

Planícies de Inundação São Ecótonos?

Juan José Neiff¹

Resumo

As áreas úmidas foram definidas como *ecótonos terra-água* no hemisfério norte na década de 80 porque sua estrutura e funcionamento não são compreensíveis segundo os modelos de ecossistemas terrestres nem tão pouco como os modelos de lagos. No começo, a idéia foi aceita sem grandes críticas porque as áreas úmidas “não existiam”, na maioria das investigações limnológicas e ecológicas anteriores a 1980, em razão da dificuldade em seu estudo. Apesar do avanço do conhecimento nas últimas décadas, um dos temas centrais e mais polêmicos tem sido definir se esses sistemas são ou não ecótonos. Não é um problema semântico, mas, sim, essencial, que tem implicações quanto à delimitação do sistema, à análise dos fluxos biogeoquímicos, ao funcionamento e estabilidade, aos critérios de manejo, à norma legal e à estratégia de conservação a adotar. Nesta contribuição, discute-se se as planícies de inundação podem ser ou não ecótonos, se são zonas de transição entre terra e água e se são áreas de tensão entre ambos os sistemas. As planícies de inundação, especialmente nos grandes rios, compreendem mosaicos de ecossistemas que, globalmente, constituem um subsistema. As ilhas e o curso do rio constituem outros subsistemas independentes entre aqueles onde existe um fluxo de informação de forma predominantemente horizontal. Conclui-se que as várzeas são macroecossistemas que não têm características de transição entre os ecossistemas terrestres e os aquáticos. Dentro das planícies inundáveis podem existir localmente *ecótonos* (áreas intermediárias de tensão entre duas comunidades) e também *contínuos*, dependendo da gradação dos intercâmbios ambientais e, especialmente, do regime hidrológico. Finalmente, discute-se a necessidade de adotar procedimentos de análises adequados aos sistemas pulsáteis e de ajustar o problema da coleta de amostras à variabilidade das várzeas e ao emprego de técnicas.

Palavras-chave: ecótonos, planícies de inundação, rios, áreas úmidas, várzeas, transição, América do Sul.

Abstract

As áreas úmidas foram definidas como *ecótonos terra-água* no hemisfério norte na década de 80 porque sua estrutura e funcionamento não são compreensíveis segundo os modelos de ecossistemas terrestres nem tão pouco como os modelos de lagos. No começo, a idéia foi aceita sem grandes críticas porque as áreas úmidas “não existiam”, na maioria das investigações limnológicas e ecológicas anteriores a 1980, em razão da dificuldade no seu estudo. Apesar do avanço do conhecimento nas últimas décadas, um dos temas centrais e mais polêmicos tem sido definir se esses sistemas são ou não ecótonos. Não é um problema semântico, mas, sim, essencial, que tem implicações quanto à delimitação do sistema, à análise dos fluxos biogeoquímicos, ao funcionamento e estabilidade, aos critérios de manejo, à norma legal e à estratégia de conservação

1. Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL) – CONICET, Casilla de Correo 222, (3400) Corrientes, Argentina, e-mail: neiff@arnet.com.ar – <http://ar.geocities.com./Mneiff/>

a adotar. Nesta contribuição, discute-se se as planícies de inundação podem ser ou não ecótonos, se são zonas de transição entre terra e água e se são áreas de tensão entre ambos os sistemas. As planícies de inundação, especialmente nos grandes rios, compreendem mosaicos de ecossistemas que, globalmente, constituem um subsistema. As ilhas e o curso do rio constituem outros subsistemas independentes entre aqueles onde existe um fluxo de informação de forma predominantemente horizontal. Conclui-se que as várzeas são macroecossistemas que não têm características de transição entre os ecossistemas terrestres e os aquáticos. Dentro das planícies inundáveis podem existir localmente *ecótonos* (áreas intermediárias de tensão entre duas comunidades) e também *contínuos*, dependendo da graduação dos intercâmbios ambientais e, especialmente, do regime hidrológico. Finalmente, discute-se a necessidade de adotar procedimentos de análises adequados aos sistemas pulsáteis e de ajustar o problema da coleta de amostras à variabilidade das várzeas e ao emprego de técnicas.

Palavras-chave: ecótonos, planícies de inundação, rios, áreas úmidas, várzeas, transição, América do Sul.

Introdução

Os ecólogos botânicos foram os primeiros a utilizar o termo ecótono. Posteriormente, a palavra foi usada em trabalhos ecológicos de índole diversa, sendo hoje de uso corrente, razão pela qual algumas pessoas a empregam num sentido amplo que não corresponde a seu significado original.

Ecotonia (por defeito: ECÓTONO) é uma palavra de origem grega, composta por “tonia, tono”, que significa “tensão”, e que com o prefixo “eco” significa *área ou zona de tensão*. É um termo criado por Clements (1905) para “uma associação de transição produzida por outras duas, por invasão mútua”.

A partir dessa definição – originada no estudo da vegetação terrestre – hoje é usada livremente, às vezes de maneira inapropriada, produzindo confusão a respeito do significado original.

A palavra ecótono tem sido utilizada para caracterizar sistemas estrutural e funcionalmente muito distintos daqueles chamados por Clements de ecótonos.

Com freqüência tem sido utilizada a palavra ecótono com um significado equivalente ao de “interfaces” em inglês, para designar, por exemplo, áreas de contato entre florestas e pastagens, ao conjunto imbricado entre o bentos e o plâncton (“ooze”) no fundo dos lagos, ou entre o heloplâncton (microfauna fitófila litoral) e o plâncton limnético, na maioria desses casos sem que sejam cumpridas as seguintes condições necessárias:

- Transição entre duas comunidades.
- Tensão entre ambas.

Ambas as condições não são fáceis de diferenciar, ainda que tenham significado distinto.

A transição entre duas ou mais comunidades (ou populações) implica a existência de uma área com valores intermediários para os parâmetros que caracterizam a estrutura desse conjunto de organismos (densidade, cobertura, volume).

