustres).

4.5.2 Sistema de drenagem

A hidrologia regional tem como característica a inexistência de uma rede de drenagem bem definida, em função da sua evolução geológica. Tal fato se traduz na existência de vários banhados e lagoas. A existência de uma extensa rede de arroios e canais interligando as lagoas e banhados tornam o fluxo da região da estação bastante complexo e abrangente (IPH, 1996), onde predominam os efeitos de amortecimento do escoamento.

Em IPH (1996) é feita uma descrição detalhada do sistema hidrológico da região apresentado na Figura 4. 3. De forma resumida, pode-se dizer que a região possui três sub-sistemas de drenagem, que têm como ponto de saída as comportas, que permitem a comunicação com a lagoa Mirim, próxima à sede da ESEC Taim/IBAMA:

l) Sub-sistema Norte: formado pelas lagoas Caiubá, Flores e banhado do Maçarico. Este sistema atualmente contribui com pouco volume em direção à ESEC-Taim, devido à retirada de água para irrigação e o fechamento periódico dos canais de saída. O seu funcionamento se resume na precipitação direta sobre a lagoa e a bacia, o escoamento da bacia em direção às lagoas, que armazenam água, que é retirada (em cotas maiores, quando a lagoa está alta) pelo canal que se comunica com a estação, pela evaporação das superfícies e pela demanda do arroz;

II) Lagoa Mangueira: a lagoa Mangueira tem uma grande superfície líquida e uma importante bacia de contribuição. As saídas da lagoa são por evaporação, demanda por irrigação e para o banhado do Taim, esta última em função da cota. A alimentação do Taim pela lagoa depende da característica física deste sistema. De qualquer forma, existe um fluxo na direção do banhado, de acordo com a variação das cotas da lagoa e do banhado;

III) Sistema do banhado do Taim: a ligação do Taim com a lagoa Mirim é realizada através de um canal que é interrompido pelo aterro da rodovia BR-471. Nesse aterro, existem dois sistemas de galerias submersas, em níveis diferentes. O sistema foi projetado para garantir água para irrigação e permitir o extravasamento de volumes excedentes. Existe, também, uma casa de bombas abandonada, praticamente sem função hidráulica no momento. Houve várias alterações dos aterros nos últimos anos que mudaram localmente a tendência dos fluxos, sem grandes alterações nos valores médios de longo período.

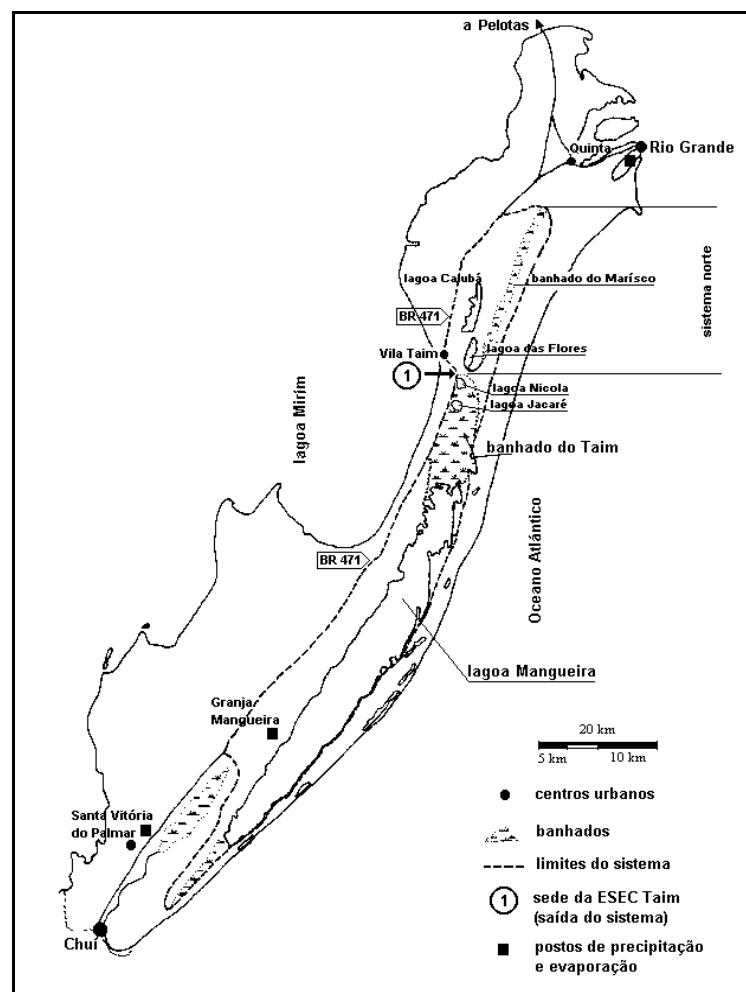


Figura 4. 3 – Sub-sistemas hidrológicos da ESEC-Taim/RS (Fonte: IPH, 1996)

4.5.3 Condições meteorológicas

Com relação às condições meteorológicas, existem dados de cinco estações meteorológicas na região (conforme apresentado na **Tabela 4. 1**). A estação com série mais longa é a de código 3152014 (em Pelotas), embora contemple vários períodos com falhas.

Com relação à precipitação, as séries mais longas pertencem aos postos localizados junto aos centros urbanos (Pelotas, Rio Grande e Santa Vitória do Palmar) e as séries mais curtas pertencem a postos localizados na área rural (instalados em meados da década de 60 e entre estes, aqueles postos mais próximos da área do Banhado do Taim). O monitoramento de precipitação também é realizado pelo IPH, dentro da área da ESEC-Taim, no entanto, a série é curta (a partir de 1996).

Os dados foram analisados, as séries pluviométricas não consistidas foram tratadas e as falhas preenchidas. O mesmo procedimento também foi empregado para a série de evaporação. Os esforços se concentraram nessas duas variáveis, visto que são informações necessárias na modelagem hidrológica-hidrodinâmica, conforme será apresentado posteriormente.

Foram geradas duas séries mensais médias para a região da ESEC-Taim: evaporação e precipitação, para o período compreendido entre os anos de 1960 e 2003. Para a determinação da precipitação média foram utilizados os postos 3252008 (correspondente à porção média da área do Banhado do Taim), 3253003 (região sul) e 3252020 (região norte). A precipitação mensal foi determinada considerando um peso de 50% para o posto 3252008, 25% para os postos 3253003 e 3252020. As falhas do posto 3252008 foram preenchidas utilizando os postos 3252006, 3252025 e 3252020; as falhas do posto 3253003 foram preenchidas com as séries dos postos 3252008, 3352001 e 8º Distrito de Meteorologia; e as falhas do posto 3252020 foram preenchidas utilizando a série dos postos FURG, 3152014 e 3252024. Embora tenham sido utilizados somente os dados desses três postos na modelagem, verificou-se que todos os postos apresentaram o mesmo padrão de distribuição temporal das precipitações e a precipitação total mensal e anual foi muito similar em todos os casos.

Com relação aos dados de evaporação (obtidos a partir da leitura em Tanque evaporimétrico), verificou-se que os postos 3252020 e 3252014 apresentaram médias mensais inferiores àquelas obtidas nos postos 3252008, 8º Distrito e FURG. Essa anomalia nos dados também havia sido detectada no estudo realizado pelo IPH em 1996. Optou-se pela utilização dos três últimos postos para gerar a série média de evaporação para a

região da ESEC-Taim, sendo que foram atribuídos a esses postos os mesmos ponderadores aplicados para a determinação da série de precipitação média.

Na Figura 4. 4 é apresentada a sazonalidade mensal dos dados de precipitação e evaporação. As precipitações médias mensais estão uniformemente distribuídas ao longo do ano, aumentando levemente no período de inverno. Com relação à evaporação, há uma forte componente sazonal onde ocorrem maiores taxas de evaporação durante os períodos mais quentes do ano.

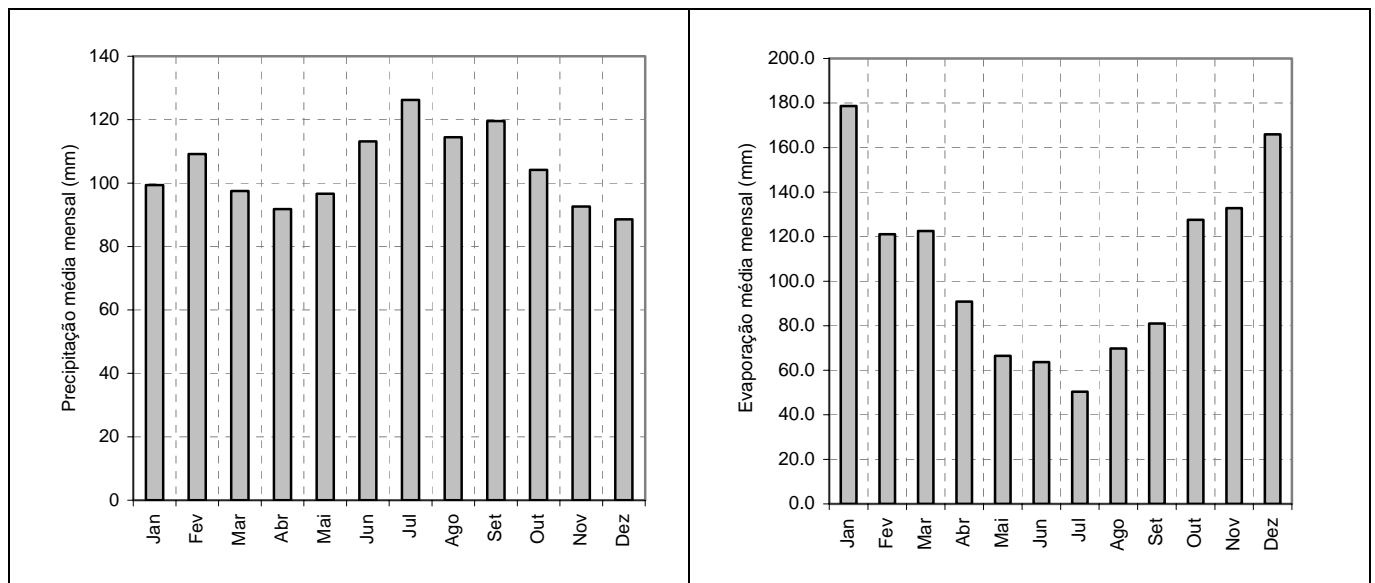


Figura 4. 4 – Sazonalidade da série de precipitação e evaporação para a região da ESEC-Taim/RS

4.5.4 Modelo hidrológico-hidrodinâmico

A complexidade e a abrangência do sistema já citadas, somadas ao fato de existirem, praticamente, só dados de chuva na região, contribuíram para que, até 1996, não existisse um estudo hidrológico abrangendo todo o sistema. Estudos anteriores ao realizado pelo IPH em 1996 abordaram, somente, alguns elementos constituintes do sistema como, por exemplo, o estudo hidrológico das Lagoas Mangueira, Flores e Caiubá descrito em Brasil (1968), no qual se objetivava a utilização das águas das lagoas para a irrigação de áreas próximas; ou então o sistema era abordado como um constituinte de um sistema maior, como no caso do projeto descrito em Brasil (1971). Assim, não existem registros de níveis da água no Banhado, até setembro de 1995 (IPH, 1996), quando foram instaladas régua linimétricas, que foram observadas durante 1 ano. Um novo período de monitoramento iniciou em julho de 1998 e é realizado até a presente data, embora contemple alguns meses

de falha. Na Figura 4. 5, estão localizadas as réguas e linígrafos atualmente instalados dentro da área do Banhado do Taim (quadrados – linígrafos; circunferências – réguas). Na Tabela 4. 2 são apresentadas as respectivas réguas e linígrafos e o período de monitoramento disponível.



Figura 4. 5 - Mapa de localização dos postos na região do Banhado do Taim/RS (Imagem Landsat TM, composição colorida 5R4G3B)

Durante o estudo realizado por IPH (1996), houve a necessidade de obtenção de uma série de longo período para tentar caracterizar o regime hidrológico do local. Na ocasião, um modelo hidrodinâmico de células (Villanueva, 1997) foi utilizado para esse fim, e a calibração foi realizada utilizando o monitoramento do período de setembro de 1995 a agosto de 1996. Após a calibração, a série de níveis no banhado foi estendida desde janeiro de 1960 até dezembro de 1996. Maiores informações sobre o modelo hidrodinâmico de células, bem como dados e processo de calibração podem ser encontrados em Villanueva (1997) e IPH (1996).

Tabela 4. 2 – Réguas e linígrafos instalados no Banhado do Taim/RS

Tipo	Nome	Período da série de dados
Régua	Cachorro	1995-1996
		1998-1999
		2ºsem 2000-2006
Régua	Veado M	1995-1996
		1996-2006
Régua	Veado J	1995-1996
		1996-2006
Régua	Ponte Albardão	1995-1996
		1998-1999
Régua	Comporta 1M	1995-1996
		1998-2006
Régua	Comporta 1J	1995
		1998-2006
Régua	Comporta 2M	1995
Régua	Comporta 2J	1995-1996
Linígrafo	Negreiros	2001-2006
Linígrafo	Lagoa Nicola	2001-2006
Linígrafo	Lagoa Jacaré	2001-2006

4.6 Características biológicas

A seguir é feita uma introdução às principais comunidades biológicas características do Banhado do Taim. As principais fontes de informações utilizadas nesta etapa foram a bibliografia especializada, conversas e entrevistas com pesquisadores, além de consultas na Internet. A partir da coleta dessas informações, conjuntamente com a opinião de pesquisadores, foram selecionadas as espécies utilizadas como indicadores biológicos.

Durante a revisão apresentada a seguir são descritos aspectos relativos às características das espécies, suas função no Banhado do Taim, suas necessidades com relação à alimentação, habitat, água, entre outros. Cada informação levantada nesta etapa é de grande importância na fase de definição dos índices de adequabilidade.

4.6.1 Principais macrófitas aquáticas

Para as macrófitas, o hidroperíodo é um padrão específico de inundação, seca, ou mudanças nos níveis de água, necessário para que haja manutenção e regeneração das espécies. Portanto, o hidroperíodo deve permitir o estabelecimento e sobrevivência da planta

por um longo período, permitindo o crescimento e florescimento periódico, além da manutenção do banco de sementes. As épocas do ano em que ocorrem os processos de frutificação/floração são bastante diferentes.

Especificamente na região do Banhado do Taim, a vegetação é exuberante em macrófitas aquáticas emergentes; somente a *Zizaniopsis bonariensis* chega a cobrir 58% da área do Banhado do Taim (Guasselli, 2005). Motta Marques *et al.* (1997) identificaram 49 espécies de macrófitas aquáticas no banhado do Taim, destacando-se, em termos de freqüências relativa e absoluta, as espécies *Salvinia herzogii*, *Azolla caroliniana* e *Lemma valdiviana*, para as espécies flutuantes. Para o grupo das emergentes, destacam-se as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Scirpus californicus* e *Scirpus giganteus*. Na Figura 4. 6 é apresentada uma imagem com o atual padrão da distribuição das macrófitas no Banhado do Taim.

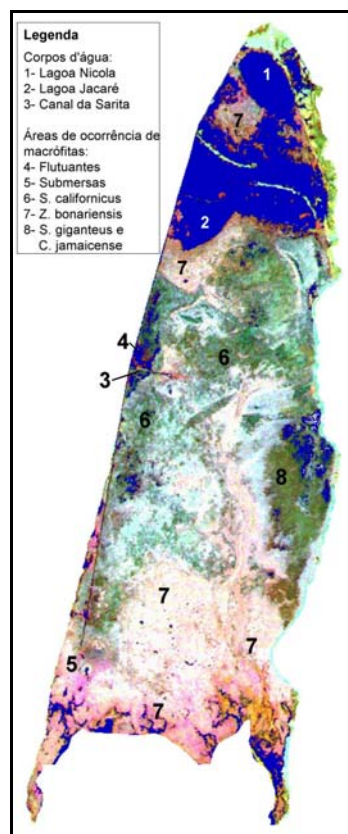


Figura 4. 6 – Padrão de distribuição da vegetação no Banhado do Taim/RS (Adaptado de Guasselli, 2005)

Motta Marques *et al.* (1997) verificaram que há homogeneidade nos estandes de macrófitas observados ao longo do Banhado do Taim. Os mesmos autores identificaram que o aumento da lâmina de água estava associado com a predominância de espécies de

macrófitas aquáticas flutuantes. Verificou-se, também, uma tendência à redução do número de espécies de macrófitas aquáticas com o aumento da profundidade da lâmina de água (Motta Marques *et al.*, 1997), mesmo para uma variação relativamente pequena de 0,75 a 0,93 m.

Motta Marques *et al.* (1997) sugerem que se o nível de água no Banhado do Taim for mantido indefinidamente elevado (em função de represamento), as espécies flutuantes tenderão a dominar o ambiente. Esse fato já pode ser constatado junto ao vertedor do sistema, quando os níveis de água são elevados. Essas espécies não têm limite para profundidade de lâmina de água e apresentam elevada tolerância ao hidroperíodo com prolongada duração de inundação.

Na aplicação da metodologia proposta neste trabalho, foi dada atenção especial às macrófitas emergentes, que dominam no Banhado do Taim. Não foram utilizadas espécies flutuantes, em função das características mencionadas no parágrafo anterior. As submersas não foram utilizadas como indicadores, devido à dificuldade de mapeamento das áreas ocupadas pelas mesmas, mas recomenda-se que em futuros estudos elas sejam incluídas na análise. A seguir é apresentada uma breve descrição das principais espécies de macrófitas consideradas neste estudo.

Zizaniopsis bonariensis

Além da *Zizaniopsis bonariensis* (Fotografia 4. 1) ser a macrófita emergente mais representativa do Banhado do Taim (Guasselli, 2005), ela destaca-se por ser indicada como principal fonte de alimento da capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) na ESEC-Taim (Borges *et al.*, 2001) e servir como elemento de fixação de várias espécies de zooplâncton e pequenos invertebrados. A espécie é também responsável pelo fornecimento de matéria orgânica e nutrientes originados de sua decomposição para as águas superficiais e intersticiais (Giovannini, 1997).

A *Zizaniopsis bonariensis* caracteriza-se por ser cespitosa, com folhas longas (tamanho médio de 181 cm, variando de 130 a 235 cm), e forma linear-lanceolada. O sistema radicular é composto por raízes longas e curtas; as longas são espessas, sem ramificações e profundas; as curtas são delgadas, ramificadas e superficiais (Freire, 2002). Alguns autores, como Ferreira (2005) mencionam que a *Z. bonariensis* apresenta dominância no Banhado do Taim, pois tem alto sucesso competitivo. Guasselli (2005) menciona que a espécie é dominante também na área de cobertura no banhado e Motta Marques *et al.* (1997) mencionam que a *Z. bonariensis* é uma das espécies mais dominantes na comunidade das

macrófitas aquáticas. Ainda, segundo Ferreira (2005), a espécie utiliza-se das condições redutoras do ambiente que possibilitam o acúmulo de seus tecidos lignificados, cria um suporte físico que proporciona a manutenção e expansão continuada de seus estandes dentro do sistema.



Fotografia 4. 1 – *Zizaniopsis bonariensis* no Banhado do Taim/RS (Fonte: Paz, 2003)

Com relação às lâminas d'água toleradas pela *Zizaniopsis bonariensis*, existem poucos trabalhos mencionando sua ocorrência em diferentes ambientes. Por exemplo, Galletti (2001) cita que na região de depressão do Rio Salado-Argentina, a *Zizaniopsis bonariensis* encontra-se em locais permanentemente inundados, onde o nível d'água oscila entre 20 e 70 cm.

De acordo com Giovannini (1997) e Giovannini e Motta Marques (1999), a permanência de uma lâmina de água de apenas 10 cm acima do substrato já garante o desenvolvimento da *Z. bonariensis*. Pequenas lâminas de água também garantem o desenvolvimento da *Z. bonariensis* nos *Esteros del Iberá*, na Argentina (RAMSAR, 2002). No entanto, uma vez estabelecida a espécie, alterações de apenas 10 cm nos níveis de água podem afetar o desenvolvimento da *Zizaniopsis bonariensis*, com significativa redução de seu vigor (Giovannini, 1997; Giovannini e Motta Marques, 1999).

Na região do Banhado do Taim, a *Z. bonariensis* ocorre em extensas áreas, se estendendo desde a região de contato com a Lagoa Mangueira até o centro do banhado, formando uma espécie de cone (Figura 4. 6), conforme sugere Guasselli (2005). A observação do referido autor corrobora com as visitas de campo. A presença expressiva dessa vegetação na interface com a Lagoa Mangueira faz com que haja um aumento da rugosidade, reduzindo a velocidade do escoamento e, conseqüentemente, limitando as

trocas de água e material entre esses sistemas (Paz *et al.*, 2005). A espécie é, portanto, uma das grandes responsáveis pelo controle da hidrodinâmica do Banhado do Taim.

Scirpus californicus e *Scirpus giganteus*

O *Scirpus californicus* (Fotografia 4. 2) é pertencente à família das ciperáceas, possuindo taxas de crescimento moderada. A principal forma de crescimento é através de rizomas. Com relação às necessidades para o desenvolvimento, requer solos com textura de média a fina, possui alta tolerância à anaerobiose e, conseqüente, baixa tolerância a secas, salinidade e sombra. As raízes normalmente encontram-se a uma profundidade mínima de 35 cm.

A floração ocorre no início da primavera e o período de frutos se inicia na primavera e termina no outono. As sementes têm alta taxa de espalhamento e é uma planta com alta taxa de crescimento vegetativo (U.S.A., 2004).

Com relação à lâmina de água que favorece a presença de *Scirpus californicus*, não foram encontradas muitas referências bibliográficas e pesquisas sobre essa espécie. Pode-se citar o trabalho de Neiff *et al.* (2000), que não encontraram *S. californicus* em locais com lâminas de água superior a 1,5 m. Estes autores verificaram que a espécie se desenvolve principalmente em áreas cujas lâminas d'água oscilam entre 0 e 1,20 m. Uma lâmina de água de 10 cm é apontada por Giovannini (1997) como suficiente para o desenvolvimento do *Scirpus californicus*. A partir dessas informações, pode-se dizer que, de forma geral, as necessidades do *S. californicus* são muito semelhantes às necessidades da *Z. bonariensis*.



Fotografia 4. 2 – *Scirpus californicus* em época de floração (Fotografia da autora: Outubro de 2005)

Diferentemente do *S. californicus*, de acordo com Giovannini (2004), o *S. giganteus*, encontrado no Banhado do Taim, não possui qualquer capacidade de sobrevivência prolongada em locais onde a lâmina de água tenha profundidade maior que 0,20 m. A observação da autora corrobora com as observações de campo, realizadas em banhados do Uruguai (Uruguay, 1997), onde observou-se que a espécie ocupa somente locais de água muito rasa, diferentemente da *Z. bonariensis*, que é encontrada em regiões de águas mais profundas.

Giovannini (2004) menciona que no Banhado do Taim o *S. giganteus* é a espécie emergente menos competitiva entre todas as outras, para situações onde a lâmina de água exceda o valor de 20 cm. No entanto, autores como Kandus (1999), Orians (1980) e May (1980) observam que, sob o ponto de vista ecossistêmico, a estrutura dessa comunidade vegetal é estável e elástica, quanto à sua capacidade de retornar a seu estado anterior logo após uma perturbação. Essas características permitem considerar que o *S. giganteus* é altamente eficiente na colonização e persistência, enquanto são mantidas as condições dinâmicas ambientais sem grandes alterações.

4.6.2 Plâncton e Invertebrados

O conhecimento da comunidade planctônica de ambientes aquáticos do sistema do Banhado do Taim baseia-se, fundamentalmente, em estudos de cunho taxonômico (PELD, 2002). Franceschini *et al.* (1979) citam a ocorrência de 83 gêneros de algas planctônicas de arroios, canais e lagoas daquele sistema. Um levantamento da ficoflora foi realizado em 1986 em seis subsistemas aquáticos daquele sistema, abrangendo o banhado, o canal do banhado, o Arroio do Taim e as lagoas Nicola, Jacaré e Mangueira. Como resultado foram identificados 295 táxons de algas, sendo as diatomáceas o grupo mais bem representado (FZB, 1987).

Gazulha (2004) analisou a estrutura da comunidade zooplantônica da ESEC-Taim (banhado, interface e lagoa) com relação às características ambientais. O agrupamento e a ordenação das unidades amostrais revelaram uma forte heterogeneidade temporal das características ambientais. As distinções temporais mais pronunciadas quanto aos fatores ambientais, assim como em relação à comunidade zooplantônica, foram observadas entre os meses correspondentes às estações anuais de condições ambientais extremas, tais como Agosto (Inverno) e Fevereiro (Verão).

Gazulha (2004) também menciona que a ocorrência de níveis hidrológicos elevados em Agosto (3,7 m) e Novembro (3,5 m) de 2002 (notar que no período de amostragem os níveis da água estiveram sempre acima do nível médio de longo período apresentado no item 5.1.1 *O hidroperíodo natural do Banhado do Taim*), provavelmente contribuiu para a ocorrência de grande densidade e riqueza do zooplâncton (principalmente cladóceros e copépodos) em função da ampla conexão dos habitats Banhado, Interface e Lagoa, conduzindo, assim, a uma maior disponibilidade de nichos no sistema.

A ocorrência de baixos níveis hidrológicos em Fevereiro (3,1 m) e Junho (3 m) de 2003 levou a uma desconexão entre os ambientes e conseqüente redução dos habitats no eixo Banhado-Lagoa, sendo que nessa época foram encontradas as mínimas densidades e a menor riqueza específica de comunidade zooplantônica (Gazulha, 2004). Essa observação pode ser considerada um indicativo da importância da conexão entre os sistemas. A referida autora elucida que, tanto as desconexões como a perda de ambientes no sistema conduzem a um prejuízo de habitats, neste caso, de áreas vegetadas, as quais disponibilizam recursos alimentares para o zooplâncton, além de servirem como um refúgio espacial.

Após a análise do trabalho de Gazulla (2004), pode-se dizer que o nível d'água demonstrou-se como a característica ambiental que esteve mais associada com a variação da comunidade zooplantônica no Banhado Taim.

Com relação aos invertebrados, nos diferentes ambientes da ESEC-Taim, como lagoas, banhados, canais, arroios, sedimentos e macrófitas, foram encontradas 15 espécies de gastrópodes.

Ainda podem ser citadas as esponjas, que são elementos importantes na teia trófica das águas doces, pois além de operarem a filtração do meio líquido de onde retiram bactérias (alimento), servem de alimento para larvas de insetos aquáticos e distintas ordens e de abrigo a moluscos e outras larvas de insetos e invertebrados no meio dulceaquícola. A esponja *Ephydatia facunda* (Spongillidae) é dominante em todos os ambientes com águas livres da ESEC-Taim (FZB 1988). A espécie sempre está associada a raízes submersas de macrófitas flutuantes, na ordem de freqüência *Eichornia azuera* (aguapé-de-baraço), *Eichornia crassipes* (aguapé flutuante), *Pistia stratiotes* (repolho d'água) ou incrustada na parte foliar imersa da *Ceratophyllum demersum* (pinheirinho d'água).

Visto que as esponjas são organismos filtradores por excelência, a circulação de água no ambiente é de fundamental importância, podendo afetar a distribuição das esponjas em um habitat (Simpson, 1994 *apud* PELD, 2002). Os aspectos mais importantes com relação

às necessidades da esponja estão relacionados com a quantidade de material fino suspenso no meio líquido e que pode causar oclusão dos poros e morte das esponjas, sendo este um dos fatores restritivos de ocupação de habitats. Indiretamente, pode-se pensar que uma vez que a água no Banhado do Taim esteja com nível elevado, há um aumento na velocidade do escoamento e, conseqüentemente, haverá maior possibilidade de resuspensão de material particulado na água, o que poderia levar a uma situação desfavorável para as esponjas. A redução de material particulado em suspensão também é benéfica para a germinação das plantas submersas, uma vez que a penetração da luz será maior.

Segundo Calazans (2004), com relação às espécies de crustáceos que habitam o Banhado do Taim, todas as espécies dependem da vegetação flutuante, emergente e submersa. Existe uma das espécies que vive “entocada” no solo saturado, mas a maioria se desloca com a coluna d’água, e uma vez seco o banhado, as espécies são levadas à morte. No entanto, dada a alta capacidade de locomoção possuem a habilidade de recolonizar rapidamente o local, sendo levadas ao Banhado do Taim através das águas da Lagoa Mangueira.

Com relação aos moluscos, destaca-se o *Pomacea paludosa* (caramujo), muito abundante no Banhado do Taim. Não existem muitos estudos sobre essa espécie na região da ESEC-Taim, no entanto, a partir de observações de Sklar *et al.* (1998), quando a lâmina de água é inferior a 10 cm a espécie tem sua movimentação impedida. Nestas situações eles buscam locais com água residual, e tentam manter a umidade necessária para as suas atividades vitais em seu casco.

A época em que ocorre a seca afeta a reprodução do *P. paludosa*; se a seca coincidir com o pico de reprodução (que vai de outubro a janeiro), a espécie pode ser reduzida ou eliminada. A reprodução dessa espécie é feita por meio de ovos, que são depositados no caule da vegetação emergente, troncos de árvores ou rochas (Apple snail, 2006). Durante as visitas de campo, realizadas no contexto desta pesquisa foi registrada a ocorrência de um grande número de *P. paludosa* mortos em função da estiagem ocorrida no verão de 2005. Nesta ocasião, grandes áreas ficaram completamente secas no interior do Banhado do Taim, levando vários estandes de macrófitas a secarem, e foi justamente em uma região ocupada por *S. californicus* e *Z. bonariensis* que foi encontrado o maior número de *P. paludosa*. Essa espécie de molusco é parte importante da dieta de algumas aves que utilizam o Banhado do Taim, além de ser fonte de alimentação para répteis;

coincidentalmente ou não, neste cenário foi observado um grande número de aves (tachã, pato colhereiro, coscoroba, entre outros) em áreas que não costumam freqüentar.

4.6.3 Peixes e répteis

Os peixes presentes na área do Banhado do Taim são comuns a outros ambientes límnicos do estado do Rio Grande do Sul, e a presença destes está associada à conexão do banhado à Lagoa Mangueira (Benvenuti, 2004).

Com relação aos répteis, na área da ESEC-Taim, podem ser encontradas 21 espécies, sendo as tartarugas de água doce (*Trachemys dorbigni*, conhecida como tigre-d'água) as mais abundantes (Gomes e Krause, 1982). Outra importante espécie de réptil, encontrada no banhado, é o jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*).

Peixes

No caso dos peixes, sua presença no Banhado do Taim também está ligada à existência de macrófitas, que desempenham um importante papel, não apenas servindo como habitat para o zooplâncton, mas também porque a presença dessa vegetação está associada à baixa concentração de sedimentos em suspensão, promovendo alta transparência da água. A transparência da água, por sua vez, favorece o sucesso dos peixes na captura de suas presas, que localizam as mesmas de forma visual (Hargeby *et al.*, 1994).

No Banhado do Taim os peixes são fonte de alimento para outras espécies, incluindo o jacaré e aves. Estima-se que neste tipo de ambiente de terra úmida, a densidade de peixes declina quando há uma redução na lâmina da água, mesmo que por um curto período de tempo durante o ano (Trexler e Loftus 2001 *apud* Trexler *et al.*, 2004). Durante esse período, os peixes são forçados a buscar refúgios, que são limitados em número, área, água e alimento. Essa condição cria uma espécie de “congestionamento” de peixes, e isso implica no desenvolvimento dos mesmos abaixo de condições ideais. Esse “sub-desenvolvimento”, segundo Trexler *et al.* (2004), pode ser carregado por diversas gerações e, somente depois de prolongada inundação poderão perder essa influência – os autores mencionam que são necessários no mínimo 3 anos para esse efeito ser perdido. Trexler *et al.* (2004) propuseram um índice de adequabilidade (Figura 4. 7) para avaliar a possibilidade da conservação de peixes em terras úmidas, de acordo com o número de dias de inundação constante, desde a última seca (em anos), onde o índice “1” é a condição mais favorável para a manutenção de peixes em terras úmidas.

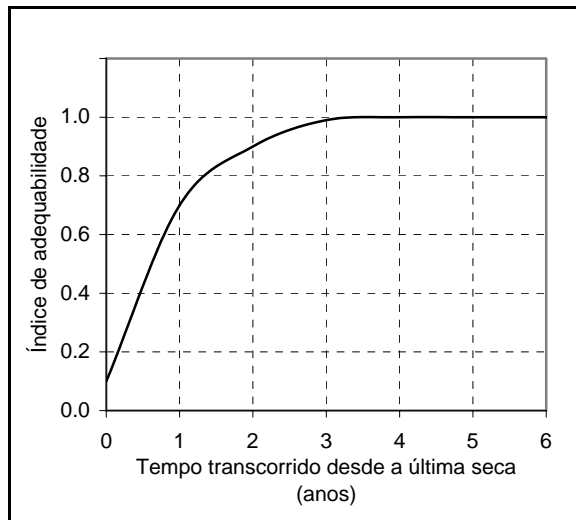


Figura 4. 7 – Índice de adequabilidade de peixes em função do tempo transcorrido desde a última seca (Adaptado de Trexler *et al.*, 2004)

Trexler *et al.* (2004) mencionam, ainda, que, nessa situação, os refúgios naturais como as depressões no banhado, áreas ocupadas por jacarés, entre outros, fazem com que aumente a predação, especialmente de pequenos peixes. Já os peixes maiores morrem devido aos efeitos da diminuição do nível de oxigênio dissolvido presente na água (Calheiros *et al.*, 2000). Locais como canais são exceções, visto que eles são normalmente mais profundos, caracterizando-se como uma espécie de habitat linear, fornecendo refúgio para peixes de portes diferentes, dependendo do tamanho do mesmo. A existência de canais, no entanto, não impediu a mortalidade de peixes no Banhado do Taim durante a seca ocorrida no período que iniciou em janeiro de 2004 e perdurou até abril de 2005, conforme observação em campo da própria autora.

Tartaruga tigre-d'água (*Trachemys dorbigni*)

As tartarugas límnicas são organismos que requerem tanto habitats aquáticos como terrestres para completar o seu ciclo de vida (Burke e Gibbons, 1995 *apud* Rosado, 2003). Em terra, estes animais percorrem distâncias variáveis em busca de áreas propícias para realizar suas desovas, para encontrar refúgios ou mesmo para deslocar-se de um corpo d'água para outro (Gibbons, 1970; Bennett *et al.*, 1970; Christens e Bider, 1987; Congdon *et al.*, 1987; Buhlmann e Gibbons, 2001 *apud* Rosado, 2003; Bager, 2003).

A busca por locais ideais para a realização da desova, migração e hibernação podem ser influenciadas pelos aspectos físicos ou climáticos. A espécie procura por locais mais elevados para desovar, com uma vegetação herbácea que dificilmente alaga (Krause, 1982 *apud* Rosado, 2003; Bager, 1997), pelo tipo de solo (Christens e Bider, 1987 *apud* Rosado,

2003), ou até mesmo pela temperatura ambiente (Schwarzkopf e Brooks, 1987 *apud* Rosado, 2003).

A *Trachemys dorbigni* (Fotografia 4. 3) presente na ESEC-Taim é originária de rios e lagos do Rio Grande do Sul, Uruguai e Argentina. Assim como as demais espécies de quelônios de água doce que habitam o Estado do Rio Grande do Sul, a *Trachemys dorbigni* não consta da lista de espécies ameaçadas de extinção no estado (Motta Marques *et al.* 2002). Entretanto, a espécie é a mais impactada pelo fato de seus ovos serem coletados e destinados à geração de filhotes para o mercado de animais de estimação (Bager 1999 *apud* Bager, 2003).



Fotografia 4. 3 – Filhote de *Trachemys dorbigni* (Fonte: Bager, 2003)

São animais onívoros, alimentam-se de vegetais, pequenos animais como minhocas, peixes, etc. Os ovos de quelônios são parte importante da dieta de várias espécies de animais e muito importantes na teia trófica nas áreas onde ocorrem. Rosado *et al.* (2004) realizaram um estudo de análise de predação aos ninhos de *Trachemys dorbigni* às margens da Lagoa Mangueira, na ESEC-Taim, e verificaram que aproximadamente 93% dos ninhos não protegidos foram predados. O estudo permitiu inferir que existe uma grande pressão negativa no período de reprodução dos quelônios, por parte de outros animais, que se utilizam dessa fonte de alimento, rica em proteína. Esse tipo de impacto, somado a outros, naturais ou não, pode vir a afetar consideravelmente a estrutura populacional da espécie.

A desova da *T. dorbigni* na ESEC-Taim é realizada entre os meses de outubro e janeiro (Bager, 2003), que analisou 116 ninhos. No entanto, o autor menciona que algumas observações têm indicado que uma elevada taxa de pluviosidade no início da primavera pode determinar o início tardio da atividade de postura dos ninhos. Rosado *et al.* (2004) citam que aproximadamente 70% da postura de ovos da *T. dorbigni* na ESEC-Taim ocorrem

no mês de novembro. As fêmeas podem realizar até três posturas por temporada reprodutiva, havendo um intervalo de 15 a 20 dias entre cada evento (Bager, 2003).

A distância dos ninhos à água é influenciada por vários aspectos, do quais alguns podem ser generalizados para todas as espécies. Pode-se considerar que a maior distância entre a água e o ninho favorece a minimização da possibilidade de inundação, mas também determina um fator de risco acentuado aos filhotes que obtiverem sucesso na incubação. Isso porque terão que se deslocar por maiores distâncias até a água, permanecendo expostos aos fatores climáticos e aos predadores.

Bager (2003) menciona que a seleção de uma área de desova é nitidamente um gasto energético elevado para a *T. dorbigni*. Entretanto, se considerarmos a energia gasta na produção dos ovos, a busca por locais favoráveis ao sucesso de incubação apresenta uma relação custo/benefício positiva. Assim, cabe à fêmea, minimizar a probabilidade de falha no processo de incubação buscando áreas onde impactos ambientais, predação e a ação antrópica sejam reduzidos.

Segundo o monitoramento realizado por Bager (2003) na ESEC-Taim, as fêmeas constroem seus ninhos a distâncias que podem variar de 0 a 561 m da margem da água. O percentual acumulado destas distâncias identificou que 53,4% dos ninhos estavam a menos de 50 m da margem e um percentual de 97% de ocorrência nos primeiros 200m (Figura 4.8).

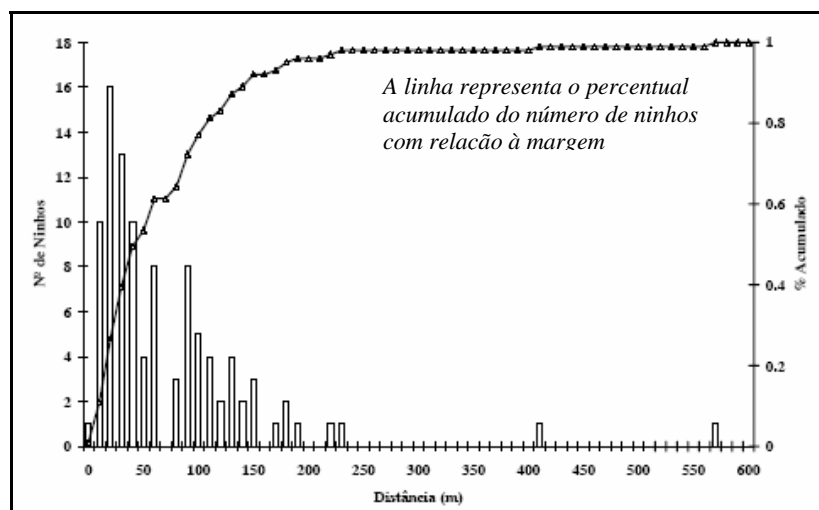


Figura 4. 8 – Distância da margem à água x número de ninhos de *T. dorbigni* (Adaptado de Bager, 2003)

Bager (2003) menciona que a espécie parece ser pouco seletiva quanto à área de desova, tendo sido constatados ninhos em substratos arenosos, argilosos e pedregosos. Em

inúmeras ocasiões foram encontradas fêmeas cavando o ninho sobre o acostamento da BR-471 (Bager, 2003), sendo que esses locais apresentam-se com pouco ou nenhuma cobertura vegetal, sempre em áreas permanentemente expostas ao sol.

As fêmeas têm capacidade de se deslocar longas distâncias por dia em ambiente aquático (800 – 900 m/dia). Sabe-se ainda que esta taxa de deslocamento pode ser mantida por dois dias consecutivos, mas se desconhece a sua viabilidade para períodos maiores.

Embora a *T. dorbigni* não tenha sido utilizada como espécie indicadora neste trabalho, pesquisas monitoramentos futuros poderão fornecer subsídios de forma a complementar os resultados apresentados por Bager (2003), permitindo verificar as condições relacionadas ao hidroperíodo que promovam locais adequados para a deposição dos ovos, principalmente durante o período de reprodução.

Jacaré-do-papo-amarelo (*Caiman latirostris*)

Com relação ao jacaré-do-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) presente na ESEC-Taim, pode-se dizer que o mesmo exerce uma função bem definida na natureza, inclusive é o responsável pelo controle populacional de uma série de animais (alimenta-se de pequenos vertebrados, aves, roedores e pequenos mamíferos). As fezes do jacaré-do-papo-amarelo também são importantes, pois contribuem para o aumento da população de peixes, já que servem como uma espécie de “adubo” para o desenvolvimento do fitoplâncton, sendo este último uma das principais fontes de alimento dos peixes.

Os jacarés-de-papo-amarelo são basicamente aquáticos (gostam de áreas com densidade alta de plantas aquáticas). Embora não existem muitas informações sobre as necessidades do *C. latirostris* na ESEC-Taim, sabe-se que o caramujo (especialmente o *Pomacea paludosa*) é uma importante fonte de alimento natural da espécie no Banhado do Taim (Diefenbach, 1979). No entanto, um estudo sobre a dieta e distribuição do animal na ESEC-Taim no final dos anos 80 mostrou que podem ocorrer mudanças nos hábitos alimentares (FZB, 1988) do mesmo. Como o *C. latirostris* necessita alimentar-se com alta frequência, e os anos 80 foram caracterizados por uma seca muito intensa (que diminuiu a disponibilidade de *Pomacea paludosa*) o animal desenvolveu uma estratégia de sobrevivência para essa situação adversa. A mudança de estratégia para a sobrevivência, no entanto, pode levar a espécie a sobreviver em condições sub-ótimas. Rice *et al.* (2004), por exemplo, mencionam que nos Everglades, o *Alligator mississippiensis* pesa menos que o de outros lugares, o comprimento do mesmo foi diminuído, e a maturidade sexual foi atrasada.

O principal indício para tal condição foi a combinação de baixa disponibilidade de alimento devido a fatores hidrológicos e altas temperaturas.

Na ESEC-Taim as necessidades para reprodução de *Caiman latirostris* em ambiente natural são pouco conhecidas (Braun, 1973). Sabe-se, no entanto, que a espécie resiste em algumas áreas pouco impactadas, incluindo a ESEC-Taim, que apresenta populações bastante representativas (Fotografia 4. 4). Em geral o acasalamento ocorre no verão, na terra ou em charcos com pouca água. A fêmea coloca de 20 a 40 ovos em média, num ninho construído entre a vegetação, próximo à água, e cobre os mesmos com matéria vegetal. A incubação dura aproximadamente 90 dias e é natural: a matéria vegetal fermenta, gerando calor.



Fotografia 4. 4 – Jacarés-do-papo-amarelo junto às comportas de saída do Banhado do Taim/RS (Fotografia da autora: Junho de 2006)

As variáveis hidrológicas consideradas importantes para a manutenção do habitat dos jacarés incluem a lâmina da água e a época do ano de sua ocorrência, que são relevantes para o acasalamento, construção de ninhos, e capacidade de sobrevivência. Nos Everglades/E.U.A., uma forte relação foi encontrada entre os ninhos de *Alligator mississippiensis* e lâminas de água médias durante o pico da estação de acasalamento (Fleming, 1989 *apud* Rice *et al.*, 2004). Lâminas de água elevadas beneficiam o cortejamento, aumentando o percentual de fêmeas hábeis para nidificação (Nichols *et al.*, 1976 *apud* Castro e Silva, 2005), conforme apresentado na Figura 4. 9. No caso dos Everglades, quando a lâmina da água é menor que 15 cm por um período superior a 50 dias, as chances de acasalamento são drasticamente reduzidas (Rice *et al.*, 2004), corroborando com o apresentado na Figura 4. 9.

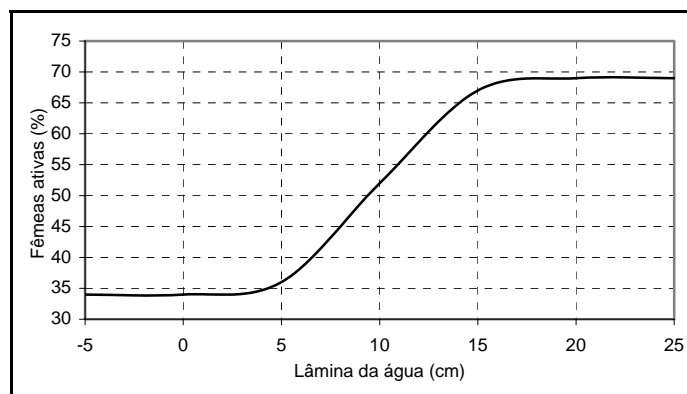


Figura 4. 9 – Percentual de fêmeas hábeis para acasalamento em função dos níveis de água (Adaptado de Castro e Silva, 2005)

Como observado por Woodward e Murray (1993 *apud* Castro e Silva, 2005), os jacarés são muito territorialistas e geralmente nidificam no mesmo local todos os anos, e esse local deve ser o mais similar possível àquele onde eles nasceram. As lâminas da água afetam a sobrevivência dos ovos em dois sentidos. Primeiramente, os ovos não são resistentes às inundações, e praticamente todos são perdidos se os níveis de água são muito elevados. Secundariamente, os níveis da água afetam a abundância de comida, aumentando a predação sobre os ovos, recém-nascidos e os mais jovens. Por outro lado, níveis da água muito baixos podem causar a morte por desidratação (Castro e Silva, 2005). Também deve ser considerado que as taxas de canibalismo dependem não somente da densidade de animais, mas também da abundância de alimento, que está relacionada com os níveis da água.

De forma a evitar a inundação e conseqüente perda dos ninhos, Rice *et al.* (2004) recomendam que a variação da lâmina de água não deve ser maior que 15 cm, relativa àquela existente durante a época de início de nidificação. À medida que o nível relativo aumenta, pode-se considerar que haverá uma maior perda de ovos por inundação e, à medida que o nível relativo diminui, pode-se considerar que haverá maior perda de ovos por predação. Rice *et al.* (2004) propõem um índice de adequabilidade para o jacaré, como função da máxima variação da lâmina de água durante a época da nidificação (Figura 4. 10).

Mesmo que os índices apresentados não tenham sido desenvolvidos especificamente para o jacaré-de-papo-amarelo, eles podem ser utilizados como indicadores da qualidade de habitat para a espécie, visto que estão relacionados a um comportamento geral da família *Alligatoridae* (Rice *et al.*, 2004; Castro e Silva, 2005).

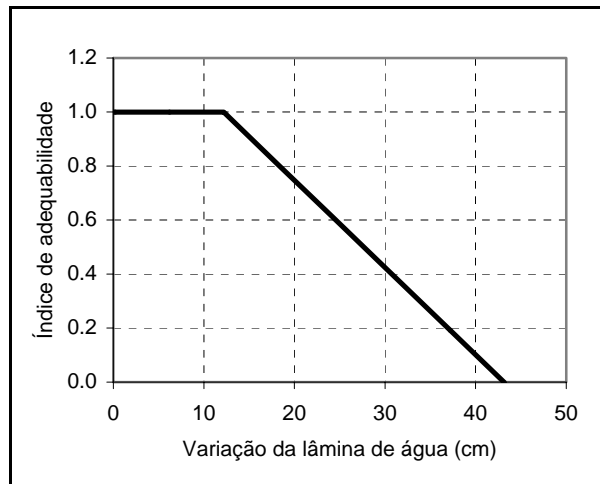


Figura 4. 10 – Índice de adequabilidade para o jacaré, como função da máxima variação da lâmina de água durante a época da nidificação (Adaptado de Rice *et al.*, 2004)

4.6.4 Aves

A região da ESEC Taim destaca-se pela importância dos banhados e terras úmidas marginais, com uma macrofauna bastante diversificada, especialmente de aves aquáticas. Várias espécies de aves, que no Brasil ocorrem exclusivamente no extremo sul, têm nesta unidade as principais áreas de reprodução, alimentação e refúgio para muda (troca de plumagem), incluindo espécies raras, ameaçadas, migratórias ou de grande interesse cinegético.

Num cadastramento realizado nos anos de 1985 e 1986 pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e a Fundação Zoobotânica (FZB), verificou-se que vivem nos banhados da ESEC Taim e entorno ao menos 211 espécies de aves, das quais 50 são migratórias. Desse total, 10 procediam do sul do continente, entre flamingos, marrecas, passarinhos diversos, o gavião-cinza, coscoroba e o cisne-do-pescoço-preto (ave símbolo do Taim). Foram identificadas 27 espécies provenientes do hemisfério norte (Canadá e Estados Unidos): falcão-peregrino, maçaricos, gaviões e a marreca colorada, além de tesourinhas e cinco espécies de andorinhas (Rio Grande do Sul, 2003).

As aves procuram o Taim em função da disponibilidade de alimento, principalmente do *Pomacea paludosa*, plâncton, além de pequenos peixes. As aves por sua vez, também servem de alimento para outros animais carnívoros.

A simples utilização da ESEC-Taim como área de descanso, de crescimento ou nidificação torna a mesma muito importante, pois para as espécies migratórias a destruição de uma área na rota de migração pode colocá-las em risco de extinção. Entre as aves

migratórias, que utilizam a ESEC-Taim, o cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*) é a mais popular, e sem nenhuma dúvida é uma das aves que realçam a beleza da região. Foi dada principal atenção para essa espécie nesse estudo, visto que a mesma depende das condições hidrológicas do Banhado do Taim durante o seu ciclo de vida. A coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) foi outra espécie selecionada, dado que suas necessidades com relação à migração para a ESEC-Taim são semelhante às do cisne-do-pescoço-preto.

Cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*)

O nome da ave faz jus à cor de sua plumagem: a cabeça e pescoço são pretos, suas patas são de cor rosado pálido e o resto da plumagem é de um branco puro. A altura do cisne-de-pescoço-preto flutua entre 1 e 1,20 m, sendo que seu pescoço tem aproximadamente 40 cm, e peso em torno de 4 kg (Argentina, 2004a). A Fotografia 4. 5 é da região da ESEC-Taim mostrando uma colônia de cisnes-do-pescoço-preto próximo à Lagoa Nicola.



Fotografia 4. 5 – Cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS (Fotografia da autora: Setembro, 2004)

Conforme se aproxima o inverno no hemisfério sul, o cisne-do-pescoço-preto migra para o norte, chegando à ESEC Taim no início do inverno e retornando meses depois, em pleno verão. É uma espécie que depende essencialmente da presença da água, sendo que se desloca muito bem em ambiente aquático. No entanto, a ave não possui a mesma habilidade nos movimentos em terra, visto que a mesma tem pernas muito curtas comparadas ao resto da dimensão de seu corpo (Argentina, 2004a), o que faz com que ave raramente saia para a terra. Além deste fato, para levantar vôo, necessita correr até atingir uma certa velocidade (como se fosse um avião decolando).

Durante a reprodução encontram-se em pares, e fora da época de nidificação podem formar grupos muito numerosos (Argentina, 2004b). A época de reprodução se entende desde agosto a outubro, no entanto, se as condições são favoráveis podem procriar durante todo o ano. Mais ou menos em outubro, o ninho é construído entre a vegetação e margem dos lagos, onde põem de 3 a 7 ovos, e a mãe incuba os ovos de 34 a 36 dias (Damisela, 2004). Os primeiros filhotes saem do ovo na primeira semana de novembro (dependendo da época do acasalamento).

Na ESEC-Taim o cisne-do-pescoço-preto é encontrado com maior frequência junto à lagoa Jacaré, canais e diques marginais à BR 471. Autores como Otero *et al.* (2004) mencionam que a região de maior ocorrência da espécie é a área ao norte da Lagoa Jacaré. Na Figura 4. 11 é apresentado um esquema das principais áreas ocupadas pela espécie no Banhado do Taim.

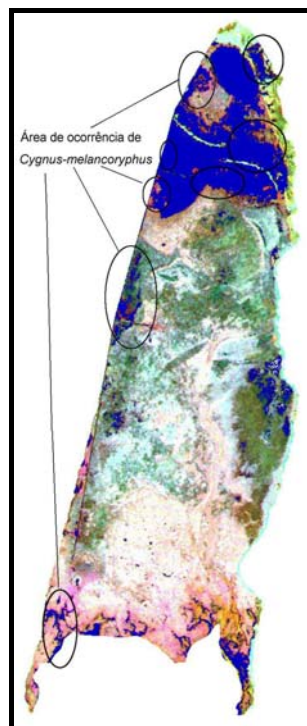


Figura 4. 11 – Região de ocorrência de cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS

Com relação aos hábitos alimentares do *C. melancoryphus*, a grande maioria dos autores (Schlatter *et al.*, 1991; McKelvey, 1981; Birkhead e Perrins, 1986; Dirksen *et al.*, 1991 *apud* Corti e Schlatter, 2002) menciona que o cisne-do-pescoço-preto é essencialmente herbívoro. No entanto, Corti e Schlatter (2002) citam o comentário de Johnson e Goodall (1965), que mencionam que a dieta do *C. melancoryphus* inclui em

pequenas porções matéria animal, de forma a complementar sua dieta vegetal. A disponibilidade e qualidade de alimento são especialmente importantes para as fêmeas, visto que elas alcançam as condições necessárias para a reprodução, quanto mais cedo elas tiverem acesso ao alimento (Birkhead e Perrins, 1986 *apud* Corti e Schlatter, 2002). A alimentação do cisne-de-pescoço-preto é feita através do processo de filtragem da água, na qual ele introduz a cabeça e o pescoço na água, enquanto o corpo permanece na superfície (Damisela, 2004). Esse comportamento do cisne-do-pescoço-preto no processo de alimentação leva à conclusão de que o comprimento do pescoço da espécie influencia na capacidade da obtenção de alimentos, visto que não são aves mergulhadoras. Assim, uma lâmina de água de aproximadamente 40 cm, garante à espécie alimentação e ambiente aquático para sua locomoção.

Coscoroba (*Coscoroba coscoroba*)

A coscoroba (Fotografia 4. 6) é, juntamente com o cisne-do-pescoço-preto, uma das aves mais bonitas do Banhado do Taim.



Fotografia 4. 6 – *Coscoroba coscoroba* no interior do Banhado do Taim (Fonte: South American Birds Index, 2006)

A coscoroba é encontrada somente na América do Sul, e sua distribuição é semelhante à de seu parente, o cisne-de-pescoço-preto (Damisela, 2004). Essa espécie migra para a ESEC-Taim entre os meses de Junho a Novembro, coincidindo com a época de migração do cisne-do-pescoço-preto. De fato, é comum encontrar essas duas espécies frequentando as mesmas regiões no interior do Banhado do Taim (Fotografia 4. 7). A espécie prefere depósitos de água de pouca profundidade, sem muita correnteza, com vegetação alta ou outro tipo de vegetação que ofereça certa proteção (Damisela, 2004).



Fotografia 4. 7 – Cisne-do-pescoço-preto e coscoroba em mesmo habitat no interior do Banhado do Taim (Fonte: South American Birds Index, 2006)

A reprodução ocorre durante a primavera e pode ser estender durante o verão, caso as condições sejam favoráveis. O ninho é feito no solo, entre a vegetação emergente, mas sempre próximo à água.

