

### **3.38. Programa De Monitoramento De Quelônios**

#### **3.38.1. Apresentação**

A presente proposta se baseia na instrução ao proponente para a Proposta Técnico-Comercial cujo objeto trata do desenvolvimento e execução do Programa de Monitoramento de Quelônios das áreas de influência direta e indireta do futuro reservatório da UHE Estreito (TO/MA).

#### **3.38.2. Responsabilidade Técnica**

- ***Nelson Jorge da Silva Jr. – Ph.D.***

Licenciado em Biologia (UCG) - CRBio 13627-4

Bacharel em Biomedicina (UCG) - CRBM 0015-4

Doutor em Zoologia (Brigham Young University – USA)

**Cadastro Técnico Federal (CTF)** do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) – **Nº 249927**

**Anotação de Responsabilidade Técnica (ART)** – fornecida pelo órgão da classe (Conselho Regional de Biologia – CRBio) quando da contratação de um serviço. A solicitação deve, obrigatoriamente, conter o nome, CNPJ, endereço e responsável pela empresa contratante e sua assinatura, certificando do contrato de serviço. Da parte do biólogo, deve estar incluído o projeto na íntegra, com as devidas autorizações ambientais. O CRBio então avalia a solicitação com um número de cadastro.

- ***Rafael Silveira Ribeiro***

Bacharel em Medicina Veterinária (UFG) - CRMV- GO 3643

**Cadastro Técnico Federal (CTF)** do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) – **Nº 300211**

**Anotação de Responsabilidade Técnica (ART)** – fornecida pelo órgão da classe (Conselho Regional Medicina Veterinária – CRMV) quando da contratação de um

serviço. A solicitação deve, obrigatoriamente, conter o nome, CNPJ, endereço e responsável pela empresa contratante e sua assinatura, certificando do contrato de serviço. Da parte do Médico Veterinário, deve estar incluído o projeto na íntegra, com as devidas autorizações ambientais. O CRMV então atesta a homologação do número da solicitação e o inclui em seus arquivos gerais e no arquivo pessoal do profissional.

### **3.38.3. Introdução**

O desenvolvimento sócio-econômico é desejável pela sociedade e a produção de energia elétrica é um requisito crucial para esse desenvolvimento (Alho *et al.*, 2000), porém, a este requisito básico encontram-se associadas severas modificações ambientais, responsáveis, por conseguinte, em tornar a proteção da biodiversidade e a conquista de novos espaços pelo homem um conflito gerador de amplos debates.

A construção de usinas hidrelétricas, por exemplo, implica na destruição, parcial ou total, do habitat atingido, originando um novo ambiente, causando alterações nas condições da água, solo e paisagem, e promovendo conseqüências imprevisíveis à fauna e flora (Müller, 1995).

Partindo do pressuposto de que o conhecimento precede a preservação, a compreensão da diversidade faunística de uma dada região configura um pré-requisito para a nossa capacidade de avaliar, prever e, espera-se, amenizar as conseqüências decorrentes das modificações humanas provocadas com vistas ao desenvolvimento. A análise dos parâmetros determinantes das mudanças populacionais e dos padrões distribucionais da fauna local é de fundamental importância para que se possa mitigar ou minimizar os impactos ambientais e para implementação e suporte de uma política de conservação da fauna em áreas sujeitas a bruscas alterações ambientais.

Neste sentido os quelônios, cujo ciclo reprodutivo é acionado pela alternância entre cheia e seca dos rios, são particularmente sensíveis ao barramento dos rios para a construção de hidrelétricas (Vanzolini, 2003). Ainda segundo o autor, é possível assistir a reprodução destes animais de forma que sejam mitigados os impactos ambientais, mas esta assistência deve ser embasada em dados ecologicamente consolidados.

A coleta sistemática de informações básicas sobre a estrutura das comunidades de quelônios da área de estudo, seu estado atual de sucesso reprodutivo, a determinação das pressões ecológicas atuais e a análise criteriosa destes dados nos dará a base

sólida necessária à construção dos cenários para esta espécie e das medidas necessárias para a amortização dos efeitos da construção da Hidrelétrica de Estreito sobre a população destes animais.

#### **3.38.4. Justificativa**

Em função dos diversos barramentos existentes no rio Tocantins, a livre movimentação das populações remanescentes de quelônios torna-se cada vez mais fragmentada. Para a contribuição do fluxo gênico e conseqüente manutenção da diversidade das espécies, torna-se necessário estudar os grupos presentes na área de influência do Aproveitamento Hidrelétrico de Estreito para sugerir e estabelecer medidas de proteção e manejo para contribuir na conservação adequadas das espécies potenciais ocorrentes, somando-se a este fato, têm-se que, de uma forma geral os quelônios são bastante arredios à presença humana e à ocupação de seus sítios de desova. Os conhecimentos de manejo indicam que a proteção das áreas de nidificação e o controle das atividades predatórias são as formas que melhor se ajustam para obter um incremento no número de indivíduos em desova e por consequência na produção de proles viáveis. As experiências do Projeto Quelônios da Amazônia, coordenado pelo IBAMA em diversos rios da região, com uso de práticas continuadas de proteção e manejo dos sítios reprodutivos, têm alcançado incrementos significativos de desova e produção de filhotes.