Esse(s) estado(s) intermediários poderiam surgir como respostas dos organismos às mudanças espaciais e/ou temporais de cada local ou habitat, ou ser simplesmente consequência de um fator de dispersão tal como o fluxo de água, o vento ou outro agente que modifique o padrão espacial do conjunto.

A transição também poderia originar-se como consequência do contato de duas massas de água de procedência e qualidade distintas (como as confluências dos rios), sem que as mudanças na distribuição das populações se produzam por ações de competição entre dois ou mais conjuntos. Trata-se de uma ação externa às taxas de mudança das populações em contato.

Essas transições, em geral, são mais efêmeras, inteiramente dependentes das características físicas dos fluxos de ambas as massas. A transição origina-se de diferenças físicas e/ou químicas do habitat. Pode haver certa interferência (competição) entre as assembléias que integram a transição, mas é indireta, pelos recursos do habitat.

A TENSÃO implica reconhecer que ambas as comunidades/populações interferem umas sobre as outras (competição direta, sensu Odum, 1972) mediante alelopatia, com diferentes taxas de reprodução e de crescimento, tolerância e taxa de recuperação aos distúrbios, entre outros atributos que intervêm para configurar a preponderância de uma ou outra população (ou assembléias).

O resultado pode ser uma transição: modificação estrutural e funcional da assembléia na zona de contato. Os indicadores estruturais a medir são atributos qualitativos (integração específica, estrutura de idades) e quantitativos (tamanho dos indivíduos, densidade e tamanho populacional), ainda que as causas e as consequências das mudanças em ambos os casos sejam distintos.

A palavra ECÓTONO foi usada para fazer referência ou relação topográfica ou de posição, como uma transição entre dois sistemas bem diferentes (Gopal, 1994).

Daubenmire (1968) usou-a no sentido de *transição* e descreveu três tipos de ecótonos, segundo a maior ou menor gradação existente entre as comunidades vegetais:

- a) Quando há transição abrupta em resultado a uma descontinuidade.
- b) Quando há forte competição entre duas comunidades de plantas e origina-se abrupta transição entre as duas comunidades.
- c) Ecótonos estendidos, visto que tanto os fatores do meio como as mudanças entre as comunidades são muito graduais.

A partir da década de 80, utiliza-se o termo ecótono em sentido geográfico mais amplo, usualmente para definir sistemas de transição entre duas comunidades ou paisagens, isto é, limitando-se a somente uma das propriedades dos ecótonos.

MAB/SCOPE (Holland, 1988) redefiniu as áreas úmidas segundo o critério original de Clements para ecótonos:

“Zonas de transição entre sistemas ecológicos adjacentes, que têm um grupo de características unicamente de definidas por escalas de tempo e espaço por força das interações entre os ecossistemas adjacentes.”

Nos trabalhos posteriores de MAB/SCOPE (Naiman et al., 1989), apesar de assumir essa definição (essencialmente semelhante a de Clements), considera-se como condição necessária para reconhecer os ecótonos que sejam zonas de transição.

A maioria dos exemplos utilizados por Naiman et al. (1989) referem-se a “transições” que, na realidade, eram somente sistemas de estrutura intermediária, que nem sempre poderiam evoluir para um ou outro dos sistemas adjacentes como seria de se esperar numa verdadeira transição. Alguns autores utilizaram as palavras *transição*, *ecótono* e *área úmida* sem dar a devida importância às diferenças entre as três palavras (Gopal, 1994).

Mais recentemente, o caráter de transição das áreas úmidas foi fundamentado na existência de fluxos horizontais entre sistemas terrestres e aquáticos (Mc Arthur, 1989; Ward & Stanford, 1995; Ward et al., 1999).

Há algo mais do que uma questão semântica quando se denomina ECÓTONO a um local de área úmida. Significa que é uma área de tensão muito instável sem padrões próprios de variabilidade e cuja estrutura depende inteiramente das tensões que impõem duas comunidades adjacentes, que chamaremos de *A* e *B*. A proporção de espécies (populações), fisionomia, etc. no ecótono (que chamaremos de *E*) dependerá inteiramente da proporção de elementos e processos gerados em *A* e *B*, os quais, por sua vez, não são sistemas isolados, mas dependem de outros terrestres e aquáticos. Esta cadeia de interdependências, não é exclusiva das áreas úmidas (wetlands), pois ocorre em todos os ecossistemas da biosfera.

Da mesma forma, a biosfera tem zonas com vida, de características intermediárias com a massa gasosa que a rodeia. Um exemplo seria a assembléia de organismos vivos transportados em suspensão, como o aeroplâncton (micro-organismos, sementes, esporos e outros). Sem dúvida, apesar de essas zonas terem algumas características intermediárias entre ambos os meios, não são de transição nem resultam da tensão entre duas comunidades.

Por definição, os ecótonos (áreas de tensão) são muito pouco previsíveis. Os fluxos internos de informação entre seus elementos são menores que as taxas de mudança que impõem a interação entre *A* e *B*.

As áreas ocupadas por determinada planície de inundação são relativamente constantes no tempo e seu funcionamento é relativamente previsível, com grande ajuste aos pulsos hidrológicos, o que as diferencia da definição clássica de ecótonos utilizada por Clements. O pantanal, a planície de inundação do Paraná, o Iberá e outras grandes áreas úmidas na América do Sul não têm características de ecótonos, ou interfaces (Neiff et al., 1994; Neiff, 1996, 1999).

Definição e tipos de planícies inundáveis

Na maioria dos trabalhos ecológicos, as planícies fluviais são consideradas “sistemas de transição terra/água” (Holland, 1988; Naiman, 1989; Junk et al., 1989; Kolasa & Zalewski, 1995; Ward et al., 1999).

Sem dúvida, o curso do rio, suas ilhas, cursos secundários e planície de transbordamento formam subsistemas estrutural e funcionalmente dependentes do fluxo horizontal de água, que formam uma mesma unidade ecológica de funcionamento com o curso do rio.

