

Sinecología básica de moluscos terrestres en cuatro formaciones vegetales de Cuba

Antonio Mijail Pérez¹, Juan Carlos Villaseca² y Naima Zione²

¹ Universidad Centroamericana, Apartado A- 90, Managua, Nicaragua.

² Facultad de Biología, Universidad de la Habana, Cuba.

(Rec. 21-IX-1993. Rev. 4-V-1994. Ac. 6-III-1995)

Abstract: The land snail communities of four ecosystems from the National Botanical Garden of Cuba were studied (June, 1991). There are 21 species, 19 genera and 14 families. Higher diversity indexes were obtained for the Dry ($H' = 2.08$) and for the Semideciduous forests ($H' = 1.90$), which also had the highest evenness values. Dominance was higher at the "Cuabal" ($D_{1,2} = 0.86$) and the Coastal "Manigua" (0.90) vegetation types. Species richness values were high in general, with the highest ones at the Dry Forest ($S = 19$) and the lowest at the Cuabal ($S = 7$). The highest AEH was obtained at the Cuabal (0.42) and the lowest at the Dry Forest (0.13). Qualitative (Sorensen Index) and quantitative comparisons (Bray-Curtis and Camberra indexes) were also made in order to study the association among habitats. The highest qualitative similarity was observed between the Dry Forest and the Semideciduous (81 %), of both with the Coastal Manigua (68 %) and the last cluster with the Cuabal at a 39 % level. Soil was the substrate used with a higher frequency ($X^2 = 771.46$, $p < 0.005$), and also the surface or "o m stratum" ($K.S. = 0.60$, $p < 0.001$) which corresponds to debris and rock-dwelling animals. A higher proportion of active individuals was obtained for partial shadow (39.2 %) and filtered sun (49 %). A highly significant relationship was observed between the presence of predatory ants and the mortality of snails in the quadrats studied.

Key words: Communities, land snails, ecological indices, diversity, predation, synecology.

Los estudios comunitarios en moluscos terrestres son en general escasos. No obstante, deben mencionarse los trabajos de Cameron (1978, 1982) y Walden (1981), los cuales por otra parte, tienen un gran valor metodológico.

Según Newell (1967) la mayor parte del trabajo ecológico en moluscos ha estado dirigido hacia los grupos fluviales de importancia médica, usualmente hospederos de esquistosomiasis, o a los grupos marinos. Este mismo autor señaló que los moluscos terrestres han sido estudiados ecológicamente por dos razones principales: el polimorfismo genético de algunas especies como *Cepaea nemoralis* (Harvey 1964 para sumario) y por el interés mundial en controlar el daño causado por babosas y caracoles en algunos cultivos (Mead 1979), es decir, fundamentalmente estudios autoecológicos.

En Cuba prácticamente no existen antecedentes de estudios comunitarios en moluscos terrestres, siendo muy importante destacar los aportes de Bidart y Espinosa (1989) y Cáceres *et al.* (1991). De acuerdo con nuestros datos, una situación muy similar existe en este campo en todo el neotrópico.

En el presente trabajo se estudiaron las comunidades de moluscos de cuatro formaciones vegetales del Jardín Botánico Nacional. Se determinó su composición taxonómica, así como se calculó un grupo de índices para su caracterización ecológica. Se estudiaron algunos aspectos del subnicho estructural, temporal y climático de las comunidades de moluscos en los habitats trabajados. También se incluye una breve discusión sobre métodos de muestreo para este tipo de estudios en gastrópodos terrestres.

MATERIAL Y METODOS

Muestras: Se realizaron entre los días 24 y 28 del mes de Junio de 1991, siguiendo el método de conteo directo según lo propuesto por Newell (1967). Se muestrearon cuatro formaciones vegetales (Cuabal, Bosque Seco, Manigua Costera y Bosque Semicaducifolio) en cada uno de los cuales se realizaron 20 parcelas de 1 x 1 m como sugieren Santos y Hairston (1956). En estas se revisó la capa superficial del suelo suelto hasta una profundidad de 5 cm y las rocas y árboles hasta 2 m de altura.

Para el estudio de la fauna arborícola se revisaron 20 árboles en cada formación vegetal a los cuales se les revisó la corteza hasta una altura de 2 m, por encima de 2 metros se realizó una inspección visual. Para la elección de los árboles, se tuvo en cuenta aquellos que cubrieron 1/4 o menos de las parcelas elegidas al azar; de elegirse una parcela sin árbol se revisó el más próximo a esta. Se consideraron árboles todas las plantas leñosas con más de 3 m de altura. Para el estudio de la fauna petrícola se muestrearon 20 rocas según un criterio similar a las árboles.

Procesamiento de las muestras: Las muestras fueron depositadas en bolsas de plástico para su posterior separación e identificación. Esta última se llevó a cabo según la consulta de la literatura especializada y la revisión de las colecciones CZACC (Colecciones Zoológicas de la Academia de Ciencias de Cuba).

Los especímenes se encuentran depositados en las colecciones CZACC, como colecciones sinecológicas, sin número de catálogo permanente asignado. Los datos de endemismo y distribución fueron tomados de Alayo y Espinosa (en prensa).

Análisis estadístico

Índices ecológicos: Se confeccionaron los índices ecológicos H' (diversidad de Shannon y Weaver (1949), N_1 y N_2 (Diversidades de Hill, 1973b), J' (Equitatividad según la diversidad de Pielou 1975, 1977) y E_4 (equitatividad según las diversidades N_1 y N_2 de Hill 1973b). Para la confección de estos índices se utilizó el programa INECO.

Se calcularon además los índices de Amplitud Ecológica del Habitat (AEH) y Subordina-

ción Ecológica (S), este índice precisa la subordinación ecológica de la comunidad con menor riqueza específica respecto a la comunidad con mayor riqueza. Valores de similitud del 66.6 % establecen la subordinación señalada. También se calculó la dominancia ($D_{1,2}$) de McNaughton y Wolf (1970).

$AEH = H_i/S$ donde:

H_i es el número de habitats donde aparece la especie i

S es el número de especies en el habitat.

$S = C/N$ donde:

C es el número de especies comunes a los habitats A y B.

N es el número de especies de la comunidad con menor riqueza de especies entre las dos que se comparan.

$D_{1,2} = X_1 + X_2/At$ donde :

X_1 : es la abundancia de la especie más abundante de la comunidad.

X_2 : es la abundancia de la segunda especie más abundante de la comunidad

At : es la abundancia total de todas las especies de la comunidad.

Análisis de clasificación: Para estudiar la similitud cualitativa entre los habitats se utilizó el índice de Sorensen (1948), definido por la expresión $S=2C/a+b$, donde a : es el número total de especies en el habitat A y b en el B. C es el número de especies compartidas entre los dos habitats.

Para el estudio de la similitud cuantitativa entre los habitats se utilizó el índice de Camberra, para el cual se tomaron en cuenta los valores de abundancia relativa de cada especie dentro de la comunidad. A las matrices resultantes se les aplicó un análisis de agrupamiento UPGMA (Cody 1974).

Se realizó también un estudio clasificatorio tomando en cuenta los valores de los índices ecológicos calculados; para esto se empleó el índice de Bray-Curtis (Sneath y Sokal 1973). Todos los análisis anteriores se realizaron con el programa Cluster implementado para microcomputadoras personales IBM compatibles.

