

Sobre la variación de la biodiversidad de briófitos en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, islas Canarias). Análisis preliminar

JUANA MARÍA GONZÁLEZ-MANCEBO*, ANA LOSADA-LIMA
& JAIRO PATIÑO LLORENTE

*Departamento de Biología Vegetal (Botánica) Universidad de La Laguna,
Tenerife, islas Canarias, España. *jglezm@ull.es*

J. M. GONZÁLEZ-MANCEBO, A. LOSADA-LIMA & J. PATIÑO LLORENTE (2003). Bryophyte biodiversity in Garajonay National Park (Gomera, Canary Islands). Preliminary analysis. *VIERAEA* 31: 421-445.

RESUMEN: Se ha realizado un estudio de briófitos en distintos hábitats del Parque Nacional de Garajonay. En 2462 muestreos de parcelas sistemáticas y 523 estaciones de recolección de parcelas dirigidas, se ha identificado un total de 197 especies de briófitos (125 musgos, 69 hepáticas y 3 antocerotes), de las cuales 158 habían sido citadas previamente para el parque y 39 corresponden a nuevos hallazgos para este territorio (entre ellos 17 son además nuevos para la isla de La Gomera). El estudio muestra que en el Parque Nacional de Garajonay existe una elevada β -diversidad determinada principalmente por la diversificación de microhábitats que presenta y la variación del tipo de bosque. La presencia de pistas, carreteras y senderos no parece contribuir a un empobrecimiento de la biodiversidad local, sino que se produce una sustitución de especies características de hábitats forestales por otras típicas de estos ambientes alterados, especialmente especies terrícolas. Existe una baja especificidad de sustrato (suelo, roca, tronco) y de hábitat en los bosques de monteverde, ésta se incrementa en las áreas abiertas, especialmente en suelo y roca. Los bosques más ricos en especies resultaron ser los de ericáceas con máxima precipitación de nieblas, elevada área basal y baja densidad de árboles y los de laurisilva con elevada biodiversidad de especies arbóreas. Los primeros son especialmente ricos en especies terrícolas, mientras que la biodiversidad de epífitos es superior en los bosques de mayor riqueza en forófitos, y abundancia de *Laurus azorica*.

Palabras clave: briófitos, monteverde, microhábitats, biodiversidad.

ABSTRACT: A study on bryophytes from different habitats in Garajonay National Park was made. In 2462 subplots from systematic sample plots and 523 collection points from non-systematic sample plots, a total of 197

bryophyte species (125 mosses, 69 liverworts and 3 hornworts) were identified. Among these, 158 had been recorded previously for the Park. Seventeen were new records to the island of Gomera. The study shows a high β -diversity, especially related to the diversification of habitats and type of forest. The presence of roads, tracks and paths does not produce impoverishment of the local biodiversity, but rather a substitution of the characteristic species of forest habitats to those more adapted to this type of environment, especially terricolous bryophytes. There is a low substrate (soil, rock and trunk) and habitat specificity in the cloud forest analysed, this is increased in open areas, especially soil and rock. The highest number of species was found in the ericaceous forest with a maximum mist precipitation values and high basal area of trees, and in laurel forest with high tree biodiversity. The former was especially rich in terricolous species, while the laurel forest with a high phorophyte diversity and abundance of *Laurus azorica* had the highest number of epiphyte species.

Keywords: bryophytes, cloud forest, microhabitats, biodiversity

INTRODUCCIÓN

El actual número de briófitos que se da en los libros de texto clásicos es de unas 25.000 especies (ej. Strasburger *et al.*, 2000), 15.000 musgos y unas 10.000 hepáticas, cifra que probablemente se irá reduciendo a medida que se incrementen las revisiones críticas de los géneros, ya que éstas generalmente dan como resultado una considerable reducción del número de especies. Crosby *et al.* (1992) estiman que hay tan sólo unas 10.000 especies de musgos y Frahm (2003) indica para las hepáticas unas 4.000 especies. Para las Islas Canarias se habían citado hasta el año 1982, un total de 712 especies de briófitos (485 de musgos y 227 de hepáticas y antocerotes) (Eggers, 1982). Dirkse *et al.* (1993), realizan una profunda revisión de la brioflora canaria y reducen este número a 449 (309 especies de musgos y 140 de hepáticas y antocerotes). La incorporación de las últimas adiciones de musgos incrementa el número total de briófitos de Canarias hasta 464 especies (Losada-Lima *et al.*, 2001).

Entre los factores más importantes que influyen en la biodiversidad de briófitos de una región se encuentran las condiciones climáticas, historia geológica y diversificación de hábitats (Frahm, 2003). En Canarias, la altura de las islas, en relación con la mayor diversidad climática y de ecosistemas, determina variaciones importantes en la riqueza de la brioflora. Así, Tenerife y La Palma, seguidas por Gran Canaria y La Gomera, son las islas que presentan mayor riqueza briófita (González-Mancebo *et al.*, 2001). El bajo número de briófitos a escala mundial no necesariamente se traduce en una baja biodiversidad local, especialmente en bosques tropicales y bosques de nieblas (Frahm, 2003). En los bosques de nieblas de Canarias, laurisilva y fayal-brezal, genéricamente conocidos como monteverde, también se observa una elevada riqueza en especies de este grupo. Por ejemplo, en la Reserva de Pijaral (Anaga, Tenerife) se han citado para el 1% de la superficie total de la misma y sólo en cinco especies de forófitos, 40 especies de briófitos epífitos (González-Mancebo *et al.*, 2003 a, b), lo que representa casi el 40% de la flora briológica epífita de Canarias. Probablemente, un análisis com-

pleto de la brioflora de la Reserva de Pijaral revelaría una biodiversidad briofítica superior a la de plantas vasculares, de las que se han citado un total de 121 taxa en el conjunto de la Reserva (González-González *et al.*, 2002). También en esta isla, para el área de monteverde de Los Silos (con 532 ha) se han citado 127 especies (46 de hepáticas y 81 de musgos) (Losada-Lima *et al.*, 1987, 1990 a), y en Agua García (329 ha) las cifras son similares (50 hepáticas y 96 musgos) (Losada-Lima & Beltrán Tejera, 1987). Sin embargo, para bosques puros de pinar canario de esta misma isla (unas 27.000 ha) se suman sólo 80 especies (64 musgos y 16 hepáticas y antocerotes) (Hernández-García, 1998), aunque este trabajo incluye sólo parcelas forestales, mientras que los dos anteriores, incluyen además microhábitats de áreas deforestadas. Para el Parque Nacional de Garajonay, que cuenta con una de las mejores representaciones de monteverde de Canarias, además de una zona con pinar de repoblación, se habían citado, hasta el año 1990, unos 160 taxones (Losada Lima *et al.*, 1990 b), que sumados a algunas adiciones posteriores (Dirkse *et al.*, 1991, 1993; Amman *et al.*, 1992; Boecker *et al.*, 1993; Greven, 1995; Dirkse & Bouman, 1995; Zippel, 1998) completan un total de 189 especies. Carecemos de datos comparables para zonas de las cotas altitudinales más bajas y superiores de las islas, con la excepción del trabajo realizado por During (1981), que indicó para Lanzarote un total de 75 especies (52 musgos y 17 hepáticas). Sin embargo estas áreas, por su aridez, probablemente presenten los valores más bajos de biodiversidad, al menos a escala local.

Otro aspecto importante de variación de la biodiversidad son los cambios que se producen a pequeña escala geográfica. En el área de monteverde podríamos incluir el tipo y edad del bosque, áreas de borde de bosque, claros naturales o zonas deforestadas, presencia de cursos de agua y tipo de sustrato (troncos, hojas, rocas, suelos). No existen en Canarias estudios cuantitativos que nos permitan analizar las variaciones de la biodiversidad local basándonos en estos factores, con la excepción del tipo de sustrato. Los estudios florísticos mencionados anteriormente para el monteverde de Tenerife mostraban mayor riqueza en suelo que en rocas o troncos (Losada Lima & Beltrán Tejera, 1987; Losada-Lima *et al.*, 1987, 1990 a). El primer estudio cuantitativo realizado, mostraba en la Reserva de El Canal y Los Tiles (La Palma), mayor riqueza en especies epífitas en áreas de laurisilva y valores similares para los tres sustratos en fayal-brezal (González-Mancebo & Hernández-García, 1996). En este mismo estudio, se indicaba además que en el pinar, el sustrato con mayor riqueza lo constituían las rocas, al igual que ocurre en los pinares de Tenerife (Hernández-García, 1998).

Durante los últimos años se ha dado especial importancia al conocimiento de la biodiversidad o riqueza en especies de los distintos grupos de organismos a diferentes escalas geográficas. El análisis de las variaciones de la biodiversidad a escala local nos permitiría además responder a preguntas como: cuáles son los hábitats más ricos en especies, qué especies son indicadoras de los distintos tipos de hábitats, qué implica florísticamente la deforestación para la construcción de carreteras o pistas, o qué especies son indicadoras de hábitats alterados. Los briófitos son considerados como excelentes bioindicadores de calidad ambiental o salud del ecosistema en sentido amplio (ej. Sillet *et al.*, 1995 ; Bates *et al.*, 1997 ; Papp & Rajczy, 1998 ; Hylander *et al.*, 2002). La ventaja principal que ofrecen en este sentido, frente a otros grupos de plantas, se basa en que de manera general tienen una amplia distribución, además para su desarrollo responden no sólo a características climáticas, sino también microclimáticas y al hecho de que

son especialmente sensibles a condiciones de inestabilidad, tanto física como climática (ej. During, 1992; Rose, 1992; Gradstein, 1992; González Mancebo & Hernández-García, 1996).

En este trabajo presentamos un análisis preliminar de la biodiversidad briofítica en distintos hábitats del Parque Nacional de Garajonay. El estudio se basa principalmente en comparar hábitats naturales con los que presentan algún tipo de alteración (senderos, pistas forestales y carreteras). Asimismo, se analiza la variación de la biodiversidad en hábitats de agua y se realiza un estudio cuantitativo en el área de monteverde, que compara la biodiversidad en distintos tipos de bosque y sustratos.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio ocupa la parte más alta de la isla de La Gomera, desde 750 hasta 1450 m s. m. Incluye una buena representación de bosques de fayal-brezal y laurisilva, además de una pequeña superficie de pinar procedente en su mayor parte de plantaciones realizadas a finales de la década de los 60 (Fernández-López, com. per.). También hay zonas con vegetación de sustitución, como jaral y fayal-brezal degradados, algunos de los cuales constituyen bosques secundarios surgidos posteriormente al incendio que tuvo lugar en 1974.

Considerando las comunidades de briófitos, las principales variaciones que presenta el Parque se pueden resumir en: diferentes zonas de influencia de nieblas, altitud, existencia de áreas no forestales, roturas de la bóveda (carreteras, pistas y senderos) en áreas forestales, diferentes edades y alturas de la bóveda forestal, variaciones topográficas de las áreas forestales y de la vegetación vascular y presencia de hábitats de agua. Por otra parte, debemos considerar además diferencias condicionadas por el tipo (suelo, roca y las especies de forófitos) y estabilidad del sustrato (relacionada sobre todo con la edad, en el caso de los forófitos, con la inclinación y grado de alteración en el suelo, y con la constitución en las rocas) y condiciones de humedad (dependientes, además de la influencia de las nieblas, del grado de insolación y de las características del sustrato). Todas estas características generales y particulares nos permiten distinguir una serie de hábitats basándose en la presencia/ausencia de alteración, vegetación superior (en estrecha relación con la precipitación, situación topográfica y altitud), características del sustrato y presencia de agua.

