


CUANTIFICACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE ESPECIES INCRUSTANTES ASOCIADAS A LAS RAÍCES DE *Rhizophora mangle* L. EN EL PARQUE NACIONAL LAGUNA DE LA RESTINGA

EDLIN GUERRA-CASTRO, JUAN J. CRUZ-MOTTA y JESÚS E. CONDE

RESUMEN

Las raíces de mangle en el mar Caribe albergan una diversidad de especies incrustantes que no se observan en manglares de otros mares. En Venezuela, una de las lagunas costeras más estudiadas es el Parque Nacional Laguna La Restinga. Varios inventarios florísticos y faunísticos han sido levantados; sin embargo, los componentes de diversidad de especies (α , β , γ) no han sido cuantificados. El primero se refiere a la diversidad de especies en un lugar puntual, el segundo refleja la tasa de cambio de especies que ocurre dentro de una región y el tercero se refiere a la diversidad de toda la región. En este trabajo se presenta una aproximación cuantitativa de la diversidad de especies incrustantes que crecen en las raíces de *Rhizophora mangle* L, considerando cuatro escalas espaciales jerárquicamente anidadas

(sectores de la laguna, localidades por sector, sitios por localidad y raíces por sitio). En cada raíz se estimó la presencia y abundancia de cada especie, y la información se evaluó con estadística univariada y multivariada. Las localidades con mayor riqueza están ubicadas en el sector externo ($18,23 \pm 5,85$ especies/raíz), seguidas por las intermedias ($16,05 \pm 5,25$ especies/raíz) e internas ($14,36 \pm 2,65$ especies/raíz). La β -diversidad fue significativa en todas las escalas evaluadas, mayormente entre raíces colindantes. En total se detectaron 115 especies, pero la proyección predice una γ -diversidad de hasta 285. Los resultados sugieren que la γ -diversidad en La Restinga resulta de una combinación de muchas raíces con relativas altas α -diversidades y elevada β -diversidad a diferentes escalas espaciales.

 Robert H. Whittaker (1972) formalizó matemáticamente el concepto de diversidad de especies y planteó tres componentes cuantificables: alfa (α), beta (β) y gamma (γ). El primero se refiere a la diversidad de especies en un lugar puntual (e.g. parcela, cuadrícula). El segundo refleja la tasa de cambio de especies que ocurre dentro de una región de interés (e.g. entre parcelas, entre cuadrículas). El tercer componente se refiere a la diversidad de especies de toda la región (la suma de todas las α -diversidades posibles). Dada las inconsistencias y dife-

rencias en el uso de estos términos (Gray, 2000), los métodos para cuantificar estos componentes son muy variados (Legendre *et al.*, 2005; Anderson *et al.*, 2010). Por ejemplo, la α -diversidad suele medirse con un gran abanico de opciones que van desde la estimación del número de especies (i.e. riqueza), hasta índices que consideran la información evolutiva o filogenética contenida en la afiliación taxonómica de las especies presentes en un lugar puntual (Clarke y Warwick, 1998), pasando por los tradicionales índices (Shanon-Wiener, Simpson) que incluyen la distribución de las abundancias a lo

largo de las especies presentes (Krebs, 1999). En este sentido, la diversidad total de una región (i.e. γ -diversidad) se estima combinando (sumando) las α -diversidades de todos los lugares que la conforman (Veech *et al.*, 2002) o, en su defecto, con extrapolaciones basadas en funciones matemáticas tipo *Jackknife*, *Bootstrapping*, o curvas de acumulación de especies, entre otros (Krebs, 1999; Gray, 2000). En contraste, la β -diversidad suele ser medida con otros métodos que toman en consideración la identidad de cada especie (e.g. coeficiente de Jaccard, Sørensen o Bray-Curtis), de tal forma de poder detectar el

PALABRAS CLAVE / Componentes de Diversidad / Diseños Anidados / Ecología de Comunidades / Escalas Espaciales / Manglares /

Recibido: 11/10/2011. Aceptado: 07/12/2011.

Edlin Guerra-Castro. Biólogo Marino, Universidad de Oriente (UDO), Venezuela. Estudiante de Doctorado, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Profesor, UDO, Venezuela. Dirección: Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, UDO, Núcleo Nueva Esparta. Dirección: Apartado 6304, Boca del Río, Isla de Margarita, Venezuela. e-mail: eguerra@ivic.gob.ve

Juan J. Cruz-Motta. Licenciado en Biólogo, Universidad Simón Bolívar (USB), Venezuela. M. Sc. en Biología Marina, James Cook University, Australia. Ph.D. en Ecología Experimental, University of Sydney, Australia. Profesor, USB, Venezuela. Investigador, Instituto de Tecnología y Ciencias Marinas (INTECMAR-USB), Venezuela. e-mail: juancruz@usb.ve

Jesús Eloy Conde. Licenciado en Biología, Universidad Central de Venezuela. M.Sc. en Bioestadística, University of California, Berkeley, EEUU. Ph.Sc. en Biología, IVIC, Venezuela. Investigador, IVIC, Venezuela. e-mail: jconde@ivic.gob.ve

cambio que se anuncia en la definición original (Whittaker, 1972; Anderson *et al.*, 2006).

Cualquiera sea el método empleado, estimar los componentes de diversidad tiene importantes repercusiones en el diagnóstico de la diversidad de especies, pero sobre todo, en la adecuada asignación de áreas prioritarias de conservación (e.g. una región con alta β -diversidad amerita una administración distinta que una región con baja β -diversidad, independientemente de que ambas tengan la misma λ -diversidad) y en la detección de impacto ambiental (e.g. cambio en la β -diversidad respecto a las zonas control). No obstante, detectar los patrones no es suficiente. Es necesario identificar los procesos relevantes que mantienen la diferenciación entre las comunidades (Castilla, 2000; Legendre *et al.*, 2005). Los patrones de diversidad de especies son un reflejo de la forma en que éstas se relacionan con el hábitat (MacArthur, 1965); por ejemplo, pueden ser resultado de cómo las especies utilizan y compiten por los recursos (MacArthur y Levins, 1967), de la tolerancia de las especies a las condiciones ambientales (Hutchinson, 1957; Liebold, 1995), de limitaciones de dispersión (Hubbell, 1997), o una combinación de éstos. Estos procesos actúan a diferentes escalas espaciales y temporales (Levin, 1992), con menor o mayor efecto sobre la distribución y/o abundancia de cada especie. En este sentido, evaluar los patrones de distribución y abundancia a diferentes escalas contribuye notablemente en la identificación de los potenciales procesos que mantienen los patrones y niveles de diversidad de especies.