A espécie possui asas mais curtas e largas que os outros cisnes, e proporcionalmente o pescoço é mais comprido que o dos gansos, mas não tão comprido como o dos cisnes. A alimentação da coscoroba é vegetal e pequenos animais que obtém colocando a cabeça até a metade do corpo dentro da água.

Foi dada atenção especial ao cisne-de-pescoço-preto e à coscoroba, durante a revisão bibliográfica sobre aves, de forma a utilizá-los como indicadores biológicos. No entanto, existem outras aves na ESEC-Taim igualmente importantes com necessidades diferentes. Recomenda-se, portanto, que outras espécies de aves sejam incluídas em análises futuras, e que o monitoramento sobre o comportamento dessas espécies seja investigado, de forma a gerar informações suficientes para inferir sobre o comportamento e habitat adequados para as mesmas.

4.6.5 Mamíferos

No Sistema Hidrológico do Taim, existem, ocupando o mesmo ambiente, o rato-do-banhado (*Myocastor coypus*), a lontra (*Lontra longicaudis*), os roedores tuco-tucos (*Ctenomys torquatus* e *Ctenomys flamarioni*), o zorrilho (*Conepatus chinga*), o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) o graxaim (*Cerdocyon thous*), o tatu-peludo (*Euphractus sexcinctus*), e o mamífero mais conhecido do local, a capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), sendo verificado em grandes grupos (Motta Marques *et al.*, 2002).

A capivara destaca-se entre os mamíferos do Taim, como uma espécie de símbolo do banhado, juntamente com o cisne-do-pescoço-preto. Não é rara a presença de veículos estacionados ao longo da BR 471 e pessoas observando os bandos de capivara que ficam

próximos à estrada. Por tratar-se de um mamífero característico do local, e por ser uma espécie que tem grande mobilidade e responde rapidamente às condições desfavoráveis no interior do Banhado do Taim, foi dada atenção principal à capivara durante esta revisão bibliográfica.

Capivara (Hydrochaeris hydrochaeris)

A capivara é o maior roedor vivo, típico dos banhados tropicais e sub-tropicais da América do Sul. A capivara necessita de três fatores essenciais: disponibilidade de água, forragem e áreas para descanso e refúgio. Aliada a estes fatores, a configuração espacial dos elementos da paisagem é um fator de importância na distribuição desta espécie, visto que utiliza fundamentalmente as interfaces terra-água, descartando tanto aquelas áreas distantes de tais interfaces, como as zonas internas dos grandes corpos de água ou áreas densamente vegetadas (Quintana, 1999). Esse tipo de comportamento é identificável no Banhado do Taim, à medida que as capivaras encontram-se em locais com essas características (Fotografia 4. 8). Os bandos normalmente estão junto ao aterro da BR-471, às margens das lagoas ou junto às porções de áreas altas com geometria em forma de arco (estes locais estão destacados na Figura 4. 12).



Fotografia 4. 8 – Capivaras no interior do Banhado do Taim, mostrando uma situação de habitat típico (Fonte: IBAMA/ESEC-Taim, 2005)

A água é utilizada para termorregulação, alimentação, acasalamento e como corredor de fuga de predadores (Herrera e McDonald, 1989). Segundo os mesmos autores, as áreas de descanso (em geral são bancos de areia ou cobertos por vegetação rasteira) são utilizadas para pastejamento e descanso durante a manhã. Próximo ao meio dia, com o aumento da temperatura, as capivaras preferem nadar e descansar próximo à água; esta atividade é realizada para manter baixa a temperatura do corpo e serve também para fugir

de predadores (Herrera e McDonald, 1989). À noite as capivaras retornam para os bancos para pastejar e descansar e, presumivelmente, para se proteger de predadores (Herrera e McDonald, 1989), como é o caso do *Caiman latirostris* na ESEC-Taim, que freqüentemente utiliza o mesmo corpo d'água.

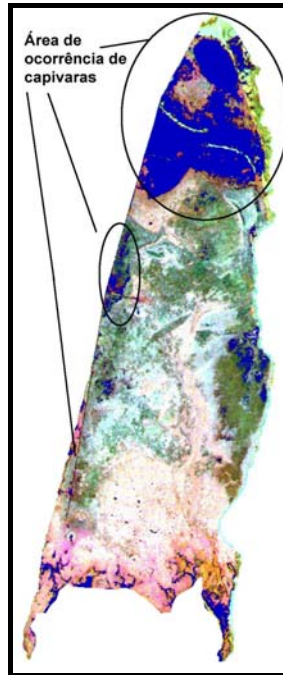


Figura 4. 12 – Região de ocorrência de capivaras no interior do Banhado do Taim/RS

As capivaras também demonstram mudanças sazonais de habitat, visto que na estação úmida os bancos de areia freqüentemente estão inundados, e elas são forçadas a procurar outros locais para pastejamento e descanso (Dawson, 2003).

Embora extremamente adaptada à vida aquática, a capivara move-se com agilidade em terra, correndo com destreza e grande velocidade, distâncias de 100 a 200 m, porém se fadiga com facilidade (FAO, 1995). Ao estar distante da água, torna-se uma presa fácil para seus predadores. Além da fadiga, uma corrida prolongada, em alguns casos, pode fazer com que o animal entre em hipertermia. Segundo Dawson (2003) as capivaras podem tolerar temperaturas de até 38°, desde que tenham fácil acesso a um corpo de água.

A formação dos grupos familiares depende fundamentalmente de alguns fatores do ecossistema onde vive como a zona inundável, a presença de bancos secos, diques que permitem atravessar as zonas inundadas e os predadores. As capivaras, como a maioria dos animais silvestres, têm um forte sentido de territorialidade (FAO, 1995), e a manada do grupo familiar pode ser vista normalmente em locais de sombra e arbustos (Ojasti, 1991

apud Quintana, 2003a). Suas atividades de pastoreio, repouso, banho, nado, reprodução e cópula se realizam dentro de um território ou localidade que aporta uma quantidade apreciável de água (FAO, 1995), e em condições ideais não se afastando mais que 500 m do corpo d'água (Ojasti, 1991 *apud* Quintana, 2003a).

A ausência de arbustos, a carência de bancos secos e água fazem que a capivara emigre até outras áreas em busca destes e das pastagens necessárias para sua alimentação, quando pode percorrer até 1000 m em busca desses elementos vitais. Quando o período é de seca, a estabilidade do grupo social varia, sendo a coesão mais baixa neste período, e é quando há maior chance de predação da espécie (Ojasti, 1973 *apud* FAO, 1995).

A capivara possui elevada fecundidade e fertilidade, que a fazem o mais proflíco dos herbívoros. O período de gestação da capivara é de aproximadamente 150 dias, com cerca de 5 crias por parto. Geralmente a cópula da capivara é realizada dentro da água, onde necessita de aproximadamente 40 cm de profundidade (Federico, 2001) - embora fora dela também já tenham sido verificados acasalamentos (Sosa Burgos, 1981 *apud* FAO, 1995). Segundo Quintana (2003b), as capivaras podem se reproduzir o ano todo, no entanto, o êxito da reprodução dependerá do estado do habitat, quanto à possibilidade de oferecer bons locais de descanso e refúgios para as crias. O número de jovens varia segundo a época de acasalamento, a qual depende muitas vezes da estacionariedade das chuvas e da existência de corpos de água, para a cópula (Ojasti, 1968 *apud* FAO, 1996).

As capivaras são exclusivamente herbívoras, ingerindo ervas desde que nascem, e dependem do leite materno por cerca de cinco semanas (FAO, 1995). Com relação à alimentação, existem mudanças nos padrões que variam com as estações. Na estação de chuvas elas dedicam menos tempo ao pastoreio e demoram mais tempo dentro da água (Ojasti, 1991 *apud* Quintana, 2003a). O mesmo autor comenta que quando as capivaras não encontram forragem adequada em seu território, podem causar danos à plantações de cana-de-açúcar, arroz e milho, entre outra, por isso, no Brasil, ela é considerada uma praga por proprietários de grandes plantações (Moreira *et al.*, 2004).

5. Resultados

5.1 Padrão do Banhado do Taim a ser conservado

Uma vez caracterizado hidrológicamente e biologicamente o local de estudo, a etapa seguinte consistiu na definição do padrão do banhado a ser conservado. De acordo com a proposta metodológica, inicialmente foi realizada uma análise do histórico hidrológico pelo qual passou o Banhado, conforme é apresentado a seguir no item 5.1.1, com a finalidade de auxiliar no estabelecimento do mencionado padrão.

Segundo as premissas adotadas nesta pesquisa, como a conservação deve ocorrer tanto no sentido hidrológico como biológico, o item 5.1.2 apresenta os indicadores biológicos selecionado para o Banhado do Taim, e uma descrição sobre a distribuição de cada um deles no interior da terra úmida, avaliando as necessidades dos mesmos com relação ao habitat.

Finalmente, no item 5.1.3 é apresentado um resumo sobre o padrão de Banhado do Taim a ser conservado, obtido a partir da análise do histórico hidrológico e dos indicadores biológicos.

5.1.1 O hidroperíodo natural do Banhado do Taim

Neste item são apresentadas algumas características do hidroperíodo do Banhado do Taim, obtidas de forma estatística. Para a análise foi utilizada a série hidrológica com 42 anos de dados tratados mensalmente, obtida a partir de dados de campo e de modelagem hidrológica-hidrodinâmica (4.5.4). Portanto, a série tomada para a análise representa uma tendência do comportamento esperado no Banhado do Taim.

Antes de utilizar a série de dados, obtida por meio de modelagem, foi realizado um processo consistência dos mesmos considerando a validação do modelo, pois na ocasião do estudo do Comportamento Hidrológico do Banhado do Taim (IPH, 1996) não foi possível esta análise, visto que havia, apenas, um ano de dados para a calibração. Assim, utilizando os parâmetros determinados em IPH (1996) e Villanueva (1997), a validação do

modelo foi realizada no presente trabalho e teve a finalidade de avaliar a qualidade das informações geradas, além de permitir o preenchimento de algumas falhas nos registros dos linígrafos e réguas atualmente monitorados na área da ESEC-Taim.

No processo de validação do modelo foram utilizadas as séries de evaporação e precipitação médias, obtidas de acordo com o procedimento apresentado no item 4.5.3 *Condições meteorológicas*. A determinação de água captada para irrigação de arroz foi realizada a partir de dados do IRGA (IRGA, 2006). As cotas do nível da água da Lagoa Mirim, que funciona como condicionante de jusante, foram obtidas junto à Agência de Desenvolvimento da Lagoa Mirim (Universidade Federal de Pelotas, 2005).

Para facilitar a identificação da região onde são avaliados os ajustes, na Figura 5. 1 são apresentadas as células utilizadas no modelo hidrodinâmico. As células, utilizadas no processo de verificação, seguiram a mesma numeração e parametrização utilizados no estudo de IPH (1996). Na Figura 5. 2 é apresentado o resultado da validação do modelo nas células onde se encontram as réguas e linígrafos instalados no Banhado do Taim, e na Figura 5. 3 é apresentada a série de níveis completa, para o período de Janeiro de 1960 a Dezembro de 2003.

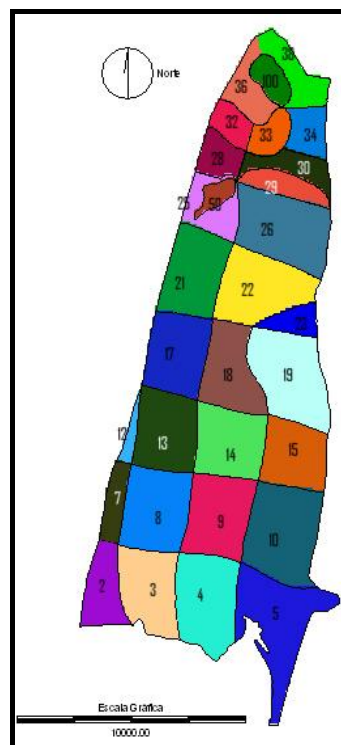


Figura 5. 1 – Identificação das células do modelo hidrodinâmico no Banhado do Taim/RS

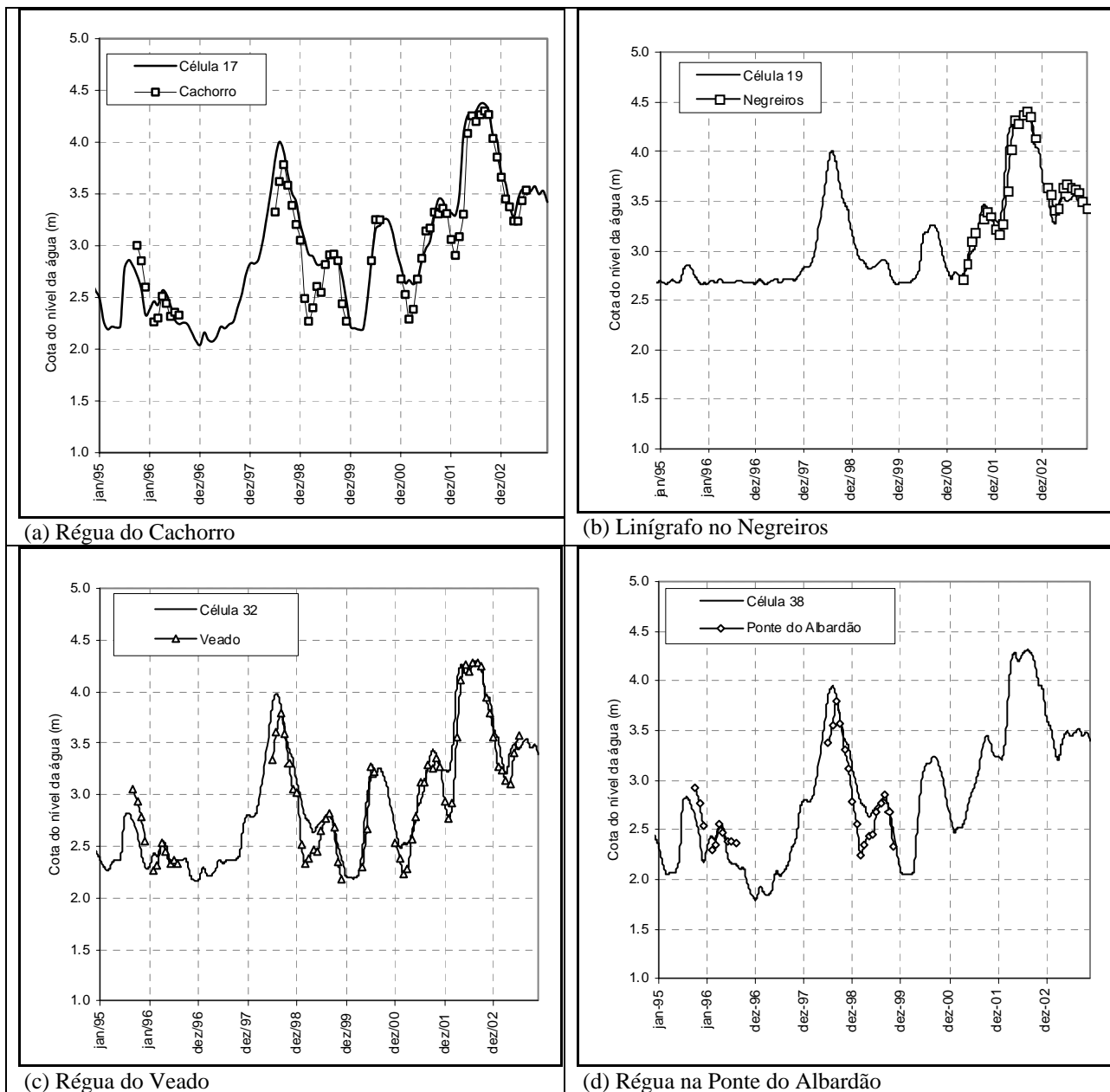


Figura 5. 2 – Validação do modelo hidrodinâmico de células no Banhado do Taim/RS

Conforme pode ser observado na Figura 5. 2, o modelo forneceu um bom ajuste entre os dados observados e calculados. Os picos foram bem representados. Em geral, as recessões foram superestimadas (ocorrendo sempre entre os meses de janeiro e abril). Alguns fatores podem ter contribuído para que o ajuste das recessões não tenha sido tão satisfatório quanto para os picos: incertezas na estimativa da quantidade de água que efetivamente é retirada para a irrigação; sub-estimativa da evaporação; super-estimativa das vazões trocadas da Lagoa Mangueira para o Banhado; e possíveis problemas nos parâmetros, que foram calibrados para um período em que não ocorreram grandes cheias. Não foi realizado um novo processo de calibração, visto que o modelo consegue descrever adequadamente os níveis e, além disso, o erro na determinação dos níveis excedeu 70 cm

somente em um mês. Considerou-se que erros dessa ordem poderiam ser decorrentes da própria incerteza na modelagem.

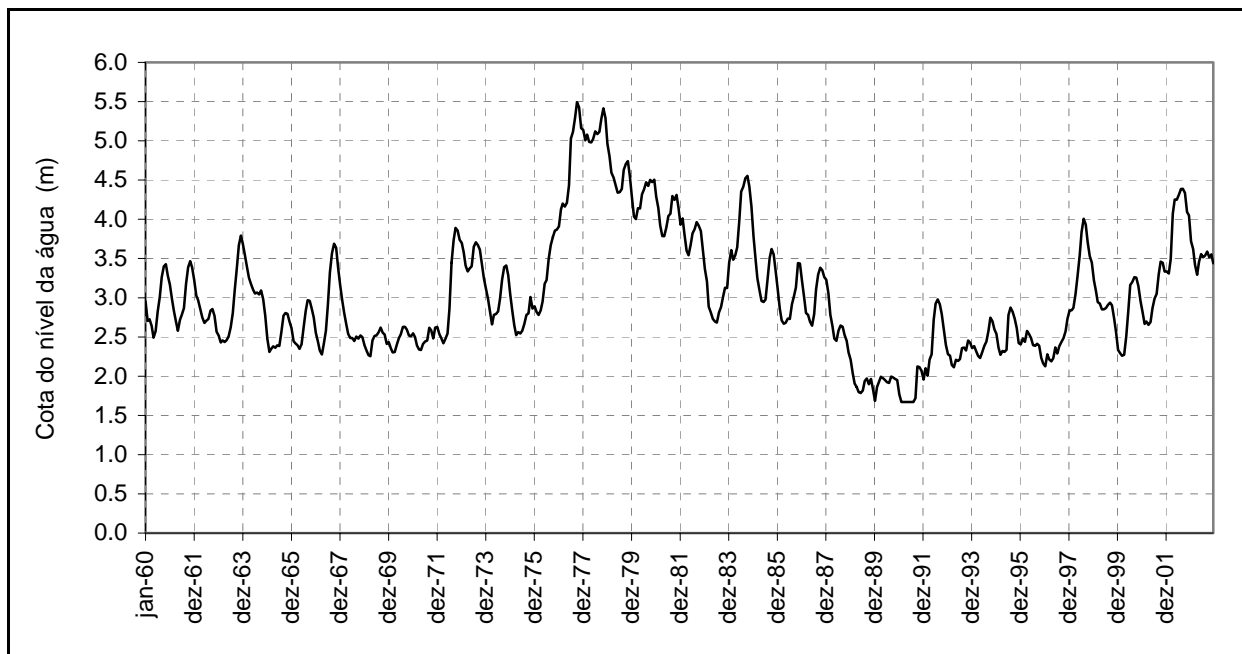


Figura 5. 3 – Série de cota de nível da água do Banhado do Taim/RS – período Janeiro/1960 a Dezembro/2003

Para fins de análise estatística, foi tomada a série de cota de nível da água na célula 25 do modelo hidrodinâmico de células, visto que a mesma já havia sido usada como referência em trabalhos anteriores na ESEC-Taim.

A estatística mais simples extraída da série foi a determinação da cota média de longo período do nível da água (NMLP), que resultou em 2,90 m, com um desvio padrão da série de $\pm 0,85$ m. A sazonalidade anual da série foi avaliada a partir da cota média mensal de longo período do nível da água, conforme a Figura 5. 4, sendo que na mesma figura é apresentada a sazonalidade anual da precipitação (na escala secundária).

Pode-se verificar que durante o período menos chuvoso o nível de água é igualmente menor. Na época mais chuvosa, no entanto, não há coincidência entre os valores extremos de precipitação e nível; o período de cheia ocorre aproximadamente 3 meses após o pico da precipitação. A análise revela que, aparentemente, o Banhado do Taim tende a “esvaziar” mais rapidamente que “encher”. Analisando, por exemplo, o mês de fevereiro, que embora possua um pequeno aumento na pluviometria média, não há resposta correspondente no hidropérido do banhado; já analisando o mês de Abril, quando ocorre a menor pluviometria média, é encontrado o menor nível médio. Possivelmente o rápido esvaziamento do Banhado do Taim esteja associado com a combinação de fatores como:

período coincidente com o final do processo de irrigação do arroz; época em que ocorrem as maiores taxas de evaporação; e pouca umidade no solo, retardando e diminuindo o escoamento superficial.

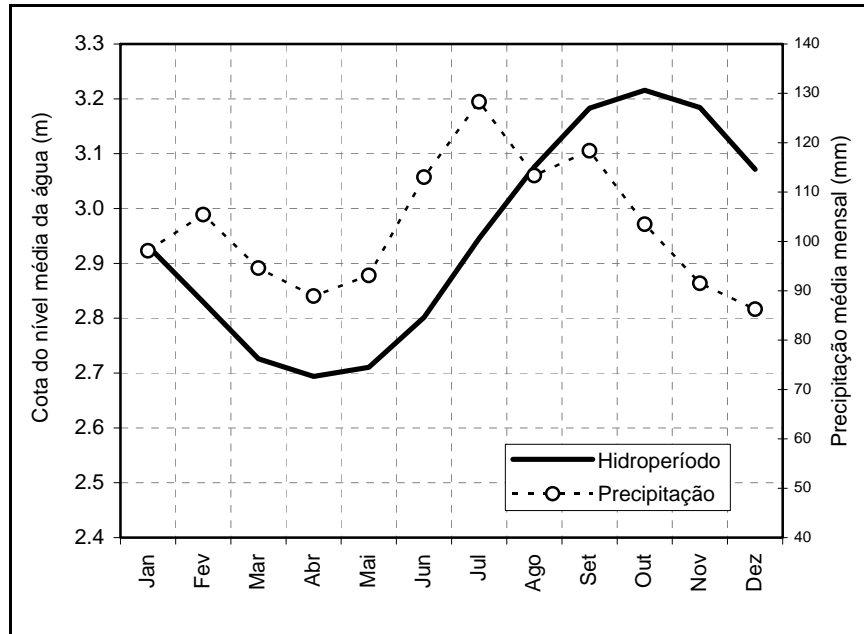


Figura 5. 4 – Sazonalidade na série de níveis e precipitação do Banhado do Taim/RS

A análise inter-anual da série hidrológica revela a ocorrência de anos consecutivos, onde todos os meses mantiveram cotas do nível da água constantemente acima da média de longo período (MLP), e da mesma forma, períodos onde elas foram inferiores à média, conforme a Figura 5. 5. Nessa figura é possível verificar uma alternância entre períodos consecutivamente mais úmidos e outros consecutivamente mais secos. Na faixa central (na cor cinza) ocorreu uma seqüência de anos onde todos os meses mantiveram cota do nível da água acima da MLP. Por outro lado, tanto nos anos anteriores, quanto posteriores a esse período, a situação é inversa. Essa análise mostra uma espécie de ciclo, de alternância, com duração aproximada de 12-13 anos.

Na Figura 5. 6 é apresentado a faixa de variação da cota do nível da água médio de longo período de cada mês, conjuntamente com uma banda de incerteza, meramente ilustrativa, que foi definida em função das médias e um desvio padrão mensal. O mês que apresentou o maior desvio padrão foi novembro, enquanto o de menor desvio foi o mês de maio. Os maiores desvios padrão estiveram associados aos meses de cheia.

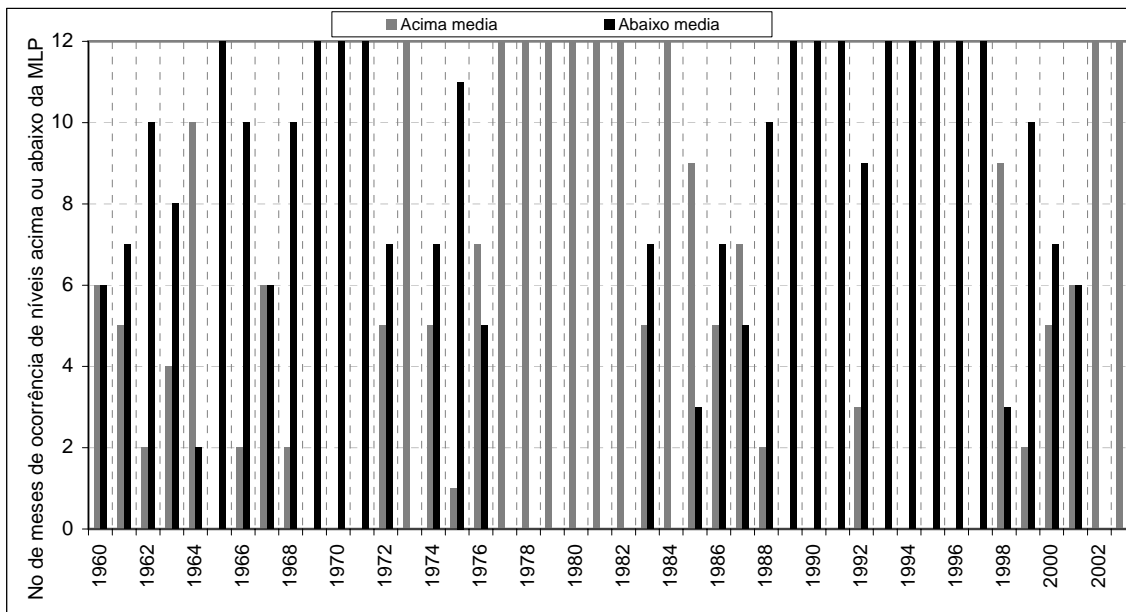


Figura 5. 5 – Ocorrência de níveis mensais acima ou abaixo da média de longo período no Banhado do Taim/RS

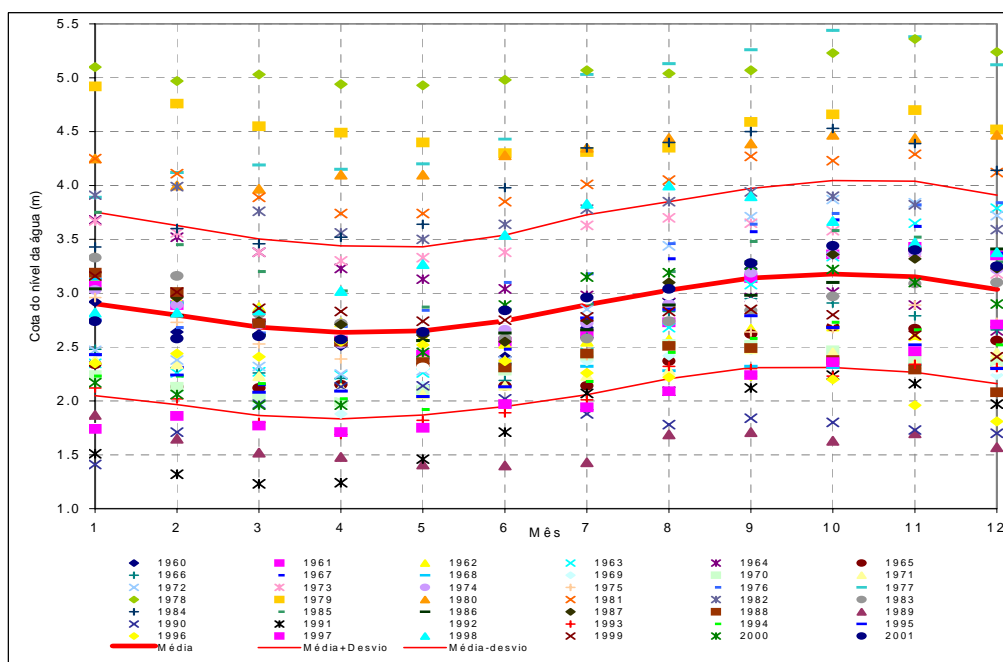


Figura 5. 6 – Variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS

Foi realizado um refinamento dos dados apresentados na Figura 5. 6, por meio da análise das componentes harmônicas (ou séries de Fourier). Maiores informações sobre a metodologia empregada podem ser encontradas em Chatfield (2000), Salas (1992), Salas *et al.* (1985) e Box e Jenkins (1976). A vantagem dessa segunda análise é a possibilidade de excluir (adequadamente) da série todos os anos que não possuem componentes harmônicas significantes (amplitude), trabalhando apenas com a série de dados que normalmente seria esperada no banhado. Por exemplo, anos em que ocorre inversão no padrão sazonal são

eliminados, bem como aqueles onde a amplitude anual não atende à condição de variabilidade normal esperada.

Para testar a significância da componente harmônica, foi utilizado o teste de Fisher (com um nível de significância de 95%) aos dados do Banhado do Taim. O teste revelou que os anos de 1962, 1964, 1968, 1973, 1982, 1988, 1989, 1990, 1996 e 1999, não possuem componentes harmônicas significantes. Os anos mencionados correspondem àqueles em que as flutuações no nível d'água não mostraram um pico pronunciado, ou que ocorreram fora da época esperada. Utilizando os anos não eliminados no teste de Fisher, foi determinado o valor médio de longo período das cotas dos níveis da água, amplitude e ângulo fase anuais, além do desvio padrão correspondente. Os valores médios foram utilizados para gerar uma nova curva média de variação da cota do nível da água do banhado e a banda de incerteza foi estimada a partir dos valores médios \pm o desvio padrão. Esse procedimento mostrou-se mais conservador que a simples determinação das médias de longo período mensais, na definição da banda de incerteza da variação sazonal do hidroperíodo.

Assim, uma maneira mais conservadora de verificar critérios de gerenciamento da água, usando de procedimentos estatísticos, seria verificar se as cotas do nível da água encontram-se dentro dos limites aceitáveis, de acordo com a Figura 5. 7. O cumprimento da condição de significância das cotas impostas no critério de gerenciamento assegura que, dentro dos limites impostos, o hidroperíodo tenha um comportamento de alternância de níveis altos e baixos.

No caso específico do Banhado do Taim, sabe-se que, além da construção da BR 471, as atividades de extração de água para a irrigação do arroz modificaram o regime hidrológico do local. De forma a avaliar esse impacto de maneira qualitativa, foi realizada a simulação de um cenário hipotético. Nesse cenário hipotético, todas as variáveis de entrada no modelo hidrológico-hidrodinâmico de células foram mantidas conforme utilizadas na calibração e validação do modelo; foram eliminadas, no entanto, as demandas de água para irrigação, durante todo o período de simulação. A Figura 5. 8 compara o regime hidrológico real e o simulado no cenário hipotético sem irrigação. Nessa figura é possível observar a redução significativa dos níveis de água provocada pela irrigação, especialmente no período mais úmido da série. Observa-se, também, a considerável memória existente no sistema hidrológico do Banhado do Taim. Contrariamente ao que ocorre em sistemas muito rápidos, onde haveria uma grande proximidade nas cotas dos meses sem irrigação nos dois

cenários considerados, no Banhado do Taim essa resposta é muito lenta, devido à preponderância dos efeitos de armazenamento.

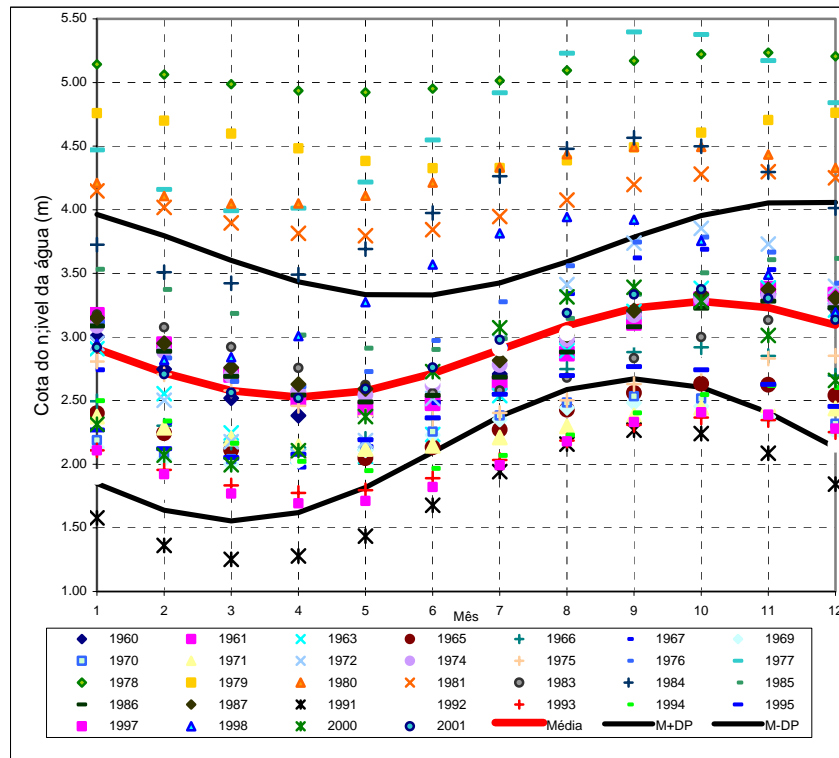


Figura 5. 7 – Variabilidade sazonal do hidroperíodo no Banhado do Taim/RS após a partir da aplicação da análise harmônica

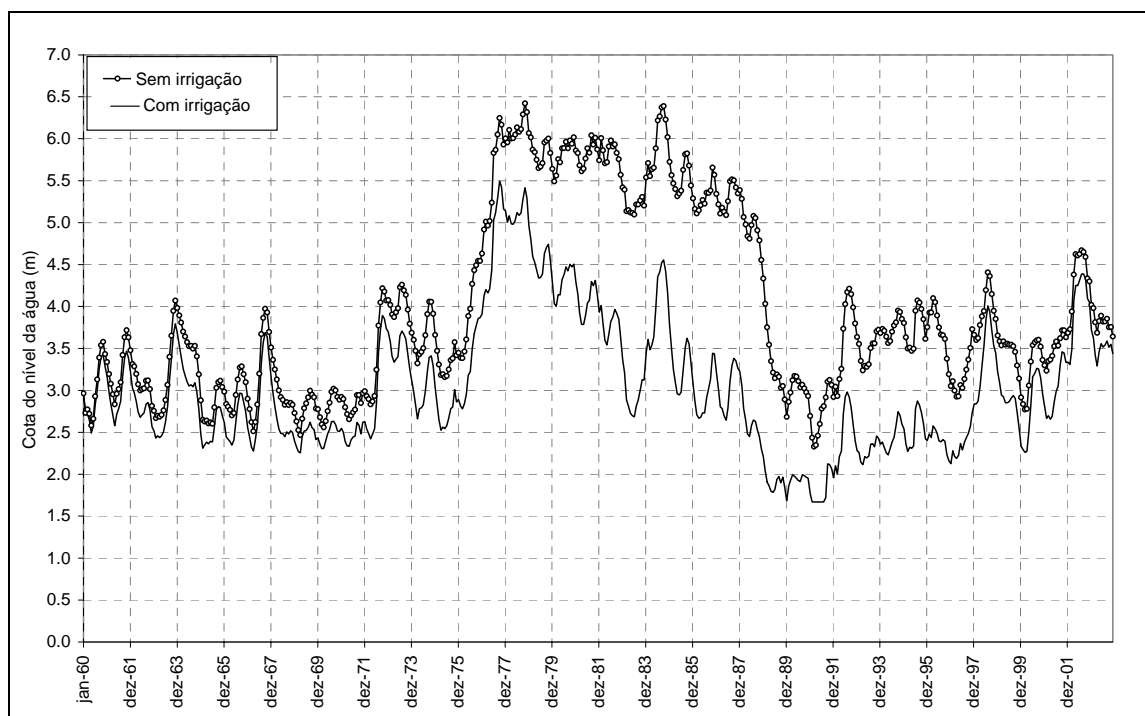


Figura 5. 8 – Comparação entre o regime hidrológico real no Banhado do Taim/RS e cenário hipotético sem irrigação

A partir dessa constatação, é possível afirmar que o atual padrão do Banhado do Taim é resultado dos impactos de retirada de água da Lagoa Mangueira para a irrigação de arroz. Por exemplo, se analisado o período de 1975 a 1988, fica evidente que as atividades de extração de água colaboraram para a manutenção de níveis da água mais baixos. No mesmo período, no cenário em que não há retiradas de água para irrigação, é possível inferir que determinadas espécies encontradas no banhado poderiam não suportar lâminas de água tão elevadas com longa duração. Nesse caso, passado esse período úmido, poderia se esperar outro padrão de banhado, talvez uma distribuição espacial da vegetação totalmente diferente da atual, além da extinção de algumas espécies animais e vegetais.

Essa análise não significa, no entanto, que as atividades de captação de água da Lagoa Mangueira para a irrigação do arroz constituem-se em benefícios para a manutenção e conservação do Banhado do Taim. Analisando a mesma Figura 5. 8, é possível verificar que após o ano de 1988 os níveis de água foram extremamente baixos, sendo que na ocasião o Banhado do Taim ficou muito seco. Nessa condição, muitas espécies no banhado encontraram-se em situação desfavorável, em função da desconexão dos corpos d'água, redução da disponibilidade de alimento, entre outros.

A partir dessa análise, ficou claro que a prática de orizicultura da região tem um importante papel no padrão do regime hidrológico do Banhado do Taim e de forma direta na conservação da biodiversidade. Na Figura 5. 9 é apresentado um gráfico de barras mostrando a evolução da área irrigada com água proveniente da Lagoa Mangueira. Além de observar a expansão das áreas irrigadas, pode-se verificar nessa figura que, embora tenha ocorrido um período extremamente seco iniciando em 1987, houve uma expansão nas áreas cultivadas nesse período, com conseqüente demanda hídrica. A combinação dos dois elementos: níveis baixos no Banhado e aumento da demanda hídrica, pode ter agravado a seca observada. Nesse conflito pelo uso de água para a conservação da biodiversidade e cultivo de arroz, o último foi priorizado.

É justamente nessa circunstância que a implementação de uma política com fins de gerenciamento da água para usos múltiplos se enquadra. Com regras de gerenciamento adequadas, poderia ser permitido que um maior volume de água fosse captado em anos de níveis elevados, caso identificado que esse nível pudesse comprometer a integridade do ecossistema; enquanto em anos de níveis baixos, a orizicultura seria praticada com captação de volumes menores, permitindo a conservação das características hidrológicas necessárias para a preservação da fauna e da flora.

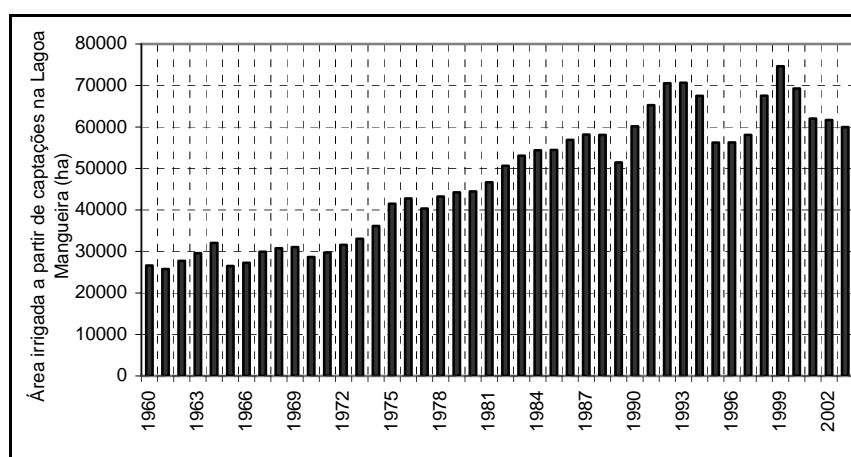


Figura 5. 9 – Evolução da área irrigada a partir de captações da Lagoa Mangueira/RS

De qualquer forma, a análise acima apresentada permite concluir que não existe um histórico hidrológico do Banhado do Taim, que permita dizer exatamente qual é o padrão de banhado não antropizado que deve ser preservado. Pode-se considerar, no entanto, que o padrão atualmente reconhecível é o resultado de várias ações antrópicas que levaram o mesmo à atual configuração.

5.1.2 Indicadores biológicos e habitats relacionados

Entender a relação entre habitat e seres vivos requer o conhecimento de ambos: disponibilidade de fonte de recursos e necessidades para a manutenção da vida. A disponibilidade de recursos para um ser vivo em particular pode ser determinada a partir de várias características do habitat, após as condições de existência serem conhecidas. Para algumas espécies intensamente estudadas, as necessidades básicas, como alimento, águas, abrigo e outros, são razoavelmente bem conhecidos (U.S. Fish and Wildlife Service, 1980), sendo assim possível definir o habitat mais adequado.

No Banhado do Taim, não existem estudos que avaliam as necessidades de todas as espécies presentes no local, para que uma relação clara entre as mesmas e o habitat correspondente possa ser definida. No entanto, pode-se dizer que algumas espécies estão associadas com características da paisagem, que formam habitats.

Para a seleção das espécies indicadoras e identificação de seus habitats, as informações foram obtidas por meio de visita de campo, revisão bibliográfica e, principalmente, por meio de comunicação pessoal com pesquisadores. Os funcionários do

IBAMA na ESEC-Taim também forneceram informações importantes nessa etapa do trabalho.

A tentativa inicial de obter essa informação a partir do envio de questionários fracassou, sendo que poucos pesquisadores devolveram os mesmos; outros devolveram somente após muita insistência. Passou-se, então, à realização de uma espécie de entrevista com cada pesquisador identificado que se disponibilizou a fornecer tais informações. Foram entrevistados profissionais trabalhando com macrófitas, plâncton, peixes, crustáceos, capivaras, aves, tartarugas e gato-do-mato.

A grande maioria dos entrevistados mencionou que todas as espécies que atualmente dependem do banhado devem ser tomadas como características do local, e que qualquer proposta de gerenciamento dos recursos hídricos deve promover a preservação dessas. No entanto, os entrevistados mencionaram que ao olhar para animais maiores (consumidores de alta ordem) é possível ter um reflexo do estado do habitat dos decompositores, produtores primários e consumidores de primeira ordem. Essa informação foi relevante, visto que uma das propostas da metodologia apresentada nesse trabalho era a utilização de indicadores perceptíveis a olho nu, conforme apresentado no item 3.5 *Adoção de uma escala de trabalho*. Esse critério também é empregado em terras úmidas de outros países (Science Coordination Team, 2003; Sklar *et al.*, 1998; Sklar *et al.*, 2004; Davis *et al.*, 2001; State River Murray Wetland Policy Group, 2002), pioneiros em programas de conservação, e mesmo recomendado por autores envolvidos com criação de terras úmidas (Payne, 1992). Essa prática permite analisar a eficiência da política de gerenciamento proposta, simplesmente por meio da observação do comportamento das espécies, sem necessidade de amostragem.

Dessa forma, as espécies foram selecionadas em função da disponibilidade de informação sobre suas necessidades de recurso com relação ao habitat, visando à utilização de um indicador vegetal (macrófita aquática) e pelo menos um indicador animal. A seguir são apresentados os indicadores selecionados, a justificativa para sua escolha e os locais utilizados como habitats, que conjuntamente influenciam no padrão de Banhado a ser conservado.

5.1.2.1 Indicadores vegetais

Sem dúvida nenhuma, o principal indicador vegetal do Banhado do Taim são as macrófitas aquáticas. Em virtude da escassez de dados para avaliar um grande número de espécies, foram selecionadas as *Zizaniopsis bonariensis* e *Scirpus giganteus* como indicadores vegetais.

A escolha da *Z. bonariensis* deve-se, principalmente, à sua abundância no Banhado do Taim, e, também, foi influenciada pela necessidade de informações posteriores na análise de qualidade de habitat para a capivara, conforme apresentado no item 5.3.1.2 *Modelo para verificação da qualidade do habitat da capivara*. A escolha do *S. giganteus* deve-se ao fato do mesmo estar presente em uma região bem definida no interior do Banhado do Taim, e com necessidades contrastantes, com relação à *Z. bonariensis*.

Com relação à atual distribuição dessas macrófitas, foram utilizadas imagens dos satélites LANDSAT e CBERS, do período compreendido entre 1973 e 2005, e, também, os resultados do trabalho de Guasselli (2005), para definir as regiões ocupadas pelas mesmas no interior do Banhado do Taim. A delimitação dessas áreas foi aferida com verdade de campo e comunicação com pesquisadores do Banhado do Taim.

Em um estudo sobre a dinâmica da vegetação, Guasselli (2005) verificou que existe uma alta resiliência das estruturas básicas dos padrões de distribuição das macrófitas no Banhado do Taim. Embora a vegetação tenha passado por períodos de extrema seca (por exemplo, 1987) e outros de grandes enchentes (por exemplo, 1984), parece que a característica da vegetação, pelo menos na escala analisada pelo autor, persiste. No entanto, em estudo sobre a produção primária de *Z. bonariensis* no Banhado do Taim, Ferreira (2005) avalia que ocorre efeito de borda pronunciado nos estandes de *Z. bonariensis*, expresso na altura inferior dos indivíduos de borda e nos ritmos metabólicos diferenciados durante períodos críticos.

Dentro do Banhado do Taim a *Z. bonariensis* ocupa principalmente as regiões já apresentadas na Figura 4. 6 e delimitadas com polígonos brancos na Figura 5. 10, mostrando uma imagem de uma condição de estiagem (Julho/87) e uma condição de cheia (Dezembro/1995). Na Figura 5. 10 também é apresentado o polígono amarelo, mostrando a principal região de ocorrência do *S. giganteus*. Os polígonos definem os habitats dessa espécie a serem preservados. Embora nessas regiões haja predominância de ocorrência dessas duas espécies, elas são freqüentes em outras zonas. É muito comum encontrar

estandes de macrófitas no interior do Banhado do Taim comportando mais de uma espécie, conforme pôde ser identificado em campo.

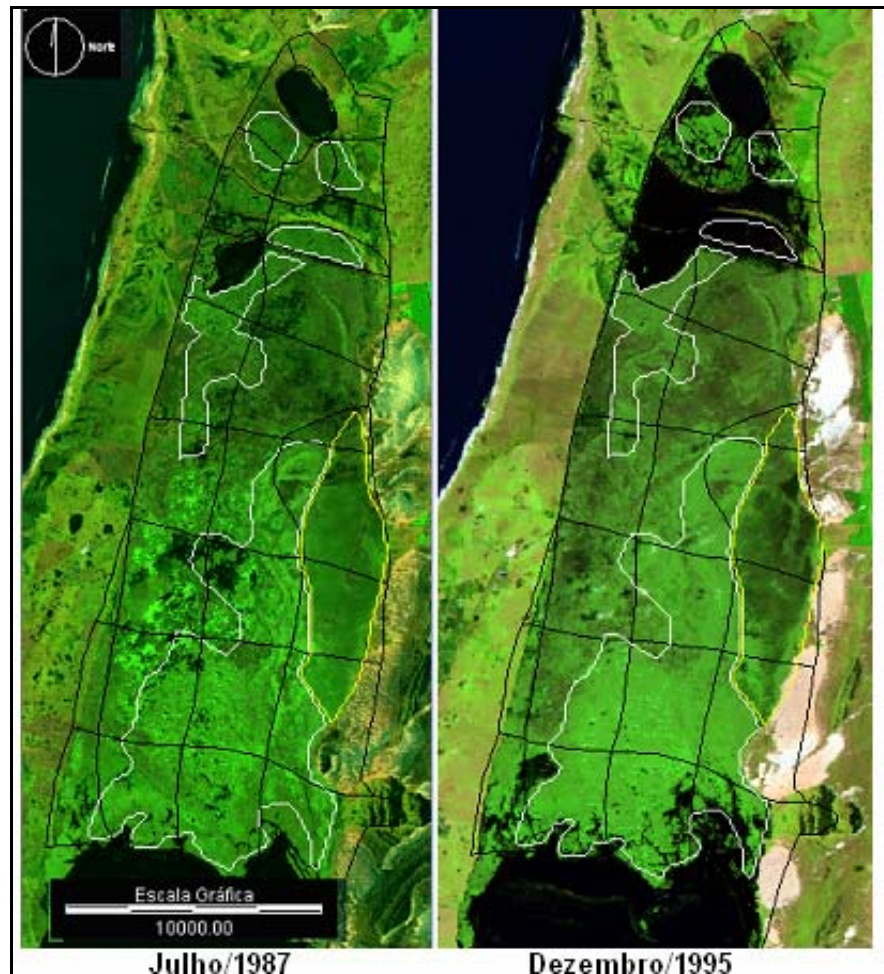


Figura 5. 10 – Regiões delimitadas por polígonos brancos onde predominam *Z. bonariensis* e regiões delimitadas por polígonos amarelos onde predominam o *S. giganteus* no Banhado do Taim/RS (Imagem Landsat TM, composição colorida 5R4G3B)

Particularmente no caso da *Z. bonariensis*, além da conservação dessa macrófita, a configuração espacial de sua distribuição influencia fortemente a hidrodinâmica do local, em termos de oscilação do nível, circulação da água e proteção contra a ação do vento (Paz, 2003; Paz *et al.*, 2005). A vegetação desempenha importante papel na resistência ao escoamento, acarretando velocidades muito pequenas e grande amortecimento da oscilação do nível. Paz (2003) menciona, também, que a existência dessa vegetação no extremo sul do banhado, na interface com a lagoa Mangueira, tem um impacto considerável sobre o padrão de circulação da água no mesmo, interferindo, significativamente, na interação entre os dois sistemas. A ocupação de toda a interface banhado-lagoa por

macrófitas aquáticas emergentes retarda a influência da lagoa sobre o banhado, repercutindo na diminuição do volume de água trocado entre eles.

A vegetação também tem grande influência no comportamento hidrodinâmico das lagoas Nicola e Jacaré, internas do banhado (Paz, 2003). Tais lagoas se tornam mais “confinadas”, do ponto de vista hidrodinâmico, quando a vegetação ocupa maior área do banhado, principalmente na região circunvizinha.

5.1.2.2 Indicadores animais

Foram selecionados dois indicadores animais de forma a avaliar a qualidade do hidroperíodo: a capivara e o cisne-do-pescoço-preto. A seleção de apenas duas espécies deu-se em função da pouca informação disponível. Recomenda-se, no entanto, que estudos futuros agreguem um número maior desse tipo de indicador.

A capivara foi selecionada como uma das espécies animais a ser utilizada para a definição da qualidade do habitat em função do gerenciamento hidrológico, visto que é um dos principais representantes da fauna do Banhado do Taim. Outro fator que conduziu para a escolha dessa espécie foi o fato dela ter sido estudada por um grande número de pesquisadores, podendo-se dizer que seu comportamento frente à diversidade de condições hidrológicas é bem conhecido.

Embora a capivara seja um animal que tem boa capacidade de adaptação ao ambiente no qual se encontra, tendo sido encontrada em locais fortemente impactados, pode-se considerar que as capivaras somente sairão da ESEC-Taim em busca de outros locais se as condições ambientais não forem adequadas. A baixa qualidade ambiental para a capivara também se reflete na qualidade de habitats para outras espécies que têm comportamento similar como, por exemplo, o ratão-do-banhado.

Dentro da área da ESEC-Taim a capivara também desempenha um papel muito importante na produção da *Zizaniopsis bonariensis*, pois, segundo a EPA (1995), os herbívoros são os recicladores de nitrogênio mais eficientes entre todos os animais, visto que principalmente através de sua urina, fazem solúveis importantes quantidades de nitrogênio que regressam novamente à vegetação, mantendo sua fertilidade. Além deste fato, ao consumir a forragem existente, promove um maior crescimento das espécies, conduzindo a uma maior produtividade.

Também é importante lembrar que, com a ausência de condições adequadas dentro da ESEC-Taim, a capivara busca locais favoráveis para a manutenção de sua atividade vital, sendo que as plantações de arroz do entorno da ESEC-Taim tornam-se seus alvos preferidos. Nesse caso, se o bando de capivaras for grande, podem ocorrer grandes danos à plantação, correndo o risco de serem ameaçadas, uma vez que se tornariam inimigas dos orizicultores.

Sob o ponto de vista de hidroperíodo, pode-se dizer que as capivaras constituem indicadores que representam a variabilidade temporal e espacial de um habitat, frente a diferentes condições hidrológicas: temporalmente, pois a distribuição do bando de capivaras é fortemente influenciada pelas condições hidrológicas de cada época analisada e, espacialmente, pois elas se deslocam no interior do banhado em busca de locais adequados.

Na região do Banhado do Taim as capivaras encontram-se em maior número junto às áreas assinaladas na Figura 4. 12. Essas áreas foram delimitadas por polígonos e estão apresentadas na Figura 5. 11(a), e correspondem a locais onde é possível identificar a existência da ocorrência de macrófitas, água e zonas de topografia elevada.

O cisne-do-pescoço-preto foi o segundo indicador animal selecionado. A escolha da espécie foi uma forma de avaliar uma ave bem característica do Banhado do Taim (a espécie é o símbolo do local), e que depende do mesmo durante um período do seu ciclo de vida. Ainda, segundo Corti (1995), o cisne-do-pescoço-preto é indicador biológico de muita utilidade, permitindo avaliar micro e macro mudanças ambientais. Sua etologia¹⁶, hábitos alimentares e tipo de ambiente em que vive, indicam problemas de contaminação já existente em corpos d'água, causados por introdução de matéria orgânica e outros nutrientes provenientes das atividades humanas.

Conforme mencionado, o cisne-do-pescoço-preto é encontrado com maior frequência junto às lagoas Nicola e Jacaré e aos canais e diques marginais à BR 471. A maior frequência de ocorrência, no entanto, é na área ao norte da Lagoa Jacaré (Otero *et al.*, 2004). Na Figura 4. 11 foram apresentadas as áreas comumente ocupadas pela espécie, e na Figura 5. 11(b) são apresentados polígonos na cor branca, delimitando essas regiões.

¹⁶ a etologia estuda padrões de comportamento específicos das espécies em ambiente natural.

