

RESTAURACIÓN DE LOS HÁBITATS DUNARES DE LA DEVESA DE L'ALBUFERA DE VALENCIA.

Restoration of dune habitat in the la Devesa de l'Albufera of Valencia

Joan M. Benavent Olmos¹, Vicent Benedito Durà², Francisco Collado Rosique¹, Rosa María Martí Crespo¹, Azucena Muñoz Caballer¹, Amelia Quintana Trenor¹, Antonio Sánchez Codoñer¹, Antonio Vizcaino Matarredona¹.

¹Servicio Devesa Albufera. Ayuntamiento de Valencia. Email: odevesa@valencia.es

²Departament d'Enginyeria Hidràulica i Medi Ambient, Universitat Politècnica de València. vibedu@hma.upv.es

RESUMEN

El parque natural de l'Albufera es uno de los humedales costeros más importantes del litoral mediterráneo ibérico. Recibió la declaración legal de protección cuando ya era un espacio muy antropizado y había recibido intensas presiones. En las décadas anteriores a su protección, se destacó la presión urbanística que se desarrolló sobre la restinga que originó este humedal, cuando se separó del mar una parte del antiguo golfo de Valencia. Esta restinga consiste en una barra arenosa, en la que se destruyeron los sistemas dunares originales para convertirlos en zonas urbanizadas. Junto a la presión urbanizadora también se desarrollaron acciones sobre la costa que alteraron los procesos geomorfológicos litorales. Estas acciones afectaron la estabilidad de las playas y repercutieron en los sistemas dunares. Posteriormente a la declaración de l'Albufera como Parque Natural, el Servicio Devesa-Albufera perteneciente al Ayuntamiento de Valencia, comenzó a desarrollar experiencias sobre metodologías de restauración de sistemas dunares costeros, y a implementar programas de restauración en diversos sitios de la restinga. Este trabajo tiene como objetivo analizar las experiencias de restauración de dunas costeras realizadas por el Servicio Devesa-Albufera (Ayuntamiento de Valencia).

Palabras clave: Dunas litorales, restauración dunar, Parque Natural de l'Albufera.

ABSTRACT

L'Albufera Natural Park is one of the most important coastal wetlands of the Iberian Mediterranean coast. After receiving a lot of pressure and being already a very humanized area, it received the legal protection. In the decades prior to its protection, it was remarkable the pressure of the urban development which took place on the sandbar that originated this wetland, when it was separated from the sea a part of the old Gulf of Valencia. This levee is a sandy bar, in which the original dune systems were destroyed to become urban areas. Besides the urban pressure there were taken development actions on the coast that altered the coastal geomorphological processes.

These actions affected the stability of the beaches and dune systems. After the declaration of L'albufera as Natural Park, the Devesa-Albufera service that belongs to the city hall of Valencia began to develop experiences on methodologies of restoration in coastal dune systems, and to implement programs of restoration in different levee sites. This study aims to analyze the experiences of restoration in coastal dunes made by the Devesa-Albufera service (Valencia City Council).

Keywords: Coastal dunes, dune restoration, L'albufera Natural Park

Debido a su alto valor ecológico, este espacio fue declarado Parque Natural mediante el Decreto 89/1986, de 8 de julio de la Generalitat Valenciana (Gobierno de la Comunidad Autónoma Valenciana), y en 1990 fue incorporado a la Lista de Zonas Húmedas de Importancia Internacional de la Conferencia RAMSAR (Irán 1971). En 1994 se declaró zona ZEPA (zona de especial protección para las aves) por la Directiva 74/409 de la UE sobre Conservación de Aves Silvestres. También se encuentran numerosos hábitats protegidos incluidos en la Directiva Europea 92/5510/CE relativa a la conservación de los Hábitat Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. Es el segundo humedal en importancia en el Mediterráneo ibérico después del delta del Ebro, y tiene importancia capital en la migración de aves en la zona este peninsular.

La importancia ecológica de l'Albufera y su entorno se debe en gran parte a la diversidad y abundancia de su avifauna: 250 especies utilizan el área en algún momento de su ciclo vital, y de, éstas 90 nidifican regularmente. Muchas de ellas están catalogadas como raras o amenazadas: 40 especies se hallan incluidas en el Anexo I de la Directiva Europea de Aves, cifra que asciende hasta 80 si consideramos las incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y en Peligro de Extinción.

La avifauna, aunque espectacular, no representa más que una parte de la riqueza natural de este espacio. La diversidad de hábitats que la integran (lagunas, arrozales, formaciones palustres, saladares, pastizales salinos, matorral halófilo, matorral esclerófilo mediterráneo, dunas móviles, dunas fijas, depresiones interdunares, aguas oligotróficas, etc.) favorece la presencia de un gran número de elementos botánicos (más de 800 especies representadas en el área, muchas de ellas catalogadas como raras, endémicas o amenazadas) y faunísticos, además de las aves, pertenecientes a diversos grupos zoológicos tales como insectos, moluscos, crustáceos, anfibios, reptiles, peces y mamíferos. Todo ello conforma un conjunto de incuestionable belleza, una auténtica isla de diversidad biológica enclavada en el corazón de una de las zonas más antropizadas del ámbito mediterráneo.

En cuanto a las actividades humanas, se desarrolla la agricultura del arroz que se lleva a cabo en la mayor parte del área y la pesca artesanal en el lago. Además este espacio protegido se sitúa en la zona con el entramado urbano-industrial más denso del territorio valenciano, con cerca de un millón y medio de habitantes en su entorno inmediato y más de cinco mil industrias en su cuenca, y además un importante desarrollo turístico-residencial en amplios sectores del frente litoral del propio Parque.

La enorme presión antrópica ha generado múltiples factores de degradación que han afectado negativamente al medio natural del área durante las últimas décadas, creándose una situación de conflicto entre la creciente voluntad social de conservar este emblemático espacio natural y los procesos derivados de las actividades humanas que en él y en su entorno se desarrollan.

En el Parque Natural, además de las áreas de monte asentadas sobre los pequeños afloramientos de calizas y dolomías cretácicas situados en el extremo meridional, y de las zonas de huerta en la periferia, se pueden distinguir tres subsistemas o ambientes principales: la laguna, el marjal-arrozal y la restinga:

a) *La laguna*

Es la porción remanente de l'Albufera propiamente dicha no transformada en arrozal. Presenta una profundidad media de 90 cm y ocupa una superficie de 2.713 ha. Tanto en las orillas del lago como dentro del mismo formando islas, se desarrollan agrupaciones de vegetación densa, principalmente de helófitos, como carrizo (*Phragmites australis*) y enea (*Typha dominguensis*), denominadas localmente “mates” (matas). Estas matas ocupan una extensión aproximada de 250-300 ha y constituyen una reminiscencia de cómo era el marjal en estado natural (Figura 2). Este ambiente es especialmente importante para la avifauna que encuentra cobijo y lugares de reproducción en él.

El vaso lagunar, al igual que el sistema en su conjunto, se nutre, fundamentalmente, de los sobrantes de riego procedentes del sistema del río Xúquer y, en una mínima parte, del Túria, además de las escorrentías naturales –subterráneas y superficiales– que tan solo representan una pequeña proporción en el balance hídrico global del sistema. El humedal desagua al mar a través de cinco canales (todos ellos artificiales, dotados de compuertas y sistemas de bombeo que permiten controlar el nivel de las aguas con precisión) abiertos entre finales del siglo XVIII, cuando se abandona la gola natural, y mitad del siglo XX. De norte a sur se encuentran, la “gola del Pujol”, “gola del Perellonet”, “gola del Perelló”, “gola del Rei”, y la “cañüa de Sant Llorenç”, aunque, en cuanto a capacidad de drenaje, son las tres primeras las más importantes.



Figura 2. Panorámica del lago de l'Albufera de Valencia, con “mates” de vegetación palustre en su ribera, limitando con los arrozales inundados (Foto. J.M. Benavent)

b) *La marjal:*

Esta es la denominación local con la que se designa genéricamente el territorio dedicado al cultivo arrozero, que es, con 14.500 ha, el hábitat más extenso de cuantos conforman el espacio protegido

(Figura 2). En su mayor parte se trata de terrenos ganados a la laguna en un proceso de transformación secular, pero que alcanza la máxima intensidad a lo largo del siglo XIX, de tal modo que la laguna pasa de 13.972 ha en el deslinde de 1761, cuando se inicia la expansión del arrozal, a 3.114 ha que se miden en 1926, cuando el paraje es vendido al Ayuntamiento de Valencia.

Este espacio es de una gran importancia económica (por su productividad agrícola, e.g. en arroz 7.000 kg/ha·año aproximadamente), ecológica y paisajística; puesto que representa la principal área de alimentación para las aves acuáticas del Parque Natural, tanto en invernada como en época de nidificación.

c) *La restinga:*

Consiste en un cordón litoral emergido de unos 30 km de longitud y una anchura media de 1 km (máxima de 1,6 km y mínima de 500 m) que separa el sistema lagunar del mar Mediterráneo (Figura 3). La abundancia de sedimentos disponibles permitió el desarrollo de un importante ecosistema dunar, generándose, en función de los gradientes

ambientales operantes, una importante variedad de hábitats tales como playas, dunas móviles, dunas semifijas, depresiones interdunares –localmente denominadas malladas– y dunas estabilizadas que, originariamente, ocuparon toda la franja litoral.

Con la expansión del regadío, muchos de los arenales fueron transformados en huertas que, después, con el desarrollismo de la segunda mitad del siglo XX, serían en buena parte destinadas a usos residenciales, produciéndose un importante retroceso de las formaciones dunares en todo el paraje.

De este modo, de toda la extensión de la restinga tan sólo una parte -actualmente de titularidad municipal- del sector septentrional de unos 10 km de longitud y unas 850 ha de superficie, conocida como “la Devesa de l’Albufera” -además de algunos parches de dunas móviles en el extremo sur del espacio-, se libró de la transformación (probablemente debido a su pertenencia al Patrimonio Real desde el siglo XIII). No obstante, esta área fue afectada por el proceso urbanizador desatado a finales de los años 60 y finalmente paralizado en los años 70 gracias a la intensa oposición ciudadana.



Figura 3. Restinga del lago de l’Albufera, con los diferentes ambientes derivados de la fijación de los cordones dunares. Al fondo de la imagen a la izquierda se observa el lago de l’Albufera con campos de arroz al fondo (Foto J.M. Benavent)

ECOSISTEMAS DE LA “DEVESA”

En la Devesa, pese a ser un espacio muy reducido, operan una serie de factores climáticos y edáficos muy diversos, dando lugar a una variedad de ecosistemas que se instalan a modo de franjas paralelas al mar (Figura 4).

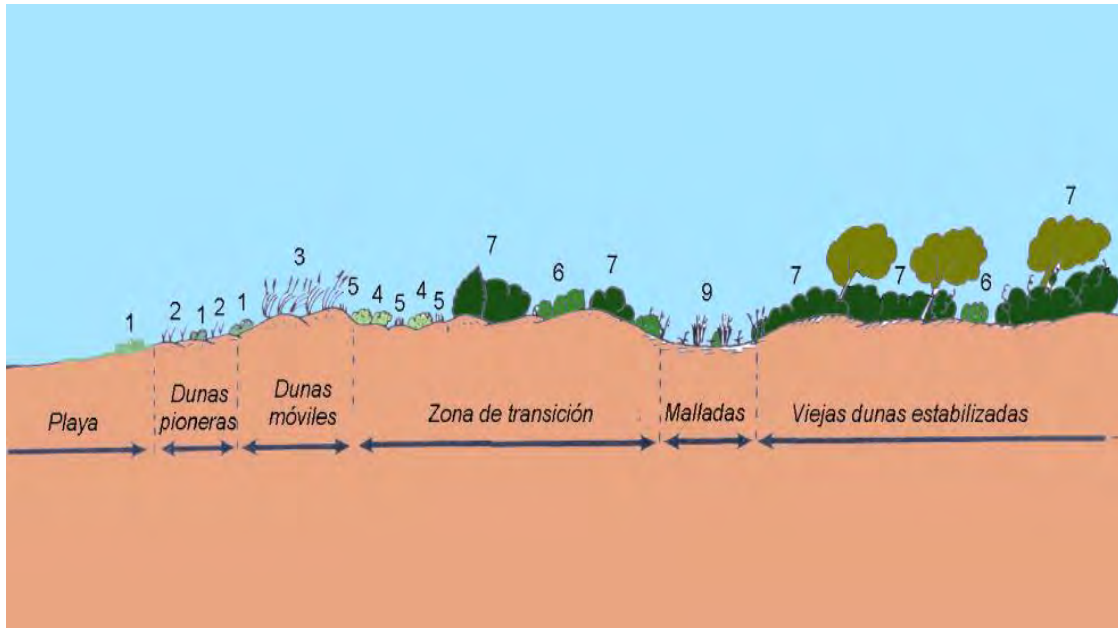


Figura 4: Perfil de los ecosistemas de la Devesa. Reconstrucción de la vegetación natural primitiva.
1. Barrilla anual de oruga marina (*Salsola kali-Cakiletum aegyptiacae*). **2.** Lastonar abierto pionero sobre dunas planas (*Agropyretum mediterraneum*). **3.** Lastonar de barrones de las dunas móviles (*Medicago-Ammophyllum arundinaceae*). **4.** Formación de melera y crucianella marina (*Crucianelletum maritima*). **5.** Pastizal terófito de alfileres y alhelí marino (*Erodio-Malcolmietum parviflorae*). **6.** Brolla de jaguarzo blanco (*Teucrio belionis-Halimietum halimifoli*). **7.** Mata de espinal y labiérnago (*Phillyreo angustifoliae-Rhamnetum angustifoliae*). **8.** Malladas con juncales halófilos (*Carici extensae-Juncetum maritimi*)

La playa constituye un ecosistema formado por tres sub-ecosistemas; la playa sumergida, la playa húmeda y la playa seca, muy interrelacionados entre ellos. La playa sumergida se corresponde con el infralitoral superficial. Entre 3 y 5 m de profundidad estuvo bien representada la “Biocenosis de las Arenas finas superficiales” que entre otros tiene interés económico ya que en esta zona se marisquean bivalvos (*Donax sp.*) de forma artesanal, aunque en la actualidad se encuentra bastante alterada. A mayor profundidad los fondos están ocupados por la comunidad de “Arenas finas bien calibradas” que en la zona se encuentra bien representada. En estos fondos sedimentarios se extendían praderas de *Posidonia oceanica*, una fanerógama marina endémica del Mediterráneo, que desde la segunda parte del siglo XX han sufrido una fuerte regresión y han desaparecido prácticamente en estas costas.

La playa húmeda, que se correspondería con la zona mesolitoral, caracterizada por estar siempre bañada por el batir de las olas. Suele haber arribazones de material detrítico que son ocupados por una comunidad típica que incluye crustáceos, insectos y también aves que acuden a buscar alimento.

La playa seca es colonizada por una comunidad vegetal (*Salsola kali-Cakiletum aegyptiacae* Costa & Mansanet 1981) formada por la oruga de mar (*Cakile maritima*) y la barrilla (*Salsola kali*) especie adaptada a la gran salinidad aérea y terrestre. Su aparición genera acumulaciones de arena -embriones dunares- que en un proceso natural normal daría lugar al posterior cordón de dunas móviles.

Las dunas móviles o primer cordón dunar, constituyen la alineación más cercana a la playa. Está formada por dunas paralelas al mar, entre las cuales y por efecto del viento, se forman las calderas de abrasión, hondonadas con un alto grado de humedad edáfica. Expuesta al mar (vertiente de barlovento de la duna) aparece una comunidad vegetal (As. *Agropyretum mediterraneum* Br. Bl. 1933), formada fundamentalmente por gramíneas con un número reducido de especies vegetales, donde el junquillo de playa (*Elymus farctus*) es la especie más abundante y que caracteriza a la comunidad. Como especies acompañantes más comunes se encuentran la algodonosa (*Otanthus maritimus*), el cuernecillo de mar (*Lotus creticus*) y la correhuela marina (*Calystegia soldanella*).