Nicho ecológico: En el estudio del nicho ecológico es posible tener en cuenta los recursos usados por la especie (Hurlbert 1981) incluyendo el tiempo, que también puede ser considerado como un recurso ecológico (Tracy 1986).

La terminología utilizada con relación al nicho ecológico sigue los criterios de Silva y Berovides (1982), los recursos estudiados pueden ser medidos a través de varias dimensiones.

(I) Estructurales o de microhábitat

Los sustratos fueron divididos en roca, suelo, tronco de árboles, ramas y hojas. Los estratos fueron fijados en 0 m, entre 0.01 y 0.50, 0.51 y 1.00, 1.01 y 1.50, 1.51 y 2 y más de 2 m. De 2 m hacia arriba se realizó una inspección visual.

(II) Temporales

La actividad fue registrada cualitativamente como: estivando, inactivo, reptando, comiendo y copulando. Los datos fueron tomados en horas de la mañana, entre las 8:00 y las 10 a.m.

(III) Climáticas

La iluminación fue medida según situaciones establecidas cualitativamente de sombra total (umbra), penumbra, sol filtrado, parches de sol y sol abierto.

(IV) Tróficas

Para cada parcela estudiada se registró la presencia de otros invertebrados (v.g. hormigas) para estudiar la posible asociación con los componentes de las comunidades estudiadas

Para cada individuo recolectado vivo fue consignado el sustrato, estrato, actividad, iluminación en la que se encontraba y posición sobre el sustrato. La comprobación estadística de la preferencia por alguno de los sustratos o estratos y para contrastar la correlación entre moluscos y predadores se aplicaron las pruebas de bondad de ajuste de X^2 , Kolmogorov-Smirnov y la Prueba G (Sokal y Rolf 1981).

Localidad de estudio: El Jardín Botánico Nacional de Cuba, se encuentra ubicado en las afueras de Ciudad Habana, en el Municipio capitalino Arroyo Naranjo (23° 10' N y 82° 20' W). En él se eligieron cuatro formaciones vegetales fisionómicamente diferentes, en las cuales fueron estudiadas las comunidades de moluscos terrestres asociadas. Las formaciones vegetales fueron identificadas según los criterios de, Berazaín (1982), Capote (1984), Berazaín (Com. Pers.) y Capote (Com. Pers.).

Descripción de las formaciones vegetales.

Manigua Costera: Abarca un área aproximada de ocho ha. Entre sus características más relevantes se encuentra la presencia de un suelo esquelético formado por rocas calizas. En su mayoría el suelo se encuentra expuesto directamente al sol, el estrato arbóreo es bajo y está formado principalmente por plantas xerófitas y suculentas entre las que se destacan cactáceas, *Fourcroya hexapetala* (Magüey), (Amarilidaceae) y *Comocladia dentata* (Guao) (Anacardiaceae).

Bosque Seco: Presencia de un suelo pobre, aunque en menor medida que el que se presenta en la Manigua Costera. Predominancia de árboles pequeños entre los que se encuentran *Caesalpineia sesicae*, *Bursera simaruba* (Almácigo), *Crescentia mirabilis* (Güirita), *Howardia lentiscifolia* (Humo), *Rhodocactus cubensis* (Abrojo de la Florida), *Colubrina ferruginosa* (Bijaguara), *Forestiera segregata*, *Lysiloma latisilicua* (Sabícu), *Lysiloma bahamensis* (Soplillo), *Albizia cubana* (Bacona), *Chlorophora tinctoria* (Fustete) y del género *Cordia* encontramos *Cordia gerascanthus* (Baría) y el vomitel.

Cuabal: Se conoce vernacularmente por este nombre debido a la presencia de "Cuaba" (*Leucocroton flavicans*). Tiene un área aproximada de un hectárea y presenta como características fundamentales, un suelo de poca profundidad donde aflora gran cantidad de roca madre, ph ligeramente ácido, poca retención del agua, abundancia en el contenido de metales pesados como cobre y níquel y relativa escasez de los macroelementos necesarios para el metabolismo vegetal. La vegetación es xeromorfa, de hojas esclerófilas con alto índice de espinescencia y microfilia (Berazaín 1981).

Bosque Semicaducifolio: En el bosque se observa un predominio del estrato arbóreo. Estrato subarbóreo y arbustivo prácticamente ausente. Sotobosque ausente y sustituido por gramíneas. Escasez de epífitas. Especies predominantes *Callophylum antillanum* (Ocuje), *Roystonea regia* (Palma Real), *Hibiscus elatus* (Magüey) y *Lysiloma latisilicua*.

RESULTADOS Y DISCUSION

Composición: La composición taxonómica de los hábitats estudiados (Cuadro 1) exhibe una alta proporción de especies endémicas (67 %) y autóctonas (24 %) a pesar de ser hábitats impos-tados, lo que podría deberse al alto nivel de endemismo de la malacofauna terrestre cubana (Mesa y Jaume 1979). Se colectaron 21 especies distribuidas en 14 familias y 19 géneros.

CUADRO 1

Listado sistemático total de especies en los formaciones vegetales estudiadas con los datos de la distribución y el endemismo. Para la distribución se consideraron tres categorías generales: Pancubana, si la especie se distribuye en todo el país; Regional si se distribuye en alguna de las tres regiones naturales del país (Occidental [incluyendo la Isla de la Juventud], Central y Oriental); Local si su ámbito de distribución comprende un punto o área geográfica que no exceda la mitad de una de las regiones naturales. Para el criterio de las regiones naturales se siguió a Cañas et al. (1975). La categorización del endemismo incluyó las siguientes categorías:

1) Endémicos, taxones que sólo se encuentran en Cuba y que de haber sido comunicados de otro país o área geográfica se consideran introducidos en estos; 2) Autóctonos, taxones que se distribuyen en un área geográfica más o menos extensa, p. ej. Cuba y La Española, y 3) Introducida, incluye a los taxones de los cuáles se conoce que han sido introducidos en el país en tiempos recientes.

Clase Gastropoda Cuvier, 1795

Subclase Prosobranchia Milne-Edwards, 1848

Familia Helicidae

Alcaldia hispida (Pfeiffer): Local- Endémica

Proserpina deprassa (Urbigny): R. Occ.- endémica

Familia Megalostomatidae

Farcimen tortum wood; Local- Endémica

Familia Chondropomatidae

Chondropoma auberianum (Orbigny): Local- Endémica

Opistosiphon sp.; Local (7)- Endémica

Chondropoma presasianum "Gundlach" Pfeiffer; R. Occ.- Endémica

Subclase Heterobranchia Grav. 1840

Familia Subulinidae

Subulina octona Brugiera; Pancubana- Autóctona

Opeas pumilum (Pfeiffer); Pancubana- Autóctona

Familia Streptaxidae

Tomostele musaecola (morelet); Pancubana- Int- roducida

Familia Bulimulidae

Liguus fasciatus romanoensis Jaume; Local- Endémica

Familia Urocoptidae
Gongylostoma elegans subelegans (Pilebry); Local- Endémica

Microceramus turricula (Pfeiffer); Local- Endémico

Familia Polygridae

Praticolella griseola (Pfeiffer); Pancubana- Au- tóctona

Familia Sagdidae

Lacteoluna seienina Gould; Pancubana- Autóctona

Familia Oleacinidae

Oleacina solidula Pfeiffer; Pancubana- Endé- mica

Oleacina oleacea férussac; Pancubana- Endé- mica

Familia Bradybaenidae

Bradybaena similis Férussac; Local- Int- roducida

Familia Camanidae

Zachrysis auricoma (Férussac); Pancubana- Endémica

Familia Xanthonychidae

Cysticopsis exauberi Aguayo y Jaume; Local- Endémica

Eurycampta bomplandi Lamarck; Local- Endé- mica

Familia Veronicellidae

Veronicella floridana Leidy; Pancubana- Au- tóctona

R. Occ. Región Occidental de Cuba.

Muchos autores consideran para este tipo de análisis las especies autóctonas como endé- micas en un sentido más amplio, aunque esto no es siempre aceptado. No obstante si se sigue este criterio el endemismo sería de un 90 %.

