



Gradiente de salinidade como determinante da variação na riqueza e composição de espécies vegetais em um estuário

Luciano F. Sgarbi, Leonardo L. Bergamini, Renata M. Belo & Amanda E. Carvalho

RESUMO: As comunidades vegetais estuarinas são influenciadas pelo gradiente de salinidade. Entretanto, os efeitos desse gradiente sobre a composição e riqueza dependem das relações entre efeitos diretos e indiretos da salinidade. Neste estudo testamos as seguintes hipóteses: (1) há relação negativa entre salinidade e riqueza em comunidades vegetais de estuários, devido à intolerância à salinidade, (2) há um balanço entre tolerância ao sal e interações competitivas, o que resultaria em maior riqueza em locais com salinidade intermediária. Realizamos um levantamento de espécies vegetais em três trechos ao longo do estuário e comparamos a composição e riqueza de espécies. A riqueza no trecho salgado foi menor que nos demais. Espécies dos trechos salgado e doce estavam também no trecho salobro, mas não houve sobreposição entre os extremos. Nossos resultados apontam que fatores abióticos, no caso a salinidade podem ser mais importantes para a determinação das comunidades vegetais estuarinas do que fatores bióticos.

PALAVRAS-CHAVE: água doce, água salobra, competição interespecífica, manguezal, tolerância à salinidade

INTRODUÇÃO

Entender os mecanismos que geram os padrões de distribuição espacial de organismos em escala local, regional e global é um dos principais objetivos em ecologia (Begon *et al.*, 2006). Esses padrões podem ser dependentes das condições ambientais, pois estas influenciam as distribuições dos organismos ao longo dos gradientes ambientais (Craine, 2005). Dentre os gradientes mais conspícuos encontrados na natureza está o gradiente de salinidade. Os estuários apresentam esse tipo de gradiente que, de forma rápida, vai de condições muito próximas às marinhas, até condições próximas de ambientes de água doce (Ribeiro, 2011). A variação na salinidade nesses ambientes tem um importante papel na distribuição das espécies vegetais e, portanto, na estruturação das comunidades (Greenwood & MacFarlane, 2008; Touchette, 2006).

Os efeitos do sal sobre as plantas podem manifestar-se em diversos níveis. No nível individual, ele pode conduzir a uma série de disfunções fisiológicas que limitam ou impedem o crescimento vegetativo e reprodutivo (Kozlowski, 1997). No nível de comunidades, o aumento da concentração salina pode atuar como mediador em interações interespecíficas, a exemplo da competição e da herbivoria (Emery *et al.*, 2001) Um modelo proposto por Grime (1979) pondera o papel dos gradientes de estresse (fatores

abióticos) atuando como mediadores na competição interespecífica. Segundo esse modelo, haveria uma demanda conflitante entre a tolerância ao estresse ambiental e as habilidades competitivas das plantas. Assim, em um gradiente salino de um estuário as espécies mais competitivas, mas com maiores restrições fisiológicas quanto ao sal, poderiam ocupar os trechos com menor salinidade enquanto as espécies mais tolerantes a salinidade e menos competitivas estariam nos trechos com maior concentração de sal (Emery *et al.*, 2001; Crain *et al.*, 2004).

Neste trabalho, buscamos responder como a composição e a riqueza de espécies varia ao longo de um gradiente de salinidade em um estuário. Nossa primeira hipótese é que apenas a concentração de sal limita a presença das espécies (Figura 1a). Assim, devido à intolerância de muitas espécies ao sal, uma relação negativa entre a concentração de sal e a riqueza seria observada (Figura 1b). Nossa segunda hipótese é que, se a competição tiver um forte efeito sobre a comunidade vegetal do estuário, a comunidade do trecho onde a concentração de sal tem níveis intermediários (trecho salobro) será composta por uma mescla de espécies de cada um dos extremos, mais um conjunto de espécies exclusivas e os extremos não terão espécies

compartilhadas (Figura 1c). Isso se daria porque, em um extremo o sal limita a presença das espécies intolerantes a ele e, no outro extremo, a competição acabaria excluindo várias espécies. No trecho salobro, a riqueza será maior porque existiria um balanço entre tolerância ao sal e interações competitivas (Figura 1d).