La alta diversidad de especies incrustantes en las raíces del mangle rojo del mar Caribe es reconocida (Rützler, 1969; Lacerda *et al.*, 2002), ya que resalta no solo la riqueza de especies sino la diversidad de Filos que en ella se encuentra. En Venezuela, una de las lagunas costeras más estudiadas es el Parque Nacional Laguna de La Restinga (Conde y Carmona-Suárez, 2003), siendo las incrustaciones de manglar en este sistema motivo de estudio desde hace al menos cinco décadas (Rodríguez, 1959; Galán, 1976). Los inventarios formales que se han levantado en la zona han reportado 45 especies de esponjas (Díaz *et al.*, 2003; Pérez, 2007), 33 de tunicados (Rocha *et al.*, 2010), 10 especies de bivalvos (Morao, 1983), 3 cirrípedos (del Monaco y Capelo, 2000), 15 especies de poliqueto serpulidos y sabélidos (Díaz *et al.*, 2009) y 54 especies de macroalgas (Fernández y Pérez, 2009). También se han realizado algunas estimaciones cuan-

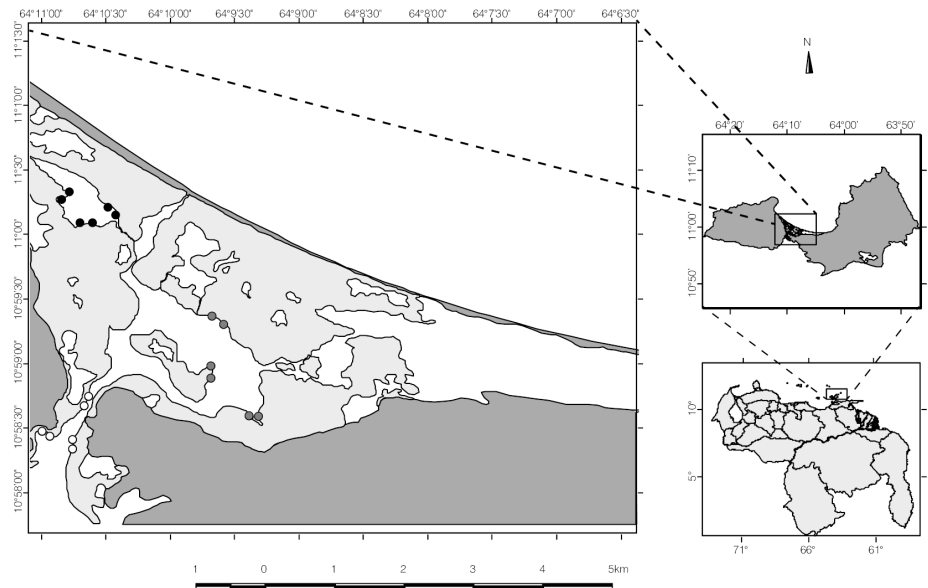


Figura 1. Parque Nacional Laguna de La Restinga, estado Nueva Esparta, Venezuela. Se representan principalmente las zonas de manglares. Círculos negros: localidades muestreadas en el sector interno, círculos grises: localidades del sector intermedio, y círculos vacíos: las del sector externo.

titativas de distribución y abundancia de especies (Orihuela *et al.*, 1991; Pérez, 2007). De estos estudios se puede extraer que al menos unas 149 especies conforman la γ -diversidad de este sistema, faltando por incluir bryozoarios y celenterados. Sin embargo, los componentes de diversidad de especies, tal como los plantea Whittaker (1972), no han sido cuantificados. Esto implica que no existen elementos cuantitativos que permitan proponer un modelo de diversidad para este sistema rico en taxones y especies. Por tanto, en este trabajo se presenta una aproximación cuantitativa de la diversidad de especies incrustantes que crecen en las raíces de *Rhizophora mangle* L., considerando para ello los tres componentes de diversidad de especies (α , β , γ). Aquí, α -diversidad se refiere a la riqueza asociada a las raíces, β -diversidad a la variación en la composición y abundancia de especies a cuatro escalas espaciales (entre sectores, localidades, sitios y raíces), y γ -diversidad a la riqueza del parque.

Teniendo en cuenta lo anterior, se plantearon los siguientes modelos de diversidad para las incrustaciones de La Restinga:

- 1) La diversidad total de especies (γ -diversidad) es resultado de la contribución consistente de la riqueza local; es decir, altas α -diversidades con bajos valores de β -diversidad (Maguire, 1973; Whittaker *et al.*, 1973).
- 2) La diversidad total de especies (γ -diversidad) es resultado de la contribución de muchas raíces (Maguire, 1973; Whittaker *et al.*, 1973), es decir bajas

α -diversidades con elevados cambios de especies entre ellas.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Restinga (Figura 1) es una laguna hipersalina localizada en la zona central de isla de Margarita (10°56'-10°04'N y 64°02'-64°12'O). Tiene un área de ~30km² y una profundidad máxima de 6m en el canal de entrada. Este ecosistema presenta bosques de manglar de franja bien desarrollados (de hasta 5m de altura) desde la única entrada de agua marina (canal principal) hasta el sistema de lagunas internas. En éstas, la salinidad superficial del agua (44 ±2,5‰) supera considerablemente al canal principal (39 ±1,65‰) y a la del mar adyacente (37 ±0,87‰). La productividad de la laguna también varía considerablemente (promedio anual 0,29 +0,08mg·m⁻³ de clorofila *a* respecto a las aguas externas (0,14 ±0,06mg·m⁻³) (Gómez Gaspar, 1991).

Diseño de muestreo y método de campo

La unidad de muestreo empleada fue la raíz, específicamente raíces no ancladas pero con longitud >40cm. El primer criterio se fijó para evitar muestrear raíces devastadas por depredadores bentónicos (Farnsworth y Ellison, 1996) y el segundo para eludir raíces jóvenes que no han sido colonizadas (Díaz *et al.*, 1992). Debido al fuerte gradiente ambiental en La Restinga, se definieron tres sec-

tores (externo, intermedio e interno) con base en el nivel de exposición o influencia marina (Figura 1). Dentro de cada sector se seleccionaron aleatoriamente tres localidades separadas por 300-400m, y dentro de éstos se muestrearon dos sitios separados por 20-30m, en cada uno de los cuales se evaluaron 10 raíces.

El trabajo de campo se realizó durante los meses de junio y julio de 2009. Los muestreos no fueron destructivos, se identificaron *in situ* las especies presentes por raíz empleando una guía de identificación fotográfica previamente elaborada usando los inventarios locales (Díaz *et al.*, 2003; Pérez, 2007; Fernández y Pérez, 2009; Rocha *et al.*, 2010). No obstante, se tomaron muestras de especies en aquellos casos donde la identificación *in situ* no fue factible. Para estimar la abundancia relativa de cada especie por unidad de muestreo, se obtuvieron fotografías submarinas digitales métricamente referenciadas de cada 10x10cm de toda la raíz. La cuantificación se realizó con el criterio punto-intercepto a cuatro puntos equidistantes por cada cm² (Díaz *et al.*, 1992). El análisis de las fotografías se realizó con el programa Coral Point Counter 3.6 (Kohler y Gill, 2006).

Análisis estadísticos

La diversidad gamma se estimó con una curva de acumulación de especies (Krebs, 1999). La curva se construyó con 1000 permutaciones de las raíces observadas, de tal forma de romper con cualquier estructura del muestreo que influyera en la forma de la curva. Se desarrolló una función semi-logarítmica que describiera la curva y que permitiera estimar el número de especies totales que se esperaría para La Restinga dado que es un sistema finito.