#### **3.38.5. Objetivos**

- Inventariar, baseados em dados secundários (bibliografia especializada, vestígios e relatos) e primários (viagens de campo cobrindo toda a área de influência do empreendimento) as espécies de quelônios de possível ocorrência e confirmar sua presença na área de estudo, bem como os locais de possível desova das espécies;
- Monitorar, identificar qualitativa e quantitativamente as populações de quelônios bem como procurar determinar o padrão de movimentação destas populações e acompanhar parâmetros de sucesso reprodutivo e sanitário dos indivíduos capturados na área de estudo;

- Identificar os locais e praias com ocorrência de desova das espécies que utilizam as áreas marginais e de ilhas para nidificação para efetuar o manejo através de procedimentos de proteção, relocação e transplante dos ninhos ameaçados de predação, natural ou humana, ou em locais de possíveis alagamentos, pisoteio do gado e/ou de diferentes formas de usos das praias;
- Elaborar, baseando-se nos dados obtidos, um diagnóstico sobre as populações de quelônios bem como o prognóstico com as possíveis alterações e impactos que estas populações sofrerão com a implantação do empreendimento;
- Determinar medidas de amortização dos impactos sofridos pelos animais e pelo homem, no caso de ser comprovada a utilização destas populações como fonte de alimento ou subsistência;

#### **3.38.6. Público Alvo**

- Instituições de Pesquisa, Universidades e outras instituições de ensino.
- Órgãos governamentais.
- Organizações não governamentais, órgãos de classe, fundações e
- representações setoriais.
- Comunidades locais.
- Sociedade rural.
- Produtores de base familiar.

#### **3.38.7. Metas**

- I. Complementar o inventário faunístico inicial realizado na complementação do EIA (CNEC, 2004), contemplando os quelônios. Serão computados os números médios de espécimes e curvas amostrais entre campanhas e estações distintas.

- II. Compor um banco de dados informatizado contendo todas as informações geradas.
- III. Emitir Relatórios Técnicos Finais Consolidados – contendo:
  - a) Estudos populacionais demonstrando a eficiência amostral e resultados do processo de captura-marcação-recaptura.
  - b) Avaliação do sucesso das translocações dos ninhos e de técnicas de monitoramento de incubação dos ninhos transplantados durante as várias etapas do programa.
  - c) Documentação dos processos de dispersão e sucessão ecológica.
  - d) Análises estatísticas em acordo com a IN 146/07.
  - e) Tamanho de Populações – como uma avaliação indireta e altamente relacionada com os resultados das atividades de coleta, manejo, marcação e soltura.

### **3.38.8. Descrição Do Programa E Procedimento Metodológico**

A) *Inventariamento e monitoramento* - a metodologia de trabalho prevê a observação de indivíduos diretamente, em transectos realizados com a utilização de barcos e dotados de binóculos, e em encontros fortuitos a qualquer tempo quando dentro do período proposto para as campanhas. Será ainda realizada a observação e determinação de pontos de potencial desova, com o devido georreferenciamento, os quais serão monitorados constantemente, com o intuito de identificar animais em desova e marcá-los para monitoramento futuro, se for o caso. Serão feitas capturas com anzóis sem farpas, iscados com frutas, para a marcação de uma parte da população além de coleta de material para determinação do estado sanitário da população. As marcações serão realizadas com fios de sutura em *nylon* com contas de plástico colorido que representarão um número individual para cada animal. Animais profundamente debilitados e/ou injuriados, poderão ser eutanasiados e o material deverá ser enviado para coleções científicas de referência.

B) *Manejo* – a proposição de manejo dos quelônios das áreas de influência direta e indireta do AHE Estreito é baseada em três ações a serem realizadas individualmente, mas que, em sua análise integrada permitirá a visualização do cenário presente e futuro das populações animais e humanas regionais e sua interação:

- a. *Sucesso de reprodutivo* – serão monitoradas as praias de possível desova de quelônios. Neste sentido, durante a época de reprodução destes animais, as praias pré-determinadas deverão ser protegidas pelos órgãos ambientais (por meio de solicitação), a fim de se evitar o trânsito de pessoas nestas praias, visto que as tartarugas são animais bastante arredios e podem deixar de realizar a postura se as condições não forem adequadas. Dentre as praias pré-selecionadas, serão separadas três ou quatro que servirão como centros de incubação, para onde serão transportados os ninhos encontrados dentro da área de influencia, otimizando e concentrando o esforço de proteção dos ovos. Ribeirinhos serão treinados e contratados para realizarem o monitoramento e o transplante dos ninhos encontrados para as praias que serão eleitas como os centros de eclosão. Os ninhos serão numerados e marcados e seus dados anotados para que, no momento de nascimento dos filhotes, ter-se-á as relações entre quantidade de ovos e de nascidos, machos e fêmeas e peso ao nascer destes indivíduos. Estes filhotes serão encaminhados para a soltura ou projetos, de acordo com a indicação a ser dada pelo órgão ambiental competente;
- b. *Sanidade e dieta* – quando houver captura efetiva de animais, será feita a coleta de sangue, fezes e, quando possível, de conteúdo estomacal, a fim de se determinar o estado sanitário destes animais *a priori* e *a posteriori* da implementação do empreendimento. Além disso, o conteúdo estomacal fornecerá dados importantes sobre a composição da dieta regional destes animais, em dados que podem inclusive fazer parte de um futuro manejo de espécies vegetais do entorno do reservatório, assegurando que estes itens alimentares estarão presentes, mitigando um dos impactos do enchimento do reservatório;

- c. *Tecnologia de produção de tracajás* – caso venha a ser comprovada a utilização de quelônios como item alimentar das populações ribeirinhas, a implantação de um projeto piloto de produção consorciada de tracajás e de peixes nacionais da bacia hidrográfica do Araguaia-Tocantins, em tanques-rede poderá diminuir o efeito da pressão de caça existente e evitar que esta, concomitante ao enchimento do reservatório deplecione gravemente os estoques de quelônios na região, gerando sérias conseqüências sociais e de saúde pública para as famílias afetadas. Além disso, o projeto servirá como laboratório de educação ambiental e de suporte a outros projetos como o de conscientização da população e cursos profissionalizantes, tudo isso fornecendo uma fonte de alimento proteico relativamente barata à população.