“A planície de inundação ou várzea é uma faixa estreita por onde corre o rio, constituída por seus depósitos do canal e da inundação, permanente ou temporamente inundada pelo aporte fluvial. As áreas de formações mais antigas e os depósitos de tributários que são periodicamente alagados pelas águas não são considerados como parte da várzea” (Iriondo, 1992; Neiff et al., 1994).

Todas as planícies inundáveis são diferentes estrutural e funcionalmente, portanto é difícil realizar generalizações conceituais.

Muitos autores preocuparam-se em classificar as planícies inundáveis. Melton (1936) reconheceu três tipos:

1. Formadas por cursos meândricos, ocasionalmente inundadas, sem acumulação vertical de sedimentos.
2. Planícies cobertas. Tem sedimentos suspensos originados de sucessivos transbordamentos do rio. Tem vários canais. Em águas baixas, vê-se o modelado.
3. Planícies de rios entrelaçados (*braided*) formados por sedimentos de fundo arrastados pela força da água.

Welcomme (1992) classificou as planícies fluviais colocando ênfase no habitat dos peixes:

- Planícies laterais (grandes rios tropicais).
- Planícies centrais (deltas internos).
- Planícies de deltas (deltas costeiros).

Ao comparar as planícies de grandes rios com aquelas dos rios de montanha ou rios vortoriais (Neiff, 1996) que deram origem à maioria das contribuições sobre ecótonos, encontram-se as maiores diferenças.

Na planície, o movimento horizontal da água e “transversal” ao curso do rio tem maior importância porque diferenças hidrométricas de poucos centímetros determinam que superfícies de centenas de quilômetros estejam inundadas ou secas.

Esses fluxos horizontais entre os subsistemas mencionados (curso-ilhas-planície lateral) condicionam as produtividades das assembléias vegetais e processos associados (Carignan & Neif, 1992; Neiff et al., 2001).

Nas planícies de rios montanhosos, a fase de inundação é mais curta e é produzida com o fluxo torrencial, que é muito importante para interpretar a dispersão dos organismos e suas adaptações.

As planícies inundáveis são ecótonos?

Na porção final de rios de montanha, próxima a sua desembocadura, pode formar-se uma planície estreita, lateral ao curso, que tem sido identificada por muitos investigadores como ecótono, em razão de sua grande variabilidade estacional e interanual, o que determinaria áreas de tensão ocupadas por assembléias de organismos diferentes de ambientes terrestres e aquáticos.

Mas essas assembléias são semelhantes àquelas de ambientes terrestres e aquáticos adjacentes?

Geralmente não. Têm fisionomias e populações com estruturas e estratégias demográficas próprias, muito especializadas, que lhes permitem persistir no “ecótono” (Piedade et al., 1991; Neiff et al., 1994; Pompeo et al., 1999). O conjunto de espécies é diferente (frequência, densidade, estrutura etária), ainda que possam ser encontrados organismos das espécies de *A* e de *B*.

Como foi expressa, a definição de “ecótono terra-água” – ao menos no sentido de Clements – está mal empregada no caso das planícies inundáveis.

Evidentemente, o problema é complexo e não tem uma única resposta. Alguns elementos de análise são apresentados no organograma da Figura 1.

O rio coleta e transporta água (energia) e materiais (sedimentos, minerais dissolvidos, organismos, detritos) de terras firmes (que chamamos de *A*). A planície de inundação (que denominamos *E*) recebe e transforma esses materiais principalmente durante a potamofase (águas altas), e o curso do rio (que chamamos de *B*) recebe, transporta e redistribui a informação² gerada na parte superior da bacia e na planície (em *A* e *E*).

- O regime de variação dos fatores do meio deveria ter extremos que, dada a sua magnitude e duração, fossem tão fortes e contrastantes que superariam a capacidade dos organismos que vivem em *E* de sobreviver nesse local. Assim, seriam segregados (deslocados) por outros de *A* ou de *B*, melhor adaptados a tais casos extremos.

Essa nova situação seria igualmente efêmera visto que é recuperada *n* vezes por substituição dentro da(s) assembléia(s) que vive(m) em *E*.

- A recorrência³ na estrutura da(s) assembléia(s) de *E* é alta.
- A diversidade – α pode mudar pouco em valor absoluto ao longo do tempo, mas os elementos (espécies) que dão essa diversidade podem ser muito diferentes em função das substituições provenientes de *A* ou de *B*, que condicionariam a estrutura da assembléia em *E*.