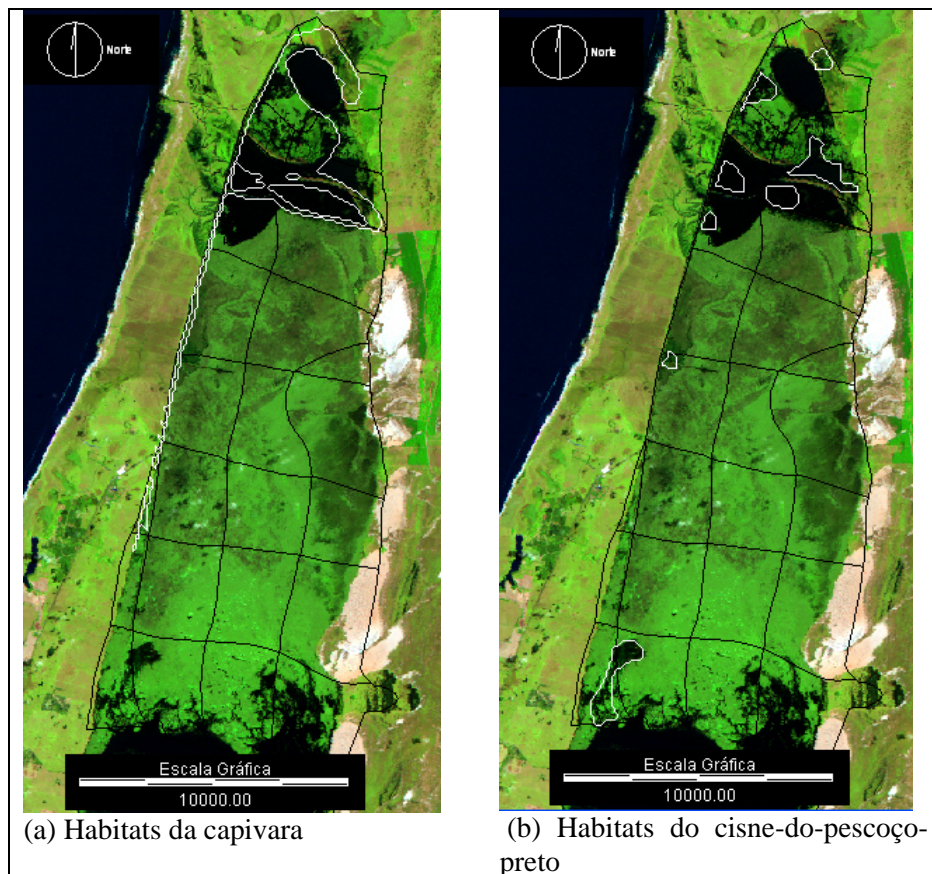










Figura 5. 11 - Habitats para a capivara e o cisne-do-pescoço-preto dentro do Banhado do Taim/RS delimitados por polígonos brancos (Imagem Landsat TM, composição colorida 5R4G3B)

A ausência de condições adequadas para receber os cisnes-do-pescoço-preto na época da migração faz com que a ave procure locais alternativos para o aninhamento e reprodução, conforme já observado no Banhado do Taim (Otero *et al.*, 2004; Diário Popular, 2003; observação da autora). É provável que se condições sub-ótimas persistirem, o local seja eliminado da rota de pouso e, ainda, pode haver grande impacto na redução da população, devido às baixas taxas de natalidade, conforme já observado por Corti (1995).

Sob o ponto de vista da metodologia proposta nesse trabalho, o cisne-do-pescoço-preto também representa um indicador com características temporal/espacial.

5.1.3 Considerações finais sobre o padrão de banhado a ser preservado

A partir do regime hidrológico, da seleção dos indicadores, e da identificação dos habitats a eles relacionados, pôde-se definir, portanto, o seguinte padrão de Banhado do Taim a ser preservado:

-  a análise estatística do comportamento hidrológico do Banhado do Taim mostra uma forte sazonalidade no hidroperíodo, com picos de seca no mês de Abril e cheias em Outubro;
-  as características sazonais do hidroperíodo não devem ser alteradas, pois as épocas em que ocorrem os ciclos de cheia e estiagem estão em sincronia com necessidades das espécies que se encontram no interior do Banhado do Taim;
-  existe limite para a variabilidade da lâmina de água, e esse limite deve ser adequadamente definido para evitar a perda de habitat para as espécies;
-  a partir da premissa de que o atual padrão do Banhado do Taim deve ser conservado, a estrutura da vegetação do local deve permanecer inalterada: não deve haver retração ou expansão das áreas que atualmente são ocupadas por vegetação emergente, flutuante, submersa ou arbustiva;
-  a variabilidade da lâmina de água deve ser tal que sejam mantidas as áreas secas atualmente existentes na região do banhado, visto que as mesmas constituem local de desova, abrigo e descanso para várias espécies;
-  pulsos de cheia devem ocorrer, pois se constituem em uma oportunidade para o deslocamento para um grande número de animais, além de permitirem a circulação de água em diferentes regiões do Banhado do Taim. Pulsos também são importantes, pois regularizam a densidade das populações;
-  a presença de áreas com água profunda é essencial para a manutenção da microfauna, ictiofauna, lontras, tartarugas, e aves mergulhadoras entre outras;
-  a presença de áreas com água rasa é fundamental para o desenvolvimento de determinadas espécies (vegetação submersa, moluscos, etc.), além de comportar aves não mergulhadoras.

5.2 Estabelecimento de índices de adequabilidade

A seguir são apresentados os procedimentos empregados para a definição dos índices de adequabilidade das espécies indicadoras selecionadas, de acordo com as suas necessidades das mesmas com relação ao habitat. Também são apresentadas algumas restrições, relativas ao nível da água, que devem ser observadas para que sejam mantidas condições adequadas para alguns indicadores biológicos não selecionados previamente.

5.2.1 Índice de adequabilidade para os indicadores vegetais

Foram selecionados dois indicadores vegetais de forma a avaliar a qualidade do hidroperíodo: a *Zizaniopsis bonariensis* e o *Scirpus giganteus*. Os procedimentos empregados para a determinação do índice de adequabilidade para essas duas espécies são apresentados a seguir.

5.2.1.1 Índice de adequabilidade para a *Zizaniopsis bonariensis*

Na literatura foram encontradas poucas referências sobre a relação da *Z. bonariensis* com a água no Banhado do Taim. Mesmo em outros locais, a descrição da espécie e sua relação com a água é meramente qualitativa, baseada em algumas observações de campo. Na escassez de dados concretos para a elaboração de um índice de adequabilidade, uma alternativa consistiu na utilização dos valores encontrados na literatura e obtenção de novos índices a partir do cruzamento de dados hidrológicos, observações de campo, além de imagens de satélite.

Os critérios obtidos com base em revisão bibliográfica foram:

- 1) a manutenção de uma lâmina de água de 10 cm já favorece o desenvolvimento da espécie (Giovannini, 1997);
- 2) a ausência de água na superfície é desfavorável para o crescimento e desenvolvimento da espécie (Giovannini, 1997);
- 3) a oscilação da lâmina de água entre 20 e 70 cm favorece o desenvolvimento e permanência da *Zizaniopsis bonariensis* (Galletti, 2001).
- 4) no Banhado do Taim a *Z. bonariensis* está presente onde a lâmina de água oscila entre 20 e 70 cm (Ferreira, 2006).

Com essas informações, obtidas na literatura, pode-se dizer que o conhecimento sobre as necessidades da espécie com relação aos níveis de água corresponde a uma faixa de valores entre uma lâmina de água nula até 70 cm. Não foram encontradas referências diretas sobre os impactos de longos períodos da permanência de lâminas de água específicas e sua relação com a espécie. Em função da escassez deste tipo de informação, não pode ser conduzida uma análise neste sentido.

De forma a agregar mais informação aos dados obtidos e aproveitando o fato de que a vegetação se encontra no banhado porque está “acostumada” ao regime hidrológico sob o qual está sujeita, foi analisada a série de níveis no banhado em regiões com abundância de vegetação, na tentativa de encontrar subsídios para definir uma curva para o índice de adequabilidade da espécie. Foram tomadas as células 9, 14 e 25 (do modelo de células - Figura 5. 1) como referência para o cálculo das lâminas de água, visto que nessas regiões existe abundância de *Zizaniopsis bonariensis*.

Utilizando modelos programados em linguagem FORTRAN no contexto desta pesquisa, conjuntamente com técnicas de geoprocessamento, foram geradas 528 imagens mensais (Jan/1960 a Dez/2003), cruzando as informações obtidas a partir do modelo hidrológico-hidrodinâmico de células (cota do nível de água em cada célula) e o modelo numérico do terreno de fundo do Banhado do Taim (no item 5.3.1.1 *Modelo para verificação da qualidade do habitat da Zizaniopsis bonariensis* são encontradas informações mais detalhadas sobre esse procedimento). A determinação da lâmina de água consistiu na sobreposição das imagens, com mesma resolução espacial, de forma a realizar a subtração entre a cota do nível da água de cada mês e a cota do terreno de fundo. Foram analisados 528 meses de simulação em 2153 *pixels* de 100 x 100 m nessa região, gerando um total de 1.136.784 lâminas de água analisadas. Um histograma de freqüência de ocorrência de lâminas de água foi construído, conforme a Figura 5. 12.

É possível verificar que o histograma de freqüência de ocorrência das lâminas de água se aproxima de uma distribuição assimétrica, havendo predominância de lâminas de água nula, e entre 0,2 e 0,7 m. Essa última faixa de valores encontra-se dentro dos valores esperados para locais onde este tipo de vegetação está presente, conforme encontrado na literatura. Por sua vez, a lâmina de água nula foi registrada somente no período mais seco da série hidrológica, que se estendeu de 1989 a 1997.

Considerou-se que a análise do histograma de freqüência de ocorrência de lâminas de água foi acertada, visto que os resultados obtidos foram concordantes com a literatura e

observações de campo. Assim, optou-se pela utilização do mesmo histograma, combinado com os valores encontrados na literatura, de forma a guiar o processo de determinação da curva do índice de adequabilidade.

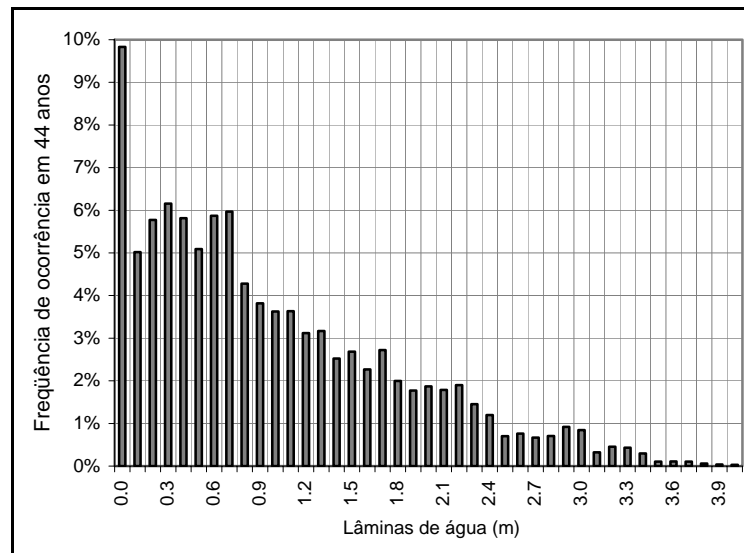


Figura 5. 12 – Histograma de freqüência de ocorrência de lâminas de água nas células 9, 14 e 25 do modelo hidrológico-hidrodinâmico aplicado ao Banhado do Taim/RS

De forma a complementar a informação para a elaboração da curva do índice de adequabilidade, poderiam ter sido utilizadas imagens de satélite, conforme foi sugerido na metodologia. No entanto, preferiu-se a utilização das imagens de satélite somente para a definição de valores limites da curva, conforme apresentado a seguir; isso para priorizar o uso das mesmas na etapa de validação do índice de adequabilidade, de forma a evitar que o dado utilizado para a elaboração do índice também fosse utilizado para validá-lo.

O ajuste de uma curva assimétrica¹⁷ (Figura 5. 13) foi realizado sobre o histograma, utilizando valores da literatura e alguns valores limites, obtidos em fase posterior de validação do índice. Assim:

- lâminas de água superiores a 2,8 m não promovem condições para o crescimento e manutenção da espécie: esse critério foi decidido na fase de validação do índice em função da análise das imagens de satélite, onde se verificou que situações com lâmina de água superior a esse valor chegaram a promover a extinção da vegetação em algumas zonas dentro do Banhado do Taim.

- corroborando com a observação de Giovannini (1997), na fase de validação do índice de adequabilidade as imagens de satélite no Banhado do Taim revelaram que períodos secos foram extremamente desfavoráveis para a vegetação, sendo que as mesmas persistiram no local em condições abaixo das ideais. Desta forma, considerou-se que a ausência de lâmina de água na superfície gera um cenário bem desfavorável sob o ponto de vista ambiental, sendo atribuído o índice de adequabilidade 0;
- o índice de adequabilidade definido é máximo quando a lâmina de água é 50 cm, sendo este um valor intermediário entre 20 e 70 cm, mencionados por autores como Galletti (2001) e Ferreira (2006).

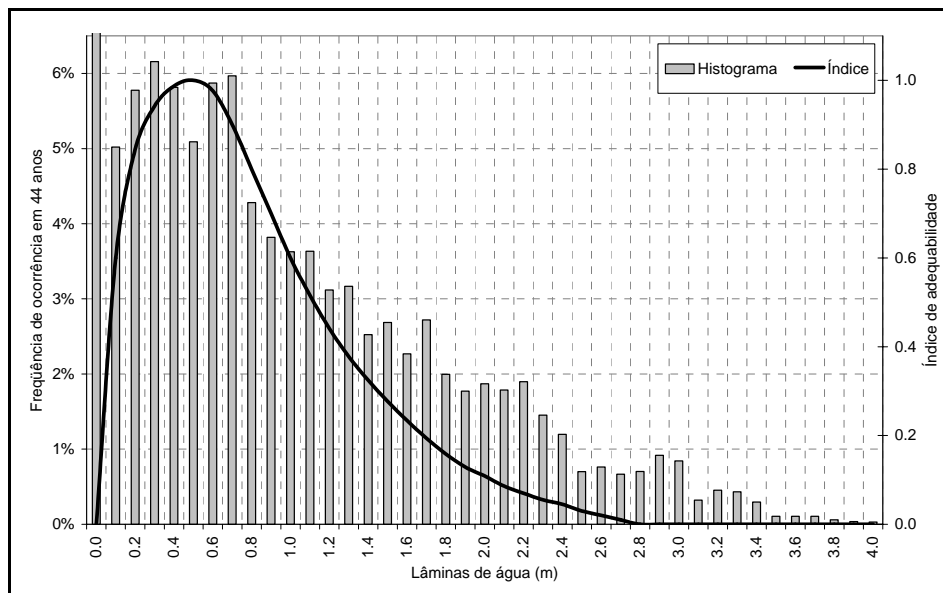


Figura 5. 13 – Curva de índices de adequabilidade da *Zizaniopsis bonariensis* em função da lâmina d'água no Banhado do Taim/RS

5.2.1.2 Índice de adequabilidade para o *Scirpus giganteus*

Para determinar o índice de adequabilidade da espécie, foram utilizadas as informações obtidas a partir da revisão bibliográfica, e aplicadas na região leste do Banhado do Taim, onde ocorre predominância dessa espécie (Figura 4. 6).

De forma quantitativa, a única informação relacionada com a necessidade de água foi encontrada no trabalho de Giovannini (2004), que menciona que a lâmina de água não deve ser superior a 20 cm. Segundo a autora, essa medida evita ajuda a evitar a extinção

¹⁷ $IA = -0,517.w^6 + 4,299.w^5 - 14,242.w^4 + 23,841.w^3 - 20,696.w^2 + 7,752.w + 0,0027$ equação válida para lâminas de água (w em metros)

variando entre 0 e 1,8 m. $IA = 0,049.w^2 - 0,341.w + 0,558$ equação válida para lâminas de água (w em metros) superior a 1,8 m até 2,8 m.

da planta, já que ela possui baixa tolerância à sobrevivência em locais onde a lâmina de água é superior a esse valor.

Em função da necessidade de novas informações para a definição da curva que relaciona o índice de adequabilidade para diferentes lâminas de água, foi empregado um procedimento similar àquele adotado para a determinação do índice de adequabilidade da *Z. bonariensis*. Assim, foi determinado um histograma de freqüência de ocorrência de lâminas de água (Figura 5. 14) nas regiões ocupadas pelo *S. giganteus*. Nessa figura é possível identificar que, aproximadamente, 55% das lâminas de água ocorridas na região ocupada pelos *S. giganteus* esteve abaixo de 0,05 m; na mesma figura é apresentado um detalhe para valores de lâmina de água acima de 0,10 m. Para esses valores, percebe-se um decaimento exponencial da freqüência de ocorrência de lâminas de água.

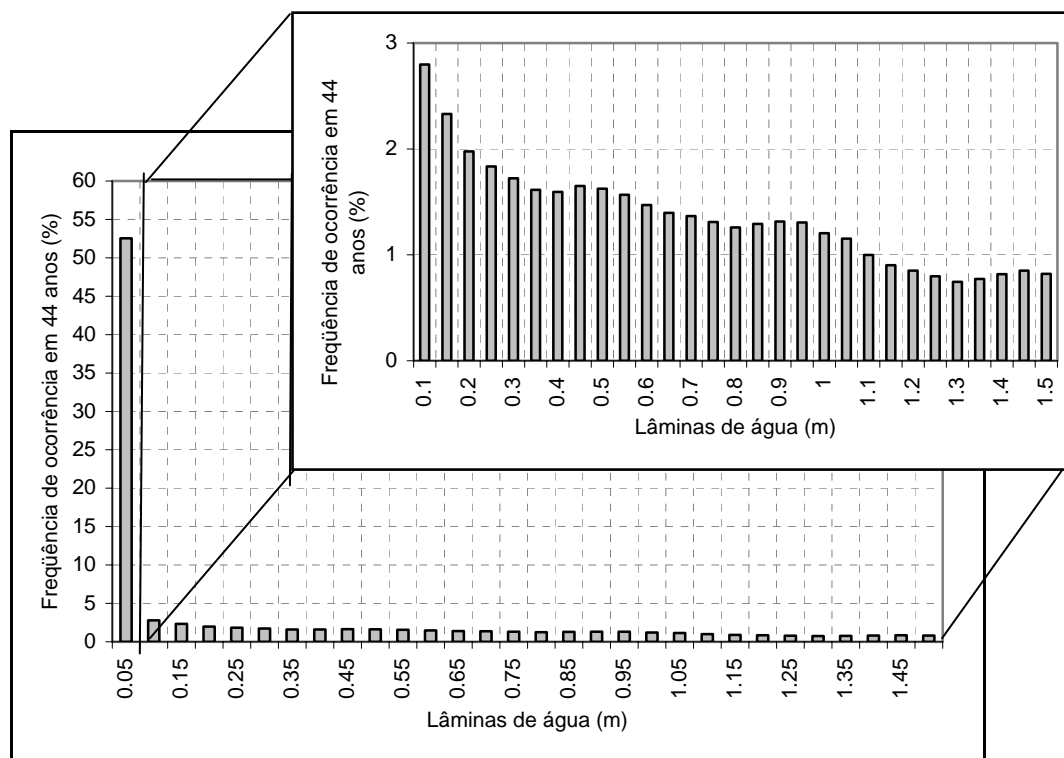


Figura 5. 14 - Histograma de freqüência de lâminas d'água nas regiões ocupadas pelo *S. giganteus* no Banhado do Taim/RS

Segundo pode-se constatar no histograma, o comportamento do mesmo corrobora com a afirmação de Giovannini (2004) e Uruguay (1997). De fato, lâminas de água superiores a 0,20 m ocorreram em menos de 50% das áreas analisadas (células 15 e 19) e ao longo dos meses. Dessa forma, considerou-se o procedimento acertado, e decidiu-se criar um índice de adequabilidade a partir das informações do histograma e bibliografia.

Assim, para o *S. giganteus*, a presença de água na superfície até a lâmina máxima de 10 cm, foi considerada excelente para a espécie. A partir desse valor, foi proposta uma curva com alta taxa de decaimento do índice de adequabilidade, em função do aumento da lâmina d'água (Figura 5. 15). O decaimento¹⁸ foi proposto de forma a acompanhar as observações do histograma apresentado em detalhe na Figura 5. 14.

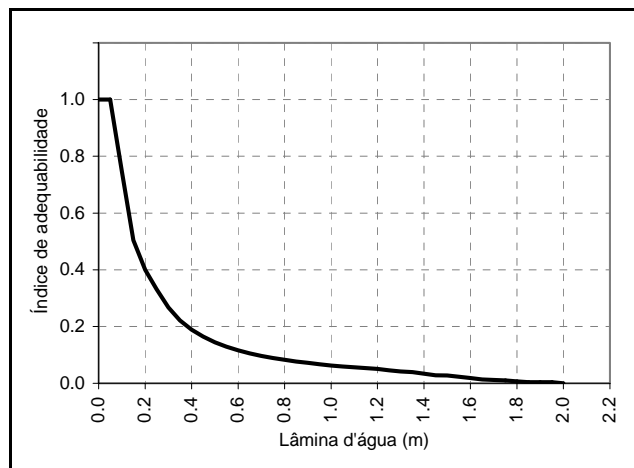


Figura 5. 15 – Índice de adequabilidade para o *S. giganteus* em função da lâmina d'água no Banhado do Taim/RS

5.2.2 Índice de adequabilidade para os indicadores animais

Foram selecionados dois indicadores animais, de forma a avaliar a qualidade do hidroperíodo: a capivara e o cisne-do-pescoço-preto. A seguir são apresentados os procedimentos empregados para a determinação do índice de adequabilidade para essas duas espécies.

5.2.2.1 Índice de adequabilidade da capivara

A capivara necessita, simultaneamente, de três fatores essenciais em um habitat: disponibilidade de água, forragem e áreas para descanso e refúgio. A Fotografia 5. 1 representa essa condição, onde é possível identificar a presença de *Z. bonariensis*, de área seca e corpo de água, configurando a situação ideal para a presença de capivaras. Neste sentido, o hidroperíodo pode influenciar a qualidade do habitat de várias formas. Por exemplo, se há manutenção de níveis de água elevados, as áreas secas - que servem como locais de refúgio e descanso, serão perdidas: sob essa mesma condição, a produção de

¹⁸ a equação de decaimento é $IA = 0,063.w^{-1.2}$, válida para lâminas de água (w em metros) maiores ou iguais a 0,10 m.

fornagem será diminuída, ou mesmo extinta se condições desfavoráveis persistirem. Por outro lado, se os níveis de água forem muito baixos, haverá desaparecimento de corpos de água que servem como local para termorregulação das capivaras, como corredores para o deslocamento da espécie, além de provocar a redução ou extinção da forragem.



Fotografia 5. 1 – Região de habitat típico da capivara na ESEC-Taim/RS (Fotografia da autora: Outubro de 2005)

A existência destes três fatores, no entanto, não assegura habitat adequado para a capivara, visto que a distribuição dos mesmos na paisagem é de grande importância. A distância entre a água, a forragem e o local de descanso não deve inviabilizar a presença da capivara no local, pois ela tem capacidade limitada de busca. Alguns autores sugerem, com base em observações, que a capivara consegue percorrer distâncias de até 1000 m para satisfazer suas necessidades básicas (Ojasti, 1973 *apud* FAO, 1995). Portanto, além das limitações impostas pelas condições hidrológicas, o índice de adequabilidade deve incorporar o limitador espacial de busca pelo habitat adequado. Assim, o ambiente estará adequado para a capivara se forem encontrados os três elementos essenciais dentro de uma área limitada de busca (Figura 5. 16).

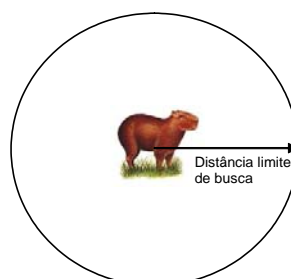


Figura 5. 16 – Esquema de zona de busca por água, forragem e descanso para a capivara

Como a *Zizaniopsis bonariensis* é conhecidamente a principal fonte de alimento da capivara na ESEC-Taim (Borges *et al.*, 2001) e, dada a falta de informação sobre outras forragens, essa macrófita foi o fator forragem considerado para a definição do índice de adequabilidade da capivara. Em trabalhos futuros poderão ser utilizados outros tipos de forragem de forma a complementar a pesquisa. Para fins de verificação da possibilidade do local ser considerado como área de forragem, considerou-se que a *Z. bonariensis* somente estaria disponível em condições adequadas para o consumo se o índice de adequabilidade da mesma fosse igual ou superior a 0,30 (com lâmina de água oscilando entre 0,1 e 1,5 m). Esse critério foi definido em função dos resultados obtidos para a *Z. bonariensis*, conforme será apresentado posteriormente.

As áreas com ausência de água superficial (áreas secas) foram consideradas áreas de descanso e refúgio. Locais com lâmina de água superior a 1,50 m foram considerados como um corpo d'água, pois mesmo com a presença da vegetação emergente poderiam ser utilizadas para o deslocamento das capivaras. Com os critérios utilizados, as áreas onde o índice de adequabilidade da *Z. bonariensis* foi inferior a 0,30, e houve presença de lâmina de água, foram considerados corpos de água. Na prática, no entanto, estes locais poderiam comportar outro tipo de vegetação, que não foi identificada durante esta pesquisa. Provavelmente, em trabalhos futuros essa incerteza será resolvida, uma vez que um maior número de espécies for incluída como indicador biológico, permitindo que seja analisada a possibilidade de desenvolvimento de outras espécies sob condição específica.

A qualidade ambiental também é o resultado da área de habitat disponível e do número de indivíduos que dela dependem. Na ESEC-Taim não existem pesquisas avaliando a necessidade de cada indivíduo em termos de área. No entanto, Herrera (1986) sugere que a densidade adulta seja de 1 ind/ha, visto que a densidade pode atuar como um regulador do crescimento da população, elevando as taxas de mortalidade. Assim, o índice de adequabilidade deve ser maior para cenários hidrológicos que promovam maiores condições de habitat em termos de área, proporcionando a existência de uma maior número de indivíduos.

Como é praticamente desconhecida a área efetivamente utilizada pelas capivaras no interior do Banhado do Taim, ou o número de indivíduos do local, inicialmente foi realizado um processo de modelagem que avalia as regiões que se constituíam em habitat para diferentes cenários hidrológicos (foi utilizada a série histórica para este fim). Nesta fase inicial foi considerado habitat todo local em que é possível atender às necessidades básicas

da capivara, ou seja, água, forragem e refúgio dentro de uma zona limitada de busca. Informações sobre o modelo desenvolvido durante esta fase são apresentadas no item 5.3.1.2 *Modelo para verificação da qualidade do habitat da capivara*.

Uma vez que os habitats de cada mês foram conhecidos, foram determinadas as respectivas áreas e estas foram associadas à cota do nível d'água (eixo principal da Figura 5. 17). Pode-se verificar nesta figura que pequenas oscilações do nível d'água já são suficientes para que haja perda ou ganho de habitats, dada a topografia muito plana do interior de Banhado e as restrições impostas para a condição de habitat da capivara. Assim, como níveis superiores a 3,19 m não propiciam a manutenção de habitats, devido à inundação das áreas que servem para refúgio e descanso, níveis abaixo da cota 1,23 m levam a uma condição de desconexão dos corpos d'água, tornando as áreas elevadas isoladas. Essa condição inviabiliza a busca pelo habitat, de acordo com critérios adotados neste trabalho. Novamente, ressalta-se que os resultados obtidos podem ter sido influenciados pela disponibilidade de dados para a elaboração do MNT; um refinamento no mesmo poderá modificar esses resultados.

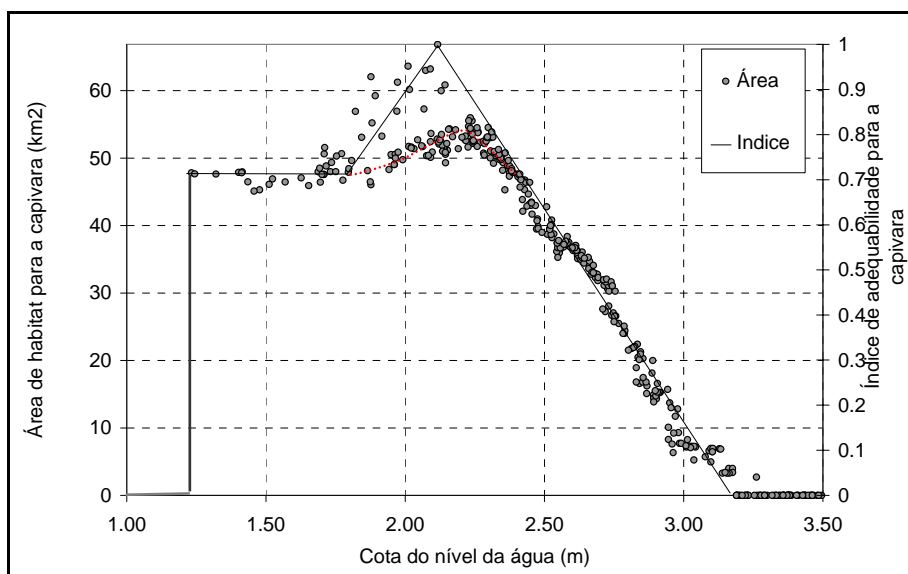


Figura 5. 17 - Índice de adequabilidade para a capivara em função da área total de habitat no interior do Banhado do Taim/RS

No eixo secundário da Figura 5. 17 é apresentado o índice de adequabilidade para a capivara. Para a definição deste índice foram utilizados três ramos de retas¹⁹, que seguiram

¹⁹ para cota do nível d'água entre 0 e 1,23 m o valor do índice de adequabilidade é 0; para cota do nível d'água entre 1,23 e 1,78 m o valor do índice de adequabilidade é de 0,71; para cota maior a 1,78 m até 2,12 m o valor do índice de adequabilidade é dado pela equação $IA = 1.441.W - 0.445$; para cota superior a 2,12 m até 3,19 m o valor do índice de adequabilidade é dado pela

a tendência da relação entre cota do nível d'água e área de habitat. Na definição do índice de adequabilidade optou-se pelo conservadorismo, e se considerou que a maior área de habitat gera o maior índice de adequabilidade correspondente. No entanto, outros critérios poderiam ser adotados como, por exemplo, considerar a tendência apresentada na Figura 5. 17 (em linha tracejada vermelha).

Para estudos futuros, recomenda-se que seja realizada uma contagem da população de capivaras no interior do Banhado do Taim, possibilitando a utilização de um índice de adequabilidade baseado também na densidade de indivíduos por unidade de área. Para esta espécie, a topografia exerce grande influência nos resultados. Assim, um refinamento no MNT, principalmente junto ao canal marginal à BR-471, também poderá contribuir para uma melhor definição do índice de adequabilidade.

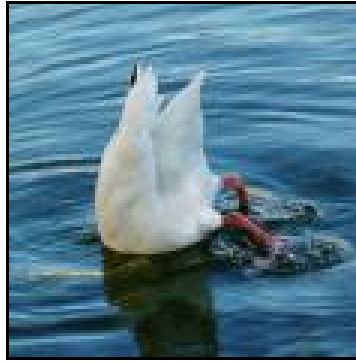
5.2.2.2 Índice de adequabilidade do cisne-do-pescoço-preto

Foram considerados os seguintes elementos, de forma a definir as necessidades dessa espécie:

- 1) o cisne-do-pescoço-preto possui necessidades especiais com relação ao habitat, visto que consegue deslocar-se bem em corpos d'água, mas não em terra;
- 2) o cisne-do-pescoço-preto introduz a cabeça e pescoço na água para obtenção de alimento (Fotografia 5. 2). Assim, o comprimento de seu pescoço limita sua capacidade de obtenção de comida. Conforme mencionado no item 4.6.4 Aves, o comprimento médio do pescoço da espécie é de 40 cm, sendo esse um valor aproximado da lâmina de água máxima em que é possível obtenção de alimento. Para a definição desse valor também foi utilizado o resultado do questionário enviado ao pesquisador Paulo Corti (2005), biólogo que tem várias pesquisas realizadas com essa ave no Chile;
- 3) 40 cm de lâmina de água também garantem a locomoção da espécie em água;
- 4) as condições mencionadas nos itens acima devem ocorrer durante o período de migração da espécie para ESEC-Taim, ou seja, desde o início do inverno até o princípio do verão.

Assim, o índice foi definido conforme a Figura 5. 18, e optou-se por avaliar essas condições no período que se estende de Junho a Novembro, que corresponde aos meses onde há uma maior presença dessa ave no Banhado do Taim.

equação $IA = -0.0493.W + 3.2945$; para cota superior a 3,19 m o índice de adequabilidade é zero. Equações válidas para W em



Fotografia 5. 2 – Cisne-do-pescoço-preto buscando alimento (Fonte: Damisela, 2004)

O índice definido é máximo quando a lâmina de água varia entre 30 e 50 cm. A ausência de água superficial não possibilita a presença da espécie no Banhado do Taim. A lâmina de água igual ou superior a 80 cm foi considerada inadequada. Foi considerado índice de adequabilidade superior a 0 para lâminas de água de 0 até 30 cm, pois lâminas de água dessa magnitude não afetam consideravelmente a alimentação do cisne. Índices de adequabilidade superiores a 0 também foram considerados para lâminas de água entre 50 cm e 80 cm devido à formação de bordas favoráveis nos locais alagados.

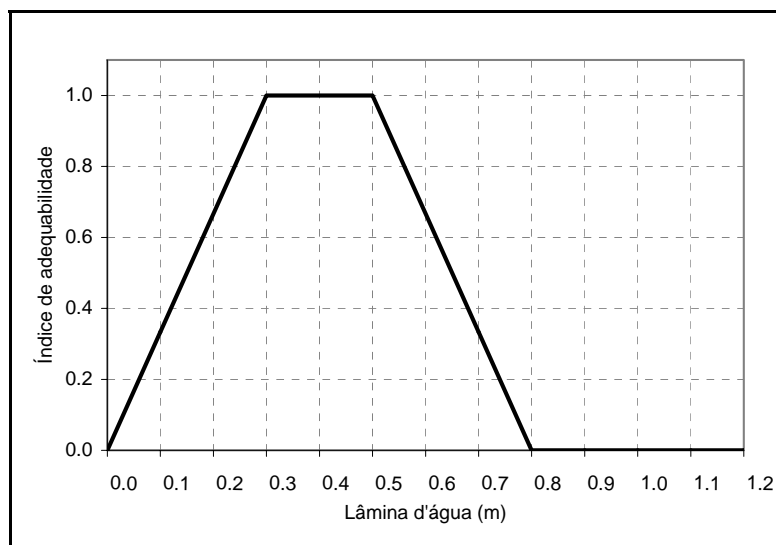


Figura 5. 18 – Índice de adequabilidade para o cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS

5.2.2.3 Outros indicadores biológicos a serem considerados (sem modelagem)

Além dos indicadores anteriormente apresentados, para os quais foi realizada modelagem com a finalidade de identificar a qualidade do habitat, conforme é apresentado

no item 5.3, a seguir são apresentados alguns critérios a serem observados para que haja manutenção de outros indicadores biológicos que não foram modelados.

Peixes

O período de recorrência entre anos caracterizados como secos não deve ser inferior a 3 anos (Trexler *et al.*, 2004), caso contrário a qualidade do habitat é reduzida de acordo com o índice proposto pelos autores (Figura 4. 7).

Tartarugas

Não permitir que o nível de água do período compreendido entre os meses de outubro a janeiro seja superior ao do mês de setembro. As áreas secas para desova ficam definidas nesse mês, sendo que entre outubro a janeiro as fêmeas depositam seus ovos em locais secos às margens de corredores de água (Bager, 2003). Qualquer elevação do nível d'água nesse período pode submergir os ovos, que não eclodirão.

Jacaré

De forma a evitar a inundação e predação dos ninhos, a variação (aumento ou redução) da lâmina de água durante o período de incubação (90 dias) não deve ser maior que 15 cm (Rice *et al.*, 2004), relativamente àquela existente durante a época de início de nidificação (outubro). À medida que essa variação aumenta, pode-se considerar que haverá uma maior perda de ovos, conforme é apresentado na Figura 4. 10.

Coscoroba (Coscoroba-coscoroba)

Na Fotografia 5. 3 é possível identificar algumas coscorobas se alimentando, com a cabeça dentro da água, semelhante ao cisne-do-pescoço-preto, sendo que normalmente são vistas juntas na área do banhado.



Fotografia 5. 3 – Coscorobas no Banhado do Taim/RS (Fotografia da autora: Julho de 2005)

A espécie é migratória e sua chegada ao Banhado do Taim coincide com a chegada do cisne-do-pescoço-preto. Trata-se de uma espécie com necessidades muito parecidas com as do cisne-do-pescoço-preto e, portanto, a garantia de habitat em qualidade adequada para cisne garante também habitat para a coscoroba.

Poderiam ser considerados outros critérios como, por exemplo:

- 🌐 lâminas d'água maiores a 45 cm para aves que mergulham (Eng *et al.*, 1979 *apud* Payne, 1992), sendo que o valor ideal seria manter a lâmina d'água entre 60 e 90 cm (Lokemoen *et al.*, 1984 *apud* Payne, 1992);
- 🌐 para aves com pernas longas (como é o caso da garça) a lâmina de água pode variar desde 15 cm até 3,7 m, considerando como um valor ótimo o intervalo de 0,3 a 1,2 m (*Atlantic Waterfowl Council*, 1972 *apud* Payne, 1992).

No Banhado do Taim, aves mergulhadoras e de pernas longas são avistadas, freqüentemente, junto às margens do canal lateral à BR 471 e lagoas Nicola e Jacaré. Portanto, a manutenção desses corpos de água assegura, de forma indireta, a presença dessas aves.

Outros critérios para a conservação de outras espécies de mamíferos poderiam ser:

- 🌐 a associação de macrófitas emergentes e água com profundidade entre 46 e 61 cm, garante a presença de grandes populações de roedores (Payne, 1992);
- 🌐 para o máximo uso de habitats por roedores, como o ratão-do-banhado, Eng *et al.* (1979 *apud* Payne, 1992) recomendam que 50 a 75% da área da terra úmida tenha uma lâmina de água entre 20 e 45 cm.

5.3 Modelagem e validação dos índices de adequabilidade

Uma vez definidas as espécies indicadoras e os índices de adequabilidade correspondentes, a etapa seguinte consistiu em verificar a capacidade desses índices reproduzirem a adequabilidade encontrada em campo. Assim, para cada indicador biológico selecionado, foi avaliada temporal e espacialmente a qualidade do habitat, a partir de modelos desenvolvidos no contexto desta pesquisa. A qualidade ambiental, obtida a partir da modelagem (5.3.1 Modelos para avaliação da qualidade ambiental), foi comparada com verdade de campo para fins de validação dos índices, conforme será

apresentado no item 5.4 *Validação dos índices de adequabilidade utilizando modelagem de habitats*.

Após a validação dos índices, os mesmos modelos foram utilizados na etapa de definição de regras para o gerenciamento dos recursos hídricos do Banhado do Taim. Este assunto é apresentado no item 5.5 *Regras para o gerenciamento dos recursos hídricos no Banhado do Taim*.

5.3.1 Modelos para avaliação da qualidade ambiental

Os modelos para avaliação da qualidade ambiental foram desenvolvidos em linguagem de programação Fortran e foram baseados em técnicas de geoprocessamento. Foram aproveitados recursos do Idrisi Kilimanjaro para procedimentos intermediários e para a visualização dos resultados. Na etapa final de visualização foram utilizados recursos de programação em Visual Fortran.

Como em todos os índices de adequabilidade definidos nesta pesquisa, a análise da qualidade do habitat é realizada em função da lâmina de água em cada região, houve necessidade de conhecer esse elemento em todo o Banhado do Taim, ou especificamente nas regiões onde devem ser avaliados os indicadores. Como o monitoramento hidrológico no Banhado do Taim é realizado por meio de réguas e linígrafos, as informações hidrológicas estão relacionadas a uma cota referenciada no sistema IBGE. Nesse caso, para conhecer a lâmina de água é necessário subtrair a cota do nível da água da cota da topografia de fundo do Banhado, ambas no mesmo sistema geográfico.

Nesse caso, são necessárias, basicamente, duas informações para elaboração dos modelos de avaliação da qualidade de habitats: uma imagem que representa o modelo numérico da topografia de fundo do banhado e uma imagem que representa a cota da lâmina de água no banhado para o cenário hidrológico a ser avaliado.

Com a utilização do geoprocessamento foram geradas imagens do Banhado do Taim, representadas na forma de uma malha quadriculada. Cada quadrícula correspondeu a um *pixel*, de dimensão (ou resolução espacial) de 101,86 x 101,86 m.

Para a topografia do fundo do Banhado, foi utilizado o modelo numérico topográfico (MNT) obtido por Paz (2003), apresentado na Figura 5. 19. Embora o trabalho de elaboração do MNT tenha sido realizado com extremo cuidado, e tenha sido verificado novamente neste trabalho, sabe-se que ainda é necessário um extenso trabalho de campo, no sentido de obter uma melhor representatividade das cotas dentro da região. Para a

aplicação da metodologia apresentada nesta tese, a proposta inicial era um novo levantamento de dados topográficos em campo, de forma a refinar a qualidade da informação já disponível, e geração de um novo MNT, com melhor resolução espacial. No entanto, não ocorreram situações favoráveis sob o ponto de vista hidrológico, já que não ocorreram cheias suficientemente grandes que permitissem entrar no banhado em um barco, e nos períodos de estiagem o solo turfosso não permitia caminhar sobre o mesmo. Foi realizada, também, uma tentativa inicial de uso do MNT obtido pelo sensor SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) da NASA. No entanto, devido às limitações de precisão do aparelho para um local com topografia tão suave, escassez de informação na zona vegetada e erros facilmente detectáveis, foi descartado o uso deste recurso.

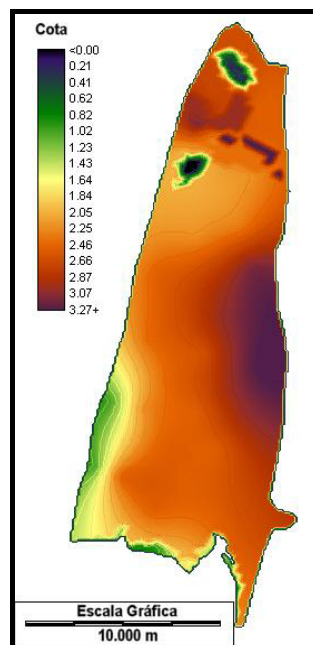


Figura 5. 19 – Modelo numérico da topografia de fundo do Banhado do Taim/RS (Revisado a partir do MNT de Paz, 2003)

Na etapa de verificação da representatividade dos índices de adequabilidade foram utilizadas as cotas médias mensais do nível da água obtidas a partir das simulações hidrodinâmica do modelo de células, comentado no item 4.5.4 *Modelo hidrológico-hidrodinâmico*. Convém ressaltar que foi analisada a compatibilidade entre as cotas das células utilizadas na modelagem hidrodinâmica e as cotas do modelo numérico topográfico de fundo do banhado. Como o produto da modelagem hidrodinâmica é um valor de cota média para cada célula (Figura 5. 1), houve necessidade de uma segunda etapa, que

consistiu na determinação de uma “superfície de cotas de água” para todo o banhado, uma vez que a cada *pixel* deve corresponder um valor de cota.

Para determinar a cota d’água em cada *pixel*, considerou-se a cota média fornecida pelo modelo hidrodinâmico de células no centróide de cada célula, e um interpolador (TIN - *Triangulated Irregular Network* do software IDRISI versão Kilimanjaro) foi utilizado para gerar os valores em cada *pixel*, conforme o processo seqüencial apresentado na Figura 5. 20. Na Figura 5. 20(a) é apresentada a cota média no centróide de cada célula, na Figura 5. 20(b) é apresentado o processo de triangulação e na Figura 5. 20(c) é apresentado o superfície de água gerada através da interpolação. É possível verificar que foram utilizados pontos fora da área da ESEC-Taim como um artifício para evitar decisões errôneas pelo interpolador junto às fronteiras do banhado.

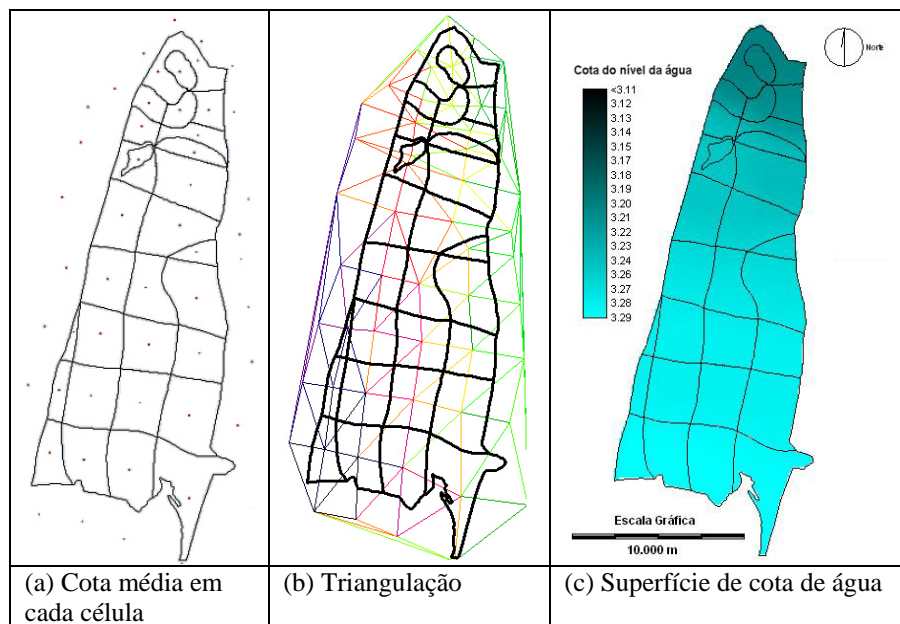


Figura 5. 20 – Processo utilizado para obtenção da superfície de cotas água no Banhado do Taim/RS

Para a etapa de verificação dos índices de adequabilidade, foram geradas 528 imagens de superfície de cota de água, cada uma correspondente a um mês existente na série de níveis disponível. A geração de cada uma dessas imagens passou pela seqüência apresentada na Figura 5. 20. Esta seqüência poderia ter sido omitida da modelagem, dada a pequena variabilidade das cotas no interior do Banhado do Taim, no entanto, optou-se pelo conservadorismo considerando a variabilidade das mesmas.

Posteriormente, cada um desses meses foi simulado, para o índice de adequabilidade de cada espécie indicadora a ser considerada, e os resultados foram comparados com realidade de campo (relatos, fotografias, imagens de satélite, observações, etc.).

A seguir são descritos os modelos específicos, elaborados para análise da qualidade de habitats de cada um dos indicadores selecionados. Posteriormente, o processo de verificação e os resultados são apresentados.

5.3.1.1 Modelo para verificação da qualidade do habitat da *Zizaniopsis bonariensis* e *Scirpus giganteus*

A avaliação da qualidade do habitat para a *Zizaniopsis bonariensis* e *Scirpus giganteus* foi realizada com o uso de uma modelagem, onde para cada *pixel* é determinada a lâmina de água, por meio da obtenção das diferenças entre os *layers* da cota da água em cada *pixel* e a correspondente cota do MNT. Uma vez determinada a lâmina de água para cada *pixel*, é realizada a associação da mesma com a curva que define o índice de adequabilidade, sendo que é atribuído o valor do índice para o *pixel* correspondente. Assim, ao final do processo cada *pixel* do modelo espacial do Banhado do Taim esteve associado a um valor de índice de adequabilidade.

O processo deve ser realizado para cada hidropérido a ser considerado. O produto final desse tipo de modelagem é um mapa em escala de cores, conforme o exemplificado na Figura 5. 21, que reflete a qualidade de cada *pixel* em relação à capacidade de comportar as espécies. Na Figura 5. 21 as regiões na cor preta indicam adequabilidade nula para a espécie se desenvolver, ou seja, as condições hidrológicas geraram um cenário muito desfavorável para a macrófita, podendo levar a mesma à extinção. Por outro lado, na região em cor azul petróleo, as condições hidrológicas mantêm a zona com alta adequabilidade para o desenvolvimento da macrófita.

A Figura 5. 21 apresenta os resultados obtidos para toda a superfície do Banhado do Taim. No entanto, é possível analisar o resultado somente dentro dos polígonos que representam as regiões ocupadas por cada espécie em análise, conforme os polígonos apresentados na Figura 5. 10.

Durante a fase de verificação da representatividade dos índices de adequabilidade, conforme será apresentado posteriormente, foram realizadas também a determinação de valores médios de longo período para cada *pixel*, com a finalidade de possibilitar a análise de condições sob as quais o Banhado do Taim esteve sujeito.

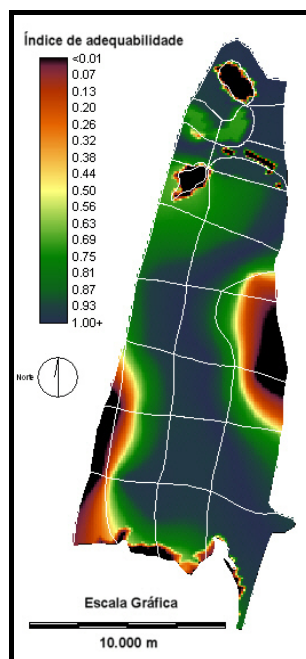


Figura 5. 21– Exemplo do produto da análise do índice de adequabilidade da *Zizaniopsis bonariensis* no interior do Banhado do Taim/RS

5.3.1.2 Modelo para verificação da qualidade do habitat da capivara

O modelo específico para avaliar a qualidade do habitat da capivara considera três elementos, conforme apresentado anteriormente. Nesse modelo são avaliadas, simultaneamente, as áreas onde existe habitat de qualidade para a *Zizaniopsis bonariensis*, locais onde não existem condições para o estabelecimento desse tipo de vegetação, visto que as lâminas de água são elevadas, caracterizando um corpo d'água, e ainda as regiões em que frente a um dado regime hídrico permanecem secas, não permitindo o desenvolvimento de vegetação.

Devem ser fornecidas ao modelo as seguintes informações: distância que a espécie pode percorrer em busca dos três elementos essenciais; índice de adequabilidade da vegetação que limita a presença da espécie no local, ou mesmo as condições para que a mesma possa servir de forragem; e critério de definição de locais considerados corpos d'água nos casos em que há lâmina de água e condições de presença de macrófitas.

Durante as simulações realizadas para o Banhado do Taim, foi considerado que áreas secas seriam aquelas onde a lâmina d'água fosse nula durante o mês simulado, e o índice de adequabilidade da *Zizaniopsis bonariensis* fosse menor que 0,30. Áreas vegetadas foram consideradas aquelas regiões onde o índice de adequabilidade da *Zizaniopsis bonariensis* fosse maior que 0,30 e a lâmina de água maior que zero, mas menor que 1,50 m. Para a definição de corpos de água optou-se por adotar os seguintes critérios: lâmina de água

superior a 1,50 m, ou então quando houvesse lâmina de água na superfície, com menos de 1,50 m, mas em que o índice de adequabilidade da macrófita fosse menor que 0,30.

A capacidade da capivara em buscar habitat adequado é mencionada por alguns autores, sugerindo que a mesma poderia deslocar-se até 1000 m para satisfazer suas necessidades básicas (Ojasti, 1973 *apud* FAO, 1995). Optou-se por uma distância de 900 m (raio de busca) para uma primeira análise, de forma a ser pouco conservador com relação a esse valor.

Sob o ponto de vista de modelagem, para cada cenário de gerenciamento da água, o modelo identifica em cada *pixel* dentro do modelo espacial do Banhado do Taim, qual é a situação do mesmo, em termos de habitat para a capivara. Por exemplo, se o *pixel* em questão é identificado (de acordo com os critérios definidos) como uma área seca (Figura 5. 22(a)), o modelo verifica se, em uma redondeza dentro do raio de busca, são encontradas áreas com os outros elementos básicos (pelo menos um *pixel* com cada elemento necessário), ou seja: vegetação e corpos d'água. Se essa condição é satisfeita, o *pixel* em questão é considerado um habitat para a espécie, caso contrário ele é rejeitado (Figura 5. 22(b)). A análise procede para todos os *pixels* dentro da área da ESEC-Taim, sendo que são considerados habitats para capivara, somente aqueles que cumprem as três condições fundamentais para a capivara, ou seja: existência de forragem, água e áreas secas, dentro do raio de busca.

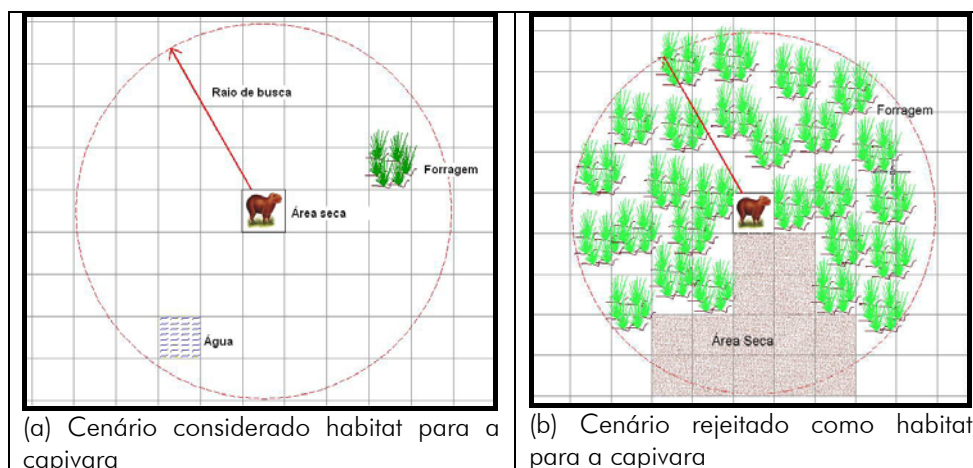


Figura 5. 22 – Esquema de identificação de habitats para a capivara no Banhado do Taim/RS

O modelo fornece, para cada cenário analisado, quatro elementos gráficos (Figura 5. 23): áreas identificadas como corpos d'água, áreas secas, forragem e por fim, as áreas de

habitat para as capivaras. As áreas consideradas como habitats correspondem às regiões que servem de área de circulação das capivaras, podendo ser local de forragem, descanso ou corpo de água em um mesmo mês. Finalmente a área total de habitat, para cada cenário analisado, é associada à curva do índice de adequabilidade para a determinação dos mesmos. Assim, a Figura 5. 23(d), por exemplo, receberia índice de adequabilidade 0,64 (Figura 5. 23(e)), em função da área de habitat disponível.

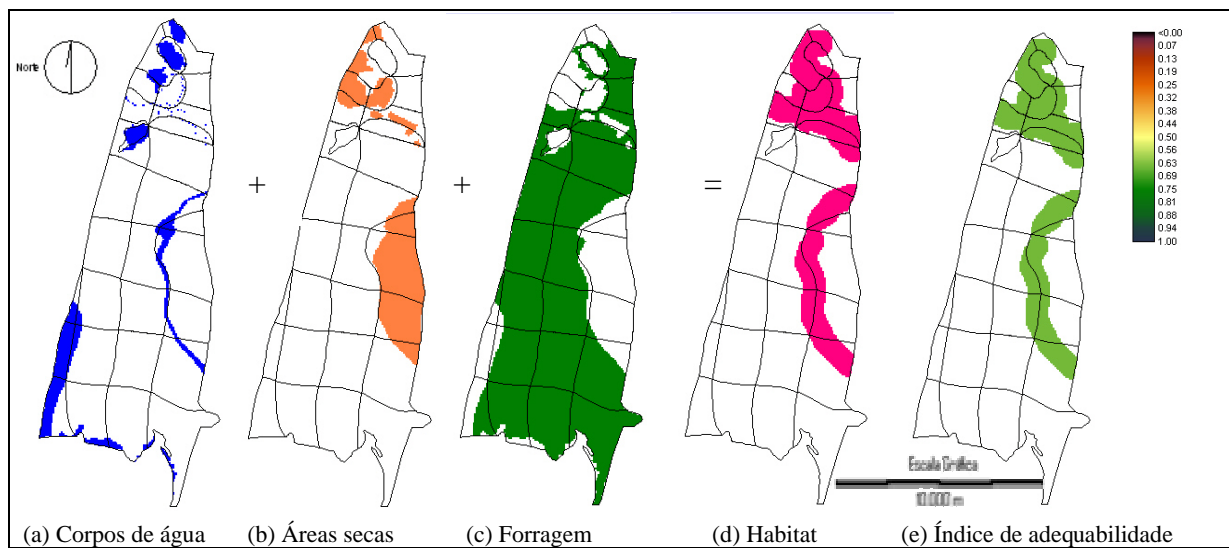


Figura 5. 23 – Representação esquemática do processo de determinação de habitats para capivaras no Banhado do Taim/RS

Com esse tipo de modelagem é possível avaliar espacial e temporalmente os locais que poderiam comportar bandos de capivaras e, também, avaliar qual deveria ser o esforço da espécie em busca de condições adequadas para sua sobrevivência.