En la comunidades estudiadas, se observa también un alto componente de especies de ám- bito distribucional más o menos estrecho o espe- cies locales (33 %) y especies regionales (24 %), es decir, que se distribuyen en una de las tres

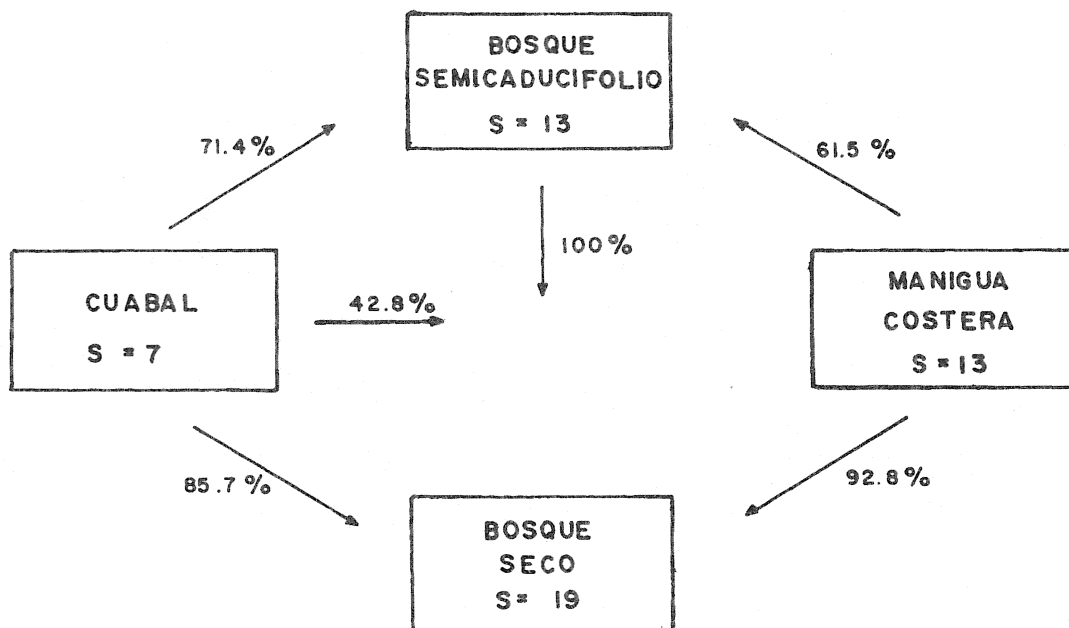


Fig. 1. Relaciones de subordinación ecológica según el índice S. Las saetas en las flechas indican el sentido de la subordinación.

regiones naturales del país (occidental, central y/o oriental). De las especies pancubanas (9) tres son especies endémicas.

En general la riqueza de especies observada es alta ($S = 21$), correspondiendo los valores más altos al Bosque Seco ($S = 19$) y los valores más bajos al Cuabal ($S = 7$). En este sentido, Solem y Climo (1985) plantearon que las comunidades de moluscos están normalmente compuestas por cantidades entre cinco y 12 especies, Bidart y Espinosa (1989) concluyeron que la localidad estudiada por ellos tenía gran importancia malacológica porque hallaron un total de 11 especies.

Organización estructural: Mediante el cálculo de los índices ecológicos (Cuadro 2) es posible tener una idea de la estructura de las comunidades estudiadas. En particular los índices de diversidad son usados muy frecuentemente por los ecólogos, ya que incorporan riqueza de especies y abundancia en un mismo valor (Peet 1974), por lo que muchos autores también les llaman *índices de heterogeneidad*. No obstante, se debe tener en cuenta que estos

valores no son siempre fáciles de interpretar (Ludwig y Reynolds 1988).

Los valores de diversidad mayor fueron obtenidos en el Bosque Seco ($H' = 2.078$) y el Bosque Semicaducifolio ($H' = 1.903$), los cuáles, a su vez, exhiben los mayores valores de equitatividad. Esto puede explicarse por la mayor diversidad de microhabitats existentes en ambas formaciones vegetales con respecto a las otras dos estudiadas y a los factores microclimáticos (v.g. humedad y temperatura) más favorables condicionados en éstas por la existencia del dosel.

Es conocido que factores abióticos como la temperatura, precipitaciones y humedad entre otros, son determinantes en la dinámica de las poblaciones y comunidades de moluscos gastrópodos terrestres (Bouvillon 1956, Nevo *et al.* 1981, De Smet y van Rompu 1984, Solem y Climo 1985).

Los menores valores de equitatividad en el Cuabal ($J' = 0.52$ y $E_4 = 0.71$) y la Manigua Costera ($J' = 0.49$ y $E_4 = 0.74$) se explican por la dominancia de las especies *Subulina octona* Brugiére y *Gongylostoma elegans* (Pilsbry) res-

CUADRO 2

Indices ecológicos calculados en las comunidades de moluscos de las formación vegetales estudiadas

Formac. vegetal	Indice biogeog	Riqueza total	Riqueza vivos	A.E.H.	Di.2	H'	Lambda	N2	J'	E4
Cuabal	1.56	7	7	0.42	0.839	1.027	2.793	1.955	0.527	0.710
Bosque seco	2.30	19	14	0.13	0.536	2.078	7.939	6.038	0.785	0.760
Manigua costera	2.53	13	9	0.21	0.904	1.080	2.947	2.185	0.491	0.741
Bosque semicad	2.46	13	13	0.22	0.554	1.903	6.709	5.208	0.742	0.773

Formac. vegetal. = Formaciones vegetales

Indice biogeog. = Índice biogeográfico

A. E. H. = Amplitud Ecológica por Habitat

D1.2 = Dominancia (MacNaughton & Wolf, 1970)

H' = Diversidad de Shannon-Weaver (1949)

Lambda = Diversidad de Simpson (1949)

N2 = Diversidad (Hill, 1973)

J' = Equitatividad (Pielou, 1975, 1977)

E4 = Equitatividad de Hill (1973)

pectivamente en estas formaciones y se confirman con los valores del índice $D_{1.2}$, que es mayor en estas formaciones (0.839 y 0.904, respectivamente).

En estas formaciones la cobertura del dosel es prácticamente inexistente por lo que la temperatura es más elevada y la humedad del suelo es más baja, constituyendo ambos factores limitantes para el desarrollo de las comunidades de gastrópodos asociadas a ellas.

En el Cuabal se debe considerar además como factor limitante, la naturaleza del suelo, rico en metales pesados. Según Lozek (1962) y Oosterhoff (1977) los moluscos conchados requieren de calcio para la formación de las conchas y en muchos casos estas crecen más gruesas cuando el abastecimiento de calcio es libre (Hoff 1922-1923, Rensch 1932, Oldham 1934a).