2. Informação: nutrientes, sedimentos, sementes, ovos, organismos.

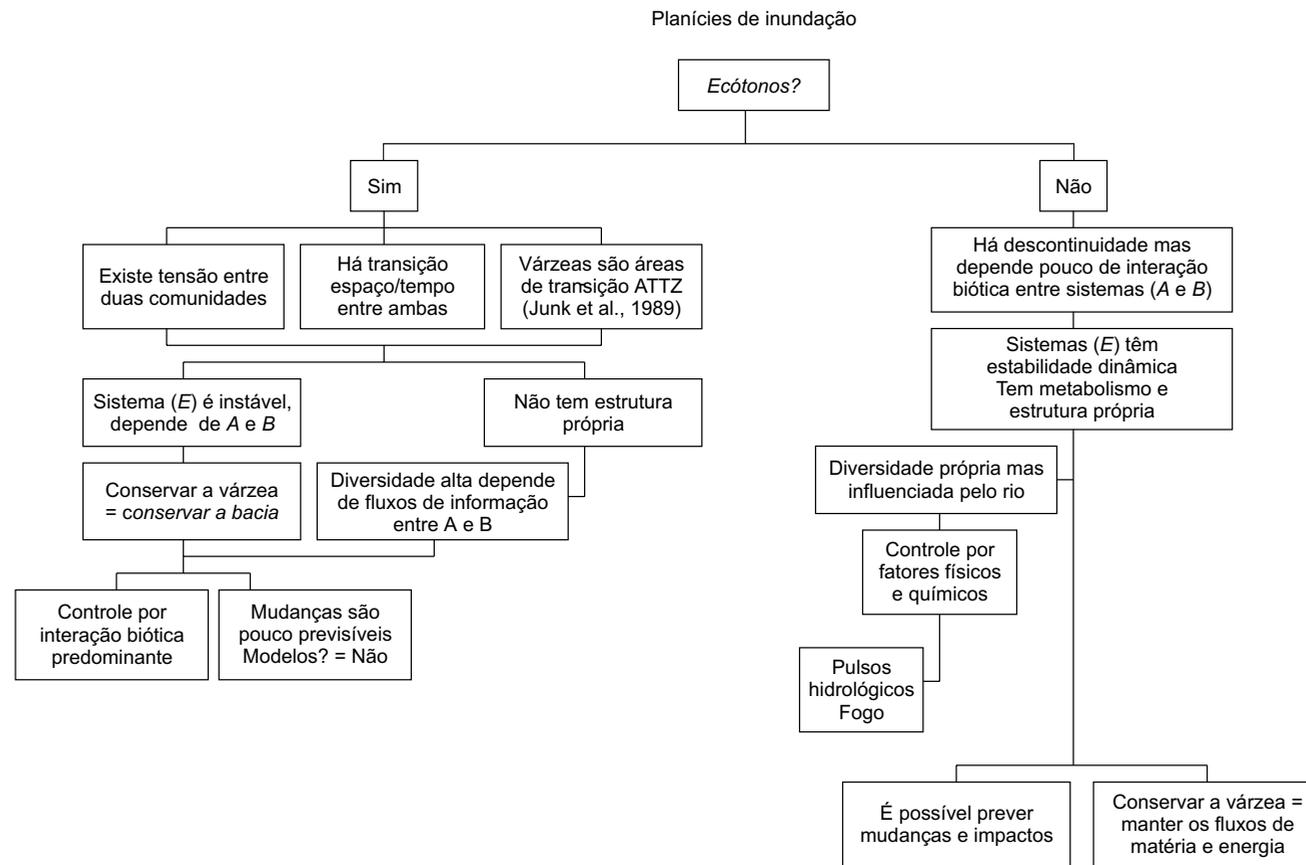


Figura 1 Hipótese sobre o possível caráter de ECÓTONO nas várzeas.

Para que as várzeas sejam ecótonos in sensu Clements:

- O meio físico-químico deveria ter um regime de flutuação (climático, hidro-sedimentológico) pouco previsível.
- Deveriam predominar populações de nichos estreitos (estenotípicos) como componentes do ecótono.

Ambas as condições não são as mais freqüentes nos rios. Embora haja algum grau de caos nas séries hidrométricas, a análise de séries longas de tempo mostra fenômenos recorrentes (limnofases e potamofases) cujas características (intensidade, amplitude, sazonalidade) se movem ao redor ou numa amplitude (tensão) que é própria de cada rio e seção e de cada setor da planície inundável.

O regime da variabilidade em cada segmento da planície pode ser quali e quantificado mediante a função de pulso ou *f* FITRAS (Neiff, 1990, 1996, 1999).

As mudanças do meio físico e químico (qualidade de água, geomorfologia das planícies) não são geralmente repentinas nem convulsivas, como os pulsos de fogo, por exemplo, e têm alguma graduação, como o demonstra a forma sinusoidal dos pulsos. Em rios como o Paraguai, com extensos banhados, a graduação é maior que no Alto Paraná e que nos regimes torrenciais dos rios de montanha.

Em outro sentido, as espécies⁴ que vivem nessas planícies têm tido seleção adaptativa ao longo da evolução (milhares a milhões de anos). Em sua maioria, são espécies de grande plasticidade, euritípicas, que podem viver em ampla gama de variabilidade que se dá em uma série de tempo de décadas ou séculos. Muitos animais estão adaptados para migrar. Sem dúvida, condições extremas de inundação (como ocorre durante o fenômeno do El Niño) ou de seca produzem situações temporais de estresse que é evidente na organização das assembléias (Neiff, 1975, 1978, 1990; Poi de Neiff & Bruquetas, 1989).

Uma população pode ser segregada⁵ de um habitat, mas não significa que desaparece definitivamente do habitat, “se extingue” ou que “o sistema seja instável”, já que em algum momento, se é recuperada a configuração dos fatores ambientais na qual vivia, essa população estará novamente ali.

Tal população persistirá no ambiente em forma de sementes, esporos, ovos, cistos e outras unidades de dispersão, que se tornarão ativos ao serem produzidas condições favoráveis para o repovoamento.

3. Recorrência é usada aqui como possibilidade de repetição de um estado determinado da assembléia, caracterizado por determinados parâmetros que definem as variáveis de estado de estrutura.

4. O termo “espécie” é entendido nesta discussão como *entidade genética* composta por um número indefinido de organismos que são distintos geneticamente de outras espécies e, portanto, “não se cruzam” nem apresentam hibridação. Quando nos referimos a espécie aqui, não se trata de um conjunto de organismos localizados no tempo e num espaço definido.

5. Segregação, aqui, é entendida como a exclusão temporal de um elemento que habita nesse local.

Nas várzeas, a função de ESTABILIDADE é distinta daquela que ocorre em recifes de coral ou nas florestas “em clímax”. São sistemas de alta variabilidade, a estabilidade nos quais é representada pela capacidade do sistema de RETOMAR O EQUILÍBRIO antes do que a capacidade de manter o equilíbrio (Neiff, 1990).

A maior variabilidade (magnitude, duração e recorrência dos pulsos) não implica que os banhados sejam instáveis. Prova disto é que mantêm um padrão de paisagem, assembléias bióticas e fisionomias dominantes para águas baixas e para águas altas, quando se analisam séries históricas de tempo.

Como assinala Rial Bouzas (com. pessoal), a maior variabilidade pode ser interpretada como ampla gama de cenários (combinação de fatores: nível hidrométrico, duração de pulsos, etc.) que propiciam quantidade igual de representações (padrão de paisagem, composição de espécies, etc.).