En la cresta de las dunas, se instala el lastonar (As. *Medicago-Ammophiletum arundinaceae* Br. Bl. (1931) 1933), formado especialmente por el barrón (*Ammophila arenaria* subsp. *arundinacea*). También encontramos la algodonosa, el cuernecillo de mar, la hierba de la plata (*Medicago marina*) y la zanahoria bastarda (*Echinophora spinosa*). Esta comunidad es importante por la protección que ofrece frente al viento.

En la vertiente de sotavento de la duna, menos influenciada por el mar, se instala una biocenosis vegetal (*Helichryso-Crucianelletea maritimae* J. M. Gehu, Rivas Martínez & R. Tx. in J. M. Gehu 1975) formada por comunidades de plantas semiarbusivas (*Crucianelletum maritimae* Br. Bl. (1931) 1933) donde las especies más características son la azucena de mar (*Pancratium maritimum*), la pegamoscas (*Ononis natrix* subsp. *ramossissima*), la crucianella (*Crucianella marina*), el alhelí marino (*Malcolmia littorea*), la siempreviva (*Helichrysum stoechas* var. *maritima*) y la alkana (*Alkanna tinctoria*).

Conforme nos alejamos del mar las especies vegetales subarbusivas son más abundantes y comienzan a aparecer especies típicas de la maquia litoral.

Las malladas son depresiones interdunares, en las que predominan los suelos limosos que se encharcan con las lluvias y donde se forman costras salinas en verano con la evaporación del agua (Figuras 3 y 4). A modo de anillos concéntricos –en función de la salinidad del suelo– se van instalando las biocenosis vegetales. Así en la parte central, los niveles de salinidad son tan elevados que no aparece vegetación; más al exterior se sitúan los saladares (As. *Puccinellio festuciformis*–*Arthrocnemum fruticosi* Br. Bl. 1931, J.M. Gehu 1976) y en la zona más externa donde la salinidad ya es mucho menor se instalan los herbazales halo-hidrófilos (As. *Carici extensae* – *Juncetum maritimi* Rivas–Martínez y Costa; *Schoenus*–*Plantagnetum crassifoliae* Br. Bl. 1931).

Las dunas fijas constituyen un campo dunar con una variada biocenosis. En la primera alineación dunar más cercana al mar se instala el jaguarzal (As. *Teucrio belionis*–*Halimietum halimifolii* Costa & Mansanet 1981), comunidad vegetal de exigencias xerófilas y heliófilas formada por arbustos como el jaguarzo (*Halimium halimifolium*), poleo de monte (*Teucrium polium* var. *maritima*), jara de hoja de romero o estepa (*Cistus clusii*), *Fumana thymifolia* subsp. *laevis*, escoba marina (*Ephedra distachya*), y coronilla de rey (*Coronilla minima*).

Las alineaciones de dunas fijas más internas son las más antiguas de la Devesa, tienen forma de media luna (“barjan” en etimología árabe) y están orientadas perpendicularmente a los paleovientos que las formaron, de dirección E-W. En estas dunas se instala una vegetación (*Phillyreo-Rhamnetum angustifoliae* Costa & Mansanet

1980) mucho más desarrollada (Figura 5), constituida por un estrato arbóreo de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y en menor medida pino piñonero (*Pinus pinea*) y pino rodeno (*Pinus pinaster*). El estrato arbustivo tiene una gran diversidad y cobertura y está formado por labiérnago (*Phillyrea angustifolia*), enebro marino (*Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), mirto (*Myrtus communis*), espino negro (*Rhamnus oleoides* subsp. *angustifolia*) y gran variedad de especies subarbustivas y herbáceas. Estos dos estratos están amalgamados por la zarzaparrilla (*Smilax aspera*), madreselva (*Lonicera implexa*) y clemátide (*Clematis flammula*).



Figura 5. Vista de la vegetación que se instala sobre el cordón dunar más interno de la Devesa, constituida por cobertura arbórea y arbustiva densas (Foto V. Benedito)

ANTECEDENTES HISTÓRICOS DE LA EVOLUCIÓN DE LA RESTINGA Y DESCRIPCIÓN DEL PROCESO URBANIZADOR

L'Albufera de Valencia y su Devesa formaron parte del Patrimonio Real durante seis siglos, pasando al Patrimonio del Estado en 1873. En 1905 el ayuntamiento de Valencia inició las gestiones para conseguir del Estado la cesión de ambos parajes. El 23 junio de 1911, reinando Alfonso XIII, se decretó la Ley de Cesión y el 3 de junio de 1927 culminó la venta de las 3.144 ha que entonces tenía l'Albufera, y de su Devesa a la ciudad de Valencia.

Ambos espacios siguieron intactos hasta los años 60, cuando en pleno "boom" turístico, se inició un proceso urbanizador que alteró gravemente sus ecosistemas, situación que se repite en todo el litoral mediterráneo español. El cordón dunar exterior fue arrasado casi en su totalidad, las depresiones interdunares rellenas con arena y repobladas con eucaliptos y la alineación dunar interior fragmentada con la construcción de carreteras, edificios e infraestructuras hidráulicas y eléctricas (Figura 6). Al mismo tiempo comenzó la contaminación de l'Albufera, la industrialización y el aumento demográfico de las poblaciones de su cuenca.

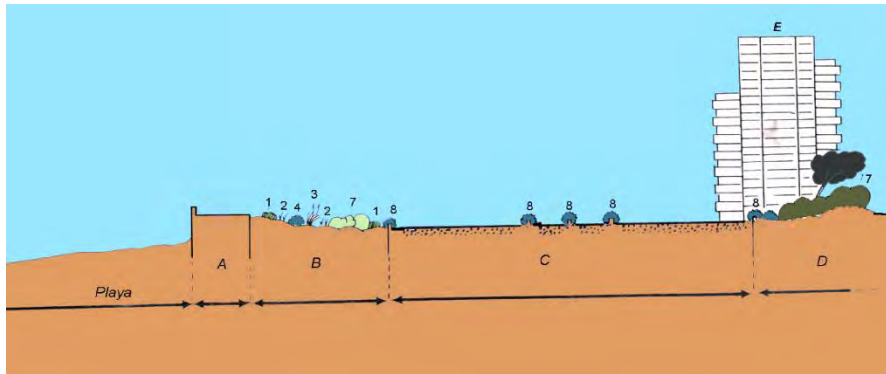


Figura 6. Perfil de los ecosistemas de la Devesa tras la urbanización. Estado de la vegetación después de la urbanización en la Devesa de l'Albufera. 1. Barrilla anual de oruga marina (*Salsola cali-Cakiletum aegyptiaceae*). 2. Lastonar abierto pionero sobre dunas planas (*Agropyretum mediterraneum*). 3. Lastonar de barrones de las dunas móviles (*Medicago-Ammophyllum arundinaceae*). 4. Formación de melera y crucianella marina (*Crucianelletum maritimae*). 5. Pastizal terófito de alfileres y alhelí marino (*Erodio-Malcolmietum parviflorae*). 6. Brolla de jaguarzo blanco (*Teucrio belionis-Halimietum halimifoli*). 7. Mata de espinal y labiérnago (*Phillyreo angustifoliae-Rhamnetum angustifoliae*). 8. Herbazales nitrófilos de arzollas y viboreras (*Centaureo maritimae-Echietum sabulicolae*). 9. Malladas con juncales halófilos (*Carici extensae-Juncetum maritimi*). A. Paseo marítimo. B. Resto de dunas y mosaico de comunidades psamófilas. C. Carretera y grandes aparcamientos con herbazales nitrófilos. D. Viejas dunas con restos de la vegetación potencial. E. Urbanización con grandes edificios

La playa y el medio marino litoral reciben una presión antrópica muy fuerte en esta zona de la costa tanto por acciones directas como indirectas. Por una parte, la intensa pesca de arrastre fue determinante en la desaparición de las praderas de fanerógamas marinas, que tienen una importancia capital en la protección de las playas frente al hidrodinamismo. Al mismo tiempo se desarrolló el puerto de Valencia (localizado inmediatamente al norte del parque natural), que interrumpió el flujo de sedimentos transportados por la corriente de deriva litoral.

Por otra parte, se arrasó casi todo el primer cordón dunar para sustituirlo por un paseo marítimo, y con la arena procedente de este arrasamiento se rellenaron las malladas. El tramo norte de dicho paseo marítimo, con una longitud de 2,5 km, era una obra de grandes dimensiones constituida por un paseo elevado unos 4 m sobre el nivel del mar, en cuyo interior se ubicaban numerosos locales dedicados a actividades diversas, mayoritariamente establecimientos de hostelería y algunos servicios públicos (Figura 7). El resto del paseo marítimo, 5,5 km, era una obra menos importante, formada por un murete de 1,20 m de altura adosado en su parte interna a una carretera de unos 5 m de ancho (Figura 8). La construcción del paseo marítimo bloqueó los procesos de intercambio de arena entre las playas y el sistema dunar.



Figura 7. Detalle del paseo elevado (Foto archivo Servicio Devesa Albufera)



Figura 8. Detalle del paseo en la parte más al sur con un simple muro y vial (Foto archivo Servicio Devesa Albufera)

De esta manera, la pérdida de praderas de fanerógamas marinas, el desarrollo del puerto de Valencia y la construcción del paseo marítimo provocaron una desestabilización total de los procesos geomorfológicos que operaban en esta costa,

afectando al equilibrio de las playas y al mantenimiento de los sistemas dunares.

Además en este sector se construyeron dos urbanizaciones con todas las infraestructuras necesarias que incluyeron alrededor de 40 edificios de más de 8 m de altura, muchos kilómetros de carreteras, grandes áreas asfaltadas para aparcamientos, y red de aguas y saneamiento.

Las malladas fueron muy alteradas por aterramientos y drenajes artificiales con objeto de sanear la zona de cara a futuras urbanizaciones, y además se repoblaron con eucaliptos para acentuar la desecación.

Todo este auge urbanístico y turístico llevó aparejados también otros efectos. Durante parte del año se realizaba la limpieza de las playas, tan negativa para la flora y fauna; lo que aumentaba la frecuencia de visitantes y turistas, y conllevó la erosión y el pisoteo de los sistemas dunares; la introducción de animales domésticos abandonados o perdidos que se asilvestraron, con los consiguientes efectos sobre la fauna autóctona; y el aumento de la presencia de basura.

Tan evidente devastación, desencadenó una fortísima respuesta ciudadana que, junto con el apoyo de colectivos universitarios y conservacionistas, logró que el primer Ayuntamiento democrático, en 1979, paralizara el “Plan de Urbanización” de la Devesa, y encargara a un equipo pluridisciplinar la realización de un informe (urbanístico, jurídico, económico, ecológico) que permitiera fundamentar adecuadamente las decisiones a tomar sobre el futuro de la Devesa, y que fue denominado “Estudios Previos para la Ordenación del Monte de la Dehesa de El Saler (Ayuntamiento de Valencia, 1980)”.

El 3 de junio de 1980, el Pleno del Ayuntamiento de Valencia hizo suyas las conclusiones del estudio, suspendiendo las licencias en el área y decidiendo iniciar la redacción de un Plan Especial de Protección del Monte de la Dehesa de El Saler (PEPMDS), aprobado en 1982. Este Plan perseguía asegurar la conservación de la Devesa y promover la restauración de sus ecosistemas, eliminando aquellos usos o aprovechamientos incompatibles con las características naturales del área y mediante actuaciones regenerativas.

En el año 1980 el Ayuntamiento de Valencia creó la Oficina Técnica Devesa-Albufera (OTDA), cuya dirección técnica estuvo a cargo de ambientalistas, con la finalidad de

establecer objetivos y generar/evaluar propuestas de actuación para l'Albufera de Valencia y su Devesa, así como desarrollarlas y ejecutarlas.

Más adelante, el 22 de noviembre de 1984 el Pleno del Ayuntamiento de Valencia acordó solicitar a la Generalitat Valenciana la declaración de l'Albufera de Valencia y su entorno como espacio natural protegido bajo la modalidad de parque natural. En ese mismo año se elaboró un informe denominado "Estudios Previos para la Ordenación del Lago de l'Albufera" con objeto de obtener información científica, actualizada y fiable, indispensable para la gestión y planificación territorial del Lago y su entorno.

En 1986 se promulgó el Decreto 89/1986 del Consell de la Generalitat Valenciana de régimen jurídico del Parc Natural de l'Albufera" que afectó a 21.000 ha y constituyó el primer parque natural creado en la Comunitat Valenciana.

RESTAURACIÓN DEL HÁBITAT DUNAR DE LA DEVESA

Las dunas litorales son una de las formaciones naturales que mejor representan el dinamismo y fragilidad del medio costero, cumpliendo una función primordial en la protección y conservación del mismo. En las playas de la Devesa, así como en otras muchas playas, es prácticamente imposible que se generen de manera natural embriones dunares, ya que, como se ha comentado anteriormente, los aportes sedimentarios que reciben son nulos o escasos. Además, la playa es tan estrecha que no hay suficiente arena para que una duna se pueda generar de manera natural. Por otro lado, el uso lúdico de este espacio implica el paso regular de los tractores del servicio de limpieza, cuyo trasiego impide el desarrollo de cualquier tipo de vegetación capaz de retener arena, así como la presencia de restos o residuos capaces de cumplir este papel.

Uno de los objetivos prioritarios de trabajo para la OTDA ha sido la restauración del primer frente dunar. Con la finalidad de minimizar el efecto del paseo marítimo sobre la playa, durante los primeros años las actuaciones se orientaron a experimentar diferentes materiales y técnicas de retención y fijación de la arena, con el objeto de encontrar una metodología eficaz y ecológicamente correcta de restauración. Fue a partir del otoño de 1988, una vez bien establecida dicha metodología, cuando se iniciaron las grandes obras de regeneración dunar.

1.- Objetivos de la restauración.

Ante la situación actual de las playas, la restauración dunar constituye un método eficaz para la protección del litoral frente a otras obras de defensa estáticas y duras que, aunque en principio solucionan el problema, a la larga desestabilizan la costa agravando la situación inicial.

La regeneración del primer frente dunar consiste en la creación artificial del primer cordón de dunas litorales mediante una intervención mecánica con el objeto de recuperar un espacio de gran valor ecológico, hoy en día escasamente representado debido a la masiva urbanización de la mayoría de las costas en todo el mundo.

Con la restauración del primer frente dunar de la Devesa se pretendió:

- Eliminar el efecto negativo producido por la existencia del paseo marítimo.

La existencia de un obstáculo impermeable y rígido en la parte alta de una playa de escasas dimensiones impide durante los temporales la disipación de la energía del oleaje, lo que refuerza el efecto de arrastre de la corriente de retorno aumentando la erosión de la playa.

- Crear una reserva de arena que contribuya al equilibrio sedimentario costero.

La playa es una formación dinámica y las dunas tienen una función primordial en su protección y conservación. Juegan un papel fundamental en la dinámica litoral y constituyen una reserva de arena esencial para la alimentación de las playas constituyendo un sistema eficaz para el mantenimiento del perfil de equilibrio.

- Recuperar un elemento de la Devesa que ofrecía protección de los vientos marinos a las formaciones vegetales que ocupan las dunas viejas estabilizadas.

Al desaparecer el primer frente dunar aumentó la salinidad ambiental en las dunas interiores, que quedaron más expuestas al efecto marino, lo que provocó la regresión del matorral y arbolado afectado, disminuyendo su área de distribución y alterando su morfología, que experimentó una reducción de su altura

- Recuperar un ecosistema de gran valor natural y cada vez más amenazado.

Las dunas litorales constituyen un ecosistema de gran valor ecológico con una biocenosis propia que le otorga una gran originalidad. Las condiciones ambientales extremas que caracterizan este ecosistema (aridez, escasez de materia orgánica, permeabilidad del suelo, acción del viento marino, movilidad constante del sustrato, etc.) determinan la presencia de una vegetación y una fauna particular, con adaptaciones al medio muy específicas, que confieren a este hábitat un gran valor natural y elevada biodiversidad.