### **Escolha Das Áreas Amostras**

As áreas para estudos faunísticos de um modo geral, devem estar localizadas na área de influência direta e indireta do empreendimento. No caso específico dos quelônios, esta área amostral deverá ser inteiramente percorrida, identificando-se as áreas que têm potencial para a desova dos quelonios, além da realização de transectos e de coletas efetivas, em pontos de presumida concentração de animais (*hot spots*) em toda a extensão da área de influência direta e indireta. Em geral, deve-se tentar iniciar os estudos pelas áreas já trabalhadas durante os levantamentos preliminares do Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (CNEC, 2004).

### **Estratégia Amostral**

Como uma forma de se otimizar as equipes de trabalho, sugerem-se campanhas de campo unificadas com as campanhas do Programa de Monitoramento da Fauna Terrestre, com duração mínima de 8 (dias) dias de trabalho por campanha (neste caso, as áreas potenciais para a desova dos quelonios serão determinadas concomitantemente com a realização dos transectos para avistamento, e as coletas efetivas ocorrerão após a realização do transecto proposto), respeitando-se o ciclo hidrológico da região (seca e chuva), bem como o período reprodutivo das espécies em estudo.

As viagens de campo referentes aos quelônios devem contemplar o período pré-desova, estimada para meados de maio e se estender até, pelo menos a metade do período chuvoso do ano seguinte. O início dos trabalhos fora deste período poderá fazer com que a demanda de tempo para a conclusão dos diagnósticos se estenda até o fechamento completo do ciclo de reprodução e desova do ano subsequente. No caso da tartaruga-da-Amazônia, este procedimento se torna especialmente necessário, visto que estes animais não costumam sair da água a não ser em situações de reprodução, tornando difícil seu monitoramento em outras épocas do ano. Assim, durante o período de desova, ribeirinhos treinados pela equipe técnica acompanharão, em período integral, a movimentação para a desova dos animais nos locais pré-determinados pelo levantamento. Esta opção de plano de trabalho visa a inclusão de pessoas da comunidade nos projetos ambientais, bem como a desoneração dos gastos com deslocamento de pessoal de outras áreas para a execução dos serviços de monitoramento das praias.

As campanhas regulares serão realizadas de quatro em quatro meses, a partir da obtenção da licença. Durante o período reprodutivo dos quelônios, que ocorre entre junho e novembro, serão realizados os trabalhos de monitoramento das praias e ninhos.

### **Coleta De Tecidos**

A obtenção dos tecidos de animais vivos (biópsia) poderá ser feita desde que solicitada pelas instituições interessadas e municiadas com as licenças de pesquisa específicas.

### **Banco De Dados**

Todas as informações geradas deverão um banco de dados informatizado, que poderá ser desenvolvido através do software Microsoft Access ou outro similar. E disponibilizado ao empreendedor e de fácil acesso aos órgãos ambientais.



## Recursos Humanos

CATEGORIA	QUANTIDADE
Biólogo Sênior	1
Biólogo Júnior	4
Médico Veterinário	1
Barqueiro	2
Ajudante	2
Ribeirinhos	8
<b>TOTAL</b>	<b>17</b>

### 3.38.9. Logística

A logística do PMQ seguirá aquela proposta pelo Programa de Monitoramento da Fauna Terrestre – PMFT que determina que deverá ser estruturado um acampamento-base, de onde as atividades serão coordenadas, consistindo de uma estrutura física que atenda as demandas dos trabalhos, bem como o transporte necessário.

### 3.38.10. Envio, Marcação E Soltura

Todos os animais capturados deverão ser marcados com chapa de alumínio, numerada e fixada por meio de rebites em seu casco, sem prejuízo para a saúde do indivíduo. Esta placa servirá para identificar o animal em coletas futuras e comparar dados de biometria e deslocamento. A intenção de todo o processo de coleta é a de manter a integridade dos animais, com o menor número de perdas possível, no entanto, a ocorrência de óbitos é, eventualmente, inevitável. Nestes casos isolados, os espécimes deverão ser devidamente preparados e encaminhados a uma instituição com coleções zoológicas reconhecidas. Nesse caso, são indicados o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), o Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília (UnB), e o Centro de Estudos e

Pesquisas Biológicas (CEPB) da Universidade Católica de Goiás (UCG), a serem previamente contactados.

### **3.38.11. Análise De Dados**

#### **a) Descrição geral dos dados**

Para o total dos dados obtidos, será realizada uma descrição básica. Inicialmente, será estabelecida uma lista detalhada das espécies encontradas e de possível ocorrência, destacando-se, se necessário, a presença de espécies ameaçadas de extinção, em diferentes listas oficiais (IBAMA, IUCN, CITES).

Em termos quantitativos, essa descrição incluirá também o número total de espécies amostradas, sua frequência relativa (em relação à abundância total), e constância ao longo do tempo ou espaço (ver também item **f**, sobre “raridade”). Serão obtidas curvas de distribuição espécie-abundância (“Whittaker plot”) e ajustados os modelos apropriados (log-series, log-normal, “broken-stick”, etc - ver Magurran, 2004 – quando aplicáveis devido ao número de espécies ser bastante restrito). Todas essas descrições iniciais dos dados podem ser então relacionadas às variações no esforço amostral.