La temperatura media anual varía entre 13-17 °C y la precipitación anual desde 700 mm hasta 900 mm (Marzol *et al.*, 1990; Fernández *et al.*, 1998). La precipitación adicional depositada como nieblas es muy importante y las condiciones de humedad dependen en gran medida de este aporte (ej. Marzol, 2002; Gómez González & Fernández-López, 2003). En el Parque Nacional la precipitación de nieblas varía desde 0-50 mm en las zonas más secas hasta más de 400 mm en las zonas superiores directamente influenciadas por los vientos alisios del NE (Santana Pérez, 1990; Fernández *et al.*, 1998). Además hay diferencias importantes entre la precipitación total y la precipitación penetrante en los bosques, que dependen del tipo de vegetación y exposición a los vientos alisios del NE (Gómez González & Fernández-López, 2003).

Método de muestreo

Se han llevado a cabo de forma paralela dos tipos de muestreo: sistemático y dirigido. El primero de ellos se ha utilizado para comparar la riqueza briofítica en distintos sustratos (tronco, roca y suelo) y áreas de monteverde de diferente composición de la vegetación arbórea. Por otra parte, el muestreo dirigido se ha realizado para analizar la riqueza de los hábitats de agua (riachuelos y paredes rezumantes), zonas de pinar y vegetación degradada, así como para comparar la riqueza de hábitats naturales y alterados por pistas, senderos y carreteras.

El **muestreo sistemático** ha consistido en la realización de 10 transectos que recorren el Parque en dirección NE-SW. El Parque fue dividido en cuadrículas de 1 km², y en cada una de ellas, siguiendo las líneas de los transectos, se seleccionaron sobre el mapa dos parcelas de muestreo (parcelas sistemáticas), una en la esquina y otra en el centro (Fig.1), de manera que la distribución nos permitiera incluir el máximo de parcelas dentro del Parque para cada transecto. Sin embargo, en ocasiones fue imposible realizar algunas de las parcelas correspondientes, debido a la ausencia o al mal estado de conservación del bosque en el punto previamente seleccionado en el mapa. Así, finalmente el muestreo sistemático cuenta con 59 parcelas de 100 m² cada una, cuyo número y posición se indican en la figura 1.

Mediante el uso de un GPS se localizaba en el terreno el punto previamente seleccionado en el mapa, evitando incluir los cauces de barranco (que claramente representa-

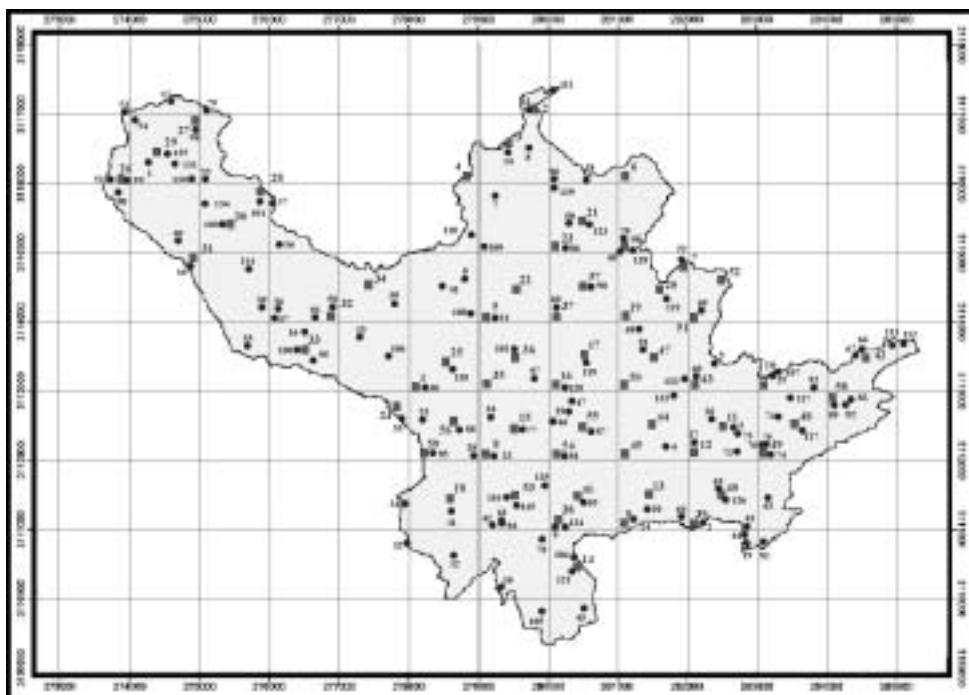


Figura 1. Distribución de las parcelas dirigidas (puntos) y parcelas sistemáticas (cuadrados), en las cuadrículas de 1 km² en las que fue subdividido el Parque Nacional de Garajonay.

ban un hábitat diferente) y alejándonos, al menos 30 metros, de cualquier claro de la bóveda. Las áreas con una pendiente superior a 30° también fueron evitadas para eliminar las zonas menos favorables para el asentamiento de briófitos en el suelo. De igual manera, bóvedas con una altura inferior a 7 m tampoco fueron muestreadas, para excluir las formaciones más cerradas, que pudieran ser consideradas casi como vegetación arbustiva, y resultar especialmente empobrecidas en brioflora. En cada parcela sistemática, previamente delimitada con una cuerda, se contabilizaron todos los árboles de cada especie y se midieron sus perímetros a 130 cm de altura, para posteriormente calcular el área basal para cada especie de forófito y total en cada parcela. A continuación se seleccionaron al azar 6 muestreos de suelo de 400 cm² de superficie y 6 de roca de 100 cm² de superficie. En ocasiones, este número de muestreos se vio reducido debido a la ausencia de briófitos en estos sustratos. Para la realización de los muestreos de suelo se siguieron dos líneas paralelas en cada parcela, en cada una de las cuales se posicionaron tres muestreos procurando que las distancias entre los mismos fueran similares y evitando las bases de los árboles y la madera en descomposición. Cuando la cobertura de briófitos en el suelo era muy baja (<0,5%) los muestreos se realizaron sólo donde los briófitos estaban presentes. Cuando en los muestreos de suelo o roca había material desprendido de los árboles éste se eliminó de la muestra, incluyendo sólo las especies que estaban adheridas al suelo o roca y las muscícolas. Con respecto a los epífitos, en cada parcela se muestrearon 3 árboles de cada una de las especies de forófito presentes en la misma, seleccionando en cada caso los troncos de mayor perímetro. En cada árbol seleccionado se realizaron 4 muestreos de 100 cm² cada uno, 2 en orientación NE y otros 2 en orientación SW, situados en lo que consideramos como base (a 50 cm de altura) y tronco (130 cm de altura). Para evitar que un único muestreo incluyera diferente orientación, los árboles con un perímetro inferior a 20 cm nunca fueron muestreados. En conjunto se muestrearon 11 especies de forófitos. En todos los muestreos el material era raspado cuidadosamente, después de anotar la cobertura total, e introducido en sobres. Posteriormente, en el laboratorio, se procedió a calcular la cobertura de cada especie (% del total del muestreo) y a su identificación. En total se realizaron 2012 muestreos sobre troncos, 201 en suelo y 249 en roca. Además se estimó la cobertura total de briófitos en la parcela para cada sustrato: roca, suelo y tronco. En el caso de los troncos, sólo se incluyeron los tres primeros metros de los árboles muestreados y se estimó a partir de éstos la cobertura total de la parcela, considerando para ello la superficie total de cada especie de forófito.

Los datos ambientales considerados en cada parcela sistemática fueron los siguientes: altitud, orientación, inclinación, altura media de la bóveda (desde el suelo hasta la parte superior de los árboles), densidad de troncos (nº total de troncos por parcela), área basal total de los árboles, área basal de cada especie arbórea y topografía. Se establecieron tres clases topográficas según las parcelas estuvieran situadas en crestas o partes superiores del Parque (cresta), a media ladera (ladera) o próximas al fondo de los barrancos en la parte inferior de las laderas (cauce). También se consideraron los rangos de precipitación de nieblas, según las categorías establecidas en los mapas del Parque Nacional elaborados por Fernández *et al.* (1998), con algunas consideraciones de Santana Pérez (1990): 1- Precipitación por nieblas muy escasa en laderas de sotavento (0-50 mm). 2- Precipitación de nieblas escasa (50-150 mm) en valles protegidos localizados entre 800 y 1000 m s. m. y expuestos a los vientos alisios del NE. 3- Zonas de transición

entre 2 y 4. 4- Precipitación de nieblas notable (150-400 mm) en laderas expuestas a los vientos alisios del NE. 5- Precipitación de nieblas alta (>400 mm) en áreas de crestas localizadas entre 900-1200 m s. m.

El **muestreo dirigido** ha consistido en la selección de 135 parcelas (parcelas dirigidas) en todos aquellos lugares en los que la observación directa en el campo nos permitía apreciar una elevada biodiversidad o bien especies nuevas para un hábitat concreto. Ha estado orientado a conseguir la máxima riqueza para cada hábitat y se ha realizado en todas las cuadrículas de 1 km² en las que fue subdividido el Parque. En cada una de las parcelas dirigidas se establecieron distintas estaciones de recolección (en total 523) que abarcaban la diversidad de hábitats de la misma (taludes, suelos, troncos, hojas, ramas, madera en descomposición, rocas, paredes y muros artificiales). El número de hábitats y, consecuentemente de estaciones de muestreo de cada parcela dirigida fue variable, por lo que, a diferencia de lo que ocurre con las parcelas sistemáticas, la riqueza de cada una de ellas no es comparable con la de las otras. Sin embargo el esfuerzo realizado para la obtención de la máxima biodiversidad nos permite comparar la riqueza total de los distintos hábitats considerados, tanto para áreas alteradas como naturales.

Las variables consideradas en el caso de las parcelas dirigidas fueron: tipo de vegetación superior (monteverde, brezal degradado, pinar y vegetación no arbórea), altitud, alteración de la bóveda (carreteras, pistas y senderos) y tipo de sustrato (incluyendo hasta 25 especies diferentes de forófitos). Los tipos de vegetación se indicaban para cada parcela independientemente de que la misma se realizara en el interior del bosque o en zonas roturadas del mismo. Las parcelas que han sido consideradas como de áreas roturadas son las realizadas en claros de bóveda y márgenes de la misma, siempre que éstos fueran producidos por carreteras, pistas o senderos. Por otra parte, las parcelas de áreas naturales incluyen todas las que se realizaron en el interior de bosques de monteverde o pinar, o bien áreas abiertas naturales, como paredones o roques. Las estaciones de hábitats de agua, por su peculiaridad han sido consideradas de manera independiente, la mayoría de ellas se situaban en áreas naturales (excepto 6, ver tabla I).

Para la nomenclatura hemos seguido a Hansen & Sunding (1993) para las plantas vasculares y Losada -Lima *et al.* (2001) para los briófitos.

Análisis de los datos

Para analizar la variación del tipo de bosque, en función de la vegetación arbórea de las parcelas sistemáticas, se ha utilizado una matriz construida con el área basal de las especies de árboles y se ha aplicado un análisis de TWINSPAN (Hill, 1979).