Por otra parte, la información por raíz se preservó para estimar la riqueza promedio por raíz o α -diversidad promedio, y se analizó con un ANOVA anidado de tres factores, con la finalidad de someter a prueba las hipótesis nulas que la riqueza por raíz no varía a pocos metros ni centenares de metros (entre sitios y localidades). Simultáneamente, se sometió a prueba la hipótesis nula que los sectores no tienen un efecto en la riqueza promedio de especies por raíz. Estadísticamente, los 'sectores' son un factor fijo (fueron seleccionados en función de un gradiente ambiental), las 'localidades' están anidadas al factor sector, y los 'sitios' se anidan a la localidad. Tanto los sitios como las localidades son factores aleatorios, al ser seleccionados aleatoriamente dentro de una población de posibles localidades y sitios.

Para evaluar la β -diversidad se preservó la identidad y abundancia de las especies por raíz. La información obtenida se organizó en una matriz especies \times raíz, cuyas entradas fueron valores de abundancia (puntos) de cada especie en la muestra respectiva. La β -diversidad, por tanto, se analizó con el índice de similitud Bray-Curtis (Clarke, 1993) previa transformación raíz cuarta a las abundancias. Tal transformación permite disminuir el peso de las especies muy dominantes y aumenta la importancia relativa de las especies raras en el cálculo del índice de similitud. Luego, con un análisis SIMPER se identificaron las especies más comunes y dominantes, particularmente entre sectores (por la hipótesis de control ambiental). Una vez construida la matriz, se realizaron ordenaciones multivariadas (nMDS y PCO) para ilustrar los patrones

de similitud entre todas las escalas espaciales: metros, sitios, localidades y sectores. Por otra parte, las escalas espaciales de β -diversidad fueron cuantificadas con la descomposición de la variación total usando PERMANOVA (Anderson, 2001), y la significancia probabilística de cada escala se estimó usando 9999 permutaciones de los residuales considerando el modelo nulo reducido. Todos los análisis multivariados se llevaron a cabo con el programa PRIMER v6 & PERMANOVA *add on* (Clarke y Warwick, 2001; Anderson *et al.*, 2008) y los análisis univariados con Statistica v8.

Resultados

En las 171 raíces evaluadas fue detectado un total de 115 taxones. Los grupos con mayor riqueza fueron los poríferos y tu-

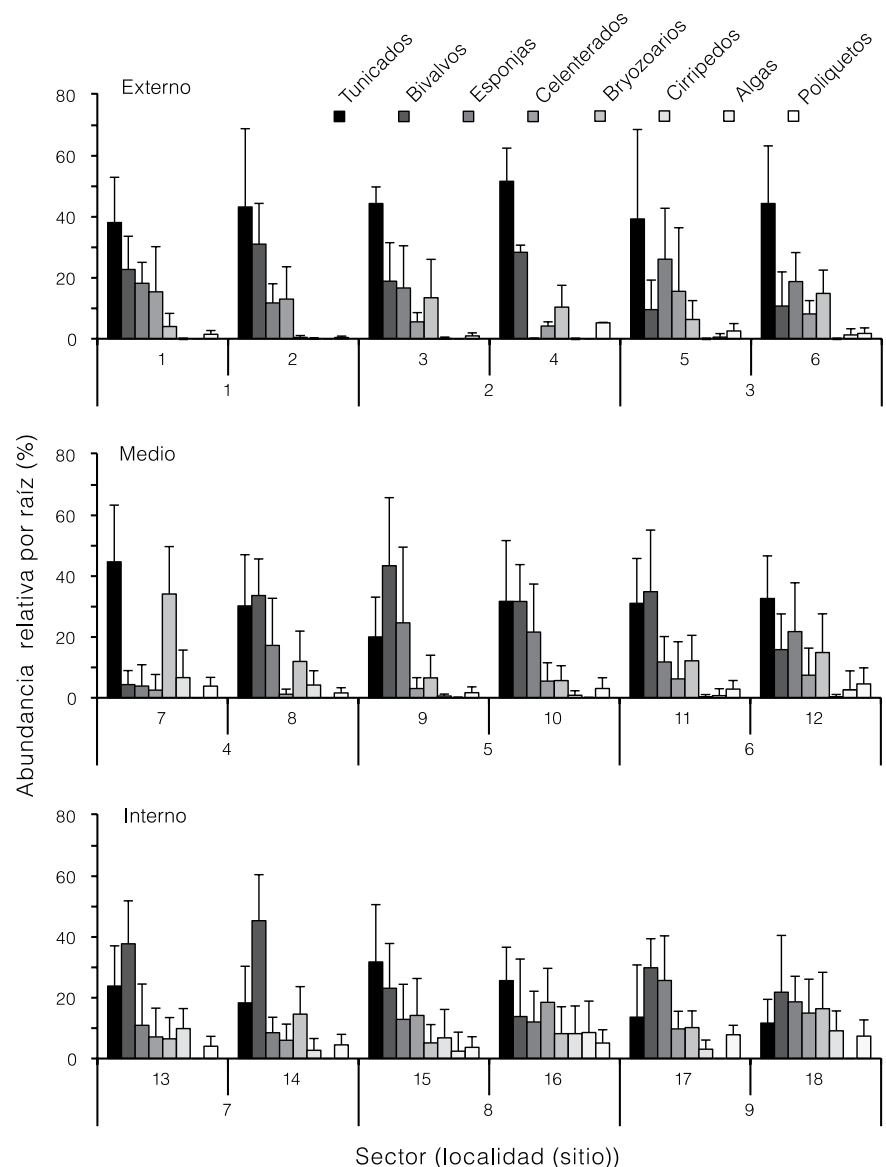


Figura 2. Abundancia relativa promedio (±DE) de los grupos taxonómicos identificados en las raíces de cada sector, localidad y sitio.

nicados (37 especies cada uno). De los especímenes detectados, el 65% fue identificado a nivel de especie, 15% a nivel de género y 20% en niveles taxonómicos mayores (principalmente los celenterados y bryozoarios). En líneas generales, los organismos más abundantes por raíz fueron los tunicados, bivalvos, esponjas y bryozoarios (Figura 2). Tales abundancias, sin embargo, tendieron a disminuir hacia las zonas internas de la laguna (Figura 2). Este patrón es más marcado en algunos grupos como en lo tunicados, esponjas y celenterados, no así en bivalvos y bryozoarios.

Gamma y alfa diversidad

La curva de acumulación de especies describió una asíntota que no alcanzó pendiente cero; modelada bastante bien ($R^2= 0,999$; $n= 171$) por una función semi-logarítmica que implica que $Riqueza= 11,199+20,42 \times \ln(n)$. En este sentido, fue factible predecir el número total de especies que puede haber en toda La Restinga simulando el número de raíces en todo el parque. Asumiendo promedios de 4 y 10 raíces por metro lineal de mangle, y considerando que La Restinga tiene un borde de ~65km, existe una población de 260000-650000 raíces. La γ -diversidad de incrustaciones en la laguna pudiera oscilar entre 266 y 285 especies.

La distribución espacial de la riqueza en La Restinga no es homogénea, ya que se detectó que los componentes de variación asociados a la riqueza de las raíces entre localidades y sitios son significativos (Tabla I; Figura 3); no así la significancia del efecto de los sectores sobre la riqueza promedio (potencia= 0,39; magnitud del tamaño de efecto= 0,82) aunque la probabilidad de error tipo II en este resultado (61%) es considerablemente alta. El mayor componente de variación es atribuible a la menor escala espacial (Tabla I); esto implica que la mayor variación en la riqueza de especies ocurre entre raíces colindantes. Además, se detectó heterocedasticidad de las varianzas en todas las escalas espaciales (prueba de Levene, $p<0,05$). El resultado indica, por ejemplo, que existe mayor variación en la riqueza entre los sitios y localidades del sector externo y medio respecto a la variación de riqueza que existe entre los sitios y las localidades del sector interno (Figura 3B, 3C).