Ao longo das coletas, serão estabelecidas curvas de acumulação das espécies, sendo modelada a sua assíntota (i.e., estabilização esperada). Assim, por se tratar de um grupo com número de espécies restrito, as abundâncias podem ser simplesmente padronizadas pelo esforço amostral, através de medidas de captura-por-unidade de esforço (CPUE) (Krebs, 1998).

Para este grupo, também serão utilizadas técnicas de captura-recaptura serão aplicadas (ver “Marcação e Soltura”), a fim de obter estimativas de abundância absoluta (censos). Os intervalos de coleta estão definidos dentro das propostas do Programa de Monitoramento da Fauna Terrestre - PMFT. Em função desses intervalos, as populações não podem ser consideradas como `fechadas` (i.e., N constante), sendo aplicados assim métodos como o de Joly-Seber (Krebs, 1998) ou métodos análogos que levem em consideração inclusive a emigração potencial entre áreas dentro e fora da região de influencia direta do reservatório.

Todas as atividades de obtenção de dados serão detalhadamente documentadas com fotografia em meio digital, de modo a garantir um testemunho temporal. Essa documentação será importante para subsidiar os relatórios a serem apresentados.

Para as análises descritas a seguir, os itens **b-f** se aplicam principalmente à Etapa 1 (monitoramento pré-enchimento), enquanto as análises descritas em **g-h** se aplicam à Etapa 2 (monitoramento Pós-Enchimento). O item **i** descreve os principais programas (aplicativos computacionais) a serem utilizados na análise dos dados.

### **b) Padrões de diversidade**

A riqueza de espécies será estimada em princípio por índices não-paramétricos (Magurran, 2004), tais como o índice de Chao, dado por

$$S_{\text{CHAO}} = S + (F_1^2 / 2F_2)$$

Onde S é o número observado de espécies na unidade amostral definida, enquanto que  $F_1$  e  $F_2$  são os números de espécies representados por 1 e 2 indivíduos somente, respectivamente. Um segundo índice de Chao será obtido substituindo-se os valores de  $F_1$  e  $F_2$  por  $Q_1$  e  $Q_2$ , que são o número de espécies que ocorrem em 1 ou 2 amostras, respectivamente. Além disso, vários outros índices similares estão disponíveis (ver Magurran, 2004, pgs. 87-90), e poderão ser facilmente aplicados para comparações e para uma avaliação da robustez das estimativas.

Para dados quantitativos e/ou semi-quantitativos, de abundância relativa, serão calculados também os índices de Shannon (H) e Simpson (D), bem com suas respectivas equidades (E), dados respectivamente por

$$H = - \sum p_i \log(p_i)$$

e

$$D = \frac{1}{\sum [(n_i (n_i - 1) / N(N - 1))]}$$

Onde  $p_i$  é a frequência da i-ésima espécie,  $n_i$  é o número de indivíduos da i-ésima espécie, S é o número total (observado) de espécies e N é o número total de indivíduos amostrados. As duas equidades (Shannon e Simpson) são dadas, respectivamente, por

$$E_H = H / \ln(S)$$

e

$$E_{1/D} = [(1/D) / S]$$

Os parâmetros das curvas de distribuição espécie-abundância (ver item **a**) também são freqüentemente utilizados como indicadores de diversidade, e serão comparados aos índices de Shannon e Simpson.

### **c) Diversidade $\beta$ e Regionalização**

Inicialmente, a diversidade  $\beta$ , que permite avaliar a magnitude da diferença na diversidade ao longo do tempo ou do espaço, comparando-se diferentes unidades amostrais, será avaliada através do índice de Harrison *et al.* (1992), que modifica o índice clássico de R. Whittaker de 1960, e é dado por

$$\beta = \{[(S/S_L) - 1] / (N-1)\} * 100$$

Onde S é o número total de espécies na região (ou em unidade qualquer de referencia para a comparação), enquanto que  $S_L$  é o número médio de espécies em uma amostra (nos local ou nos tempos).

As matrizes de dados ( $k$  unidades amostrais  $\times$   $p$  espécies), expressas de forma quantitativa (freqüência relativa) ou através de dados de presença-ausência (0/1), serão utilizadas a fim de estabelecer padrões de variação no espaço ou no tempo. Para tal, serão utilizadas técnicas de agrupamento (*cluster analysis*) e ordenação (ver Legendre & Legendre, 1998, para uma revisão), dependendo do tipo de dado obtido. Essas técnicas permitirão comparar tanto unidades amostrais dentro do próprio reservatório (comparando-se diferentes campanhas), quanto comparar toda a região estudada com outras já previamente estudadas, utilizando dados disponíveis na literatura, definido diferentes regiões a serem analisadas ou ecologicamente compreendidas. Essas análises serão realizadas para o total dos dados e/ou para o grupos.

As análises de agrupamento objetivam de um modo geral propor um esquema hierárquico de classificação entre as amostras (amostras no tempo ou regiões no

espaço), expresso na forma de um dendrograma, capturando assim padrões nas comunidades que poderiam ser explicados por diferentes processos ecológicos. O passo inicial nessas análises é obter uma matriz quadrada e simétrica de semelhança entre as amostras no tempo ou regiões no espaço, utilizando diferentes tipos possíveis de coeficientes. Os coeficientes de diversidade  $\beta$  já descritos podem ser utilizados para tal, embora seja mais freqüente utilizar para avaliar esses padrões espaço-temporais diferentes índices de similaridade/dissimilaridade. Para dados binários de presença-ausência, o mais freqüente é utilizar o índice de Jaccard (J), calculado para pares de unidades amostrais, que é dado por

$$J = a / (a + b + c)$$

Onde  $a$  é o número de espécies comuns às duas unidades comparadas, enquanto  $b$  e  $c$  referem-se ao número de espécies únicas a cada uma das duas áreas. Para dados de abundância, uma é comum utilizar o índice de Morisita, usualmente após transformação logarítmica (ou  $\ln[X + 1]$ ) dos dados de abundância ou freqüência relativa. Vários outros coeficientes existem e podem ser mais adequados a diferentes tipos de dados, mas a idéia geral é gerar uma matriz quadrada  $Q$  a ser preenchida com valores pareados obtidos utilizados esses índices, tais como Jaccard e/ou Morisita.