La variación de la β -diversidad se ha analizado utilizando un Análisis Corregido de Correspondencia o “Detrended Correspondence Analysis” (DCA), (Hill & Gauch, 1980). Una de las utilidades del DCA es ser la única técnica multivariante en la que la longitud de los ejes tiene un significado biológico. En este caso, la longitud de los ejes se puede relacionar directamente con el cambio en β -diversidad. Este análisis se ha aplicado a una matriz de presencia/ausencia construida con las 523 estaciones de recolección de las parcelas dirigidas, así como a una matriz de abundancia, construida con la suma de las coberturas de cada especie para los tres sustratos considerados en las parcelas sistemáticas. Para estos análisis hemos utilizado el programa CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer, 2002).

| PARCELAS HÁBITAT | DIRIGIDAS | | | | | | | | | | | | SISTEMÁTICAS BOSQUES | | | | | |
|---------------------|--------------|--------|--------------------------------|-------|-------|-------|------|------|-----------------|-----------------|-------|-------|-------------------------|------|--------|-------|------|-----|
| | AGUA | | ÁREAS ROTURADAS Y SUS MÁRGENES | | | | | | ÁREAS NATURALES | | | | | | | | | |
| Riachuelo | Pared rezum. | Tronco | Madera descomp. | Talud | Suelo | Pared | Muro | Roca | Tronco | Madera descomp. | Talud | Suelo | Pared | Roca | Tronco | Suelo | Roca | |
| Parcelas | 17 | 7 | 13 | 3 | 29 | 49 | 21 | 5 | 16 | 50 | 21 | 18 | 32 | 22 | 47 | 59 | 59 | 59 |
| Total estac./mues. | 19 | 9 | 27 | 5 | 35 | 66 | 24 | 5 | 25 | 125 | 30 | 19 | 37 | 23 | 74 | 2012 | 201 | 249 |
| Monteverde | 18 | 9 | 17 | 4 | 28 | 48 | 12 | 4 | 12 | 116 | 29 | 16 | 35 | 19 | 62 | 59 | 59 | 59 |
| Pinar | 1 | | 3 | | 3 | 5 | 3 | 1 | 1 | 5 | 1 | | | | 1 | 2 | | |
| Brezal degradado | | | 7 | 1 | 4 | 12 | 9 | | 12 | 3 | | 2 | 2 | 2 | 5 | | | |
| Veg. abierta | | | | | 1 | | | | | 1 | | 1 | 0 | 1 | 4 | | | |
| Cauce | 10 | 7 | 7 | 4 | 3 | 6 | 1 | | 5 | 8 | 4 | 3 | 2 | 10 | 11 | 17 | 8 | 17 |
| Ladera | 8 | 2 | 16 | | 24 | 47 | 16 | 5 | 17 | 82 | 19 | 10 | 26 | 10 | 47 | 19 | 12 | 17 |
| Cresta | | | 4 | 1 | 7 | 11 | 5 | | 3 | 35 | 7 | 6 | 9 | 2 | 13 | 23 | 20 | 18 |
| Carretera | | 1 | 16 | | 10 | 22 | 14 | 4 | 15 | | | | | | | | | |
| Pista | 4 | 1 | 14 | 5 | 20 | 29 | 9 | 2 | 14 | | | | | | | | | |
| Sendero | | | | | 7 | 22 | 3 | | | | | | | | | | | |
| Umbrío | 18 | 9 | 14 | 4 | 18 | 18 | 4 | 1 | 9 | 101 | 28 | 13 | 21 | 15 | 43 | 59 | 59 | 59 |
| Expuesto | 1 | | 13 | 1 | 15 | 48 | 18 | 4 | 16 | 18 | 2 | 4 | 14 | 8 | 28 | | | |
| Roca | 15 | 8 | | | | 5 | 4 | 22 | | | | | 9 | 68 | - | - | - | - |
| Roca-tierra | 4 | 1 | | | 2 | 19 | 1 | 3 | | | | 1 | 14 | 6 | - | - | - | - |

Tabla I. Relación de hábitats incluidos en parcelas dirigidas y sistemáticas. Los hábitats están agrupados por el tipo de muestreo (parcelas dirigidas y sistemáticas) y por sus características en relación al agua (riachuelos y paredes rezumantes (rezum.)), encontrarse en áreas roturadas o naturales. En estas dos últimas se distinguen diversos microhábitats (tronco, madera descomp. (descomposición), talud, suelo, pared, muro y roca). La primera columna incluye: número de parcelas para cada hábitat, número total de estac./mues. (estaciones en parcelas dirigidas y muestreos en parcelas sistemáticas), el número de estaciones/muestreos en monteverde, pinar, brezal degradado (brezales con altura de bóveda inferior a 7 m), veg. abierta (vegetación no arbórea), en cauce, ladera o cresta y en áreas roturadas o márgenes de carreteras, pistas y senderos, así como las estaciones /muestreos en umbría o expuestos y el tipo de sustrato. Las celdas vacías indican un valor cero.

Además, se ha utilizado el programa SPSS (1997) para analizar la correlación entre el número de especies y el número de hábitats y muestreos, así como con las variables (tipos de vegetación, altitud y exposición a la insolación) en las parcelas dirigidas. También se analizó la correlación entre número de especies y todas las variables consideradas en las parcelas sistemáticas. Finalmente, este programa se ha utilizado además para calcular coeficientes de correlación entre las coordenadas de los muestreos en los análisis DCA, y las variables ambientales consideradas en cada tipo de muestreo. Esto nos ha permitido hacer un análisis preliminar de los gradientes ambientales que determinan la máxima variación de la biodiversidad en el Parque.

Finalmente, para analizar la similitud entre pares de hábitats considerados hemos utilizado el índice binario de Sørensen.

RESULTADOS

En los 2462 muestreos de parcelas sistemáticas y 523 estaciones de recolección de parcelas dirigidas realizadas en el Parque Nacional de Garajonay, hemos identificado un total de 197 especies de briófitos (125 musgos, 69 hepáticas y 3 antocerotes) (ver apéndice), de las cuales 158 habían sido citadas previamente para el Parque y 39 corresponden a nuevos hallazgos para este territorio (entre ellos 17 son además nuevos para la isla de la Gomera). No obstante, hay especies correspondientes a géneros conflictivos (ej. *Bryum*) que permanecen aún en estudio. Por otra parte, hay 30 especies que habían sido citadas previamente para el Parque y que en este estudio no han sido localizadas.

La tabla I incluye un resumen del conjunto de hábitats muestreado en las parcelas dirigidas y sistemáticas. Como se puede observar, en las parcelas dirigidas, el número de estaciones realizadas en troncos, madera en descomposición y rocas, fue superior en bosques que en áreas roturadas. Por el contrario, el número de estaciones en taludes y suelo fue superior en áreas roturadas. Con respecto a los hábitats de agua, también se realizó mayor número de estaciones en riachuelos que en paredes rezumantes. En el caso de las parcelas sistemáticas el número de muestreos sobre troncos fue superior al de rocas o suelos, debido a la riqueza de forófitos existente.

A cada una de las especies se le ha asignado una categoría según su distribución estuviera restringida exclusiva o casi exclusivamente a hábitats naturales y roturados, o bien lo hiciera de manera general en ambos. El número de especies para estas tres categorías, así como su distribución de frecuencias se presentan en la tabla II. Como se puede observar, se ha encontrado una elevada proporción de especies muy raras y raras (62%), mientras que sólo un 33,5% eran especies frecuentes y muy frecuentes y 4,5% especies comunes. Todas las especies comunes y la mayoría de las frecuentes y muy frecuentes se encuentran tanto en hábitats naturales como roturados. La proporción de especies muy raras en ambos tipos de hábitats es similar y entre las especies raras hay mayor proporción en hábitats naturales que roturados. Finalmente, también en la tabla II, se observa que la proporción de especies características de hábitats naturales o de ambos (N + R, ver tabla II) es superior a la de la de hábitats roturados.

En la tabla III se presenta el número de especies de musgos, hepáticas y totales en los distintos hábitats diferenciados en parcelas dirigidas y sistemáticas, así como el porcentaje de especies que han aparecido exclusivamente en cada hábitat. Se observa que el número de

especies de hepáticas es inferior al de musgos en todos los hábitats, con la excepción de los troncos de monteverde analizados en las parcelas sistemáticas. En troncos y madera en descomposición de las parcelas dirigidas de áreas naturales los valores de ambos grupos son similares. En las áreas roturadas la mayor riqueza de especies la presentaron los taludes y suelos, seguido de paredes y rocas. Por el contrario, en las parcelas dirigidas de bosques, los hábitats de roca fueron los de mayor biodiversidad, seguidos por los de suelo y tronco (incluyendo también ramas y hojas). En las parcelas sistemáticas el número de especies para cada sustrato fue similar, con ligero incremento en las rocas. Se encontró un número similar de especies en las parcelas dirigidas de hábitats naturales y de áreas roturadas. No obstante, en conjunto, es decir incluyendo las especies de hábitats naturales de agua y de parcelas sistemáticas, encontramos que hay un mayor número de especies que han sido encontradas en

| HÁBITATS | NATURALES | ROTURADOS | N + R | TOTAL |
|-----------------------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Muy raras | 26 | 26 | 20 | 72 |
| Raras | 18 | 7 | 24 | 49 |
| Frecuentes | 26 | 4 | 16 | 46 |
| Muy frecuentes | 4 | 4 | 13 | 21 |
| Comunes | 0 | 0 | 9 | 9 |
| TOTAL | 74 | 41 | 82 | 197 |

Tabla II. Número de especies para las distintas clases de frecuencia establecidas para especies características de hábitats naturales, roturados y de ambos (N + R = natural + roturado).

| PARCELAS | HÁBITATS | | Musgos | Hepáticas | TOTAL | Exclusivas (%) |
|---------------|--------------------------------------|-----------------|--------|-----------|-------|----------------|
| DIRIGIDAS | AGUA (67 especies) | Riachuelo | 37 | 20 | 58 | 6,90 |
| | | Pared rezumante | 24 | 17 | 42 | 9,52 |
| | ÁREAS ROTURADAS Y SUS MÁRGENES | Tronco | 21 | 17 | 38 | 0 |
| | | Madera descomp. | 12 | 7 | 19 | 0 |
| | | Talud | 45 | 27 | 72 | 5,56 |
| | (150 especies) | Suelo | 47 | 25 | 74 | 12,16 |
| | | Pared | 37 | 26 | 66 | 4,62 |
| | | Muro | 15 | 0 | 15 | 0 |
| | | Roca | 43 | 12 | 55 | 9,09 |
| | | Tronco | 29 | 29 | 58 | 3,51 |
| SISTEMÁTICAS | AREAS NATURALES (149 especies) | Madera descomp. | 19 | 21 | 40 | 0 |
| | | Talud | 33 | 24 | 58 | 3,45 |
| | | Suelo | 36 | 29 | 65 | 7,69 |
| | | Pared | 39 | 18 | 57 | 0 |
| | | Roca | 57 | 20 | 77 | 5,19 |
| | BOSQUES | Tronco | 18 | 28 | 46 | 4,35 |
| (74 especies) | Monteverde | Suelo | 26 | 21 | 47 | 2,13 |
| | | Roca | 35 | 21 | 56 | 0 |

Tabla III. Relación de número de especies de hepáticas, musgos y total en las estaciones de recolección (parcelas dirigidas) y muestreos (parcelas sistemáticas). Los escasos antocerotes no se representan separadamente, aunque se incluyen en los valores totales. Se incluye además el % de especies que han aparecido sólo en uno de los hábitats (exclusivas). Madera descomp. = (madera en descomposición).

hábitats naturales (165). La proporción de especies exclusivas de cada hábitat fue muy baja. Los suelos y rocas de áreas roturadas, así como las paredes rezumantes fueron los que presentaron valores más altos.