Beta diversidad

Se detectaron diferencias significativas en la composición de especies en todas las escalas espaciales evaluadas (Tabla II). El mayor componente de variación fue atribuido a los residuales, es

TABLA I
ANÁLISIS DE VARIANZA A LA RIQUEZA DE ESPECIES POR RAÍZ
CONSIDERANDO UN DISEÑO JERÁRQUICO ANIDADO

Fuentes de variación	g.l.	Sumatoria cuadrática	Cuadrados medios	F	P	Componentes de variación (%)
Sector	2	393,86	196,93	1,35	0,36	4
Localidad(Se)	6	883,44	147,24	2,47	<0,05	19
Sitio (Lo(Se))	9	539,30	59,92	4,03	<0,05	18
Residuales	153	2276,30	14,88			59
Total	170	4195,20				100

Las probabilidades asociadas a cada valor de F se obtuvieron con 9999 permutaciones de las etiquetas bajo el modelo nulo reducido. También se presentan los componentes de variación asociados a cada fuente.

decir, a las diferencias presentes entre raíces vecinas (Tabla II). A pesar de ello, las diferencias entre sectores son evidentes (Figura 4A). En efecto, el segundo mayor componente correspondió a los sectores (Tabla II); esto implica que, además de las diferencias observadas entre localidades, los sectores son en promedio 24% disímiles en la composición de especies (Figura 4B). Las discrepancias en la composición de especies entre raíces colindantes pueden llegar a ser, en promedio, 38% de disimilitud, y tal diferenciación tendió a aumentar un 13% más en apenas 20-30m de distancia; conjuntamente, localidades separadas por centenares de metros añadieron un 18% a la disimilitud.

Las especies que produjeron la diferenciación entre sectores son numerosas (Tabla III). Entre 17 y 21 especies pueden explicar el 70% de los valores de disimilitud. De ellas resaltan el bryozoario 1928, los tunicados *Aplidium accarensense* Schizoporella pungens Canu & Bassler (Millar, 1953), *Didemnum perlucidum* F.

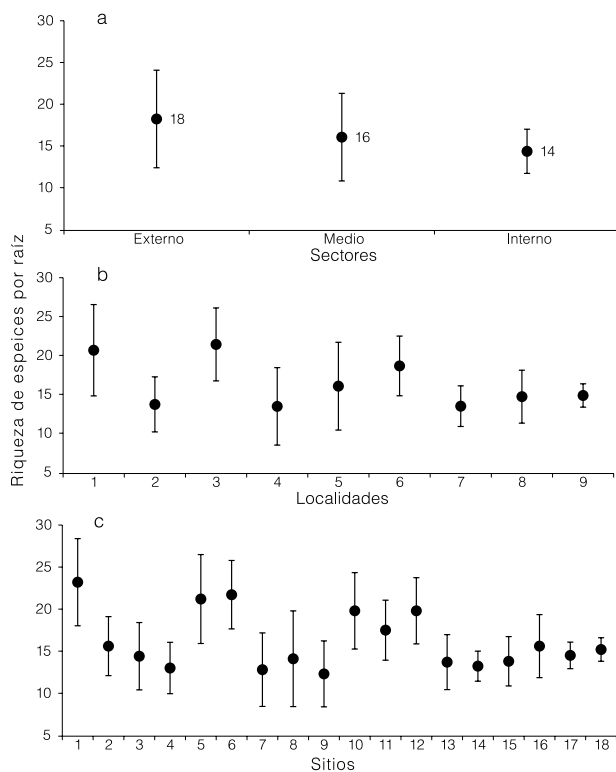


Figura 3. Valores de alfa diversidad (expresado como riqueza de especies promedio por raíz \pm DE) en tres escalas espaciales. a: diferencias entre los sectores, b: diferencias entre las localidades, c: diferencias entre los sitios.

TABLA II
ANÁLISIS DE VARIANZA A LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES USANDO
ABUNDANCIAS CON TRANSFORMACIÓN RAÍZ CUARTA
Y EL COEFICIENTE BRAY-CURTIS ENTRE CADA PAR DE RAÍZ
EN UN DISEÑO JERÁRQUICO ANIDADO

Fuentes de variación	g.l.	Sumatoria cuadrática	Cuadrados medios	Pseudo-F	P	Componentes de variación (%)	Disimilitud añadida
Sector	2	83245	41623	4,5	<0,05	23	24
Localidad(Se)	6	55411	9235,2	3,1	<0,05	13	18
Sitio(Lo(Se))	9	27290	3032,2	2,1	<0,05	7	13
Residuales	153	2,22E+08	1452,9			57	38
Total	170	3,90E+08				100	

Las probabilidades asociadas a cada valor de F se obtuvieron con 9999 permutaciones de las etiquetas bajo el modelo nulo reducido. También se presentan los componentes de variación asociados a cada fuente y la disimilitud Bray-Curtis añadida.

Monniot 1983, *Clavelina oblonga* Herdman 1880 y *Symplegma rubra* Monniot 1972, así como las esponjas *Tedania ignis* (Duchassaing & Michelotti, 1864) y *Haliclona curacaoensis* (van Soest, 1980). Estas especies se presentaron con una frecuencia muy alta en las localidades externas de la laguna respecto a las internas. De igual forma, en las localidades internas, el bivalvo *Brachidontes* sp. Swainson, 1840, los tunicados *Polyclinum constellatum* Savigny 1816 y *Ascidia curvata* (Traustedt, 1882), así como el hidrozooario *Nemalécium* sp., aparecieron con mayor frecuencia respecto a la zona externa y media. En esta última, las ascidias *Microcosmus exasperatus* Heller 1878, *Styela* sp. 1, *Styela* sp. 2 y *Styela canopus* (Savigny, 1816) fueron más comunes que en las zonas externas e internas. Por otra parte, se detectaron especie ubicuas y de elevada aparición en las raíces de toda la laguna; tal es el caso de la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), del bryozoario *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758), y de dos especies de poliquetos, *Branchiomma nigromaculata* e *Hydroides* sp.