A partir da matriz quadrada  $Q$ , existem por sua vez vários algoritmos diferentes para gerar uma estrutura hierárquica de semelhança (representada por um dendrograma). O mais comum é aplicar técnicas seqüenciais baseadas em agregação média, dentre as quais o UPGMA (*Unweighted Pair-Group Method using arithmetic Averages*) é uma das mais frequentemente aplicadas. Esse método maximiza a representatividade da matriz  $Q$  a partir do dendrograma obtido, que pode ser avaliada a partir da correlação entre a similaridade no dendrograma e na matriz original (correlação cofenética)

As técnicas de ordenação, ao contrário do agrupamento, permitem avaliar o padrão de semelhança entre as amostras em um espaço 'contínuo', onde as  $p$  dimensões da matriz original (usualmente as  $p$  espécies) são reduzidas a um número menor de dimensões que permite uma visualização das relações, condensando ao máximo a informação existente na matriz original.

Para dados quantitativos e lineares (i.e., dados ambientais, por exemplo), a técnica mais utilizada é a Análise de Componentes Principais (ACP), enquanto que dados de abundância são avaliados a partir de Análises de Correspondência, normalmente 'distendenciadas' (detrended) (CA ou DCA). Por outro lado, dados binários (presença-ausência) são melhor avaliados através de técnicas de ordenação que partem da matriz **Q** de similaridade previamente descritas (chamadas assim de ordenações **Q**), das quais a mais eficiente é o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). Essa técnica usa um procedimento de otimização a fim de alocar da melhor forma possível as amostras em um espaço com  $k$  dimensões (reduzidas). Essa otimização é feita de forma iterativa, comparando-se em cada etapa a similaridade entre as amostras no espaço  $m$ -dimensional com a similaridade original obtida a partir da matriz **Q**, utilizando os chamados coeficientes de 'stress'. Normalmente a visualização é realizada em sistema com  $m = 2$  ou  $m = 3$ , dependendo dos valores de 'stress' obtidos (valores menores do que 0.1 são considerados indicadores de boa representação de **Q**). Além disso, o NMDS pode ser 'inicializado' utilizando-se uma configuração inicial de referência, que pode ser o padrão espaço-temporal das amostras (assumindo-se que ele é importante na estruturação dos dados) ou, mais frequentemente, os resultados de outras técnicas de ordenação menos eficientes (como o PCA ou a análise em modo 'Q' equivalente, a análise de coordenadas principais, PCORD).

A comparação dos padrões de agrupamento e ordenação de dos quelônios, comparados aos outros grupos de organismos pode fornecer evidência de processos ecológicos em escalas espaciais e temporais mais amplas que explicariam a coincidência dos padrões de similaridade. Ao mesmo tempo, é possível utilizar essas comparações (associadas a outros critérios mais operacionais e logísticos) para estabelecer grupos mais eficientes como bioindicadores. Uma maneira eficiente de realizar essas comparações é através do teste de Mantel (ver a seguir), comparando-se as matrizes **Q** obtidas com os dados dos diferentes grupos de organismos.

#### **d) Correlações entre similaridade e variação ambiental no tempo e no espaço**

A matriz **Q** de similaridade entre unidades amostrais, no espaço ou no tempo, pode ser explicada por variações ambientais, ou pela distância geográfica ou temporal entre estas. A fim de explicar a variação em **Q**, a caracterização ambiental de cada unidade

amostral será codificada numericamente e utilizada para definir uma matrix **A**, contendo a similaridade entre as amostras com base em dados ambientais. As matrizes **Q** e **A** podem então ser comparadas pelo teste Z de Mantel, dado por

$$Z = \sum_i \sum_j Q_{ij} A_{ij}$$

Onde  $Q_{ij}$  e  $A_{ij}$  são os elementos das matrizes **Q** e **A** a serem comparadas. O valor de Z é adimensional, e depende do tamanho das matrizes e da escala dos números utilizados para expressar a similaridade. Assim, a significância da relação entre **Q** e **A** deve ser testada por aleatorização (Manly, 1997), no qual os valores em uma das matrizes são aleatorizados e o valor de Z é recalculado um grande número de vezes (i.e., 5.000). O valor de Z observado é então comparado aos valores aleatórios, permitindo calcular a probabilidade de erro Tipo I.

De fato, o Z de Mantel é uma expressão não-padronizada da correlação de Pearson entre os elementos de **Q** e **A**, cuja interpretação é simples e direta, tanto em termos de direção (correlações positivas e negativas) e magnitude (variando entre -1 e +1). Assim, o Z de Mantel é uma forma de testar a correlação entre as matrizes.