El índice de subordinación ecológica nos ofrece una idea de la marcada integración del sistema, la mayor parte de estos son mayores al 66.6 % y se aprecia que todas las formaciones se encuentran subordinadas al Bosque Seco con los valores más altos de similitud (Fig. 1). El hecho de que el Cuabal, apartado del resto de las comunidades, se comporte como unidad dependiente del Bosque Seco y el Bosque Semicaducifolio es expresión de la alta capacidad adaptativa de las especies que integran las comunidades.

En el Bosque Seco, donde se halló un núcleo de especies con mayor especialización, se obtuvo un valor menor de AEH (0.13) contrariamente a lo que ocurre en el Cuabal (AEH=0.42), donde las especies son más generalistas.

El índice biogeográfico arroja valores más altos para la Manigua Costera (IB= 2.53), lo que evidencia que esta contiene el mayor núcleo de especies endémicas y por tanto es la localidad con mayor valor biogeográfico.

Aunque los índices biogeográficos y de amplitud ecológica por habitat no están directamente relacionados, se observa una tendencia a que para mayores valores del índice biogeográficos (Bosque Seco y Manigua Costera) se obtienen menores valores de AEH y viceversa. En el Cuabal, donde existen valores más altos de AEH, se obtuvo el IB más bajo. Las localidades con mayor índice biogeográfico deben tener prioridad diferencial al elaborar estrategias de conservación entre habitats y localidades diferentes (Fontenla Com. Pers.).

Análisis de clasificación entre las comunidades: La comparación, teniendo en cuenta los valores de riqueza específica total entre los habitats, exhibe la formación de dos grupos (Fig. 2): uno formado por la asociación Bosque Seco-Bosque Semicaducifolio y Manigua Costera y otro constituido por el Cuabal. Para este análisis fueron utilizados los datos de composición total de las formaciones vegetales trabajadas, es

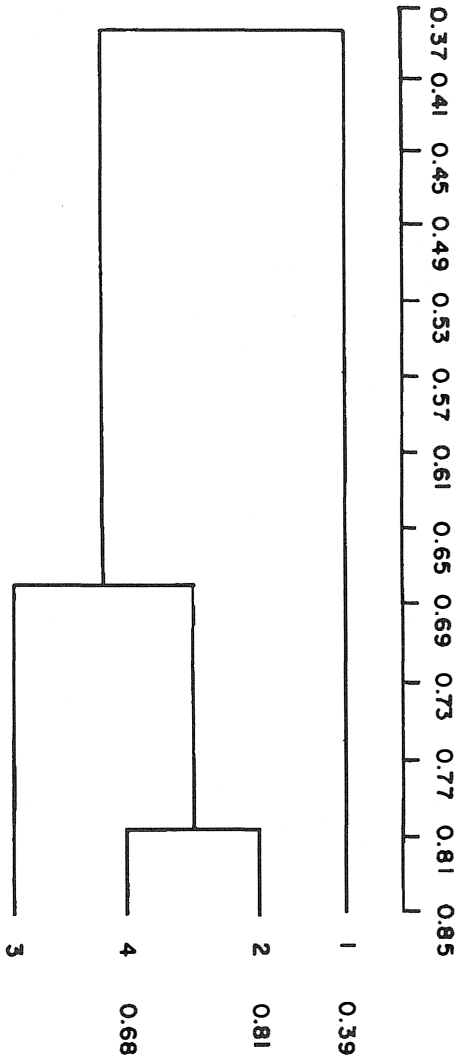


Fig. 2. Dendrograma de agrupamiento según índices de similitud de Sorensen (según la riqueza específica total).

decir, los animales recolectados vivos y los recolectados muertos.

El análisis de los dendrogramas de similitud total puede estar influido por el hecho de que tres de las comunidades se encuentran próximas entre sí, siendo factible el desplazamiento de los animales entre éstas.

La comparación cualitativa entre las comunidades utilizando los datos de los animales vi-

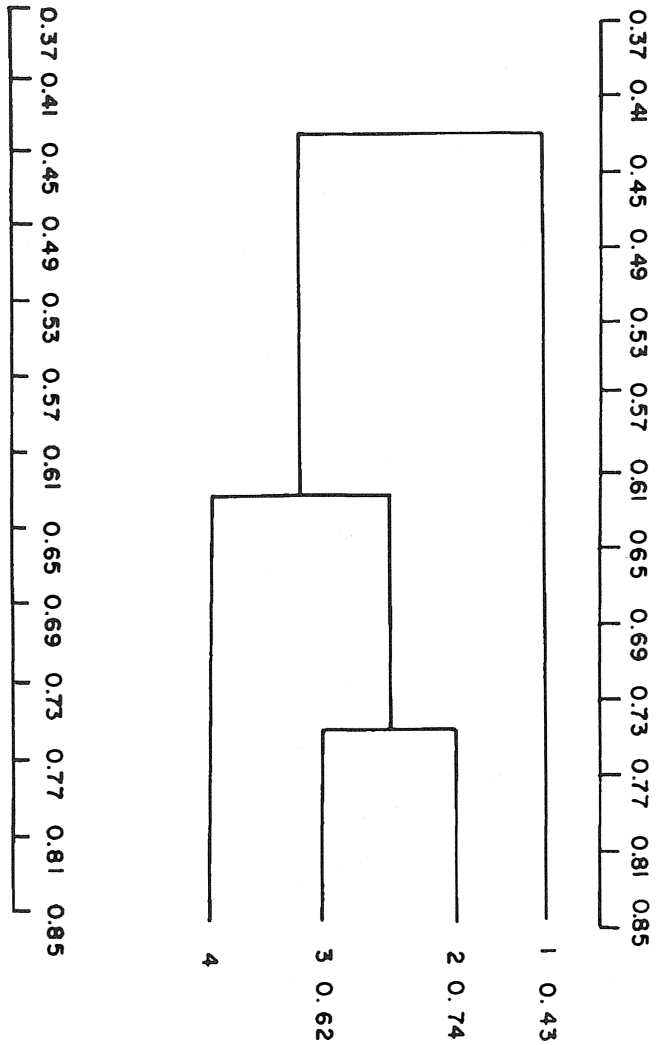


Fig. 3. Dendrograma de agrupamiento según índices de similitud de Sorensen (según la riqueza específica dada por individuos vivos).

vos puede dar una idea más exacta de la similitud entre los habitats. En este caso se observan las mismas agrupaciones pero a diferentes niveles de similitud (Fig. 3). La mayor asociación se observó entre el Bosque Seco y el Bosque Semicaducifolio (74.1 %).

Posteriormente estas dos se unen a la Manigua Costera a un nivel de 62.1 %. El grupo formado por estos tres habitats se une al Cuabal a

un nivel de 43.3 %. La disimilitud entre el Cuabal y las otras formaciones se debe a una menor riqueza de especies y no a la ausencia de especies comunes. La menor riqueza de especies observada en el Cuabal podría ser explicada por la naturaleza del suelo, pobre en calcio y rico en metales pesados, que existe en esta formación; en la que además hemos observado ejemplares de *Zachrysia auricoma* Férussac, con las conchas más pequeñas y delgadas que las encontradas en otras formaciones (Pérez y Vilaseca, en prep.).