É importante salientar que o modelo não tem a pretensão de modelar o comportamento da espécie dentro da ESEC-Taim, mas de avaliar as condições ambientais que propiciam a manutenção de habitats para essa espécie. Em estudos posteriores podem ser incluídos modelos matemáticos comportamentais para a capivara, a exemplo do apresentado por Federico e Canziani (2005).

5.3.1.3 Modelo para verificação da qualidade do habitat do cisne-do-pescoço-preto

O modelo utilizado para verificar a disponibilidade de habitats para o cisne-do-pescoço-preto é semelhante ao apresentado no item 5.3.1.1 Modelo para verificação da qualidade do habitat da *Zizaniopsis bonariensis*. Para cada *pixel* é determinada a lâmina de água e o índice de adequabilidade correspondente é determinado. A diferença desse

modelo é que essa análise é realizada somente para os meses de Junho a Novembro, conforme critérios definidos no item 5.2.2.2 *Índice de adequabilidade do cisne-do-pescoço-preto*.

5.4 Validação dos índices de adequabilidade utilizando modelagem de habitats

De forma geral, o procedimento de validação dos índices de adequabilidade consistiu na simulação hidrodinâmica da série histórica de Janeiro de 1960 a Dezembro de 2003, totalizando 528 meses. Foi realizado um conjunto de simulações para cada espécie selecionada. Para cada mês e espécie analisada, é possível verificar a relação entre a cota do nível da água e a qualidade do habitat relacionado. Os resultados obtidos a partir da simulação são comparados com observações de campo, relações com imagens de satélite, registros e mapeamentos, de forma a verificar se os índices propostos foram adequados.

Uma vez que comprovada a representatividade dos índices de adequabilidade, é possível selecionar a amplitude de cotas do nível da água que propiciam habitats de alta qualidade. O procedimento mais detalhado é descrito em detalhe para cada espécie a seguir.

5.4.1 Validação para a *Zizaniopsis bonariensis*

Para a verificação da representatividade do índice de adequabilidade, foram comparados os resultados obtidos durante as simulações, com as observações de campo e imagens de satélite dos locais que, atualmente, se constituem em habitats para esse indicador. A verificação foi realizada de forma qualitativa e quantitativa, quando possível.

Conforme mencionado, a simulação foi realizada para a série histórica com 528 meses. Para cada mês analisado, é possível identificar os habitats que seriam adequados para a espécie, se a lâmina de água fosse mantida no valor correspondente. Ao final de todas a série de simulação, foi determinado um índice médio para cada *pixel*. Nessas simulações foi possível identificar que existe um padrão de inundação e seca que se repete, pelo menos, em anos normais e que favorece o desenvolvimento da *Z. bonariensis* em

determinadas áreas (Figura 5. 24). Na grande maioria dos casos essas áreas correspondem às regiões indicadas na Figura 4. 6 e Figura 5. 10.

É possível identificar na seqüência de imagens da Figura 5. 24 que, em condições hidrológicas consideradas normais nesse trabalho, há uma espécie de favorecimento ao desenvolvimento da *Z. bonariensis* em grande parte do Banhado do Taim. No sentido sul-norte é possível identificar uma faixa curva, com índices de adequabilidade mais elevados, que predomina na maioria das imagens. Durante o período de Setembro a Dezembro há uma piora na qualidade ambiental para a *Z. bonariensis*. A ocorrência dessa situação desfavorável durante essa época do ano atua como um gatilho para que seja desencadeado o processo de floração e conseqüente perpetuação da espécie, portanto, os resultados estão adequados.

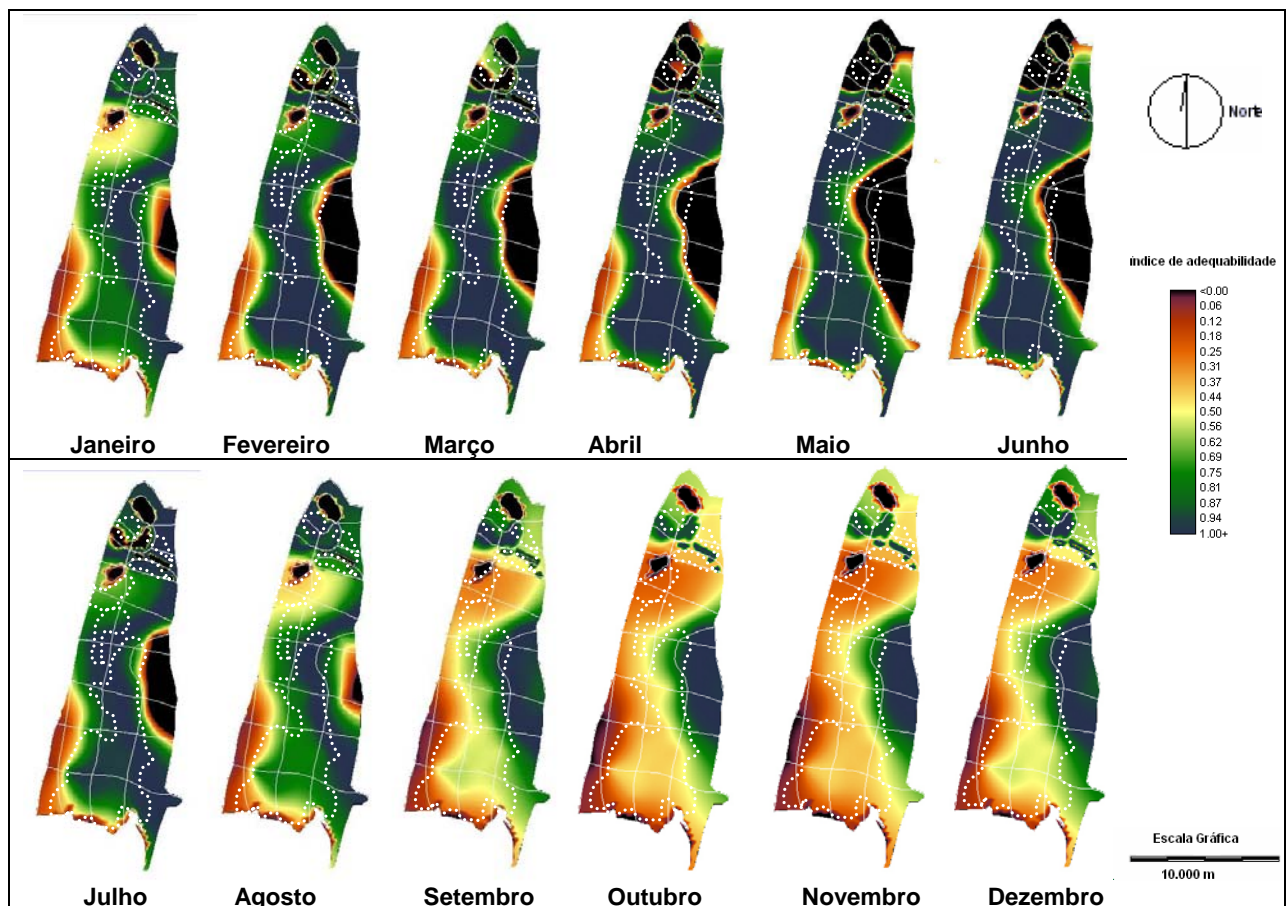


Figura 5. 24 - Cenário da qualidade de habitat para a *Z. bonariensis* frente a um hidroperíodo médio anual no Banhado do Taim/RS

Há uma espécie de deslocamento da franja favorável ao desenvolvimento da macrófita no sentido leste-oeste, quando os níveis estão baixando; e no sentido oeste-leste, quando há

um aumento de níveis. É possível identificar, também, que no limite leste se forma uma espécie meia lua, recorrente em todas os meses, onde oscilam períodos extremamente favoráveis ao desenvolvimento da macrófita e outros desfavoráveis. Os períodos favoráveis restringem-se aos quatro últimos meses do ano. Aparentemente, o pequeno tempo de permanência da lâmina de água em condições ótimas nessa região não favorece o desenvolvimento da *Z. bonariensis*, visto que nessa zona predominam grandes estandes de *Scirpus giganteus*.

A formação dessa meia lua supra citada é limitada por uma faixa (próximo ao limite curvo entre as células 14-15, 18-19 e 22-23) onde as condições para o desenvolvimento da macrófita sempre são boas, com valores de índices de adequabilidade sempre superiores a 0,80. Nas imagens de satélite essa região realmente destaca-se das demais, dando inclusive a impressão de existir um caminho preferencial para a água no local.

A região sudoeste do banhado também apresentou uma região onde não seriam criadas condições adequadas para a macrófita, aparecendo, em todos os meses, nas cores vermelha ou preta. De acordo com visitas de campo e com Guasselli (2005), de fato, nessa região predominam as macrófitas submersas.

As regiões mais elevadas dentro do banhado também se apresentaram como inadequados para o estabelecimento da *Z. bonariensis*, sendo que somente nos últimos quatro meses do ano haveria condições favoráveis para o desenvolvimento dessa espécie.

No centro sul do banhado, essas condições simuladas mostraram um favorecimento ao desenvolvimento da *Z. bonariensis*, à medida que o índice de adequabilidade esteve sempre acima de 0,30. No entorno sul da Lagoa Nicola, existe uma alternância entre valores de índices bons e ruins. Ao norte dessa lagoa, também ocorre uma alternância de valores. No entanto índices favoráveis ocorreram um maior número de vezes. Diferentemente da região sul do Banhado, nesses locais os índices são menores durante o período de Abril a Junho, o que corresponde ao período de senescência (que inicia após o período de floração) dessa vegetação (Ferreira, 2005).

Qualitativamente, os resultados encontrados nessa calibração conferem com o padrão de distribuição de vegetação encontrado em campo. Aparentemente, áreas que apresentam períodos com índice de adequabilidade nulo não desenvolvem a vegetação, mesmo que essa região seja favorecida durante alguns meses do ano. A exceção, nesse caso, foi o entorno da Lagoa Nicola. Locais onde o índice de adequabilidade é superior a 0,3 durante todo o ano correspondem às regiões onde predominam as *Z. bonariensis*.

Utilizando os 528 meses de simulação, foi realizada uma média de longo período para o índice de adequabilidade. Esse resultado é apresentado na Figura 5. 25, somente para as zonas onde predomina a *Z. bonariensis*, e como pode-se observar nessas zonas o índice de adequabilidade é superior a 0,30. Nessa figura também é possível identificar a ocorrência de efeitos de borda, corroborando com os resultados de Ferreira (2005). No Anexo C são apresentados maiores detalhes sobre esse resultado, considerando de cinco perfis do Banhado do Taim, contendo a cota topográfica e o correspondente índice de adequabilidade médio de longo período para a *Zizaniopsis bonariensis*.

O histórico de longo período para o índice de adequabilidade da *Z. bonariensis* é apresentado na Figura 5. 26. Nessa figura é apresentada, para cada mês a média dos pixels onde a espécie ocorre internamente às células 9 e 14 (Figura 5. 1), ambas localizadas na região sul do Banhado do Taim. Esse mesmo gráfico poderia ser obtido para todas as regiões de ocorrência da espécie no interior do Banhado do Taim.

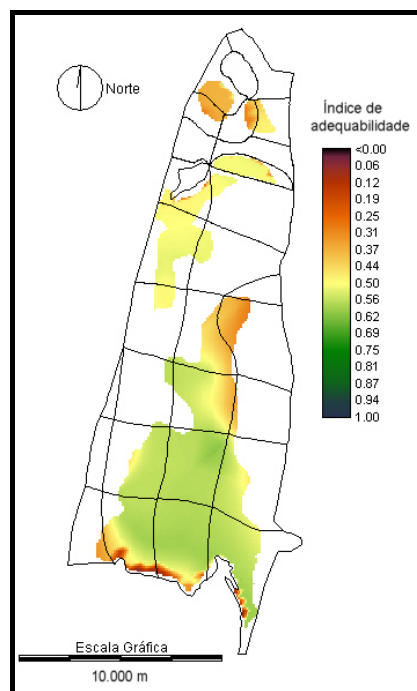


Figura 5. 25 – Índice de adequabilidade de longo período para a *Z. bonariensis* no Banhado do Taim/RS em função da profundidade da lâmina de água

Conforme a proposta metodológica, foram analisadas imagens de satélite, de forma a levantar informações sobre as condições da vegetação (vegetação sadia ou não), para cada imagem disponibilizada. Este procedimento também é uma tentativa de levantar informações sobre a influência da duração/permanência de níveis de água na macrófita, visto que esse parâmetro não é capturado no índice de adequabilidade. Com relação à análise das

imagens de satélite, foram utilizados alguns resultados do trabalho realizado por Guasselli (2005), que avaliou a distribuição temporal da vegetação do Banhado do Taim (classificação supervisionada e verificação com verdade de campo), aspecto da vegetação (utilizando o NDVI²⁰), e identificação de locais com lâmina de água aparente no Banhado, a partir de uma série de 21 imagens de satélite (Landsat MSS, Landsat TM e CBERS), desde 1973 a 2005. No presente trabalho, as técnicas utilizadas por Guasselli (2005) foram aplicadas e os resultados analisados de forma conjunta, buscando avaliar a influência da lâmina de água na vegetação. No Anexo B são apresentadas as imagens utilizadas na análise NDVI. Na Figura 5. 27 são assinaladas as datas, cujas imagens de satélite foram analisadas até o final do ano de 2003.

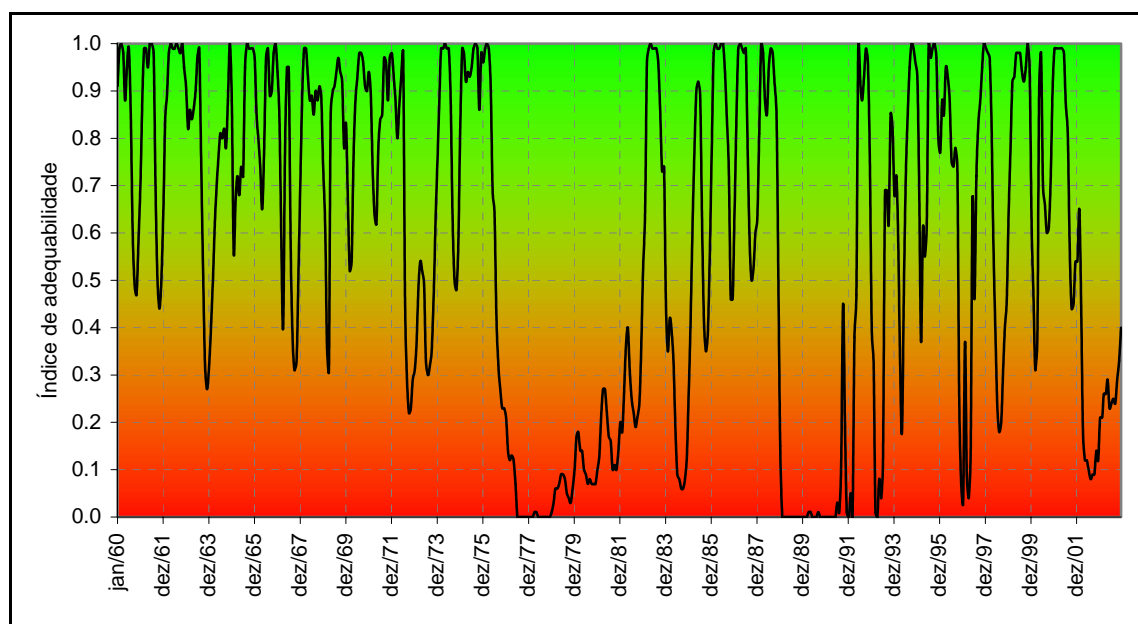


Figura 5. 26 – Histórico de longo período de qualidade ambiental para a *Z. bonariensis* no Banhado do Taim/RS (células 9 e 14)

Com relação à análise das imagens, considerou-se conveniente verificar as conseqüências dos períodos de cheia no período imediatamente posterior, quando a lâmina de água era menor, visto que o resultado do mesmo poderia ter sido mascarado pelo

²⁰ o NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) é usado em estudos que envolvem a determinação de índices de biomassa. Valores mais altos deste índice estão associados com altas densidades de vegetação sadia. Diversos estudos têm buscado avaliar padrões de vegetação em terras úmidas, e sua variação ao longo do espaço e do tempo, utilizando, para tanto, imagens de NDVI (Narumalani *et al.*, 1997; Jakubauskas *et al.*, 2000; Mendiondo *et al.*, 2000; Díaz e Blackburn, 2003; Giovannini, 2004; Rendong e Jiyuan, 2004; Xin, 2004).

“encharcamento” da vegetação (baixando o valor do NDVI ou ainda gerando falsos locais de lâmina de água aparente).

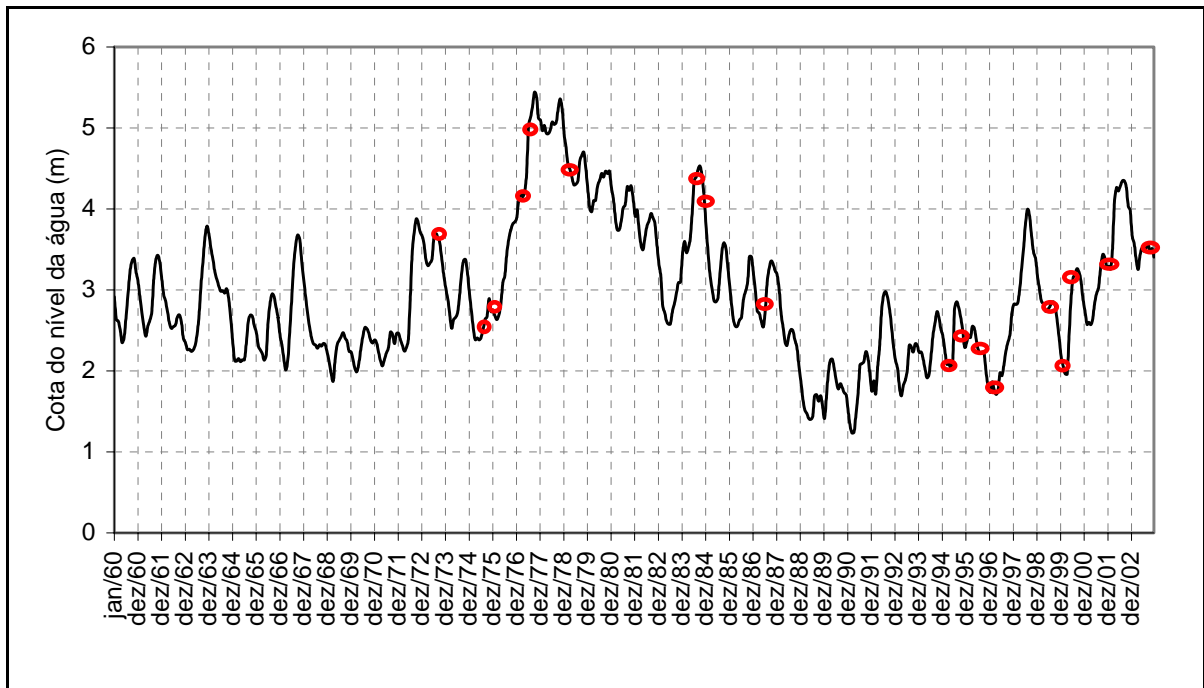


Figura 5. 27 – Dados com imagens de satélite analisadas no Banhado do Taim/RS

A seguir são apresentadas as principais observações sobre a qualidade ambiental para a análise realizada, e na Tabela 5. 1 é apresentado um resumo desses resultados:

- 🌐 A imagem de satélite mais antiga da região data de Setembro de 1973 (Landsat MSS), sendo que, segundo a modelagem, o nível de água estava acima da média há mais de 1 ano, e a lâmina de água na região ocupada, predominantemente, pela *Z. bonariensis* era superior a 1,50 m. Nessa imagem não foram observadas clareiras nessa região (substituição de áreas vegetadas por água). No entanto, analisando o índice NDVI pode-se dizer que, nesse período, a vegetação havia perdido vitalidade e a adequabilidade mostrou-se baixa (em torno de 0,3);
- 🌐 Tanto em Agosto de 1975 como em Novembro de 1975, os níveis de água no Banhado estavam abaixo da média e a lâmina de água na região ocupada pela *Z. bonariensis* era inferior a 1 m. O NDVI para o mês de Agosto foi elevando, reduzindo para o mês de novembro. Na região de ocorrência da *Z. bonariensis* não foram identificadas clareiras em ambas as datas. Nesse período, a adequabilidade mostrou-se variável para as regiões ocupadas pela *Z. bonariensis*, com locais de alta qualidade a locais de baixa qualidade ambiental;

- Entre os anos 1976 a 1982, ocorreu um longo período úmido. Em Julho de 1977, a lâmina de água na região ocupada pela *Z. bonariensis* foi superior a 2 m (chegando aos 3 m). Nessa data, o NDVI foi baixo para todas as regiões de ocorrência da espécie e foram identificadas regiões na interface da Lagoa Mangueira com substituição da vegetação por água aparente. Em 1979, a análise do NDVI mostrou que, praticamente, toda a região ocupada por *Z. bonariensis* estava ocupada por uma vegetação que havia passado por um período de estresse hídrico, com valores baixos. Somente uma pequena região ocupada pela *Z. bonariensis* apresentou valores medianos para o NDVI. Ainda, de acordo com os resultados apresentados por Guasselli (2005), em Abril de 1979 é possível identificar várias clareiras, principalmente na região sul. Inicialmente, poderia se pensar que se essa situação não refletiria apenas a situação em que a vegetação havia ficado submersa, mascarando o resultado. No entanto, a lâmina de água nessa região era de, aproximadamente, 2,30 m, o que permitiria visualizar a vegetação, visto que nessa região as macrófitas possuem mais de 2,5 m de altura (Giovannini, 2004; Guasselli, 2005; e observações em campo do próprio autor). Nesse período, a adequabilidade também se mostrou extremamente baixa para todas as regiões ocupadas pela espécie (em média abaixo de 0,2);
- Em 1984 ocorreu um novo período de níveis elevados, porém inferior ao ano de 1979, e ainda era possível identificar as clareiras com lâminas de água aparente na região nas duas imagens desse ano. O NDVI da região mostrou valores mais elevados para algumas regiões, em comparação com a imagem de 1979, porém ainda considerados baixos. Nesse período, a adequabilidade foi um pouco mais elevada que para o período de 1979, mas ainda extremamente baixa;
- Em Janeiro de 1986, o nível de água no Banhado do Taim voltou à média, e em 1987 já oscilava abaixo da média. Em Julho de 1987, a lâmina média de água na região ocupada pela *Z. bonariensis* era de, aproximadamente, 80 cm. Nesse período, ainda era possível identificar as clareiras formadas no período úmido anterior. O índice NDVI apresentou valores maiores que aqueles encontrados em 1984. A adequabilidade nesse período foi elevada (acima de 0,5);
- A próxima imagem de satélite analisada data de Maio de 1995, praticamente ao término de um longo período seco. A imagem desse mês mostra que as clareiras antes identificadas desapareceram. Nesse mês, o NDVI foi o mais elevado para a região sul ocupada pela *Z. bonariensis*, entre todas as imagens analisadas. A partir dessa imagem,

e das imagens seguintes (Dezembro de 1995 e Julho de 1996 e Março de 1997), não existem sinais das clareiras antes identificadas, apenas na interface com a Lagoa Mangueira. No entanto, o NDVI foi reduzindo até Março de 1997. Pode-se suspeitar que nessa condição a melhoria no NDVI tenha sido um reflexo do aumento de níveis no final de 1995. A adequabilidade nesse período respondeu com o mesmo padrão de comportamento, para a grande maioria das regiões;

🌍 A partir de Maio de 1997, um novo período úmido é identificado, atingindo o máximo em Agosto de 1998 (a lâmina de água na região das *Z. bonariensis* era de, aproximadamente, 2,80 m). As imagens de Setembro de 1999 e Dezembro de 1999 mostram que o aumento nos níveis promoveu uma redução no NDVI, indicando que a situação foi desfavorável para a vegetação, principalmente na interface com a Lagoa Mangueira. No mês de Fevereiro de 2000, houve um aumento no NDVI na grande maioria das regiões. Houve formação de pequenas áreas com lâmina de água aparente na região ocupada pela *Z. bonariensis*. A adequabilidade nesse período seguiu o mesmo comportamento do NDVI;

🌍 A partir de 2002, ocorreu um novo período de níveis elevados, com uma lâmina de água superando 1,50 m. Os níveis elevados perduraram até o início do ano de 2005. Nesse período houve alta redução do NDVI e formação de diversas regiões com lâmina de água aparente na região da *Z. bonariensis*. A adequabilidade (avaliada até Dezembro de 2003) foi reduzindo gradativamente, sendo que a média para esse período foi abaixo de 0,3.

🌍 Em Março de 2005 (período extremamente seco), foi possível identificar na imagem de satélite algumas clareiras remanescente de período úmido anteriormente ocorrido. No entanto, dada a condição de seca, não havia água aparente. Nessa ocasião, foram realizadas visitas no local (pela própria autora e pelo professor David da Motta Marques), onde se verificou que, de fato, houve eliminação de alguns estandes de macrófitas.

Considerando os resultados encontrados, pode-se dizer que na região de ocorrência da *Z. bonariensis*, na região centro-sul do Banhado do Taim, a situação crítica para a espécie foi a ocorrência de condições hidrológicas que provocassem índices de adequabilidade inferior a 0,2 devido a uma situação de cheia, mesmo que para curta duração, como ocorreu entre os anos de 2002 e 2003. Para uma condição de estiagem a espécie parece ser mais tolerante, visto que a mesma resistiu à predominância dessa

condição por um período de 8 anos (1988 a 1995). Na condição de estiagem, talvez o fator substrato passe a ser o principal agente na manutenção da macrófita no banhado, por meio da preservação da umidade no solo, não considerada neste trabalho. No entanto, não é possível fazer uma afirmação categórica sobre as condições de sobrevivência da espécie para índice de adequabilidade inferior a 0,2, que ocorreram durante o período de 1988 a 1991, pois a única imagem de satélite encontrada no período (Abril de 1990) não permitiu a análise dada a grande cobertura de nuvens. De qualquer forma, períodos de 2 anos consecutivos poderiam ser tomados como um intervalo de tolerância da espécie à uma situação crítica, na ausência de outros critérios.

Ainda, para verificar os resultados obtidos com o índice de adequabilidade, foi realizada uma comparação entre o NDVI (obtido a partir das imagens de satélite) e o índice de adequabilidade (obtido com o uso da modelagem para cada mês correspondente e para cada região de ocorrência da *Z. bonariensis*). Para proceder essa análise, as regiões de ocorrência das *Z. bonariensis* foram identificadas em seis zonas (zona 1 a 6 apresentadas na Figura 5. 28) e, para cada uma dessas zonas, foi calculado o NDVI médio interno à região.

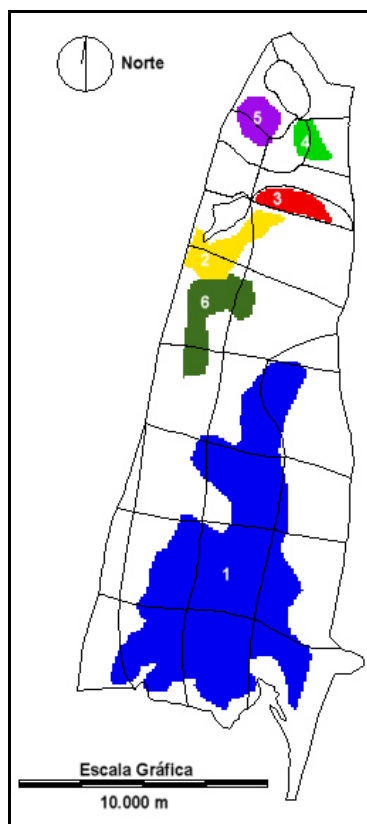


Figura 5. 28 – Zonas de ocorrência da *Z. bonariensis* no interior do Banhado do Taim/RS

Tabela 5. 1 – Resumo da análise do NDVI e da série histórica de lâmina de água no Banhado do Taim/RS para diferentes datas

Período	Condição Anterior	Lâmina - ordem cronológica (m)	Duração (meses)	NDVI	Extinção vegetação
Set/1973	Cheia	>1,50<2,00	18	Médio	Não
Ago/1975	Normal	>1,00<1,50	12	Médio-baixo	Não
Nov/1975	Normal	>1,00<1,50	15	Médio-alto	Não
Abr/1977	Cheia	>0,10<1,00 >1,00<1,50 >1,50<2,00	17 3 9	Médio-alto	Pouco
Jul/1977	Cheia	>0,10<1,00 >1,00<1,50 >1,50<2,00 >2,00<2,50 >2,50<3,00	17 4 5 4 1	Médio-alto	Pouco
Abr/1979	Cheia	>2,50<3,50 >2,00<2,50	20 2	Médio-baixo	Nessa data, a lâmina de água é alta, não permitindo afirmar se a vegetação está submersa ou realmente desapareceu
Ago/1984	Cheia	>1,00<1,50 >1,50<2,00 >2,00<2,50	8 2 2	Médio-alto	Em vários locais
Dez/1984	Cheia	>2,00<2,50 >1,50<2,00 >1,00<1,50	5 6 11	Médio-alto	Em vários locais
Jul/1987	Normal	>1,00<1,50 >0,10<1,00	3 5	Médio	Nos mesmos locais observados na imagem de Dezembro de 1984
Mai/1995	Seca	>0,00<0,10 >0,10<1,00 >0,00<0,10 >0,10<1,00	41 7 7 22	Alto***	Não
Dez/1995	Seca	>0,00<0,10 >0,10<1,00	7 29	Médio-Alto	Pouco na interface com a Lagoa Mangueira
Jul/1996	Seca	>0,10<1,00	36	Médio	Pouco na interface com a Lagoa Mangueira
Mar/1997	Seca	>0,10<1,00 >0,00<0,10	29 5	Médio-alto	Não
Set/1999	Cheia	>0,10<1,00 >1,00<1,50 >0,10<1,00	11 9 8	Médio	Interface com a Lagoa Mangueira
Fev/2000	Normal	>1,00<1,50 >0,10<1,00	9 13	Médio	Interface com a Lagoa Mangueira
Ago/2000	Normal	>1,00<1,50 >0,10<1,00	9 19	Médio	Pouco na interface com a Lagoa Mangueira
Jan/2002	Normal	>0,10<1,00 >1,00<1,50	31 5	Médio-baixo	Pouco na interface com a Lagoa Mangueira
Out/2003	Cheia	>1,50<2,00 >2,00<2,50 >1,50<2,00	8 6 12	Baixo	Em vários locais

De um total de 19 imagens de satélite, do período de Setembro de 1973 a Outubro de 2003, foram utilizadas 14 imagens nessa análise: 1 imagem foi descartada devido à alta

presença de nuvens e as outras 4 imagens foram descartadas por pertencerem a períodos de nível de água extremamente elevados (acima de 4 m).

O NDVI das imagens apresentadas no Anexo B foi corrigido para uma escala de -1 a 1, para a condição de vegetação menos a mais sadia, respectivamente. O NDVI médio para cada zona e a média do índice de adequabilidade correspondente estão apresentados na seqüência (a) a (f) da Figura 5. 29.

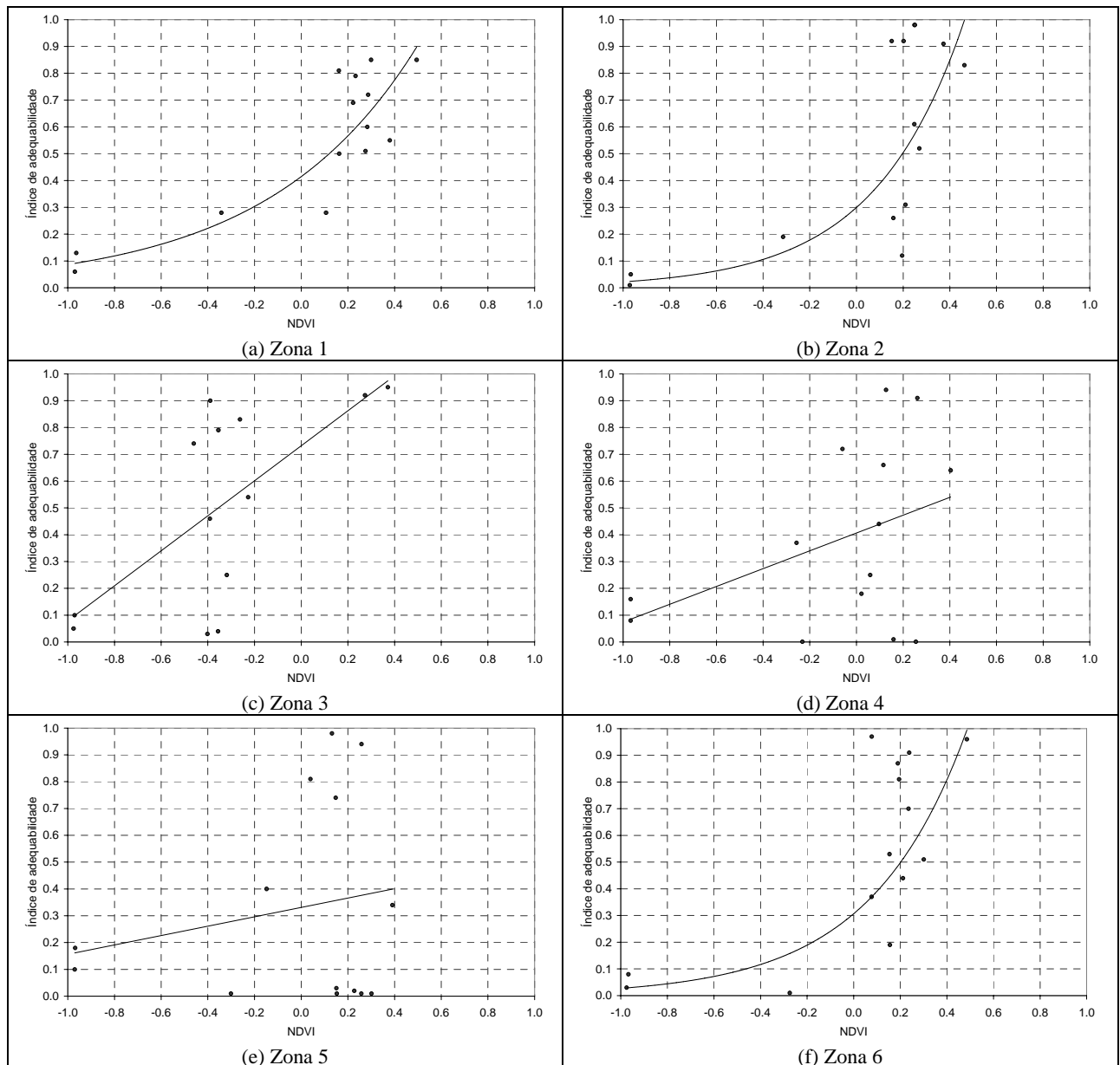


Figura 5. 29 – Relação entre NDVI e Índice de adequabilidade nas regiões de ocorrência da *Z. bonariensis* no interior do Banhado do Taim/RS

Como pode ser verificado, foi encontrada uma boa correlação entre o NDVI e o índice de adequabilidade da *Z. bonariensis*, principalmente para as zonas 1, 2 e 6. Para as zonas

3, 4 e 5 os resultados não foram satisfatórios, possivelmente porque se tratam de regiões de cotas mais baixas dentro do Banhado do Taim, e na grande maioria das imagens é possível identificar a ocorrência de pequenas regiões com lâmina de água aparente, o que pode ter levado a uma “confusão” na determinação do NDVI, dada a heterogeneidade da paisagem.

Com base nas análises realizadas, pode-se considerar, portanto, que os resultados obtidos para o índice de adequabilidade foram satisfatórios, sendo que os mesmos são adequados para avaliar a qualidade do habitat para a *Z. bonariensis*.

Algumas regiões podem ter sido prejudicadas nessa modelagem, em função da falta de informação do modelo numérico da topografia de fundo do Banhado do Taim. Um refinamento desse modelo possivelmente gerará melhores resultados em estudos futuros.

5.4.2 Verificação para o *Scirpus giganteus*

Para verificar a representatividade do índice de adequabilidade do *S. giganteus*, foi empregado o mesmo procedimento aplicado à *Z. bonariensis*. Um total de 528 cenários foi simulado, a média de longo período entre esses cenários foi determinada e foram analisadas imagens de satélite. Durante as simulações foi possível identificar que, na maioria dos anos, as regiões ocupadas pelo *S. giganteus* apresentaram índice de adequabilidade elevado, conforme apresentado na seqüência de imagens da Figura 5. 30, para um ano hidrológico normal.

A análise das 528 imagens de qualidade do habitat revela que durante os primeiros meses do ano (em que o nível da água é menor) existem condições adequadas para a espécie. Mais ou menos a partir do mês de setembro, quando, naturalmente, há uma elevação nos níveis da água, a espécie passa por um período de condição desfavorável. Esse comportamento pode ser identificado em toda a série histórica. Para exemplificar, na Figura 5. 31 é destacado o período de Janeiro de 1960 a Dezembro de 1969. Observa-se nessa figura, que os anos 1960, 1961, 1963, 1966 e 1967, evidenciam esse processo.

Qualitativamente, os resultados encontrados nessa calibração conferem com o padrão de distribuição de vegetação encontrado em campo, conforme apresentado no índice de adequabilidade médio de longo período (Figura 5. 32). Na Figura 5. 32(a) é apresentado o índice médio de longo período para toda a área do Banhado do Taim, e na Figura 5. 32(b) é apresentado para a região de predominância do *S. giganteus*.

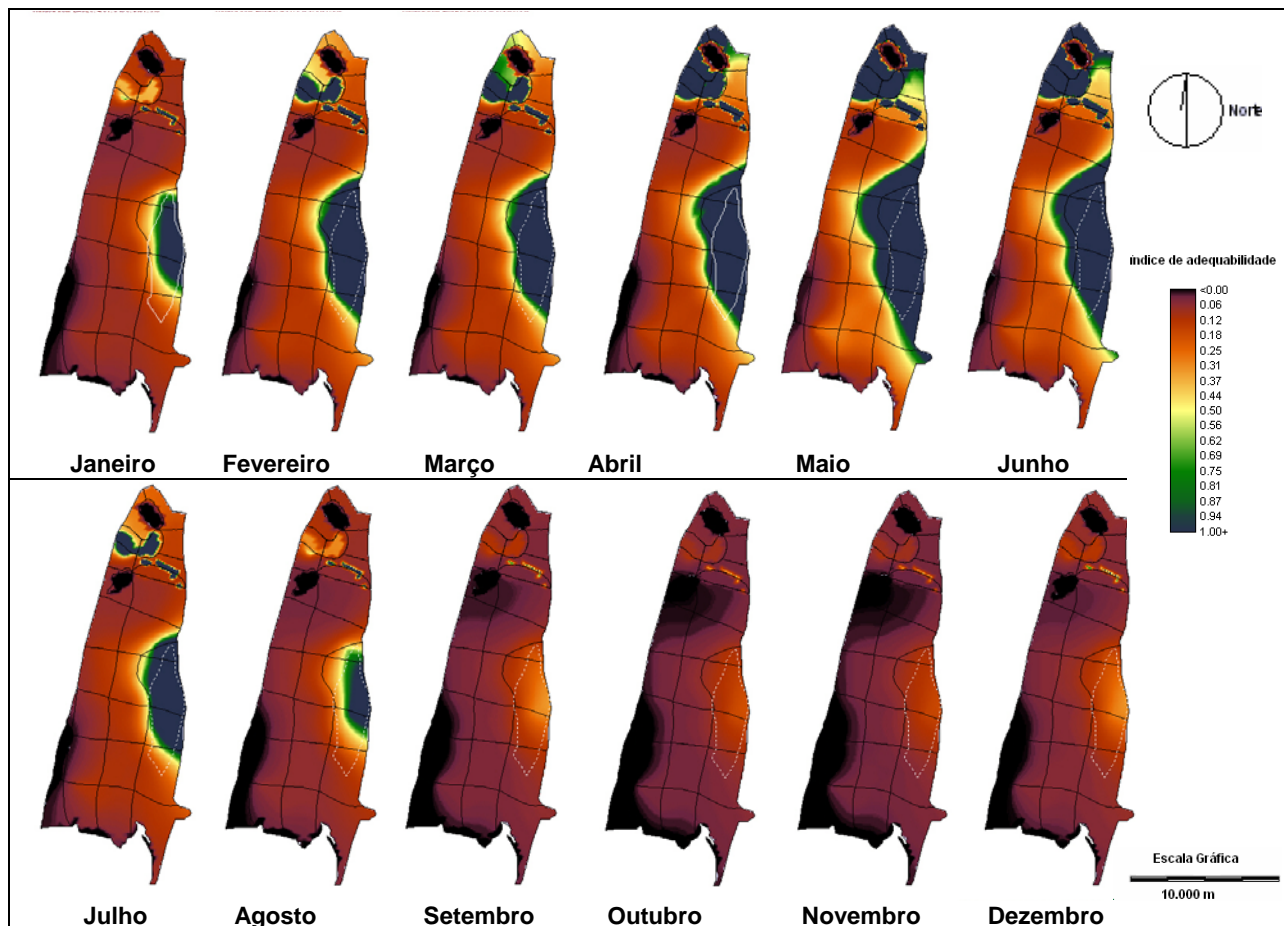


Figura 5. 30 - Cenário da qualidade de habitat para a *S. giganteus* no Banhado do Taim/RS frente a um hidroperíodo médio anual

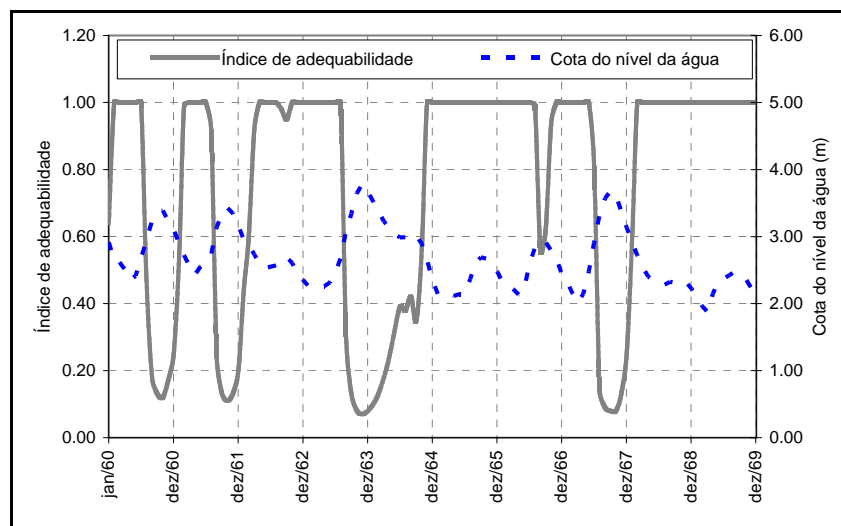


Figura 5. 31 – Índice de adequabilidade do *S. giganteus* x cota do nível da água no Banhado do Taim/RS

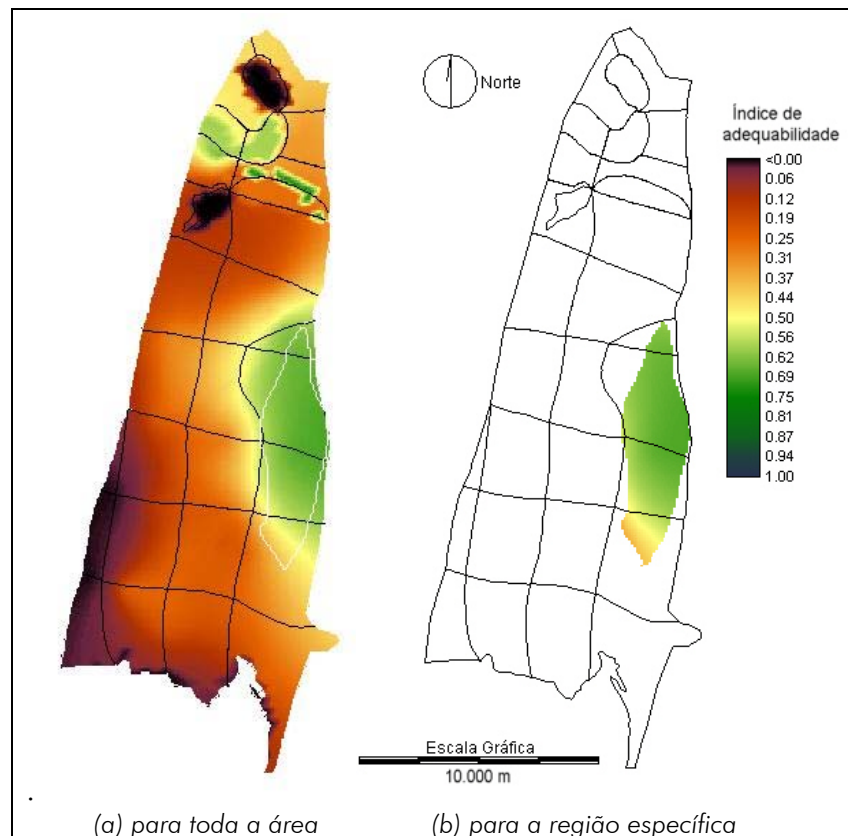


Figura 5. 32 - Índice de adequabilidade de longo período para o *S. giganteus* no Banhado do Taim/RS em função da profundidade da lâmina de água

A maior parte da região onde predomina o *S. giganteus* apresentou índice de adequabilidade médio superior a 0,63. Apenas em uma pequena região (ao sul) o índice de adequabilidade foi menor, no entanto, superior a 0,40. Algumas regiões ao norte do Banhado do Taim também apresentaram condições adequadas para o estabelecimento da espécie. Contudo, pode-se verificar que a espécie não é encontrada no local. Possivelmente, a principal justificativa para a não ocorrência de espécie nesses locais esteja relacionada com o tipo do solo. Na região leste do Banhado ocorrem depósitos de argila com aproximadamente 2 m de profundidade, enquanto a oeste, predominam as camadas de areia (DNOS, 1968; Guasselli, 2005). Camadas de argila conseguem armazenar água durante um período de tempo mais longo - condição necessária para a manutenção da espécie no local, visto que as zonas ocupadas pela espécie são inundadas somente em condições de cotas mais elevadas, ao contrário de zonas de ocorrência de areia. O histórico de longo período para o índice de adequabilidade do *S. giganteus* é apresentado na Figura 5. 33. Nesta figura pode-se verificar que na maior parte da série histórica os períodos de alta qualidade ambiental são superiores aos períodos de baixa qualidade ambiental. Chama a atenção o período que se estendeu, aproximadamente, a partir de Julho de 1976 a

Fevereiro de 1983, em que o índice de adequabilidade foi sempre muito baixo. Neste período, o NDVI médio para a região também foi o menor encontrado para toda a seqüência de imagens analisadas, sendo que somente em Agosto de 1984 foi perceptível um aumento no valor do NDVI. Embora os dois resultados sejam concordantes, fica difícil afirmar que o baixo valor do NDVI encontrado esteve relacionado com baixa qualidade ambiental, visto que é possível identificar nas imagens de satélite a presença de lâmina de água aparente no período, o que pode ter mascarado o valor obtido para o respectivo índice.

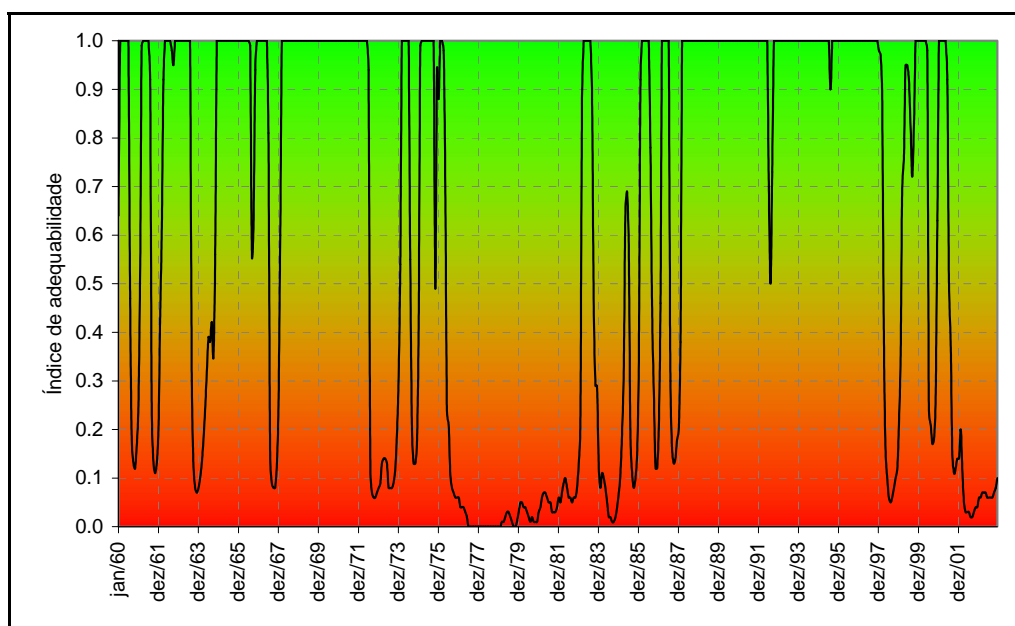


Figura 5. 33 - Histórico de longo período de qualidade ambiental para o *S. giganteus* no interior do Banhado do Taim/RS

Na ausência de estudos mais detalhados acerca das necessidades da espécie na região, e em função dos resultados obtidos, pode-se dizer que a condição desfavorável para a espécie a partir do mês de Agosto é aceitável para a permanência da espécie no local. Possivelmente, uma situação desfavorável, como a observada, atue como um gatilho para a floração e conseqüente perpetuação da espécie, com comportamento similar ao observado para a *Z. bonariensis*.

A relação entre os valores de NDVI e a qualidade ambiental também foi baixa para a região de ocorrência do *S. giganteus*, com dispersão entre os maiores valores de NDVI e qualidade ambiental, conforme pode ser evidenciado na Figura 5. 34.

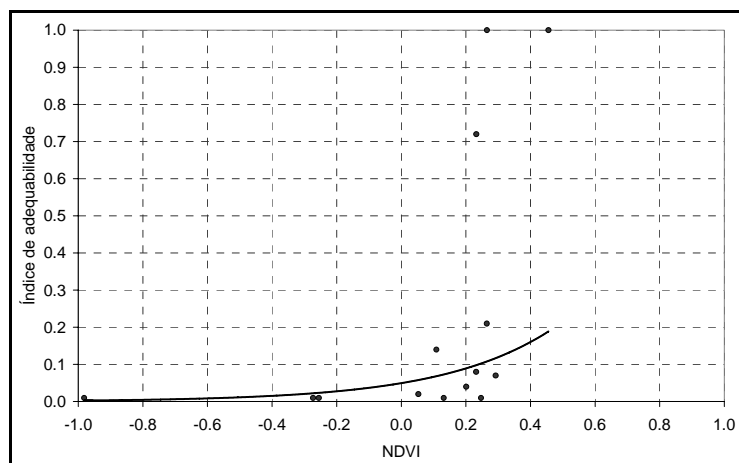


Figura 5. 34 - Relação entre NDVI e Índice de adequabilidade nas regiões de ocorrência do *S. giganteus* no Banhado do Taim/RS

5.4.3 Verificação para a capivara

Para avaliar a qualidade do modelo de habitats da capivara, a série desde 1960 até 2003 foi simulada. Foram gerados, portanto, 528 cenários. Para fins de análise da representatividade do modelo, optou-se pela determinação da média de longo período entre esses cenários.

A qualidade da calibração do modelo de habitats para a capivara foi realizada por meio de inspeção visual, comparando o resultado da qualidade de habitat médio de longo período com as regiões identificadas como habitats para as capivaras, conforme a Figura 4. 12. Para verificação também foram selecionados cenários de datas específicas (correspondentes a notícias veiculadas de jornais), retratando a condição do Banhado do Taim (Diário Popular, 2005; Diário Popular, 2004; Zero Hora, 2002 (Figura 5. 35)), além do histórico de atropelamento de animais, conforme é apresentado no Anexo D²¹ e discutido nos próximos parágrafos.

Na Figura 5. 36 são apresentadas as freqüências de ocorrência dos elementos essenciais para as capivaras (água, forragem e áreas secas). As imagens para áreas de ocorrência de água, vegetação e áreas secas são apresentadas em escala que vai de 0 a 1, sendo que 1 indica que em 100% dos meses houve ocorrência do elemento no *pixel* analisado e 0 indica a não houve ocorrência em qualquer situação. As regiões de habitat são apresentadas da mesma forma, em uma escala que varia de 0 a 1, sendo que nesse

²¹ Esse anexo apresenta uma análise da série de atropelamento de animais ao longo da BR 471 e avalia sua relação com o comportamento hidrológico do Banhado do Taim.

caso quanto mais próximo a 1, melhor é a condição do local de forma a comportar capivaras.



Figura 5. 35 – Exemplo de notícia utilizada na validação do índice de adequabilidade (Fonte: Zero Hora, 2002)

Conforme pode-se observar na Figura 5. 36, os critérios utilizados no modelo foram satisfatórios, à medida que foi possível reproduzir, a longo prazo, as regiões utilizadas pelas capivaras no Banhado do Taim, principalmente ao norte do Banhado. Como anteriormente mencionado, algumas regiões do aterro da BR 471 e o canal lateral, além dos estandes de *Z. bonariensis* nessa interface, constituem-se em uma zona ocupada por capivaras. Não foi possível, no entanto, reproduzir essas regiões, devido à falta de representatividade do modelo numérico da topografia de fundo do Banhado, principalmente na interface entre o Banhado e a BR 471.

Uma vez que um refinamento melhor da topografia de fundo seja realizado, provavelmente serão obtidos melhores resultados nessa região.

Na Figura 5. 36 (habitat) é possível verificar que a ocorrência mais expressiva de um local identificado como habitat foi de 70% do tempo; isso ocorreu pois há grande variabilidade temporal das áreas mais adequadas, governada principalmente pela lâmina de água. Essa variabilidade pode ser identificada se observadas as imagens mês-a-mês. Por exemplo, na Figura 5. 37 é apresentada uma seqüência de imagens elucidando essa situação, onde os habitats são representados em termos de índice de adequabilidade para as capivaras. A primeira imagem mostra uma condição de água em cota média de longo período (2,90 m), passando por um período mais seco nas seis imagens seguintes, e voltando a um período de cheia nas duas últimas imagens (na última imagem a cota média

é de 3,40 m). Nessa seqüência de imagens é possível identificar como há variabilidade do habitat e dos índices de adequabilidade em função das variações de níveis de água no Banhado. A última imagem mostra uma situação onde a qualidade de habitat para as capivaras fica comprometida.