#### e) Padrões espaciais

Para dados com distribuição espacial mais contínua, obtidos ao longo do reservatório, será possível realizar análises mais detalhadas, utilizando técnicas de autocorrelação espacial para avaliar padrões espaciais na abundância total de indivíduos (ver Legendre & Legendre, 1998; Fortin & Dale, 2005). Em primeiro lugar, será calculado o índice I de Moran, que é dado por

$$I = \left( \frac{k}{W} \right) \left[ \frac{\sum_i \sum_j (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})w_{ij}}{\sum_i (y_i - \bar{y})^2} \right]$$

onde  $k$  é o número total de unidades amostrais no espaço,  $y_i$  e  $y_j$  são os valores da variável mensurada no espaço (neste caso específico, por ser o objeto um grupo de numero de espécies restrito, a variável utilizada será apenas a abundância), nas unidades  $i$  and  $j$ ,  $\bar{y}$  é a média de  $y$ ,  $w_{ij}$  é um elemento da matriz **W**, que define a

relação espacial entre as unidades amostrais, e  $W$  é o número de conexões (ligações) na matriz  $W$ .

O índice  $I$  de Moran tende a variar entre  $+1$  e  $-1$ , de forma análoga a uma correlação linear, e permite avaliar se unidades amostrais próximas no espaço são totalmente semelhantes ( $+1$ ) ou diferentes ( $-1$ ) para a variável analisada. Na realidade, para uma dada região, são calculados diversos índices  $I$  de Moran, cada um deles ligando unidades amostrais situadas em intervalos crescentes de distância geográfica. Isso permite avaliar o comportamento da autocorrelação com a distância geográfica, em gráficos denominados correlogramas espaciais.

Os correlogramas espaciais permitem descrever os padrões espaciais, permitindo em muitos casos inferir a existência de diferentes processos ecológicos que podem explicar a riqueza e a abundância em diferentes escalas espaciais. Sob um ponto de vista prático, o intercepto dos correlogramas (i.e., a distância geográfica na qual o índice  $I$  de Moran torna-se nulo) indica a área da “mancha” de variação espacial na variável estudada, e isso pode ser utilizado para definir uma distância mínima na qual amostras podem ser realizadas de forma a garantir independência estatística entre elas (para minimizar a redundância e aumentar a eficiência de um programa de monitoramento, por exemplo) (Diniz-Filho & Telles, 2002). Além disso, a detecção da autocorrelação espacial é importante porque ela tende a inflar a probabilidade de erro Tipo I nas análises estatísticas convencionais, como por exemplo na correlação entre riqueza de espécies e variação ambiental (Legendre & Legendre, 1998). Os correlogramas espaciais serão obtidos para os dados originais de riqueza, abundância e diversidade, bem como para os resíduos das regressões lineares múltiplas ordinárias (OLS) que serão realizadas a fim de modelar essas medidas em função da variação ambiental ao longo do reservatório.

Caso seja encontrada autocorrelação nos resíduos do modelo OLS de regressão múltipla, os resultados não são necessariamente válidos, sendo necessário utilizar técnicas para corrigir ou incorporar esses padrões espaciais residuais nos modelos (ver Rangel *et al.*, 2006). Duas técnicas serão aplicadas: modelos autoregressivos simultâneos (SAR) e filtros espaciais baseados em autovalores, ou análise de coordenadas principais de matrizes de vizinhança (PCNM). Enquanto os modelos autoregressivos, como o SAR, incorporam um coeficiente de autoregressão (análogo



ao I de Moran, já descrito), na matriz de covariância entre os resíduos através de procedimentos de quadrados mínimos generalizados (GLS), os filtros do PCNM são novas variáveis matemáticas geradas a partir da auto-análise (autovalores e autovetores) de matrizes de conectividade ou distâncias geográficas, e que são incorporadas ao modelo OLS a fim de eliminar a autocorrelação nos resíduos.

#### **f) Raridade**

Conforme discutido por Gaston (1994), a raridade pode ser definida de diversas formas. De um modo geral, essas formas envolvem a análise comparativa de diferentes métricas. Em princípio, as espécies com frequência relativa baixa são consideradas raras, mas é difícil saber se isso é uma contingência “local” (resultante do processo de amostragem, ou de características ambientais peculiares do local, por exemplo), ou se reflete efetivamente uma característica da espécie. Assim, seria preciso considerar essa abundância relativa em múltiplas escalas espaciais, o que na prática apresenta uma série de dificuldades logísticas. Uma maneira indireta de resolver esse problema é adotar uma solução ‘macroecológica’ e avaliar o efeito da escala através da relação abundância local/distribuição geográfica.

Para este grupo de organismos (quelônios), serão avaliados os padrões de raridade através da forma da relação entre abundância local/regional relativa (i.e., para as diferentes unidades amostrais e para a região do reservatório) e da distribuição geográfica das espécies (definida a partir do banco de dados disponível no Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese (LETS) da Universidade Federal de Goiás (ver [www.ufg.br/lets](http://www.ufg.br/lets)). Essa relação entre abundância e distribuição geográfica tende, de um modo geral, a ser positiva (Gaston & Blackburn 2000), mas com ampla dispersão, o que permite categorizar as espécies em diferentes formas de raridade. Assim, as espécies serão classificadas em 4 grupos, obtidos a partir da divisão do espaço bi-dimensional abundância/distribuição em quatro quadrantes (com base na mediana das distribuições marginais):

- I. Espécies localmente abundantes, mas com distribuição geográfica restrita;
- II. Espécies localmente abundantes e com distribuição geográfica ampla;

- III. Espécies localmente pouco abundantes e com distribuição geográfica restrita;
- IV. Espécies localmente pouco abundantes e com ampla distribuição.

A conservação das espécies situadas em cada um desses quadrantes requer soluções e estratégias de manejo, e é uma etapa importante do processo de caracterização da situação ecológica de cada espécie. A princípio, as espécies situadas nos quadrantes II e IV estariam isentas de problemas, ou porque possuem abundâncias locais elevadas (II), o que diminui a chance de extinções por processos estocásticos, ou porque processos de dinâmica meta-populacional podem minimizar extinções em escala regional (IV). O pior cenário possui apresenta-se para as espécies no quadrante III, que seriam consideradas raras no sentido mais geral possível.