- Recuperar el ecosistema de las malladas o depresiones interdunares.

Una parte de la arena utilizada en la reconstrucción del primer cordón dunar procedía de las malladas que fueron colmatadas durante el proyecto de urbanización con arena procedente del arrasamiento del citado frente dunar. La devolución de la arena a su lugar de origen permitió la recuperación simultánea de ambos ecosistemas.

- Facilitar una herramienta para la educación ambiental

Las dunas representan un excelente recurso educativo, porque ilustran la dinámica de los procesos costeros asociados con la interacción del viento, arena y crecimiento de las plantas.

2.- Experiencias preliminares y aspectos metodológicos

Desde la primavera de 1981 hasta el otoño de 1988, la OTDA llevó a cabo una serie de experiencias preliminares, que sirvieron de base para establecer la metodología más adecuada para la restauración.

En la primavera de 1981 se aprovechó la arena acumulada por un temporal en la parte



baja del paseo marítimo elevado y la extraída de las malladas, para construir en la zona de la Rambla dos alineaciones dunares, una que tapaba el murete y la carretera que constituía el paseo marítimo, y la otra, situada a unos 100 m más al interior, de 2 m de altura (Figura 9).

Figura 9. Barreras de cañas utilizadas en la experiencia de 1981(Foto archivo Servicio Devesa Albufera)

En ambos casos se colocaron barreras permeables de cañas en alineación simple y paralelas a la playa, y se repobló el área con especies propias de dunas móviles. En un

primer momento, las dos zonas sufrieron una rápida colonización por especies nitrófilas, lo que redujo inicialmente la movilidad de la arena desnuda. Con el tiempo, las nitrófilas fueron desapareciendo dando paso a una vegetación arenícola. Se sospechó que la explosión de nitrófilas pudo ser debida al elevado contenido en materia orgánica que poseía la arena procedente de las depresiones interdunares.

Con esta experiencia se comprobó que la repoblación vegetal ayuda a reforzar las germinaciones espontáneas que aparecen tras una restauración morfológica, acortándose el tiempo en que el sustrato permanece sin una cubierta vegetal adecuada.

Entre 1981 y 1982, al sur de la Devesa, aproximadamente desde la Gola del Pujol hasta el Casal d'Esplai, se ensayó la colocación de *“barreras permeables de caña junto al murete, con diferentes disposiciones (rectas, en uve, y en artesa)”*, y ocasionalmente plantaciones monoespecíficas de *Elymus farctus*. A los pocos meses se observó un incremento significativo de arena en toda la zona, sobre todo en la cara NE de las empalizadas colocadas en *“uve”*. Estas dunas *“piloto”* sufrieron una notable regresión durante el verano, así como una drástica disminución de su cobertura vegetal debido al pisoteo causado por los visitantes. En 1984, con el cierre al tráfico de toda la zona sur de la Devesa, las dunas se recuperaron notablemente. Por este motivo, se optó por cerrar temporalmente a los visitantes las zonas en proceso de regeneración con el fin de dar tiempo a que las dunas alcanzaran un cierto grado de estabilidad. Además se volvió a confirmar que la revegetación ayudaba a estabilizar las dunas más rápidamente ya que se lograba una mayor cobertura vegetal que de forma natural.



Figura 10. Muro recubierto de material vegetal. Experiencia de 1982 (Foto archivo Servicio Devesa Albufera)

En 1982 se llevó a cabo una experiencia a mayor escala desde la Gola del Pujol hasta el Parador Nacional. Ésta consistió en el recubrimiento del murete con pequeños haces de restos vegetales de *Eucalyptus sp.*, *Dittrichia viscosa* y *Artemisia campestris* var. *maritima*, creando una barrera permeable capaz de retener la arena en movimiento en cualquiera de las direcciones posibles. Estos haces se recubrieron con una malla de plástico para evitar que el viento arrastrase los restos vegetales fuera de la zona de actuación (Figura 10).

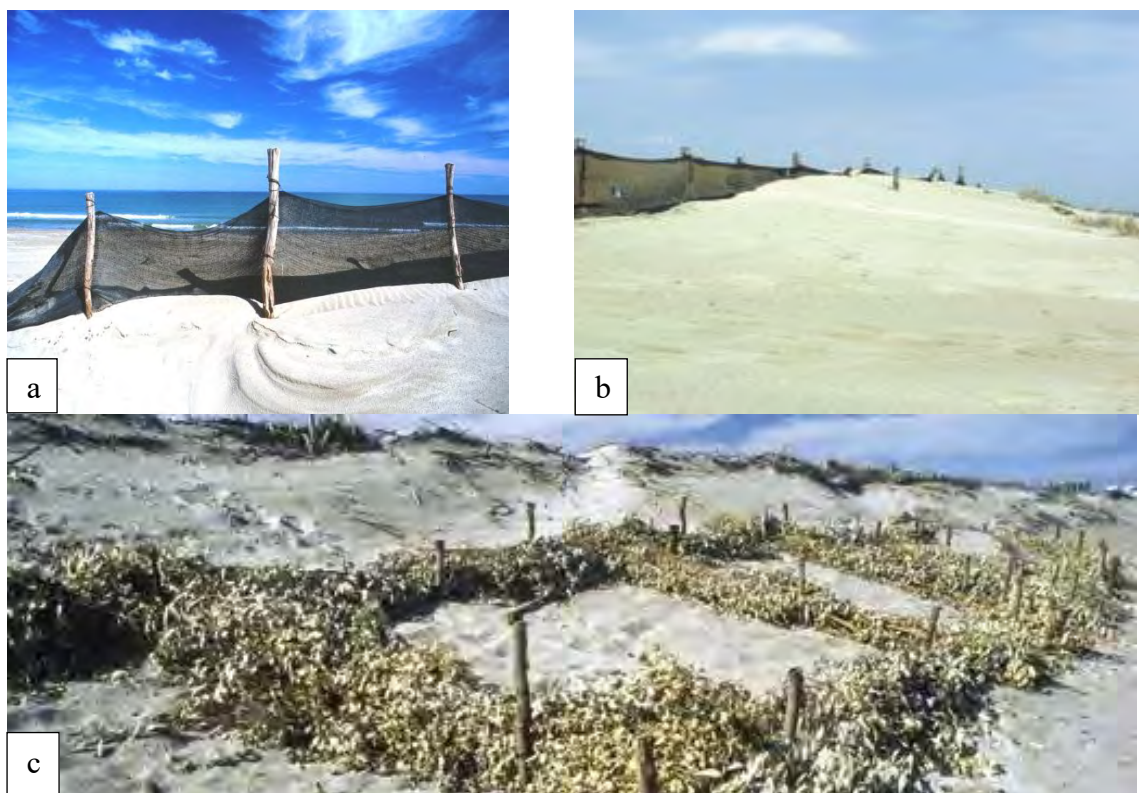


Figura 11. Detalle de mallas de plástico utilizadas en la experiencia de 1983, y acumulaciones de arena por su efecto (a y b). Haces de ramaje colocados a barlovento del murete formando un entramado ortogonal para favorecer el crecimiento dunar en la experiencia de 1983 (c)

Al mismo tiempo, y tomando como referencia el paisaje primitivo, se llevó a cabo, en la zona inmediata al norte del Casal d'Esplai, la creación artificial de una alineación paralela a la anterior, situada a unos 50 m. más al interior. El núcleo de esta duna se formó con restos de vegetación arrastrados por la riada de 1982 al lago de l'Albufera y depositados posteriormente en la playa. Los restos vegetales permanecieron al aire libre durante el año 1983; a continuación se amontonaron y sirvieron de base de la duna; más tarde se recubrió todo de arena hasta alcanzar cotas de 1,75 a 2 m. Una vez constituido el cordón dunar se instalaron unas empalizadas con distintos materiales: tres tramos de mallas de plástico de 20%, 30% y 40% de permeabilidad respectivamente; otro tramo con una barrera de caña y otro más con haces vegetales. En las áreas circundantes a estas dos alineaciones se labró el substrato con un tractor agrícola para eliminar la cubierta vegetal herbácea existente y fomentar la movilidad de la arena, lo que debía favorecer el crecimiento de la duna experimental (Figura 11).

Con estas experiencias se determinó que las pantallas con una permeabilidad al viento entre un 40-50% eran las más adecuadas. También se vio que los haces de restos vegetales, que en su mayoría procedían de los trabajos de erradicación de eucaliptos, eran un buen material para favorecer el recrecimiento de las pequeñas dunas que se habían formado desde la paralización de la urbanización y para provocar la acumulación de arena sobre el paseo marítimo.

En 1983 se ensayaron diferentes tratamientos (colchón bituminoso, colchón con turba, colchón con estiércol, colchón con raíces de *Posidonia oceanica*, arena con abono nitrogenado y testigo sin ningún tratamiento) en parcelas de 7 x 3 m para estudiar su

efecto sobre la recuperación de la vegetación (Figura 12). En las parcelas tratadas con el colchón bituminoso no germinó nada y en las zonas tratadas con abono nitrogenado se favoreció la germinación de papilionáceas. En la parcela testigo sin tratamiento, aunque la germinación de especies psamófilas fue más lenta, se obtuvo una mayor diversidad, considerándose este el tratamiento más adecuado.



Figura 12. Parcelas con diferentes tratamientos. Experiencia 1983. (Foto archivo Servicio Devesa Albufera)

En 1986 se realizó un estudio para averiguar la capacidad de acumulación de arena de los haces de ramaje, comprobándose que en menos de dos meses quedaban totalmente cubiertos. Sin embargo, para consolidar los incrementos de arena producidos se hacía necesario repoblar las dunas y evitar su pisoteo con un cierre temporal.

En ese mismo año se realizaron las primeras empalizadas construidas con hojas de espartina (*Spartina versicolor*) y caña seca (*Arundo donax*) (Figura 13). La espartina es una planta que vive en los bordes de las malladas y se utilizaba tradicionalmente en la zona para construir cortavientos para proteger cultivos de huerta, y para el tejado de las barracas. Las experiencias demostraron que, en nuestro caso, es el material más eficaz, barato, biodegradable y de menor impacto paisajístico para construir las empalizadas.



Figura 13. Experiencias con espartina (Foto archivo Servicio Devesa Albufera)

3.- Metodología de la Restauración Dunar

Tras más de 30 años de experiencia, se ha desarrollado una metodología de restauración de primeras líneas dunares que puede ser aplicable en otras zonas del Mediterráneo. El proceso consta, en resumen, de tres etapas: en primer lugar se efectúa la restauración de la morfología dunar mediante una acumulación mecánica de la arena, después se lleva a cabo la estabilización del material mediante la construcción de empalizadas permeables al viento y la plantación de especies vegetales propias del ecosistema y, por último, se adecua el área restaurada al uso público, para lo cual se cierra temporalmente la zona, explicando al usuario a través de una amplia campaña de información y educación ambiental, el motivo del cierre y la finalidad de la actuación.

3.1.- Restauración de la Morfología Dunar

La morfología dunar que se busca reconstruir se determina teniendo en cuenta tanto el relieve anterior al arrasamiento como el presente, además del paisaje y las condiciones

ambientales actuales. Para establecer la morfología original se hace un análisis de las fotos aéreas correspondientes a los vuelos anteriores al arrasamiento (en concreto los vuelos de los años 1956 de escala 1/33.000, y 1965 de escala 1/20.000) y de la cartografía disponible previa al inicio del proceso de urbanización (Plano catastral de 1929, con una escala de 1/1.000). A continuación se lleva a cabo un estudio de la topografía actual y se compara con la cartografía antigua en la que previamente se han señalado las zonas de crestas o cotas más altas del paisaje y las zonas más bajas o calderas de abrasión. Con esta comparación se calcula la disponibilidad de arena existente en la zona donde se va a realizar la restauración, se establece la morfología que se quiere obtener y se adapta al relieve actual.

Antes de la ejecución del plan de urbanización del año 1965, el conjunto dunar exterior se caracterizaba por estar formado por dunas genéticamente transversales, por presentar una orientación longitudinal paralela a la costa y un perfil disimétrico con la pendiente abrupta a sotavento. La altura media del cordón dunar oscilaba entre 4 y 5 m sobre el nivel del mar y la máxima alcanzaba los 9 m.

El diseño del primer frente dunar restaurado por la OTDA se configuró teniendo en cuenta esta morfología, el ancho actual de la playa y la disponibilidad de arena. El cordón dunar creado presenta, en general, una anchura de 20 m de base, discurre paralelo a la costa con una altura media de 5 m y presenta un perfil disimétrico con la pendiente más suave en la parte de barlovento para reducir el efecto del viento. El problema fundamental de la restauración dunar es la disponibilidad de arena con una granulometría adecuada. En el caso de la Devesa, la arena necesaria para llevar a cabo la restauración se extrae directamente de la propia Devesa o se consigue mediante un aporte exterior procedente de la zona norte del puerto de Valencia. En el primer caso, que corresponde a las restauraciones realizadas directamente por la OTDA, la arena utilizada se extrajo de la excavación de las calderas creadas durante los proyectos de restauración dunar y de la recuperación de las malladas que habían sido aterradas. Tras el arrasamiento de muchas zonas dunares y paralizarse la urbanización planeada, quedaron amplias zonas de arenales allanados en los que la vegetación brotó rápidamente impidiendo que el viento modelara las nuevas superficies creadas. Esto generó un paisaje homogéneo y plano, donde apenas existía diferencia de cotas entre las zonas más altas y más bajas. Con la finalidad de obtener arena para construir el cordón dunar delantero y crear a la vez diversidad en el paisaje dunar, las pequeñas calderas de abrasión existentes se exageraron aumentando su tamaño. La configuración de este nuevo paisaje se determinó teniendo en cuenta el relieve reflejado en la cartografía antigua y la morfología actual.

Como se ha señalado antes, las malladas fueron rellenadas con parte de la arena procedente del arrasamiento del primer frente dunar. Para reconstruir este nuevo cordón la arena se devolvió a su lugar de origen formando parte de la base de la nueva duna. Con esta actuación se recuperó también el ecosistema de la depresión interdunar.

Las restauraciones realizadas con arena procedente de la zona norte del puerto corresponden a las realizadas por el Ministerio de Medio Ambiente e implicaron además de la construcción del primer cordón dunar una regeneración de la playa. En estos casos la restauración se llevó a cabo utilizando exclusivamente la arena procedente del norte del puerto (actuación en la playa de Els Ferros) o bien ésta junto con arena extraída de las malladas (actuación en la playa de El Saler).

Una vez determinada la geomorfología del área dunar a recuperar, se ejecutó el proyecto utilizando maquinaria pesada adecuada para realizar los movimientos de tierra necesarios y conseguir la forma de la duna o del cordón dunar deseado.

La maquinaria trabajó siempre intentando causar el menor daño posible a la vegetación existente en la zona de actuación y evitando perturbar a los animales en su periodo de cría, para lo cual el proyecto, además de estar diseñado de la manera más respetuosa posible con el entorno natural, contó con un programa de vigilancia ambiental. La restauración del primer cordón dunar supuso la eliminación de la estructura completa del paseo marítimo y fue un trabajo que hubo que hacer con sumo cuidado para evitar que quedasen restos de hormigón ya que después, su eliminación total es difícil y costosa.

Es fundamental para el éxito de la actuación proceder a la estabilización de los tramos recién modelados a medida que éstos se van ejecutando; para ello se utilizaron empalizadas construidas con espartina (*Spartina versicolor*) y caña (*Arundo donax*) seca como se ha comentado anteriormente (Figura 14). La función de las empalizadas es doble: por un lado retienen la arena acumulada y por otro captan aquella nueva que pueda llegar transportada por el viento. La altura es de unos 80 cm y el grado de permeabilidad para que sea eficaz debe ser del 40-50% (mayores valores no son efectivos, puesto que el viento, al atravesar la empalizada no reducirá su velocidad lo suficiente para que la arena que transporta se deposite y, por el contrario, una empalizada demasiado espesa actuará como un obstáculo impermeable, socavándose la base de la estructura, que acaba desmoronándose). La caña que se coloca en sentido vertical para sujetar la espartina debe estar siempre seca para evitar el rebrote en contacto con el sustrato. La empalizada se dispone siguiendo una trama ortogonal, con la finalidad de captar la arena transportada por el viento procedente de todas las direcciones. La separación entre las alineaciones paralelas debe ser de unas cinco veces la altura de la empalizada.