A estabilidade é dada essencialmente pela capacidade em adequar a estrutura da assembleia⁶ a situações em mudança de um sistema de variabilidade sinusoidal.

As planícies inundáveis devem ser interpretadas GLOBALMENTE (bacia + curso do rio + planície) em séries longas de tempo (séculos). Nesse contexto de espaço e tempo constituem sistemas muito estáveis, de características próprias.

Operacionalmente, pelo próprio objetivo da análise, **pode-se tomar para um contexto de superfície ou de volume muito pequeno no tempo atual, o que aumenta a heterogeneidade e pode aparecer, nesta escala, uma área de transição**. Sem dúvida, essa visão não é necessariamente passível de ser extrapolada à planície de inundação como unidade de funcionamento.

Quando trabalhamos em escala de campo, o fazemos para coletar dados. Nesse nível (escala operacional) é difícil interpretar o funcionamento da planície de inundação como um todo.

Isto se consegue mediante a comparação de n amostras equivalentes, que representam os estados mais característicos dos ecossistemas presentes. Pelo que foi expresso, não é que os ecótonos tenham características diferentes segundo a escala considerada (Kolasa & Zalewski, 1995), mas que, como em qualquer análise ecológica de paisagem, ao aumentar o nível de percepção aumenta o “grau” da imagem, num nível de detalhe entre as células adjacentes que integram a paisagem (Rial, 2001).

6. Assembléia é entendida como conjunto natural de populações que vivem em interação num espaço e num tempo dados. O termo corresponde em certa medida ao de comunidade; sem dúvida este último tem sido utilizado para denominar subcomunidades (fitoplâncton, por exemplo) ou para se referir a entidades ou compartimentos dos ecossistemas que têm muito pouca relação com os demais. O uso do termo assembleia refere-se a um entorno operacional, não necessariamente “funcional”, e admite que as populações nem sempre estão associadas. Isto é, enquadra-se no conceito da distribuição individualista das populações proposto por Gleason em 1926.

Dentro das várzeas existem ecótonos?

Indubitavelmente sim, sempre que as transições de um estado a outro na estrutura do sistema também existem. Sem dúvida, configuram situações localizadas no tempo e no espaço. Essas situações não deveriam ser generalizadas a toda a planície inundável, já que, em tempos evolutivos⁷ e ainda em tempos ecológicos,⁸ esta se mantém como tal, com modificações menores.

Como foi expresso, é indispensável definir tanto a escala de espaço ou volume como a de tempo em que os dados e a discussão são efetuados e na qual se define um ecótono (Kolasa & Zalewski, 1995).

A possibilidade de encontrar ecótonos não depende tanto da escala que se adota, visto que a taxa de modificação (TURNOVER) é independente da escala de trabalho.

Algumas assembléias têm variação pouco evidente quando a magnitude do tempo é medida em minutos ou segundos. A produtividade das florestas fluviais, por exemplo, requer análise em escala de anos ou de décadas. Isto não implica que seu TURNOVER de biomassa seja necessariamente menor que o das macrófitas ou do plâncton (Neiff, 1990b).

As planícies inundáveis (como macropaisagens) podem variar pouco de ano para ano e, às vezes, deve-se esperar mudanças em termos de décadas.

Os rios que têm ampla variação de vazão e de sedimentos transportados podem gerar mudanças grandes em tempos curtos (fases hidrológicas). Para conhecer se se trata de ecótonos deveríamos conhecer a taxa de modificação das assembléias de A, de B e de E. Se o turnover é semelhante nas três, talvez seja mais apropriado falar de CONTÍNUO ou gradiente de assembléias. Este conceito tem pouca relação com aquele de tensão que está implícito no conceito de ecótono.

Os gradientes⁹ ocorrem quando o meio físico e químico tem variações graduais (tempo/espaço) e quando as populações têm ampla capacidade de absorver as mudanças (euritípicas). Os contínuos mudam no espaço e no tempo com um turnover relativamente constante, entretanto, as variáveis ambientais comportam-se com as tendências atuais.

Em lagos rasos de planícies inundáveis, ao diminuir a profundidade dos corpos d'água durante a limnofase, a vegetação flutuante livre apóia suas raízes sobre o fundo dos lagos. É possível que, nessa situação, se possa encontrar um contínuo entre os bentos, o rizopleuston e o plâncton. A fauna de invertebrados associada às plantas enraizadas de folhas flutuantes (como *E. azurea*) poderia formar um CONTÍNUO muito complexo

7. Tempos evolutivos: refere-se a séries geológicas de tempos, mensuráveis em milênios.

8. Tempos ecológicos: série de tempo que compreende a gama extrema de flutuação para os pulsos que se dão num período de um século.

9. Contínuo: no sentido de Whittaker, 1978.

entre os bentos, o plâncton (heloplancton) e a assembléia de organismos fitófilos aderidos às plantas. Os ecótonos, diferentemente dos contínuos, não têm turnover constante.

Problemas e perspectivas na interpretação das planícies de inundação

De acordo com o conceito que o investigador tem a respeito de um sistema, o modelo será aquele que produza os processos do mesmo.

a) Conceitos do sistema em análise

A definição das propriedades de um ECÓTONO (transição entre comunidades e tensão entre ambas) depende primeiramente do conceito que se estabelece para *ecossistema* e para *comunidade*.

Um ECOSISTEMA é uma unidade funcional da natureza, caracterizada por um espaço de limites bem definidos, que recebe, transforma e emite fluxos de energia e de materiais com o restante da natureza. O ecossistema está formado por um subsistema litoestrutural, um subsistema climático-hidroológico e um subsistema biótico interligados por fluxos de materiais e energia.

A parte viva de um ecossistema ou BIOCENOSE está integrada por uma ou mais comunidades bióticas e estas, por sua vez, por populações.

Uma POPULAÇÃO é um conjunto natural de organismos de uma mesma espécie, que vivem e interagem com o meio, em um espaço e em tempo determinados.