Respecto al tipo de sustrato, en el conjunto del área de estudio encontramos 149 especies creciendo sobre rocas, 141 sobre suelo y 71 epífitas. Sólo un 3% resultaron ser epífitos exclusivos, mientras que el 21 % y 24% se encontraron creciendo sólo sobre rocas y suelo respectivamente. El 65% de las especies se encontraban creciendo en más de un tipo de sustrato y el 77% en más de un tipo de hábitat. La riqueza briofítica en cada especie de forófito está correlacionada ($p < 0,01$) con el número de muestreos realizado en cada forófito y éste a su vez con el área basal total. Así los forófitos con mayor biodiversidad briofítica fueron con *Laurus azorica* (444 muestreos, 35 especies), *Myrica faya* (420 muestreos, 35 especies), *Erica arborea* (532 muestreos, 34 especies) e *Ilex canariensis* (360 muestreos, 32 especies).

En la tabla IV se presentan los índices de similitud obtenidos al comparar la composición de especies de los hábitats distinguidos en parcelas dirigidas y sistemáticas. Los valores más altos de similitud se obtuvieron al comparar troncos con madera en descomposición y troncos de las parcelas roturadas con los de las parcelas naturales y sistemáticas. Por otra parte, los troncos también mostraron índices superiores a 0,5 cuando se compararon con rocas de monteverde. También se observaron valores altos entre los tres sustratos (suelo, roca y troncos) en parcelas sistemáticas de monteverde. La mayor similitud de los riachuelos se encontró al compararlos con paredes rezumantes y rocas de monteverde (parcelas sistemáticas). La mayor similitud entre hábitats de áreas roturadas la presentaron los taludes y suelos. En las áreas naturales tanto de parcelas sistemáticas como dirigidas se observa mayor similitud entre hábitats.

Respecto a la biodiversidad de especies en los distintos tipos de vegetación que incluye el Parque, en las parcelas dirigidas el 91,83 % de las 197 especies catalogadas se encontraron creciendo en áreas de monteverde (incluyendo también los brezales degradados), mientras que sólo el 29% del total lo hicieron en pinar y 11,22% en otros tipos de vegetación.

En la Tabla V se presentan las principales características de los 7 grupos de vegetación arbórea distinguidos por TWINSPLAN (TW) en el tercer nivel de división. **El grupo 1 (*Erica-Myrica*)** está dominado por las especies *Erica arborea* y *Myrica faya*, y situado en áreas a sotavento que se quemaron en el incendio de 1974, en las que destaca la elevada densidad de troncos. El **Grupo 2 (*Erica-Myrica* con *Laurus azorica* e *Ilex canariensis*)** presenta mayor diversidad de árboles, 4,19 especies por parcela, y la mayor abundancia de *M. faya* y *L. azorica*. El **Grupo 3 (*Erica*)** se caracteriza por la abundancia de *E. arborea* y por presentar los valores máximos de precipitación de nieblas. El **Grupo 4 (*Ilex-Myrica* con *L. azorica*)**, está dominado por *I. canariensis* y *M. faya*, y tiene la diversidad más alta de árboles por parcela. El **Grupo 5 (*Erica-Myrica* con *Apollonias barbujana*)** incluye sólo tres parcelas caracterizadas por la presencia de *A. barbujana*. El **Grupo 6 (*Erica-Laurus*)** está dominado por *E. arborea* y *L. azorica*, con tan sólo otra especie diferente de árbol por parcela. Finalmente El **Grupo 7 (*Persea*)** se caracteriza por la abundancia de *Persea indica*, con una alta abundancia además de *M. faya* y *L. azorica*. Los grupos 1, 3, 5 y 6 podríamos denominarlos como bosques de ericáceas, mientras que el resto, grupos 2, 4 y 7 representan bosques de planifolios. La cobertura de briófitos en cada sustrato, también se muestra en la tabla V. Como se puede observar, los

| PARCELAS | | DIRIGIDAS | | | | | | | | | | | | SISTEMÁTICAS | | | | | | |
|--------------------------------|-----------|-----------|-------------|--------------------------------|--------|-------|-------------|-------------|------|-----------------|-------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| HÁBITATS | | AGUA | | ÁREAS ROTURADAS Y SUS MÁRGENES | | | | | | AREAS NATURALES | | | | | | MONTEVERDE | | | | |
| AGUA | Riachuelo | Riac. | P.rez. | Tronco | M.des. | Talud | Suelo | Pared | Muro | Roca | Tron. | M.des. | Talud | Suelo | Pared | Roca | Tronco | Suelo | Roca | |
| | | 1,00 | 0,66 | 0,42 | 0,39 | 0,42 | 0,27 | 0,34 | 0,16 | 0,51 | 0,47 | 0,35 | 0,52 | 0,31 | 0,12 | 0,56 | 0,40 | 0,44 | 0,61 | |
| ÁREAS ROTURADAS Y SUS MÁRGENES | P. rez. | | | 1,00 | | | | | | | 0,34 | 0,24 | 0,52 | 0,26 | 0,53 | 0,40 | 0,32 | 0,40 | 0,47 | |
| | Tronco | | | 1,00 | 0,49 | 0,27 | 0,20 | 0,27 | 0,11 | 0,45 | | 0,69 | 0,74 | 0,27 | 0,31 | 0,34 | 0,52 | 0,69 | 0,45 | 0,60 |
| | M. des. | | | | 1,00 | 0,22 | 0,13 | 0,24 | 0,06 | 0,38 | 0,39 | 0,37 | 0,29 | 0,21 | 0,34 | 0,33 | 0,40 | 0,36 | 0,37 | |
| | Talud | | | | | 1,00 | 0,55 | 0,64 | 0,14 | 0,47 | 0,37 | 0,30 | 0,62 | 0,54 | 0,54 | 0,56 | 0,32 | 0,45 | 0,47 | |
| | Suelo | | | | | | 1,00 | 0,58 | 0,22 | 0,36 | 0,23 | 0,18 | 0,48 | 0,62 | 0,41 | 0,41 | 0,17 | 0,30 | 0,31 | |
| | Pared | | | | | | | 1,00 | 0,18 | 0,50 | 0,30 | 0,27 | 0,57 | 0,57 | 0,54 | 0,49 | 0,27 | 0,41 | 0,36 | |
| AREAS NATURALES | Muro | | | | | | | | 1,00 | 0,29 | 0,14 | 0,11 | 0,16 | 0,18 | 0,22 | 0,24 | 0,10 | 0,13 | 0,25 | |
| | Roca | | | | | | | | | 1,00 | 0,46 | 0,42 | 0,44 | 0,42 | 0,59 | 0,64 | 0,42 | 0,45 | 0,56 | |
| | Tronco | | | | | | | | | | 1,00 | 0,70 | 0,38 | 0,38 | 0,40 | 0,54 | 0,74 | 0,60 | 0,69 | |
| | M. des. | | | | | | | | | | | 1,00 | 0,29 | 0,32 | 0,31 | 0,48 | 0,72 | 0,53 | 0,58 | |
| | Talud | | | | | | | | | | | | 1,00 | 0,52 | 0,59 | 0,52 | 0,37 | 0,46 | 0,49 | |
| BOSQUES Monteverde | Suelo | | | | | | | | | | | | | 1,00 | 0,59 | 0,36 | 0,46 | 0,48 | | |
| | Pared | | | | | | | | | | | | | | 1,00 | 0,64 | 0,29 | 0,48 | 0,57 | |
| | Roca | | | | | | | | | | | | | | | 1,00 | 0,49 | 0,50 | 0,68 | |
| | Tronco | | | | | | | | | | | | | | | 1,00 | 0,62 | 0,67 | | |
| | Suelo | | | | | | | | | | | | | | | | 1,00 | 0,68 | | |
| | Roca | | | | | | | | | | | | | | | | | 1,00 | | |

Tabla IV. Índice de Sörensen (matriz de similitud) aplicado a los distintos pares de microhábitats diferenciados en el Parque Nacional de Garajonay. En la segunda columna: P. rez. = (pared rezumante), M. des. = (madera en descomposición). En la tercera fila: Riac = riachuelo. Los valores superiores a 0,5 están indicados en negrita.

bosques de máxima precipitación de nieblas son los que tienen mayor cobertura de epífitos y terrícolas, mientras que la mayor cobertura en rocas se presentó en los bosques dominados por *I. canariensis*, *M. faya* y *L. azorica*.

La variación del número de especies de briófitos por sustrato (tronco, suelo, roca), en cada uno de estos siete grupos de bosques se presenta en la figura 2. De manera general se encontró menor riqueza en especies terrícolas en todos los tipos de bosque, con excepción de los bosques de ericáceas de los grupos 3 y 6, los de máxima incidencia de nieblas, en los que el número de especies terrícolas fue superior al de saxícolas. En los bosques dominados por *P. indica* no se encontraron especies terrícolas y la riqueza en saxícolas fue inferior a la de los otros grupos. En los grupos 1, 4 y 5, el número de especies epífitas es similar a la de saxícolas, pero en el resto de los grupos la mayor riqueza en especies se presentó en los troncos. Respecto al número total de especies para cada grupo, los bosques de *P. indica* resultaron ser los de menor biodiversidad y los de los grupos 2, 3 y 4 los más ricos en especies.

| GRUPOS TWINSPLAN | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|---------------------|--|---------------|--|---|---|---------------------|
| | <i>Erica-Myrica</i> | <i>Erica-Myrica</i> con <i>L. azorica</i> <i>L. canariensis</i> | <i>Erica</i> | <i>Ilex-Myrica</i> con <i>L. azorica</i> | <i>Erica-Myrica</i> con <i>A. barbujana</i> | <i>Erica-Myrica</i> con <i>A. barbujana</i> | <i>Erica-Laurus</i> |
| Nº de parcelas | 8 | 14 | 12 | 12 | 3 | 5 | 4 |
| Nº de muestreos (T/S/R) | 212/24/43 | 480/41/51 | 400/58/29 | 600/26/70 | 96/4/18 0.0897 | 120/30/21 | 104/0/17 |
| <i>A. barbujana</i> | | | | | | | |
| <i>E. arborea</i> | 0.2485 | 0.2372 | 0.6123 | 0.1267 | 0.1681 | 0.2957 | 0.0464 |
| <i>E. scoparia</i> | | | 0.0173 | | 0.0077 | | |
| <i>I. canariensis</i> | 0.0143 | 0.1564 | 0.0456 | 0.2922 | 0.0409 | 0.0006 | |
| <i>L. azorica</i> | 0.0005 | 0.1696 | 0.0339 | 0.1351 | 0.0782 | 0.1409 | 0.1059 |
| <i>M. faya</i> | 0.2781 | 0.4489 | 0.0572 | 0.2575 | 0.1116 | | 0.2394 |
| <i>P. indica</i> | | 0.0155 | | 0.0254 | | | 1.0393 |
| <i>P. excelsa</i> | 0.0001 | 0.0001 | | 0.0315 | 0.0223 | 0.0150 | |
| <i>R. glandulosa</i> | 0.0242 | 0.0185 | | | | | |
| <i>V. tinus</i> | | 0.0013 | 0.0001 | 0.0161 | 0.0541 | | 0.0258 |
| <i>S. canariensis</i> | | | | | | | |
| Área basal total (m ² /100 m ²) | 4,53 | 13,62 | 9,19 | 12,38 | 1,45 | 2,39 | 5,72 |
| Densidad de troncos | 88,5 | 53,76 | 57,50 | 66,07 | 46,00 | 56,80 | 28,25 |
| Nº medio de especies de árboles | 2,75 | 4,19 | 3,75 | 5,36 | 5,33 | 2,40 | 3,50 |
| Altura media de la bóveda (m) | 10,38 | 15,31 | 9,83 | 14,14 | 14,67 | 11,50 | 22,00 |
| Altitud media (m) | 1184,38 | 1081,00 | 1176,67 | 1055,36 | 818,33 | 1290,00 | 1110,00 |
| Precipitación de nieblas (mm) | 50,00 | 245,41 | 337,50 | 242,80 | 250,00 | 280,00 | 225 |
| Cob. briófitos en tronco (m ²) | 80,63 | 153,68 | 216,89 | 119,9 | 10,1 | 105,94 | 16,02 |
| Cob. briófitos en suelo (m ²) | 102,73 | 177,75 | 512,61 | 35 | 2,63 | 203,19 | 0 |
| Cob. briófitos en roca (m ²) | 58,83 | 73,37 | 66,51 | 151,04 | 27,97 | 33,9 | 22,07 |