La comparación realizada teniendo en cuenta las abundancias relativas (Fig. 4), arroja una mayor relación entre el Bosque Seco y el Bosque Semicaducifolio y de estos dos con el Cuabal, lo que está determinado por la abundancia de *Subulina octona* Brugiére, la cual se presenta en estas tres formaciones y no en la Manigua Costera, la que se observa bien separada de las primeras, producto de la alta abundancia de *Gongylostoma elegans* (Pilsbry) en la misma.

La mayor similitud y valores de riqueza de especies entre el Bosque Seco y el Bosque Semicaducifolio puede explicarse por la existencia de condiciones de iluminación y humedad más apropiadas y la más amplia disponibilidad de estratos y sustratos.

La aplicación de métodos numéricos en la clasificación de comunidades biológicas ha cobrado un auge notable en los últimos años (Boesch 1977), ya que permite sintetizar en grupos la información contenida en grandes matrices de datos.

Nicho ecológico

Subnicho estructural: sustrato y estrato:

El uso de los sustratos por formaciones vegetales (Fig. 5) expresa una preferencia altamente significativa por el suelo en todos los casos ($X^2=771.46$, $p<0.005$); aunque en la Manigua Costera hay una alta preferencia por el sustrato roca lo que sugiere la existencia de una comunidad con hábitos petrícolas marcados. La Manigua Costera está compuesta principalmente por roca caliza, a la cual se encuentran asociadas directamente muchas especies de moluscos.

El tipo de sustrato es importante para los caracoles porque está relacionado con la disponibilidad de alimento y refugio. De acuerdo con

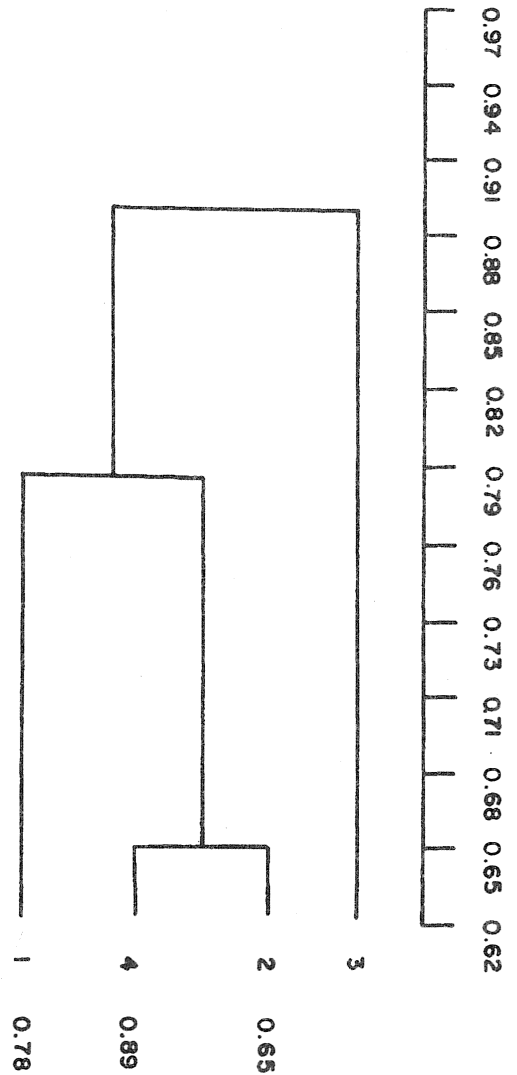


Fig. 4. Dendrograma de agrupamiento según los índices de disimilitud de Camberra tomando en cuenta las abundancias relativas.

Dillon (1980) las rocas suministran refugio mientras las plantas proveen alimento en forma de hojarasca (Karlin 1961) o de tejido vivo (Barnes 1980).

No obstante, los planteamientos anteriores deben ser considerados de manera más amplia, ya que existen caracoles estrictamente petrícolas que se alimentan de líquenes, plantas inferiores y hongos que crecen en las paredes donde habitan (Jaume 1945, Jones y Shachak 1990,

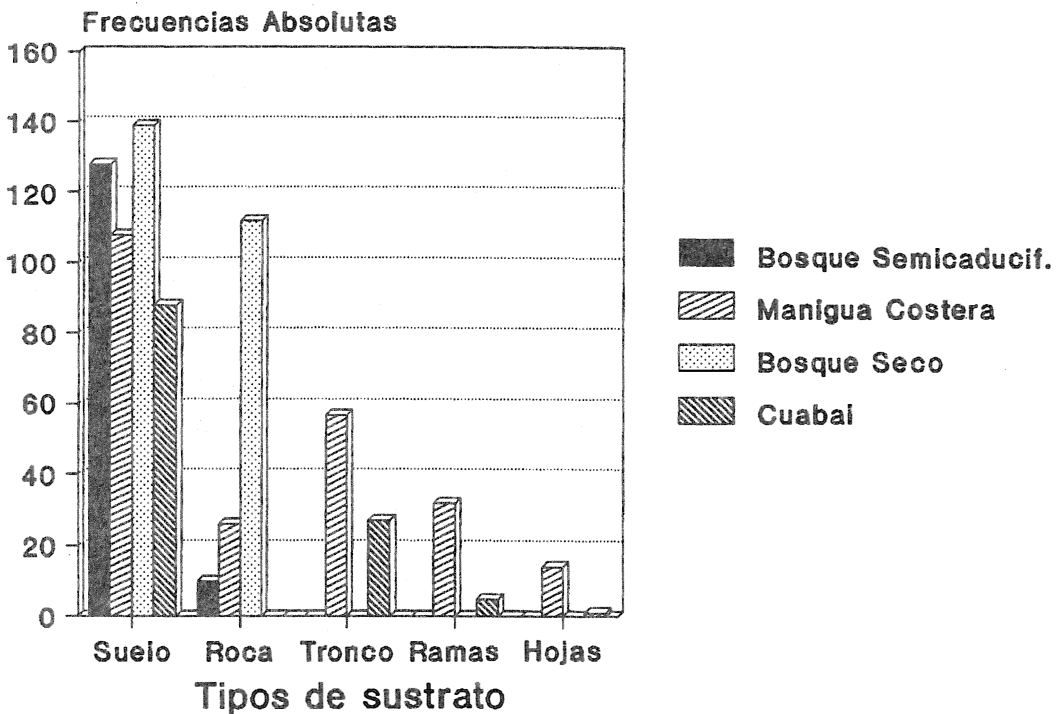


Fig. 5. Distribución de los individuos por sustratos en las formaciones vegetales estudiadas.

Alayo y Espinosa 1993) y por otro lado la hojarasca ofrece posibilidades tanto de alimento como de refugio a numerosas especies que viven estrictamente asociadas con ella (Mason 1970, Boag 1984, Solem y Climo 1985, Locasciulli y Boag, 1987).

La distribución por estratos (Fig. 6) muestra una preferencia altamente significativa por el estrato 0 (Kolmogorov Smirnov = 0.60, $p < 0.001$) lo que confirma el resultado anterior ya que por lo general coinciden el estrato 0 con el sustrato suelo. En el Bosque Seco se observa un uso similar de los demás estratos, aunque menor con respecto al estrato 0.

Subnicho climático y temporal: iluminación y actividad: Todos los individuos encontrados activos se encontraban reptando, es decir, no se encontraron individuos alimentándose o copulando. Tampoco se encontraron individuos estivando, por lo que para el análisis solo se consideró si los individuos estaban o no activos, y se relacionó la actividad con las diferentes condiciones de iluminación registradas.