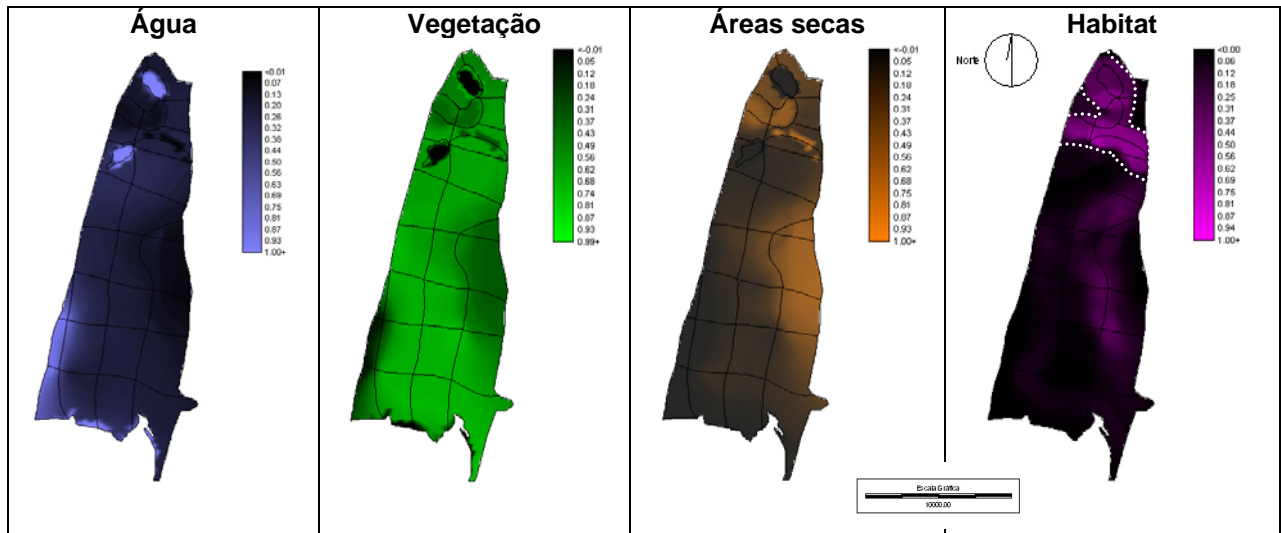


Figura 5. 36 – Frequência de ocorrência de longo período para os três elementos essenciais para a capivara e habitat no Banhado do Taim/RS

A necessidade de deslocamento das capivaras dentro do Banhado do Taim é observada em campo, visto que, conforme a época do ano, os bandos predominam em uma ou outra região. A variabilidade temporal dos locais mais adequados ao bando de capivaras também é salutar, sob o ponto de vista de sustentabilidade do habitat, visto que as mesmas consomem grande quantidade de macrófitas. Caso um único local fosse adequado, poderia haver um esgotamento dos recursos alimentares.

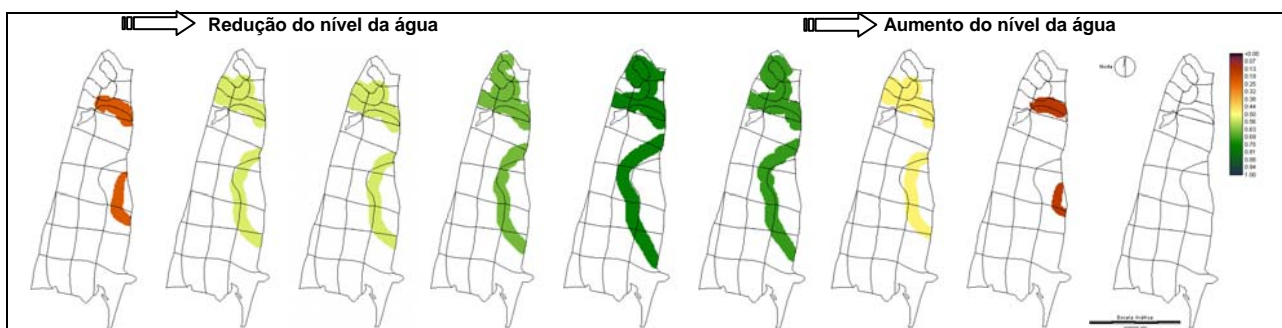


Figura 5. 37 – Cenário de qualidade de habitat para as capivaras no Banhado do Taim/RS ao longo de um período de 9 meses

Na Figura 5. 37 também é possível identificar que, além das regiões reconhecidamente ocupadas pelas capivaras, o modelo apontou uma região candidata a

habitat em meio à área ocupada por grandes estandes de macrófitas, formando uma espécie de “C” a leste do Banhado. Não foi possível confirmar, no entanto, se isso ocorre de fato, pois a vegetação emergente é muito densa nessa região, o que dificulta a penetração para observação visual. A formação da região em “C” mencionada ocorre ao longo de uma região que acompanha uma espécie de canal que segue na direção do eixo sul-norte, como é possível identificar nas imagens de satélite. Dessa forma, aparentemente existem condições adequadas para as capivaras, já que existe um corpo de água, forragem e áreas secas mais elevadas (também identificadas durante amostragem de campo do trabalho de Guasselli, 2005), na parte leste dessa zona. No entanto, Herrera (1986) menciona que a capivara evita locais com vegetação muito densa, o que excluiria esta região da categoria de habitat.

A grande responsável pela variação nos locais considerados como habitats para as capivaras foi a lâmina de água, já que a vegetação mantém um padrão de habitat mais ou menos estável, enquanto as áreas secas e corpos de água são profundamente afetados pela variação de níveis.

A situação em que não há manutenção de habitat para as capivaras corresponde a uma condição de cota do nível de água superior a 3,19 m, pois elimina possíveis áreas secas. A cota do nível de água superior a 3 m também corresponde à cota a partir da qual há indícios de um grande aumento do número de capivaras atropeladas na BR 471, conforme análise apresentada no Anexo D. Isso não significa, no entanto, que são extintas todas as possibilidades de habitat dentro do Banhado do Taim, visto que existem pequenas elevações dentro da região, não representadas no modelo numérico da topografia de fundo do Banhado.






Como análise geral da calibração desse modelo, considerou-se que os resultados foram satisfatórios e que os critérios utilizados foram suficientes para reproduzir as necessidades de habitats das capivaras dentro do Banhado. Esse modelo, portanto, foi considerado adequado para a avaliação da qualidade de habitat para as capivaras frente a futuros cenários hidrológicos. Nesta análise, no entanto, não foi possível avaliar se a área de habitat disponível seria suficiente/adequada para atender à demanda da população de capivaras existentes no Banhado do Taim, dada a inexistência de estimativa de população da espécie. Recomenda-se, portanto, que este tipo de pesquisa passe a ser realizado, de forma a produzir informação para trabalhos futuros.

5.4.4 Verificação para o cisne-de-pescoço-preto

Para a verificação da representatividade do índice de adequabilidade, foram comparados os resultados obtidos durante as simulações, com a identificados em campo, e em imagens de satélite (Figura 4. 11 e Figura 5. 11(b)) dos locais que atualmente se constituem em habitats para esse indicador. A verificação foi realizada de forma qualitativa, através de inspeção visual.

A seqüência de imagens da Figura 5. 38 mostra o resultado da simulação de um ano considerado “médio” sob o ponto de vista hidrológico. Para esse cenário é possível verificar que principalmente no entorno da Lagoa Nicola e a oeste da Lagoa Jacaré não houve concordância entre as áreas identificadas como habitats e aquelas obtidas por meio da modelagem. Somente as bordas dessas lagoas mostraram-se adequadas. Foram obtidos bons resultados ao norte da Lagoa Jacaré nesse cenário.

Uma nova verificação foi realizada, onde os cenários hidrológicos foram selecionados a partir das datas onde o cisne-do-pescoço-preto foi encontrado do Banhado do Taim. O modelo espacial de avaliação da qualidade ambiental para esses cenários é apresentado na Figura 5. 39, e a seguir são apresentados os comentários relacionados com os mesmos.

-  Otero *et al.* (2004) mencionam que a menor ocorrência de cisnes-do-pescoço-preto no Banhado do Taim aconteceu em Novembro de 2002 (cota média do nível de água = 4 m), sendo que, nesse caso, o modelo de habitat não identificou locais adequados para a espécie;
-  em Novembro de 2003 o cisne-do-pescoço-preto deixou o Banhado do Taim (Diário Popular, 2003) e foi encontrado em áreas alagáveis às margens da BR-392 (cota média do nível de água = 3,50 m);
-  em Setembro de 2004, durante visita de campo foram avistados cisnes ao norte e na margem oeste da Lagoa Jacaré (observações da própria autora), quando a cota média do nível de água era de 2,60 m;
-  em Novembro de 2004, a estiagem (cota média do nível de água = 1,30 m) fez com que a espécie buscasse áreas junto à Lagoa Mirim e Lagoa dos Patos (Diário Popular, 2003);
-  em Outubro de 2005 (cota média do nível da água = 2,80 m), foram observadas aves ao norte da Lagoa Jacaré e a nordeste da Lagoa Nicola (visita da própria autora).

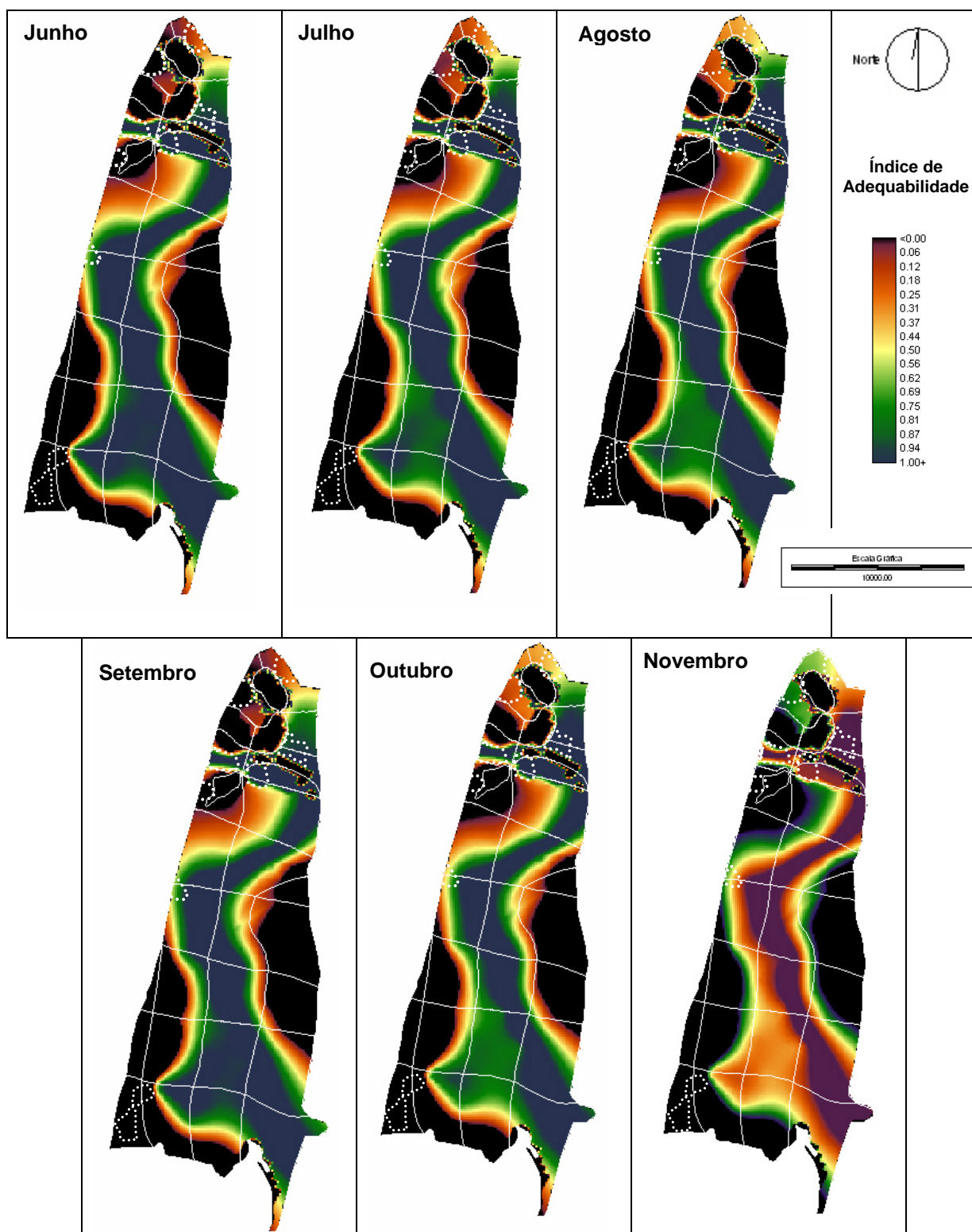


Figura 5. 38 - Cenário de qualidade de habitat para o cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS durante o período de Junho-Novembro

De acordo com os cenários apresentados, e visto que não existem muitas informações a respeito do comportamento dessa espécie na ESEC-Taim, pode-se considerar que foi possível uma boa representatividade espacial da qualidade do habitat para o cisne-do-

pescoço-preto. Em Novembro de 2002, foi reproduzida a condição inadequada para a espécie. No mês de Novembro de 2003, foi possível representar a condição de baixa qualidade de habitat para a espécie, com poucos locais aptos, onde se encontra o grande estande de *S. giganteus*, local não freqüentado pelas aves, dada a densidade da vegetação nessa região. No mês de Novembro de 2004, foram identificadas somente as bordas das Lagoas Nicola e Jacaré como locais adequados, uma faixa estreita a sudoeste do Banhado, além da interface sul com a Lagoa Mangueira. O resultado para esse cenário foi satisfatório, pois segundo comunicação pessoal com o prof. David da Motta Marques, é em situações de níveis de água mais baixos que a espécie procura essa região sul do Banhado, dada a possibilidade de obtenção de alimento nas macrófitas submersas, encontradas nesses locais. Otero *et al.* (2004) também mencionam que em situações de seca as margens das lagoas constituem-se nos locais mais procurados pelas aves. A verificação para os meses de Setembro de 2004 e Outubro de 2005 mostrou de forma adequada as regiões onde a espécie foi encontrada no Banhado do Taim.

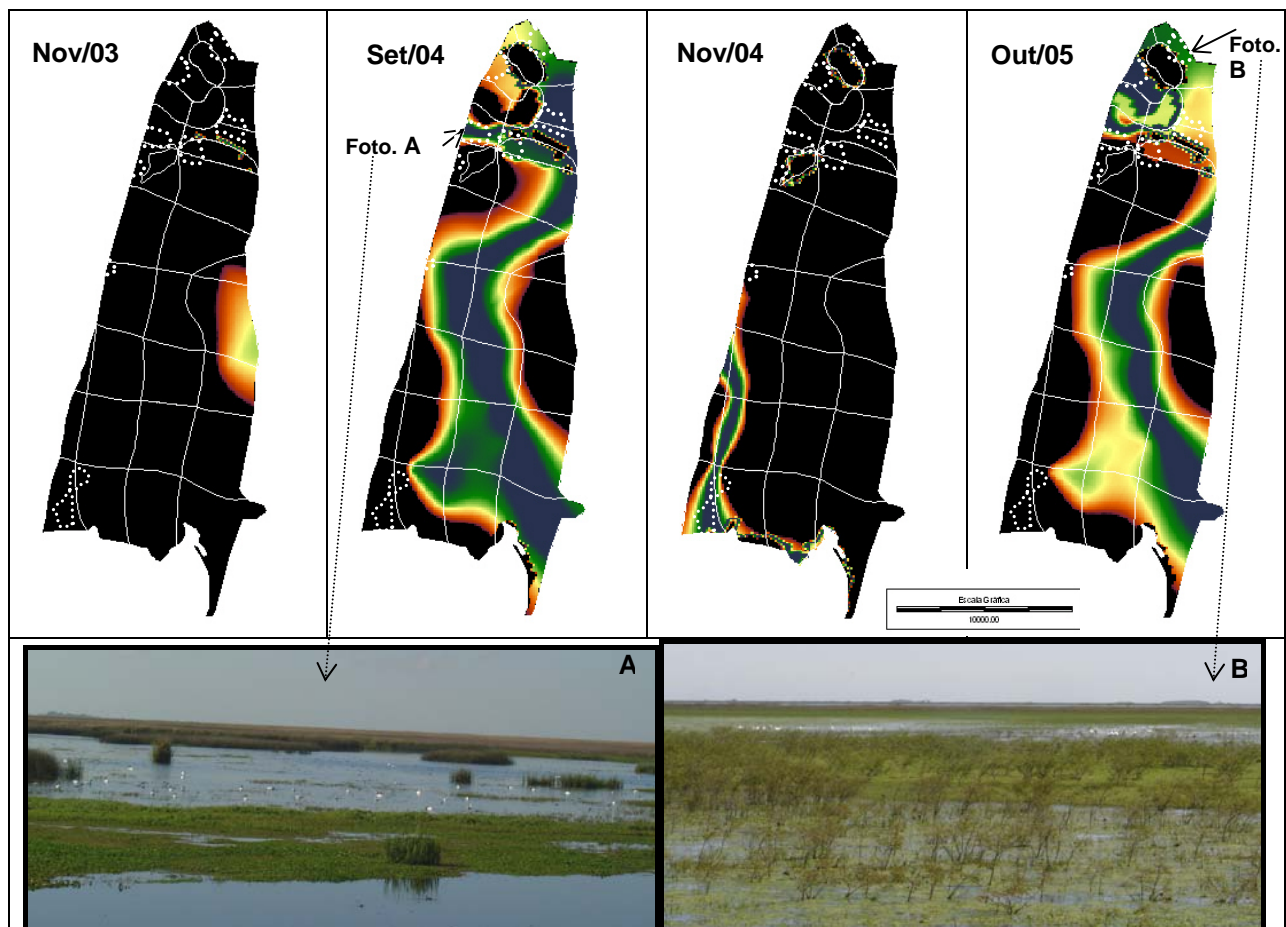


Figura 5. 39 – Verificação de locais de qualidade para o cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS

Relativamente às regiões indicadas na Figura 5. 40, na Figura 5. 41 (a) a (h) é apresentado o histórico de longo período para o índice de adequabilidade do cisne-do-pescoço-preto.

Conforme se pode observar, as regiões 1, 4 e 7 apresentaram-se adequadas para acolher o cisne-do-pescoço-preto durante um maior período na série histórica. A região 8 é a menos apta para receber a espécie, sendo que somente durante os períodos de estiagem severa são criadas condições para o cisne-do-pescoço-preto.

Na Figura 5. 42 é apresentada uma janela temporal, compreendida entre Janeiro de 1992 e Dezembro de 1994, onde são apresentados os históricos do índice de adequabilidade para o cisne-do-pescoço-preto nas regiões por ele freqüentadas (a sombra em cinza mostra o período de Junho a Novembro). Nessa figura, é possível observar que existe uma alternância entre regiões mais aptas a receberem a espécie ao longo dos anos. Esses resultados também corroboram com as observações de Otero *et al.* (2004), que afirmam que existe uma notável irregularidade de distribuição espacial das aves dentro da área do Banhado do Taim ao longo dos anos. Os mesmos autores atribuem ao regime hídrico a responsabilidade pela regulação dessa distribuição.

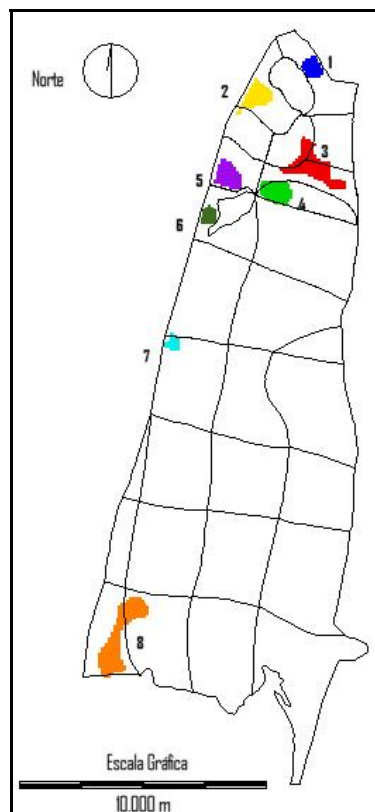


Figura 5. 40 – Zonas de ocorrência do cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS para fins de identificação do histórico de longo período do índice de adequabilidade

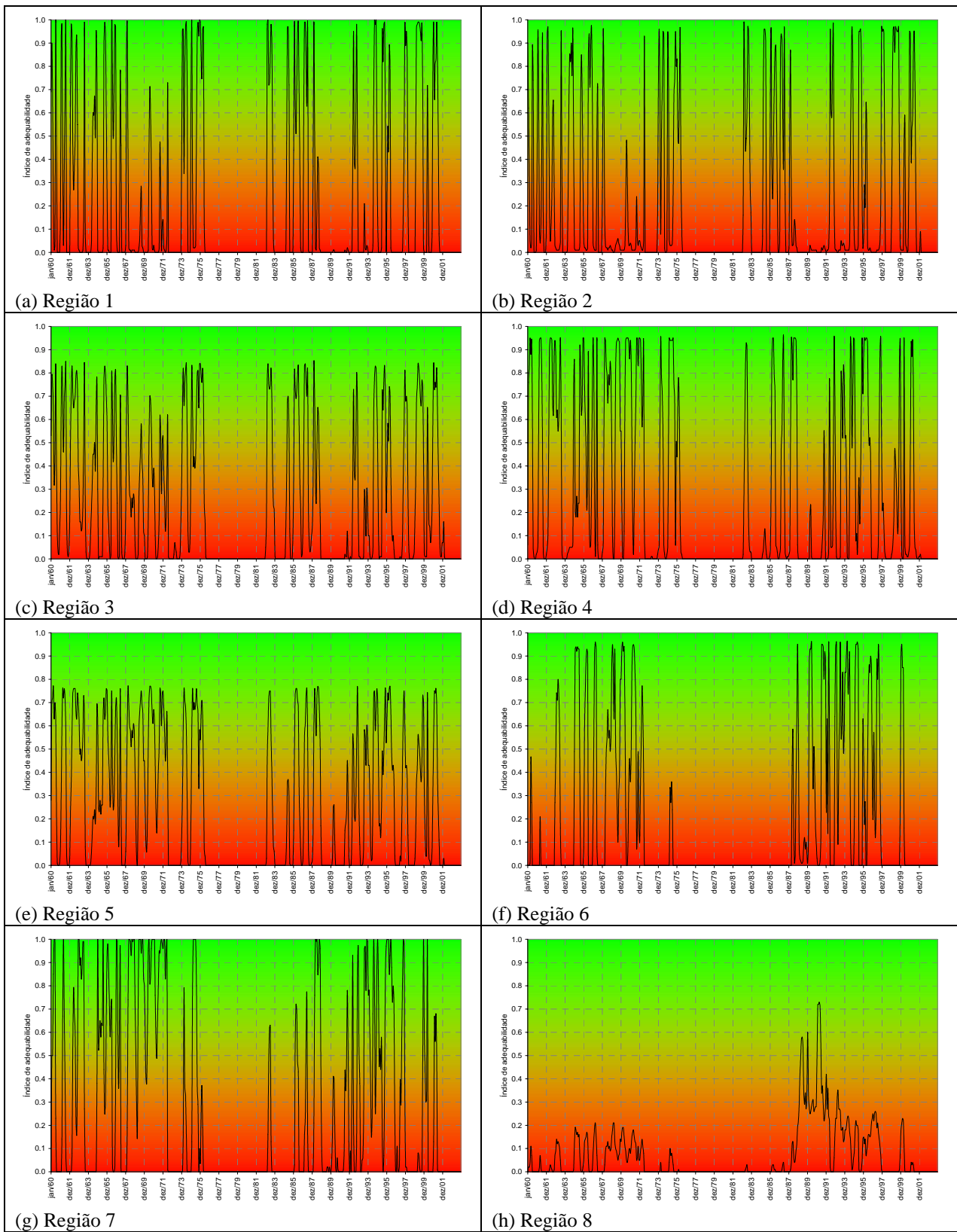


Figura 5. 41 – Histórico de longo período do índice de adequabilidade para o cisne-do-pescoço-preto em diferentes regiões do Banhado do Taim/RS

Na ausência de critérios mais precisos, em situações críticas pode-se considerar que se pelo menos uma das regiões freqüentadas pelos cisnes-do-pescoço-preto mantiver condições ambientais adequadas, então o hidroperíodo pode ser aceito. No entanto, a prática de gerenciamento dos recursos hídricos preferível é aquela que maximiza o número de habitats. Esta medida evita uma densidade populacional da espécie além da desejada, que poderia contribuir para o esgotamento dos recursos ambientais, levando a mesma a uma condição de sobrevivência abaixo da ideal.

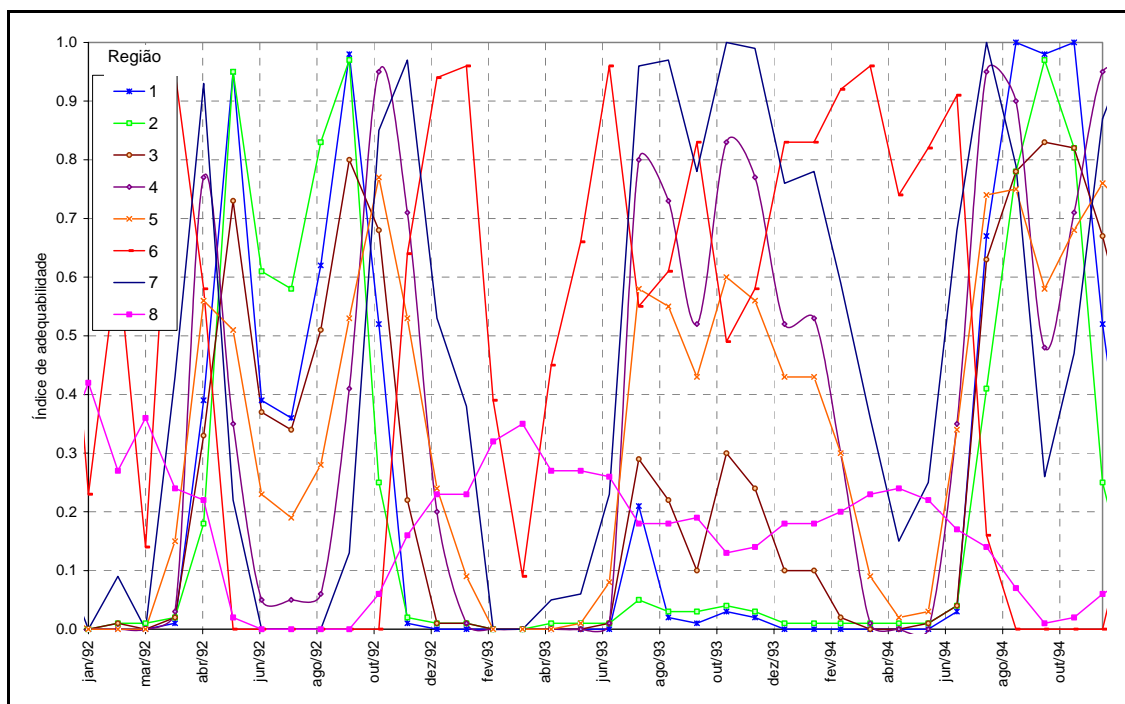


Figura 5. 42 – Histórico de longo período do índice de adequabilidade para o cisne-do-pescoço-preto em diferentes zonas no Banhado do Taim/RS

5.5 Regras para o gerenciamento dos recursos hídricos no Banhado do Taim

Os resultados encontrados durante a verificação da representatividade dos índices de adequabilidade mostraram que eles foram capazes de reproduzir as situações observadas. Foram obtidos bons resultados para a aplicação dos índices propostos para a *Z. bonariensis*, *S. giganteus*, capivaras e cisne-do-pescoço-preto. No entanto, embora tenha sido possível uma boa representatividade, deve-se salientar que a definição dos índices de

adequabilidade necessita de mais investigação, de forma a melhorar a qualidade da informação e permitir a introdução de outros parâmetros na análise.

Com relação, especificamente, aos resultados obtidos para a *Z. bonariensis*, percebeu-se que houve grande capacidade de representar os locais ocupados por essa espécie dentro do Banhado do Taim. Em geral, a média da série histórica das lâminas de água mostrou que as regiões atualmente ocupadas pela espécie possuem índice de adequabilidade superior a 0,30 (significando que a lâmina de água nessas zonas oscila, na maioria do tempo, entre 0,05 e 1,25 m). Para cada região de ocorrência da espécie no interior do Banhado do Taim, foi possível determinar os limites superiores e inferiores de cota do nível de água, capazes de promover habitat adequado para a espécie, considerando que o mesmo seria adequado se o índice de adequabilidade do local possuísse valores iguais ou superiores a 0,3. Na Figura 5. 43 esses limites são apresentados, fazendo referência às regiões estabelecidas na Figura 5. 28.

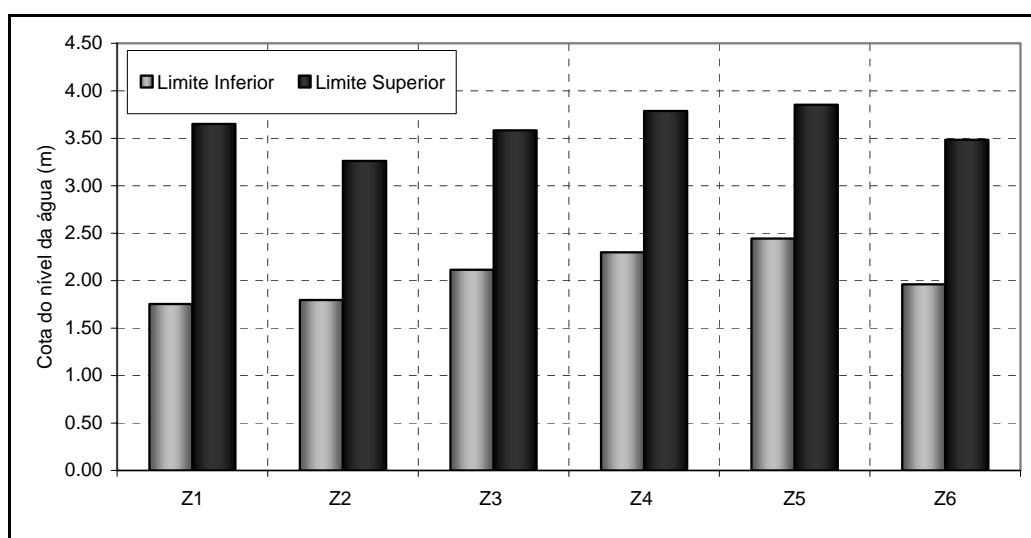


Figura 5. 43 - Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas por *Z. bonariensis* no Banhado do Taim/RS

Na Figura 5. 44 são apresentados os limites obtidos para cada uma das regiões de ocupação da *Z. bonariensis*, conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo obtida com o uso de análise estatística e apresentado na Figura 5. 7. Na Figura 5. 44 as zonas entre valores limites para cotas máximas e mínimas encontram-se sombreadas, sendo que a zona de sombreamento mais escuro corresponde à faixa de valores que proporcionaria alta qualidade ambiental para todas as regiões ocupadas pela *Z. bonariensis*. É possível identificar que valores para cota do nível de água mantidos entre

2,44 e 3,26 m proporcionariam habitat de alta qualidade em todas as regiões ocupadas pela espécie, representando um cenário onde são impostas restrições de uso da água. É possível verificar também que, para essa espécie, o limite inferior e superior da sazonalidade do hidroperíodo, obtidos a partir de análise estatística, conseguem incorporar os valores de cota limite, estabelecidos para todas as regiões.

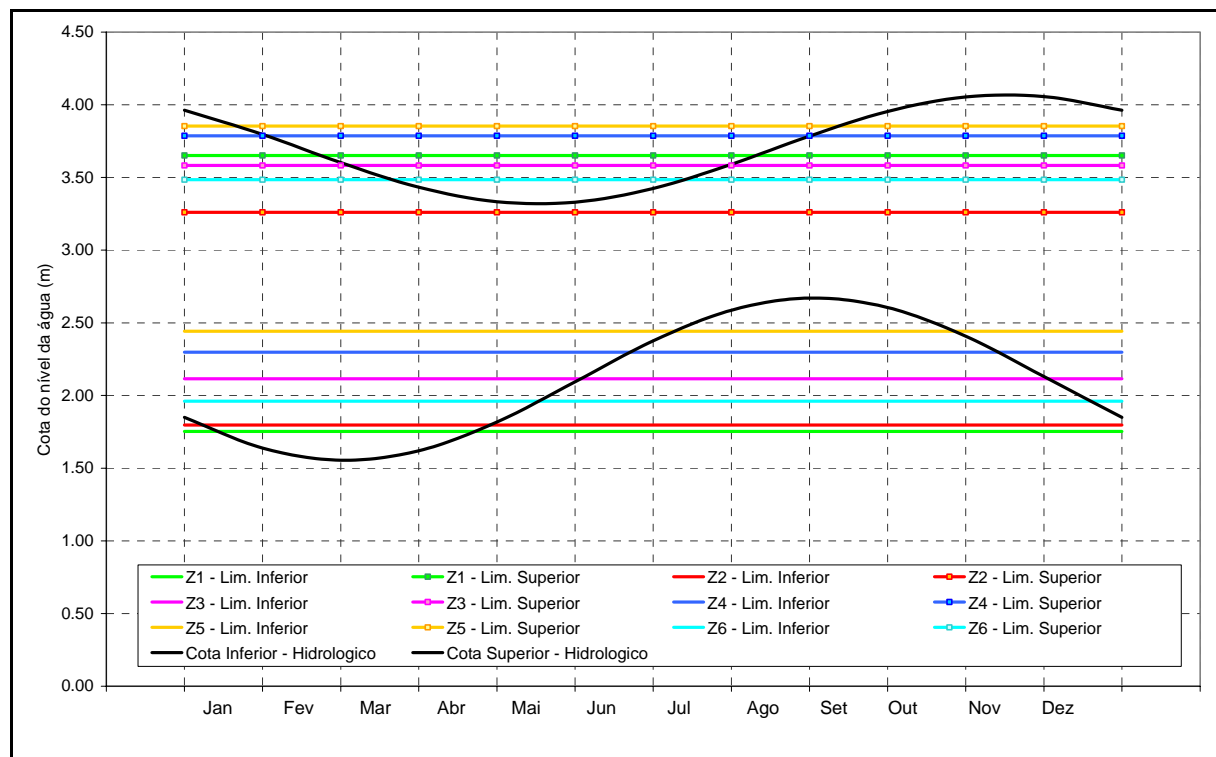


Figura 5. 44 – Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas por *Z. bonariensis* conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS

Com relação ao *Scirpus giganteus*, verificou-se que as cotas do nível da água mantidas entre 2,67 e 2,98 m geram inundações na região ocupada pela espécie, promovendo um cenário de qualidade ambiental, com índices de adequabilidade superiores a 0,60. No entanto, durante os primeiros meses do ano, até, aproximadamente, o mês de agosto, a cota do nível da água poderia estar abaixo do valor mínimo, chegando ao mínimo valor possível de 1,23 m (Figura 5. 45), representando um cenário sem restrições. Essa condição, no entanto, representa uma situação de seca para o Banhado do Taim, onde somente as Lagoas Nicola e Jacaré concentrariam água residual. Por outro lado, exigir que a cota do nível de água seja mantida entre 2,67 e 2,98 m é um critério bastante restritivo, visto que observando a série histórica esse comportamento não é observado. Na série histórica (Figura 5. 46) é possível identificar que, na grande maioria dos anos, ocorre uma

alternância entre valores de cotas abaixo e acima desses limites, com uma permanência entre os valores limites, da ordem de dois a quatro meses. Portanto, principalmente no caso de valores mínimos, é interessante observar que deve ocorrer um pulso de cheia, cuja cota do nível da água supere 2,67 m durante os últimos meses do ano, de forma a promover um alagamento na região ocupada pelo *S. giganteus*.

Com relação aos habitats das capivaras, foi possível uma boa representatividade dos locais ocupados pela espécie, principalmente na região Norte do Banhado do Taim, onde se concentram os maiores bandos. Algumas regiões do aterro da BR 471 e do canal lateral, também ocupado por capivaras, embora em menor número, não foram reproduzidas. A pouca disponibilidade de informação topográfica nessa região contribuiu para essa falha, visto que existem pequenas elevações que se estendem ao longo da BR 471 que não foram representadas. Uma vez que um refinamento da topografia de fundo seja realizado, provavelmente serão obtidos melhores resultados nessa região. A aplicação do índice de adequabilidade mostrou que cotas do nível da água oscilando entre 1,23 e 3,19 m proporcionaram habitats para a capivara. O limite inferior garante a possibilidade de habitat somente no entorno das Lagoas Nicola e Jacaré, representando uma condição de habitat extremamente desfavorável, com disponibilidade de forragem bastante reduzida, além da baixa possibilidade de deslocamento em busca de locais mais aptos, devido à desconexão dos corpos d'água. Cotas superiores a 3,19 m mostram que os resultados encontrados foram compatíveis com o trabalho realizado a partir do monitoramento de animais mortos na BR 471, que revelou que a partir da cota 3 m há um grande aumento do número de capivaras atropeladas. A máxima área de habitat disponível foi encontrada para o nível d'água em 2,12 m.

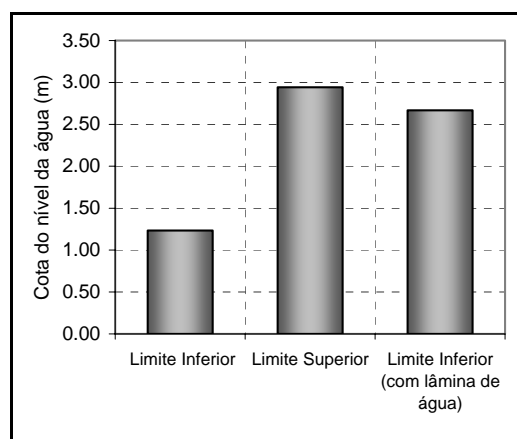


Figura 5. 45 - Limites aceitáveis para cota do nível da água na região de ocorrência do *Scirpus giganteus* no Banhado do Taim/RS

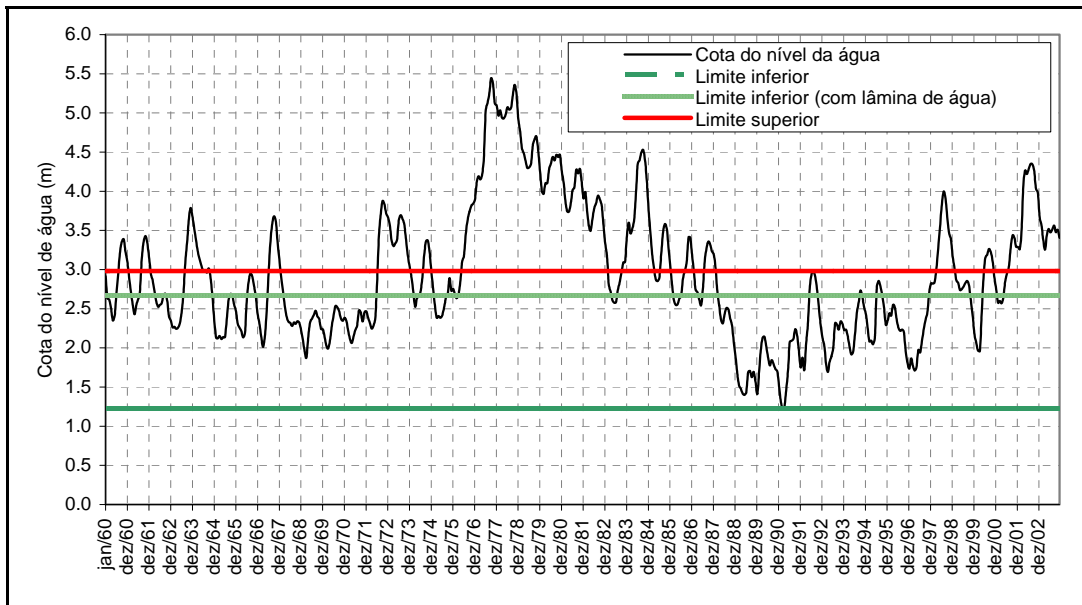


Figura 5. 46 – Série histórica de cota do nível de água com valores limites para qualidade ambiental do *S. giganteus* no Banhado do Taim/RS

O índice de adequabilidade proposto para o cisne-do-pescoço-preto também se mostrou adequado. Pode-se dizer que, em função da pouca disponibilidade de informação sobre o comportamento da espécie no Banhado do Taim, os resultados foram satisfatórios, principalmente nos períodos em que foi possível levantar informações sobre o comportamento da espécie no local. De forma a proporcionar pelo menos uma região adequada para o cisne-do-pescoço-preto, a cota do nível da água pode ser mantida entre 1,23 e 3,10 m (cenário sem restrições de uso da água), durante os meses de Junho a Novembro (Figura 5. 47). Essa variabilidade, no entanto, pode fazer com que haja mudança de local de habitat no interior do Banhado durante o mesmo ano. O limite inferior sugerido corresponde a uma situação de seca severa no Banhado do Taim, proporcionando habitat para o cisne-do-pescoço-preto somente na interface sudoeste com a Lagoa Mangueira (região 8 da Figura 5. 40). Contudo, essa situação deve ser evitada, visto que sob essa mesma condição um grande número de cisnes migrou para as proximidades da Lagoa dos Patos e Mirim (Diário Popular, 2003). De forma a manter com alta qualidade ambiental as regiões (cenário de maximização da qualidade de habitat nas regiões 4, 5 e 6 da Figura 5. 40) que atualmente constituem-se nos locais mais freqüentadas pelo cisnes (Otero *et al.*, 2004), a cota do nível da água deve ser mantida entre 2,16 e 2,40 m. Na Figura 5. 48 são apresentados os limites de cota do nível de água para as diferentes regiões ocupadas pela espécie. Nessa figura é possível identificar que o número máximo de habitats de alta

qualidade é proporcionado para cotas oscilando entre 2,16 e 2,71 m (cenário de maximização do número de locais aptos para habitat). Esses limites fariam com que as regiões 6, 7 e 8 ficassem com baixa qualidade ambiental. É possível verificar, também, que o limite inferior e superior da sazonalidade do hidroperíodo, obtidos a partir de análise estatística, conseguem incorporar os valores de cota limite superior, estabelecidos para todas as regiões, à exceção da região 8.

A determinação dos valores limites para cota do nível de água permite que seja elaborada uma “curva guia” (ou várias “curvas guias”), que contempla em um único gráfico os limites e as restrições impostas para todas as espécies indicadoras selecionadas. Essa curva guia pode auxiliar na definição de estratégias para o gerenciamento da água. Na Figura 5. 49 é apresentada um conjunto das curvas obtidas para cada espécie, conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo no Banhado do Taim.

Conforme pode ser observado na Figura 5. 49, existem faixas de valores para as cotas superiores e inferiores que ficaram fora da banda de variabilidade sazonal, definida com uso de tratamento estatístico dos dados hidrológicos.

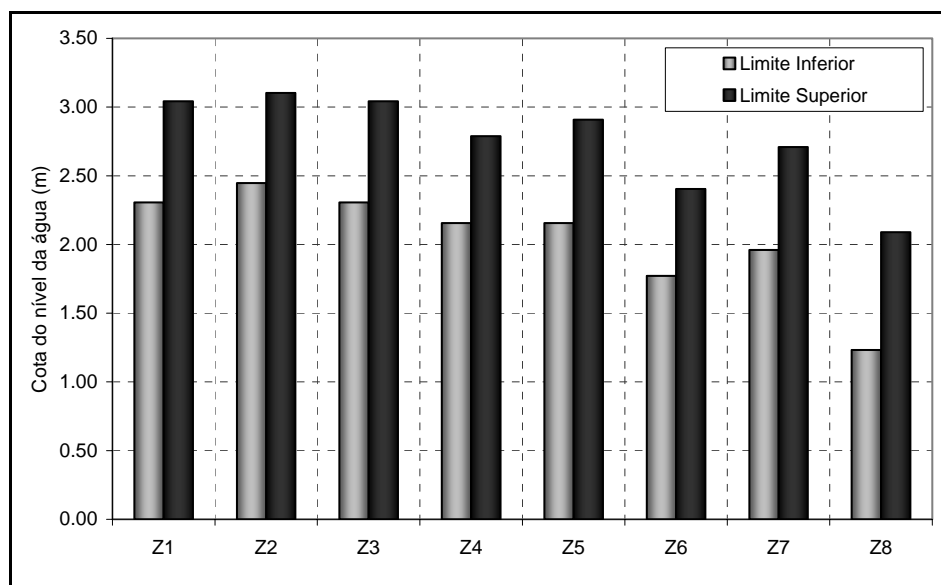


Figura 5. 47 - Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas pelo cisne-do-pescoço-preto no Banhado do Taim/RS

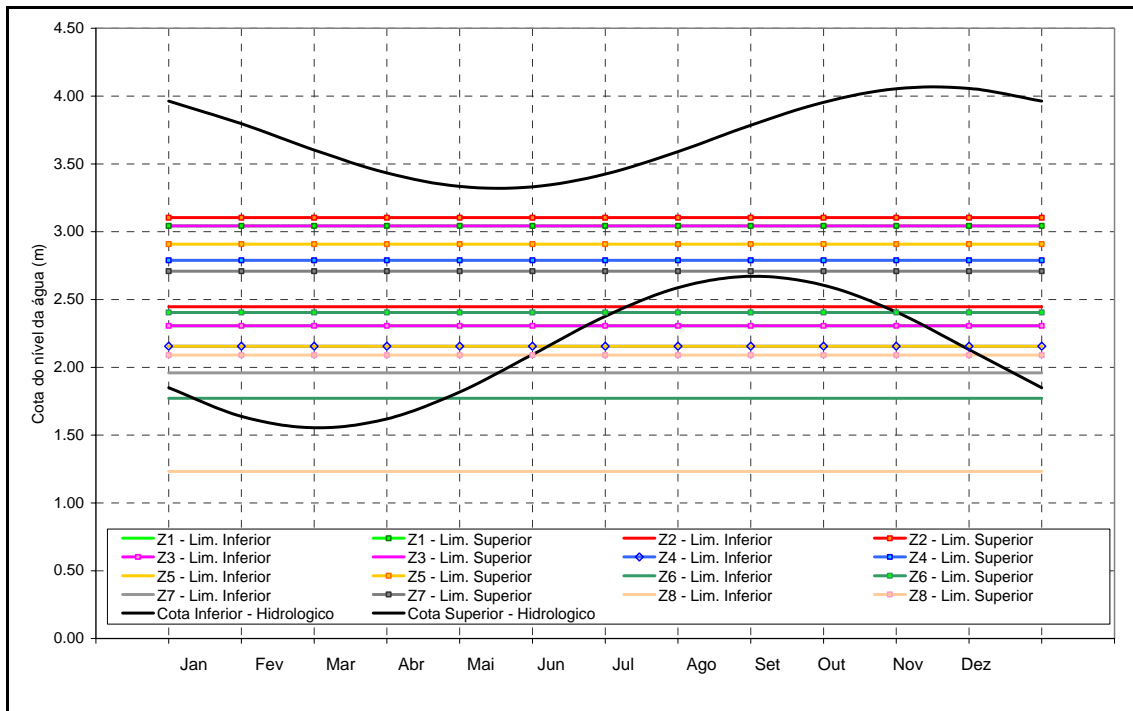


Figura 5. 48 – Limites aceitáveis para cota do nível da água em diferentes regiões ocupadas pelo cisne-do-pescoço-preto conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS

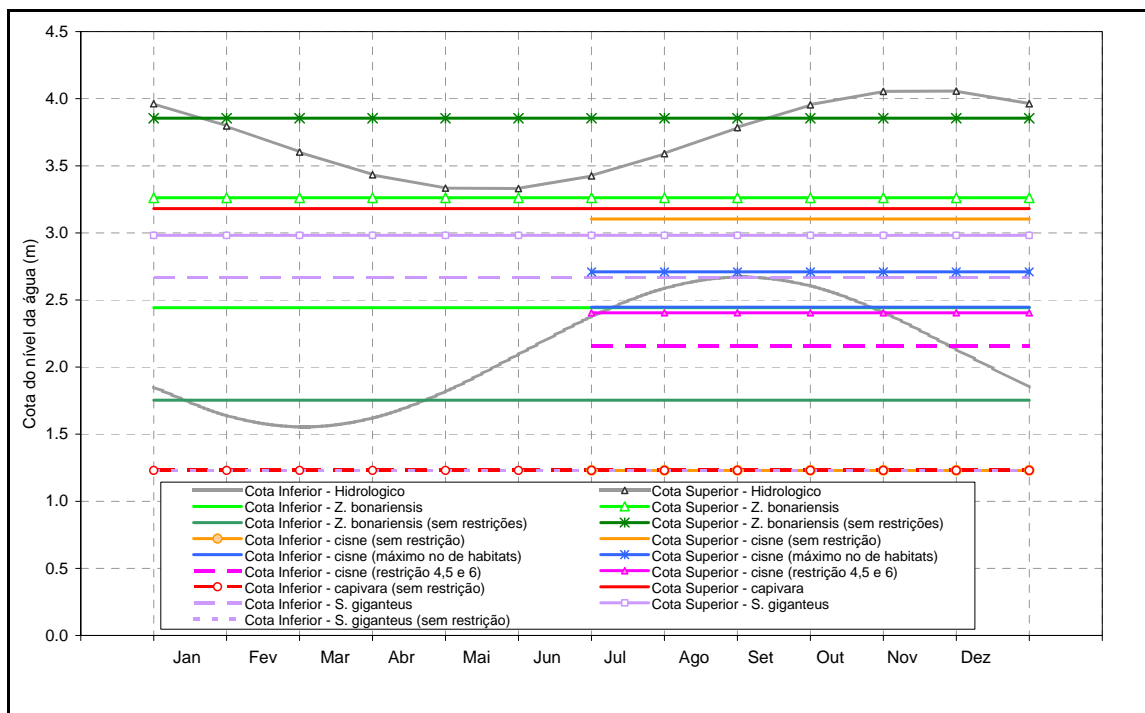


Figura 5. 49 - Faixa de variabilidade de cota de nível de água tolerada para cada espécie conjuntamente com a variabilidade sazonal do hidroperíodo do Banhado do Taim/RS

Analisando a condição onde não é imposta nenhuma restrição com relação ao habitat mantido, verifica-se que, com exceção à *Z. bonariensis*, para todos os outros indicadores biológicos analisados, o limite inferior da cota do nível de água foi menor que o limite que

teria sido estabelecido com o uso de critérios estatísticos. Esse limite inferior, no entanto, corresponde a um cenário pouco restritivo, com qualidade ambiental e habitat muito reduzido para essas espécies, não sendo, portanto, uma situação recomendada. Além dessa constatação, esse valor limite inferior já transgrediria a restrição imposta pela *Z. bonariensis*, que necessita de nível de água mais elevado. O limite superior da cota do nível da água, por outro lado, ficou definido pelas necessidades do *S. giganteus*. Assim, no cenário onde não são impostas restrições, os valores limites mínimo e máximo para a manutenção da cota do nível da água seriam 1,75 e 2,98 m, respectivamente.

Para um cenário altamente restritivo, onde são impostas condições, como, por exemplo, maximizar o número de locais aptos a receberem os cisnes-do-pescoço-preto e manter lâmina de água durante todo o período do ano na região de ocorrência do *S. giganteus*, pode-se verificar que o mesmo representaria uma condição muito severa para o gerenciamento da água no Banhado do Taim. Essas restrições provocariam condições incoerentes com a amplitude da variabilidade natural dos pulsos de cheia e seca que ocorre no local, visto que seria necessário manter a cota do nível d' água oscilando entre 2,67 e 2,71 m.

Procedendo com essa mesma análise, várias regras poderiam ser utilizadas, de forma a auxiliar na definição de critérios para o gerenciamento dos recursos hídricos do Banhado do Taim. As curvas apresentadas também permitem a identificação dos locais que ficarão mais ou menos aptos para cada espécie, em função do critério de gerenciamento selecionado. Dentro dos limites estabelecidos, outra possibilidade consiste na definição de critérios de gerenciamento que variem ao longo dos anos, visando propiciar que todos os locais sejam favorecidos com determinada alternância temporal.

Os resultados obtidos mostram a importância da análise realizada incorporando os indicadores biológicos visto que, se os critérios definidos para o gerenciamento da água fossem puramente estatísticos, algumas espécies seriam prejudicadas. Por exemplo, durante os meses de Fevereiro a Abril a cota inferior estabelecida com o uso de critérios estatísticos prejudicaria a *Z. bonariensis*, visto que a lâmina de água seria menor que a necessária. A cota superior definida com o uso da análise estatística também se revelou elevada, praticamente em todos os meses, para todas as espécies selecionadas, à exceção da *Z. bonariensis*.

Neste trabalho não foi incorporada a sazonalidade das cotas ideais para os indicadores biológicos selecionados. Nesse caso, a análise estatística da série histórica pode guiar a definição do hidroperíodo proposto, respeitando o padrão de comportamento observado no Banhado do Taim, conforme exemplificado na Figura 5. 50. Conforme se pode observar nessa figura, o hidroperíodo proposto mantém-se dentro de limites que permitem a manutenção de habitats de qualidade para a maioria das espécies analisadas. A única espécie que teria seus limites infringidos é o *S. giganteus*, uma vez que os limites do hidroperíodo proposto ultrapassaram os limites máximo e mínimo, permanecendo dentro da amplitude recomendada por um período de aproximadamente 4 meses. Conforme comentado anteriormente, esse tipo de comportamento é observado, atualmente, no Banhado do Taim, portanto, o hidroperíodo proposto estaria adequado. Estudos futuros deverão incorporar elementos de sazonalidade, de forma a agregar informação a esta pesquisa.

O hidroperíodo proposto também deve respeitar as necessidades de outras espécies selecionadas, conforme apresentado no item 5.2.2.3 *Outros indicadores biológicos a serem considerados (sem modelagem)*. Por exemplo, para as tartarugas não deve ser permitido que o nível de água do período compreendido entre os meses de Novembro a Janeiro seja superior ao do mês de outubro. No hidroperíodo proposto na Figura 5. 50 esse critério foi respeitado. Da mesma forma para o jacaré-do-papo-amarelo, onde foi definido que a variação da lâmina de água não deve ser maior que 15 cm, relativa àquela existente em outubro. Para o jacaré-do-papo-amarelo o hidroperíodo proposto também foi adequado, respeitando essa imposição. Para a coscoroba há garantia de habitat adequado, à medida que o hidroperíodo proposto atenda às necessidades do cisne-do-pescoço-preto.

Assim, uma vez estabelecidas as curvas que definem as necessidades das espécies, podem ser avaliados vários cenários de gerenciamento dos recursos hídricos, de forma a permitir, que pelo menos na maioria dos anos, não haja impactos à biodiversidade do Banhado do Taim. O uso de um número maior de indicadores biológicos enriquecerá a elaboração das curvas, permitindo uma maior confiabilidade na definição de critérios de gerenciamento.

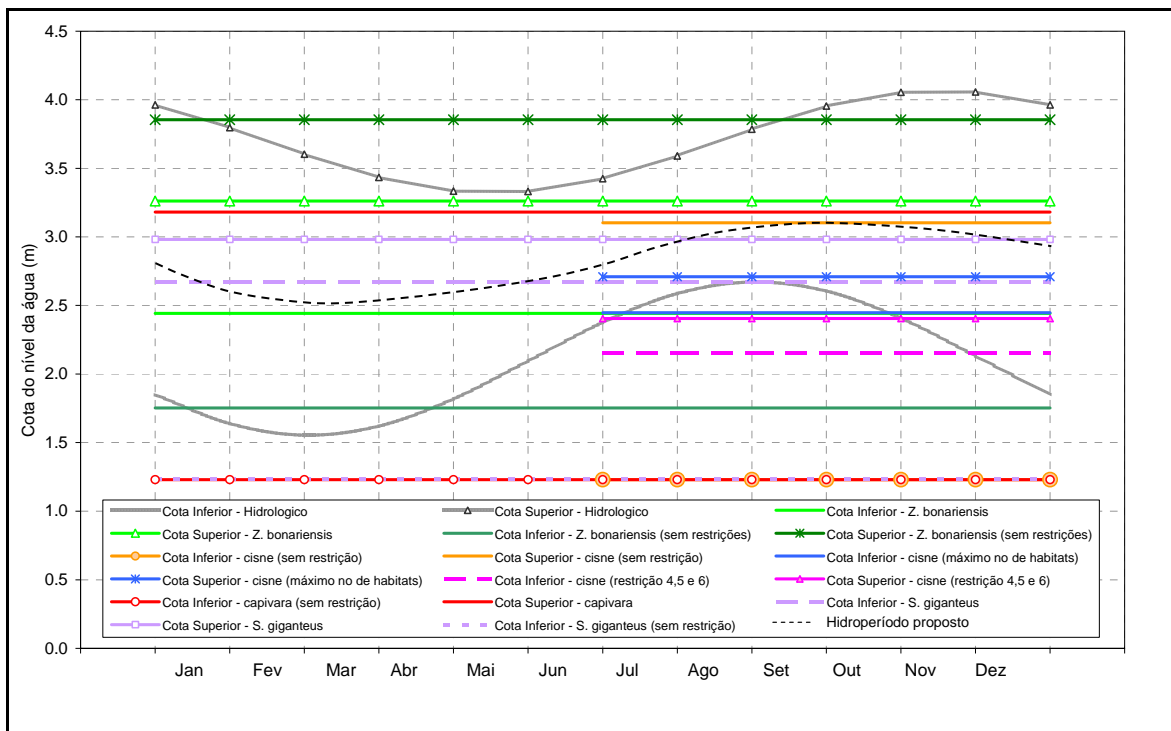


Figura 5. 50 - Proposta de hidroperíodo respeitando os limites impostos para as espécies indicadoras e sazonalidade no Banhado do Taim/RS

Embora tenham sido sugeridos os regimes hidrológicos que favoreçam certas espécies, não significa que as mesmas não possam existir fora destas condições. Evidentemente que nesse caso essas espécies estariam em condições sub-ótimas.