Discusión

Gamma- y alfa-diversidad

La γ -diversidad detectada en este trabajo (115 taxones) representa el más alto reportado en estudios sobre incrustaciones de manglar en el mar Caribe, seguido de cerca por el trabajo de Farnsworth y Ellison (1996) en Belice (96 taxones). Sin embargo, es predecible que la riqueza en estos sistemas sea considerablemente mayor, tal como lo refleja la curva de acumulación de especies presentada en este trabajo y la construida por Farnsworth y Ellison (1996), así como los inventarios florísticos y faunísticos levantados en varios de estos sistemas (e.g. Díaz y Rützler, 2009; López *et al.*, 2009). Por otro lado, los mayores niveles de α -diversidad se observaron en las localidades del sector externo (18 spp \pm 5,85), seguidas por las intermedias (16 \pm 5,25 spp.) e internas (14 \pm 2,65 spp.). El resultado sugiere que la α -diversidad es dependiente de procesos de pequeña y mediana escala espacial (decenas de metros) y es probable que también responda a las diferencias ambientales que existen entre los sectores. En cualquier caso, tales niveles de riqueza por raíz superan considerablemente las riquezas reportadas en sistemas de manglar muy diversos, como los cayos de Belice,

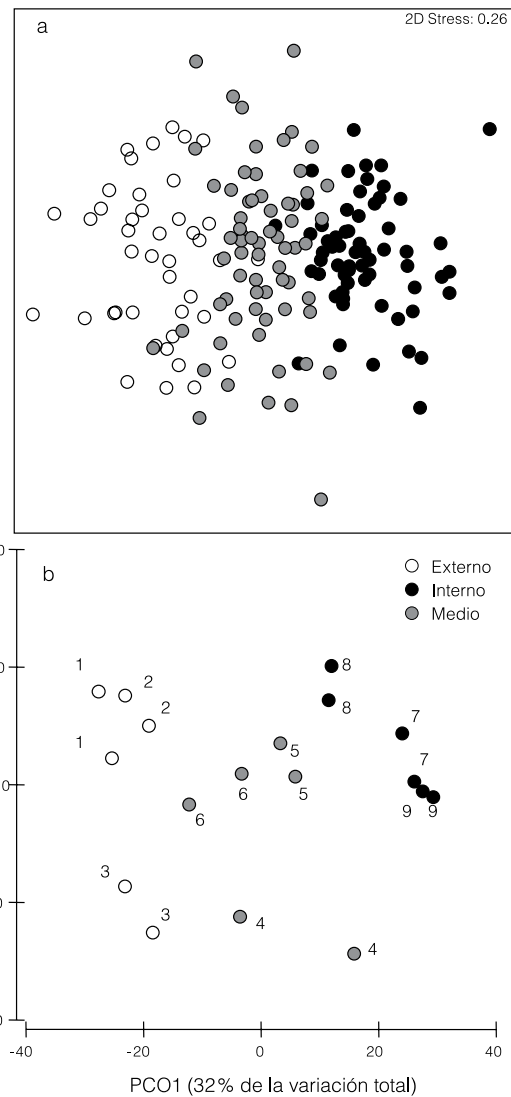


Figura 4. Ordenaciones de la composición de especies incrustantes sobre raíces de manglar usando el coeficiente Bray-Curtis y transformaciones raíz cuarta. a: MDS, que refleja la similitud relativa de la composición de especies entre raíces de los tres sectores; b: PCO, que muestran las distancias entre los centroides para cada sitio (símbolo) en cada localidad (número) en cada sector.

donde la riqueza promedio por raíz ronda al rededor de nueve especies (Farnsworth y Ellison, 1996).

El patrón identificado en La Restinga sobre la alta variabilidad en la composición de especies entre raíces colindantes, así como las diferencias a escalas espaciales mayores, coincide con lo descrito en otras regiones, tales como Belice (Ellison y Farnsworth, 1992; Farnsworth y Ellison, 1996), la Bahía de la Ascensión, México (Inclán Rivadeneyra, 1989), el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela (Álvarez, 1989) y los cayos de Florida, EEUU (Bingham y Young, 1995). En algunos de estos sistemas se ha sugerido que las características ambientales y los eventos estocásticos intervienen drásticamente en los niveles de riqueza

(Álvarez, 1989; Orihuela *et al.*, 1991; Bingham y Young, 1995), y en otros se ha propuesto que las limitaciones de dispersión y la cercanía a arrecifes son los responsables de las diferencias entre localidades (Bingham, 1992; Farnsworth y Ellison, 1996). En cualquier caso, la alta variabilidad en la riqueza entre raíces colindantes sugiere que elementos independientes del entorno, como lo pueden ser el área de cada raíz, las perturbaciones muy localizadas, estadios diferentes de colonización, etc., afectan de forma importante la diversidad en este sistema.

Beta-diversidad

La similitud de especies entre raíces colindantes osciló cerca del 62%, con una disimilitud añadida del 24% entre los sectores, 18% entre localidades y 13% entre sitios. Farnsworth y Ellison (1996) cuantificaron un patrón similar en Belice, donde detectaron que la mayor tasa de recambio de especies ocurre en la menor escala espacial (entre raíces) y que tales niveles están espacialmente autocorrelacionados. Considerando solo esponjas, Guerra-Castro *et al.* (2011) cuantificaron los niveles de variación en la composición de esponjas de manglar a varias escalas espaciales en tres regiones del Caribe Sur, identificando también que la mayor fuente de variación se asocia a las diferencias observadas entre raíces colindantes, seguida por localidades y las regiones.

Las diferencias tan marcadas entre raíces colindantes pueden estar revelando momentos diferentes de inicio de la colonización de la raíz, cuyo desarrollo podría o no ser dependiente de quienes iniciaron la colonización.

Esta hipótesis, referida en la literatura anglosajona como *supply-side ecology* ha sido propuesta en varias oportunidades como un elemento fundamental para comprender la estructuración de las comunidades marinas bentónicas (Underwood y Fairweather, 1989; Underwood y Chapman, 2006); sin embargo, son pocos los sistemas biológicos que permiten su evaluación sin artefactos experimentales. En efecto, los mecanismos más debatidos de control de β -diversidad, como las limitaciones de dispersión (Hubbell, 1997) o el control ambiental sobre las dinámicas de supervivencia, crecimiento, reproducción y reclutamiento (Hutchinson, 1957), así como las relaciones interespecíficas dependientes del ambiente (Connell, 1961) no consideran a estos mecanismos temporales en sus modelos. Si bien

TABLA III
 ESPECIES RESPONSABLES DEL ≈70 % LA DIFERENCIACIÓN ENTRE LOS SECTORES Y SU CONTRIBUCIÓN A LOS VALORES DE DISIMILITUD BRAY-CURTIS (ANÁLISIS SIMPER)