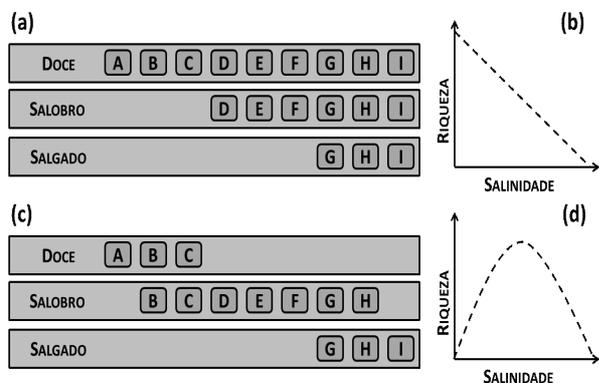


Figura 1. Modelo esquemático esperado para composição e riqueza de espécies ao longo de um gradiente de salinidade (doce, salobro e salgado) no qual as letras representam a identidade das espécies. A composição (a) e a riqueza (b) são determinadas pela concentração de sal, pois nesse caso o sal impõe limitações a algumas espécies de plantas. A composição (c) e riqueza (d) são influenciadas, em um extremo, pela concentração de sal que muda as regras da competição, no outro extremo, a concentração de sal limita a presença das espécies, e no centro existiria um balanço entre tolerância ao sal e as interações competitivas.

MATERIAL & MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o estudo no estuário do rio Guarau (24°30'S e 47°05'O), na Estação Ecológica da Juréia, município de Peruíbe, litoral sul do estado de São Paulo. O gradiente de salinidade do estuário é bem demarcado e a maior salinidade superficial se encontra na desembocadura e tende a diminuir na direção a montante (Duleba *et al.*, 2004).

Coleta de dados

Amostramos três pontos da vegetação na margem direita do estuário. O primeiro ponto foi em uma região de alta salinidade, chamado de trecho salgado, o segundo ponto foi em uma região de salinidade intermediária, chamado de trecho salobro, e o terceiro ponto onde a salinidade é baixa, chamado de trecho doce. Em cada ponto amostrado, realizamos um levantamento das espécies vegetais presentes em três parcelas de 4 × 4 m cada, separadas a cada oito metros em uma linha paralela ao curso d'água.

Análise de dados

Para testar se havia diferença entre as riquezas dos diferentes trechos calculamos a média da riqueza de espécies das parcelas para cada trecho amostrado e calculamos a diferença entre os trechos, par a par. Somamos as diferenças absolutas e permutamos as riquezas das parcelas 10.000 vezes para gerar uma distribuição dessa estatística sob a hipótese nula de que não há diferença entre as riquezas médias em cada trecho. Em seguida, dividimos o número de valores iguais ou superiores ao encontrado pelo número total de permutações para definir a probabilidade das diferenças encontradas entre os trechos ocorrerem sob a hipótese nula.

Para comparar as similaridades entre a composição florística dos trechos, construímos uma matriz de presença e ausência das espécies por trecho. Em seguida, para analisar a contribuição das espécies dos trechos extremos para o trecho salobro, calculamos, para cada trecho extremo, a quantidade de espécies comuns entre o trecho extremo (doce e salgado) e o salobro dividido pela quantidade de espécies do trecho extremo. Em seguida somamos os dois valores (equação 1). Para a contribuição de espécies do trecho de água salgada para o trecho de água doce dividimos o número de espécies comuns pelo número de espécies do trecho de água salgada (equação 2).

$$\text{Equação 1: } [(N_{\text{salobra}})^n N_{\text{salgada}}] / N_{\text{salgada}} + [(N_{\text{salobra}})^n N_{\text{doce}}] / N_{\text{doce}}$$

$$\text{Equação 2: } [(N_{\text{doce}})^n N_{\text{salgada}}] / N_{\text{salgada}}$$

Como esperávamos que os trechos extremos seriam mais similares ao trecho de água salobra do que entre si, subtraímos o valor da equação 2 do valor da equação 1 (estatística de interesse) e permutamos 10.000 vezes as presenças e ausências das espécies, mantendo fixas as riquezas dos trechos, para gerar a distribuição da estatística de interesse sob a hipótese nula de que todas as espécies poderiam ocorrer em todos os lugares. Em seguida, para testar a significância desse resultado, computamos o número de vezes nos quais valores iguais ou maiores que o valor observado para estatística de interesse foi gerado pelo cenário nulo.

RESULTADOS

O número de espécies vegetais, acumulado de todas as parcelas, foi 48. A riqueza média no trecho salgado (1,7 ± 5,8) foi menor que a riqueza no trecho salobro (11 ± 1,7) e doce (14,7 ± 4,0; p = 0,011). Todas as espécies do trecho salgado estavam no trecho salobro

e 23,5% das espécies do trecho doce também estavam no trecho salobro, entretanto, não encontramos nenhuma espécie compartilhada entre o trecho de água doce e água salgada. Esse padrão de sobreposição entre as composições foi reproduzido em baixa frequência no cenário nulo simulado ($p = 0,018$) (Figura 2).

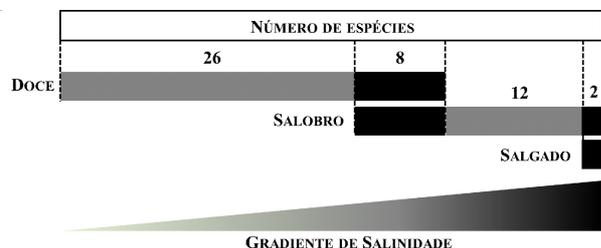


Figura 2. Sobreposição de espécies vegetais entre os trechos de diferentes salinidades no estuário. As barras são proporcionais ao número de espécies em cada trecho e as sobreposições estão representadas pelas áreas mais escuras do trecho de água salobra.