TABLA V. Grupos de vegetación arbórea obtenidos por TWINSPLAN. Los nombres aplicados a cada grupo hacen referencia a las especies arbóreas de mayor área basal en el grupo. Los valores más altos para cada fila se presentan en negrita. Los datos de las variables hacen referencia a los valores medios o totales por parcela. En el caso de las nieblas se presentan los valores medios de los rangos especificados en el apartado de metodología. Los valores de cobertura (cob.) en troncos y suelo se refieren a los valores totales para estos sustratos en el conjunto de las parcelas de cada grupo. Número de muestreos (T/S/R)= Tronco/Suelo/Roca.

La variación en β -diversidad global se ha valorado mediante dos análisis DCA, el primero de ellos realizado con las parcelas dirigidas se muestra en la figura 3. Como se puede observar por la amplitud de los ejes (ver comentario leyenda), existe una elevada β -diversidad en el conjunto del Parque Nacional. El análisis de correlación realizado entre las variables consideradas y las coordenadas de posición de las parcelas en los ejes 1 y 2 muestra que no existe correlación significativa entre las mismas y los ejes. El análisis de correlación revela que en las parcelas dirigidas la riqueza está significativamente correlacionada ($p < 0,01$) sólo con el número de hábitats de cada parcela. En este sentido, en la figura 3 se observa que la biodiversidad (nº de especies) de cada parcela no depende de los gradientes principales de variación de los ejes, ya que no se aprecia una distribución diferencial de las distintas clases de riqueza establecidas y representadas por diferente tamaño de los símbolos.

En el análisis de DCA realizado con las parcelas sistemáticas se observa que, considerando sólo hábitats de suelo, roca y forófitos de monteverde, la β -diversidad lógicamente es inferior a la mostrada en el conjunto del Parque, aunque sigue existiendo un amplio gradiente. En la figura 4 se presenta el gráfico del análisis DCA realizado con las parcelas sistemáticas. Como se puede observar, la parte inferior izquierda del gráfico es la que presenta mayor riqueza en especies por parcela (se encuentran aquí la mayoría de los símbolos de mayor tamaño). Los análisis de correlación realizados con las coordenadas de los muestreos y las variables consideradas para cada parcela, muestran que el gradiente de variación de las parcelas en el área de monteverde está significativa-negati-

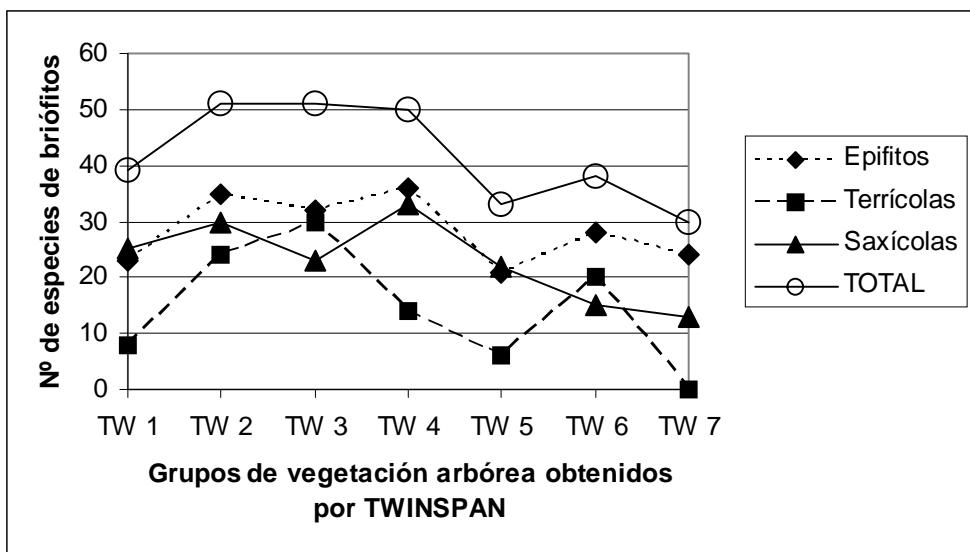


Figura 2. Variación del número de especies de epífitos, terrícolas y saxícolas en los distintos tipos de bosques diferenciados por TWINSPLAN. Los nombres aplicados a cada grupo hacen referencia a las especies arbóreas de mayor área basal en el grupo. TW 1 (bosques con *Erica arborea* y *Myrica faya* como especies dominantes), TW 2 (*E. arborea* y *M. faya* con *Laurus azorica* e *Ilex canariensis*), TW 3 (*E. arborea*), TW 4 (*I. canariensis* y *M. faya* con *L. azorica*), TW 5 (*E. arborea* y *M. faya* con *Apollonia barbujana*), TW 6 (*E. arborea* y *L. azorica*) y TW 7 (*Persea indica*).

vamente correlacionado ($p < 0,01$) con la abundancia de *E. arborea* para ambos ejes, lo que indica que las parcelas más ricas en especies en el gráfico son aquellas en las que *E. arborea* es más abundante. Por otra parte, el eje dos está negativamente correlacionado con la precipitación por nieblas y la cobertura de briófitos, y eje 1 está negativamente correlacionado con la altitud, lo que muestra además que estos bosques de ericáceas con una elevada biodiversidad son además los de máxima precipitación, altitud y cobertura briofítica. De manera independiente se realizaron correlaciones entre el número de especies por muestreo de epífitos, rocas y suelo y las distintas variables y se encontró que la riqueza de epífitos está significativa-positivamente correlacionada con la abundancia de *L. azorica*, la precipitación por nieblas y con la diversidad de especies de forófitos. Por otra aporte, la riqueza en suelo está positivamente relacionada con la abundancia de *E. arborea* y la precipitación de nieblas. Por último la riqueza en especies saxícolas no está correlacionada con las variables consideradas en este estudio.

DISCUSIÓN

Las 197 especies encontradas en este trabajo, junto a las 30 citadas previamente y que no han sido localizadas en este estudio, suman un total de 227 especies de briófitos para el Parque Nacional de Garajonay. Esta cifra representa casi el 50 % de la flora

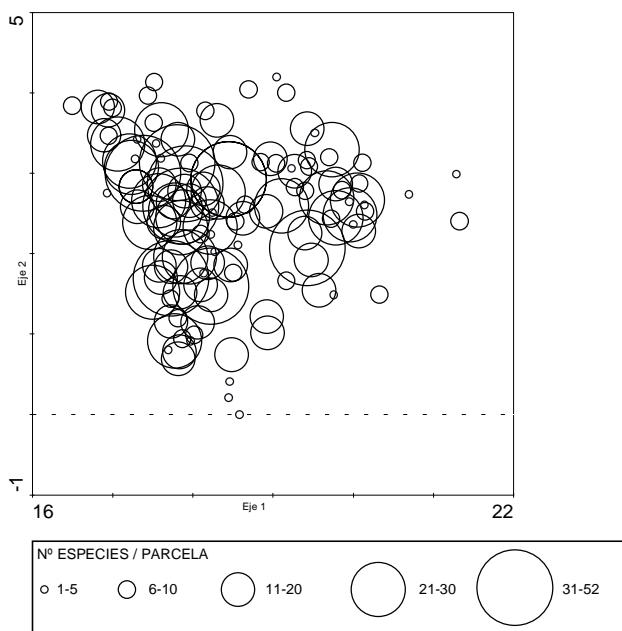


Figura 3. Diagrama obtenido para todas las parcelas dirigidas al aplicar el análisis DCA con todas las especies. El valor del vector para los dos primeros ejes es de 0,560 y 0,357. La inercia total es de 8,508. El tamaño de los símbolos indica las clases establecidas para el número de especies por parcela. Se han eliminado del diagrama 5 parcelas que por su separación restaban claridad al gráfico, por lo que sólo se muestra parte del gradiente real del eje 1 que varía desde 0,5 hasta 30.

bríoofítica citada para Canarias y el 88,67 % de la catalogada para la isla de La Gomera (incluyendo las 18 nuevas adiciones para la isla que aporta este estudio, ver apéndice). Si comparamos estos datos, con los totales citados para otras áreas de monteverde (Losada-Lima & Beltrán Tejera, 1987; Losada Lima *et al.*, 1987, 1990 a, c) encontramos que el Parque presenta una elevada riqueza briofítica, especialmente si consideramos que los trabajos previos a la revisión de la brioflora canaria publicada en 1993 por Dirkse *et al.* probablemente reducirían su número de especies si fueran examinados actualmente. A pesar de estos datos, el análisis realizado con las parcelas sistemáticas en el interior de los bosques de monteverde, muestra tan sólo 75 especies para los tres sustratos analizados (45 en troncos, 47 en suelo y 46 en roca). Si comparamos estos datos con los observados por ejemplo en Anaga, donde se han recolectado 40 especies epífitas sólo en cinco especies de forófitos, en un área de 18.000 m² (González-Mancebo *et al.*, 2003 a, b), los bosques de laurisilva y fayal-brezal analizados son pobres en especies. Esto puede relacionarse con la altitud en la que se localizan los bosques de crestería en el Parque, por encima del límite del banco de nieblas durante el verano, cuando éste presenta su máxima frecuencia y densidad y se sitúa entre 800-900 m s. m. (Marzol & Valladares, 1998; Marzol, 2001). La mayor riqueza de musgos frente a las hepáticas también refleja