Especies	FSE	FSI	PC	Especies	FSE	FSM	PC	Especies	FSI	FSM	PC
<i>Crassostrea rizophorae</i>	86,83	54,17	12,64	<i>Crassostrea rizophorae</i>	86,83	55,43	11,64	<i>Crassostrea rizophorae</i>	54,17	55,43	13,81
<i>Aplidium accarensense</i>	37,17	0,00	6,26	<i>Aplidium accarensense</i>	37,17	2,10	6,33	<i>Brachidonte</i> sp.	20,51	35,80	8,42
<i>Tedania ignis</i>	30,92	0,00	4,74	<i>Brachidonte</i> sp.	3,60	35,80	5,84	<i>Synnotum circinatum</i>	9,19	20,40	4,96
<i>Nemalécium</i> sp.	10,75	20,75	3,75	<i>Tedania ignis</i>	30,92	5,60	5,15	<i>Nemalécium</i> sp.	20,75	5,80	4,89
<i>Brachidonte</i> sp.	3,60	20,51	3,63	<i>Synnotum circinatum</i>	11,48	20,40	4,04	<i>Balanus</i> sp.	18,56	6,03	4,47
<i>Clavelina oblonga</i>	23,13	0,00	3,42	<i>Clavelina oblonga</i>	23,13	4,30	3,58	<i>Bugula neritina</i>	16,00	12,43	4,09
<i>Balanus</i> sp.	0,48	18,56	3,28	<i>Schizoporella pungens</i>	17,35	5,23	3,00	<i>Mycalé</i> sp.	14,68	3,68	4,02
<i>Polychinum constellatum</i>	3,40	15,42	3,01	<i>Ecteinascidia turbinata</i>	12,65	10,43	2,98	<i>Polychinum constellatum</i>	15,42	0,65	3,82
<i>Synnotum circinatum</i>	11,48	9,19	2,83	<i>Carijoa riisei</i>	18,17	1,10	2,91	<i>Symplegma brakenhielmi</i>	1,39	11,58	3,34
<i>Didemnum perlucidum</i>	17,04	0,00	2,82	<i>Botrilloides nigrum</i>	14,38	7,65	2,89	<i>Halichondria magniconulosa</i>	9,34	8,90	3,28
<i>Botrilloides nigrum</i>	14,38	6,27	2,79	<i>Didemnum perlucidum</i>	17,04	1,73	2,86	<i>Ascidia curvata</i>	9,90	7,12	2,74
<i>Carijoa riisei</i>	18,17	0,00	2,73	<i>Symplegma brakenhielmi</i>	8,12	11,58	2,81	<i>Diplosoma listerianum</i>	5,98	5,98	2,44
<i>Bugula neritina</i>	4,29	16,00	2,71	<i>Zoobotryon verticillatum</i>	15,83	0,10	2,36	<i>Scopalina ruetzleri</i>	0,00	9,87	2,40
<i>Schizoporella pungens</i>	17,35	0,00	2,67	<i>Nemalécium</i> sp.	10,75	5,80	2,33	<i>Microcosmus exasperatus</i>	0,34	11,13	2,38
<i>Zoobotryon verticillatum</i>	15,83	2,69	2,62	<i>Bugula neritina</i>	4,29	12,43	2,23	<i>Botrilloides nigrum</i>	6,27	7,65	2,26
<i>Mycalé</i> sp.	1,54	14,68	2,61	<i>Symplegma rubra</i>	11,50	0,08	1,85	<i>Ecteinascidia turbinata</i>	0,10	10,43	2,12
<i>Halichondria magniconulosa</i>	4,38	9,34	1,99	<i>Scopalina ruetzleri</i>	0,33	9,87	1,81	<i>Branchiomma nigromaculatum</i>	9,19	3,33	1,97
<i>Ecteinascidia turbinata</i>	12,65	0,10	1,98	<i>Lissoclinum</i> sp.	9,52	1,40	1,80				
<i>Symplegma rubra</i>	11,50	0,00	1,86	<i>Halichondria magniconulosa</i>	4,38	8,90	1,76				
<i>Ascidia curvata</i>	1,83	9,90	1,74	<i>Microcosmus exasperatus</i>	5,50	11,13	1,76				
				<i>Mycalé microsigmatosa</i>	6,48	5,50	1,61				

FSE: frecuencia sector externo, FSI: frecuencia sector interno, FSM: frecuencia sector medio, PC: porcentaje de contribución.

las limitaciones de dispersión, el control ambiental y las relaciones interespecificas pueden tener un peso importante en modelar los patrones observados en este sistema, no permiten explicar la mayor fuente de β-diversidad observada, la variación entre raíces colindantes.

En líneas generales, la abundancia de incrustaciones en La Restinga supera considerablemente las abundancias de incrustaciones de otros manglares como los de Belice, los cayos de Florida, Bocas del Toro (Panamá) y el Parque Nacional Morrocoy (Álvarez, 1989; Bingham y Young, 1995; Díaz y Rützler, 2009). En éstos, las esponjas y las algas son los grupos dominantes sobre las raíces de manglar, mientras que en La Restinga, los tunicados y bivalvos fueron los grupos más abundantes, seguidos por esponjas y bryozoarios. La elevada productividad de las aguas en La Restinga puede ser el elemento responsable de este patrón, pues los otros sistemas son descritos generalmente como cuerpos de agua oligotróficos. Sin embargo, los patrones de dominancia en La Restinga variaron mucho de localidad en localidad, haciéndose más evidente tal variación entre sectores de la laguna.

Exceptuando la ostra *C. rizophorae*, presente en grandes cantidades en toda la laguna, las especies dominantes cambiaron en todas las escalas espaciales evaluadas, principalmente entre los diferentes sectores de La Restinga. A pesar de los altos niveles de abundancia respecto a otros manglares, los cambios en la dominancia

entre sectores de La Restinga pueden estar fuertemente afectados por restricciones ambientales, pues es una laguna cuyas salinidades en los cuerpos de agua internos superan a los intermedios y éstos a su vez a la salinidad marina del sector externo o boca de la laguna (única conexión con el mar Caribe). No obstante, la tolerancia a la salinidad no ayuda a explicar las diferencias en la abundancia entre localidades de un mismo sector. Probablemente, factores microclimáticos como nivel exposición a la luz, profundidad, etc. sean los responsables de tales diferencias. Otra explicación a este patrón es el relacionado con los reclutamientos agregados dependientes de la capacidad dispersiva de las especies y del tiempo de sobrevivencia para asentarse (Toonen y Pawlik, 2001; Bates, 2005; Maldonado, 2006) y de la selección de sustratos (Whalan *et al.*, 2008; Burgess *et al.*, 2009) que se reflejan en dominancias muy localizadas.

Las incrustaciones de La Restinga

Tal como se aprecia en los inventarios locales (Díaz *et al.*, 2003; Pérez, 2007; Rocha *et al.*, 2010), las esponjas y los tunicados fueron los grupos más diversos en todo el parque. La superioridad en la riqueza de estos dos grupos corresponde a lo reportado para otras regiones como Belice y Bocas del Toro (Rocha *et al.*, 2005; Díaz y Rützler, 2009). Sorprendentemente no fue así con las algas, cuyo inventario en La Restinga es de 54 especies (Fernández y Pérez, 2009), de las cuales solo se reportaron ocho

en este estudio. Por otra parte, los celenterados y bryozoarios ameritan urgentemente trabajo de taxonomía. En este estudio se reportan al menos seis bryozoarios y 16 celenterados; sin embargo, estos valores pueden alejarse de la riqueza real presente en La Restinga. En manglares de Belice, por ejemplo, se han reportado más de 30 especies de bryozoarios (Winston, 2004) y 59 hidrozoarios (Calder, 1991), mientras que en manglares de Venezuela se han reportado solo cuatro bryozoarios (Quintana Molina, 1979; Sutherland, 1980; Álvarez, 1989) y dos hidrozoarios (Álvarez, 1989; Orihuela *et al.*, 1991).