É possível relacionar a posição das espécies nos quadrantes definidos acima com as categorias de risco de extinção (ver item **a**), bem como a outros atributos ecológicos e de 'história-de-vida' das espécies, a fim de prever e explicar esses padrões de raridade.

#### **g) Análise de Séries Temporais**

A partir dos dados de abundância (relativa e absoluta), serão utilizados métodos de análise de séries temporais para avaliar tendências de aumento ou declínio nessas estimativas. Para tal, serão aplicados modelos lineares (ou linearizados) que permitam modelar a variação nessas métricas ao longo das campanhas. No caso, essas métricas ecológicas, definidas em **Y** em cada unidade de tempo, serão relacionadas ao tempo *t*, de modo que

$$Y = f(t)$$

No caso de um modelo linear, então

$$Y = XB + \epsilon$$

Onde  $\mathbf{X}$  é a matrix com preditores de  $\mathbf{Y}$ , e  $\mathbf{B}$  são os estimadores dos coeficientes parciais do modelo, enquanto que  $\boldsymbol{\epsilon}$  é vetor com os resíduos do modelo. Entretanto, é importante notar que, de forma análoga ao que ocorre na análise de padrões espaciais (ver item **e**), os resíduos do modelo podem não ser independentes, o que dificulta a detecção das tendências e o teste da significância estatística da relação entre o vetor  $\mathbf{Y}$  e qualquer outra variação em condições ambientais ao longo do tempo. Os correlogramas construídos utilizando-se os índices I de Moran, já descritos, podem ser também utilizados para avaliar os resíduos do modelo acima, e caso autocorrelações temporais sejam encontradas, modelos autoregressivos podem ser igualmente aplicados.

#### **h) Complementaridade e Seleção de Áreas para Monitoramento**

Entretanto, o monitoramento dos padrões de diversidade, abundância ou riqueza podem ser realizados em locais que sejam escolhidos a fim de otimizar diferentes critérios, tanto ecológicos-biológicos quanto logísticos. Esses métodos, embora sejam atualmente utilizados com frequência em trabalhos de seleção de áreas prioritárias para conservação (Williams *et al.*, 2004), ainda não foram utilizados para otimizar programas de melhoramento.

Métodos de planejamento sistemático para conservação têm sido implementados regularmente desde o início dos anos 90 (Margules & Pressey, 2000), principalmente em escalas regionais. Esses métodos estão normalmente baseados em um princípio de complementaridade, ou seja, diferentes amostras selecionadas devem ser ao máximo complementares no sentido de atingir um determinado objetivo de conservação. No caso, o problema a ser resolvido é encontrar o menor número de locais que maximiza o alcance de uma meta de conservação pré-estabelecida. Pergunta-se, por exemplo, qual o menor número de amostras que permite conservar pelo menos uma população (meta) de cada espécie (alvo) em uma dada região.

A fim de estabelecer uma hierarquia de prioridades para escolher uma dada localidade, ou seqüência de localidades, podem ser utilizadas soluções heurísticas simples, tais como escolher sequencialmente as áreas de maior riqueza de espécies que não tenham sido ainda incorporadas ao sistema de áreas. Embora essas soluções em geral forneçam resultados sub-ótimos em sistemas complexos (ou seja, não

conseguem estabelecer de fato o menor número de áreas, apenas um valor próximo a esse mínimo), elas possuem a vantagem da simplicidade e de fornecer uma solução seqüencial de prioridades, que pode ser utilizada durante a implementação do sistema.

Por outro lado, problemas mais complexos podem ser resolvidos através de métodos analíticos (soluções exatas) ou aproximações computacionais meta-heurísticas, estas últimas disponíveis em diversos softwares de distribuição livre, tais como o MARXAN, C-PLAN e o SITES, dentre outros. O módulo SSM do SITES, que se baseia em um método de 'simulated annealing' (Possingham *et al.*, 2000), será utilizado a fim de definir conjuntos mínimos de locais importantes para conservação sob um princípio de complementaridade, após o estabelecimento de alvos (espécies, ou outros dados bióticos) e metas de conservação. Serão realizadas pelo menos 100 rodadas para cada problema definido, cada uma delas com um total de 50.000.000 de iterações. O elevado número de iterações, associado a uma combinação pré-determinada de penalidades (por perda de alvos) e custos, minimiza a chance de que cada solução não seja ótima (ou bem próxima do ótimo, no caso de problemas complexos). A combinação dessas 100 múltiplas soluções fornece uma estimativa da 'insubstituibilidade' (*irreplaceability*) das localidades na região, dada pela frequência com que cada unidade amostral aparece nas 100 soluções.

A fim de aplicar os procedimentos proposto acima, é preciso inicialmente realizar uma amostragem intensa, na região do entorno do reservatório, após a finalização do enchimento, amostrando, o maior número possível de locais e/ou unidades amostrais, utilizando procedimentos de amostragem rápida da fauna, como o RAP ("Rapid Assessment Program" - ver [www.conservation.org.br/programas](http://www.conservation.org.br/programas)). Essa amostragem deve incluir também uma caracterização ambiental geral nos locais analisados, podendo ser subsidiada por dados de sensoriamento remoto (que forneceriam uma caracterização geral e inicial da variação ambiental na área).