Uma COMUNIDADE é um conjunto natural de populações que vive e interage com o meio num espaço e num tempo dados. A comunidade está integrada por produtores, consumidores e decompositores que formam uma rede ou malha trófica.

Biocenoses integradas somente por um par de comunidades, ou populações, poderão ter somente um ecótono. Se estivessem integradas por várias comunidades/populações, poderia haver múltiplos ecótonos.

b) Procedimentos de amostragem e coleta de informação

O primeiro problema refere-se à seleção adequada dos *indicadores de complexidade e de mudança* (no espaço e no tempo). Os atributos ou parâmetros escolhidos deveriam permitir inferir as “leis” que vinculam causas (fatores do meio) com efeitos (mudanças de estrutura da(s) assembléia(s)).

O número de indivíduos, a estrutura etária, o volume que ocupam, sua biomassa e sua distribuição, como nos ecossistemas, podem ser úteis desde que se conheça a “*caixa real do sistema*”, isto é, o contexto que condiciona o estado atual do sistema e suas mudanças de estado.

O tamanho da amostra e o plano de amostragem, obviamente, são a raiz de qualquer especulação posterior e permitem boa interpretação das causas das mudanças.

Em razão da forte influência entre a várzea e o curso do rio, o plano de coletas deveria incluir amostras comparativas (paralelas) tomadas em ambos os subsistemas.

Um erro bastante comum nos estudos das várzeas é a utilização de um mesmo equipamento de amostragem, tamanho de amostra e fixação dos locais de amostragem, considerando que é o melhor procedimento para que os resultados sejam comparáveis.

Basicamente, os procedimentos, aparelhos e posição das amostras devem trazer informação tão fidedigna que reflita as características do ambiente considerado.

Se se trabalha em sistemas com grande variabilidade espacial e temporal, é desejável que os métodos de coleta, equipamentos, número e posição das amostras sejam adequados às características de cada ambiente e às múltiplas representações que apareçam ao longo do tempo na planície de inundação estudada.

O número de amostras também deveria adequar-se ao mesmo critério, envolvendo mais unidades naqueles locais que apresentam mais variabilidade interna e/ou que têm maior entrada/saída de organismos em razão do arrasto horizontal que produz o fluxo do rio.

A utilização de índices ou de algum processamento estatístico para explicar a distribuição e abundância das populações em distintas partes da várzea requer que a amostragem se efetue com planejamento adequado. O tamanho das amostras tomadas na limnofase e na potamofase deveria incluir a correção que evite o efeito de concentração ou de diluição, respectivamente.

A análise de componentes principais ou a análise de correspondência canônica e outros procedimentos para encontrar a relação entre componentes bióticos e fatores condicionantes nas várzeas requer um plano de amostragem que permita valorizar os fluxos de informação (entradas/saídas) na várzea ou setor da mesma e introduzi-los no programa de computação.

Quando somente se pondera a presença e a abundância das populações num lago de várzea em relação aos fatores físicos e químicos locais, são introduzidos erros nas relações causa/efeito que regulam o sistema.

É necessário, então, *relacionar os diferentes estados do sistema* (definidos por intermédio de medidas de complexidade como riqueza de espécies; de fisionomias; de estágios de crescimento e desenvolvimento; taxa de crescimento relativo; produtividade; e outros) *com os estados hidrológicos* que produzem determinado contexto de complexidade em cada uma das fases do sistema.

O desenvolvimento de procedimentos para medir a CONECTIVIDADE FLUVIAL é, todavia, incipiente (Neiff & Poi de Neiff, 2002) e requer incluí-la desde para a análise de distintas comunidades até para problemas da dinâmica espacial e temporal das várzeas.

c) Interpretação dos resultados

É melhor usar ferramentas simples para interpretar sistemas complexos, de preferência aqueles procedimentos que sejam fáceis de compreender e que possam explicar tendências gerais nas flutuações registradas nas várzeas.

O ÍNDICE DE ELASTICIDADE (Neiff, 1999; Neiff et al., 1994) é de uso fácil e permite estabelecer a variabilidade da zona litoral de lagos.

Henry (2002) encontrou no Alto Paranapanema valores de 1,07 a 2,02 para esse coeficiente, quando foi calculado com base em dados de superfície dos lagos da planície inundável. Quando o coeficiente foi calculado utilizando dados de volume, obteve-se uma variação de 1,8 a 8,68 ao considerar os mesmos lagos. Quando o mesmo índice foi usado para a represa de Jurumirim, muito próxima dos lagos estudados por Henry, o coeficiente de elasticidade foi de 1,14 (área) e de 0,997 (volume).

A escassa variabilidade espaço/temporal da represa no exemplo anterior (Henry, 2002) permite supor a existência de fronteiras terra/água mais definidas na borda da represa e menor riqueza de habitat para a flora e a fauna.

A elasticidade nem sempre é considerada, sequer em termos qualitativos. É comum que as amostragens de peixes, de aves ou de mamíferos, em planícies de inundação extensas, sejam realizadas no período de limnofase, em razão da facilidade de acesso e de coleta dos peixes e da possibilidade de referir o número de espécies e a abundância de peixes dos lagos de onde foram extraídos. Se não se dispõe de amostras em águas altas, seriam necessárias algumas precauções:

- Incluir todos os tipos de lagos presentes na planície de inundação (classificados por intermédio de índices de forma, de qualidade de águas e, principalmente, do grau de conectividade com o curso principal do rio).
- A caixa de análise estará constituída por áreas com quilômetros de lado, onde estão incluídos esses lagos e não somente a superfície dos espelhos de água, uma vez que durante a potamofase os peixes utilizam as áreas inundadas de perilago (banhados, bosques, pastagens) para alimentar-se, reproduzir-se, como áreas de criação ou simplesmente como refúgio.
- Os valores de riqueza, abundância, etc. serão referidos à superfície periodicamente inundável, na qual se incluem os corpos d'água.