La mayor parte de los individuos encontrados en actividad se hallaban en condiciones de sol filtrado (Fig. 7) con un 49 %, obteniéndose valores de 39.2 y 11.8 % para la penumbra y la umbra, respectivamente.

En el Cuabal todos los individuos se encontraron en umbra, lo que se explica considerando las condiciones micro y mesoclimáticas de esta formación vegetal, en la cual, debido a su baja cobertura, el elevado xerofitismo y la naturaleza del suelo (rico en metales pesados) (Berazaín 1981) se propicia una temperatura muy elevada y una humedad baja, las cuales resultan limitantes para grupos faunísticos como el estudiado; debe recordarse que la temperatura y la humedad afectan la tasa de pérdida de agua de los caracoles (Heatwole y Heatwole 1978) influenciando en muchos casos su distribución.

En esta formación vegetal (Cuabal), casi todos los ejemplares recolectados se encontraron en condiciones de umbra (sombre total) y bajo piedras.

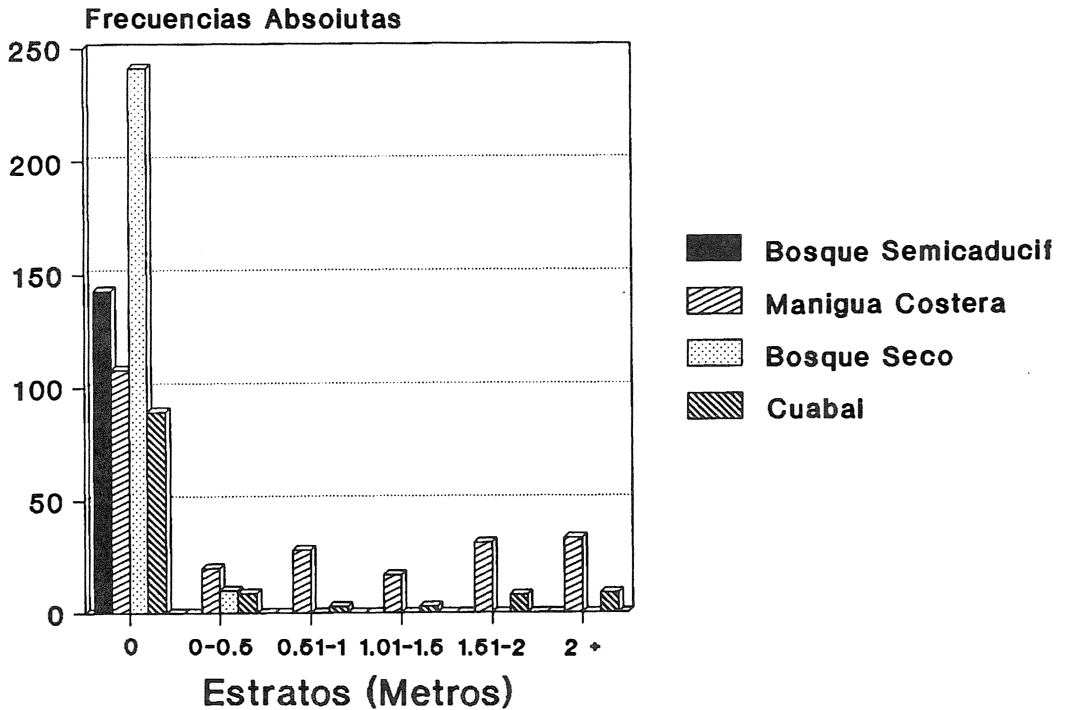


Fig. 6. Distribución de los individuos por estratos en las formaciones vegetales estudiadas.

Subnicho trófico: depredadores: En algunas parcelas donde se observó ausencia total de moluscos vivos se encontraron nidos de las hormigas *Solenopsis geminata* y *Wasmania auropunctata* (Insecta: Hymenoptera), lo que coincide con lo observado por Johnson *et al* (1986a-b) en las islas Sociedad y Solem (1978) en otras islas del Pacífico. Estos autores listaron a *Solenopsis geminata* entre las especies cuya distribución está correlacionada inversamente con la presencia de moluscos terrestres. Una situación similar se observó en parcelas donde se encontraron nidos de *Dysdercus andreae* (Insecta: Hemiptera).

Realizando un análisis global para el cual se tuvieron en cuenta todas las parcelas estudiadas en las cuatro formaciones vegetales ($n=80$), se encontró una relación muy altamente significativa ($G=18.95$, $p < 0.005$) entre la presencia de hormigas (*Solenopsis geminata* y/o *Wasmania auropunctata*) y la presencia de caracoles muertos, lo que sugiere fuertemente que estos insectos depredan a los moluscos como plantean Solem (1978) y Johnson *et al.* (1986a-b).

No obstante, estos valores de mortalidad también podrían deberse a la acción de otros depredadores o de diversos factores microclimáticos como la temperatura y la humedad, así como al pH del suelo y la disponibilidad de alimentos, entre otros.

Consideraciones generales sobre muestreo: Este es un tema altamente controvertido como han planteado Hairston *et al* (1958), Newell (1968) y Lamotte (com. pers). Este último autor plantea como premisa para cualquier estudio ecológico, el cálculo del área mínima, lo cual reconoce el último autor, no es siempre posible por razones de tiempo y/o logística.

No obstante, Lamotte sugiere que un área mínima de muestreo de 1x1 m, según su experiencia, suele ser suficiente y eficiente para realizar estudios ecológicos en animales pequeños y poco vágiles. Santos & Hairston (1956) sugirieron que es mejor trabajar con parcelas pequeñas, por ej. de 1x1.

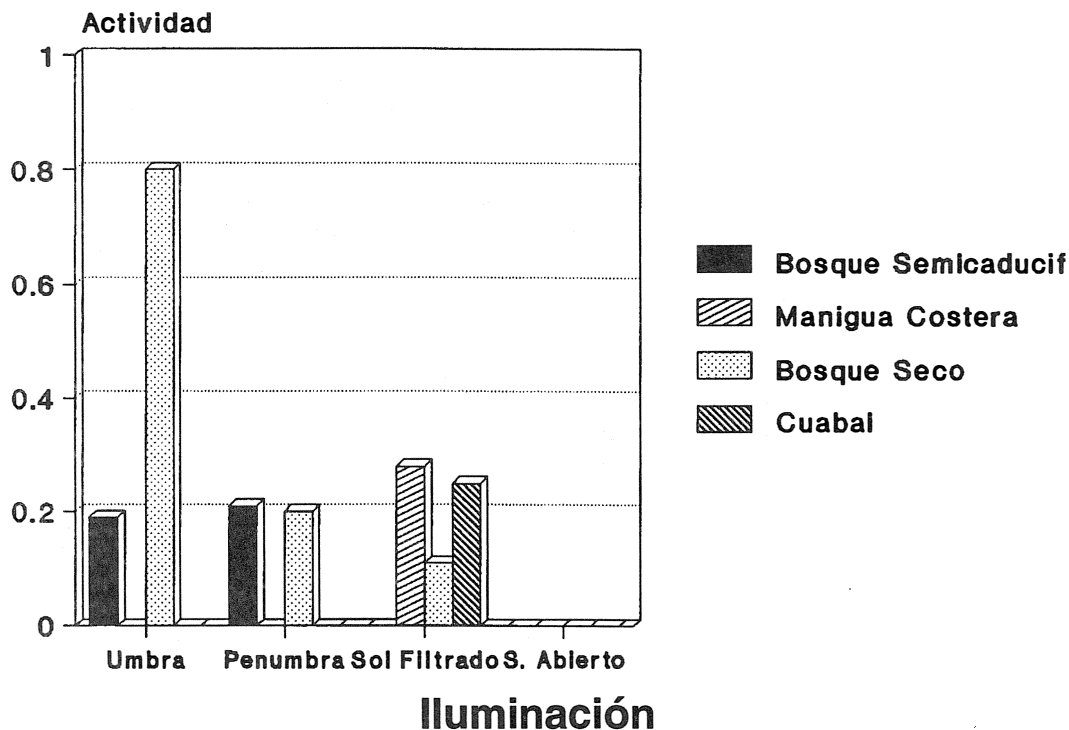


Fig. 7. Proporción de individuos activos por situaciones de iluminación considerando todas las formaciones vegetales.