Figura 14. Empalizadas de espartina dispuestas en trama ortogonal (Foto archivo Servicio Devesa Albufera).

3.2.- Restauración de la Cubierta Vegetal

Otro de los aspectos en los que se ha progresado desde la creación de la Oficina Técnica Devesa-Albufera es el relacionado con la restauración

de la cubierta vegetal de las dunas recuperadas. Ésta se apoya en dos actividades complementarias: una está dirigida hacia la obtención del material vegetal a utilizar en las repoblaciones, y la otra trata sobre la repoblación efectiva de las dunas.

La obtención del material vegetal necesario para los proyectos de regeneración dunar fue una de las primeras necesidades que tuvo que afrontar la OTDA. Esto se resolvió poniendo en funcionamiento un antiguo vivero forestal, construido en 1964, con el que ya contaba el Ayuntamiento de Valencia en la Devesa (Viveros Municipales).

Las experiencias en la propagación de las plantas autóctonas de la Devesa fueron iniciadas en 1981 y continúan en la actualidad. A lo largo de este tiempo se ha ampliado el número de especies producidas en los Viveros Municipales de El Saler, efectuándose sucesivas remodelaciones en las instalaciones para adecuarlas a las necesidades actuales.

Actualmente se dispone de un taller y un banco de semillas, tres invernaderos sin climatización destinados a semilleros, un umbráculo y eras de cultivo. Una prioridad en la producción de plantas es la conservación de la diversidad genética local, para lo cual se procura potenciar, en primer lugar, la multiplicación por semillas. Cuando esto no es posible, se recurre a vías de multiplicación vegetativas; pero en este caso, al igual que con las semillas, el material se obtiene del mayor número de individuos posible.

En la actualidad el banco de semillas trabaja con más de 170 especies diferentes procedentes de la Devesa y l'Albufera, entre las que se encuentran la práctica totalidad de las especies características de los ecosistemas dunares. Las semillas se extraen de los frutos recolectados en el campo, ya que, como se ha comentado, las colecciones externas de plantas madre son contraproducentes para la conservación de la diversidad genética. El material recolectado es tratado en el taller de semillas hasta alcanzar un estado de limpieza suficiente para permitir una cómoda utilización o su almacenamiento. Para conservarlas se secan mediante la utilización de gel de sílice hasta un 10% de humedad. Posteriormente se guardan en bolsas estancas de plástico y se almacenan en el banco de semillas, una sala habilitada al efecto y dotada de aire acondicionado para impedir que la temperatura supere los 20 °C.

El segundo paso en el proceso de la restauración de la cubierta vegetal consiste en la repoblación con especies psamófitas autóctonas. Las especies utilizadas difieren por sectores, según las comunidades vegetales que habitan en este ecosistema de dunas móviles, distinguiéndose entre embriones dunares, barlovento, cresta y sotavento.

Las dunas litorales móviles son edificadas y modeladas principalmente por vientos de componente E (levante), que inciden contra una costa con orientación NNW-SSE, por lo que el costado de la duna expuesto a levante (E) lo denominamos barlovento y el expuesto a poniente (W) sotavento. A la transición entre ellos, que al mismo tiempo es la parte más elevada de la duna, la denominamos cresta. Por último, las pequeñas acumulaciones de arena, siempre ligadas a la presencia de plantas, que hay en la playa y generalmente, próximas a la base de la duna, reciben el nombre de embriones dunares.

A cada sector, tal y como se ha explicado, le corresponde un conjunto determinado de especies y además éstas se hallan en una proporción constante. Basándose en el análisis de la vegetación que existía en las dunas mejor conservadas de la Devesa se establecieron unos módulos de repoblación que reproducen la vegetación natural. A nivel práctico podemos concretar aún más este concepto y llamaremos Módulo de Repoblación a la unidad elemental de repoblación que corresponde a cada sector de la duna para una superficie de 25 m², que reproduce lo más fielmente posible la composición y estructura de la comunidad vegetal (Tabla 1). Su uso simplifica enormemente el cálculo de plantas necesarias en la realización del proyecto de restauración y permite una fácil comprensión por parte de los operarios que intervendrán en las plantaciones.

Una precaución importante consiste en transmitir convenientemente al personal que realiza la repoblación la necesidad de disponer las plantas huyendo de una distribución lineal o de retícula regular, es decir, hay que colocar las plantas aleatoriamente, buscando un aspecto lo más natural posible.

Cuando se repuebla sobre dunas reconstruidas con arena proveniente de malladas desaterradas se ha observado un vigor superior del normal en las plantas repobladas y en las nitrófilas que aparecen espontáneamente. Además, *Salsola kali* experimenta un desplazamiento desde los embriones dunares a los diferentes sectores de la duna. Se sospecha que se debe a una riqueza de nutrientes en el substrato superior a la habitual, debida a la recarga de materia orgánica que experimenta la arena durante el tiempo que está colonizada por los herbazales que invaden las malladas aterradas. Debido a las condiciones ambientales de la duna esta materia orgánica se mineraliza y se produce un paulatino empobrecimiento de los nutrientes que contiene la arena, por lo que, al cabo de dos o tres años, las plantas dunares recuperan su fisionomía normal y disminuye drásticamente la presencia de nitrófilas como *Xanthium strumarium*.

Tabla 1. Módulos de repoblación de especies.

MÓDULOS DE REPOBLACIÓN	Nº de ejemplares/25 m²
Embriones dunares	
<i>Cakile maritima Scop.</i>	5
<i>Calystegia soldanella L.</i>	11
<i>Elymus farctus L.</i>	30
<i>Otanthus maritimus L.</i>	5
<i>Polygonum maritimum L.</i>	2-3
Barlovento	
<i>Calystegia soldanella L.</i>	11
<i>Elymus farctus L.</i>	30
<i>Euphorbia paralias L.</i>	4
<i>Lotus creticus L.</i>	11
<i>Medicago marina L.</i>	4
<i>Otanthus maritimus L.</i>	5
<i>Polygonum maritimum L.</i>	2-3
Cresta	
<i>Ammophila arenaria L.</i>	22-23
<i>Calystegia soldanella L.</i>	11
<i>Cyperus capitatus Vandelli.</i>	4
<i>Lotus creticus L.</i>	11
<i>Medicago marina L.</i>	4
Sotavento	
<i>Crucianella maritima L.</i>	7-8
<i>Cyperus capitatus Vandelli.</i>	4
<i>Echinophora spinosa L.</i>	4
<i>Eryngium maritimum L.</i>	4
<i>Malcolmia littorea L.</i>	7-8
<i>Sporobolus pungens Schreber.</i>	25
<i>Ononis natrix L.</i>	10
<i>Pancreatium maritimum L.</i>	7-8

La forma de implantación de las plantas es una cuestión que en cualquier repoblación dunar hay que decidir. Puede ser en semilla, en plantón y en esqueje (Tabla 2). Para la mayoría de especies los tres modos son posibles, pero la idoneidad de uno u otro depende de los resultados esperados, ya que cada alternativa difiere en la susceptibilidad a ser transportada por el viento, en la rapidez del desarrollo, en su mayor capacidad de estabilización de la morfología dunar, en su porcentaje de éxito, en los requerimientos de mano de obra, y en los medios materiales y presupuestarios disponibles, entre otros.

Tabla 2. Formas de plantación de las diferentes especies

TABLA2:FORMADEPLA NTACIÓN	Plantas con cepellón	Esqueje	Bulbo	Raíces	Semillas
<i>Ammophila arenaria</i> L.	X				
<i>Cakile maritima</i> Scop.					X
<i>Calystegia soldanella</i> L.					X
<i>Crucianella maritima</i> L.	X				X
<i>Cyperus canitatus</i> Vandell.				X	X
<i>Echinophora spinosa</i> L.	X			X	
<i>Elymus farctus</i> L.	X				
<i>Eryngium maritimum</i> L.	X			X	
<i>Euphorbia paralias</i> L.	X				
<i>Lotus creticus</i> L.					X
<i>Malcolmia littorea</i> L.					X
<i>Medicago marina</i> L.					X
<i>Ononis natrix</i> L.					X
<i>Otanthus maritimus</i> L.		X			
<i>Pancreatium maritimum</i> L.			X		
<i>Polygonum maritimum</i> L.					X
<i>Sporobolus pungens</i> Schreber.		X			

Existen ciertas particularidades que afectan a los trabajos de plantación en las dunas; así, en los plantones debe enterrarse, además del cepellón, la práctica totalidad de la parte aérea, quedando por encima de la arena exclusivamente los 10 cm superiores, lo cual supone que el cuello de las plantas queda a una profundidad de 15-25 cm y no a nivel de la superficie, como suele ser normal en otro tipo de repoblación. Es importante aplicar este criterio ya que, aunque conlleve un mayor esfuerzo físico durante la plantación, se consigue que las raíces dispongan de un mejor aprovisionamiento de humedad y es más difícil que los plantones queden desenterrados por el viento. Este tipo de plantación suele provocar problemas fitosanitarios a la mayoría de las plantas pero no a las especies típicas de las dunas que poseen adaptaciones que les permiten sobrevivir en estas condiciones. Los esquejes deben ser de al menos 20-30 cm de longitud, se plantan enterrándolos lo más verticalmente posible y dejando sin cubrir por la arena sólo los primeros 5 cm. Los bulbos de *Pancreatium maritimum* se utilizan desprovistos de hojas y enterrados a la mayor profundidad posible, que al menos debe ser de 25-30 cm. *Echinophora spinosa* y *Eryngium maritimum* se cultivan en macetas y al trasplantarlas, como suele coincidir con el periodo en que carecen de órganos aéreos, se puede utilizar todo el contenido del contenedor o sólo la raíz extraída de entre el sustrato.

Las semillas son plantadas a una profundidad del doble de su diámetro, por lo que es muy posible que si hay vientos fuertes, sean desenterradas, arrastradas y depositadas en la base de las empalizadas, lo que no es muy perjudicial para el objetivo planteado, ya que el único inconveniente de este hecho es que en los primeros años la distribución de

algunas especies en las dunas no será igual a la natural, pero con el paso del tiempo este efecto desaparece. Las plantaciones se realizan de manera manual ya que las condiciones del terreno desaconsejan cualquier otro tipo de técnica. Las macetas se aproximan a los tajos de trabajo con vehículos de carga que pueden transitar por la playa. También se utilizan pequeñas carretillas autopropulsadas y con tracción de orugas de goma para el reparto de plantas y herramientas por el interior del campo dunar. Lo ideal es plantar durante el periodo que abarca desde las primeras lluvias fuertes del otoño hasta finales de invierno, pero se puede alargar hasta mediados de primavera sin muchos inconvenientes. También es conveniente seguir un orden en base al tipo de presentación del material de repoblación. En primer lugar se plantan las macetas, ya que esto requiere un mayor trasiego de operarios por las dunas y el material plantado queda visible. En segundo lugar los esquejes, bulbos y raíces y, en último lugar, se siembra. De esta manera se dificulta que el trasiego de operarios por las dunas dañe a las plantas acabadas de introducir o que las pisadas de los trabajadores entierren las semillas a demasiada profundidad.

De las experiencias llevadas a cabo por la OTDA se puede concluir que el desarrollo completo de la cubierta vegetal es un proceso que abarca de 4 a 6 años, aunque a los 2 ó 3 años ya se alcanza un estado muy próximo al buscado (Figura 15).



Figura 15. Duna a los dos años de la restauración. En la cresta aún se observan restos medio enterrados de la empalizada de espartina (Foto archivo Servicio Devesa Albufera)

ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN EN LA DEVESA

A continuación se describen las actuaciones de restauración del primer frente dunar de la Devesa realizadas desde 1988 hasta el 2000, en las que se aplicó la metodología de regeneración detallada anteriormente (Figura 16). La diferencia entre los distintos trabajos fue la procedencia de la arena utilizada. Esto dependió de si la actuación la llevó a cabo la OTDA directamente o si la efectuó la Demarcación de Costas de Valencia. En este segundo caso, ocurrido en dos ocasiones, hubo un aporte externo procedente de la parte norte del puerto de Valencia. El problema que plantea esta actuación fue la granulometría tan pequeña que presentaba la arena. Se trató de paliar este inconveniente ubicando esta arena dragada en la parte más interna de la duna, que luego fue recubierta con arena de grano más grueso procedente de la Devesa, lo que proporcionó a la duna una mayor estabilidad frente al viento.

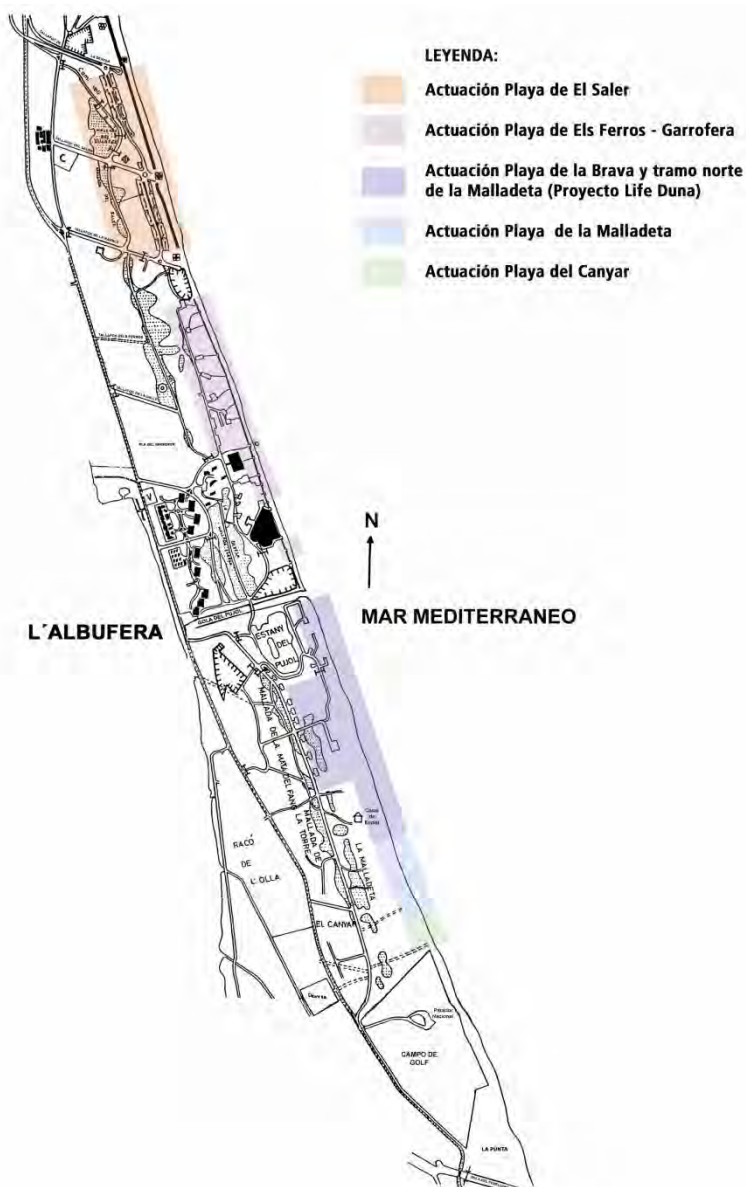


Figura 16. Plano de las actuaciones de regeneración en la Devesa

Las restauraciones realizadas en la parte sur de la Devesa, donde se produjo el arrasamiento del sistema dunar pero no la construcción de viales y aparcamientos, contaron con la ventaja de que parte de la arena necesaria para levantar el primer cordón dunar pudo ser extraída de la zona situada en la parte posterior del mismo, ya que esta superficie quedó totalmente plana y con una cota media más alta de la que había antes de la urbanización, debido a que sobre ella se repartió la arena que procedía del primer cordón dunar que tenía la altura media más elevada de toda la Devesa. Con estas intervenciones se restauró el paisaje dunar en un área mucho más amplia, ya que se aprovecharon las extracciones de arena que necesitaba la primera alienación dunar para crear diversidad morfológica también en la zona de transición.