Em IPH (1996) e Villanueva (1997), foram avaliados seis cenários²² de gerenciamento dos recursos hídricos do Banhado do Taim, sendo que três destes cenários contemplam a alteração das estruturas de saída do sistema. Considerando apenas os três cenários onde é mantida a atual configuração das comportas de fundo (de forma a possibilitar a comparação com os resultados obtidos neste trabalho), ambos os estudos recomendam que o nível d'água não seja inferior a 2,47 m. Esta cota sugerida encontra-se dentro dos limites apresentados na Figura 5. 49, à exceção dos limites estabelecidos para a adequabilidade do *Scirpus giganteus*. Este nível, no entanto, encontra-se pouco abaixo do padrão sazonal, esperado para o período compreendido entres os meses de Julho a Outubro.

²² Cenário 1: situação ocorrida no período de 1960 a 1996; considera a evolução da demanda para irrigação e as comportas permanecem abertas na saída do sistema.
 Cenário 2: considera demanda para irrigação do ano de 1996 constante ao longo da simulação, com comportas abertas na saída do sistema.
 Cenário 3: simulação da série com comportas fechadas e demanda histórica para a irrigação.
 Cenário 4: restrição à irrigação, imposta pela cota da Lagoa Nicola. Quando a cota desta Lagoa é inferior a 2,47 m é interrompida a irrigação a partir da Lagoa Mangueira.
 Cenário 5: altera as estruturas de saída do Banhado do Taim.
 Cenário 6: altera a estrutura de saída do Banhado do Taim e define regras restritivas para a irrigação em função da cota da Lagoa Mangueira.

Portanto, embora os estudos de IPH (1996) e Villanueva (1997) tenham empregado procedimentos totalmente diferenciados para a definição de regras para o gerenciamento dos recursos hídricos do Banhado do Taim, o resultado foi compatível com o encontrado no presente estudo. A grande vantagem da utilização da metodologia proposta neste trabalho é a possibilidade de gerenciamento dos recursos hídricos com maior flexibilidade, já que é permitido operar com níveis variáveis, dentro de uma faixa de valores “adequadamente” definidos. Além desta justificativa, os limites definidos neste estudo foram determinados considerando as necessidades dos indicadores biológicos selecionados, tendo, portanto, um maior embasamento teórico. Este fato é de fundamental importância, já que a proposta é gerenciar o Banhado do Taim para que seja possível o uso compartilhado entre conservação da biodiversidade e produção de arroz.

5.6 Previsão de cenários de gerenciamento para a irrigação

Na seqüência da aplicação da metodologia proposta nesse trabalho, considerou-se que seria interessante se houvesse um conhecimento prévio do comportamento hidrológico esperado para o Banhado do Taim para um determinado horizonte de planejamento. Esse horizonte deve ser tal que, com certa antecedência, seja possível informar aos orizicultores quais serão os procedimentos a serem tomados no futuro com relação à captação de água para a irrigação.

Até a presente data, o único trabalho de previsão de níveis para o Banhado do Taim foi realizado em 1996 (IPH, 1996; Villanueva, 1997). No entanto, não foi dada continuidade ao mesmo. Dessa forma, foi necessária a adoção de estratégias para que a mesma pudesse ser realizada a partir das informações disponíveis.

A metodologia empregada para a previsão do regime hidrológico foi a previsão por conjunto - *ensemble forecast* (Anderson *et al.*, 2001; Georgakakos e Krzysztofowicz, 2001), de forma a avaliar a banda de incerteza dos resultados. A possibilidade de utilização de índices climáticos também foi avaliada nessa fase, permitindo complementar a previsão, diminuindo a banda de incerteza. No caso do Banhado do Taim, atualmente está sendo realizada uma pesquisa de doutorado (Cardoso, 2007) que visa à previsão de níveis no

Banhado do Taim a partir da previsão de modelos climatológicos. Uma vez concluída a pesquisa, e se os resultados forem satisfatórios, é possível substituir a previsão utilizada nesse trabalho pela previsão com base em climatologia, o que trará menor incerteza na determinação dos níveis previstos.

Para o caso específico do Banhado do Taim, propõe-se nesse trabalho que a previsão do regime hidrológico seja realizada com um horizonte de 8 meses: iniciando em Agosto e finalizando em Março. A escolha do mês de Agosto como ponto de partida para a previsão reside no fato do mesmo marcar a época de início de preparo do solo para o plantio de arroz irrigado na região sul do Estado do Rio Grande do Sul, e o mês de Março define o final do período de irrigação (IRGA, 2006). Assim, caso seja identificado que a condição será crítica para a manutenção do ecossistema, é possível alertar aos orizicultores que poderá haver restrições com relação à disponibilidade de água (situação de estiagem), caso a situação inadequada se confirme durante o período de irrigação da cultura. Assim pode haver uma negociação em termos de área a ser plantada. Uma situação contrária também pode ocorrer: prevendo uma situação de cheia severa, os orizicultores podem ser incentivados a expandir a área a ser plantada, com a garantia da disponibilidade de água para a irrigação durante o período da cultura.

De forma a avaliar os impactos provocados pela atividade de irrigação, a previsão do regime hidrológico deve contemplar os cenários de área irrigada a serem considerados. Neste trabalho, esses cenários foram simulados hidrodinamicamente (utilizando o mesmo modelo hidrodinâmico mencionado no item 4.5.4 *Modelo hidrológico-hidrodinâmico*) e, posteriormente, são verificadas as condições de habitats no banhado para essas condições. Se algum critério de manutenção de habitat não for cumprido, ou alguma restrição para as espécies selecionadas for rompida, podem ser propostas regras para as captações de água, ou em casos extremos, podem ser impostas regras para a manipulação das comportas do Banhado do Taim. Neste trabalho, no entanto, os cenários avaliados não contemplam a operação das comportas de fundo existentes na saída do Banhado do Taim, visto que as mesmas encontram-se atualmente inoperantes devido à falta de manutenção. Trabalhos futuros poderão avaliar a possibilidade do uso de outros tipos de estrutura para o controle da vazão como vertedores, por exemplo, colocados junto ao canal de ligação entre o Banhado do Taim e a Lagoa Mirim.

5.6.1 Previsão hidrológica com o uso de modelagem por conjunto (*ensemble forecast*)

Dada a incerteza na previsão do regime hidrológico para cenários futuros e sua alta dependência dos eventos de precipitação, é proposta nesse trabalho uma previsão com o uso de uma técnica de modelagem por conjunto (*ensemble forecast*). Esse tipo de técnica é muito utilizado para considerar as incertezas dos fenômenos meteorológicos, sendo utilizada por vários centros de previsão climatológica, a exemplo do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC-INPE, 2006).

Simplificadamente, no caso de previsões climáticas, o estado inicial da atmosfera é representado por uma função distribuição de probabilidades, resultante das incertezas iniciais. Partindo dessas condições iniciais perturbadas, a previsão por conjunto é utilizada para estimar as probabilidades do estado futuro. Assim, o valor médio dos membros do conjunto representará melhor o comportamento observado. Ainda, de acordo com CPTEC-INPE (2006), para criação de uma previsão por conjunto, primeiramente se supõe que os modelos sejam perfeitos, ou seja, considera-se apenas a incerteza nas condições iniciais. Em seguida, busca-se por meio de técnicas específicas, simular os erros decorrentes das observações para criar um conjunto de condições iniciais perturbadas. Finalmente, o conjunto de previsões é gerado pelo modelo a partir de cada um destes novos cenários perturbados. Maiores descrições sobre esse processo podem ser encontradas em CPTEC-INPE (2006) e Silva (2005), entre outros.

Uma questão que pode surgir está relacionada ao porquê da escolha desse tipo de previsão, se modelos estatísticos - como os modelos de função de transferência (*Transfer Function*) (Clarke, 2006), modelos autorregressivos (AR), modelos de média móvel (*Moving Average* - MA), autorregressivos com média móvel (*Auto Regressive Moving Average* - ARMA), autorregressivos integrados com média móvel (*Auto Regressive Integrated Moving Average* - ARIMA), SARIMA (*Seasonal Auto Regressive Integrated Moving Average*), sendo os quatro últimos encontrados em Box e Jenkins (1976), Salas *et al.* (1985), Salas (1992) e Chatfield (2000), - também poderiam ser considerados. Na verdade, com exceção dos modelos de função de transferência, os outros modelos mencionados foram testados com resultados pouco satisfatórios. Somente o modelo SARIMA, com 5 parâmetros autorregressivos e 5 parâmetros de média móvel (notação: SARIMA(5,5)) gerou previsões adequadas para condições médias, no entanto, com grandes incertezas na previsão para situações de eventos extremos. Uma das suspeitas para a baixa qualidade no resultado

obtido com o uso desse tipo de previsão é o fato do sistema no qual está inserido o Banhado do Taim ser muito complexo, e os efeitos de jusante, exercidos pela Lagoa Mirim serem desconsiderados nessa análise. Os modelos de função de transferência provavelmente gerariam melhores resultados para a previsão dos níveis no Banhado do Taim, no entanto, para sua utilização seria necessária uma previsão prévia sobre a chuva e cotas na Lagoa Mirim.

Assim, considerou-se que a previsão por conjunto seria adequada para a situação, dada a diversidade de limitantes na modelagem. Para tentar reproduzir a complexidade do sistema do Banhado do Taim na previsão de níveis, a previsão por conjunto foi incorporada à modelagem hidrodinâmica do Banhado do Taim. Dessa forma, foi possível representar os efeitos de jusante da Lagoa Mirim e as trocas de água existentes entre o Banhado do Taim e a Lagoa Mangueira. Esse tipo de modelagem possibilitou a espacialização dos resultados da previsão, importante para a avaliação da qualidade de habitats para os indicadores biológicos selecionados.

Outra vantagem da utilização da previsão por conjunto é o fato da mesma fornecer a incerteza na previsão de níveis, em função da incerteza do dado associado. Assim, não foi utilizada uma condição inicial perturbada, visto que ela é bem conhecida, e corresponde ao último valor de nível observado, ou gerado por meio de modelagem hidrológica. As perturbações neste trabalho são as diferentes séries pluviométricas, evaporimétricas e de cotas da Lagoa Mirim (do registro histórico), que podem ocorrer dentro do horizonte da previsão, ou poderiam ser séries previstas por meio de outros procedimentos não avaliados neste estudo.

Em termos de modelagem, é estabelecido o período inicial para a previsão. Neste trabalho, por exemplo, considerou-se que o mês de início da previsão é o mês de Agosto e, a partir desse mês, a previsão é realizada mês-a-mês até Março (horizonte de 8 meses). A justificativa para a escolha desse mês como ponto de partida para a previsão foi previamente mencionada. A condição inicial da previsão é a cota do nível da água no final do mês de Julho. Sempre partindo dessa cota, a previsão é realizada para séries de precipitação, evaporação e cota da Lagoa Mirim de 8 meses contíguos (Agosto a Março), contidas na série histórica (por exemplo, de Agosto de 1975 a Março de 1976). Assim, o modelo faz uma previsão de nível, com um horizonte de 8 meses, determinando a cota média mensal de cada mês, a partir de uma primeira série de precipitação. Sempre partindo da condição inicial da previsão, o modelo faz novas previsões de nível no Banhado do Taim,

utilizando todas as séries de precipitação, evaporação e cota da Lagoa Mirim do histórico, gerando novas previsões de nível com horizonte de 8 meses. Uma vez simuladas todas as séries selecionadas, existe uma espécie de “feixe” de níveis possíveis, sendo que quanto menor o horizonte, menor a incerteza associada à previsão. Neste trabalho, o conjunto de previsão de níveis foi obtido a partir da simulação dos eventos de precipitação, evaporação e cota da Lagoa Mirim observados para todo o período de dados disponíveis (44 anos). Ao final das previsões, o valor médio do conjunto também foi determinado.

Também foi avaliada a possibilidade de utilização da previsão de índices climáticos (*El Niño*, *La Niña*, etc) para a seleção do período a ser utilizado. Com esse critério, a intensidade do fenômeno de anomalia climática anual prevista (a previsão de índices climáticos é disponibilizada com até 2 anos de antecedência (CFS/NCEP/NOAA, 2006)) pode ser comparada com a intensidade de anos anteriores, possibilitando que somente séries de anos com características semelhantes ao previsto por meio dos índices climáticos sejam utilizadas. Durante a análise, encontrou-se evidências estatísticas de correlação positiva (28%) entre os índices anual de *El Niño* e o total anual da precipitação na região do Banhado do Taim (Figura 5. 51). Embora esse valor de correlação não seja elevado, em climatologia valores dessa ordem são significantes, pois se pode considerar que aproximadamente 8% da variabilidade da precipitação da região pode ser explicada unicamente por esse fenômeno. Esse resultado é interessante, à medida que esses índices podem orientar na seleção dos eventos de precipitação da série histórica. Não foi realizada pesquisa mais aprofundada sobre a utilização de índices climáticos para a previsão hidrológica, visto que não era o objetivo do trabalho. Recomenda-se, portanto, que sejam desenvolvidas pesquisas neste sentido, a exemplo do trabalho desenvolvido por Allasia (2007), que utilizou índices climáticos para a previsão de níveis no Pantanal.

Para a modelagem, também é necessária uma previsão de mesmo horizonte para a cota de cada mês na Lagoa Mirim, de forma que a mesma sirva como condição de contorno de jusante, durante a simulação. Para essa previsão também foram avaliados modelos estatísticos do tipo AR, MA, ARMA e SARIMA, sendo que o último modelo forneceu os melhores resultados, com a utilização de cinco parâmetros autorregressivos e cinco parâmetros de média móvel. Similarmente ao encontrado para o Banhado do Taim, o modelo não conseguiu representar bem algumas ocasiões de eventos extremos de cheia e estiagem. Dessa forma, decidiu-se utilizar como condição de contorno de jusante da Lagoa Mirim, a série de nível observada no período correspondente à chuva a ser usada na

previsão. Assim, se a chuva a ser simulada corresponde, por exemplo, ao período de Agosto de 1975 a Março de 1976, a condição de contorno de jusante será a série de nível observada na Lagoa Mirim, do período de Agosto de 1975 a Março de 1976.

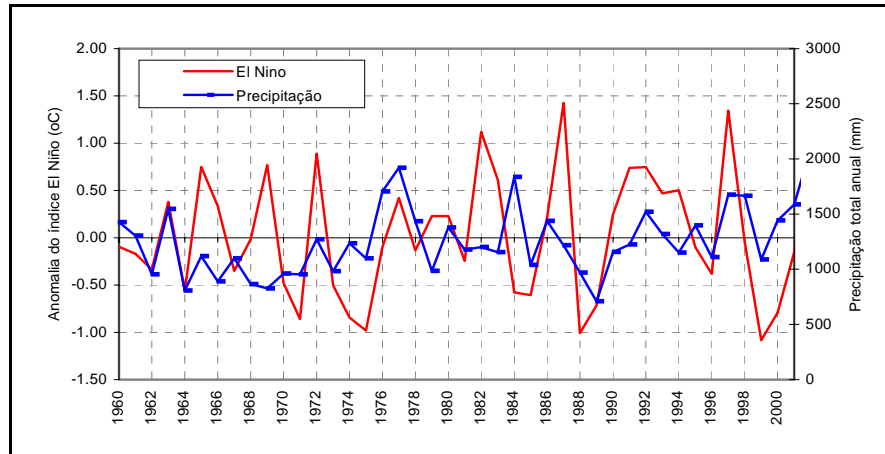


Figura 5. 51 – Comparação entre anomalia de *El Niño*3.4 e variabilidade anual da precipitação no Banhado do Taim/RS

Com certeza, esse procedimento é uma forma simplificada de representar as condições específicas da Lagoa Mirim. No entanto, como praticamente toda a bacia contribuinte à Lagoa Mirim e Banhado do Taim estão sujeitos aos mesmos condicionantes climáticos, é de se esperar que o comportamento desses sistemas seja semelhante, e o procedimento adotado seria uma forma de incorporar a incerteza também na condição de contorno de jusante.

Na ocasião da realização deste trabalho, foram realizadas as previsões para os períodos de Agosto/2004 a Março/2005 e Agosto/2005 a Março/2006. Esses períodos foram selecionados de forma a avaliar períodos com características bem diferentes, visto que 2004/2005 caracterizou-se por ser extremamente seco, enquanto 2005/2006 foi considerado um ano normal, do ponto de vista hidrológico.

5.6.1.1 Previsão hidrológica com o uso de modelagem por conjunto – período Agosto/2004-Março/2005

Neste cenário, são previstos regimes hidrológicos, considerando a demanda de água para a irrigação. Foi utilizada a área plantada de 30.000 ha (IRGA, 2006), correspondente à safra de 2004, para a estimativa de demanda, supondo uma situação sem expansão da atividade. No entanto, a demanda poderia ser obtida por meio de uma previsão de área

plantada, seguindo o crescimento tendencial, apresentado na Figura 5. 9, ou de acordo com estimativas do setor. O consumo de água por área plantada seguiu o mesmo critério utilizado na modelagem hidrológica (IPH, 1996; SOSBAI, 2005) de 2 L/s/ha, com captações durante os meses de Dezembro, Janeiro, Fevereiro e Março. Em função do resultado obtido nesta fase de previsão, pode ser necessário avaliar outros cenários de área plantada, conforme será abordado posteriormente. Na Figura 5. 52 é apresentada a previsão por conjunto para o período de Julho de 2004 a Março de 2005.

A partir das previsões poderiam ser utilizadas todas as séries geradas para a análise dos indicadores de qualidade de habitat, ou ainda considerar as séries que reproduziram situações extremas (limite máximo e mínimo). Neste trabalho, no entanto, optou-se pela utilização de valor médio previsto, que também está graficado na Figura 5. 52.

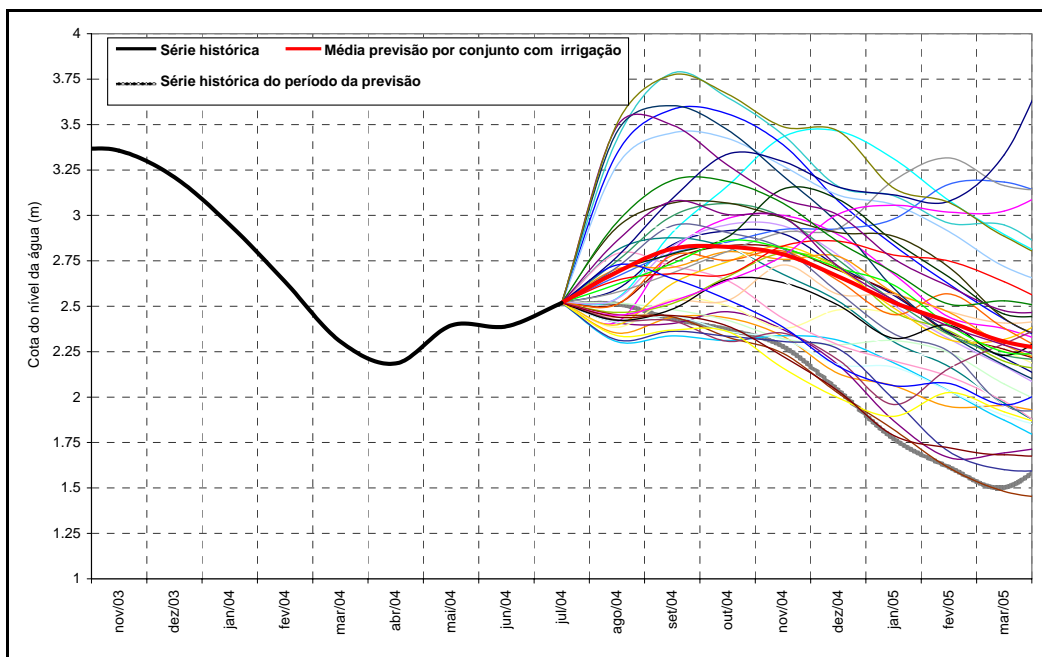


Figura 5. 52 – Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS – Agosto/2004 a Março/2005

É possível constatar na Figura 5. 52 a grande dispersão dos níveis da água previstos. Foi realizada uma análise da sensibilidade da resposta da previsão em função do nível d'água da Lagoa Mirim. Verificou-se que existe grande variabilidade na resposta da previsão, conforme foram alteradas as cotas da Lagoa Mirim. Novas pesquisas deverão ser conduzidas neste sentido, de forma a melhorar as técnicas de previsão, reduzindo as incertezas desta variável de entrada.

Considerando o nível observado no Banhado do Taim (série graficada conjuntamente na Figura 5. 52), verifica-se que, embora a média da previsão por conjunto para o período Agosto/2004 a Março/2005 não foi satisfatória (possivelmente devido à ocorrência de um evento de seca muito severo) alguns membros do conjunto da previsão mostram um cenário de seca extrema. Analisando a série histórica, observa-se que somente na década de 90 o nível da água no Banhado do Taim atingiu valores abaixo de 1,50 m. Na prática, no entanto, uma vez feita a previsão por conjunto, é possível realizar uma atualização da mesma, reduzindo o horizonte de previsão, ou identificar a tendência do comportamento hidrológico por meio do acompanhamento da série de níveis d'água. Nesta pesquisa foi considerada esta última conduta, pois se verifica que já no mês de Setembro/2004 a previsão apresenta uma tendência que diverge do comportamento observado. Assim, a previsão pode ser modificada, pois o nível da água no Banhado do Taim está anunciando um período posterior com estiagem severa. A ocorrência de um cenário de seca intensa neste período fica mais evidente se é analisada a sazonalidade do regime de chuvas (menor pluviometria nesta época do ano), maiores taxas de evaporação no período correspondente, demanda de água para irrigação na mesma época e devido ao anúncio de um ano de 2005 regido pelo fenômeno de *La Niña*.

Considerando que em Setembro/2004 já estaria sendo anunciado um evento de seca extrema, foram selecionadas as previsões apresentadas na Figura 5. 53 que reproduziram cenários de seca. Para fins de seleção do cenário de seca, foram considerados todos os níveis previstos abaixo da média da previsão por conjunto, em um total de 20 situações. Para estes cenários, uma nova média foi determinada, a fim de trabalhar com o valor médio previsto (Figura 5. 53).

De forma a confrontar o resultado obtido para a previsão sem irrigação e com irrigação, é apresentada a Figura 5. 54, que incluem a previsão média para o cenário sem irrigação. A previsão foi realizada para um horizonte de 16 meses, com a finalidade de mostrar o impacto de longo prazo, provocado pela irrigação.

A previsão por conjunto mostrou que a demanda para irrigação alterou a curva média de previsão, com relação ao cenário simulado sem irrigação, modificando o regime hidrológico a longo prazo. Nesse cenário, as cotas do nível da água sempre foram menores que as previstas para o cenário sem irrigação. A diferença média entre as cotas do nível da água no cenário sem irrigação e com irrigação foi de aproximadamente 25 cm. Já no final do mês de Março de 2005 o nível médio esperado no cenário com irrigação era mais de 20

cm inferior ao esperado no cenário sem irrigação. A captação de água para a irrigação não tem grande influência durante o período de irrigação, no entanto, os reflexos dessa tomada de água são “sentidos” de forma mais acentuada posteriormente, devido aos efeitos de armazenamento do sistema.

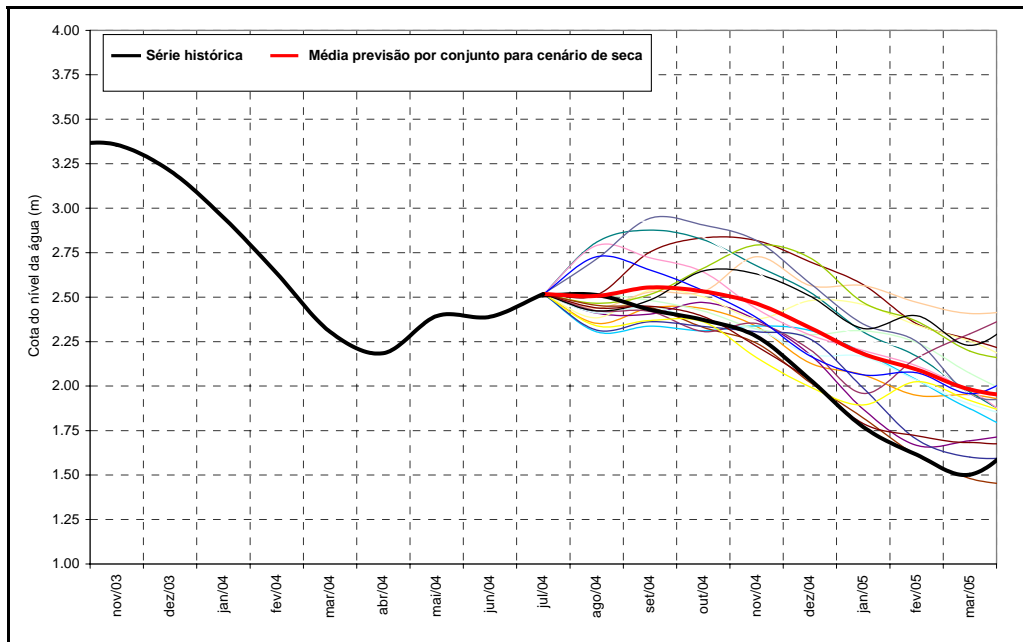


Figura 5. 53 – Seleção de cenários de seca da previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS com irrigação – Agosto/2004 a Março/2005

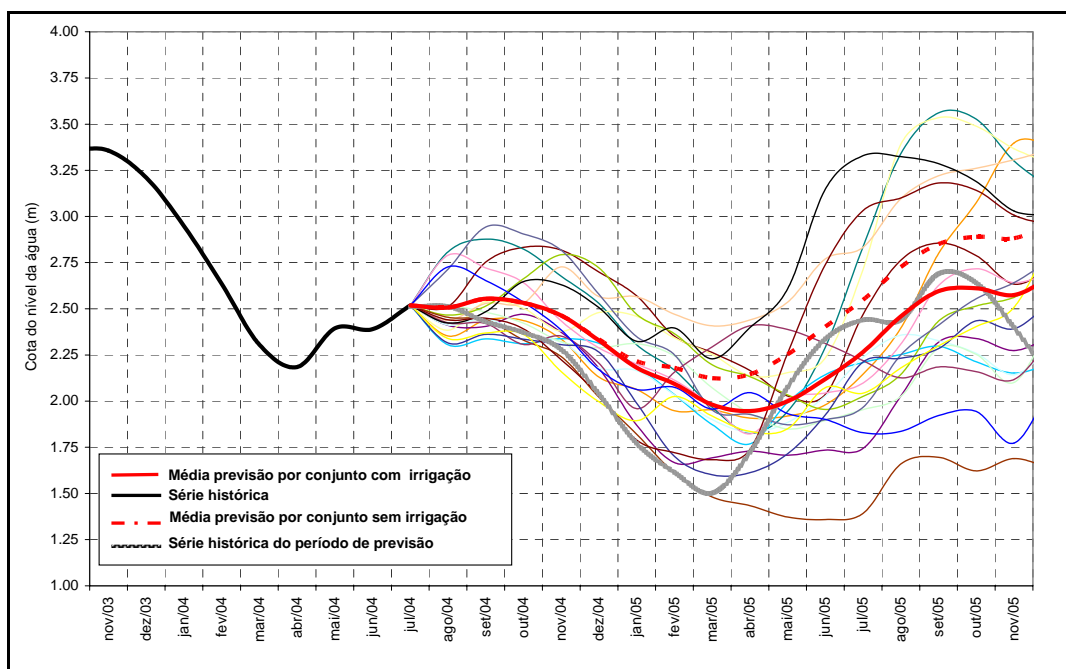


Figura 5. 54 - Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS com irrigação e sem irrigação – Agosto/2004 a Novembro/2005

Tomando as previsões apresentadas como verdadeiras, quando iniciasse o novo período de irrigação, em Novembro de 2005, o nível da água no Banhado no Taim seria 30 cm menor no cenário com irrigação. Embora esse valor não seja muito significativo sob o ponto de vista hidrológico, variações dessa ordem são suficientes para eliminar a possibilidade de habitat para algumas espécies, visto que a topografia do Banhado do Taim é muito plana.

Com relação aos critérios estatísticos hidrológicos, verifica-se que o regime hidrológico previsto para o período Agosto a Dezembro de 2004 encontra-se fora da banda de confiança (definida no item 5.1.1) durante os meses de Agosto e Setembro (Figura 5. 55). Essa condição, no entanto, foi altamente dependente do nível observado no mês de Junho de 2004, que já se encontrava abaixo do limite estipulado. Para o ano de 2005, verifica-se que o hidroperíodo previsto encontra-se dentro da banda de confiança estabelecida (Figura 5. 55), sendo que a partir do mês de Maio até Setembro há uma pequena infração no padrão de variabilidade sazonal esperada para o Banhado do Taim.

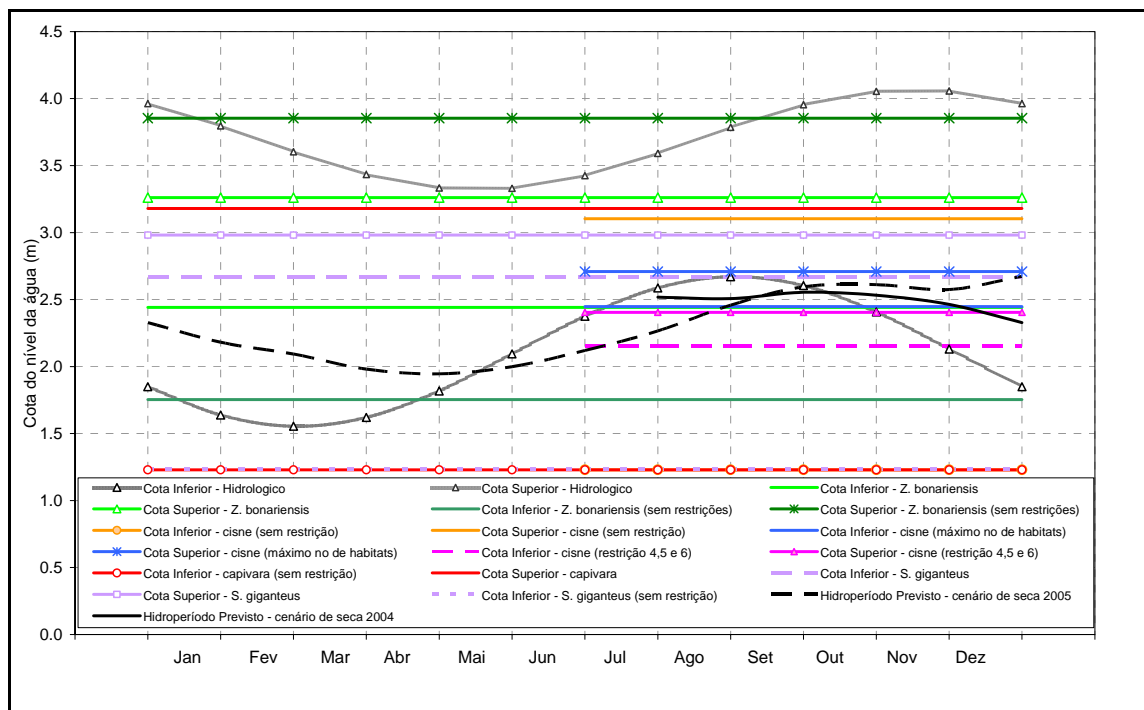


Figura 5. 55 – Verificação do enquadramento do regime hidrológico previsto para o Banhado do Taim – período Agosto a Dezembro de 2004 e Janeiro a Dezembro de 2005

Com relação aos indicadores biológicos, o hidroperíodo previsto encontra-se dentro dos limites sem restrição (lembrar que limites sem restrição significam menor qualidade ambiental) estabelecidos para a maioria dos indicadores biológicos selecionados.

Para a *Z. bonariensis* o cenário hidrológico previsto manteria condições de alta qualidade de habitat somente para os estandes que ocupam a região sul do Banhado, na interface com a Lagoa Mangueira e ao sul da Lagoa Jacaré.

Para o *S. giganteus* a condição hidrológica é extremamente desfavorável, visto que não ocorreria o pulso de cheia em sua zona de ocorrência nos dois anos consecutivos. Um nível pouco mais elevado, pelo menos em um dos anos, seria a garantia de inundação da região, mantendo o comportamento hidrológico observado para o local. Para esta espécie, portanto, deve ser analisado outro cenário de área irrigada, de forma a “tentar” atender aos limites apresentados na curva-guia.

Para a capivara o cenário hidrológico gera uma alta qualidade ambiental, com níveis oscilando em valores que, praticamente, maximizam a área de habitat disponível no interior do Banhado do Taim.

Para o cisne-do-pescoço-preto o cenário hidrológico previsto para o ano de 2004 maximizaria o número de habitats. Para o ano de 2005, haveria um desfavorecimento de algumas regiões aptas em detrimento de outras. Nesta situação, provavelmente a espécie seria forçada a migrar para as regiões mais favorecidas.

Para as tartarugas, o nível da água do mês de Outubro de 2004 foi inferior ao do mês de Setembro, atendendo, portanto à exigência estabelecida para a espécie. Já no ano de 2005, no mês de Outubro é observado um nível d'água mais elevado que em Setembro, infringindo o critério estabelecido para as tartarugas. No entanto, dado o horizonte de previsão, nesta data a incerteza associada ao valor de nível é muito elevada, sendo que essa informação não é muito confiável.

O regime hidrológico previsto não atende aos critérios definidos para os jacarés-de-papo-amarelo. A variação de níveis prevista entre o final do mês de Outubro de 2004 e final do mês de Dezembro do mesmo ano foi de, aproximadamente, 20 cm, ultrapassando, portanto, o limite indicado. Assim, para esta espécie também poderiam ser avaliados outros cenários de área plantada, de forma a reduzir a oscilação do nível d'água neste período. Para o ano de 2005 os níveis previstos encontram-se dentro de limites aceitáveis.

Em uma segunda etapa, foram avaliadas diferentes áreas irrigadas, buscando identificar um valor de captação que manteria as flutuações aceitáveis nos níveis do Banhado do Taim. Para exemplificar a aplicação da metodologia foram analisados mais dois cenários de área plantada, o primeiro utilizando uma área plantada de 24000 ha (Cenário II), e o segundo com uma área plantada de 10300 ha (Cenário III); na prática, no

entanto, o ideal é fazer uma avaliação mais refinada da área plantada. A área plantada do Cenário II foi considerada nesta análise, pois corresponde à área irrigada em 1990, que foi marcado por uma seca severa. A área do Cenário III corresponde à média de área plantada na década de 60, dando início às atividades orizícolas. Na Figura 5. 56 é apresentada a verificação do enquadramento do regime hidrológico previsto para estes cenários, incluindo o cenário previsto inicialmente, aqui chamado de Cenário I. Nesta figura é apresentado somente o período relativo ao ano de 2005, visto que para o período anterior (Agosto a Dezembro de 2004) os valores previstos são praticamente coincidentes nos três cenários.

É possível identificar na Figura 5. 56 que somente no Cenário III é possível promover uma inundação na região de ocupação do *S. giganteus*. Esse mesmo cenário também garante um regime hidrológico com flutuações mais próximas ao definido com o uso de análise estatística, principalmente no período de Maio a Agosto, onde os outros cenários geraram níveis bem distantes do valor desejado. O Cenário III, no entanto, não consegue atender às restrições estabelecidas para a tartaruga, visto que é previsto uma elevação do nível no mês de Dezembro de 2005.

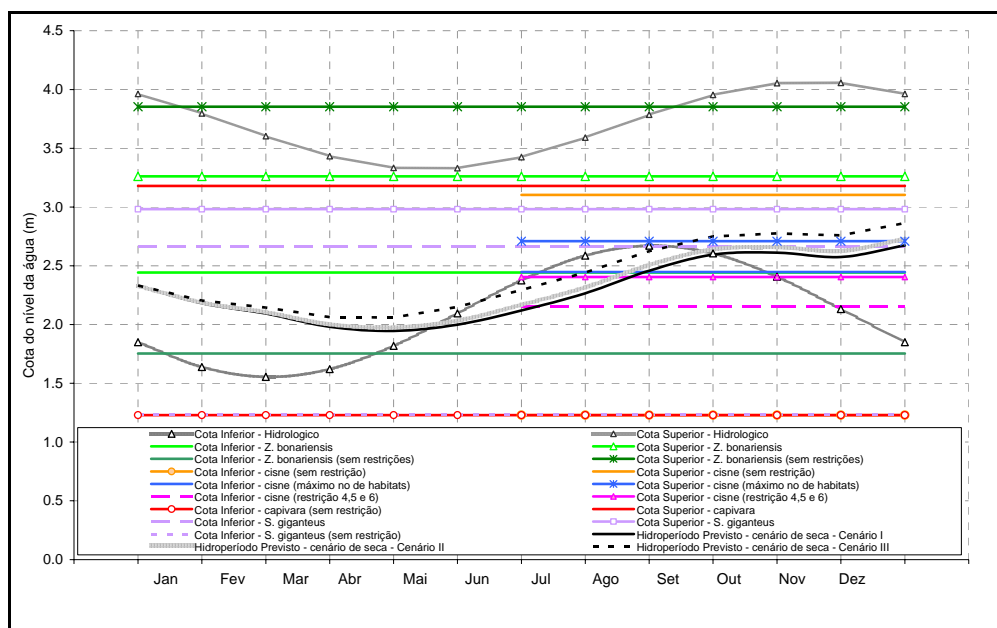


Figura 5. 56 - Verificação do enquadramento do regime hidrológico previsto para o Banhado do Taim nos Cenários I, II e III - período Janeiro a Dezembro de 2005

5.6.1.2 Previsão hidrológica com o uso de modelagem por conjunto – período Agosto/2005-Março/2006

A demanda de água para irrigação foi estimada utilizando a área plantada da safra de 2005 (IRGA, 2006), que coincidiu com a área plantada da safra de 2004. Nesse cenário não foi considerada a expansão de atividade, portanto, a determinação do consumo de água seguiu os mesmos critérios apresentados para o cenário de previsão Agosto/2004 a Março/2005. Na Figura 5. 57 é apresentada a previsão por conjunto para o período de Julho de 2005 a Março de 2006.

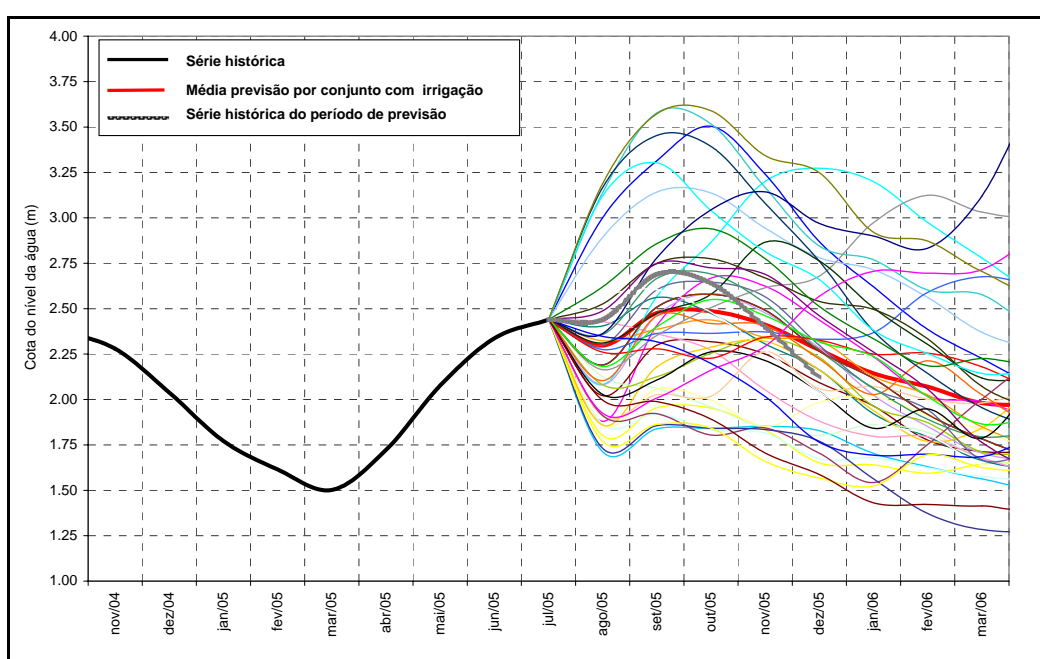


Figura 5. 57 – Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS – Agosto/2005 a Março/2006

Na Figura 5. 57 também é graficada a série de nível observada no Banhado do Taim, que, infelizmente, até a data do presente estudo estava disponível até o período de Dezembro de 2005. A previsão por conjunto para este período produziu bons resultados, sendo que a máxima diferença entre a média da previsão por conjunto e o nível observado foi de cerca de 25 cm.

Se fossem considerados índices climáticos nesta previsão, deveriam ser selecionados apenas eventos caracterizados por um final de ano de 2005 com características de *La Niña*, seguido por um princípio de 2006 tendendo a *El Niño* (CFS/NCEP/NOAA, 2006). Esse procedimento, no entanto, não foi empregado nesse cenário de previsão, pois já em Setembro/2005, se fossem comparados os dados observados e previstos, era possível

identificar que a previsão conseguiu reproduzir a tendência da série. Assim, foi utilizado todo o conjunto da previsão do período e trabalhado com a média dos valores previstos.

Na Figura 5. 58 é apresentada a previsão para o cenário com irrigação e sem irrigação para um horizonte de 16 meses. Em Março de 2006, o nível médio esperado no cenário com irrigação era, aproximadamente, 10 cm inferior ao nível esperado no cenário sem irrigação. Em Novembro de 2006, esta diferença já seria de aproximadamente 25 cm, de acordo com a previsão pro conjunto.

Em uma situação prática, quando fosse realizada a previsão deste período, o Banhado do Taim estaria passando por um processo de recuperação do evento extremo de seca do período passado. Em Julho de 2005, embora o nível d'água estivesse retornando a patamares "normais", a paisagem do local poderia ser descrita como "palha seca", visto que este era o aspecto das macrófitas (Fotografia 5. 4-1 a 3). Também chamou a atenção o grande número de tocas de ratões-do-banhado que continuavam fora da água ao longo do canal da BR 471 (Fotografia 5. 4- 4, evidenciando que, possivelmente, para esta espécie o nível da água não tinha retomado valores adequados.

Dada a ocorrência de um período extremamente seco no Banhado do Taim (final do ano de 2004 e princípio de 2005), deve-se considerar que os resultados do gerenciamento do período 2005-2006 devem proporcionar condições favoráveis, de forma a tentar minimizar os impactos advindos do evento extremo passado.

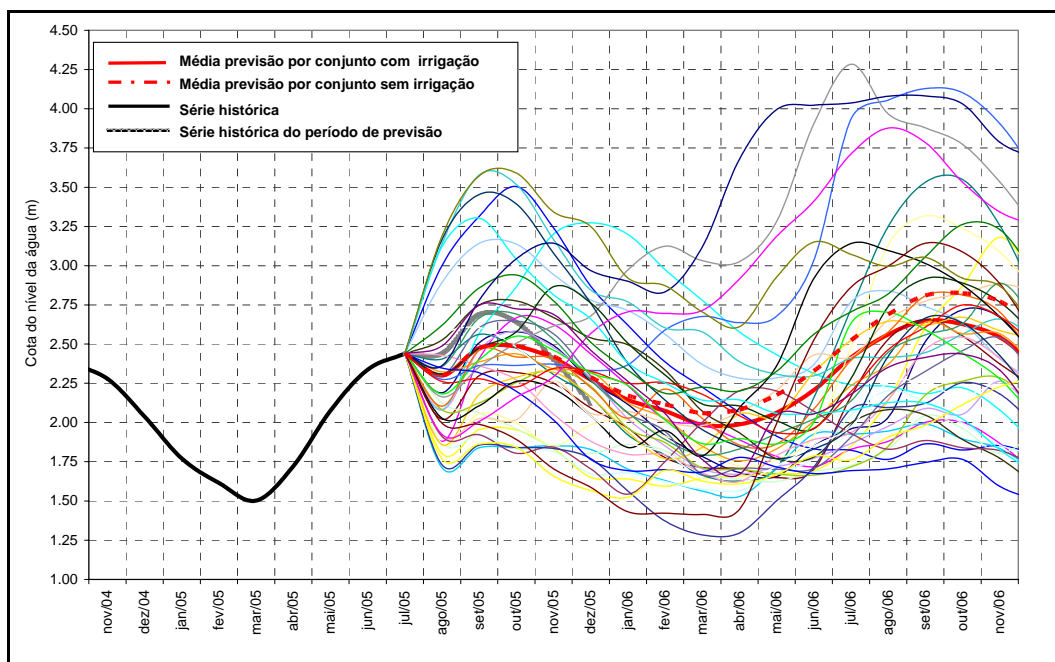


Figura 5. 58 - Previsão por conjunto do nível do Banhado do Taim/RS com irrigação e sem irrigação – Agosto/2005 a Novembro/2006



Fotografia 5. 4 – Paisagem do Banhado do Taim/RS após a seca ocorrida em 2005
(Fotografias da autora: Julho de 2005)

Com relação aos critérios estatísticos hidrológicos, verifica-se que o regime hidrológico previsto para o período Agosto a Dezembro de 2005 encontra-se parcialmente fora da banda de confiança durante os meses de Agosto e Setembro (Figura 5. 59). Novamente fica evidente que essa condição foi dependente do nível observado no mês de Junho do mesmo ano. Para o ano de 2006, verifica-se que os níveis previstos encontram-se dentro da banda de confiança estabelecida (Figura 5. 59) em quase todo o ano, à exceção do período de Junho a Setembro.

Com relação aos indicadores biológicos, o regime hidrológico previsto encontra-se dentro dos limites sem restrição estabelecidos para a maioria dos indicadores biológicos selecionados.

Para a *Z. bonariensis* o cenário hidrológico previsto promoveria baixa qualidade somente na região norte do Banhado do Taim.

Para o *S. giganteus* pode-se considerar que haveria um pulso de cheia ocorrendo em Setembro e Outubro de 2006. Caso não fosse identificada a inundação do local, seria

interessante avaliar outro cenário de área de arroz a ser plantada, visto que na região de ocorrência desta espécie, desde o ano de 2004 não ocorria situação hidrológica favorável.

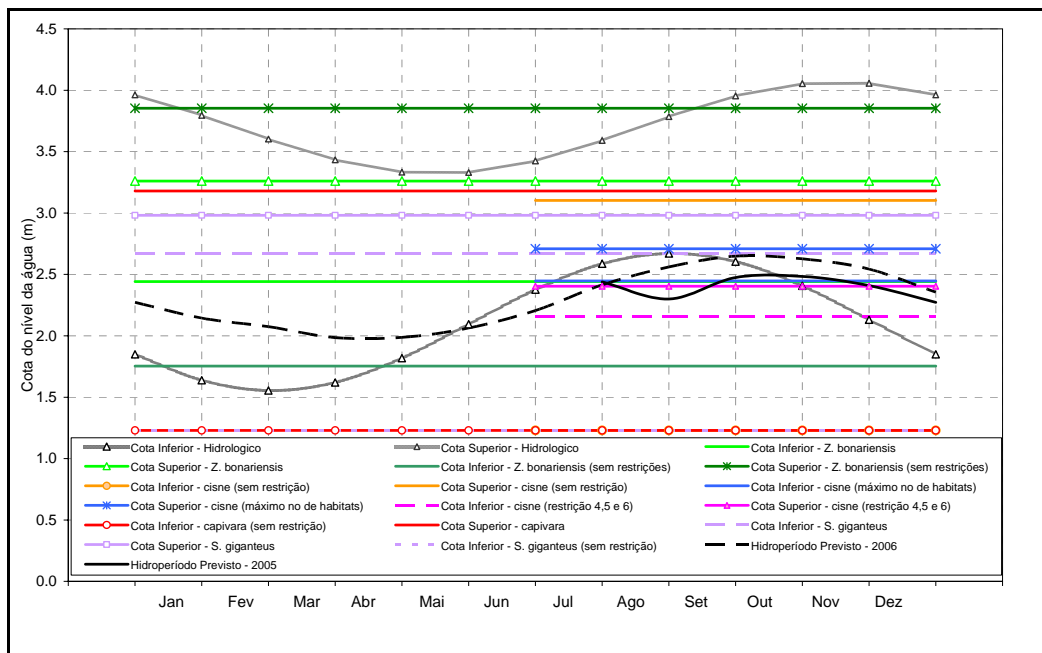


Figura 5. 59 - Verificação do enquadramento do regime hidrológico previsto para o Banhado do Taim – período Agosto a Dezembro de 2005 e Janeiro a Dezembro de 2006

Para a capivara, o cenário hidrológico gera uma alta qualidade ambiental, com níveis oscilando em valores que praticamente maximizam a área de habitat disponível no interior do Banhado do Taim.

Para o cisne-do-pescoço-preto o cenário hidrológico previsto para o ano de 2006 maximizaria o número de habitats. Para o ano de 2005, haveria alternância entre a maximização do número de habitats e favorecimento das zonas de restrição 4,5 e 6.

Para as tartarugas, o nível da água ao final do mês de Outubro foi inferior ao previsto para o final do mês de Setembro no ano de 2006, de acordo com o desejado para a espécie. Em 2005 houve um comportamento atípico para o período, com redução de níveis no final de Agosto e início de Setembro, seguido por um aumento no princípio de Outubro. Essa condição é desfavorável para a tartaruga, à medida que a condição ideal é a redução do nível da água em Outubro.

O regime hidrológico previsto também foi desfavorável ao jacaré-de-papo-amarelo nos dois anos consecutivos. A variação prevista entre o final do mês de Outubro de 2005 e final do mês de Dezembro do mesmo ano foi de, aproximadamente, 21 cm. Para o ano de 2006, esta diferença foi de cerca de 27 cm. Em ambos os casos, os limites estabelecidos

são infringidos. De forma a haver uma minimização de impactos à espécie, um outro cenário de área plantada poderia ser avaliado, buscando proporcionar condições ideais para a espécie, pelo menos em um dos anos.

Com relação às previsões realizadas, deve-se ressaltar que as técnicas de previsão não são perfeitas, e quanto mais longo o horizonte de previsão, maior a incerteza nos resultados. Assim, é possível que os níveis previstos não ocorram e que os valores observados sejam bem diferentes dos previstos. Para elucidar esta problemática na técnica de previsão, a Figura 5. 60 mostra o regime hidrológico observado no ano de 2005. Os níveis observados mantiveram-se bem abaixo do previsto em qualquer um dos três cenários analisados no item 5.6.1.1 *Previsão hidrológica com o uso de modelagem por conjunto – período Agosto/2004-Março/2005*. Utilizar a média dos valores previstos por conjunto não pareceu ser uma alternativa adequada para a previsão de valores extremos (como 2005), dado suas características. No entanto, a previsão de cenários hidrológicos normais (comportamento “tendendo” à média) esse procedimento foi satisfatório.

A técnica de previsão empregada nesta pesquisa serviu apenas para mostrar a aplicabilidade da metodologia proposta, visto que o desenvolvimento de um sistema de previsão não era o objetivo do trabalho. Recomenda-se, portanto, que em uma aplicação prática a utilização de técnicas de previsão com atualização e fundamentadas em modelos climatológicos-hidrológicos seja utilizada, o que, certamente, gerará resultados mais satisfatórios.

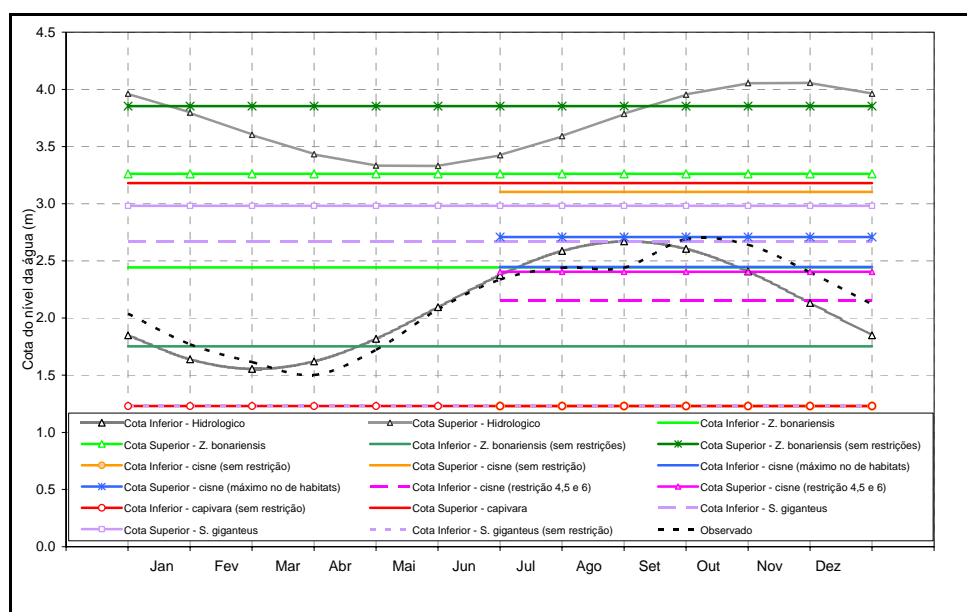


Figura 5. 60 – Verificação do enquadramento do regime hidrológico observado no Banhado do Taim no ano de 2005

6. Conclusões e recomendações

6.1 Viabilidade de aplicação da metodologia

O objetivo deste trabalho foi desenvolver uma metodologia que permitisse auxiliar na definição de critérios para o gerenciamento dos recursos hídricos de uma terra úmida, onde o uso da água representa uma ameaça à sustentabilidade da biodiversidade do ecossistema. A metodologia apresentada e aplicada ao Banhado do Taim foi adequada, possibilitando atingir os objetivos propostos. Com relação à aplicação da metodologia, são apresentados alguns comentários a seguir:

Tanto o processo de caracterização hidrológica, quanto biológica demandou grande esforço. Sob o ponto de vista hidrológico, a grande dificuldade encontrada esteve relacionada com a falta de monitoramento. As informações hidrológicas foram obtidas principalmente a partir do tratamento da série de dados históricos, informações de estudos anteriores na região, e modelagem hidrológica-hidrodinâmica.