Cameron *et al.* (1986) trabajaron en una parcela de 30x30 m, lo que en nuestro criterio puede alcanzar los mismos objetivos que realizando 900 parcelas de 1x1 m. Por otra parte, nos parece no idóneo el muestreo de un área tan grande donde existen táxones de pocos mm de longitud, aunque podría pensarse en primer lugar que estos autores no estuviesen interesados en el estudio de las comunidades de microgastropodos, o que estas no fuesen de importancia en el área estudiada por ellos.

Un ejemplo en alguna medida similar, lo constituye el trabajo realizado por Cáceres *et al.* (1991), quienes emplearon una parcela de 5x5 m, en su estudio de la comunidad de moluscos de un bosque de galería en San Antonio de los Baños, prov. Habana, Cuba, donde probablemente no era de interés el estudio de los microgastropodos.

En general, nos parece que para estudios ecológicos en moluscos terrestres, se debería más bien muestrear parcelas pequeñas que permitan revisar exhaustivamente el área trabajada que parcelas grandes de 3x3 m o de 5x5 m, en

las cuáles la probabilidad de pasar por alto las formas pequeñas es mucho mayor (Coney *et al.* 1981). Por otra parte, estas son más complicadas para estudiar.

Las complicaciones mencionadas se acentúan si además se realizan al unísono, estudios colaterales de nicho ecológico en todos los componentes de la comunidad estudiada, es decir, si se reflejan datos de microhábitat, depredadores, período de actividad, y otros aspectos, ya que, como en el presente trabajo, se estarían estudiando al mismo tiempo las comunidades del suelo, arborícolas y petrícolas.

Una solución para el aspecto del área mínima podría ser la replicación de las parcelas en dependencia del área estudiada. En este trabajo hemos realizado 20 réplicas para cada formación vegetal porque las formaciones vegetales del Jardín Botánico no son muy extensas. En formaciones vegetales naturales, probablemente más extensas, se podrían realizar 25, 30 o más réplicas, en dependencia del personal disponible.

Es necesario destacar, que el método de colecta directa introduce un sesgo en la composi-

ción faunística encontrada, que no aparecería con otros métodos indirectos (Coney *et al.* 1982), pues se tiende a coleccionar organismos grandes o visibles dejándose de coleccionar otros pequeños. No obstante, estos métodos son más costosos y requieren de tiempo y en ocasiones equipos o reactivos no siempre disponibles.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi agradecimiento a José Espinosa (Instituto de Oceanología, Academia de Ciencias de Cuba) y a Jorge Luis Fontenla (Instituto de Ecología y Sistemática, Academia de Ciencias de Cuba), por sus valiosas sugerencias durante la concepción del trabajo realizado, así como por la lectura crítica del manuscrito. A Rosalina Berazaín (Jardín Botánico Nacional, Universidad de la Habana, Cuba), René Capote (Instituto de Ecología y Sistemática, Academia de Ciencias de Cuba) y Alfredo Grijalba (Herbario Nacional, Universidad Centroamericana, Managua, Nicaragua) por la revisión de los aspectos botánicos del trabajo; también a los revisores anónimos que han leído el mismo, por sus muy valiosos comentarios.

RESUMEN

Se estudió puntualmente (Junio, 1991) las comunidades de moluscos terrestres de cuatro formaciones vegetales del Jardín Botánico Nacional de Cuba. Hay 21 especies distribuidas en 19 géneros y 14 familias. Los índices de diversidad más altos fueron obtenidos en el Bosque Seco ($H' = 2.08$) y el Semicaducifolio ($H' = 1.90$), donde se observaron también los más altos valores de equitatividad. La dominancia fue mayor en el Cuabal ($D_{1,2} = 0.86$) y la Manigua Costera (0.90). Los valores de riqueza fueron en general altos, habiéndose obtenido los mayores para el Bosque Seco ($S = 19$) y los menores para el Cuabal ($S = 7$). La amplitud ecológica promedio mayor fue obtenida para el Cuabal (0.42) y el menor valor para el Bosque Seco (0.13). Se realizaron comparaciones cualitativas (índice de similitud de Sorensen) y cuantitativas (índices de disimilitud de Bray-Curtis y de Camberra), para estudiar la asociación entre los habitats. Las más altas relaciones de similitud (cualitativa) fueron observadas entre el Bosque Seco y el Bosque Semicaducifolio (81 %), de estos dos con la Manigua Coste-

ra (68 %) y de este grupo con el Cuabal (39 %). El suelo fue el sustrato usado con mayor frecuencia ($\chi^2 = 771.46$, $p < 0.005$). El estrato ceno (m) (a nivel del suelo) fue el más utilizado ($K.S. = 0.60$, $p < 0.001$) lo que se corresponde con los individuos de hábitos terrícolas y algunos petrícolas. La mayor proporción de individuos activos fue obtenida para iluminaciones de penumbra (39.2 %) y sol filtrado (49 %). Se observó una relación altamente significativa entre la presencia de hormigas depredadoras y la mortalidad de los caracoles en las parcelas estudiadas.

REFERENCIAS

- Alayo, P. & J. Espinosa. 1993. Atlas de los moluscos Terrestres y Fluviales de Cuba. Editorial Científico Técnica, La Habana. (En prensa).
- Barnes, R.D. 1980. Invertebrate Zoology. H. R. and Winston, Filadelfia, Pensilvania.
- Berazaín, R. 1981. La zona de vegetación serpentínica del Jardín Botánico Nacional. Rev. Jard. Bot. Nac. 2:151-181.
- Berazaín, R. 1982. Fitogeografía. Editorial Científico Técnica, La Habana.
- Bidart, L. & J. Espinosa. 1989. Aspectos del nicho ecológico de *Polymita picta nigrolimbata*, *Caracolus sagemon rostrata* y *Coryda alauda strobilus*. Cien. Biol. 21-21:130-136.
- Bidart, L. & J. Espinosa. 1989. Moluscos terrestres de Yara, Baracoa, provincia Guantánamo. Garciana 17:1-2.
- Boag, D.A. 1984. Microdistribution of three genera of small terrestrial snails (Stylommatophora: Pulmonata). Can. J. Zool. 63:1089-1095.
- Boesch, D.F. 1977. Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution. Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-77-033 115 p.
- Bouvillon, J. 1956. Influence of temperature on the histological evolution in the ovotestis of *Cepaea*. Nature 177:142-143.
- Cáceres, R., L. Bidart & A. Correoso. 1991. Ecología de la malacofauna de un bosque de galerías de San Antonio de los Baños, provincia Habana. Resúmenes, II Simposio Internacional de Zoología 76-77.
- Cameron, R. A. D. 1982. Life histories, density and biomass in a Woodland Snail community. J. Moll. Stud. 48: 159-166.
- Cameron, R. A. D. 1978. Terrestrial snail faunas of the Malham area. Field Studies 4:715-728.