O uso de índices de diversidade e equitabilidade e as análises de componentes principais e de correspondência canônica são poderosas ferramentas, mas que aplicadas a sistemas muito abertos como essas planícies podem produzir sofismas, ao interpretar relações entre causas e efeitos da complexidade do sistema analisado (Neiff, 1996). Por definição, são análises *exploratórias*, e não *explicativas*, que podem ser usadas para comprovar hipóteses formais. Sua utilidade está limitada a gerar hipóteses que tentam explicar a complexidade de um ecossistema ou parte dele e sua variabilidade.

Os fluxos horizontais de organismos planctônicos durante as inundações, por exemplo, podem produzir mudanças muito fortes na estrutura da assembléia de um lago, que em pouco ou nada se origina nas relações entre abundância dos organismos e os fatores locais desse lago, com que se alimenta o programa de computação.

Nesses casos é possível usar os atributos dos pulsos hidrológicos (frequência, intensidade, duração, sazonalidade, tensão), da vazão do rio e da profundidade como

variável(eis) independente(s) (explicativa(s)) de caráter regional para explicar mudanças locais na complexidade (riqueza de espécies, fisionomias, etc.).

Para sistemas pulsáteis, foram sugeridos vários índices (Neiff, 1996) que permitem valorar mudanças de estado na estrutura biótica. O desenvolvimento de software e outras ferramentas de análise de sistemas muitos abertos e de alta variabilidade é incipiente, e a utilidade do mesmo dependerá, em princípio, da definição correta do sistema a ser modelado.

d) Manejo e gestão

Do ponto de vista de manejo, os banhados têm sido tratados às vezes de forma inadequada, como se fossem ecossistemas terrestres de baixa variabilidade.

É muito importante levar em conta os valores de riqueza de espécies e de abundância à superfície real da qual dependem os organismos (área requerida por cada unidade de diversidade). Isto implica um cálculo correto da CAPACIDADE DE CARGA do sistema.

Nas planícies de inundação onde o relevo é plano, com concavidades (lagos, banhados) de pequena profundidade, há muita diferença entre a superfície que ocupam os corpos de água durante as potamofases extremas e aquelas que correspondem às limnofases extremas. O sistema apresenta microsucessões que correspondem geralmente às fases hidrológicas (Finlayson, 1993),

Em conseqüência, a substituição de espécies, as mudanças de densidade e a concentração/diluição dos organismos podem ser muito grandes.

Para avaliar esta ELASTICIDADE do sistema, foi proposto o COEFICIENTE DE ELASTICIDADE (Neiff et al., 1994), que pode ser aplicado sobre valores de superfícies ou sobre volume do setor considerado ou de toda a planície, como expressão da taxa de mudança do sistema. Esse índice simples é útil para estimar a capacidade de carga de cada paisagem, em uma série de tempo ou em alguma das fases do hidrograma.

A riqueza de espécies deveria ser apresentada relacionando-a de alguma maneira com o regime de variabilidade que apresentam os ambientes dentro da planície e com o curso do rio. Bini et al. (2001) aplicaram vários procedimentos da análise para comparar a vegetação aquática do Paraná e de um de seus tributários, concluindo que a diversidade beta de plantas na planície do Alto Paraná é incrementada com o aumento da variabilidade ambiental, que depende essencialmente do rio que alimenta a planície (flutuação hidrométrica, sementes, etc.).

O que se expressa relaciona-se com a seleção de áreas de reserva, com sua posição e com seu tamanho.

Em paisagens terrestres, habitualmente, o critério usado para definir o tamanho da reserva é a área resultante do raio de deslocamento do mamífero que se desloca mais (comumente conhecido como “princípio de Ryan”). Nas planícies de inundação esse critério pode ser ineficaz porque a elasticidade do sistema é grande, como no Alto

Paraguai ou no Chaco Oriental, onde o coeficiente de elasticidade pode ser de 12 ou mais (Neiff, 2001; Neiff et al., 1994). Algumas várzeas estendem-se como franjas acompanhando o curso do rio. Muitos animais deslocam-se centenas de quilômetros durante os períodos extremos de seca ou inundação, buscando habitat para sobreviver.

Parece lógico assumir um critério complementar para o estabelecimento de reservas nas paisagens de várzea, como aquele de tomar o raio de deslocamento na situação mais desfavorável do sistema.

Outro aspecto de grande interesse na gestão das várzeas e nas avaliações de impacto ambiental é aquele que se refere à forma e às unidades que se utilizam para avaliar a riqueza de espécies e a *sensibilidade* das mesmas a distúrbios nas várzeas.

A partir do conceito de *metapopulação*, Levins (1969) assinalou que muitas vezes as populações biológicas estão compostas de populações locais distribuídas no espaço. Este conceito foi aplicado à planície de inundação do Alto Paraná (Thomaz & Bini, 1999) e permite supor que existem metapopulações expressas também por n unidades de uma mesma espécie, distribuídas temporalmente ao longo de uma série hidrológica. Esta hipótese leva a revisar a aplicação do *conceito de extinção* de espécies em relação às planícies de inundação.¹⁰ A existência de metapopulações tem permitido a permanência dos conjuntos atuais nas várzeas.

Parece mais apropriado referir-se à *segregação de populações*, reservando o conceito de extinção para o desaparecimento de metapopulações.

Há procedimentos estatísticos simples que permitem analisar quantitativamente a relação entre distribuição e abundância das populações e os fatores ambientais condicionantes em séries temporais (Gotteli, 2001). A condição necessária é que o planejamento da amostragem seja adequado para a hipótese que se pretende demonstrar.

Agradecimentos

Alguns colegas têm contribuído generosamente com suas idéias e críticas, especialmente: Sidinei Magela Thomaz, Raoul Henry, Anabel Rial Bouzas, Marcelo Pompeo, Alicia S. G. Poi Neiff, Sylvina L. Casco e David da Motta Marques. O Conselho Nacional de Investigações Científicas e Técnicas (CONICET) forneceu apoio financeiro por intermédio dos projetos PIP: 4242, 4244 e 0815.