Actuaciones en la Playa de la Malladeta

Sobre esta playa, situada al sur del Casal d'Esplai, se actuó en tres momentos distintos, y fue llevada a cabo exclusivamente por la OTDA.

En la primera actuación iniciada en otoño del año 1988, se creó un cordón dunar de unos 800 m de longitud, en una de las zonas con menor afluencia de visitantes entre el Casal d'Espelai y el Parador Nacional Luis Vives.

Debido a que no existía presupuesto para eliminar el paseo marítimo, la arena se acumuló sobre él, con ayuda de una retroexcavadora de que disponía la OTDA. La arena se extrajo de la parte posterior del paseo, exagerando pequeñas calderas de abrasión que había generado el viento poco después del arrasamiento. Además, para crear el perfil de barlovento se utilizó arena procedente de un barrido superficial de la playa situada delante del murete. Sobre una superficie aproximada de 4.800 m², se creó sobre el paseo marítimo un frente dunar continuo, disimétrico, paralelo a la costa con la finalidad de minimizar el efecto negativo del murete sobre la playa frente a la acción del oleaje, eliminar su impacto paisajístico y proteger la vegetación que se desarrollaba detrás de este primer frente. La altura de la duna osciló entre los 4-5 m sobre el nivel del mar (entre 0,5-1,5 m de altura sobre el pequeño muro). La fijación de la arena se llevó a cabo mediante la construcción de 7.000 metros lineales de empalizadas y se repobló con las especies reflejadas en la Tabla 3.

Tabla 3. Especies y número de individuos utilizados para repoblar las dunas

ESPECIES	Plantas con cepellón	Esqueje	Bulbo
<i>Ammophila arenaria</i> L.	3.945		
<i>Elymus farctus</i> L.	6.600		
<i>Otanthus maritimus</i> L.		6.600	
<i>Pancratium maritimum</i> L.			1.275

En dos de las calderas de donde se extrajo la arena, se excavó por debajo del nivel freático; formándose así 3 lagunas de unos 150 m² de superficie cada una, con una profundidad entre 20 y 50 cm. En la orilla de las dos lagunas situadas más al sur se plantaron 190 ejemplares de *Tamarix sp.* Con la creación de estas lagunas se aumentó la diversidad paisajística, originándose unas condiciones ambientales que fueron rápidamente explotadas por insectos, anfibios, peces, aves, mamíferos y ciertos grupos de plantas.

Dos años después de finalizada la intervención se podía constatar claramente que los resultados habían sido muy positivos. La vegetación había experimentado un óptimo desarrollo, consiguiendo así estabilizar la arena. La práctica totalidad de las empalizadas había quedado enterrada, desapareciendo el aspecto artificial que conferían a la duna. Sin embargo, a lo largo del tercer año posterior a la actuación, se empezaron a producir pequeñas brechas en el cordón dunar que iban dejando al descubierto parte del murete, causadas principalmente por el pisoteo al que estaban sometidas. Con el tiempo las dunas aumentaron de tamaño, pero dejando al descubierto secciones cada vez más amplias y multiplicándose las pérdidas de arena. El viento modelaba la duna, acumulando en unas zonas y erosionando en otras.

En otoño de 1997 se inició la segunda intervención (Figura 17). Dada la evolución de una parte del cordón construido sobre el paseo, se llevó a cabo la experiencia de desmontar la duna situada sobre los últimos 62 m del extremo sur de aquel,

eliminándolo completamente, incluida la cimentación, y volviendo a recrear el cordón dunar, con una base de 20 m, en el mismo lugar.



Figura 17. Vista de la playa de la Malladeta en 1997 después del inicio de la regeneración (a). Vista en 1999, donde se observan también los trabajos de regeneración de 1998 (b) (Fotos archivo Servicio Devesa Albufera)

La intervención se completa con la realización de otra formación dunar, situada a sotavento del primer cordón, de 31 m de longitud por 42 m de ancho, siendo la superficie total restaurada de 2.542 m², aproximadamente. Con esta actuación se solucionó definitivamente el efecto negativo que sobre la estabilidad de la playa suponía la presencia del paseo marítimo. La arena utilizada, tanto para el primer cordón dunar como para el segundo, se extrajo de la zona de transición. Para la base de la duna situada más al interior se utilizó parte del material obtenido de la excavación de las lagunas del Centro de Información del Racó de l'Olla y también arena procedente de la recuperación de la mallada del Canyar.

La tercera actuación, realizada en otoño de 1998 fue la continuación hacia el norte de la actuación desarrollada con evidente éxito en el año anterior (Figura 17).

Para la restauración vegetal se utilizaron las especies reflejadas en las Tablas 4 y 5.

Tabla 4. Especies vegetales utilizadas para la restauración de las dunas delanteras

ESPECIES	Plantas con cepellón	Golpe de semilla	Esqueje	Bulbo
<i>Ammophila arenaria</i> L.	840			
<i>Calystegia soldanella</i> L.		300	375	
<i>Crucianella maritima</i> L.	120			
<i>Echinophora spinosa</i> L.	60			
<i>Elymus farctus</i> L.	390			
<i>Lotus creticus</i> L.		675		
<i>Malcolmia littorea</i> L.		120		
<i>Medicago marina</i> L.		225		
<i>Ononisatrix</i> L.		120		
<i>Oenanthus maritimus</i> L.			195	
<i>Pancreatium maritimum</i> L.				120
<i>Polygonum maritimum</i> L.		65		

Tabla 5. Especies vegetales utilizadas para la restauración de las dunas interiores

ESPECIES	Plantas con cepellón	Golpe de semilla	Esqueje	Bulbo
<i>Ammophila arenaria</i>	840			
<i>Calystegiasoldanella</i>			420	
<i>Crucianellamaritima</i>	117	100		
<i>Dorycniumpentaphyllum</i>		7		
<i>Echinophoraspinosa</i>	58	50		
<i>Ephedra distachia</i>		13		
<i>Eryngiummaritimum</i>		217		
<i>Halimiumhalimifolium</i>		10		
<i>Helianthemumlavandulifolium</i>		13		
<i>Helichrysumstoechas</i>		13		
<i>Lotuscreticus</i>		440		
<i>Malcolmialittorea</i>		230		
<i>Medicago marina</i>		140		
<i>Ononisatrix</i>		217		
<i>Panocratiummaritimum</i>				217
<i>Rubianeregrina</i>		10		
<i>Sedum sediforme</i>		13		
<i>Teucriumbelion</i>		7		

La regeneración fue de 10.940 m² y se actuó en un tramo de 547 m de longitud y aproximadamente 20 de ancho. Las obras que se llevaron a cabo fueron similares a las efectuadas el año anterior, salvo que no se repobló, ya que la arena utilizada contaba con un buen banco de semillas y restos de plantas, que rebrotaron en poco tiempo. Al año siguiente de la actuación, se efectuó una repoblación para completar las densidades adecuadas en las zonas que así lo requerían, utilizando las especies reflejadas en la Tabla 6. Además se excavó un área que quedó por debajo del nivel freático, creándose así una zona inundada que sustituyó a las pequeñas lagunas creadas en 1988 y que en ese momento presentaban un avanzado estado de colmatación.

Tabla 6. Especies vegetales utilizadas para repoblación

ESPECIES	Plantas con cepellón	Golpe de semilla	Esqueje	Bulbo
<i>Ammophila arenaria</i>	544			
<i>Crucianellamaritima</i>	15			
<i>Elymusfarctus</i>	965			
<i>Eryngiummaritimum</i>	216			
<i>Lotus creticus</i>		7		
<i>Malcolmialittorea</i>		28		
<i>Otanthusmaritimus</i>			4	
<i>Panocratiummaritimum</i>				1.700

Actuaciones en la Playa de Els Ferros-Garrofera

En 1988, la OTDA ejecutó un proyecto inicial en las playas conocidas como de La Garrofera y de Els Ferros, con objeto de preparar los terrenos para posteriores actuaciones. La obra consistió en la eliminación de 34.680 m² de viales y aparcamientos

de la zona de transición, así como 117 m² ocupados por transformadores eléctricos (Figura 18).



Figura 18. Playa de Els Ferros antes de la actuación de 1988 (Foto archivo Servicio Devesa Albufera)

Posteriormente, en 1990 el Ministerio de Obras Públicas ejecutó el proyecto definitivo de restauración de las playas de La Garrofera y de Els Ferros, valorado en casi 2.400.000 euros, que consistió en el trasvase de 500.000 m³ de arena desde la zona norte del puerto de Valencia hasta la playa, transportándola con un barco y expulsándola a través de un antiguo oleoducto situado perpendicularmente a la costa. El objetivo era crear una berma de 3 m de alto, con un cordón dunar en su parte interior de 4,75 m de altura y con una cresta de 4 m de anchura. Dentro de este proyecto se incluía también la demolición del paseo debido a su efecto negativo en el equilibrio costero.

Finalmente se realizó un cordón dunar de aproximadamente 1.825 m de longitud y 16,5 m de anchura media, con un perfil de duna simétrico (vertiente de barlovento idéntica a la de sotavento). Además se decidió retranquear el trazado del cordón, en un tramo determinado, unos 19 m, ya que, debido a la configuración del litoral, la duna hubiera discurrido muy cerca de la línea de agua.

En esta restauración se hizo una primera repoblación vegetal entre los meses de octubre a diciembre de 1990 y una segunda en la primavera de 1991 en la que se aumentó el número de plantas, observándose una adecuada evolución (Tablas 7 y 8).

Tabla 7. Especies vegetales y número de individuos utilizados para la primera repoblación en 1990

Primera repoblación vegetal				
ESPECIES	Plantas con cepellón	Golpe de semilla	Esqueje	Bulbo
<i>Ammophila arenaria</i>	8.976	3.615		
<i>Calystegiasoldanella</i>	1.095	3.552		
<i>Elymus farctus</i>	6.965			
<i>Eryngium maritimum</i>	111	1.701		
<i>Lotus creticus</i>	5.481	7.813		
<i>Malcolmia littorea</i>	118	2.570		
<i>Medicago marina</i>	1.205	2.860		
<i>Ononis natrix</i>	90	2.570		
<i>Otanthus maritimus</i>			2.850	
<i>Pancratium maritimum</i>				2.570

Tabla 8. Especies vegetales y número de individuos utilizados para la segunda repoblación en 1991

Segunda repoblación vegetal				
ESPECIES	Plantas con cepelón	Golpe de semilla	Esqueje	Bulbo
<i>Ammophila arenaria</i>	7.096			
<i>Elymus farctus</i>	15.025			
<i>Lotus creticus</i>		594		
<i>Medicago marina</i>		879		
<i>Otanthus maritimus</i>			6.279	
<i>Pancratium maritimum</i>				920

Con la finalidad de reforzar el primer frente dunar restaurado por el Ministerio en el año 1990 y crear diversidad en el paisaje se realizaron dos regeneraciones en la zona de Els Ferros, en una superficie de 36.450 m² situada enfrente del núcleo de la urbanización nº 5. La primera se llevó a cabo en el año 1995 y la segunda en el año 1998. En ambos casos se reforzó el primer cordón dunar y se construyeron varias alineaciones dunares detrás de éste. El primer frente se hizo más ancho ampliando su base a 35 m. La cota máxima en toda la zona regenerada fue de 5 m y en los dos casos la arena utilizada para construir las alineaciones dunares se extrajo de la misma zona de actuación.

Comparando la topografía actual con la existente antes del arrasamiento se pudo observar que toda el área presentaba en general una cota media superior a la original. En base a la topografía antigua y al relieve actual se establecieron las zonas de extracción de arena creando unas amplias calderas de abrasión. Estas calderas se repoblaron con planta propia de zonas deprimidas (*Erianthus ravennae*, *Tamarix sp.*, *Thalictrum maritimum* y *Scirpus holoschoenus*). En la parte de sotavento de la alineación interior se introdujeron especies de transición (*Helychrisum stoechas*, *Lobularia maritima*) y en las crestas plantas propias de esta parte de la duna (Figura 19).

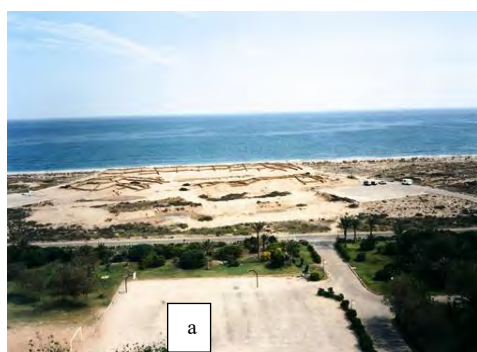


Figura 19. Playa de Els Ferros recién terminada la regeneración de 1995 (a), y unos años después (b) (Fotos archivo Servicio Devesa Albufera)

Actuaciones en la Playa de El Canyar

En el año 1982 se efectuó en esta playa, lindante con el norte del Parador Nacional Luis Vives, uno de los primeros ensayos de regeneración dunar, que consistió en construir con máquina excavadora una duna de unos 7 m de altura. La duna desapareció en poco tiempo debido a la acción del viento, su escasa vegetación y una excesiva proximidad a la línea de costa.

Tabla 9. Especies vegetales utilizadas para la repoblación en la Playa de El Canyar

ESPECIES	Plantas con cepellón	Golpe de semilla	Esqueje	Bulbo
<i>Ammophila arenaria</i>	301			
<i>Calystegiasoldan ella</i>	409			
<i>Crucianellamaritima</i>	456			
<i>Echinophoraspinosa</i>		148		
<i>Elymusfarctus</i>	2.138			
<i>Eryngiummaritimum</i>		612		
<i>Helichrysumstoechas</i>		137		
<i>Lotus creticus</i>		472		
<i>Malcolmalittorea</i>		456		
<i>Medicago marina</i>		310		
<i>Ononisatrix</i>		456		
<i>Otanthusmaritimus</i>			276	
<i>Pancretiummaritimum</i>				217
<i>Teucriumbelion</i>		137		

En el año 1991 se volvió a actuar en una superficie de unos 2.200 m², creándose un cordón dunar de unos 100 m de longitud y una anchura media de unos 20-22 m. La altura que alcanzó esta duna fue de 4,80 m, la máxima que se pudo dar con los medios mecánicos que se disponía en ese momento. La repoblación se realizó con las especies reflejadas en la Tabla 9.

Actuaciones en la Playa de El Saler

Entre 1997 y el 2000, la Demarcación de Costas de Valencia del Ministerio de Medio Ambiente y la Dirección de Puertos y Costas de la Consellería de Obras Públicas, actuaron conjuntamente con el Ayuntamiento de Valencia en la zona norte de la Devesa, en el tramo comprendido entre la Escuela de Estibadores y el cerrado de La Rambla (Figura 20).

La obra se inició con la demolición del paseo marítimo elevado, que fue sustituido por un nuevo cordón dunar construido, con el fin de ensanchar la playa, 20 m más alejado del mar. El nuevo cordón dunar se formó, en su tramo norte, entre el polideportivo y el Tallafoe (cortafuegos) de El Saler, con una alineación dunar de 25 m de base, y en el sur, entre dicho Tallafoe y el de la Rambla, con dos y, en algún tramo, con tres alineaciones. El ancho de la base en este sector sur osciló entre 45 y 60 m. La altura media de todo el cordón dunar fue de 6,5 a 7 m.

La arena utilizada para la creación de este cordón dunar se extrajo de la recuperación de las malladas del Saler y del Quarter y de la playa situada al norte del puerto de Valencia. El material se transportó mediante camiones. Sobre las malladas restauradas se construyeron unas pasarelas elevadas y unos miradores.