O número de locais a serem monitorados, por questões operacionais, deve ser fixado "a priori", por questões operacionais e logísticas. Assim, serão monitorados 5 locais diferentes. Os procedimentos de otimização serão utilizados para escolher, dentre os diversos locais analisados na região do entorno do reservatório, quais os mais adequados, considerando diferentes metas a serem alcançadas. Além disso, o

procedimento de otimização permitira avaliar a eficiência relativa do programa de monitoramento, considerando as metas definidas.

Em um primeiro momento, pode-se estabelecer como meta encontrar qual o menor número de locais, definidos estrategicamente, seriam necessários para monitorar simultaneamente o maior número possível de indivíduos. As características ambientais e questões logísticas (por exemplo, custo de transporte e acesso a cada área) poderão ser então incorporadas ao modelo. Finalmente, o grupo (alvo a ser monitorado) pode ser ponderado por diversos critérios, especialmente dando maior peso (importância) a espécies ameaçadas de extinção ou consideradas raras (ver item **g**), por exemplo.

Na realidade, os mesmos procedimentos descritos acima podem ser utilizados para definir áreas prioritárias para preservação da biodiversidade na região do entorno do reservatório, auxiliando no planejamento regional.

#### **i) Aplicativos computacionais a serem utilizados**

- **SAM** (Spatial Analysis in Macroecology, 1.1) – Análises espaciais e de séries temporais, disponível em [www.ecoevol.ufg.br/sam](http://www.ecoevol.ufg.br/sam) (ver Rangel et al. 2006);
- **BiodiversityPRO** – modelos de distribuição espécie-abundância, diversidade, riqueza, ordenação e agrupamento (disponível em [http://www.sams.ac.uk/activities/downloads/bd\\_pro/success.html](http://www.sams.ac.uk/activities/downloads/bd_pro/success.html))
- **EstimateS** (by R. K. Colwell, disponível em <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>), para estimar índices de diversidade e riqueza;
- **Joly** (programas em QBASIC disponibilizados em Krebs 1998) – métodos de captura-recaptura;
- **SITES/SSM** – análises de complementaridade, disponível em [www.ecology.uq.edu.au/index](http://www.ecology.uq.edu.au/index) (ver Possingham et al. 2000);
- **NTSYS-Pc 1.5** (Numerical Taxonomy & Multivariate Analysis System) – análises multidimensionais e testes de Mantel (Exeter software) (licenciado no LETS-UFG)

- **SYSTAT 10.0** (ver [www.systat.com](http://www.systat.com)) – estatística geral, análise multidimensionais, gráficos (licenciado no LETS-UFG)

Alguns procedimentos, como o “bootstrap”, serão realizados em programas especialmente escritos para este trabalho, em Linguagem BASIC.

### **3.38.12. PRODUTOS**

- Relatórios Técnicos Parciais – contendo dados das campanhas com demonstrativos de coleta e manejo da fauna e cumprimento de condicionantes de licença do IBAMA;
- Relatório Técnico Final – contendo a compilação dos dados gerais de todas as campanhas realizadas e as análises de dados pertinentes ao grupo;

### 3.38.13. Cronograma

ETAPAS DE TRABALHO	Programa de Monitoramento e Manejo de Quelônios																								
	MESES																								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Solicitação de licenças específicas	█																								
Análise de Dados Secundários	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█
Coleta e Análise de Dados Primários		█				█				█				█				█				█			█
Consolidação de Relatório Parcial			█				█				█				█				█					█	
Consolidação do Relatório Final																									█

### 3.38.14. Bibliografia

- Ab'Saber, A. 2003. Os Domínios de Natureza no Brasil. Ateliê Editorial. São Paulo.
- Alho, C. J. R., P. N. Conceição, R. Constantino, T. Schlemmermeyer, C. Strussmann, L. A. S. Vasconcellos, D. M. M. Oliveira, e M. Schneider. 2000. Fauna Silvestre da Região do Rio Manso, MT. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Edições IBAMA, Centrais Elétricas do Norte do Brasil.
- CNEC. 2004. Estudo de Impacto Ambiental – UHE Estreito. Complementação – Relatório Final de Fauna.
- Diniz-Filho, J.A.F. & Telles, M.P.C. 2002. Spatial autocorrelation analysis and the identification of operational units for conservation in continuous populations. *Conservation Biology* 16: 924-935.
- Fortin, M.J. & Dale, M. 2005. *Spatial Ecology*. Cambridge University press, Cambridge.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, Londres.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell, London.
- Harrison, S., Ross, S. J. & Lawton, J. H. 1992. Beta diversity on geographical gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.
- Krebs, C. (1998). *Ecological Methodology*. 2<sup>nd</sup>. Ed. Harper & Row, London.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, London.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Manly, B. F. J. (1997). *Randomization, bootstrap, and Monte Carlo methods in Biology*. Chapman & Hall, London.
- Müller, A.C. 1995. Hidrelétricas, Meio Ambiente e Desenvolvimento. Makron Books, São Paulo. 412p
- Possingham H, Ball, I & Andelman, S. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson S & Burgman M (eds.). *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag, New York, pp. 291-306.



- Rangel, T. F. L. V. B., Diniz-Filho, J. A. F. & Bini, L. M. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 321-431.
- Vanzolini, P. E.. On clutch size and hatching success of the South American turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *P. unifilis* Troschel, 1848 (Testudines, Podocnemididae). 2003 *An. Acad. Bras. Ciênc.*, Rio de Janeiro, v. 75, n. 4, . Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0001-37652003000400002&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-37652003000400002&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 30 May 2007. Pré-publicação
- Williams, J.C., ReVelle, C.S. & Levin, S.A. 2004. Using mathematical optimization models to design nature reserves. *Front. Ecol. Environ.* 2(2): 98-105.