10. Com frequência, os ecólogos terrestres que realizam avaliações de impacto ambiental nos projetos de manejo de rio (pontes, represas, canais) introduzem erros ao afirmar a *extinção* de alguma espécie. Nesses sistemas que, globalmente, apresentam *estados múltiplos* ou *multifacetados*, as ações (impactos) locais deveriam ser analisadas no contexto e no tamanho real da planície de inundação.

Referências bibliográficas

- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. & SOUZA, D. 2001. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Arch. Hydrobiol.*, 151(3): 511-525.
- CARIGNAN, R. & NEIFF, J. J. 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, 17: 85-121.
- CLEMENTS, F. E. 1905. *Research Methods in Ecology*. University Publishing Co., Nebraska. 1-512.
- DAUBENMIRE, R. F. 1968. *Plant Communities: a textbook of Plant Synecology*. Harper and Row, N.Y. 1-300.
- FINLAYSON, C. M. 1993. Vegetation changes and biomass on an Australian Monsoonal Floodplain, 157-171. In: Gopal, B.; Hillbricht-Ilkowska & R. G. Wetzel (eds.): *Wetlands and Ecotones: individualistic studies on land-water interactions*. NIE, N. Delhi, 1-301.
- GLEASON, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club.*, 53: 7-26.
- GOPAL, B. 1994. The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 17-25.
- GOTELLI, N. J. 2001. *A Primer of Ecology*. Sinauer Assoc. Publ. Sunderland, USA. 3. ed., 1-265.
- HENRY, R. 2002. *Relações hidrológicas entre ambiente lótico e lagoas laterais na zona de transição Rio Paranaapanema e Represa de Jurumirim*. Relatório não publicado (FAPESP). 39p
- HOLLAND, M. M. (Compilador). 1988. SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones. *Biology International. Special Issue*, 17: 47-106.
- JOLLY, C. 1992. The role of riparian forests in mediating land/water interactions, 40-66. In: Jensen, A. (ed.): *Ecotones at the river basin scale. Global land/water interactions*. Proc. of Ecotones Regional Workshop, Barmera, S. Australia, 1-283.
- JUNK, W. I.; BAILEY, P. B. & SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pp. 110-127. In: DODGE, D. P. (ed.): *Proc. of the Internat. Large River. Symp. Can. Spec. Pbl. Fish. Aquat. Sci.* 106.
- KOLASA, J. & ZALEWSKI, M. 1995. Notes on ecotone attributes and functions. *Hydrobiologia.*, 303: 1-7.
- McARTHUR, J. V. 1989. Aquatic and terrestrial linkages: floodplain functions. In: Hook, D. D. & R. Lea (eds.): *Symp. Proceedings: The Forested Wetlands of the Southern United States*. USDA Southeastern Forest Experimental Station, Asheville, N. C. p. 107-116.
- MELTON, F. A. 1936. An empirical classification of flood-plain streams. *Geogr. Rev.*, XXVI: 593-609.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. & FOURNIER, F. (eds.). 1989. Role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration: a proposal for a collaborative research. *MAB Digest 4*, UNESCO, Paris, 1-93.
- NEIFF, J. J. 1975. Fluctuaciones anuales en la composición fitocenótica y biomasa en lagunas isleñas del Paraná Medio. *Ecosur*, 3(4): 153-183.
- NEIFF, J. J. 1978. Fluctuaciones de la vegetación acuática en lagunas del valle del río Paraná en la transección Paraná-Santa Fe, entre 1970 y 1977. *Physis*, 38(95): 41-53.
- NEIFF, J. J. 1990a. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441.
- NEIFF, J. J. 1990b. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Vol. III, Tomo I: 77-113.
- NEIFF, J. J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 167-180.
- NEIFF, J. J. 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. pp. 97-145. In: Malvarez, A. I. & P. Kandus (eds.): *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. ORCYT-MAB (UNESCO) 224 p.
- NEIFF, J. J. 2000. Diversity in some tropical wetland systems of South América: 1-32. In: *Wetlands Biodiversity*, v. 2. B. Gopal & W. Junk (eds.), Backhuys Publish.: 31-60, The Netherlands.

- NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H. & CARIGNAN, R. 1994. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. Proc. of the Internat. Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones: p. 156-165.
- NEIFF, J. J. & POI DE NEIFF, A. S. G. 2002. Connectivity processes as a basis for management of aquatic plants. In: Tomaz, S. M. & Bini, L. M. (eds.): *Plantas Aquáticas*. (no prelo)
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G. & CASCO, S. 2001. The effect of prolonged floods on *Eichhornia crassipes* growth in Paraná River floodplain lakes. *Acta Limnol. Bras.*, 13(1): 51-60.
- PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. & LONG, S. P. 1991. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. *Ecology*, 72(4): 1456-1463.
- POI DE NEIFF, A. S. G. & ZOZAYA, B. I. Y. 1989. Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitan macrófitas emergentes en las islas del río Paraná. *Rev. Hydrobiol Trop.*, 22(1): 13-20.
- POMPEO, M. L.; HENRY, R. & Moschini, C. V. 1999. Ecologia de *Echinochloa polystachya* na represa de Jurumirim: zona de desembocadura do rio Paranapanema, SP, Brasil. In: Henry, R. (ed.). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, SP, Brasil. p.337-367.
- RIAL, B. A. 2001. Plantas acuáticas de los llanos inundables del Orinoco, Estado Apure, Venezuela: contribución taxonómica y ecológica. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla, España. 458 pp + 60 láminas.
- THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. 1999. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios. In: Henry, R. (ed.): *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, SP, Brazil. p. 599-625.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers*, 11: 105-119.
- WARD, J. V.; TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers*, 15: 125-139.
- WELCOMME, R. L. 1992. *Pesca Fluvial*. FAO (Documento Técnico 262): 1-303.
- WHITTAKER, R. H. (ed.). 1978. *Classification of Plant Communities*. Dr. Junk Publishers, The Hague.