Figura 20. Evolución de la regeneración de la playa de El Saler (Fotos archivo Servicio Devesa Albufera)

Detrás del nuevo cordón se construyó un nuevo paseo marítimo y un carril bici muy integrado en el paisaje.

La actuación también incluyó la eliminación de la antigua infraestructura viaria situada junto al paseo marítimo, constituida por cuatro carriles y aparcamientos. Se hizo una nueva distribución de los aparcamientos y se redujo el número de plazas a un tercio de las existentes antes de la restauración. Alrededor de éstos se formaron unas pequeñas alineaciones dunares cuyo objetivo fue reducir el impacto visual de los aparcamientos y vehículos. Las antiguas carreteras se sustituyeron por otras más estrechas y con un trazado más adecuado para su integración con el entorno.

Se crearon instalaciones para nuevos restaurantes junto al paseo marítimo, diferentes zonas para picnic, nuevos recorridos peatonales y de bicicletas que conectaron las diferentes unidades paisajísticas y se restableció la cubierta vegetal característica de este ecosistema.

Esta zona, como se puede deducir de las actuaciones descritas, se corresponde con el sector tradicionalmente más frecuentado de la Devesa. En ella se concentran la mayoría de las áreas concebidas para un uso público intenso, lo que permite reducir la presión sobre otras zonas menos alteradas, situadas al sur de la Gola del Pujol.

Actuaciones en la Playa de La Brava y del Tramo Norte de La Malladeta. "Proyecto Life Duna"

El Proyecto Life "Modelo de Restauración de Hábitats Dunares en la Devesa de L'Albufera de Valencia" es una de las actuaciones de restauración dunar con mayor envergadura y presupuesto dirigido desde la OTDA.

Gracias a un instrumento financiero de la Unión Europea como es LIFE - Naturaleza, se pudo hacer realidad este Proyecto. LIFE - Naturaleza tenía como objetivo la cofinanciación de acciones en el campo de la conservación de la naturaleza que son "necesarias para el mantenimiento o la recuperación de los hábitats naturales y las especies silvestres de fauna y flora con el fin de que alcancen un estado de conservación favorable". Además, LIFE-Naturaleza debe contribuir a la aplicación de las Directivas Comunitarias "Aves" (79/409/CEE) y "Hábitats" (92/43/CEE) y en especial al establecimiento de una red europea de áreas protegidas - Red Natura 2000 - cuyo

objetivo es la gestión y la conservación in situ de las especies de fauna y flora y de los hábitats más valiosos de la Unión Europea.

Con este proyecto se recuperó un amplio espacio dunar (unas 13,5 ha) situado entre la Gola del Pujol y unos 300 m al sur del Casal d'Esplai. Su periodo de ejecución abarcó desde 2001 hasta 2004 y su coste ascendió a 1.931.481,57 euros, financiados a partes iguales entre el Ayuntamiento de Valencia y la Comisión Europea.

Con la ejecución de este proyecto se eliminó el último tramo del antiguo paseo marítimo que quedaba en la Devesa. Éste se sustituyó, 5 m más al interior, por un cordón dunar de 2.100 m de longitud, 25 m de base y 4-5 m de altura. La configuración del cordón dunar fue la misma que la dada en las otras regeneraciones realizadas por la OTDA: perfil disimétrico con la cara de barlovento más suave y alineación continua y paralela a la costa. La base del cordón se formó con arena procedente de las malladas del Fang y de la Sanxa. Para la parte exterior se utilizó arena que había acumulada sobre el paseo.

Para la fijación del cordón se utilizaron 25.000 metros lineales de empalizada de caña y espartina y 2.000.000 de individuos entre plantas de maceta, esquejes, bulbos y semillas. Además, antes de comenzar las obras se recuperaron de la zona de actuación plantas, bulbos y esquejes de especies interesantes para su posterior plantación.

Con la restauración de este primer frente dunar se recuperaron las malladas de del Fang y de la Sanxa (15.000 m² de superficie total). Su regeneración consistió en extraer con ayuda de una retroexcavadora la arena que cubría la mallada, hasta la capa impermeable de limos grises que caracteriza este ecosistema. Para no romper la capa de limos que le confería impermeabilidad, se trabajó con un cazo liso, desprovisto de dientes. Además todo el perímetro de la mallada se modeló con una pendiente suave, con el fin de facilitar un acceso cómodo a la fauna.

Debido a los graves problemas de conservación que están atravesando el fartet (*Aphanius iberus*) y el samaruc (*Valencia hispanica*), dos especies de peces endémicos, en el centro de la mallada de mayor superficie, la del Fang, se creó una laguna de 4.000 m² con agua permanente, en la que se dan las condiciones adecuadas para que se establezcan poblaciones de estas especies. En poco tiempo la laguna ha experimentado una rapidísima colonización por parte de vertebrados, invertebrados y plantas acuáticas, estando catalogadas algunas de las especies de fauna como de interés comunitario.

La zona situada detrás del paseo marítimo, zona de transición, se encontraba, como consecuencia del proceso de urbanización de los años sesenta, fragmentada por una gran cantidad de viales y aparcamientos que habían dejado de ser funcionales cuando en 1984 se cerró la zona sur de la Devesa al tráfico rodado excepto a los servicios de vigilancia, urgencias y bomberos. Estos aparcamientos y viales fueron sustituidos por un nuevo vial de 2.100 m de longitud y 3 de ancho, de trazado sinuoso y con una morfología adaptada a las curvas de nivel del terreno para lograr una mejor integración en el ecosistema que le rodea. Su construcción se realizó depositando directamente sobre la arena, sin zahorras ni bordillos, hormigón H40 muy rico en cemento.

El material generado por la eliminación de los 35.000 m² de viales y aparcamientos fue llevado a una trituradora para reutilizarlo como material de construcción.

Junto con los viales y aparcamientos también se eliminaron todas las infraestructuras de agua, electricidad, teléfono y saneamiento que se habían construido en la zona de actuación como consecuencia del plan de urbanización. Se eliminaron 85 arquetas de distribución de agua, 270 pozos de registro (la profundidad de éstos oscilaba entre los 2,45 y 4,25 m.) y unos 10.000 m de tuberías de polietileno (éstas se reutilizaron para la fabricación de macetas).

CONSIDERACIONES FINALES

Las descripciones de los trabajos regenerativos anteriormente expuestas, contienen la mayor parte de las conclusiones relevantes que se pueden extraer de las experiencias acumuladas a lo largo de 20 años, por lo que no creemos necesario volver sobre ellas.

Tan sólo resta insistir, a modo de resumen, en que la restauración de ecosistemas dunares, apoyándose en estudios previos que la fundamenten suficientemente y con la utilización de maquinaria convencional para el movimiento de tierras, es factible en aquellos casos en los que se conserva el volumen de arena necesario para recuperar los edificios dunares.

Una vez recuperada la geomorfología, las operaciones descritas permiten la restauración de las características paisajísticas y los elementos bióticos de este hábitat. En todos los casos, a los 2 años aproximadamente de haber finalizado la actuación, la cubierta vegetal ya realiza la función estabilizadora, las empalizadas empiezan a desaparecer cubiertas por la arena y la duna va adquiriendo un aspecto natural. En el caso de la Devesa, este proceso es más rápido en el sur que en el norte, donde el efecto negativo del puerto de Valencia sobre el transporte de arena, debido a la deriva litoral, es menor.

Respecto al uso público, las actuaciones han sido valoradas muy positivamente por los ciudadanos usuarios del espacio siendo cada vez más utilizado por visitantes escolares y universitarios que lo incluyen como una herramienta educativa más.

Por otra parte se observa una mayor afluencia de turistas o visitantes con objetivos medioambientales y naturalísticos. La recuperación de estos espacios litorales les ha dado una mayor importancia ambiental y una gran biodiversidad que los convierte en foco de atracción para muchos turistas que antes veían el área como una simple playa.

Por último hay que señalar, que aun habiendo regenerado con éxito el primer frente dunar de la Devesa, ciertos factores externos a la Oficina Técnica Devesa-Albufera, dificultan las labores de regeneración: la falta de sedimentos, la regresión del litoral en ciertos tramos o la destrucción de las praderas submarinas de *Posidonia oceanica* son, entre otras, asignaturas pendientes que deberían empezar a solucionarse.

BIBLIOGRAFÍA

- Alonso, M. 1987. Viatge entorn d'una duna. Diputació de Barcelona.
- Aragón, C. 1993. Estudio y regeneración paisajística de las dunas fijas de la Dehesa de la Albufera de Valencia. Trabajo fin de carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad Politécnica de Valencia.

- Argilés, R. 1997. Estudio de la evolución de las matas de La Albufera de Valencia. Propuestas para su restauración. Trabajo fin de carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Valencia.
- Benavent, J.M. 2002. Evolución de las formaciones palustres de la Albufera de Valencia en relación con los cambios de salinidad de sus aguas. Oficina Técnica Devesa-Albufera. Ayuntamiento de Valencia. Informe Técnico. Inédito.
- Benavent, J. M., y Vizcaíno, A. 2002. Albufera: génesis y evolución histórica del espacio. Valencia naturalmente, 1: 14-18.
- Bolós O., y Vigo J. 1990. Flora dels Països Catalans. Ed. Barcino. Barcelona.
- Bolós O. 1998. Atlas corològic de la flora vascular dels Països Catalans. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. H. Blume. Madrid.
- Castro, F. 1900. Repoblación de dunas. Revista de Montes, 559: 225-233 y 304-400.
- Chapman, V.J. 1976. Coastal vegetation. Pergamon Press. 292 p.
- Collado, F.J. 1986. La regeneración de la primera línea de la Devesa de l'Albufera de Valencia. Trabajo fin de carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad Politécnica de Valencia.
- Corella, M., Muñoz, A., y Pérez, M. 2000. Material escolar para un Vivero didáctico. Guía del Profesor y Guía del Alumno. Ayuntamiento de Valencia.
- Costa, M., y Mansanet, J. 1981. Los ecosistemas dunares levantinos: La Devesa de l'Albufera de Valencia. Actas III Congr. Optima. Anales Jard. Bot. Madrid. 37 (2): 277-299.
- Costa, M. 1886. La vegetació al País Valencià. Universitat de València. 240 p.
- Costa, M., Peris, J.B., y Stubing, G. 1986. Ecosistemas vegetales del litoral mediterráneo español. MOPU. Madrid. 270 p.
- Costa, M., Peris, J. B., y Figuerola, R. 1983. La vegetación de la Devesa de l'Albufera. Monografies, 01. Ayuntamiento de Valencia.
- Cueto, M. 1999. Fijación de dunas litorales y formación de pinares costeros. Cuadernos de la S.E.C.F., 8: 29-32.
- Decorde, S. 1982. Estudio y análisis del paisaje del Monte de la Devesa del Saler. Valencia.
- Diuputación de Valencia. 1983. Jornadas de Estudios Medio-Ambientales Paiporta (l'Horta Sud) Mayo-Junio 1981.
- Escarré, A., Martín, J., y Seva, E. 1989. Estudio sobre el medio y la biocenosis en los arenales costeros de la provincia de Alicante. Diputación provincial de Alicante.
- González, V. 1980. Estudios previos para la ordenación del Monte de la Dehesa del Saler. Ayuntamiento de Valencia.
- Grás, M.J., De Luis, M., Sánchez, J.R., Bonet, A., y Raventós, J. 2000. Situación actual de pinares en dunas costeras del litoral de la Comunidad Valenciana, I Congreso Ibérico de Ecología, AEET. Santiago de Compostela.
- Martí R.M. 1997. Recuperación paisajística de la playa de Meliana y producción de su vegetación. Trabajo fin de carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad Politécnica de Valencia.
- Ministerio de medio Ambiente. 1997. Educación ambiental para el desarrollo sostenible. Serie Monografías. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2002. Herramientas para la gestión del turismo sostenible en humedales. Serie Cuadernillos técnicos. Madrid.

- Momblach, F. de P. 1960. Historia de la Albufera de Valencia. Ayuntamiento de Valencia.
- Olmos, V. S. 1982. Els fonaments de l'Horta-Albufera contemporània. Primer Premi d'Investigació Històrica. Premis Vila de Catarroja. Ajuntament de Catarroja, Valencia.
- OTDA-Delegación Medio Ambiente y Espacios Abiertos. 1985. -47 fotos, 3 mapas, varios esquemas y algunos datos para conocer mejor la Albufera de Valencia". Ayuntamiento de Valencia - Generalitat Valenciana.
- Pardo, J.E. 1991. La erosión antrópica en el litoral Valenciano. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports. Valencia.
- Paskoff, R. 1985. Les littoraux, impact des aménagements sur leur évolution. Masson. Paris.
- Paskoff, R. 1993. Côtes en danger. Pratiques de la Géographie. Masson. Paris.
- Peiró, D. N. 1995. Restauración y Producción de la Vegetación de las Dunas Litorales Móviles de la Devesa de l'Albufera de Valencia. Trabajo fin de carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad Politécnica de Valencia.
- Ranwell, D.S. 1972. Ecology of salt marshes and sand dunes. Chapman & Hall. 258 p.
- Ranwell, D.S., y Boar, R. 1986. Coast dune management guide. NERC. 105 p.
- Revert, V., 1993. Incidencia del turismo local en la Devesa del Saler. Quercus, septiembre 1993, cuaderno 91: 30-32.
- Roselló, V.M. 1995. L'Albufera de València. Publicacions de l'Abadia de Monserrat. Barcelona.
- Sánchez, J. 1991. Plan Especial del Parque Natural de la Albufera. Memoria Informativa. Generalitat Valenciana, Conselleria de Medi Ambient.
- Sanchis, C. 1998. Evolució històrica del regadiu i canvi ambiental en l'espai hidrològic de L'Albufera de València. Tesis doctoral. Universitat de València.
- Sanjaume, E. 1985. Las costas Valencianas: Sedimentología y morfología. Tesis doctoral. Sección de Geografía. Universitat de València.
- Soria, J. M. 1997. Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del -Parc Natural de l'Albufera" de Valencia. Tesis Doctoral. Facultat de Ciències Biològiques. Universitat de València.
- Vizcaíno, A., Sánchez, J., y De Felipe, G. 1985. Recuperación del Paisaje dunar de la Devesa de la Albufera de Valencia. Su problemática. Revista de la Escuela de Jardinería y Paisaje del Ayuntamiento de Valencia, 1: 3-7.
- Vizcaíno, A. 2000. La Devesa de L'Albufera, 30 anys després. Mètode nº 26: Redescobrir el Litoral. Universitat de València.
- Vizcaíno, A., y Gonzalo, M. 1981. Catálogo florístico. Informe técnico. Documento inédito.
- Vizcaíno, A., y Pérez, T. 1982. Plan especial de protección del monte de la Dehesa: La vegetación y la flora de la Devesa. Ayuntamiento de Valencia. Informe técnico. Documento inédito.

DETERMINACIÓN DE INDICADORES ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES PARA LA EVALUACIÓN Y CLASIFICACIÓN FUNCIONAL DEL BOSQUE SECO SEMIDECIDUO DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA PENÍNSULA DE GUANAHACABIBES (CUBA)

Determination of the ecological and environmental indicators for evaluation and functional classification of semiciduos and dry forest for the peninsula of Guanahacabibes Biosphere Reserve (Cuba)

Freddy Delgado Fernández

Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales. ECOVIDA. Cuba.
Freddy@ecovida.vega.inf.cu.

RESUMEN

Se proponen 10 indicadores ecológicos y ambientales obtenidos mediante el análisis de categorías funcionales que caracterizan al bosque seco semideciduo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Se definen rangos de valores para todas las categorías que actúan como criterios de clasificación, incluyéndose un nuevo procedimiento numérico para determinar las categorías de longitud foliar y esclerófila del ecosistema, así como la utilización del Índice de valor de importancia (IVI) de las especies. Esto sería una herramienta importante para el cálculo de las tensiones bióticas del ecosistema. Se demuestra que las variables estructurales (densidad, área basal y volumen, del estrato arbóreo superior) pueden considerarse como indicadores para evaluar la calidad del bosque. El análisis de la diversidad, utilizando la clasificación de las especies en grupos funcionales, aporta elementos valiosos (cualitativos y cuantitativos) para definir la calidad de la formación vegetal, según su estado de conservación y etapa sucesional en que se encuentra el bosque.