Conclusión

Modelo de diversidad de especies incrustantes en La Restinga

En este trabajo se propusieron inicialmente dos modelos, 1) la γ-diversidad es resultado de altas α-diversidades y baja β-diversidad; y 2) la γ-diversidad es resultado de bajas α-diversidades y alta β-diversidad. Sin embargo, a la luz de los resultados obtenidos y las comparaciones con otras regiones, se evidencia que la diversidad total de especies incrustantes (γ-diversidad) en el Parque Nacional La Restinga es resultado de una combinación de muchas raíces con relativas altas α-diversidades y elevada β-diversidad. Ambos componentes son dependientes de la escala espacial con que sean evaluados, siendo las variaciones entre raíces colindantes

tes las responsables de la mayor contribución a la γ -diversidad. A pesar de ello, la existencia de una estructura de especies a distintas escalas espaciales sugiere que cada raíz actúa como una isla ecológica, con procesos individualizados por raíz de inmigración/extinción y relaciones interespecíficas, dependiente en menor medida de una combinación de factores que operan a distintas escalas espaciales y temporales. De ser constante este patrón en el tiempo, se resaltaría el hecho que no hay zonas equivalentes en La Restinga, todas tienen el mismo valor en la contribución a la diversidad total y ameritan el mismo esfuerzo de conservación. Por otra parte, los patrones detectados hacen de las incrustaciones en raíces de manglar, particularmente las de La Restinga, un sistema ideal para diseñar experimentos que sometan a prueba hipótesis relacionadas con diversidad de especies en comunidades tropicales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Juan Bolaños, Universidad de Oriente, por el apoyo logístico prestado en La Restinga, así como la colaboración desinteresada de los lancheros Alberto Vázquez y Régulo López. Este trabajo forma parte del estudio piloto de la tesis doctoral del primer autor, y cuenta con la autorización del Instituto Nacional de Parques de la República Bolivariana de Venezuela, Providencia PAA-272-2009.

REFERENCIAS

- Álvarez A (1989) *Establecimiento, Desarrollo y Mantenimiento de una Comunidad Epibentónica Tropical*. Tesis. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 150 pp.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26: 32-46.
- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9: 683-693.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) *PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. Primer-E. Plymouth, RU. 214 pp.
- Anderson MJ, Crist TO, Chase JM, Vellend M, Inouye BD, Freestone AL, Sanders NJ, Cornell HV, Comita LS, Davies KF, Harrison SP, Kraft NJB, Stegen JC, Swenson NG (2010) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecol. Lett.* 14: 19-28.
- Bates WR (2005) Environmental factors affecting reproduction and development in ascidians and other protochordates. *Can. J. Zool.* 83: 51-61.
- Bingham BL (1992) Life histories in an epifaunal community: coupling of adult and larval processes. *Ecology* 73: 2244-2259.
- Bingham BL, Young CM (1995) Stochastic events and dynamics of a mangrove root epifaunal community. *Mar. Ecol.* 16: 145-163.
- Burgess SC, Hart SP, Marshall DJ (2009) Pre-settlement behavior in larval bryozoans: the roles of larval age and size. *Biol. Bull.* 216: 344-354.
- Calder DR (1991) Abundance and distribution of hydroids in a mangrove ecosystem at Twin Cays, Belize, Central America. *Hydrobiologia* 216/217: 221-228.
- Castilla JC (2000) Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 250: 3-21.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austr. J. Ecol.* 18: 117-143.
- Clarke KR, Warwick RM (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J. Appl. Ecol.* 35: 523-531.
- Clarke KR, Warwick RM (2001) *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2^a ed. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK. 175 pp.
- Conde JE, Carmona-Suárez C (2003) Ecosistemas marino-costeros. En Aguilera M, Azocar A, González Jiménez E (Eds.) *Biodiversidad en Venezuela*. Fundación Polar. Caracas, Venezuela. pp. 863-883.
- Connell JH (1961) Effects of competition, predation by *Thais lapillus*, and other factors on natural populations of the barnacle *Balanus balanoides*. *Ecol. Monogr.* 31: 61-104.
- del Monaco C, Capelo J (2000) Los géneros *Balanus*, *Chthamalus* y *Tetraclita* (Crustacea: Cirripeda) en las costas de Nueva Esparta, Venezuela. *Mem. Fund. La Salle Cs. Nat.* 154: 77-97.
- Díaz H, Conde JE, Orihuela B (1992) Estimating the species number and cover of a mangrove-root community: A comparison of Methods. *Austr. J. Mar. Freshw. Res.* 43: 707-714.
- Díaz MC, Pauls SM, Villamizar E, Alvizu A, Amaro ME, Cellamare M, Grune S, Hernández-Ávila I, Narciso S, Pérez A, Pérez J, Ramírez I, Ramos R, Romero MP, Young P (2003) Porifera biodiversity in Nueva Esparta, Venezuela: Common species from "La Restinga" and Cubagua Island. En *The Twin Cays Mangrove Ecosystem, Belize: Biodiversity, Geological History, and Two Decades of Change*. Smithsonian Institution. Ft. Pierce, FL, EEUU.
- Díaz MC, Rützler K (2009) Biodiversity and abundance of sponges in Caribbean mangrove: indicators of environmental quality. *Proc. Smithsonian Marine Science Symposium*, Washington, DC, EEUU. Smithsonian Institution Scholarly Press. pp. 151-172.
- Díaz O, Liñero-Arana I, Villafranca S, Allen T (2009) Epizoic polychaetes (Annelida: Polychaeta) on *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) from La Restinga lagoon, Margarita Island, Venezuela. *Ecotrópicos* 22: 13-22.
- Ellison AM, Farnsworth EJ (1992) The ecology of Belizean mangrove-root fouling communities: patterns of epibiont distribution and abundance, and effects on root growth. *Hydrobiologia* 247: 87-98.
- Farnsworth EJ, Ellison AM (1996) Scale-dependent spatial and temporal variability in biogeography of mangrove root epibiont communities. *Ecol. Monogr.* 66: 45-66.
- Fernández Y, Pérez A (2009) *Inventario Taxonómico, Análisis Mensual de la Riqueza y Evaluación de la Constancia de Macroalgas Asociadas a Raíces de Mangle Rojo (Rhizophora mangle L.) en el Parque Nacional Laguna La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela*. Departamento de Acuicultura, Universidad de Oriente Núcleo Nueva Esparta. Boca del Río, Venezuela. 207 pp.
- Galán A (1976) Contribución al estudio de las incrustaciones biológicas en la laguna de La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 15: 153-168.
- Gómez Gaspar A (1991) Interacción entre un estuario negativo (Laguna de La Restinga, Isla de Margarita) y el mar Caribe adyacente. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 30: 47-55.
- Gray JS (2000) The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 150: 23-49.
- Hubbell S (1997) A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs* 16: s9-s21.
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. Populations studies: Animal ecology and demography. *CSH Symp. Quant. Biol.* 22: 415-427.
- Inclán Rivadeneira R (1989) Ecology of the epibiosis on the submerged roots of *Rhizophora mangle* in Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, México. *Cs. Mar.* 15: 1-20.
- Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comput. Geosci.* 32: 1259-1269.
- Krebs CJ (1999) *Ecological Methodology*. 2^a ed. Addison-Wesley Longman. Menlo Park, CA, EEUU. 620 pp.
- Lacerda LD, Conde JE, Kjerfve JE, Alvarez-León R, Alarcón C, Polanía J (2002). American mangroves. En Lacerda LD (Ed.) *Mangrove Ecosystems: Function and Management*. Springer. Berlín, Alemania. pp. 1-62.
- Legendre P, Borcard D, Peres-Neto PR (2005) Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecol. Monogr.* 75: 435-450.
- Levin SA (1992) The problem of pattern and scale in ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Liebold MA (1995) The niche concept revisited: Mechanistic models and community context. *Ecology* 76: 1371-1382.
- López B, Vera B, Conde JE (2009) Macroalgas asociadas a las raíces de *Rhizophora mangle* L. en la península de Paraguaná, estado Falcón, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 48: 11-21.
- MacArthur R, Levins R (1967) The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *Am. Nat.* 101: 377-385.
- MacArthur RH (1965) Patterns of species diversity. *Biol. Rev. Camb. Phil. Soc.* 40: 510-533.
- Maguire BJ (1973) Niche response structure and the analytical potentials of its relationship to the habitat. *Am. Nat.* 107: 213-246.
- Maldonado M (2006) The ecology of the sponge larva. *Can. J. Zool.* 84: 175-194.
- Morao A (1983). *Diversidad y Fauna de Moluscos y Crustáceos Asociadas a las Raíces Sumergidas de Rhizophora mangle en la Laguna de La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela*. Universidad de Oriente. Venezuela. 89 pp.
- Orihuela B, Díaz H, Conde JE (1991) Mass mortality in a mangrove roots fouling community in a hypersaline tropical lagoon. *Biotropica* 23: 592-601.