DISCUSSÃO

A riqueza encontrada no trecho salgado foi bem menor do que nos outros dois trechos, enquanto a riqueza média do salobro e do doce foram semelhantes. Todas as espécies do trecho salgado estavam no trecho salobro, mas não houve sobreposição de espécies entre os trechos salgado e o doce. Além disso, a sobreposição de espécies entre o trecho salobro e o doce foi baixa.

O padrão crescente de riqueza com a diminuição da salinidade é condizente com o cenário em que apenas a concentração de sal determina o número de espécies. Entretanto, o padrão de composição de espécies é condizente com um cenário em que outros processos (e.g., competição) também são importantes. Uma das espécies encontradas no trecho salgado foi *Rhizophora mangle*, sua ausência no trecho doce pode ser explicada pela biologia particular dessa espécie, que tem maiores taxas de crescimento em determinadas concentrações de sal (Werner & Stelzer, 1990). Portanto, *R. mangle* pode ser fisiologicamente prejudicada no trecho de água doce. Porém, várias outras espécies que ocorrem nos trechos salobro e salgado estão ausentes do trecho de água doce. Assim, algum outro mecanismo, provavelmente a exclusão competitiva (Grime, 1973), deve ser o causador da ausência destas espécies no trecho de água doce.

Crain *et al.* (2004), utilizando uma abordagem experimental, mostraram que, mesmo com processos competitivos sendo importantes, é possível encontrar um padrão crescente de riqueza com a diminuição da salinidade, assim como nossos resultados. Além

disso, trabalhos na região Neotropical (Costa *et al.*, 2003; Ribeiro *et al.*, 2011) encontraram resultados similares. Dessa forma, o resultado da combinação dos efeitos dos fatores abióticos e bióticos pode não ser tão determinístico, e mesmo que as interações sejam importantes, os fatores abióticos podem ter maior influência na determinação das comunidades vegetais estuarinas nos trópicos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao professor José P. N. Ribeiro pela orientação, ao Mathias M. Pires “Treta” pelo auxílio em todas as etapas do trabalho e aos funcionários da Estação Ecológica da Juréia-Itatins pelo ajuda durante a coleta. Agradecemos também a todos os participantes do curso campo pelos momentos de “albinagem”, o que tornou todos os momentos muito divertidos.

REFERÊNCIAS

- Begon, M.; C.R. Townsend & J.L. Harper. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Crain, C.M.; B.R. Silliman; S.L. Bertness & M.D. Bertness. 2004. Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradients. *Ecology*, 85:2539-2549.
- Craine, J.M. 2005. Reconciling plant strategy theories of Grime and Tilman. *Journal of Ecology*, 93:1041-1052.
- Duleba, W.; J.P. Debenay & S.H.M. Souza. 2004. Caracterização ambiental dos estuários dos rios Guaraú, a partir de análises sedimentológicas e das associações de foraminíferos e tecamebas, pp. 68-85. Em: *Estação Ecológica Juréia-Itatins - Ambiente físico, flora e fauna* (O.A.V. Marques & W. Duleba, eds.). Editora Holos, Ribeirão Preto.
- Emery, N.C.; P.J. Ewanchuk & M.D. Bertness. 2001. Competition and salt-mash plant zonation: stress tolerators may be dominant competitors. *Ecology*, 82:2471-2485.
- Greenwood, M.E. & G.R. Macfarlane. 2008. Effects of salinity on competitive interactions between two juncus species. *Aquatic Botany*, 90:23-29.
- Grime, J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242:344-347.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111:1169-1194.

- Kozłowski, T.T. 1997. Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree physiology Monograph*, 1:1-29.
- Ribeiro, J.P.N. 2011. Distribuição vegetal ao longo dos gradientes ambientais de um estuário irregular. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 116 pp.
- Ribeiro, J.P.; R.S. Matsumoto; L.K. Takao; A.C. Peret & M.I.S. Lima. 2011. Spatial distribution of *Crinum americanum* L. in tropical blind estuary: Hydrologic, edaphic and biotic drivers. *Environmental and Experimental Botany*, 71:287-291.
- Touchette, B.W. 2006. Salt tolerance in a *Juncus roemerianus* brackish marsh: Spatial variations in plant water relations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 337:1-12.
- Werner A. & R. Stelzer. 1990. Physiological responses of the mangrove *Rhizophora mangle* grown in the absence and presence of NaCl. *Plant, Cell and Environment*, 13:243-255.

Orientador: José Pedro Nepomuceno Ribeiro