- Cameron, R. A. D. 1986. Environment and diversities of Forest snail faunas from coastal British Columbia. *Malacologia* 27: 341-355.
- Cañas, P., M. Quintero, F. Olivera & F. Materno. 1975. *Geografía de Cuba*. Editorial Pueblo y Educación, La Habana. 154 p.
- Capote, R. y R. Berazaín. 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Rev. Jard. Bot. Nac.* 5:27-76.
- Clark D. B., C. Guayasamin, O. Pazmiño & C. Donoso. 1982. The tramp ant *Wasmania auropunctata*: autoecology and effects on ant diversity and distribution on Santa Cruz Island, Galápagos. *Biotropica* 14:196-207.
- Cody, M.L. 1974. Competition and the structure of bird communities. Princetown University, Nueva Jersey. 318 p.
- Coney, C.C., W.A. Tarpley & R. Bohannan. 1981. A method of collecting minute landsnails. *Nautilus* 95:43-44.
- Coney, C.C., W.A. Tarpley, J.C. Warden & J.W. Nagel. 1982. Ecological studies of land snails in the Hiwassee river basin of Tennessee, U.S.A. *Malacol. Rev.* 15:69-106.
- De Smet, W.H.O. & E.A.M. van Rompu. 1984. Shell size and thickness in adult *Cepaea nemoralis* (L.) (Gastropoda) from the Belgian coastal dunes. *Biol. Jb. Dodo-nae* 52:26-34.
- Dillon, R.T., Jr. 1980. Multivariate analysis of desert snail distribution in an Arizona canyon. *Malacologia* 17:201-207.
- Espinosa, J. & A. Mijail Pérez. 1991. Moluscos terrestres de Cuba: categorías supragenéricas. Resúmenes, II Simposio Internacional de Zoología, La Habana, p. 53.
- Fontenla, J. L. 1993. Composición y estructura de comunidades de hormigas en un sistema de formaciones vegetales costeras. Poeyana (en prensa).
- Harvey, L. A. 1964. Natural population of *Cepaea nemoralis*, review and discussion. *Sci. Prog. Oxford* 52:113-122.
- Heatwole, H. & A. Heatwole. 1978. Ecology of the Puerto Rican camaenid tree-snails. *Malacologia* 17:241-315.
- Hill, M. O. 1973. Diversity of evenness: a unifying notation and its consequences. *Biology* 54:321-346.
- Hoff, A. 1922-1923. Zur Variabilität von *Arianta* (*Helix*) *arborum* Leach. *Z. Vererbungslehre* 30:99-129.
- Hurlbert, S.H. 1981. A gentle depilation of the niche: Diceran resource sets in resource hyperspace. *Evol. Theor.* 5:177-184.
- Jaume, M.L. 1945. Excursión malacológica al Pan de Guajabón I. *Rev. Soc. Malacol.* 3:51-62.
- Johnson, M. S., J. Murray & B. Clarke. 1986a. High genetic similarities and low heterozygosities in landsnails of the genus *Samoana* from the Society islands. *Malacologia* 27:97-106.
- Johnson, M.S., J. Murray & B. Clarke. 1986b. An electrophoretic analysis of phylogeny and evolutionary rates in the genus *Partula*. *Proc. R. Soc. London B.* 227:161-177.
- Jones, C.G. & M. Shachack. 1990. Fertilization of the desert soil by rock-eating snails. *Nature* 346:839-841.
- Karlin, E.J. 1961. Ecological relationships between vegetation and the distribution of landsnails in Montana, Colorado and New Mexico. *Am. Midl. Nat.* 65:60-66.
- Locasciulli, O. & D.A. Boag 1987. Microdistribution of terrestrial snails (*Stylommatophora*) in forest litter. *Can. Field Nat.* 10:76-81.
- Lozek, V. 1962. Soil conditions and their influence on terrestrial gastropods in central Europe, p. 334-342 *In* P.W. Murphy (ed.) *Progress in Soil Biology*. Butterworths, Londres.
- Lubin, Y. D. 1984. Change in the native fauna of the Galapagos islands following invasion by the little red fire ant, *Wasmania auropunctata*. *Biol. J. Linn. Soc.* 21:299-242.
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. Wiley, Nueva York. 337 p.
- Mason, C.F. 1970. Snails populations, beech litter production and the role of snails in litter decomposition. *Oecologia* 5:214-239.
- Mc Naughton, S. J. & L. C. Wolf. 1970. Dominance and the niche in ecological systems. *Science* 167:131-139.
- Mead, A.R. 1979. Economic malacology, vol. 2B *In* P. Fretter & A. Peake (eds.) *Pulmonates*. Academic, Nueva York. 150 p.
- Mesa, R. y M.L. Jaume. 1979. Sinopsis cuantitativa de la malacofauna terrestre cubana. *Rev. Cubana Med. Trop.* 31: 73-82.
- Nevo, E., Ch. Bar-El, Z. Bar & A. Beiles. 1981. Genetic structure and climatic correlates of a desert landsnail. *Oecologia* 48:199-208.
- Newell, P. F. 1967. Mollusca, p. 413-433 *In* A. Burgess & F. Raw (eds.) *Soil Biology*. Academic, Londres.
- Oldham, C. 1934a. Further observations on the influence of lime on the shells of snails. *Proc. malac. Soc. London* 21:131-138.
- Oosterhoff, L. 1977. Variation in growth rate as an ecological factor in the landsnail *Cepaea nemoralis*. *Neth. J. Zool.* 27:1-32.

- Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. J. Wiley , Nueva York 165 p.
- Pielou, E.C. 1977. *Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience , Nueva York. 385 p.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Revi.Ecol. Syst.*5:285-307.
- Santos, B. C & Hairston, N. G. 1956. Quarterly and annual field reports of the Phillipine schistosomiasis proyect, Palo, Leyte, Filipinas
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communications. University of Illinois, Urbana, Illinois..177 p.
- Silva, A. & V. Berovides. 1982. Acerca del concepto de nicho ecológico. *Cienc. Biol.* 8:95-103.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163:688.
- Sneath, P.H.A. & R.R. Sokal. 1973. *Numerical Taxonomy. The Principles and Practice of Numerical Classification*. Freeman, San Francisco. 573 p.
- Sokal, R.R. & F.J. Rolf. 1981. *Biometry*. . Freeman, San Francisco. 859 p.
- Solem, A. 1978. Endodontoid land snails from Pacific Islands, Part I, Family Endodontidae. *Field Museum of Natural History, Chicago*. 508 p.
- Solem, A. & F.M. Climo. 1985. Structure and habitat correlations of sympatric New Zealand land snails species. *Malacologia* 26:1-30
- Sorensen, T. 1948. A method of stabilizing groups of equivalent amplitud in plant sociology based on the similarity of species contents and its application to analysis of the vegetation of Danish, commons. *Biol. Skr.* 5:1-34.
- Tracy, C.R. 1986. Ecological relations among space, time and thermal niche axes. *Ecology* 67:609-615.
- Walden, H. 1981. Communities and diversities of land molluscs in Scandinavian woodlands. I. High diversities communities in taluses and boulder slopes in S.W. Sweden. *J. Conchology* 30:351-377.