- Pérez A (2007) *Estudio de las Comunidades de Esponjas Asociadas a las Raíces del Mangle Rojo (Rhizophora mangle) en la Laguna de La Restinga entre Julio 2004 y Agosto 2005*. Departamento de Acuicultura, Universidad de Oriente Núcleo Nueva Esparta. Boca del Río, Venezuela. 76 pp.
- Quintana Molina JR (1979) *Algunos Aspectos de la Epibiosis en las Raíces del Mangle Rhizophora mangle de la Laguna La Restinga*. Universidad Autónoma Metropolitana. San José, Costa Rica. 25 pp.
- Rocha RM, Faria SB, Moreno TR (2005) Ascidi-ans from Bocas del Toro, Panamá. I. Biodiversity. *Carib. J. Sci.* 41: 600-612.
- Rocha RM, Guerra-Castro E, Lira C, Pauls SM, Hernández I, Perez A, Sardi A, Perez J, Herrera C, Carbonini A, Caraballo V, Salazar D, Díaz MC, Cruz-Motta JJ (2010) Inventory of ascidians (Tunicata, Ascidiacea) from the Na-tional Park La Restinga, Isla Margarita, Venezuela. Results from a NaGISA workshop. *Biota Neotrop.* 10: 1-10.
- Rodríguez G (1959) The marine communities of Margarita Island, Venezuela. *Bull. Mar. Sci. Gulf Carib.* 9: 237-280.
- Rützler K (1969) The mangrove community. Aspects of its structure, faunistics and ecology. *Mem. Simp. Int. Lagunas Costeras, 1967*. UNAM-UNESCO. Mexico. pp. 515-536.
- Sutherland JP (1980) Dynamics of the epibentics community on roots of the mangrove *Rhizophora mangle*, at Bahía de Buche, Venezuela. *Mar. Biol.* 58: 75-84.
- Toonen RJ, Pawlik JR (2001) Foundations of gregariousness: a dispersal polymorphism among the planktonic larvae of a marine invertebrate. *Evolution* 55: 2439-2454.
- Underwood AJ, Chapman MG (2006) Early development of subtidal macrofaunal assemblages: relationships to period and timing of colonization. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 330: 221-233.
- Underwood AJ, Fairweather PG (1989) Supply-side ecology and benthic marine assemblages. *Trends Ecol. Evol.* 4: 16-19.
- Veech JA, Summerville KS, Crist TO, Gering JC (2002) The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99: 3-9.
- Whalan S, Ettinger-Epstein P, Battershill C, de Nys R (2008) Larval vertical migration and hierarchical selectivity of settlement in a brooding marine sponge. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 368: 145-154.
- Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Whittaker RH, Levin SA, Root RB (1973) Niche, habitat, and ecotopé. *Am. Nat.* 107: 321-338.
- Winston JE (2004) Bryozoans from Belize. *Atoll Res. Bull.* 523: 1-14.

QUANTITATIVE ANALYSIS OF FOULING DIVERSITY ASSOCIATED WITH ROOTS OF *Rhizophora mangle* L. IN LA RESTINGA LAGOON NATIONAL PARK

Edlin Guerra-Castro, Juan J. Cruz-Motta and Jesús E. Conde

SUMMARY

Mangrove roots in the Caribbean Sea host a variety of encrusting species not seen in mangroves from other regions. In Venezuela, one of the most studied coastal lagoons is La Restinga Lagoon National Park. Several inventories of flora and fauna have been carried out there, but the components of species diversity (α , β , γ) have not yet been quantified. The first component considers the diversity of species in a particular place, the second reflects the rate of change of species occurring within a region, and the third estimates the diversity of species in the entire region. In this study, a quantitative analysis of the diversity of fouling species growing on the roots of *Rhizophora mangle* L is presented. Four hierarchically nested spatial scales (sectors of lagoon, locations within sectors, sites within loca-

tions, and roots per site) were considered. In each root the presence and abundance of each species was estimated, and the information was analyzed with univariate and multivariate statistics. The richest locations were founded in the external sector (18.23 ± 5.85 species/root), followed by the intermediate (16.05 ± 5.25 species/root) and the internal (14.36 ± 2.65 species/root). Variation of β -diversity was significant at all spatial scales, but the highest component of variation was found at the smallest spatial scale (among roots). In total, 115 species were detected, but bootstrapping procedures predict that γ -diversity may reach 285 species. These results suggest that γ -diversity in La Restinga is a combination of many roots with relatively high α -diversity and high β -diversity at different spatial scales.

QUANTIFICAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES INCRUSTANTES ASSOCIADAS ÀS RAÍZES DE *Rhizophora mangle* L. NO PARQUE NACIONAL LAGUNA DE LA RESTINGA

Edlin Guerra-Castro, Juan J. Cruz-Motta e Jesús E. Conde

RESUMO

As raízes de mangue no mar Caribe albergam uma diversidade de espécies incrustantes que não se observam em manguezais de outros mares. Na Venezuela, uma das lagoas costeiras mais estudadas é o Parque Nacional Laguna La Restinga. Vários inventários florísticos e faunísticos têm sido levantados; no entanto, os componentes de diversidade de espécies (α , β , γ) não têm sido quantificados. O primeiro se refere à diversidade de espécies em um local em particular, o segundo reflete a taxa de mudança de espécies que ocorre dentro de uma região e o terceiro se refere à diversidade de toda a região. Neste trabalho se apresenta uma aproximação quantitativa da diversidade de espécies incrustantes que crescem nas raízes de *Rhizophora mangle* L, considerando quatro escalas espaciais

hierarquicamente aninhadas (setores da lagoa, áreas por setor, locais por área e raízes por local). Em cada raiz foi estimada a presença e abundância de cada espécie, e a informação foi avaliada com estatística univariada e multivariada. As áreas com maior riqueza estão localizadas no setor externo ($18,23 \pm 5,85$ spp/raiz), seguidas pelas intermediárias ($16,05 \pm 5,25$ spp/raiz) e internas ($14,36 \pm 2,65$ spp/raiz). A β -diversidade foi significativa em todas as escalas avaliadas, maiormente entre raízes vizinhas. Em total se detectaram 115 espécies, mas a projeção prevê uma γ -diversidade de até 285. Os resultados sugerem que a γ -diversidade em La Restinga resulta de uma combinação de muitas raízes com relativas altas α -diversidades e elevada β -diversidade em diferentes escalas espaciais.