Para a caracterização biológica, o principal procedimento empregado foi a revisão bibliográfica e o envio de questionários a pesquisadores. Inicialmente, acreditava-se que os questionários teriam resposta rápida e concisa, já que os questionamentos foram elaborados de forma a direcionar para as respostas relevantes ao trabalho. Ao todo foram enviados 38 questionários; sendo que, desse total, 33 questionários, foram enviados para pesquisadores brasileiros e 5 questionários foram modificados e enviados para pesquisadores estrangeiros, que trabalham com espécies presentes também no Banhado do Taim ou com ecossistemas semelhantes. A tentativa inicial de obter essa informação a partir do envio de questionários fracassou, sendo que poucos pesquisadores devolveram o mesmo. Dos 33 questionários enviados a pesquisadores brasileiros, apenas 3 retornaram. Após um segundo contato - e muita insistência, no qual era apresentada a proposta de agendamento de um horário e visita para entrevista, foram coletadas informações correspondentes a mais 7 questionários. Com relação ao envio dos questionários, pode-se dizer que houve êxito maior com relação

aos pesquisadores estrangeiros: dos 5 questionários enviados, 3 retornaram respondidos e com material para consulta.

Em uma situação prática, de aplicação da metodologia proposta, onde várias entidades e instituições estão envolvidas, talvez o processo de compilação de informação (hidrologia e biologia) possa ser realizado em seminários. A realização de um seminário agiliza o processo de coleta e análise das informações utilizadas nas fases posteriores da aplicação da metodologia, além de permitir o contato multidisciplinar com pesquisadores de diferentes áreas.

Assim como a grande maioria dos trabalhos desenvolvidos em outras terras úmidas, nesta pesquisa foram utilizados indicadores biológicos de macro-escala. A utilização de macro-indicadores deveu-se ao fato de demandarem pouco esforço amostral sobre seu comportamento e a sua distribuição no interior do Banhado do Taim, reduzindo consideravelmente os custos amostrais que seriam necessários no caso do uso de indicadores como o fitoplâncton, zooplâncton, entre outros. Sabe-se, no entanto, que o recurso financeiro é imprescindível para garantir as informações necessárias que fornecem a base de conhecimento para o desenvolvimento das relações dos índices de adequabilidade, mesmo nos casos onde o monitoramento pode ser realizado sem amostragem. Após a definição dos critérios para o gerenciamento do hidroperíodo, o monitoramento das espécies selecionadas como indicadores biológicos é também de fundamental importância para analisar a efetividade da metodologia proposta e os índices estabelecidos, permitindo assim, adaptações na mesma.

A utilização de índices de adequabilidade permite que sejam realizadas rápidas avaliações sobre os cenários gerados pelos regimes hidrológicos, sem a necessidade de modelar o comportamento de espécies. A metodologia também pode ser utilizada quando se pretende criar ou modificar habitats em locais específicos.

Os índices definidos para as espécies selecionadas no Banhado do Taim foram efetivos. Os índices de adequabilidade obtidos permitiram verificar como cada espécie responde diferentemente ao regime hidrológico, em diferentes épocas do ano e dentro do Banhado do Taim. Sempre que possível, os índices de adequabilidade foram verificados com verdade de campo, ou de acordo com a melhor informação disponível.

No processo de avaliação da qualidade do habitat, o geoprocessamento mostrou-se uma ferramenta eficiente, possibilitando a obtenção de resultados rápidos, tanto espacialmente, quanto temporalmente. Alguns resultados foram prejudicados devido à

grande dificuldade em representar a topografia de fundo do Banhado do Taim, que, dada sua extensão e dificuldade de acesso, tornou impossível a realização de um novo levantamento topográfico mais detalhado. No caso da aplicação da metodologia a outros ecossistemas, devem ser tomados cuidados no sentido de representar regiões que possam ser extremamente relevantes para a definição de habitats.

Pequenas imprecisões, no entanto, não prejudicaram os resultados nem as conclusões apresentados neste trabalho, visto que eles não pretendem ser definitivos, mas tentam mostrar como as informações podem ser obtidas e utilizadas na ausência de uma modelagem mais detalhada do ecossistema.

A metodologia apresentada permitiu a definição da banda de variação aceitável das cotas do nível de água para cada espécie indicadora selecionada, possibilitando a elaboração de curvas, que podem servir como guias para o gerenciamento da água em uma terra úmida. Essas curvas podem ser combinadas com a análise estatística da série histórica de níveis, de forma a definir o padrão de oscilação mais adequado para a terra úmida em questão, de maneira a não perder a característica natural de flutuação dos níveis.

Havendo um histórico hidrológico disponível, a simulação deste, combinado com os índices de adequabilidade, permite que seja realizada uma análise da qualidade do habitat em diferentes locais para as espécies selecionadas. Assim, é possível analisar o histórico da qualidade do habitat ao longo dos meses, podendo, inclusive, ser utilizado para avaliar a tolerância de algumas espécies às condições desfavoráveis. Esse procedimento permite definir critérios como, por exemplo, aceitar a condição desfavorável para determinada espécie por no máximo um dado período de tempo, visto que, no passado, foi observado semelhante comportamento sem haver prejuízo para a espécie. Esse tipo de consideração, no entanto, só é possível se existir um monitoramento de longo período sobre o comportamento da espécie, de forma a evitar decisões errôneas e, até mesmo, irreversíveis. Existem, também, os casos onde não é possível a simulação do histórico hidrológico, o que inviabiliza a análise do histórico de qualidade ambiental.

A previsão do cenário hidrológico para um horizonte futuro pode ser uma alternativa promissora, principalmente nos casos onde existe o gerenciamento dos recursos hídricos. Os níveis previstos, combinados com a curva-guia determinada para as espécies indicadoras selecionadas, podem ser utilizados para definir limites máximos e mínimos para os usos da água. Dessa forma, critérios para a outorga do direito de uso da água, por exemplo, podem ser variáveis, dependendo das condições hidrológicas específicas. Em uma situação de

estiagem, com prejuízo para algumas espécies, a outorga pode ser mais restritiva, permitindo a captação de um menor volume de água. Por outro lado, em períodos de cheia, pode ser incentivada a expansão de área plantada, e até mesmo a reservação de volume adicional de água para o ano posterior, caso se verifique que essa medida não acarrete prejuízos ao meio ambiente.

Desafios para o futuro incluem, não somente a definição de índices de adequabilidade mais precisos ou para mais espécies, mas também aprender qual a melhor combinação para a análise, no tempo e espaço. Definindo, documentando e produzindo esses índices de adequabilidade é possível a ligação entre ecologia e hidrologia, permitindo a rápida e fácil quantificação dos benefícios à biodiversidade, provenientes de alternativas estratégicas para o gerenciamento da água.

Outra área de pesquisa a ser desenvolvida está relacionada a sistemas de previsão hidrológica para as terras úmidas. Neste trabalho foi aplicado um procedimento simplificado de previsão por conjunto, que gerou bons resultados para condições climatológicas consideradas normais. No entanto, para eventos extremos, a técnica não se mostrou eficiente. A utilização da previsão climatológica, associada a um modelo de previsão hidrológico é uma alternativa a ser considerada em estudos futuros, possibilitando uma redução significativa na incerteza da previsão.

A grande vantagem na utilização de metodologias como a proposta neste trabalho é que, ao considerar indicadores biológicos para solucionar problemas de gerenciamento da água, existe a possibilidade que as soluções sejam defendidas e adotadas mais facilmente. No entanto, pode-se dizer que a necessidade de informação sobre as espécies indicadoras e registros históricos dos níveis de água, constituem-se em uma dificuldade para a aplicação da mesma. Nos casos onde não é possível contar com informações biológicas, sugere-se que informações bibliográficas sobre o comportamento e necessidades das espécies em outras áreas sejam utilizadas. Já as informações hidrológicas podem ser obtidas mediante um monitoramento emergencial, que permita a aquisição de dados para a calibração de um modelo, visando a extensão da série.

A metodologia apresentada pode ser adaptada a outros ecossistemas límnicos, por meio da introdução de elementos necessários à identificação de flutuações aceitáveis dos níveis d'água.

6.2 Aplicação da metodologia ao Banhado do Taim

A metodologia mostrou-se uma ferramenta promissora, permitindo analisar melhor a solução dos usos conflitantes existentes entre conservação da biodiversidade no Banhado do Taim e a irrigação de arroz na região.

Corroborando com o trabalho apresentado por IPH (1996), verificou-se no presente estudo que as atividades de captação de água para irrigação, a partir da Lagoa Mangueira, constituem-se em uma ameaça à biodiversidade do Banhado do Taim. A simulação hidrológica-hidrodinâmica, de um cenário hipotético sem prática de irrigação, mostrou como o regime hidrológico de longo prazo foi alterado em função das captações de água a partir da Lagoa Mangueira.

As atividades de captação de água, no entanto, não possuem aspecto totalmente maléficis sob o ponto de vista de conservação de biodiversidade; basta observar que faz anos que o Banhado do Taim convive com a irrigação. Pode-se dizer que, dependendo da condição hidrológica existente no Banhado do Taim, elas podem até mesmo ser um fator de regulação de condições extremamente desfavoráveis. Essa situação ocorre principalmente em condições de cheia: cenário onde haveria nível de água extremamente elevado se não fosse promovida a captação de água. Em muitos casos esses níveis elevados imporiam condições desfavoráveis para algumas espécies. No entanto, a captação de água acaba fazendo com que haja uma redução nos mesmos, com conseqüente melhoria da qualidade ambiental. Essa análise, no entanto, deve ser realizada com muito cuidado, pois dependerá da condição hidrológica específica. Assim, em uma situação de estiagem, por exemplo, as atividades de irrigação podem piorar as condições ambientais para algumas espécies.

Neste sentido, a metodologia proposta neste estudo pode auxiliar a Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA/RS) na correta tomada de decisão com relação aos critérios para a outorga de direito de uso dos recursos hídricos para as atividades de irrigação a partir da Lagoa Mangueira. Os critérios estabelecidos também podem ser utilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) na concessão de outorga de água da Lagoa Mirim, visto que este corpo hídrico atua como condicionante de jusante para o Banhado do Taim.

Conforme identificado neste trabalho, as cotas da Lagoa Mirim exercem influência significativa no comportamento hidrológico do Banhado do Taim. Recomenda-se que um estudo seja realizado, de forma a avaliar os impactos no Banhado do Taim decorrentes de

diferentes combinações de níveis d'água na Lagoa Mangueira e na Lagoa Mirim. Essa informação permitirá que, futuramente, os recursos hídricos das duas lagoas sejam gerenciados de maneira a promover a conservação da biodiversidade do Banhado do Taim.

○ uso dos indicadores biológicos, combinados com análises estatísticas, permitiu a definição dos limites aceitáveis dos níveis no Banhado do Taim com maior embasamento teórico. Com a utilização desses indicadores, é possível a adoção de critérios flexíveis para o gerenciamento dos recursos hídricos, que podem ser alterados a cada período, em função das condições hidrológicas e ambientais, ao contrário da utilização de um valor fixo e pré-estabelecido.

A aplicação da metodologia ao Banhado do Taim revelou que ainda existe uma evidente lacuna em termos de conhecimento da biodiversidade do local. Poucas espécies são profundamente estudadas, de modo a permitir o estabelecimento de suas necessidades relacionadas às condições hidrológicas. Dessa forma, foram selecionadas, relativamente à diversidade de espécies presentes no Banhado do Taim, poucas espécies que serviram como indicadores biológicos. Para as espécies cujas necessidades com relação à hidrologia são bem estudadas, foi possível estabelecer o índice de adequabilidade, conforme metodologia proposta. Para algumas espécies menos estudadas no Banhado do Taim, mas comuns e bem conhecidas em outros ecossistemas, foram utilizadas as observações de outros pesquisadores para que suas necessidades fossem definidas.

○ histórico hidrológico, imagens de satélite e bibliografia especializada foram amplamente utilizados durante a definição dos índices de adequabilidade dos indicadores biológicos selecionados, visto que não existe monitoramento específico sobre essas relações no interior do Banhado do Taim.

○ mapeamento das regiões ocupadas pelas espécies específicas no interior do Banhado do Taim foi muito importante no processo de aplicação da metodologia. Embora o trabalho de visita de campo ao Banhado do Taim fosse realizado com uma frequência trimestral, durante o período de Outubro de 2004 a Dezembro de 2006, foi possível caminhar pelo interior do banhado somente no período de seca de 2005 (novembro a março). Esse fato limitou a obtenção de informações sobre os habitats do Banhado do Taim através dos limites marginais do mesmo. Assim, estudos de outros pesquisadores foram muito valiosos nessa etapa, visto que o conhecimento sobre os habitats e variabilidade dos mesmos não poderia ser obtido no curto espaço de tempo da presente pesquisa.

A proposta de utilização de técnicas de geoprocessamento para verificação da representatividade dos índices de adequabilidade, além da previsão de cenários, só foi possível dada a disponibilidade do modelo numérico do terreno (MNT) do Banhado do Taim. No entanto, percebeu-se que o MNT disponível não consegue captar toda a variabilidade topográfica existente no interior do Banhado do Taim, principalmente a existência de pequenas depressões e elevações no seu interior. Esse fato limitou, de certa forma, a qualidade dos resultados obtidos. Recomenda-se, portanto, que novos dados topográficos sejam obtidos de forma a refinar e melhorar o MNT, principalmente na região ao longo do canal marginal à BR-471 e centro-sul do banhado.

Uma análise foi conduzida de forma a avaliar a incerteza do MNT do Banhado do Taim nos resultados obtidos. Considerando que em uma região tão plana, poderiam ocorrer erros topográficos da ordem de 25 cm, foram gerados 20 MNTs diferentes, com erros de ± 25 cm normalmente distribuídos ao longo da superfície. Os resultados mostraram que, em longo prazo, os resultados obtidos para as espécies seriam praticamente aos mesmos, com muito pouca variabilidade. Essa análise, no entanto, foi abandonada, pois o que normalmente ocorre no caso de determinação de cotas topográficas é a concentração do erro em regiões específicas, sem haver uma distribuição homogênea do mesmo. Essa incerteza já dificultava a escolha da região onde possivelmente tivesse ocorrido o erro, sendo assim, decidiu-se não realizar esse tipo de análise.

A aplicação da metodologia permitiu a definição dos limites de tolerância dos indicadores biológicos selecionados, com relação às cotas do nível da água do Banhado do Taim. Assim, para cada espécie selecionada, foram definidos os limites máximos e mínimos da cota do nível da água, de forma a não haver prejuízo ambiental. Para algumas espécies, foram definidos limites variáveis para diferentes regiões no interior do Banhado do Taim. A utilização desses limites, conjuntamente com o padrão de sazonalidade do hidroperíodo permitiu a elaboração da curva-guia para o gerenciamento hidrológico do Banhado do Taim. No entanto, a curva-guia não deve ser utilizada de forma isolada, uma vez que ela deve ser combinada com o histórico da qualidade ambiental do habitat de cada espécie, principalmente nos casos de ocorrerem situações fora dos limites pré-estabelecidos. O histórico da qualidade ambiental de cada habitat no interior do Banhado do Taim permite avaliar a possibilidade de tolerância de uma situação crítica para a espécie.

Monitoramentos futuros permitirão a definição de limites toleráveis para um número maior de espécies, promovendo maior abrangência nas informações traduzidas por meio da

curva-guia. O monitoramento de longo período e a observação da resposta às práticas de gerenciamento dos recursos hídricos, também permitirão que os índices de adequabilidade possam ser revistos e até mesmo adaptados, contemplando outros condicionantes não identificados inicialmente neste estudo.

Ressalta-se a importância de monitoramento de longo período de algumas espécies de macrófitas. O resultado do monitoramento permitirá a definição de índices de adequabilidade relacionados com a duração da inundação (resiliência), e não somente com a lâmina de água, como considerado neste trabalho. O monitoramento de outras espécies animais também fornecerá subsídios para a utilização de um maior número de indicadores biológicos, contribuindo para uma melhor definição da curva-guia.

A previsão da série hidrológica através da modelagem por conjunto mostrou-se aplicável ao Banhado do Taim, à medida que a mesma poderá orientar, com certa antecedência, o órgão concedente da outorga de direito de uso dos recursos hídricos, de forma que sejam definidos os critérios para o gerenciamento para a próxima safra de arroz. Os orizicultores terão uma estimativa do montante de água que estará disponível para a irrigação com antecipação, permitindo, assim, um melhor planejamento da área a ser plantada. Esse procedimento contribui para que haja um menor desgaste das relações entre usuários da água e órgão concedente da outorga, visto que os usuários não se sentirão lesados pela definição de critérios rígidos. A utilização de indicadores biológicos possivelmente gera argumentos para um melhor entendimento sobre a necessidade de manutenção de níveis específicos para o Banhado do Taim, uma vez que é possível demonstrar os impactos causados pela exploração da água ao ecossistema.

Na impossibilidade de realização de uma previsão hidrológica, a partir da previsão climatológica, uma alternativa viável para a previsão de níveis no Banhado do Taim é a utilização de índices climáticos. Verificou-se, simplificada neste trabalho, que existe uma correlação positiva entre a precipitação e os fenômenos de *El Niño* e *La Niña*. Outros índices também devem ser incluídos neste processo, de forma a procurar identificar o fenômeno responsável pela alternância entre cheias e secas a cada 12-13 anos, conforme identificado na análise da série histórica.

Espera-se que a metodologia possa servir como uma ferramenta auxiliar na determinação de critérios de outorga na bacia hidrográfica do Banhado do Taim, permitindo que o recurso água seja utilizado de forma sustentável concomitantemente para a irrigação e para a conservação da biodiversidade do local.

7. Referências bibliográficas

- ALLASIA, D. G., 2007 Avaliação da previsão hidroclimática na Bacia do Alto Paraguai. Tese, Doutorado, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006. 201 p.
- ANDERSON, M. L., KAVVAS, M. L., MIERZWA, M. D., 2001. *Probabilistic/ensemble forecasting: a case study using hydrologic response distributions associated with El Niño/Southern Oscillation (ENSO)*. In: Journal of Hydrology. Vol. 249. p.134-147.
- ANDERSON, M. L., CHEN, Z. Q., KAVVAS, M. L., FELDMAN, A., 2002. *Coupling HEC-HMS with Atmospheric Models for Prediction of Watershed Runoff*. In: Journal of Hydrologic Engineering. V. 7, nº 4: p. 312 - 318.
- APPLE SNAIL, 2006. *Apple snails (Ampullariidae)*. Disponível: <http://www.applesnail.net/>. Acessado em Janeiro/2006.
- ARGENTINA, 2004(a). *Cisne del Cuello Negro*. In: Aves de la Patagonia. Disponible: <http://www.avesdelapatagonia.com.ar/Cisnenegrotx1.htm>. Acessado: Julho 2004.
- ARGENTINA, 2004(b). *Cisne del Cuello Negro*. In: Mar del Plata. Disponible: <http://www.mdpaquarium.com.ar>. Acessado: Julho 2004.
- ASMUS, H. E., TAGLIANI, P. R., GARRETA-HARKOT, P. F., MATAREZI, J., POLETTE, M., 1989. *Características Ambientais da Reserva Ecológica do Taim/RS*. In: 41ª. Reunião Anual da Sociedade Brasileira Para o Progresso da Ciência. Resumos. Fortaleza, CE: p. 612-613.
- BAGER, A., 1997. Aspectos da dinâmica reprodutiva de Phrynops hilarii (Duméril & Bibron, 1835) (Testudines – Chelidae) no sul do Rio Grande do Sul. Dissertação Mestrado, Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 110 p.
- BAGER, A., 2003. Aspectos da biologia e ecologia da tartaruga Tigre d'água, Trachemys dorbigni, (Testudines – Emydidae) no extremo sul do Estado do Rio Grande do Sul –

- Brasil. Tese, Doutorado, Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 110 p.
- BARTLETT, R. J., JAMES, B. R., 1993. *Redox chemistry of soils*. In: Advances in Agronomy, v. 50, p. 151 - 209.
- BENVENUTI, M., 2004. *Entrevista realizada na Fundação Universidade Federal do Rio Grande*. Outubro de 2004.
- BORGES, L., FREIRE, M., COLARES, I., PERAZZOLO, M., NEVES, L. F., 2001. Análise da dieta alimentar da capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) na Estação Ecológica do Taim (ESEC-Taim). Livro de Resumos do V Congresso de Ecologia do Brasil, Porto Alegre, Brasil. 71 p.
- BOX, G. E. P., JENKINS, G. M., 1976. Time series analysis: forecasting and control. Edição revisada. Holden-Days. 575 p.
- BRASIL, 1968. *Estudo de Viabilidade Técnico-Econômico de Transformação em Irrigação da Região do Taim (RS)*. In: Ministério do Interior, Departamento Nacional de Obras de Saneamento. Brasília: DNOS/OTI/CONSULPRESA/ENGEVIX. 4v.
- BRASIL, 1971. *Barragem do São Gonçalo: Estudo preliminar de Viabilidade*. Volume III: Estudos Hidrológicos. 3 tomos. In: Ministério do Interior, Seção Brasileira da Comissão da Lagoa Mirim. Brasília.
- BRASIL, 1997. *Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos*. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 1997.
- BRAUN, P. C., 1973. *Sobre una postura de Caiman latirostris (Crocodilia, Alligatoridae)*. Iheringia (Zool.). 44 50-54.
- BRINSON, M. M., 1993. *A hydrogeomorphic classification for wetlands*. In: US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. Technical Report WRP-DE-4.
- CALAZANS, D., 2004. *Comunicação pessoal*. Novembro de 2004. Fundação Universidade Federal do Rio Grande.
- CALHEIROS, D. F., SEIDL, A. F., FERREIRA, C. J. A., 2000. *Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal wetland of Brazil*. In: Journal of Applied Ecology, Vol. 37: p. 684 – 696. British Ecological Society.

- CARDOSO, M. A., 2007. Previsão climática de médio prazo para o gerenciamento do Banhado do Taim. Plano de Doutorado, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2007. 24p.
- CASANOVA, M. T., BROCK, M. A., 2000. *How the depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities?* In: Plant Ecology, Vol. 147: p. 237 – 250. Kluwer Academic Publisher.
- CASTRO, M. L., SILVA, J. A. L., 2005. *Mathematical modeling of the Ibera Cayman yacaré*. In: Ecological Modelling. Vol. 186: p. 99-109.
- CFS/NCEP/NOAA, 2006. *Climate Prediction Center*. In: Climate Forecast System/National Centers for Environmental Prediction/National Oceanic and Atmospheric Administration's. National Weather Service, U. S. A. Disponível: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/people/wwang/cfs_fcst/. Acessado em Maio de 2006.
- CHANGNON, S. A., VONNAHME, D. R., 2003. *Impact of Spring 2000 Drought Forecasts on Midwestern Water Management*. In: Journal of Water Resources Planning and Management, V. 129, nº 1: p. 18 - 25. ASCE.
- CHATFIELD, C., 2000. The analysis of time series: an introduction. 5ª Edição. Chapman & Hall/CRC. U. S. A., 2000. 282 p.
- CHIEW, F. H. S., ZHOU, S. L., McMAHON, T. A., 2003. *Use of seasonal streamflow forecasts in water resources management*. In: Journal of Hydrology, V. 270: p. 135 - 144. Elsevier Science Publications.
- CLARKE, R. T., 2006. Comunicação pessoal. Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. Abril de 2006.
- CLEMENTE, J. M., AROCENA, R., 2004. *Zoobentos de diversos macrohabitantes en tres bañados de los humedales del este (Uruguai)* In: Humedales de Iberoamérica. Editor: J. J. Neiff. CYTED – Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo – Subprograma XVIII. Red Iberoamericana de Humedales.
- CONTICELLO, L., CERAZO, B., BUSTAMANTE, A., 2002. *Dinamica de comunidades hidrofílicas asociadas a canales de riego en Alto Valle do Rio Negro (Argentina)* In: Gayana Botanica, Vol. 59. nº 1: p. 13 - 20. Universidad de Concepción, Chile.

- CORTI, P., 1995. *Conducta de alimentación y capacidad de forrajeo del cisne de cuello negro (Cygnus melanocorypha) en humedales de Valdivia*. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 94 p.
- CORTI, P., SCHLATTER, R. P., 2002. *Feeding ecology of Cygnus melancoryphus in Chile* In: Studies on Neotropical Fauna and Environmental. Vol. 37. nº 1. p. 9-14.
- CORTI, P., 2005. *Comunicação pessoal via e-mail*.
- COWARDIN, L.M., CANTER, V., GOLET, F.C., LAROE, E.T., 1979. *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC, FWS/OBS-79/31.
- CPTEC-INPE, 2006. *O sistema de previsão de tempo global por ensemble do CPTEC*. In: Ministério da Ciência e Tecnologia: Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível: http://cptec-inpe.br/prevnum/exp_ensemble.shtml. Acessado em Maio de 2006.
- CURTIS, B., ROBERTS, K. S., GRIFFIN, M., BETHUNE, S., HAY, C. J., KOLBERG, H., 1998. *Species richness and conservation of Namibian freshwater macro-invertebrates, fish and amphibians*. In: Biodiversity and Conservation, Vol. 7: p. 447 – 466. Kluwer Academic Publisher.
- DAMISELA, 2004. *Zoológico Electrónico*. In: Damisela. Disponível: <http://www.damisela.com/zoo/ave/>. Acessado: Julho 2004.
- DAVIS, J. A., FROEND, R. H., HAMILTON, D. P., HORWITZ, P., McCOMB, A. J., OLDHAM, C. E., 2001. *Environmental water requirements to maintain wetlands of national and international importance*. In: Environmental Flows Initiative Technical Report Number 1. Commonwealth of Australia, Canberra. 196 p.
- DAWSON, S., 2003. Husbandry standards for keeping capybaras in captivity. Evansville's Mesker Park Zoo & Botanic Garden. Indiana. 25 p.
- DIÁRIO POPULAR, 2003. *Cidade: a estrela da avifauna do Taim embelezando banhado da BR-392*. In: Pelotas, Diário Popular. 23 de Novembro de 2003.
- DIÁRIO POPULAR, 2004. *Zona sul: situação no Taim é considerada normal*. In: Pelotas, Diário Popular. 31 de Dezembro de 2004.

- DIÁRIO POPULAR, 2005. *Zona sul: maior preocupação no Taim é a ocorrência de incêndios*. In: Pelotas, Diário Popular. 20 de Janeiro de 2005.
- DÍAZ, B.M., BLACKBURN, G.A., 2003. *Remote sensing of mangrove biophysical proprieties: evidence from a laboratory simulation of the possible effects of background variation on spectral vegetation indices*. In: International Journal of Remote Sensing. Vol. 24, nº 1: p. 53-73.
- DIEFENBACH, C. O. C., 1979. *Ampullarid gastropod. Staple food of Caiman latirostris?* In: *Copeia* 1979(1): 162-163.
- DNOS, 1968. *Estudo edafológico complementar da viabilidade técnico econômica de transformação em irrigação da região do Taim (RS) – Tomo II Zona Sul*. In: Departamento Nacional de Obras de Saneamento. 100p.
- DRUCE, D. J., 2001. *Insights from a history of seasonal inflow forecasting with a conceptual hydrologic Model*. In: *Journal of Hydrology*, V. 249: p.102 - 112.
- ECOLOGY AND SOCIETY, 2005. *A journal of integrative science for resilience and sustainability. Formerly Conservation Ecology*. Disponível: <http://www.ecologyandsociety.org>. Acessado Setembro 2005.
- ENVIRONMENTAL LABORATORY, 1987. *Corps of Engineers Wetlands Delineation Manual*. Technical Report Y-87-1. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineers Waterways Experiment Station.
- EPA, 1994. *Water, soil, and hydro-environmental decision support system*. In: U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, National Exposure Research Laboratory, Ecosystems Research Division, Athens, GA. Disponível: <http://www.water.ncsu.edu/>
- EPA, 1995. *Bioindicators for Assessing Ecological Integrity of Prairie Wetland*. In: U.S. Environmental Protection Agency. Report/EPA/600/R-96-082. Setembro, 1995. 16 p.
- EPA, 2003. U. S. Environmetal Protection Agency. Disponível: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/>. Acessado Setembro 2003.
- ESTEVES, F. de A., 1998. Fundamentos de Limnologia. 2ª Edição. Editora Interciência Ltda. 602 p.

- FAO, 1995. *El capibara (Hydrochoerus hydrochaeris) Estado actual de su producción*. In: Estudio Fao Produccion Y Sanidad Animal 122. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. Disponível: <http://www.fao.org/DOCREP/004/V4590S/V4590S00.htm#TOC>. Acessado: Fevereiro, 2005.
- FAO, 1996. *Wildlife Utilization in Latin America: Current Situation and Prospects for Sustainable Management*. In: FAO Conservation Guide – 25. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. Disponível: <http://www.fao.org/docrep/T0750E/t0750e00.htm#Contents>. Acessado: Fevereiro, 2005.
- FEDERICO, P., 2001. *Capybara: Population Dynamics Model including Harvesting*. In: Final International Workshop: The sustainable management of wetland resource in Mercosur. Buenos Aires, Novembro 2001. Folheto fornecido pelo próprio autor. 16 páginas.
- FEDERICO, P., CANZIANI, G. A., 2005. *Modeling the population dynamics of capybara Hydrochaeris hydrochaeris: a first step towards a management plan*. In: Ecological Modelling. Vol. 186: p. 111-121.
- FERREIRA, T. F., 2005. Ecologia e aplicabilidade de métodos para avaliação da produção primária de *Zizaniopsis bonariensis*: uma macrófita aquática emergente, no Sistema Hidrológico do Taim, RS. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 135p.
- FERREIRA, T. F., 2006. *Comunicação pessoal*. Outubro de 2006. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- FINDLAY, S. E. G., KIVIAT, E., NIEDER, W. C., BLAIR, E. A., 2002. *Functional assessment of a reference wetland set as a tool for science management and restoration*. In: Aquatic Science, Vol. 64: p. 107 – 117. EAWAG, Dübendorf, 2002.
- FLOWER, R. J., 2001. Change, Stress, Sustainability and Aquatic ecosystem Resilience In North Africa wetland lake during the 20th century: an introduction to integrated biodiversity studies within the CASSARINA Project. s of biodiversity". In: Aquatic Ecology, Vol. 35: p. 261 – 280. Kluwer Academic Publisher.
- FORMAN, R. T. T., 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- FRANCESCHINI, I. M., DRUGGS, S., LUNKES, V. P., 1979. Levantamento preliminar dos gêneros de algas de água doce da Estação Ecológica do Taim. In: Semana Universitária Gaúcha de Debates Biológicos, 18^ª, Porto Alegre. Anais da Sociedade de Biologia do Rio Grande do Sul. P. 183.
- FREIRE, M. DE A., 2002. Aspectos anatômicos das partes vegetativas de *Zizaniopsis bonariensis* (Bal. e Poitr.) Spegazzini (Gramineae) da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande, RS, Brasil. Monografia de Conclusão de Curso. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 26p.
- FZB, 1987. Zoneamento da Estação Ecológica do Taim. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Museu de Ciências Naturais. 71 p.
- FZB, 1988. Levantamento da fauna de invertebrados aquáticos da Estação Ecológica do Taim. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Museu de Ciências Naturais. 116 p.
- GALLETI, M. A., 2001. *Integración productiva de la forestación y la ganadería en la depresión del salado.* In: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuária. Disponível: <http://www.inta.gov.ar/balcarce/info/documentos/agric/forest/forest.htm>. Acessado em Outubro de 2004.
- GAZULHA, V., 2004. Comunidade zooplantônica associada a banhado e lagoa interna no Sistema Hidrológico do Taim, costa sul do Rio Grande do Sul, Brasil. Dissertação Mestrado, Instituto de Biosciências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 127 p.
- GEORGAKAKOS, K. P., KRZYSZTOFOWICZ, R., 2001. *Probabilistic and ensemble forecasting.* In: Journal of Hydrology. Vol. 249. p.1.
- GIBBS, J. P., 2000. *Wetland loss and biodiversity conservation.* In: Conservation Biology, Vol. 14, nº 1: p. 314 – 315.
- GILMAN, K., 1994. Hydrology and wetland conservation. John Wiley & Sons, Inc. 114 p.
- GIOVANNINI, E., MOTTA MARQUES, D., 2001. *Sistemas de classificação de terras úmidas baseado em hidrologia, geomorfologia, e comunidades de macrófitas aquáticas.* In: Site 7: Sistema Hidrológico do Taim. Porto Alegre. 24 p.

- GIOVANNINI, E., 2003. Características de solo e vegetação, e proposta de método para o delineamento de terras úmidas do Rio Grande do Sul. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 226 p.
- GIOVANNINI, S. G. T., 1997. Estabelecimento e desenvolvimento das macrófitas aquáticas *Scirpus californicus*, *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* sob condições experimentais de regimes hídricos diferenciados. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 153 p.
- GIOVANNINI, S. G. T., MOTTA MARQUES, D. M. L., 1998. *Establishment of three emergent macrophytes under different water regimes*. In: International conference on wetlands systems for water pollution control n° 6, Águas de São Pedro, Brasil. Vol. 40, n° 3: p. 233-240.
- GIOVANNINI, S. G. T., MOTTA MARQUES, D. M. L., 1999. *Establishment of three emergent macrophytes under different water regimes*. In: Water Scienci and Technology. Vol. 40, n° 3: p. 233–240.
- GIOVANNINI, S. G. T., 2004. Estudo de variabilidade da vegetação no Banhado do Taim. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 266p.
- GOMES, A., TRICART, J. L. F., TRAUTMANN, J., 1989. Estudo Ecodinâmico da Estação Ecológica do Taim e seus arredores. Porto Alegre: Editora da UFRGS. 82p.
- GOMES, N., KRAUSE, L., 1982. *Lista preliminar de répteis da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul*. In: Revista Brasileira de Zoologia, Vol. 1. n° 1: p. 71 - 77.
- GUASSELLI, L. A., 2005. Dinâmica da vegetação no Banhado do Taim/RS. Tese Doutorado, Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 173 p.

- GUNTENSPERGEN, G. R., STEARNS, F., 1985. *Ecological perspectives on wetland systems*. In: Godfrey, Paul J. et al. (eds.), Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Van Nostrand Reinhold Company, Nova York, c. 5, p. 69-95.
- HAMLET, A. F., HUPPERT, D., LETTENMAIER, D. P., 2002. *Economic Value of Long-Lead Streamflow Forecasts for Columbia River Hydropower*. In: Journal of Water Resources Planning and Management, Vol.128, n° 2: p. 25 - 45.
- HAMMER, D. E., 1992. Creating freshwater wetlands. Lewis Publishers, 1992.
- HARGEBY, A., ANDERSON, G., BLINDOW, I., JOHANSSON, S., 1994. *Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes*. Hydrobiologia. Vol. 279/280: p. 83 – 90.
- HAUKOS, D. A., SMITH, L. M., 1993. *Seed-bank composition and predictive ability of field vegetation in playa lakes*. In: Wetlands, Vol. 13: p.32 – 40. The Society of Wetland Scientists.
- HAWK, L. L., LIPSTEIN, A. P., SOLANSKI, H. T., 1999. *Wetland hydroperiod analysis*. In: Sixth Biennial Stormwater Research & Watershed Management Conference, September 14-17.
- HERRERA, E. A., 1986. The Behaviour Ecology of Capybara, *Hydrochoerus hydrochaeris*. Tese de doutorado. University of Oxford, Oxford, Reino Unido. p. 227.
- HERRERA, E., McDONALD, D. W., 1989. *Resource utilization and territoriality in group-living capybara*. In: Journal of Animal Ecology. Vol. 58. n° 2. p. 667-680.
- HORN FILHO, N. O., 1988. *Subprojeto Mapeamento Geológico: Relatório Final*. Porto Alegre: UFRGS/CECO/IG. Projeto Zoneamento da Estação Ecológica do Taim. - Convênio SEMA/UFRGS. 32 p.
- HRUBY, T., 1999. *Assessment of wetland functions: what they are and what they are not*. In: Environmental Management, Vol. 23, n° 1: p. 75 – 85. Springer – Verlag, New York, Inc.
- HSIEH, W. W., YUVAL, J., SHABBAR, A., SMITH, S., 2003. *Seasonal Prediction with Error Estimation of Columbia River Streamflow in British Columbia*. In: Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 129, n° 2: p. 146 - 149.

- IBAMA, 2003. *Estação Ecológica do Taim*. In: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível: <http://www2.ibama.gov.br/unidades/estacoes/reuc/3017.htm>. Acessado: Agosto 2003.
- Institute for Resource and Environmental Studies, 1983. Ecology and environmental impact assessment: an annotated bibliography. Institute for Resource and Environmental Studies e Federal Environmental Assessment Review Office. Nova Scotia, Canada. 43 p.
- IPH, 1996. Comportamento Hidrológico do Banhado do Taim. Volume I - Relatório e anexos C, D, F, G e H. I. Instituto de Pesquisas Hidráulica, UFRGS. Porto Alegre. 166 p.
- IRGA, 2006. *Relatório 2003/2004 - Zona Sul*. In: Instituto Rio Grandense do Arroz. Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura e Abastecimento. Porto Alegre-RS. p. 8-12.
- IRGANG, B. E., PEDRALLI, G., WAETCHER, J. L., 1984. *Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil*. In: Roessléria. Vol. 6. nº 1. p. 395-404.
- JAKUBAUSKAS, M., KINDSCHER, K., FRASER, A., DEBINSKI, D., PRICE, K. P., 2000. *Close-range remote sensing of aquatic macrophyte vegetation cover*. In: International Journal of Remote Sensing. Vol. 21, nº 18: p. 3533-3538.
- KANDUS, P., 1999. *El concepto de sucesion vegetal y su aplicación en sistemas de humedales deltaicos*. In: Temas sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamerica. Organizadora: Ana Inés Malvárez. Editora: Universidad de Buenos Aires. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe. UNESCO, 1999. p. 173 – 189.
- KLIMESOVA, J., 1994. *The effects of timing and duration of floods on growth of young plants of Phalaris arundinacea and Urtica dioica: an experimental study*. In: Aquatic Botany, Vol. 48: p. 21 – 29.
- KURTZ, J. C., JACKSON, L. E., FISHER, W. S., 2001. *Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development*. In: Ecological Indicators, Vol. 1: p. 49 – 60. Elsevier Science Publications.

- KURTZ, F. C., ROCHA, J. S. M. JULI, S. M., KURTZ, M., ROBAINA, A. D., GARCIA, S. M., SANTOS, A. H. O., DILL, P. R. J., ATAÍDES, P. R. V., BOLZAN, F., 2003. *Zoneamento ambiental dos banhados da Estação Ecológica do Taim, RS*. In: Ciência Rural, Vol. 33, nº 1, jan-fev: p. 77 – 83. UFSM- Santa Maria/RS.
- LEMLY, A. D., 1999. *Risk assessment an environmental management tool considerations for freshwater wetlands*. In: Environmental Management, Vol. 21, nº 3: p. 343 – 358. Springer – Verlag, New York, Inc.
- LONG, K. S., NESTLER, J. M., 1996. *Hydroperiod changes as clue to impacts on cache river riparian wetlands*. In: Wetlands, Vol. 16, nº 3: p. 379 – 396. The Society of Wetland Scientists.
- MADDOCK, A. H., SAMWAYS, M. J., 2000. *Planning for biodiversity conservation based on the knowledge of biologists*. In: Biodiversity and Conservation, Vol. 9: p. 1153 – 1169. Kluwer Academic Publisher.
- MANOLIADIS, O. G., 2002. *Development of ecological indicators – a methodological framework using compromise programming*. In: Ecological Indicators. Vol. 2. p. 169 - 176.
- MARBLE, A. D., 1992. A guide to wetland functional design. Lewis Publisher, Boca Raton, EUA, 222p.
- MAY, R. M., 1980. *Estabilidad en los ecosistemas: algunos comentarios*. In: Conceptos unificadores en ecología. Organizadores: W. H. van Dobben e R. H. Lowe-McConnell. Blume, Barcelona. p. 203 - 213.
- MENDIONDO, E. M., NEIFF, J. J., DEPETTRIS, C. A., 2000. *Eco-hydrology of wetland aided by remote sensing: A case study with the REVIVE's GOALS initiative*. In: New trends in water and environmental engineering for safety and life. Maione, Majone Lehto & Monti (eds). Balkema, Rotterdam. 9p.
- MILLER, R. C., ZEDLER, J. B., 2003. *Responses of native and invasive wetland plants to hydroperiod and water depth*. In: Plant Ecology, Vol. 167: p. 57 – 69. Kluwer Academic Publisher.
- MITSCH, W. L., GOSSSELINK, J. G., 1986. Wetlands. Vem Nostrand Reinhold, New York.

- MITSCHE, W. J., STRASKRABA, M., JORGENSEN, S. E., 1989. *Wetland Modelling. Developments in Environmental Modelling*. In: Journal of Ecology, Vol. 77, nº1: p.314-315.
- MOREIRA, J. R., PINHA, P. R. S., CUNHA, H. J., 2004. *Capivaras do Lago Paranoá*. In: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH. Disponível: www.semarh.df.gov.br. Acessado Junho/2004.
- MOTTA MARQUES, D. M. L., IRGANG, B. E., GIOVANNINI, S. G. T., 1997. *A importância do hidroperíodo no gerenciamento de água em terras úmidas (wetlands) com uso múltiplo – o caso da Estação Ecológica do Taim*. In: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, v. 3. Vitória, 1997. p. 1-8.
- MOTTA MARQUES, D. M. L., VILLANUEVA, A. O. N., 2001. *Regime hidrológico do banhado do Taim e sua conservação*. In: ABRH Notícias, Revista Informativa da ABRH, nº 4, p. 22-61, 2001.
- MOTTA MARQUES, D. L., TUCCI, C. E. M., CALAZANS, D., CALLEGARO, V. L. M., VILLANUEVA, A., 2002. *O sistema hidrológico do Taim – Site 7*. In: Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Belo Horizonte/MG. p. 125-144.
- MÜLLER, F., LENZ, R., 2006. *Ecological indicators: Theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management*. In: Ecological Indicators. Vol. 6. p. 1 - 5.
- NARUMALANI, S., JENSEN, J.R., ALTHAUSEN, J.D., BURKHALTER, S., MACKAY, H.E., 1997. *Aquatic macrophyte modeling using GIS and logistic multiple regression*. In: Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. Vol 63, nº1: p.41-49.
- NEAL, E. G., WALTER, M. T., COFFEEN, C., 2002. *Linking the pacific oscillation to seasonal stream discharge patterns in southeast Alaska*. In: Journal of Hydrology, Vol. 263: p.188 - 197. Elsevier Science Publications.
- NEIFF, J. J., IRIONDO, M. H., CARIGNAN, R., 1994. *Large Tropical South American Wetlands: An Overview*. In: Proceeding of the International Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones. University of Washington. p. 156-165.

- NEIFF, J. J., POI DE NEIFF, A. S. G., 1990. *Litterfall, leaf decomposition and litter colonization of *Tessaria integrifolia* in the Paraná River floodplain*. In: Hydrobiologia. Vol. 203: p. 45-52.
- NEIFF, J. J., POI DE NEIFF, A. S. G., PATINO, C. A. E., 2000. *Prediction of colonization by macrophytes in the Yaciretá reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay)*. In: Revista Brasileira de Biologia. Novembro, 2000. Vol. 60. n° 4.: p. 615-626. ISSN 0034-7108
- NEWALL, A. M., HUGHES, J. M. R., 1995. *Microflow environments of aquatic plants in flowing water wetlands*. In: Hydrology and Hydrochemistry of British Wetlands. Editado por J. M. R. Hughes e A. L. Heathwaite. Chichester: John Wiley & Sons Ltda. p. 363-381.
- NOSS, R. F., 1990. *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach*. In: Biodiversity and Conservation, Vol. 4: p. 355 – 364. Kluwer Academic Publisher.
- ODUM, E. P., 1977. Ecologia. São Paulo: Pioneira. 3ª Edição. 201p.
- OKA, T., MATSUDA, H., YASURO, K., 2001. *Ecological Risk – Benefit analysis of a wetland development based on risk assessment using “Expected loss of biodiversity”*. In: Risk Analysis, Vol. 21, n° 6: p. 1011 – 1023. Society for Risk Analysis.
- ORIAN, G. H., 1980. *Diversidad, estabilidad y madurez en los ecosistemas naturales*. In: Conceptos unificadores en ecología. Organizadores: W. H. van Dobben e R. H. Lowe-McConnell. Barcelona. p. 174-189.
- OTERO, L. J. T., RODRIGUES, F. S., DIAS, R. A., 2004. *Abundância e reprodução do *Cygnus melancoryphus* em áreas úmidas do extremo sul do Rio Grande do Sul*. In: XIII Congresso Brasileiro de Ornitologia. Blumenau-SC.
- PAYNE, N. F., 1992. Techniques for wildlife habitat management of wetlands. Biological Resources Management Series. McGraw-Hill. U.S.A.. 549 p.
- PAZ, A. R. da, 2003. Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do Banhado do Taim (RS). Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 127 p.

- PAZ, A. R., VILLANUEVA, A. O. N., SCHETTINI, E. B. C., 2005. *The influence of spatial vegetation distribution on Taim Wetland hydrodynamics*. In: Dynamics and biochemistry of river corridors and wetlands, 2005, Foz do Iguacu. Proceedings of symposium held during the VIIth IAHS Scientific Assembly, 2005.
- PELD, 2002. *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. In: Sistema Hidrológico do Taim, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Disponível: <http://www.peld.ufgrs.br/>. Acesso 2003.
- PINTO, L. F. S., PAULETTO, E. A., GOMES, A. da S., SOUSA, R. O., 1999. *Caracterização de solos de várzea*. In: Manejo do solo e da água em áreas de várzea. Pelotas: EMBRAPA Clima Temperado, p. 11 - 36.
- PONNAMPERUMA, F. N., 1972. *The biochemistry of submerged soils*. In: Advances in Agronomy, v. 24, p. 29 - 96.
- POSTEL, S., RICHTER, B., 2003 Rivers for life: Managing water for people and nature. Island Press. Washington. 253p.
- RENDONG, L., JIYUAN, L., 2004. *Estimating wetland vegetation biomass in the Poyang Lake of central China from Landsat ETM data*. In: Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2004. IGARSS '04. Proceedings. 2004 IEEE International. Volume: 7, p: 4590- 4593.
- QUINTANA, R. D., 1999. *Relacion entre la estructura del paisaje en un humedal y la fauna Silvestre: el carpincho (Hydrochaeris hydrochaeris) como caso de estudio*. Artigo não publicado, fornecido pelo próprio autor. 20 folhas.
- QUINTANA, R. D., 2003(a). *Características generales del hábitat del Carpincho*. Capítulo 2, livro não publicado, fornecido pelo próprio autor. 5 folhas.
- QUINTANA, R. D., 2003(b). *Influência del tipo de hábitat e de la presión de caza sobre densidad y el tamaño de grupo de carpinchos*. Capítulo 3, livro não publicado, fornecido pelo próprio autor. 16 folhas.
- RAMSAR, 2002. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIH). Argentina, Lagunas y Esteros del Iberá.
- REISS, K. C., 2006. *Florida Wetland Condition Index for depressional forested wetlands*. In: Ecological Indicators, Vol. 6: p. 337 – 352. . Elsevier Science Publications.

- RICE, K. G., MAZZOTTI, F. J., BRANDT, L. A., TARBOTON, K. C., 2004. *Alligator habitat suitability index* In: Habitat suitability indices for evaluating water management alternatives. Office of Modelling Technical Report. South Florida Water Management District. Florida/U.S.A. Disponível: www.sfwmd.gov. 148 p.
- RICHARDSON, C. J., 1994. *Ecological functions and human values in wetlands: a framework for assessing forestry impacts*. In: Wetlands, Vol. 14: p. 1 – 9. The Society of Wetland Scientists.
- Rio Grande do Sul, 2003. RS virtual – O Rio Grande do Sul na Internet. Disponível: <http://riogrande.com/ecologia/taim.htm>. Acessado em junho de 2003.
- ROBERTS, J., YOUNG, B., MARSTON, F., 2000. *Estimating the water requirements for plants of flooding wetlands: a guide*. Occasional Paper, 04/00. Land and Water Resources Research and Development Corporation. 110 p.
- ROBERTSON, A. I., BACON, P., HEAGNEY, G., 2001. *The response of floodplain primary production to flood frequency and timing*. In: Journal of Applied Ecology, Vol. 38: p. 126 – 136. British Ecological Society.
- ROSADO, J. L. O., 2003. Eficácia da Legislação Brasileira na Conservação dos Sítios de Desova das Tartarugas Limnáticas da Região Sul. Monografia de Conclusão de Curso. Universidade Católica de Pelotas. 33p.
- ROSADO, J. L. O., MASCARENHAS, C. S., BAGER, A., 2004. *Análise das taxas de predação aos ninhos de *Trachemys dorbigny* (Testudines) às margens da Lagoa Mangueira (ESEC – Taim)*. In: XXV Congresso Brasileiro de Zoologia – Livro de Resumos. Promoção: Sociedade Brasileira de Zoologia. Organização: Universidade de Brasília. p. 382-383.
- ROSS, S. M., 1995. *Overview of the hydrochemistry and solute processes in British wetlands*. In: Hydrology and Hydrochemistry of British Wetlands. Editado por J. M. R. Hughes e A. L. Heathwaite. Chichester: John Wiley & Sons Ltda. p. 133-181.
- SALAS, J. D., DELLEUR, J. W., YEVJEVICH, V., LANE, W. L., 1985. Applied modeling of hydrologic time series. Water Resources Publications. 2ª Edição. Colorado, U. S. A., 1985. 484 p.
- SALAS, J. D., 1992. *Analysis and modeling of hydrologic time series*. In: Handbook of hydrology. Editor: Maidmanet, D. R., 1992. McGraw-Hill. P. 19.1-19.71.

- SARAKINOS, H., NICHOLLS, A. O., TUBERT, A., AGGARWAL, A., MARGULES, C. R., SARKAR, S., 2001. *Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of distributions: a preliminary analysis*. In: Biodiversity and Conservation, Vol. 10: p. 1419 – 1472. Kluwer Academic Publisher.
- SCHÄFER, A., 1984. Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais. Porto Alegre: Editora da Universidade: UFRGS. 532p.
- SCHWARZBOLD, A., SCHÄFER, A., 1984. *Gênese e Morfologia das Lagoas Costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil*. In: Amazoniana. Manaus. Vol. 1, n°. IX, p. 87-104.
- SCHWEIGER, E. W., LEIBOWITZ, S. G., HYMAN, J. B., FOSTER, W. E., DOWNING, M. C., 2002. *Synoptic assessment of wetland function: a planning tool for protection of wetland species biodiversity*. In: Biodiversity and Conservation, Vol. 11: p. 379 – 406. Kluwer Academic Publisher.
- Science Coordination Team, 2003. The role of flow in the Everglades Ridge and Slough Landscape. South Florida Ecosystem Restoration Working Group. Janeiro, 2003.62 p.
- SCOTT, D. A., JONES, T. A., 1995. *Classification and Inventory of Wetlands. A Global Overview*. In: Vegetatio. Vol. 118. p. 3-16.
- SENA SOBRINHO, M., 1961. *Reconhecimento Geológico dos Banhados do Taim*. In: Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul. Vol. 6, no 11. p. 17-25. Porto Alegre.
- SHIMADA, T., BOWMAN, A., ISHIDA, M., 2000. *Effects of flooding on a wetland bird community*. In: Ecological Research, Vol. 15: p. 229 – 235.
- SILVA, B. C., 2005. Previsão hidroclimática de vazão para a bacia do rio São Francisco. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 272 p.
- SKLAR, F., McVOY, C., ZEE, R. V., GAWLIK, D., SWIFT, D., PARK, W., FITZ, C., WU, Y., RUDNICK, D., FONTAINE, T., MIAO, S., FERRITER, A., KRUPA, S., ARMENTANO, T., TARBOTON, K., RUTCHEY, K., DONG, Q., NEWMAN, S., 1998. *Chapter 2: Hydrologic Needs: The effects of Altered Hydrology on the Everglades*. In: Everglades Interim Report, 2-1 a 2-70 p.

- SKLAR, F., MOLINA, C. C., GRAS, A., RUTCHEY, K., GAWLIK, D., CROZIER, G., BAUNMAN, L., HAGERTHY, S., SHUFORD, R., LEEDS, J., WU, Y., MADDEN, C., GARRET, B., NUNGESSER, M., KORVELA, M., McVOY, C., 2004. *Chapter 6: Ecological Effects of Hydrology*. In: Everglades Consolidated Report, p. 6-1 a 6-58.
- SNODGRASS, J. W., KOMOROSKI, M. J., BRYAN JR., A. L., BURGER, J., 2000. *Relations among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetlands regulations*. In: Conservation Biology, Vol. 14, nº 2: p. 414 – 419.
- SOCIETY OF WETLAND SCIENTISTS – WETLAND CONCERNS COMMITTEE, 2000. *Position paper on performance standards for wetland restoration and creation*. Disponível: <http://www.sws.org/>.
- SOSBAI, 2005. *Arroz irrigado: Recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil*. In: IV Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado e XXVI Reunião da Cultura do Arroz Irrigado. Santa Maria-RS, Sociedade Sul-brasileira de Arroz Irrigado (SOSBAI), 2005. 159 p.
- SOUTH AMERICAN BIRDS INDEX, 2006. Disponível: <http://www.arthurgrosset.com/index.html>. Acessado em Junho de 2006.
- SOUTHERLAND, M. T., ROGERS, G. M., KLINE, M. J., MORGAN, R. P., BOWARD, D. M., KAZYAK, P. F., KLAUDA, R. J., STRANKO, S. A., 2006. *Improving biological indicators to better assess the condition of streams*. In: Ecological Indicators. In press: doi:10.1016/j.ecolind.2006.08.005. Elsevier Science Publications.
- SPIEKSMAN, J. F. M., SCHOUWENAARS, J. M., van DIGGELEN, R., 1995. *Assessing the impact of water management options upon vegetation development in drained lake side wetlands*. In: Wetlands Ecology and Management, Vol. 3: p. 249 – 262.
- STASAVICH, L. E., 1998. Hydrodynamics of a coastal wetland ecosystem. Estados Unidos da América: East Carolina University – Departamento de Biologia. 76f. Dissertação (Mestrado).
- State River Murray Wetland Policy Group, 2002. *Your wetland: Hydrology guidelines*. In: River Murray – South Australia, Report DWLBC 2002/19: p. 1 - 26.
- SZALAY, F., RESH, V. H., 2000. *Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover*. In: Freshwater Biology, Vol. 45: p. 295 – 308.

- TAFT, O. W., COLWELL, M. A., ISOLA, C. R., SAFRAN, R. J., 2002. *Waterbird response to experimental drawdown: implications for the multispecies management of wetland mosaics*. In: Journal of Applied Ecology, Vol. 39: p. 987 – 1001. British Ecological Society.
- TARBOTON, K. C., IRIZARRY-ORTIZ, M. M., LOUCKUS, D. P., DAVIS, S. M., OBEYSEKERA, J. T., 2004. *Habitat suitability indices for evaluating water management alternatives*. In: Office of Modelling Technical Report. South Florida Water Management District. Florida/U.S.A. Disponível: www.sfwmd.gov. 148 p.
- TAYLOR, J. R., CARDAMONE, M. A., MITSCH, W. J., 1990. *Bottomland hardwood forest: Their functions and values*. In: Ecological Processes and Cumulative Impacts. J. G. Gosselink, L. C. Lee, T. A. Muir. Lewis Publishers, Chelsea, MI 13-88.
- TREXLER, J. C., LOFTUS, W. F., TARBOTON, K. C., 2004. *Fish habitat suitability index* In: Habitat suitability indices for evaluating water management alternatives. Office of Modelling Technical Report. South Florida Water Management District. Florida/U.S.A. Disponível: www.sfwmd.gov. 148 p.
- TURNER, R. E., 1994. Wetlands in retreat. In: Tree Vol. 9, nº 3, Março 1994.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS, 2005. Agência de Desenvolvimento da Lagoa Mirim. Dados hidrológicos. Disponível: <http://alm.ufpel.edu.br/>
- URUGUAY, 1997. *Reporte de avance sobre el desarrollo de la estrategia nacional sobre diversidad biologica y su plan de accion en la republica oriental del uruguay*. In: Uruguay National Report to the United Nations Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro, 1992.
- U.S.E.P.A., 2002. *Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions in Wetlands*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 38 p.
- U.S.A., 2004. Department of Agriculture. Disponível: <http://plants.usda.gov/>. Acessado outubro de 2004.
- U.S.A.C.E., 1999. Integrated Feasibility Report and PEIS. U.S. Army Corps of Engineers. Section 3. 30p.