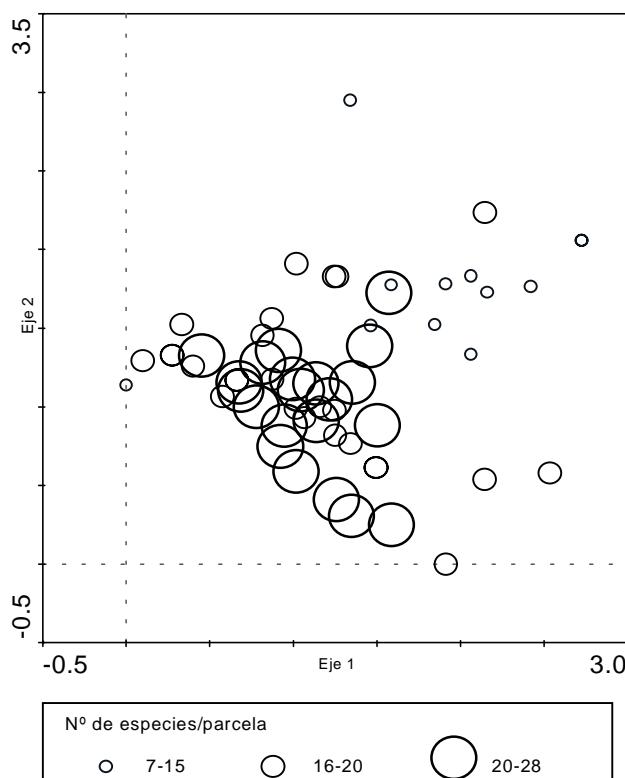


Figura 4. Diagrama obtenido para las parcelas sistemáticas al aplicar el análisis DCA con todas las especies y parcelas. El valor del vector para los dos primeros ejes es de 0,324 y 0,210. La inercia total es de 1,947. El tamaño de los símbolos indica las clases establecidas para el número de especies por parcela.

las condiciones de humedad, ya que, con pocas excepciones, los musgos son mucho más tolerantes a la aridez que las hepáticas (ej. Frahm, 2003). Un estudio exhaustivo de los brezales de crestería situados en el exterior del Parque, a cotas altitudinales más bajas, probablemente aportaría nuevas adiciones al conjunto de la flora briofítica de estos bosques. El elevado número de especies catalogado para el Parque, se debe sin duda a la elevada diversificación de hábitats que presenta (recordemos que las correlaciones entre estos dos parámetros fueron significativas), lo que ha sido observado ya en otras áreas geográficas (Holz *et al.*, 2002). Esta característica explica además el elevado porcentaje de especies raras y muy raras, que podría verse reducido con un muestreo más exhaustivo de los hábitats de agua y áreas expuestas en general. Así mismo, la elevada presencia de especies muy raras explica en parte el hecho de no haber encontrado durante este estudio algunas especies previamente citadas, independientemente de que algunas de ellas por su corta vida puedan haber pasado desapercibidas. Además, muchas de estas especies han sido citadas para los límites inferiores del Parque, por lo que su presencia actual en el mismo es difícil de confirmar.

En conjunto, encontramos valores similares de riqueza de especies para hábitats naturales y roturados, aunque la flora de estos últimos está formada sólo por un 20% de especies características de los mismos, el resto lo componen especies que son capaces de desarrollarse en ambos ambientes. La presencia de pistas o carreteras supone un incremento de especies terrícolas exclusivas de estos ambientes, especialmente en taludes, y probablemente un empobrecimiento de especies epifitas y saxícolas. No obstante, carecemos de datos en este sentido y sería interesante hacer un estudio desde los márgenes de carreteras o pistas hacia el interior de la bóveda, para ver la repercusión real de estas actuaciones en la brioflora del bosque. Por otra parte, comparativamente, y teniendo en cuenta el escaso número de estaciones de recolección en hábitats de agua, éstos han resultado ser especialmente ricos en especies, por lo que sería interesante hacer también un estudio detallado de estos ambientes en el Parque Nacional. Teniendo en cuenta la similitud en la composición florística (ver tabla IV), existe mayor diferenciación en la flora de los distintos microhábitats de áreas abiertas, que en el interior de los bosques de monteverde. Probablemente estos resultados se relacionan con una mayor homogeneidad de las condiciones de humedad de los distintos microhábitats en el interior de la bóveda forestal.

Respecto a la biodiversidad en los distintos tipos de vegetación que presenta el Parque, como era de esperar, por sus condiciones climáticas y mayor extensión, el área de monteverde es la de mayor biodiversidad, aunque tal y como comentamos anteriormente, este valor depende especialmente de la diversificación de microhábitats, sobre todo a escala local. Por otra parte, los bosques en los que las ericáceas son dominantes y con valores más altos de precipitación de nieblas (grupo TW 3) son los que presentan mayor cobertura de briófitos en el suelo y troncos. Frahm & Gradstein (1991) y Frahm (1994 a, b) también encontraron mayor cobertura de briófitos en bosques de ericáceas tropicales subalpinos. Esto se puede relacionar por un lado con la mayor disponibilidad de agua de estos bosques, que son además los que presentan mayor precipitación penetrante en el Parque Nacional de Garajonay (Gomez-González & Fernández-López, 2003), y por otro con las mejores condiciones de luz. Diferentes autores han demostrado la importancia de las condiciones de humedad en los briófitos que se desarrollan en el interior de bosques, en especial en relación con la precipitación penetrante (ej. Oakland *et*

al., 1999). La absorción de la luz por parte de las plantas vasculares depende especialmente de la superficie acumulada de sus hojas (Monsi & Saeki, 1953), y las ericáceas constituyen los árboles de menor superficie foliar de los bosques de monteverde de Canarias. La escasez o ausencia de luz es considerada como uno de los factores más importantes para el desarrollo de los briófitos en áreas forestales, especialmente en suelo (ej. Rambo & Muir, 1998). La menor cobertura en rocas de los bosques de ericáceas, sin lugar a dudas está relacionada, en este caso, con la escasez de este sustrato en este tipo de bosque y consecuentemente, el menor número de muestreos realizado (ver tabla V).

Sin embargo, la cobertura briofítica superior de los bosques de ericáceas de máxima incidencia de nieblas, no va aparejada a diferencias en la biodiversidad total de especies. Estos bosques (TW grupo 3) mostraron una riqueza total similar a la de los bosques de planifolios de máxima biodiversidad de forófitos (grupos TW 2 y 4). La biodiversidad de especies epífitas y saxícolas en los bosques de los grupos 2 y 4 fue superior a la de los bosques de ericáceas (grupo TW 3), en los que la elevada biodiversidad de especies se mantiene sobre todo por la abundancia de especies terrícolas. Esto podría estar relacionado por un lado, con la mayor altura y menor incidencia de luz de los bosques planifolios y también con la acumulación de hojas, ya que la presencia de una capa importante sobre el suelo puede inhibir, tanto física como químicamente, el desarrollo de los briófitos como se ha observado en otros tipos de bosques (Frahm & Gradstein, 1991; Weibull, 2001; Bergamini *et al.*, 2001). Los bosques de laurisilva de Canarias presentan elevadas concentraciones de aluminio, especialmente las hojas de *I. canariensis*, *M. faya* y *V. tinus* (Köhl *et al.*, 1996), y se ha demostrado que la toxicidad del aluminio es una de las propiedades del suelo que más influye la composición de especies en bosques tropicales (Sollins, 1998).

La riqueza en especies epífitas es similar en todos los tipos de bosques con la excepción de los de sotavento con una elevada densidad de árboles (grupo TW 1) y los de menor altitud, caracterizados por la presencia de *Apollonias barbujana* (grupo TW 5). Probablemente las condiciones de humedad en ambos casos sean las responsables de esta pobreza, ya que los troncos de los árboles constituyen un sustrato más desfavorable bajo condiciones de aridez (ej. Piippo, 1982), en especial en especies de bajo escurrido cortical como *E. arborea* (Aboal, 1998). Los análisis de correlación mostraron que la biodiversidad de especies epífitas es superior en bosques de elevada diversidad de forófitos y se incrementa también en las parcelas en las que *L. azorica* es más abundante. El incremento de las especies epífitas en los bosques de laurisilva, respecto a los de ericáceas ya había sido apuntada para la Reserva del El Canal y Los Tiles en la isla de La Palma (González-Mancebo & Hernández-García, 1996). La relación con la biodiversidad de forófitos se debe sin duda a la importancia de la especificidad de los briófitos con las especies arbóreas, mostrada ya en otras áreas de monteverde de Canarias (González-Mancebo *et al.*, 2003 a, b). Respecto a la relación con *L. azorica*, la elevada riqueza en especies de briófitos mostrada por esta especie ha sido ya observada previamente y relacionada con dos factores, la morfología de su copa (González-Mancebo *et al.*, 2003 b) y su elevado escurrido cortical (González-Mancebo *et al.*, 2003 a). Finalmente, las variaciones en la biodiversidad de especies saxícolas para cada grupo parecen estar determinadas por la abundancia de rocas, más que por factores relacionados con el tipo de vegetación. Probablemente el tamaño de las rocas sea uno de los factores más importantes a considerar en este sentido, como han indicado otros autores (Kimmerer & Driscoll, 2000).

CONCLUSIONES

El estudio de biodiversidad realizado, muestra que en el Parque Nacional de Garajonay existe una elevada β -diversidad determinada principalmente por la diversificación de hábitats y el tipo de bosques que presenta. De los microhábitats analizados, los hábitats de agua son los que presentan mayor riqueza en especies, seguidos de todos aquellos en los que el sustrato es rocoso.

La presencia de pistas, carreteras y senderos no parece contribuir a un empobrecimiento de la biodiversidad local, sino que se produce una sustitución de especies características de hábitats forestales por otras típicas de estos ambientes alterados, especialmente especies terrícolas.

Existe una baja especificidad de sustrato (suelo, roca, tronco) y de hábitat en los bosques de monteverde, ésta se incrementa en las áreas abiertas, especialmente en suelos y rocas.

Existen diferencias en la biodiversidad de los tipos de bosques diferenciados por TWINSPLAN en el análisis sistemático. Los bosques más ricos en especies resultaron ser los de ericáceas con máxima precipitación de nieblas, elevada área basal y baja densidad de árboles y los de laurisilva con elevada biodiversidad de especies de árboles. Los primeros son especialmente ricos en especies terrícolas y son los que presentaron mayor cobertura de briófitos en suelo y tronco; mientras que la biodiversidad de epífitos es superior en los bosques de mayor riqueza en forófitos, y abundancia de *Laurus azorica*. La riqueza en especies saxícolas no está correlacionada con el tipo de bosque. Las áreas forestales de monteverde que presentaron menor biodiversidad fueron las que están situadas en las zonas más áridas (sotavento o bajas cotas altitudinales) o bien bosques jóvenes de crecimiento secundario. Por otra parte, los pinares constituyen la formación forestal más pobre de las analizadas.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha realizado en el marco del proyecto de investigación nº 1802069932/2000, financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente. Agradecemos a su investigadora principal, Esperanza Beltrán Tejera, las gestiones realizadas durante su preparación y desarrollo y a Ángel Fernández López, Director del Parque Nacional de Garajonay, su colaboración con los datos climáticos y comentarios sobre la ecología de la vegetación vascular. Estamos especialmente agradecidos por su colaboración en el trabajo de campo, a Julio Leal Pérez, Ángel García, Jacqueline O'Dwyer, Ramón Chinea, Sofía Rodríguez Núñez y Katia Martín Cáceres. Además agradecemos a estas dos últimas y Gerard M. Dirkse su colaboración en la identificación de algunos especímenes y a Francisco Romaguera García, su participación en la elaboración de los datos.