Palabras claves: Categoría funcionales, Indicadores ecológicos forestales.

ABSTRACT

There are proposed ten ecological and environmental indicators which were obtained by the analysis of its functional categories that characterize the dry semiciduos forest of the Reserve Biosphere Peninsula Guanahacabibes. Some range values are defined for all categories acting as classification criteria, including a new numerical procedure to determine the categories of foliar length and sclerophylla of the ecosystem, as well as the use of the importance value index (IVI) of species. This is an important tool for the calculation of the biotic tension of the ecosystem. It was proved that the structural variables: Density, basal area and volume of the upper arborous strata, can be used as an indicator of forest quality. The analysis of biodiversity, using the classification of species in functional groups, provides quantitative and qualitative elements that define the quality of the vegetal formation, according to its conservation and stage of succession.

Keywords: Functional categories, Forest ecological indicators.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la influencia de los componentes abióticos sobre el funcionamiento de los ecosistemas forestales requiere del conocimiento del comportamiento de algunas de las

categorías funcionales de estos bosques con respecto a la variación de los abiocomponentes. Priego *et al.* (1991) utilizan las categorías de: índice: censo competitivo, esclerofilia, longitud foliar, velocidad de descomposición y estructura - altura para caracterizar ecosistemas forestales degradados con el fin de aplicar técnicas de reforestación sucesional.

Los procesos y perturbaciones que ocurren en los ecosistemas forestales, impactan en su estructura y dinámica, cambiando los patrones de funcionamiento del paisaje (Ministry of Forests Research Program, 2000). Debido a ello, llama la atención de los en el manejo de recursos forestales, ya que las prácticas aplicadas, afectan los patrones y procesos del paisaje que conforman los bosques, en todas las escalas espaciales y temporales.

Para la evaluación de los ecosistemas naturales complejos es necesario identificar indicadores biológicos del estado de conservación de los ecosistemas en diferentes escalas espacio-temporales y en los distintos niveles jerárquicos (Sheil *et al.*, 2004), que permitan desarrollar diferentes estrategias de manejo, conservación y restauración ecológica.

Un posible indicador biológico que permite la identificación, el monitoreo ambiental y el desarrollo de estrategias de manejo y conservación es la resiliencia, que se refiere a la habilidad y capacidad que tienen los ecosistemas de absorber, amortiguar y resistir los cambios abióticos y bióticos que ocurren después de las perturbaciones de origen natural o antropogénico (Bellwood *et al.*, 2004).

Las tensiones a que está sometido el funcionamiento del bosque semidecíduo de la península de Guanahacabibes, en dependencia del carácter y distribución espacio-temporal de cada una de ellas, inducen a un tipo de funcionamiento ecológico determinado y sirven para establecer indicadores en la evaluación funcional de esta formación vegetal, por lo que en este trabajo, se tiene como objetivo: determinar indicadores ambientales del bosque seco semidecíduo, que permita evaluar y clasificar este ecosistema, según su estado de conservación y que sirvan de base para la elaboración de los planes de manejo y la ordenación forestal, así como para su restauración ecológica.

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva de la Biósfera Península de Guanahacabibes, declarada por la UNESCO (1987), ocupa un área de 101 500 ha (Herrera *et al.*, 1987) y alrededor 85% del territorio peninsular siendo su objetivo principal. El territorio peninsular forma parte de una importante unidad biogeográfica de bosques secos tropicales sobre Carso llano que se completa con la de Zapata y el S de la Isla de la Juventud, todas en Cuba occidental (Acevedo, 1992). Estas áreas las cuales contienen los bosques semidecíduos mejor conservados y más diversos de todo el país y posiblemente del Caribe insular (Delgado *et al.*, 2000; Ferro, 2004). Estas áreas, debido a sus particularidades, han sido objeto de planteamientos de acciones de conservación desde la década de los 60 con la creación de las primeras áreas protegidas en Guanahacabibes.

La Península de Guanahacabibes ocupa la porción más occidental del territorio cubano (Figura 1). Como límites físicos se fijan al Norte el Golfo de Guanahacabibes, por el

Sur el Mar Caribe, al Oeste el estrecho de Yucatán y al Este - Nordeste el istmo Fe-Cortés (Hernández, 2008).

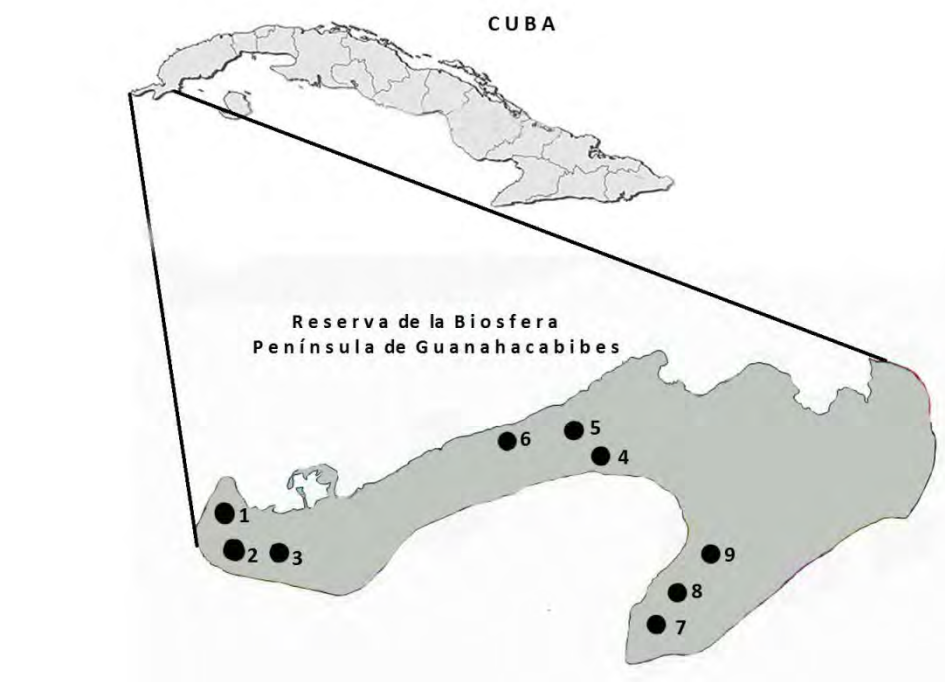


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de los sitios de muestreo seleccionados.

CRITERIOS GENERALES DEL DISEÑO

Se ha dividido la península en tres sectores en relación de la complejidad y variabilidad de los elementos abióticos que influyen en la diversidad de los ecosistemas. En cada sector se seleccionaron tres localidades donde se desarrolla el bosque semidecíduo (Figura 1).

Localidades seleccionadas:

- Sector Occidente: Catauro I, Catauro II y La Jocuma.
- Sector Central: Carabelita, Veral I y Veral II.
- Sector Oriental: Cabo Corriente, Uvero y Botella.

En cada sector se consideró como unidad de muestreo una parcela de 625 m² (25 m X 25 m), se estudiaron 45 parcelas (cinco replicas por cada localidad). Se midieron todos los árboles y arbustos de cada parcela que reúnan los requisitos de tener: ≥ 2 cm de diámetro del fuste a la altura de 1.30 cm del suelo (DAP) y ≥ 2 m de altura.

En dichas parcelas se hizo un análisis de su estructura según la distribución espacial propuesta por según Delgado y Pérez (2013): a) (Ea) Estrato arbustivo (2 a 4.5 m de altura), b) (EAI) Estrato arbóreo inferior (4.6 a 10 m de altura), c) (EAs) Estrato arbóreo superior (> 10 m de altura), Densidad (Den) de cada estrato y total (árboles /ha), Área basal (AB) de cada estrato y total de las parcelas. $\Pi * r^2$ (m²/ha), Volumen de cada estrato y total de las parcelas (AB * Alt* 0.5 (m³/ha), Altura media (Alt) de cada estrato y de parcelas y (DAP) Diámetro medio a 1.30 m de altura del suelo. Además se determinó la diversidad (riqueza, frecuencia, abundancia y dominancia).

Para la obtención de los valores de Longitud foliar (LF) y esclerofilia (ESC) del ecosistema, se aplicó el Índice de Valor de Importancia (IVI). Para su determinación se utilizaron los criterios de Finol (1975), y Balslev *et al.* (1987), y se le aplicó al 100% de las especies arbóreas y arbustivas encontradas en cada localidad, introduciendo un nuevo procedimiento matemático, con la utilización del IVI, donde:

$$ESC = \sum [(ESC \text{ especie} \times IVI \text{ especie}) / 300]$$

$$LF = \sum [(LF \text{ especie} \times IVI \text{ especie}) / 300]$$

En este estudio, se consideró el historial de manejo de las diferentes localidades, el cual exponemos en la Tabla 1, según la información administrada por la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes a través de la Ordenación Forestal (Minagrit, 1987 y 2008), Plan de Manejo del Parque Nacional (CITMA, 2008) y en comunicación con los habitantes de las comunidades de la península, que fueron trabajadores forestales antes de 1959.

Tabla 1. Historial de manejo de las localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Según Minagri (1987 y 2008) y Plan de manejo del Parque Nacional Guanahacabibes (CITMA, 2008). EAs, estrato arbóreo superior; EAi, estrato arbóreo inferior y Ea, estrato arbustivo.

Localidades	Historial de manejo			
	Método de aprovechamiento	Intensidad del aprovechamiento (%)	Tiempo de recuperación (Años)	Plan de manejo actual (Minagri, 2008)
Catauro 1	Tala selectiva a los EAi y EAs	> del 40% Ambos estratos	15 a 20	Protector del litoral (PtLt)
Catauro 2	Tala selectiva a los EAi y EAs	< de 30 Ambos estratos	> 40	Protector del litoral
Jocuma	Tala selectiva a los EAi y EAs	< de 30 Ambos estratos	EAs de 20 a 30 EAi de 5 a 10	Protección y conservación
Veral 1	Tala total	100	> de 45	Protección Parque Nacional
Veral 2	Tala selectiva al EAs	< de 30	> de 50	Protección Parque Nacional
Carabelita	Tala selectiva al EAs	< de 30	> de 50	Protección Parque Nacional
Cabo Corriente	Tala selectiva a todos los Estratos	> 40	> de 50	Protección Parque Nacional
Uvero	Tala selectiva al EAi y EAs	30 a 35 Ambos estratos	20 a 30	Protector de las aguas y los suelos
Botella	Tala selectiva al EAi y EAs	30 a 35 Ambos estratos	EAs 20 a 30 EAi 5 a 10	Protección y conservación

Los Indicadores seleccionados para la evaluación del bosque seco semideciduo son:

- Formación vegetal (FV). Según: Capote y Berzaín (1984); Del Risco (1999) y Delgado y Ferro (2013).
- Altura de la vegetación. Según: Herrera-Peraza y Rodríguez (1988) y Delgado y Pérez (2013).
- Longitud foliar (LF). Según: Herrera-Peraza (1988), Borhide (1996) y Delgado (2012).

- Esclerofilia (ESC). Herrera-Peraza *et al.* (1988), Borhide (1996) y Delgado (2012).
- Densidad del estrato arbóreo superior (Den EAs) árboles/ha
- Área basal del estrato arbóreo superior (AB EAs) m²/ha
- Área basal total del bosque (ABT) m²/ha
- Volumen del estrato arbóreo superior (VEAs) m³/ha
- Volumen total del bosque (VT) m³/ha
- Resistencia del bosque a las tensiones ambientales. Según: Herrera-Peraza *et al.* (1988) y Delgado (2012). (Tabla 2)

Tabla 2. Criterios de evaluación para el indicador: Resistencia del bosque a las tensiones ambientales. Asnmm, altura sobre el nivel medio del mar; Roc, porcentaje del afloramiento de la roca caliza en la superficie del suelo; ESC, esclerófila; LF, longitud foliar.

Criterios de evaluación	Clasificación		
	Oligotónico (Tensiones débiles)	Eutónico– Oligotónico (Tensiones intermedias del medio)	Eutónico. (Tensiones mayores)
Asnmm (m)	≤ 4 m	de 4 a 6 m	> de 6
Roc. (%)	≤ 10	De 11 a 40 %	≥ 46 %
Especies estabilizadoras	≤ 40%	41 a 49%	≥ 60
Especies Restauradoras	≥ 60 %	51 a 59%	≤ 40
ESC	< 0.32	0.33 a 0.4	> 0.41
LF (cm)	> 10 cm	8 a 9.9 cm	< 8 cm
Deciduidad (%)	< del 25%	26 a 45%	> 46%

Análisis estadístico.

Se realiza la comprobación de la normalidad de los datos a fin de aplicar pruebas paramétricas. Mediante la estadística descriptiva se organizan los datos. Para comparar cada variable entre las localidades estudiadas se utilizó el análisis de la varianza (ANOVA). Se aplica la prueba de correlación para relacionar las variables dependientes y para clasificarlas se procedió a la realización de un análisis de clúster utilizando el valor de la distancia euclidiana mediante la técnica multivariante

RESULTADOS

Indicador 1: Tipo de formación vegetal

La clasificación de las formaciones vegetales que se desarrollan en las diferentes localidades objeto de estudio en este trabajo, están expuestas en la Tabla 3, donde están reflejadas los resultados del análisis de las variables estructurales y de diversidad del EAs de cada una de ellas, utilizándose el porcentaje de caducidad de la densidad del EAs como la variable decisiva en la determinación de la formación vegetal del ecosistemas.

Tabla 3. Clasificación de las localidades para el indicador: Formaciones vegetales, según el porcentaje de especies deciduas en el Estrato arbóreo superior (EAs). Densidad (Den) árboles/ha y Riqueza de especies.

Localidades	Riqueza Total de la Localidad	No de especies EAs	No de Especies deciduas EAs	Den EAs	Den especies deciduas EAs	Porcentaje de Caducidad EAs	Tipo de bosque
Catauro 1	53	32	10	192	118	61,7	Semidecيدuo
Catauro 2	60	43	17	518	234	45,3	Semidecيدuo
Jocuma	48	34	11	822	224	27,2	Siempreverde
Veral 1	63	15	12	288	240	83,3	Decيدuo
Veral 2	35	20	12	573	374	65,4	Semidecيدuo
Carabelita	51	35	15	842	387	46	Semidecيدuo
Cabo Corriente	50	26	16	416	246	59,2	Semidecيدuo
Uvero	60	34	20	707	406	57,5	Semidecيدuo
Botella	45	27	15	557	339	60,9	Semidecيدuo

El bosque de la localidad Jocuma se clasifica por primera vez como una formación vegetal: bosque siempreverde, por consiguiente, sale del objetivo de este estudio, que está dedicado al bosque semidecيدuo. No obstante, será utilizada en todos los análisis de comparación para todos los indicadores y categorías de clasificación.

El Veral 1 se clasifica como bosque decيدuo, pero este resultado es transitorio, al encontrarse en un proceso de desarrollo sucesional hacia una fase superior. El bosque actual que existe en esta localidad proviene de una verdadera formación vegetal de bosque semidecيدuo primario.