- USFWS, 1981. *Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models for Use in the Habitat Evaluation Procedures*. In: Report ESM 103, Interagency, Interdisciplinary Development Group, Division of Ecological Services, U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.
- U. S. Fish and Wildlife Service, 1980. Habitat as a Basis for Environmental Assessment. 101 E.S.M. Division of Ecological Services. Department of Interior. Washington, D.C., 29 p.
- VENTURELLI, R. C., GALLI, A., 2006. *Integrated indicators in environmental planning: methodological considerations and applications*. In: Ecological Indicators. Vol. 6. p. 228 - 237.
- VILLANUEVA, A. O. N., 1997. Simulação de áreas de inundação dinâmicas: canais compostos e wetlands. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 125 p.
- VILLANUEVA, A. O. N., MOTA MARQUES, D. L., TUCCI, C. E. M., 2000. *The Taim wetland conflict: a compromise between environment conservation and irrigation*. In: Water International. Vol. 25. n° 4. p. 610-616.
- VØLSTAD, J. H., NEERCHAL, N. K., ROTH, N. E., SOUTHERLAND, M. T., 2003. *Combining biological indicators of watershed condition from multiple sampling programs – a case study from Maryland, U.S.A.* In: Ecological Indicators, Vol. 3: p. 13 – 25. . Elsevier Science Publications.
- WERNSTEDT, K., HERSH, R., 2002. *Climate Forecasts in Flood Planning: Promise and Ambiguity*. In: Journal of the American Water Resources Association, V.38, n°.6: p.1703 - 1713.
- WHEELER, B. D., SHAW, S. C., 1995. *Plants as hydrologists? An assessment of the value of plants as indicators of water conditions in fen*. In: Hydrology and Hydrochemistry of British Wetlands. Editado por J. M. R. Hughes e A. L. Heathwaite. Chichester: John Wiley & Sons Ltda. p. 363 - 381.
- WHEELER, B. D., 1999. *Water and plants in freshwater wetlands*. In: Eco-hydrology: Plants and water in terrestrial and aquatic environments. Routledge Physical Environment Series. New Fetter Lane, London. p. 127 - 180.

- WILCOX, D. A., 1995. *Wetland and aquatic macrophytes as indicators of anthropogenic hydrologic disturbance*. In: Natural Areas Journal, Vol. 15: p. 240 – 248.
- WILCOX, D. A., MEEKER, J. E., HUDSON, P. L., ARMITAGE, B. J., BLACK, M. G., UZARSKI, D. G., 2002. *Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: a Great Lakes evaluation*. In: Wetlands, Vol. 22, n° 3: p. 588 – 615. The Society of Wetland Scientists.
- WILDING, L. P., REHAGE, J. A., 1984. *Pedogenesis of soils with aquatic moisture regimes*. In: Wetlands soils: Characterization, classification and utilization, IRRI, 1985, p. 139 - 157.
- WINTER, T. C., 1988. *A conceptual framework for assessing cumulative impacts on the hydrology of nontidal wetlands*. In: Environmental Management, Vol. 12, n° 5: p. 605 – 620. Springer – Verlag, New York, Inc.
- WOLFSON, L., MOKMA, D., SCHULTINK, G., DERSCH, E., 2002. *Development and use of a wetland information system for assessing wetland functions*. In: Lakes and Reservoirs: Research and Management, Vol. 7: p. 207 – 216.
- WOOD, A. W., MAURER, E. P., KUMAR, A., LETTENMAIER, D. P., 2002. *Long-range experimental hydrologic forecasting for the eastern United States*. In: Journal of Geophysical Research, V. 107, n° 20: p.6(1-15).
- XIN, S., 2004. *Inferring wetland hydrological conditions from remote sensing: A case study of Lake Baiyang, China*. MSc. Thesis, International Institute for Geo-information Science and Earth Observation, Enschede, The Netherlands. 53 p.
- YUAN, X. Z., LIU, H., LU, J. J., 2002. *The ecological and environmental characteristics and conservation of the wetlands in the Changjiang Estuary, China*. In: The Environmentalist, Vol. 22: p. 311 – 318. Kluwer Academic Publisher.
- ZERO HORA, 2002. *Animais disputam espaço no Taim*. In: Porto Alegre, Jornal Zero Hora. 5 de Junho de 2002..

Anexo A

Questionário para pesquisadores



Sistema Hidrológico do Taim – SHT

Programa Integrado de Ecologia – PIE

Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PEL

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq

O questionário apresentado a seguir é parte integrante da tese de doutorado da aluna Rutinéia Tassi, sob a orientação dos professores Adolfo Villanueva, David da Motta Marques e Walter Collischonn, e vem sendo desenvolvida no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS.

A referida tese busca o entendimento do hidroperíodo e sua interrelação com comunidades biológicas e processos, com o objetivo principal de desenvolvimento de uma metodologia para identificação do hidroperíodo de ecossistemas de terras úmidas (utilizando como área de estudo o banhado do Taim/sistema hidrológico do Taim).

Além da resposta em papel, ou e-mail, o questionário poderá ser respondido diretamente na home page <http://www.iph.ufrgs.br/peld/> do projeto. A idéia deste questionário é, além de enriquecer esta pesquisa, ampliar o banco de dados do projeto, disponibilizando informação a outros pesquisadores que também investigam o tema.



Objetivos deste questionário:

Embora a definição conceitual de hidroperíodo seja razoavelmente simples, não parece existir uma definição quantitativa que permita uma identificação clara. Além deste fato, é necessário ter parâmetros e critérios que permitam definir quais as alterações aceitáveis no regime hidrológico, ou seja, o quê e quanto é possível mudar sem descaracterizar o banhado. Essa questão é fundamental para o gerenciamento do ecossistema, para sua conservação e o uso sustentável do recurso água.

Do ponto de vista de gerenciamento de um recurso compartilhado, provavelmente vai ser necessário um *trade-off*, entre o uso de conservação e uso consuntivo (por exemplo a irrigação de arroz). Considerando-se a hipótese de que fosse possível prever os impactos de uma mudança específica, sobre diferentes aspectos biológicos, é necessário saber se estes impactos são aceitáveis ou não. Além disso, é mais fácil tentar analisar os impactos sobre um grupo restrito e bem definido de aspectos biológicos.

Uma primeira proposta pode ser determinar que biodiversidade ocorre na área de interesse, e avaliar seu estado antes de iniciar planos de conservação. Tais informações devem, inicialmente, ser adquiridas utilizando-se a soma de conhecimentos obtidos de forma individualizada, por especialistas em diferentes áreas, e que com certeza são de considerável importância para a conservação e planejamento.

O que se procura com este questionário é tentar definir de uma forma mais específica a expressão “conservar o ecossistema”. Para tal, foi elaborado um questionário (apresentado a seguir) para a obtenção do escopo do conhecimento atual sobre o banhado do Taim/Sistema Hidrológico do Taim, cujas respostas com certeza enriquecerão esta pesquisa.



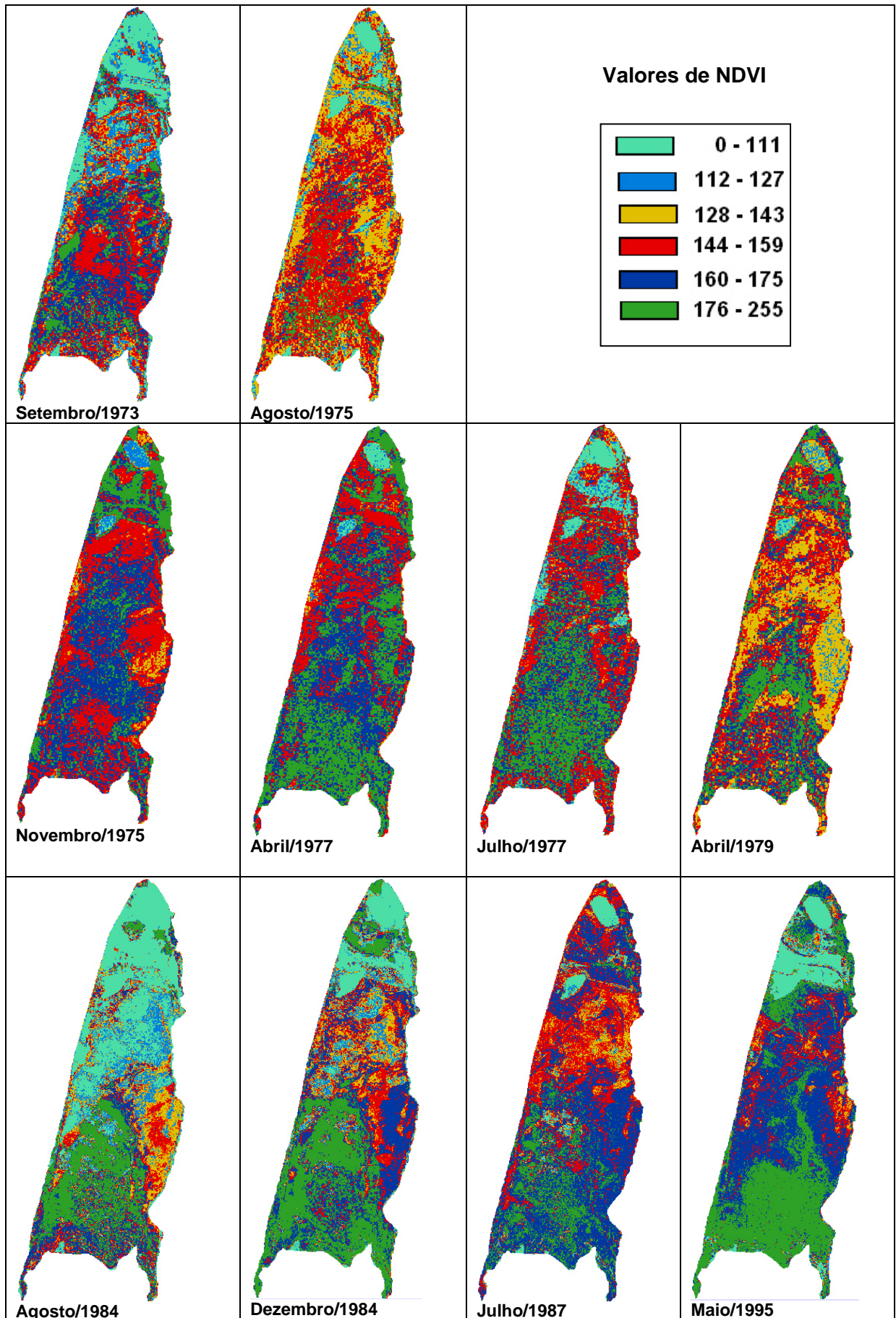
Perfil do Profissional:

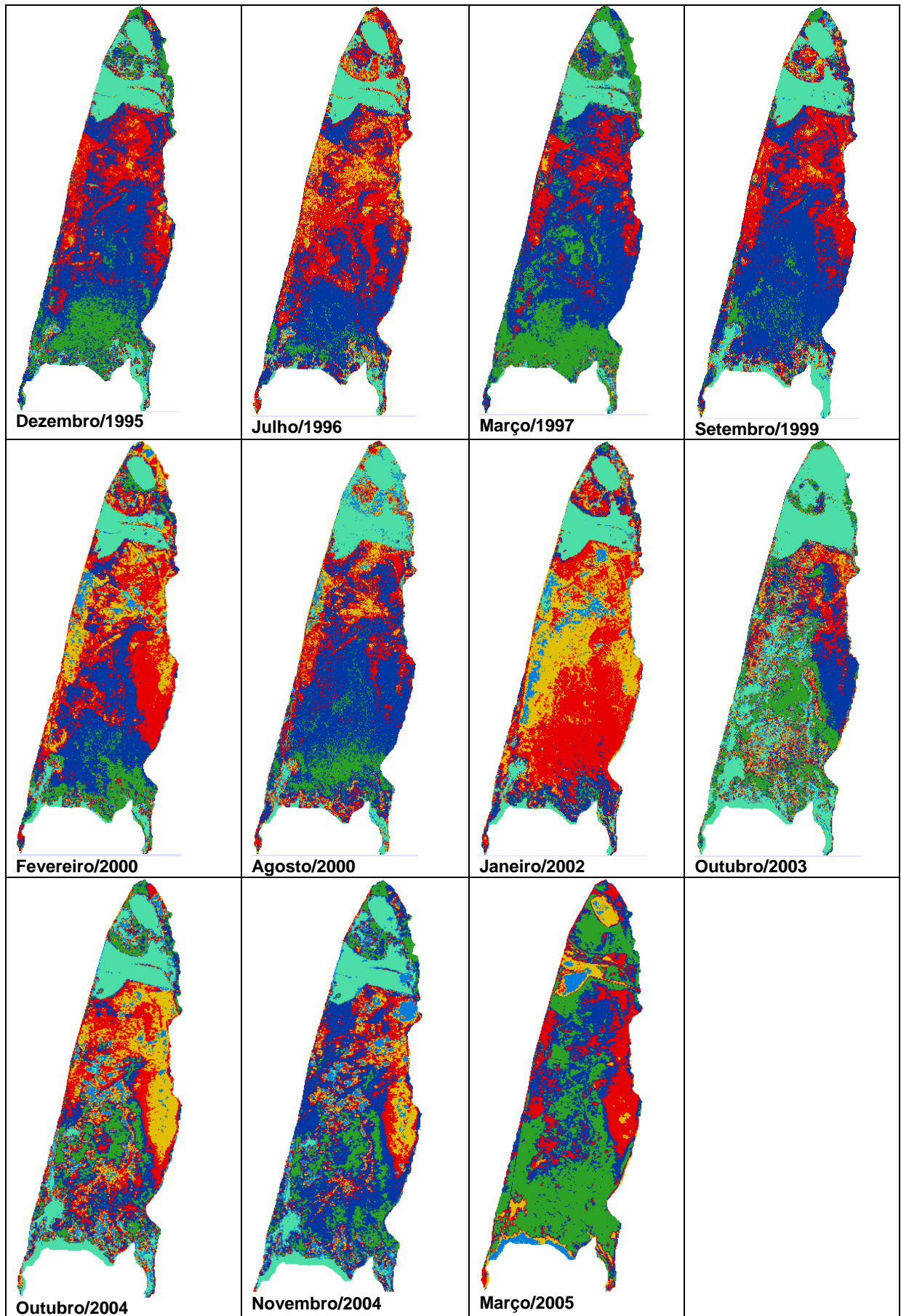
Nome:
Instituição para a qual trabalha:
Tema principal de pesquisa:
Ao mencionar o resultado desta pesquisa em publicações, você gostaria que seu nome fosse mantido no anonimato? Sim () Não ()

Questionário:

1) Do seu ponto de vista (seu enfoque profissional), quais os principais aspectos (estruturas e funções) que caracterizam o banhado do Taim?
2) Entre as comunidades biológicas que considera importante, quais espécies se destacam como indicadores do <i>status</i> do banhado do Taim?
3) Quais os fatores físicos, químicos e biológicos (por exemplo, predação, tipo de vegetação, composição química da água, extensão territorial, nível de água, ecossistemas vizinhos, etc.) que influenciam decisivamente essas espécies?
4) Você já trabalhou, ou trabalha, com alguma espécie desta estação ecológica? Se a resposta for afirmativa, favor mencionar qual, o objetivo da pesquisa e referências bibliográficas que considerar relevante (incluindo os seus trabalhos).
5) Sob o ponto de vista de conservação, quais são as áreas mais críticas no banhado do Taim? Por quê?
6) Quais outras espécies (animais ou vegetais) do banhado do Taim, além da(s) selecionada(s), você considera importante para a conservação?
7) Para as espécies indicadoras do <i>status</i> do banhado do Taim, descreva as condições de inundação ideais.
8) Alguma(s) da(s) espécie(s) citada(s) por você necessita(m) estar em área permanentemente protegida? Por quê?
9) Com relação ao objetivo desta pesquisa e o presente questionário, existem aspectos relevantes que não foram aqui abordados? Você tem algum comentário ou sugestão com relação a este questionário? Favor mencioná-los.
10) Você estaria disposto a conceder uma entrevista sobre os temas mencionados neste questionário? Se a resposta for positiva, favor mencionar telefone, e-mail, etc., para possível contato.

Anexo B
Imagens de satélite





Anexo C

Perfis topográficos do Banhado do Taim e índice de adequabilidade para a *Zizaniopsis bonariensis*

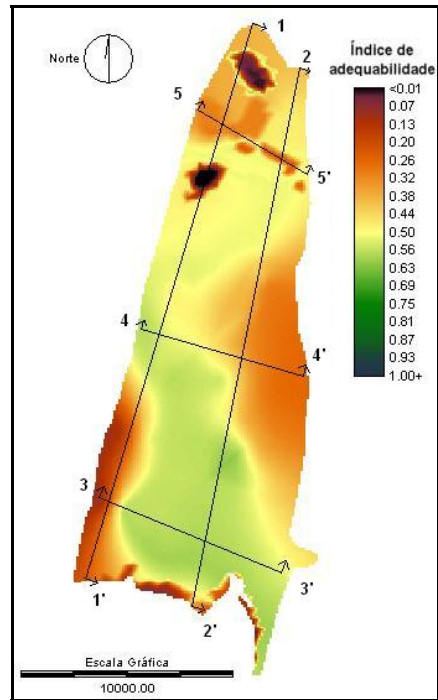


Figura C. 1- Localização dos perfis "1" a "5" longo do Banhado do Taim para visualização do índice de adequabilidade médio de longo período da *Zizaniopsis bonariensis*

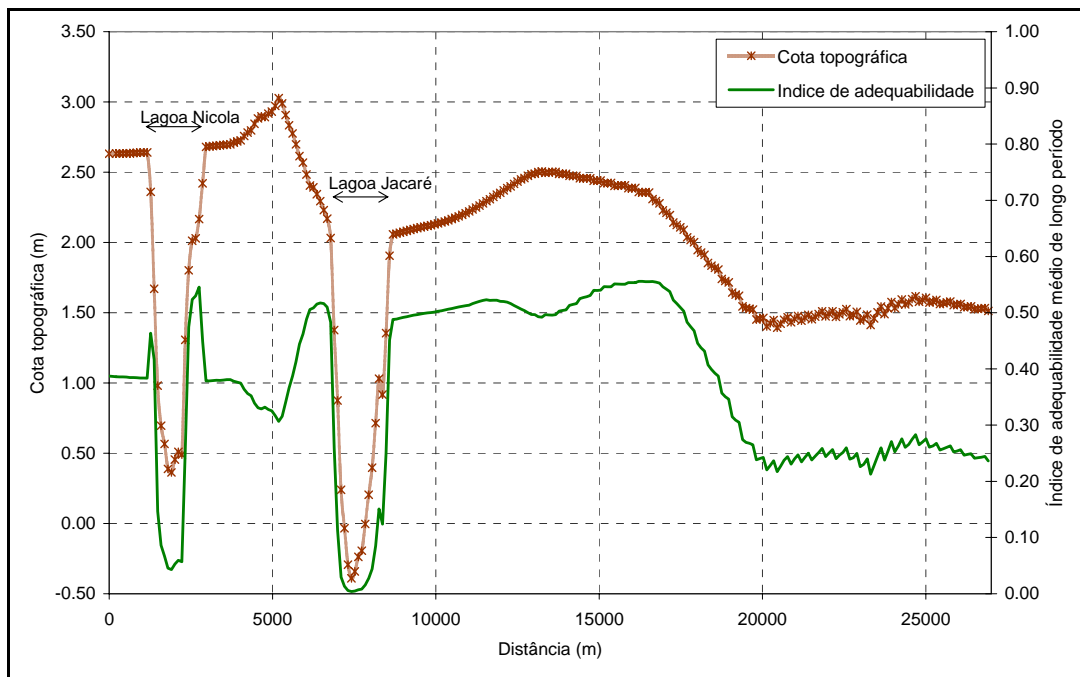


Figura C. 2 – Perfil 1-1' com cota topográfica e índice de adequabilidade médio de longo período para a *Zizaniopsis bonariensis*

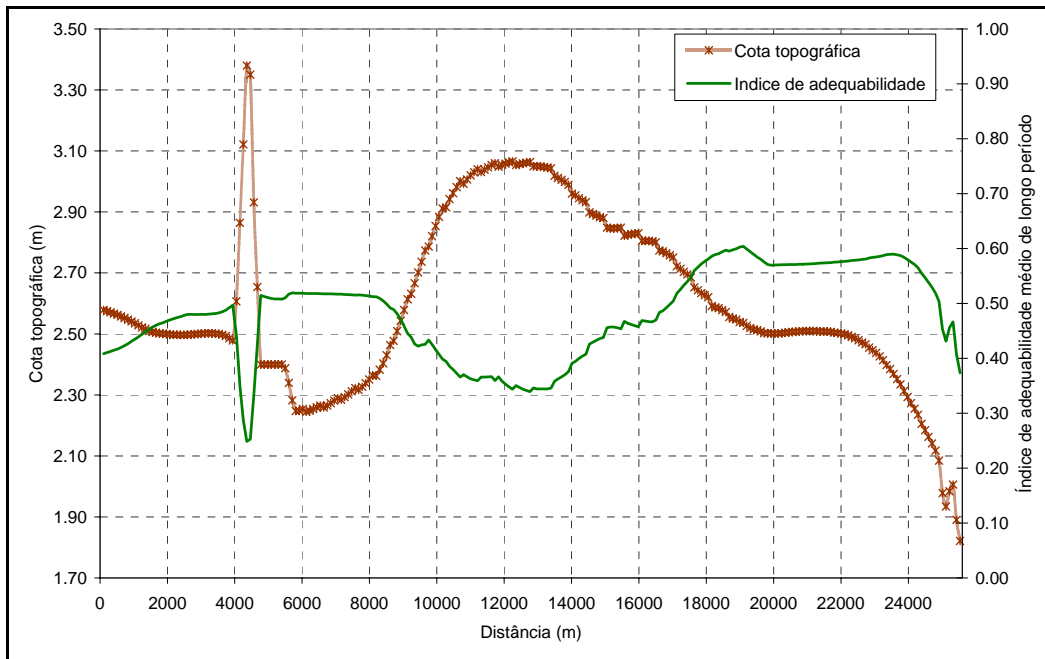


Figura C. 3 – Perfil 2-2' com cota topográfica e índice de adequabilidade médio de longo período para a *Zizaniopsis bonariensis*

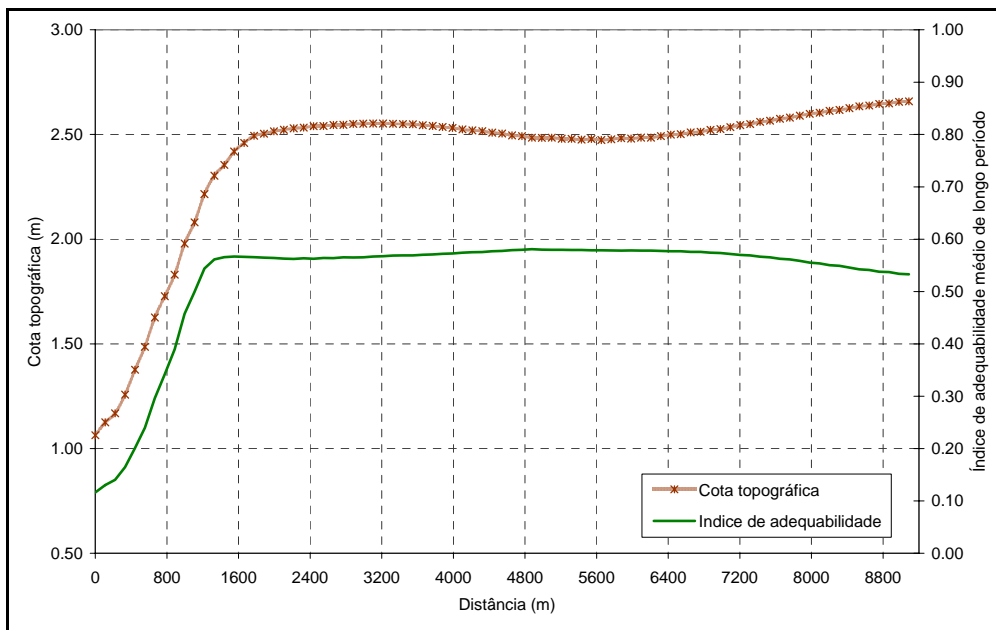


Figura C. 4 – Perfil 3-3' com cota topográfica e índice de adequabilidade médio de longo período para a *Zizaniopsis bonariensis*

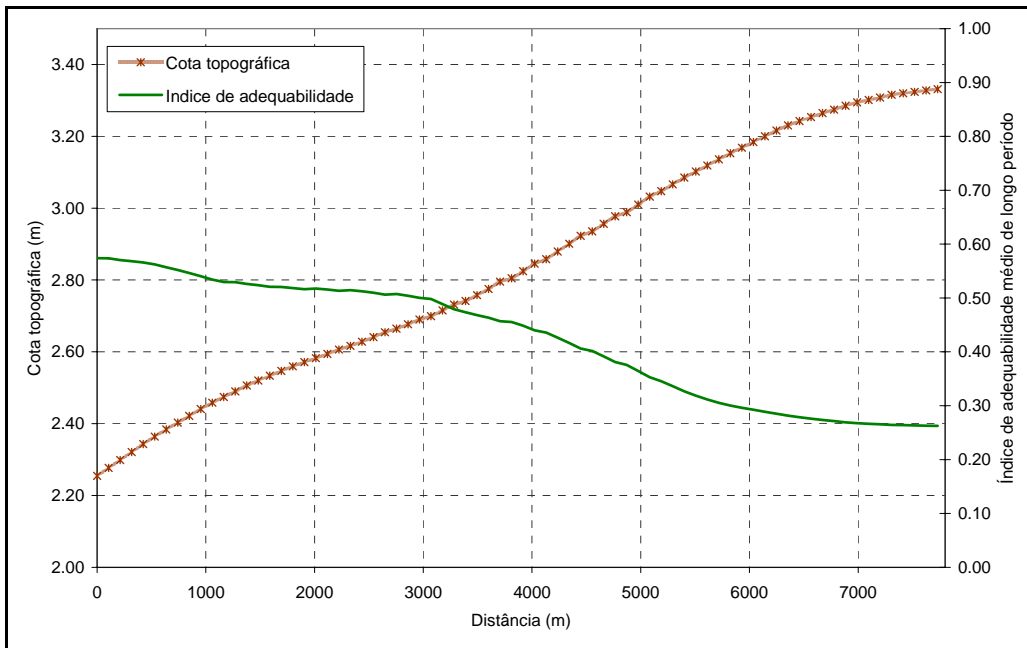


Figura C. 5 – Perfil 4-4' com cota topográfica e índice de adequabilidade médio de longo período para a *Zizaniopsis bonariensis*

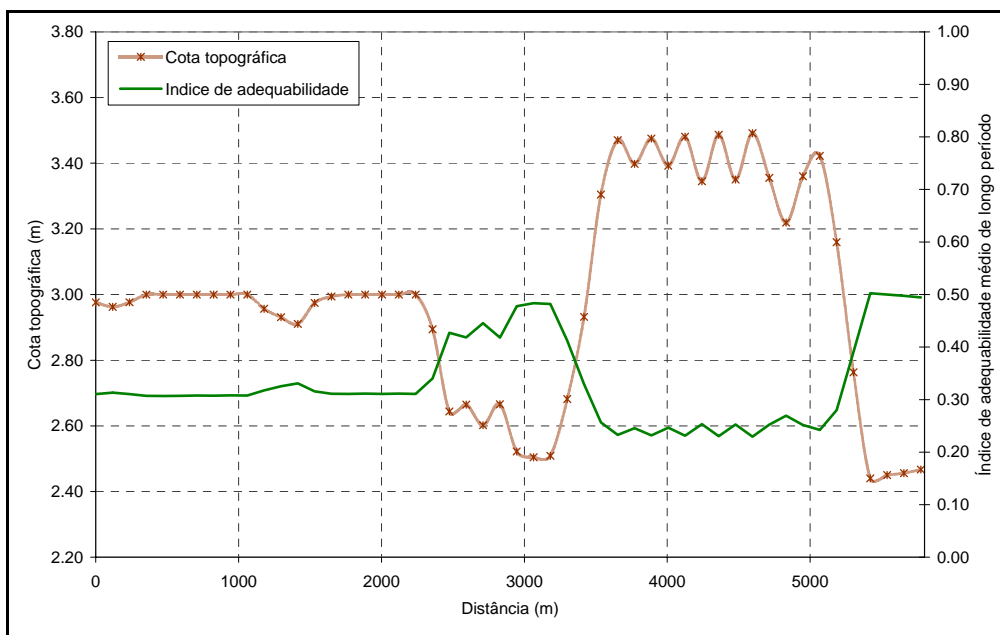


Figura C. 6 – Perfil 5-5' com cota topográfica e índice de adequabilidade médio de longo período para a *Zizaniopsis bonariensis*

Anexo D

A relação entre o regime hidrológico e o
atropelamento de animais na BR 471

A relação entre o regime hidrológico e os atropelamentos de animais na BR 471

O regime hidrológico de uma terra úmida tem importante papel na conservação das comunidades biológicas que dependem da mesma para sua sobrevivência. A permanência das espécies em uma terra úmida está ligada à tolerância que elas possuem em suportar os eventos críticos, de seca ou cheia, que possam ocorrer no local.

No caso de espécies com baixa, ou nenhuma mobilidade, como é o caso das macrófitas, pode-se pensar que persistirão no local se as condições extremas não forem prolongadas, a ponto de superar a resiliência da espécie. Para essa vegetação, se a lâmina de água permanecer elevada acima de um certo limite tolerado pela espécie, a mesma poderá ser extinta. O mesmo ocorre no caso de estiagem prolongada, onde a ausência de água no solo pode conduzir à morte da planta.

No entanto, espécies com elevada mobilidade, como mamíferos, répteis e aves, no caso de situações críticas, não permanecem no local e retornam somente após o fim da situação desfavorável. Guiados pelo instinto de sobrevivência, essas espécies tendem a buscar locais que forneçam habitat (refúgio e alimento) adequado. Uma vez que as condições críticas tenham cessado, as espécies tendem a voltar para o habitat original. É necessário, portanto, que não existam obstáculos a esse processo de fuga e retorno das espécies. No caso do Banhado do Taim, no entanto, as espécies encontram uma barreira a ser transposta, ao se depararem com o aterro construído para a implementação da BR 471.

Desde sua construção na década de 60, a BR 471 vem servindo como uma espécie de roleta russa para os animais que tentam o sucesso na travessia da rodovia, fugindo de condições inadequadas no interior do Banhado. A rodovia é muito usada por caminhões, sobretudo na época de safra do arroz (Abril a Junho). A maioria dos caminhões trafega à noite, quando a movimentação de animais é maior e a visibilidade menor, provocando mais atropelamentos. Nos meses de verão, o tráfego também se intensifica, com o trânsito de turistas uruguaios, que vêm para passar as férias nas praias brasileiras.

Na tentativa de minimizar a mortandade de animais ao longo da BR 471, em 1998 foi instalado o Sistema de Proteção à Fauna (SPF), constituído de cercas nas margens do aterro, "mata-burros" no leito da estrada, redução do limite de velocidade máxima permitida e

placas sinalizadoras para os motoristas, além da construção de 19 túneis de passagem de fauna (conhecidos por capivarodutos), praticamente, a cada quilômetro.

Em 2002, no entanto, uma forte cheia destruiu parte do SPF, sendo que a cerca foi destruída em um trecho de aproximadamente 5 km ao longo da BR 471. A cerca ainda não foi reconstruída, permitindo que os animais façam a travessia diretamente pela rodovia, sem a necessidade da busca pelo capivaroduto.

Assim, uma primeira alternativa para analisar um dos efeitos do regime hidrológico do Banhado do Taim sobre a biodiversidade é a análise da série de atropelamento que ocorrem na BR 471. A idéia de analisar a série de atropelamento é buscar uma relação clara entre os efeitos das condições hidrológicas no banhado e o comportamento de algumas espécies, principalmente aquelas que tem alta mobilidade e deslocam-se por terra. Segundo conversa com D. Zilda (encarregada do monitoramento no IBAMA), é exatamente em condições anormais, sob o ponto de vista hidrológico, que ocorrem os maiores índices de atropelamento. A suspeita é de que em períodos de seca, não há água disponível para algumas espécies, além da perda de vigor da forragem; enquanto que nos períodos de cheias, além da perda de forragem, tocas e áreas de descanso podem ficar inundadas. A análise das estatísticas de atropelamento foi uma tentativa de verificar essas hipóteses.

Para a realização desse trabalho foram utilizados os dados do monitoramento de animais atropelados ao longo da BR 471, no trecho que passa pela ESEC-Taim. O monitoramento é realizado diariamente por funcionários da ESEC-Taim, sendo que o mesmo iniciou em 1995 e continua sendo realizado até a presente data. Os funcionários registram o km onde ocorreu o atropelamento e a espécie atropelada. Quando possível, também é identificado o sexo do animal e feita uma estimativa do peso. Embora a série tenha mais de 10 anos de dados, existem várias falhas no monitoramento, principalmente no período de férias.

Os dados foram tratados de forma estatística, buscando identificar as maiores vítimas de atropelamento na BR 471, bem como os locais onde há maior ocorrência de atropelamentos. Para avaliar a influência do regime hidrológico no atropelamento dos animais, posteriormente os dados foram correlacionados com a cota do nível da água observada no período correspondente. Foram realizadas análises para diferentes períodos, buscando avaliar o cenário anterior à implantação do SPF, o período onde o sistema de proteção estava intacto, e o período posterior à cheia de 2002, quando parte do sistema de proteção foi destruído.

Os dados mostram que, de forma geral, os ratões-do-banhado e as capivaras são as maiores vítimas dos atropelamentos na BR 471, sendo que juntos correspondem a mais de 85% dos animais atropelados em 10 anos de monitoramento. As aves atropeladas correspondem a aproximadamente 2%; os 13% restantes correspondem às tartarugas, cobras, lagartos, etc. Na Figura D. 1 é apresentada a série dos totais mensais dos atropelamentos de capivaras, ratões-do-banhado, aves e outros animais ao longo da BR 471.

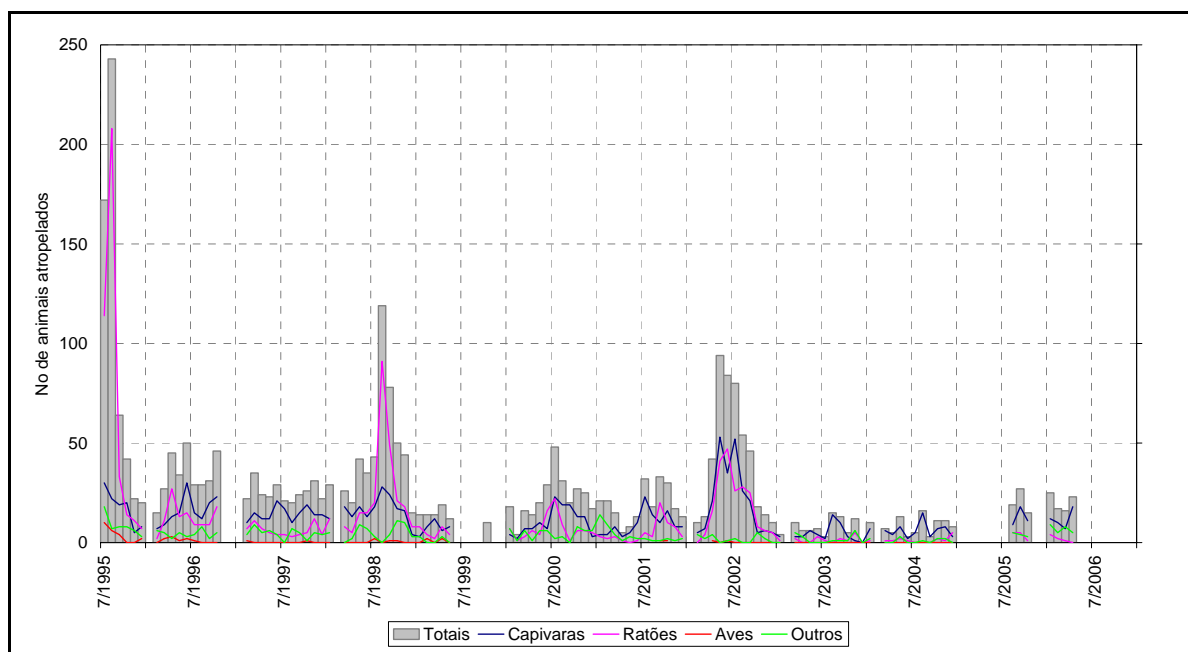


Figura D. 1 – Série dos totais mensais de atropelamentos ao longo da BR 471

Na Figura D. 2 foram graficados, de forma conjunta, os totais de atropelamento e o regime hidrológico do Banhado do Taim, no eixo secundário. Na mesma figura é identificado o mês de outubro de 1998, a partir do qual os capivarodutos e a tela começaram a ser instalados ao longo da BR 471.

Analisando a Figura D. 2, é visualmente possível identificar que, de forma geral, o número de animais atropelados aumenta sempre que há um correspondente aumento no nível da água no Banhado. Como se pode perceber na Figura D. 2, ao ocorrer uma redução do nível de água há uma redução no número de animais atropelados. No entanto, essa redução não fica tão marcada quanto o aumento dos atropelamentos, relacionados com o aumento do nível da água. A possível explicação encontrada para esse comportamento diferenciado foi que durante a elevação do nível da água no banhado, os animais tendem a fugir do local mais ou menos simultaneamente (especialmente como no caso das capivaras, onde normalmente existe um macho, liderando o bando). Dessa forma, pode-se dizer que o

estoque de animais que partem do Banhado do Taim vai sendo reduzido. Após a passagem da cheia crítica, não existem mais razões para a fuga dos animais, visto que o nível da água tende a baixar, e o número de atropelamentos se reduz gradativamente.

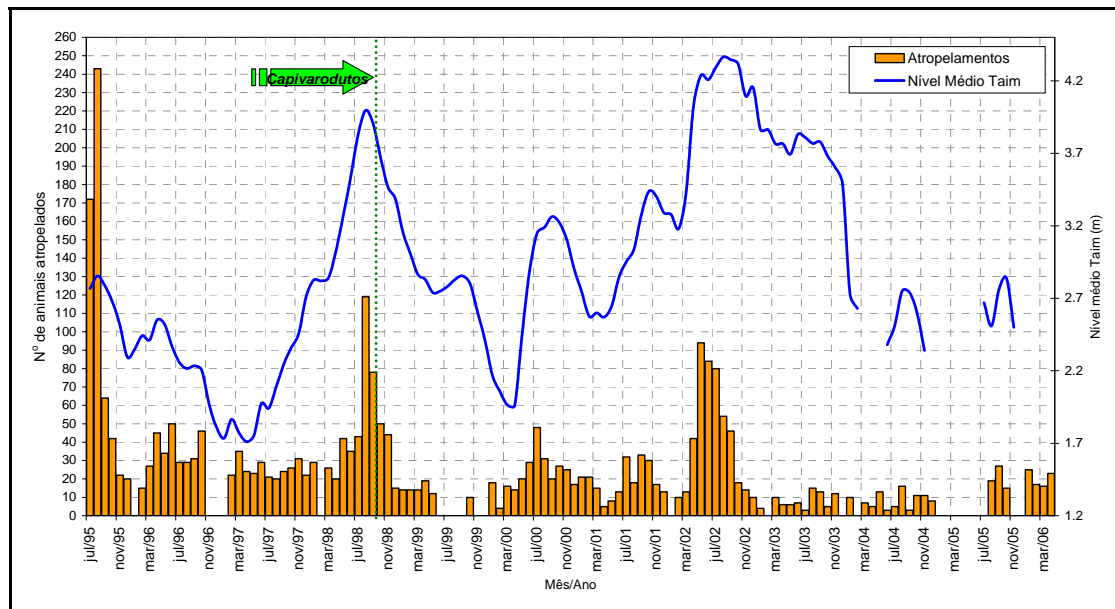
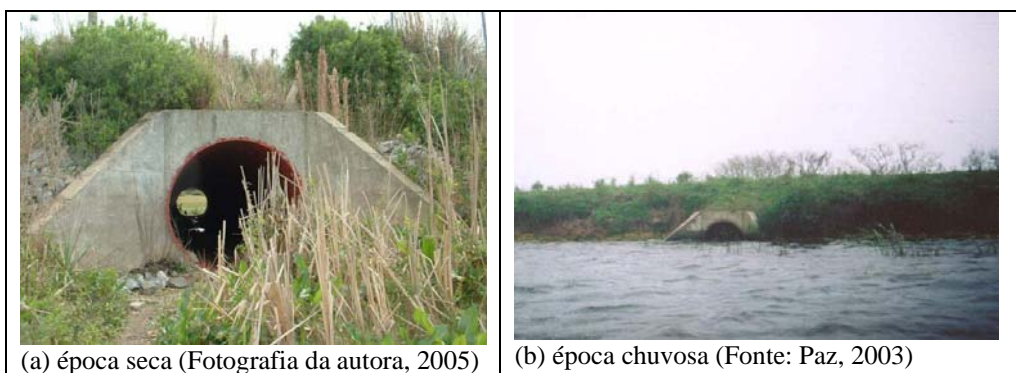


Figura D. 2 – Atropelamentos na BR 471 e regime hidrológico do Banhado do Taim

Assim que as condições hidrológicas começam a retornar aos níveis normais, os animais que “fugiram” do Banhado do Taim tendem a voltar para o mesmo - esse processo de retorno, no entanto, não é imediato, visto que os mesmos “desconhecem” o fato de que o local voltou às condições ideais. Ao tentarem retornar ao Banhado, muitos animais podem ser atropelados, visto que a outra margem da estrada não possui sistema de cercas para proteção à fauna.

Embora o monitoramento mostre que existe uma relação direta entre níveis de água elevados e atropelamentos, durante períodos de seca os animais também podem buscar habitats adequados fora do Banhado do Taim. O fato dos atropelamentos não aumentarem nesse período provavelmente deve-se à efetividade dos capivarodutos que foram instalados.

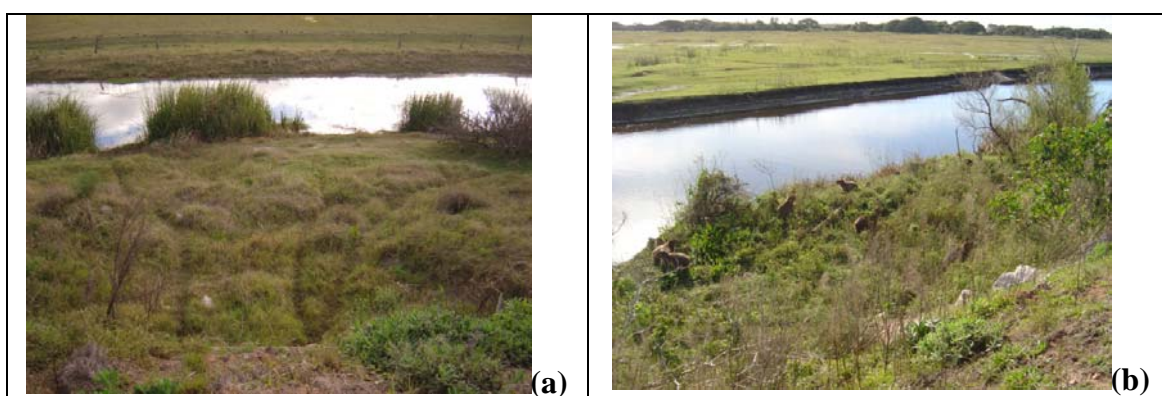
Durante períodos de estiagem, os capivarodutos ficam visíveis, contrariamente ao que ocorre durante períodos de cheia, quando os capivarodutos ficam submersos (Fotografia D. 1).



Fotografia D. 1 – Capivarodutos em época de seca e cheia

Na situação de seca os capivarodutos são intensamente utilizados para trânsito de um lado a outro da rodovia. Os rastros deixados pela passagem de capivaras, entre outros animais, são bem evidentes (Fotografia D. 2(a)), e é relativamente comum encontrar os animais no outro lado da estrada (Fotografia D. 2 (b)). Na condição de submersão, os capivarodutos, não podem ser visualizados e nem mesmo utilizados pelos animais, que teriam que mergulhar para encontrá-los.

Continuando com a análise da Figura D. 1 e Figura D. 2, pode-se identificar, também, que, antes da implantação do sistema de proteção à fauna, os atropelamentos totais mensais ultrapassaram, na maioria dos meses, o total de 20 animais atropelados, mesmo para cotas do nível da água baixas, como foi observado nos anos de 1996 e 1997. Para o período de Setembro de 1995 a Novembro de 1998, a média mensal de atropelamentos foi da ordem de 45 animais/mês.



Fotografia D. 2 – Rastros na entrada/saída de um capivaroduto e bando de capivaras na margem oeste da BR 471 (Fotografias da autora, 2006)

Na Figura D. 1 é possível identificar o elevado número de ratões-do-banhado atropelados na BR 471 no início do período do monitoramento, sendo que no mês de Agosto

de 1995 foi registrado o atropelamento de 114 ratões-do-banhado. Nesse mesmo mês o número total de animais atropelados foi de 243. Nesta data ainda não existia sistema de proteção à fauna e a cota do nível de água, obtida por meio de simulação, estava em torno da cota média, que é de aproximadamente 2,90 m. Analisando o período anterior ao mês de Agosto de 1995 na série histórica dos níveis da água, verificou-se que o Banhado do Taim estava passando por um período de estiagem extremamente severa, que iniciou, aproximadamente, no princípio do ano de 1988. As condições desfavoráveis, geradas pelo longo período de estiagem podem ter contribuído para os elevados atropelamentos nesse período inicial de monitoramento (durante os meses de julho e agosto de 1995, em média, 80% dos atropelamentos ocorreram exclusivamente com ratões-do-banhado), visto que os ratões-do-banhado na situação de estiagem, provavelmente, teriam construído novas tocas em cotas mais baixas, de forma a localizarem as mesmas proximamente à água. No entanto, devido à falta de dados de atropelamentos anteriores, fica prejudicada uma afirmação categórica sobre essa suspeita.

O período da série posterior à implantação do SPF mostra que o comportamento da série de atropelamentos segue a tendência da série hidrológica de níveis, principalmente no período de ascensão dos níveis, onde um aumento no nível da água é acompanhado pelo aumento do número de animais atropelados. Provavelmente esse comportamento esteja associado à falha dos capivarodutos pela sua submersão, conforme anteriormente comentado.

Em uma situação de cheia, deve-se considerar, também, que, com a existência da tela, os animais (principalmente de maior porte) que não conseguem passar pela mesma acabam morrendo dentro da região, e esses números não foram contabilizados nessa análise. Por exemplo, embora em novembro de 2002 tenha ocorrido poucos atropelamentos, durante uma visita de campo foram fotografadas várias capivaras mortas próximas à cerca, em situação evidente de tentativa de fuga.

Os comentários apresentados permitem concluir que o sistema de proteção à fauna é eficiente nas situações de baixos níveis da água. Quando o nível da água é mais elevado, aparentemente a situação torna-se mais crítica para os animais, em função da falha do SPF. Existe ainda a deficiência no SPF provocado pela inexistência de tela de proteção na margem oposta da estrada, o que permite que uma vez que as espécies tenham saído do Banhado do Taim o retorno possa ser pela estrada, aumentando, com isso, o risco de atropelamento.

Na tentativa de identificar a partir de que nível ocorre maior impacto à fauna, em termos de fuga do Banhado, foram realizadas algumas análises de relação entre a série hidrológica e a série de atropelamentos. Na Figura D. 3 são apresentadas as relações obtidas, isolando períodos específicos da série de dados para a análise.

Considerando o período compreendido entre Janeiro de 2000 a Julho de 2002 (cheia intensa) foi obtida uma relação satisfatória entre o número de animais atropelados na BR 471 e a cota do nível da água no Banhado do Taim (Figura D. 3 (a)). Nesta análise o ano de 1999 foi desconsiderado, visto que o monitoramento foi realizado apenas nos cinco primeiros meses do ano. Além disso, durante o mês de outubro, houve vários dias de falhas na série. O período posterior a Julho de 2002 até princípio de 2004 foi desconsiderado na análise em função de constituir um período de recessão do nível da água, e também porque em Julho de 2002 a cerca de proteção à fauna foi destruída, o que poderia mascarar os resultados.

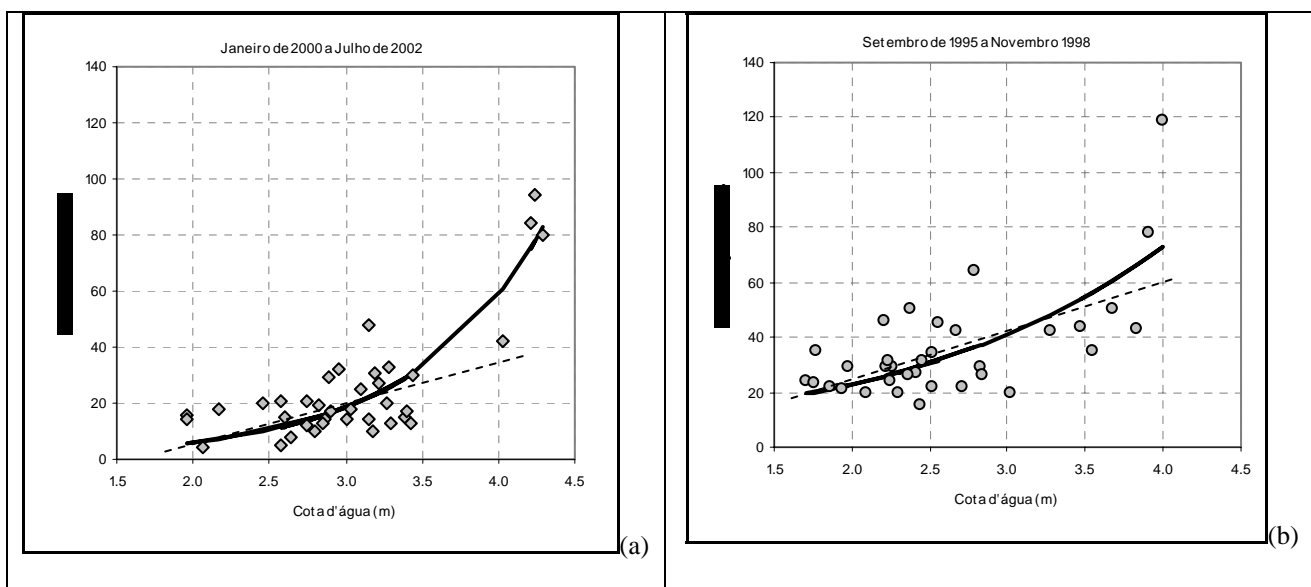


Figura D. 3 – Relações entre atropelamentos na BR 471 e cota do nível da água no Banhado do Taim*

Considerando o período de Setembro de 1995 a Setembro de 1998, anterior à implantação do sistema de proteção à fauna, também foi possível obter uma relação razoável entre os atropelamentos e as cotas dos níveis da água (Figura D. 3(b)). Nesta última análise, os meses de Julho e Agosto não foram considerados, visto que se apresentaram como anormais, dado o elevado número de atropelamentos nesses dois primeiros meses de monitoramento.

* Se fosse realizado um ajuste as equações obtidas seriam as seguintes:

a) $Atropelamento = 0,57 \cdot \exp(1,16 \cdot Cota\acute{A}gua)$
 $R^2 = 0,87$

b) $Atropelamentos = 7,20 \cdot \exp(0,58 \cdot Cota\acute{A}gua)$
 $R^2 = 0,72$

A análise para períodos de cheias posteriores ao ano de 2002 ficou prejudicada em função do grande número de falhas encontradas na série, principalmente nos anos de 2004 e 2005.

A partir dos gráficos apresentados na Figura D. 3, pode-se inferir que, aparentemente, até a cota 3 m no nível da água, existe uma linearidade entre o número de animais atropelados e o nível da água no Banhado do Taim. No entanto, quando o nível da água ultrapassa esse valor, há evidências de um aumento exponencial no número de animais atropelados, conforme assinalado.

A eficácia do sistema de proteção à fauna também pode ser verificada por meio desses dois ajustes. Por exemplo, analisando a cota do nível da água de 3,5 m, percebe-se que para o cenário anterior à implantação do sistema de proteção à fauna o total de atropelamentos no mês seria de aproximadamente 60 animais, enquanto que para o cenário posterior, o atropelamento seria de aproximadamente 30 animais, ou seja, metade dos animais que seriam atropelados se não houvesse sistema de proteção à fauna.

A série de monitoramento também permitiu identificar os locais (quilômetros ao longo da BR 471) mais críticos, sob o ponto de vista de número de animais atropelados. Na Figura D. 4 são apresentadas as freqüências dos atropelamentos nos quilômetros da BR 471, marginais à ESEC-Taim, sentido Rio Grande - Santa Vitória do Palmar.

É possível identificar que entre os quilômetros 496 e 505 ocorre a maioria dos atropelamentos. É justamente entre esses quilômetros que parte da cerca de proteção à fauna foi perdida. Esse gráfico também chama atenção ao fato de que no quilômetro 500 ocorrem os maiores atropelamentos, pois foi justamente nesse trecho que na ocasião da implantação do sistema de proteção à fauna foi instalado um controlador de velocidade (pardal atualmente desativado). No interior do Banhado do Taim, é exatamente na adjacência desse km de rodovia que estão localizados dois pontais mais elevados em forma de arco, que são amplamente freqüentados pelas capivaras (é possível identificar esses pontais na Figura 4. 12).

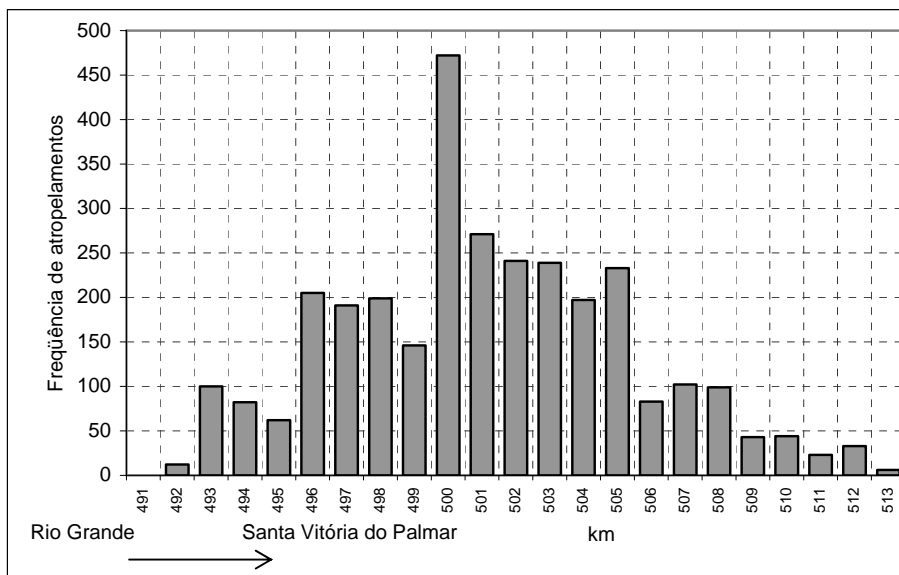


Figura D. 4 – Frequências de atropelamentos ao longo da BR 471

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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