BIBLIOGRAFÍA

- ABOAL, J.R. (1998). Los flujos netos hidrológicos y químicos asociados de un bosque de laurisilva en Tenerife. – Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna.
- AMMAN, K., L. SÁNCHEZ-PINTO & g. LANG (1992). Teneriffa und La Gomera 1981-1990. Vegetationsafnahmen und Artenliste.(unplubl.)
- BATES, J.W., M.C.F. PROCTOR, C.D. PRESTON, N.G. HODGETTS & A.R. PERRY (1997). Occurrence of epiphytic bryophytes in a "tetrad" transect across southern Britain. 1. Geographical trends in abundance and evidence of recent change.- *Journal of Bryology* 19: 685-714.
- BERGAMINI, A., D. PAULI, M. PEINTINGER & B. SCHMID (2001). Relationship between productivity, number of shoots and number of species in bryophytes and vascular plants.- *Journal of Ecology* 89: 920-929.
- BOECKER, M., E. FISCHER & W. LOBIN (1993). Epiphyte Moose von den Kanarischen Inseln (La Gomera und Teneriffa).- *Nova Hedwigia* 57(1-2): 219-230.
- BRAAK, C. J. F. ter & P. ŠMILAUER (2002). *Reference manual and canodraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (Version 4.5).*- Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA).
- CROSBY, M.R., R.E. MAGILL & C.R. BAUER (1992). *Index of Mosses*. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden Vol. 42.
- DIRKSE, G.M., M.A. BRUGGEMAN-NANNENGA & A.C. BOUMAN (1991). *Fissidens papillosum* Lac. new to the Canary Islands.- *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.* 12(4): 451-454.
- DIRKSE, G.M., A.C. BOUMAN & A. LOSADA-LIMA (1993). Bryophytes of the Canary Islands, an annotated checklist. - *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.* 14: 1-47.
- DIRKSE, G.M. & A.C. BOUMAN (1995). A revision of *Rhynchostegiella* (Muscii, Brachytheciaceae) in the Canary Islands.- *Lindbergia* 20: 109-121
- DURING, H.J. (1981). Bryophyte flora and vegetation of Lanzarote, Canary Islands. - *Lindbergia* 7: 113-125.
- DURING, H. J. (1992). Ecological classifications of bryophytes and lichens. pp. 1-25. In J. W. Bates & A. M. Farmer (eds), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Oxford Science Publications. England.
- EGGERS, J. (1982). Artenliste der Moose Makaronesiens.- *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.* 3: 283-335.
- FERNÁNDEZ, A., C. FAGUNDO, A. HERRERA, J. PADILLA, J. AGUILAR & J. LERALTA (1998). *El Parque Nacional de Garajonay. La Gomera*. - Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- FRAHM, J.P. (1994a). Scientific results of the BYOTROP expedition to Zaire and Rwanda. 1. The ecology of epiphytic bryophytes on Mt. Kahuzi (Zaire).- *Tropical Bryology* 9: 137-152.

- FRAHM, J.P. (1994b). Scientific results of the BYOTROP expedition to Zaire and Rwanda. 2. The altitudinal zonation of the bryophytes on Mt. Kahuzi (Zaire).- *Tropical Bryology* 9: 153-167.
- FRAHM, J.P. & S.R GRADSTEIN (1991). An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes.- *Journal of Biogeography* 18: 669-678.
- FRAHM, J.P. (2003). Diversity of bryophyte species in the tropics.- *Tropical Bryology* 23: 13-22.
- GÓMEZ GONZÁLEZ, L.A. & A.B. FERNÁNDEZ-LÓPEZ (2003). Primeros resultados del seguimiento de la precipitación de nieblas en el Parque Nacional de Garajonay. (La Gomera, Islas Canarias). (en prensa)
- GONZÁLEZ GONZÁLEZ, R., M.C. LEÓN ARENCIBIA & M. J. DEL ARCO AGUILAR (2002). *Los helechos de la Reserva Natural Integral de El Pijaral*. Banco de datos de biodiversidad de Canarias. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. S/C de Tenerife. 194 pp.
- GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M. & C.D. HERNÁNDEZ-GARCÍA (1996). Bryophyte life strategies along an altitudinal gradient in El Canal y Los Tiles (La Palma, Canary Islands). - *J. Bryol.* 19:243-255.
- GONZÁLEZ-MANCEBO, J. M. , E. BELTRÁN TEJERA, & A. LOSADA-LIMA (2001). Briófitos, Hongos y Líquenes.- pp.181-184 In: J.M. Fernández-Palacios & J.L. Martín Esquivel (eds). *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*. Santa Cruz de Tenerife: Ed. Turquesa. 474 pp.
- GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M., A. LOSADA-LIMA & S. McALISTER (2003a). Host specificity of epiphytic bryophyte communities of a laurel forest on Tenerife (Canary Islands, Spain). - *Bryologist* (en prensa).
- GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M., F. ROMAGUERA GARCÍA, J. PATIÑO LLORENTE & S. McALISTER. (2003 b). *Estudio de especificidad briofítica, en copas de árboles del bosque de laurisilva, situado en la Reserva de Pijaral (Parque Rural de Anaga)*. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife. Parque Rural de Anaga. (unpubl.)
- GRADSTEIN, S.R. (1992). The vanishing tropical rainforest as an environment for bryophytes and lichens. pp. 234-258 . In J. W. Bates & A. M. Farmer (eds), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Oxford Science Publications. England.
- GREVEN, H.C. (1995). *Grimmia Hedw. (Grimmiaceae, Musci) in Europe*. Blackhuys Publishers. Leiden. The Netherlands.
- HANSEN, A. & P. SUNDING (1993). Flora of Macaronesia. Checklist of vascular plants. 4. revised edition. - *Sommerfeltia* 17:1-295.
- HERNÁNDEZ-GARCÍA, C.D. (1998). Distribución y ecología de los briófitos en los bosques de *Pinus canariensis* Chr. Sm. ex DC. de la isla de Tenerife (Islas Canarias). Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna.
- HILL, M.O. (1979). *TWINSPAN, a FORTRAN program for analysing multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes*. - Ecology and Systematics, Cornell University. Ithaca, New York.

- HILL, M.O. & G. GAUCH (1980). Detrended correspondence analysis, and improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.
- HOLZ, I., S.R. GRADSTEIN & J. HEINRICHS (2002). Bryophyte diversity, microhabitat differentiation, and distribution of life forms in Costa Rican upper Montane Quercus forest. - *Bryologist* 105 (3): 334-348.
- HYLANDER, K., B.G. JONSSON & C. NILSSON (2002). Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators.- *Ecological Applications* 12 (3): 797-806.
- KIMMERER, R.W. & J.L. DRISCOLL (2002). Bryophyte species richness on insular boulder habitats: The effect of area, isolation, and microsite diversity. - *Bryologist* 103 (4): 748-756.
- KÖHL, K., A.M. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, M.S. JIMÉNEZ & D. MORALES (1996). Foliar cation contents of laurel forest trees on the Canary Islands.- *Flora* 191: 303-311.
- LOSADA-LIMA, A. & E. BELTRÁN TEJERA (1987). Estudio de la flora briológica del Monte de Agua García y Cerro del Lomo (Tenerife, Islas Canarias).- *Anales Jard. Bot. Madrid* 44: 233-254.
- LOSADA-LIMA, A., J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO, E. BELTRÁN TEJERA, M.B. FEBLES-PADILLA, M.C. LEÓN-ARENCIBIA & A. BAÑARES BAUDET (1987). Contribución al estudio de los briófitos epífitos del Monte de Aguas y Pasos (Los Silos, Tenerife). I.- *Vieraea* 17: 345-352.
- LOSADA-LIMA, A., J. M. GONZÁLEZ-MANCEBO, E. BELTRÁN TEJERA, B. FEBLES PADILLA, M. C. LEÓN ARENCIBIA & A. BAÑARES BAUDET. (1990a). Contribución al conocimiento de la flora briológica del Monte de Aguas y pasos (Los Silos, Tenerife). II. Briófitos saxícolas y terrícolas.- *Vieraea* 19: 11-18.
- LOSADA-LIMA, A., J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO & E. BELTRÁN TEJERA. (1990b). Los briófitos del Parque Nacional de Garajonay, pp. 88-105. In P.L. Pérez de Paz (ed.), *Parque Nacional de Garajonay. Patrimonio Mundial*. ICONA. Santa Cruz de Tenerife.
- LOSADA-LIMA, A., J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO & E. BELTRÁN TEJERA (1990c). Contribution to the bryological knowledge of the reserve of the Biosphere "El Canal y los Tiles" (La Palma, Canary Islands).- *Cour. Forsch.- Inst. Senckenberg* 159: 195-198.
- LOSADA LIMA, A., G. M. DIRKSE & S. RODRÍGUEZ NÚÑEZ (2001). División Bryophyta.- pp. 88-97 In: Izquierdo, I., J.L. Martín, N. Zurita & M. Arechavaleta (eds), *Lista de especies silvestres de Canarias (hongos, plantas y animales terrestres)*. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente Gobierno de Canarias.
- MARZOL, M.V., J.L. SÁNCHEZ-MEGÍA & L. SANTANA PÉREZ (1990). El clima de Garajonay en el contexto insular. In: Pérez de Paz, P. L. (ed.), *Parque Nacional de Garajonay. Patrimonio Mundial*, pp.57-65. ICONA. Santa Cruz de Tenerife.
- MARZOL, M.V. & P. VALLADARES (1998). Evaluation of fog water collection in Anaga (Tenerife, Canary Islands).-1st International Conference on Fog and Fog Collection. Vancouver, 449-452.

- MARZOL, M.V. (2001). El clima. - In Fernández Palacios, J.M. & J.L. Martín Esquivel, (eds), *Naturaleza de las Islas Canarias, Ecología y Conservación*. pp.87-93. Ed. Turquesa.
- MARZOL, M.V. (2002). Fog water collection in a rural park in the Canary Islands (Spain). - *Atmospheric Research* 64: 239-250.
- MONSI, M. & T. SAEKI (1953). Über den Lichfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduktion. - *Japanese Journal of Botany* 14: 22-52.
- ØKLAND, R.H., K. RYDGREE & T. ØKLAND (1999). Single-tree influence on understorey vegetation in a Norwegian boreal spruce forest. - *Oikos* 87 (3): 488-498.
- PAPP, B. & M. RAJCZY (1998). The role of bryophytes as bioindicators of water quality in the Danube. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1254-1256.
- PIPO, S. (1982). Epiphytic bryophytes as climatic indicators in Eastern Fennoscandia. *Acta Botanica Fennica* 119: 1-39.
- RAMBO, T.R. & P.S. MUIR (1998). Forest floor bryophytes of *Pseudotsuga menziesii*-*Tsuga heterophylla* stands in Oregon: influences of substrate and overstorey. - *Bryologist* 101(1): 116-130.
- ROSE, F. (1992). Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichens floras and habitats. pp. 211-233. In J. W. Bates & A. M. Farmer (eds), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Oxford Science Publications. England.
- SANTANA PÉREZ, L. (1990). La importancia hidrológica de las nieblas en el Parque Nacional de Garajonay. - In: Pérez de Paz, P.L. (ed.), *Parque Nacional de Garajonay. Patrimonio Mundial*. pp. 67-71. ICONA. Santa Cruz de Tenerife.
- SILLET, S.C., S.R. GRADSTEIN & D. GRIFFIN. (1995). Bryophyte diversity of *Ficus* tree crowns from cloud forest and pasture in Costa Rica. - *Bryologist* 98: 51-260.
- SOLLINS, P. (1998). Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter?. - *Ecology* 79(1): 23-30.
- SPSS, 1997. SPSS Database 7.5 applications guide/SPSS Inc. Chicago, IL.
- STRASBURGER, E., F. NOLL, H. SCHENCK & A.F.W. SCHIMPER (2000). Tratado de Botánica. 8º ed. Espanola. Ed. Omega. Barcelona.
- WEIBULL, H. (2001). Influence of tree species on the epilithic bryophyte flora in deciduous forests of Sweden. - *J. Bryol.* 23: 55-66.
- ZIPPEL, E. (1998). *Die epiphytische Moosvegetation der Kanarischen Inseln. Soziologie, Struktur und Ökologie*. Bryophytorum Bibliotheca. Band 52. J. Cramer. Berlin. Stuttgart.

APÉNDICE

Relación de especies de briófitos consideradas en este trabajo, ordenadas alfabéticamente.
(*: nueva cita para el Parque Nacional de Garajonay; **: nueva cita para la isla de La Gomera).

- Acanthocoleus aberrans* (Lindenb. & Gottsche) Krujft
 * *Aloina ambigua* (Bruch & Schimp.) Limpr.
Amphidium tortuosum (Hornschr.) Cufodontis
Anacalia webbii (Mont.) Schimp.
 * *Aneura pinguis* (L.) Dumort.
 * *Anisothecium varium* (Hedw.) Mitt.
Anoectangium aestivum (Hedw.) Mitt.
Anthoceros caucasicus Steph. in Woronow
Antitrichia curtipendula (Hedw.) Brid.
Asterella africana (Mont.) A. Evans
 * *Barbula unguiculata* Hedw.
Bartramia stricta Brid.
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp.
 ** *Brachythecium velutinum* (Hedw.) Schimp.
Bryoerythrophyllum inaequalifolium (Tayl.) R. H. Zander
Bryum alpinum With.
Bryum argenteum Hedw.
Bryum bicolor Dicks.
Bryum capillare Hedw.
Bryum domianum Grev.
 ** *Bryum dunense* Sm. & H. Whitehouse
 * *Bryum gemmifucens* R. Wilczek et Demaret
Bryum gemmiparum R. Wilczek et Demaret
Bryum torquescens Bruch et Schimp.
Calypogeia fissa (L.) Raddi
Campylopus fragilis (Brid.) Bruch et Schimp.
Campylopus pilifer Brid.
Cephalozia bicuspidata (L.) Dumort.
 ** *Cephaloziella calyculata* (Durieu et Mont.) Müll. Frib.
Cephaloziella divaricata (Sm.) Schiffn.
Cephaloziella stellulifera (Taylor ex Spruce) Schiffn.
Cephaloziella turneri (Hook.) Müll. Frib.
Ceratodon purpureus (Hedw.) Brid.
Cheilothela chloropus (Brid.) Lindb.
 ** *Chenia leptophylla* (C. Müll.) R. H. Zander
Cololejeunea minutissima (Sm.) Schiffn.
Cololejeunea schaeferi Grolle
Colora calyptrofolia (Hook.) Dumort.
Corsinia coriandrina (Spreng.) Lindb.
 ** *Cryphaea heteromalla* (Hedw.) D. Mohr
Dialytrichia mucronata (Brid.) Broth.
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp.
Dicranoweisia cirrata (Hedw.) Lindenb. ex Milde
Dicranum scoparium Hedw.
Dicranum scottianum Turner
 * *Didymodon luridus* Hornsch. ex Spreng.
Didymodon vinealis (Brid.) R. H. Zander
Diplophyllum albicans (L.) Dumort.
Ditrichum subulatum Hampe
Drepanolejeunea hamatifolia (Hook.) Schiffn.
- Dumortiera hirsuta* (Sw.) Nees
Entosthodon attenuatus (Dicks.) Bryhn
Epipterygium tozeri (Grev.) Lindb.
 * *Eucladium verticillatum* (Brid.) B. S. & G.
Eurhynchium crassinervium (Wilson) Schimp.
Eurhynchium hians (Hedw.) Sande Lac.
Eurhynchium meridionale (Schimp.) De Not.
Eurhynchium praelongum (Hedw.) Schimp.
Eurhynchium pumilum (Wilson) Schimp.
 * *Eurhynchium speciosum* (Brid.) Jur.
 * *Exormotheca pustulosa* Mitt.
Fissidens bryoides Hedw.
 * *Fissidens coacervatus* Brugg.-Nann.
Fissidens curvatus Hornsch.
 * *Fissidens dubius* P. Beauv.
Fissidens ovatifolius R. Ruthe
Fissidens serratus Muell. Hatt.
Fissidens serrulatus Brid.
Fissidens taxifolius Hedw.
Fossumbronia angulosa (Dicks.) Raddi
Fossumbronia husnotii Corb.
Fossumbronia pusilla (L.) Nees
Frullania dilatata (L.) Dumort.
Frullania microphylla (Gottsche) Pearson
Frullania polysticta Lindenb.
Frullania tamarisci (L.) Dumort.
Frullania teneriffae (F. Weber) Nees
Funaria hygrometrica Hedw.
Gongylanthus ericetorum (Raddi) Nees
Grimmia laevigata (Brid.) Brid.
Grimmia lisae De Not.
Grimmia pulvinata (Hedw.) Sm.
Grimmia trichophylla Grev.
 * *Gymnostomum calcareum* Nees et Hornsch.
Harpalejeunea molleri (Steph.) Grolle
Hedwigia ciliata (Hedw.) P. Beauv.
 ** *Hedwigia stellata* Hedenäs
Heterocladium heteropterum B. S. & G.
Heteroscyphus denticulatus (Mitt.) Schiffn.
Homalia lusitanica Schimp.
Homalia webbiana (Mont.) Schimp.
Homalothecium sericeum (Hedw.) Schimp.
Hypnum cupressiforme Hedw.
Hypnum uncinulatum Jur.
Isothecium algarvicum W. E. Nicholson et Dixon
Isothecium myosuroides Brid.
Jubula hutchinsiae (Hook.) Dumort.
Jungermannia hyalina Lyell
Lejeunea eckloniana Lindenb.
Lejeunea lamacerina (Steph.) Schiffn.

- Lepidozia cupressina* (Sw.) Lindenb.
Leptodon longisetus Mont.
Leptodon smithii (Hedw.) F. Weber & D. Mohr
Leucobryum glaucum (Hedw.) Angstr.
Leucodon canariensis (Brid.) Schwaegr.
Leucodon sciuroides (Hedw.) Schwaegr.
Lophocolea bidentata (L.) Dumort.
Lophocolea fragans (Moris & De Not.) Gottsche *et al.*
Lophocolea heterophylla (Schrad.) Dumort.
Lunularia cruciata (L.) Lindb.
Mannia androgyna (L.) A. Evans
Marchesinia mackaii (Hook.) Gray
Marsupella emarginata (Ehrh.) Dumort.
Metzgeria furcata (L.) Dumort.
Microlejeunea ulicina (Taylor) A. Evans
Neckera cephalonica Jur. & Unger
Neckera complanata (Hedw.) Hüb.
Neckera intermedia Brid.
Neckera pumila Jur.
Orthotrichum lyellii Hook. & Tayl.
 ** *Orthotrichum rupestre* Schleich. ex Schwaegr.
Oxymitra incrassata (Brot.) Sérgio & Sim-Sim
Phaeoceros bulbiculosus (Brot.) Prosk.
Phaeoceros laevis (L.) Prosk.
Philonotis rigida Brid.
Plagiochasma rupestre (J. R. Forst. et G. Forst.) Steph.
Plagiochila exigua (Taylor) Taylor
Plagiochila punctata (Taylor) Taylor
Plagiochila spinulosa (Dicks.) Dumort.
Plagiochila virginica A. Evans
Plagiomnium undulatum (Hedw.) T. Kop.
Pleuridium acuminatum Lindb.
Pogonatum aloides (Hedw.) P. Beauv.
 ** *Pogonatum nanum* (Hedw.) P. Beauv.
Polytrichum formosum Hedw.
Polytrichum juniperinum Hedw.
Polytrichum piliferum Hedw.
Porella canariensis (F. Weber) Underw.
 * *Porella obtusata* (Tayl.) Trevis
Pseudocrossidium hornschuchianum (Schultz) R. H. Zander
Pseudoscleropodium purum (Hedw.) M. Fleisch. ex Broth.
Pterogonium gracile (Hedw.) Sm.
Ptychomitrium nigrescens (Kunze) Wijk & Margad.
Racomitrium aciculare (Hedw.) Brid.
Racomitrium heterostichum (Hedw.) Brid.
Racomitrium lanuginosum (Hedw.) Brid.
Radula lindenberiana Gottsche ex C. Hartm.
Reboulia hemisphaerica (L.) Raddi
- Rhabdoweisia fugax* (Hedw.) B. S. & G.
 * *Rhynchostegiella littorea* (De Not.) Limpr.
Rhynchostegiella macilenta (Renauld *et* Cardot) Cardot
Rhynchostegiella teneriffae (Mont.) Dirkse *et* Bouman
Rhynchostegiella trichophylla Dirkse *et* Bouman
Rhynchostegium confertum (Dicks.) Schimp.
Rhynchostegium riparioides Hedw. *et* Cardot
Riccardia chamedryfolia With. & Grolle
Riccia ciliata Hoffm.
 ** *Riccia glauca* L.
Riccia gougetiana Durieu & Mont.
Riccia lamellosa Raddi
Riccia nigrella DC.
Riccia papillosa Moris
 * *Riccia sorocarpa* Bisch
Riccia subbifurca Warnst. ex Croz.
Saccogyna viticulosa (L.) Dumort.
Scapania compacta (Roth) Dumort.
Scapania curta (Mart.) Dumort.
Scapania gracilis Lindb.
Scapania nemorea (L.) Grolle
Scapania undulata (L.) Dumort.
Schistidium apocarpum (Hedw.) Bruch *et* Schimp.
Scleropodium touretti (Brid.) L. F. Koch
Sematophyllum substrumulosum (Hampe) E. Britton
 * *Syntrichia bolanderi* (Lesq. *et* James) R.H.Zander
 * *Syntrichia laevipila* Brid.
 ** *Syntrichia ruralis* (Hedw.) Web. *et* Mohr
Targionia hypophylla L.
Tetrastrichium fontanum (Mitt.) Cardot
Thamnobryum alopecurum (Hedw.) Gangulee
Timmelia barbuloides (Brid.) Mönk.
 ** *Tortella flavovirens* (Bruch) Broth.
 ** *Tortella inflexa* (Bruch) Broth.
 * *Tortella nitida* (Lindb.) Broth.
 ** *Tortella tortuosa* (Hedw.) Limpr.
Tortula atrovirens (Sm.) Lindb.
 ** *Tortula brevissima* Schiffn.
Tortula canescens Mont.
Tortula cuneifolia (Dicks.) Turner
 * *Tortula muralis* Hedw.
 ** *Tortula subulata* Hedw.
 ** *Tortula vahliana* (K.F.Schultz) Mont.
Trichostomum brachydontium Bruch
 ** *Tritomaria exsecta* (Schmidel) Loeske
Ulota calvescens Wilson
Weissia controversa Hedw.
Zygodon rupestris Schimp. *ex* Lorentz
Zygodon viridissimus (Dicks.) Brid.