Indicador 2. Altura de la vegetación

Las alturas más bajas del EAs, se registraron, en las localidades: Catauro 1 y Veral 1, en ambos casos, por debajo de los $12 \text{ m} \pm 1,8$, por lo que podemos considerarlos como Bosques bajos, en el resto de las localidades las alturas medias de este estrato, está en el rango de $12,5$ a $15 \text{ m} \pm 2$ las que clasifican en la categoría de Bosque medio (Figura 2). El resultado del ANOVA nos dio diferencias altamente significativas ($F = 17,69$; $p < 0,0001$). Entre Catauro 1 y Veral 1 (a) no muestra diferencia entre sí al igual que el grupo (b) formado por Veral 2, Cabo Corriente y Botella. La localidad Jocuma (c) se separa de las demás, al tener el EAs un mayor desarrollo, dado por una mejor disponibilidad de los nutrientes y el agua, por sus características abióticas que disminuyen las tensiones del medio

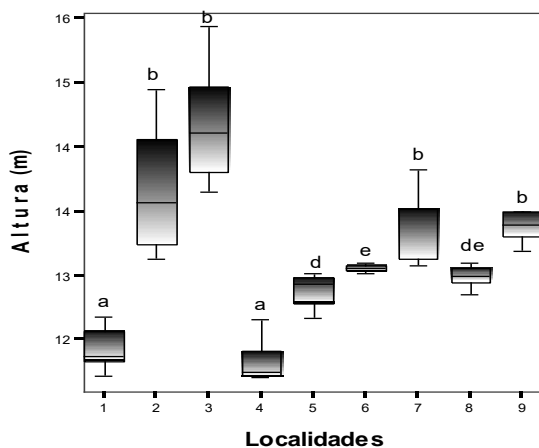


Figura 2. Distribución de las alturas medias del estrato arbóreo superior (EAs) por localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Catauro 1; 2, Catauro 2; 3, Jocuma; 4, Veral 1; 5, Veral 2; 6, Carabelita; 7, Cabo Corriente; 8, Uvero y 9, Botella.

Indicador 3. Longitud foliar (LF).

Según los rangos de valores asumidos para esta categoría, todas las localidades entran en la clasificación de Bosques notófilos, excepto Cabo Corriente que clasifica como Bosque micrófilo (Tabla 4).

Tabla 4. Valores promedios de Longitud Foliar (LF) y la clasificación de las localidades en estudio, península de Guanahacabibes, según este indicador de funcionamiento.

<i>Localidades</i>	<i>LF</i>	<i>Tipos de bosques</i>
Catauro 1	7.06	notófilo
Catauro 2	7.2	notófilo
Jocuma	8.16	notófilo
Veral 1	6.63	notófilo
Veral 2	8.06	notófilo
Carabelita	7.86	notófilo
Cabo Corriente	5.68	micrófilo
Uvero	7.42	notófilo
Botella	7.55	notófilo

Se comprobó que algunas especies varían su LF en relación a las tensiones abióticas que afectan al ecosistema, esto sucedió fundamentalmente en las localidades con mayor estrés ecológico como: Cabo Corriente, Catauro 1 y Catauro 2.

Indicador 4. Esclerofilia (ESC)

En la Tabla 5, se presenta la clasificación de los bosques que están presentes en las nueve localidades en estudio, para esta categoría superior. El bosque esclerófilo es mayoritaria su representatividad al estar en siete localidades.

Tabla 5. Clasificación funcional del bosque de la península de Guanahacabibes atendiendo al indicador de funcionamiento Esclerofilia (ESC), según el valor promedio de las localidades con la utilización del IVI.

Localidad	Esclerofilia	Clasificación
Catauro 1	0.47	Esclerófilo
Catauro 2	0.46	Esclerófilo
Jocuma	0.38	Mesoescclerófilo
Veral 1	0.45	Esclerófilo
Veral2	0.43	Esclerófilo
Carabelita	0.41	Esclerófilo
Cabo Corriente	0.51	Euesclerófilo
Uvero	0.44	Esclerófilo
botella	0.43	Esclerófilo

Indicador 5. Densidad el estrato arbóreo superior (EAs)

El resultado del ANOVA, evidencia que la densidad del estrato arbóreo superior (EAS) define seguidamente a los sitios de estudio ($F= 2.74$ $p<0.001$), en este comportamiento influyeron, tanto las tensiones del medio, como el grado de conservación y afectación antrópica a que han estado sometidas en el tiempo, cada una de las localidades en estudio. En la Figura 3 se graficaron las densidades medias del EAs, de cada localidad. Para esta variable se definen rangos de valores que permite hacer la clasificación del bosque atendiendo a su estado de conservación y un buen indicador para su evaluación.

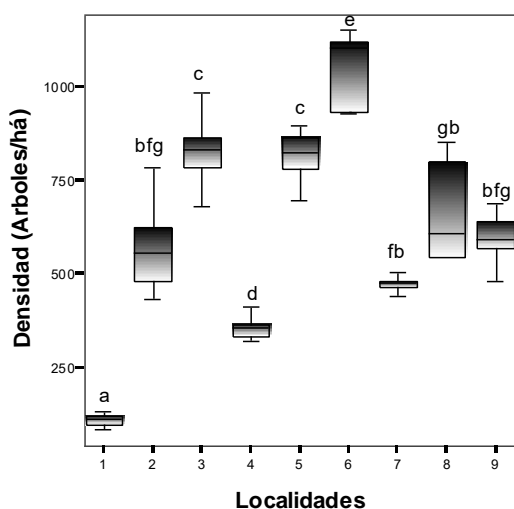


Figura 3. Distribución de la densidad medias (Den) del estrato arbóreo superior (EAs) por las localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Diagrama de caja simples. SPSS.15. 1, Catauro 1; 2, Catauro 2; 3, Jocuma; 4, Veral 1; 5, Veral 2; 6, Carabelita; 7, Cabo Corriente; 8, Uvero y 9, Botella.

Clasificación	Rango (árboles/ha)	Localidades
Bosque poco perturbado	≥ de 800	Veral 2, Carabelita y Jocuma
Bosque medianamente perturbado	799 y 400	Catauro 2, Cabo Corriente, Uvero y Botella
Bosque perturbado	< de 400	Veral 1 y Catauro 1

Indicador 6. Área basal del estrato arbóreo superior (AB EAs)

Esta variable es uno de los indicadores que identifica con más claridad, el estado de conservación del bosque, como se refleja en la Figura 4. Se formaron tres grupos bien definidos con altas diferencias significativas entre ellos de ($F= 28,79$ $p<0001$), que nos permitió determinar rangos de valores definitorios, para un indicador del estado de conservación del bosque.

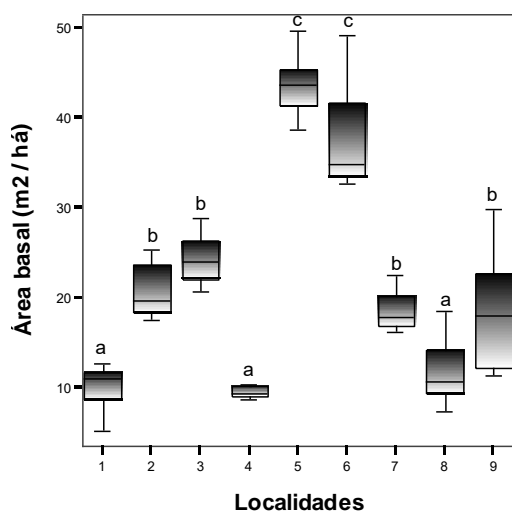


Figura 4. Distribución del área basal del estrato arbóreo superior (AB EAs) por las localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Diagrama de caja simples. SPSS.15. 1, Catauro 1; 2, Catauro 2; 3, Jocuma; 4, Veral 1; 5, Veral 2; 6, Carabelita; 7, Cabo Corriente; 8, Uvero y 9, Botella.

Clasificación	Rango (m ² /ha)	Localidades
Bosque poco perturbado	>de 40	Veral 2 y Carabelita
Bosque medianamente perturbado	12 a 39	Catauro 2, Jocuma, Cabo Corriente, Botella.
Bosque perturbado	<12	Catauro 1, Veral 1 y Uvero

Indicador 7. Área basal total (ABT)

El resultado del análisis de Cluster, con las tres variables que conforman el área basal: (AB Ea, AB EAI y AB EAs), se formaron tres grupos bien definidos, en relación a su estado de conservación (Figura 5).

Por consiguiente, esta variable constituye un indicador fuerte para definir el estado de conservación del bosque, con los siguientes rangos de valores para su evaluación.

H I E R A R C H I C A L C L U S T E R A N A L Y S I S

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)

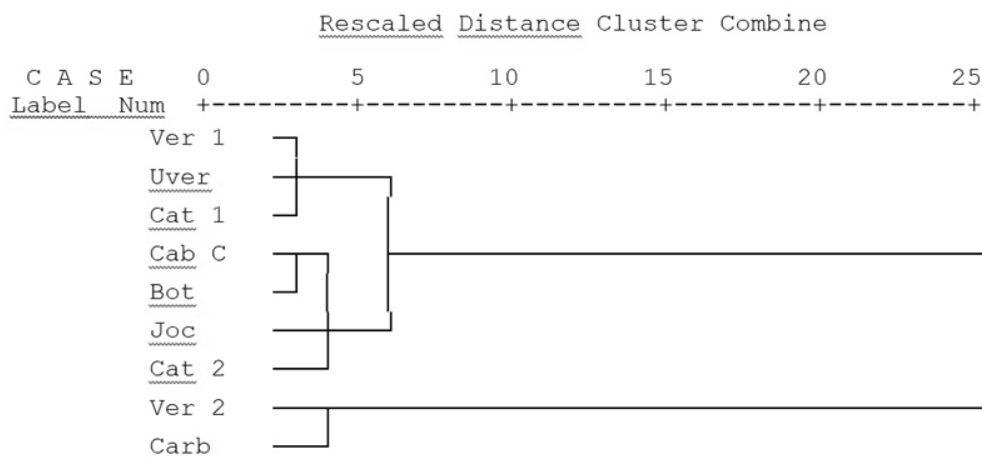


Figura 5. Dendrograma obtenido al aplicar análisis multivariable con distancia de Euclidiana, a los valores de: Área Basal estrato arbustivo (AB Ea), área basal del estrato arbóreo inferior (AB EAI), área basal del estrato arbóreo superior (AB EAs), por las localidades de estudio, península de Guanahacabibes. Cat, Catauro; Joc, Jocuma; Ver, Veral; Carb, Carabelita; Cab C, Cabo Corriente; Uver, Uvero y Bot, Botella.

Clasificación	Rango (m ² /ha)	Localidades
Bosque poco perturbado	>de 45	Veral 2 y Carabelita
Bosque medianamente perturbado	20 a 40	Catauro 2, Jocuma, Cabo Corriente, Botella.
Bosque perturbado	< 20	Catauro 1, Veral 1 y Uvero

Indicador 8. Volumen del estrato arbóreo superior (V EAs)

El comportamiento del Volumen en el EAs es muy semejante al experimentado por el AB en el mismo estrato. De igual forma que en el AB, si existen diferencia significativas inter grupos que nos permite definir los rangos para su utilización como indicador en la clasificaron. (F=33.5 p= 0001). (Figura 6)

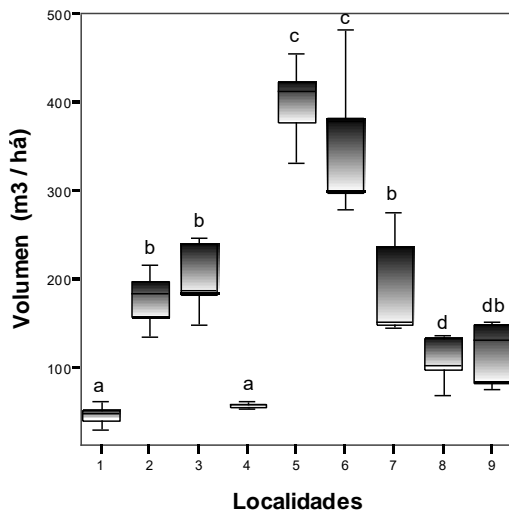


Figura 6. Distribución del volumen del estrato arbóreo superior (V EAs) por las localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Gráfico de barras de errores simples. SPSS.15. 1, Catauro 1; 2, Catauro 2; 3, Jocuma; 4, Veral 1; 5, Veral 2; 6, Carabelita; 7, Cabo Corriente; 8, Uvero y 9, Botella.

Clasificación	Rango (m ² /ha)	Localidades
Bosque poco perturbado	> de 300	Veral 2 y Carabelita
Bosque medianamente perturbado	100 a 300	Catauro 2, Jocuma, Cabo Corriente, Botella y Uvero
Bosque perturbado	< 100	Catauro 1, Veral 1

Indicador 9. Volumen total (VT)

El resultado del VT de las localidades (Figura 7) lo consideramos como una variable indicadora del estado de conservación del bosque, al igual que el V EAs, al poder definir los rangos entre cada categoría subordinada. La aplicación del ANOVA evidenció diferencias altamente significativas inter grupos (F=33.52 p= 0001). Existe una estrecha relación directamente proporcional ente el área basal y el volumen total, reflejado en la Tabla 6.

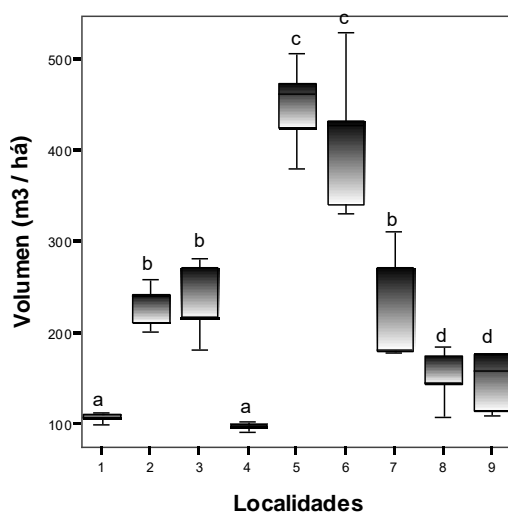


Figura 7. Distribución del volumen total (V T) por las localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Gráfico de barras de errores simples. SPSS.15. 1, Catauro 1; 2, Catauro 2; 3, Jocuma; 4, Veral 1; 5, Veral 2; 6, Carabelita; 7, Cabo Corriente; 8, Uvero y 9, Botella.

Tabla 6. Prueba de Correlación entre las variables Área Basal (AB) y Volumen (V).

Prueba de Correlación bivalente		AB	V
AB	Pearson Correlation	1	923(**)
	Sig. (2-tailed)		0,001
	N	9	9
V	Pearson Correlation	923(**)	1
	Sig. (2-tailed)	0,001	
	N	9	9

Tabla 7. Clasificación del bosque según la densidad del estrato arbóreo superior

Clasificación	Rango (m²/ha)	Localidades
Bosque poco perturbado	> de 320	Veral 2 y Carabelita
Bosque medianamente perturbado	120 a 320	Catauro 2, Jocuma, Cabo Corriente, Botella y Uvero
Bosque perturbado	< 120	Catauro 1, Veral 1

La conformación de los indicadores con sus rangos de valores para la evaluación y clasificación del bosque semideciduo en la categoría superior: Estado de conservación del ecosistema, se expone en la Tabla 7.

En la Figura 8, tenemos el resultado del agrupamiento de las localidades según su afinidad, al aplicar el análisis multivariados, incluyendo todas las variables estructurales analizadas, mas, las que determinan las tensiones del medio en que se desarrolla el bosque. Se forman tres grupos bien definidos, que corrobora la clasificación hecha en la Tabla 8, en base a los indicadores seleccionados para utilizarlos en la categoría de estado de conservación.

Tabla 8. Indicadores y rangos de valores para clasificar el bosque semideciduo de Guanahacabibes para el indicador: Estado de conservación del ecosistema. Den EAs, Densidad del estrato arbóreo superior; AB EAs, área basal del estrato arbóreo superior; AB T, área basal total; V EAs, volumen del estrato arbóreo superior y V T, volumen total.

Variab (Indicadores)	Categorías subordinadas		
	Poco perturbado	Medianamente perturbado	Bosque perturbado
Den EAs (arb/ha)	≥ de 800	799 y 400	< de 400
AB EAs (m ² /ha).	>de 40	12 a 40	<12
AB T (m ² /ha)	> 45	20 a 45	< 20
V Eas (m ³ /ha)	> de 300 .	100 a 300	< 100
(VT (m ³ /ha)	> de 320	120 a 320	< 120
Localidades	Veral 2 Carabelita	Catauro 2, Jocuma, Cabo Corriente, Botella, Uvero	Catauro 1 Veral 1

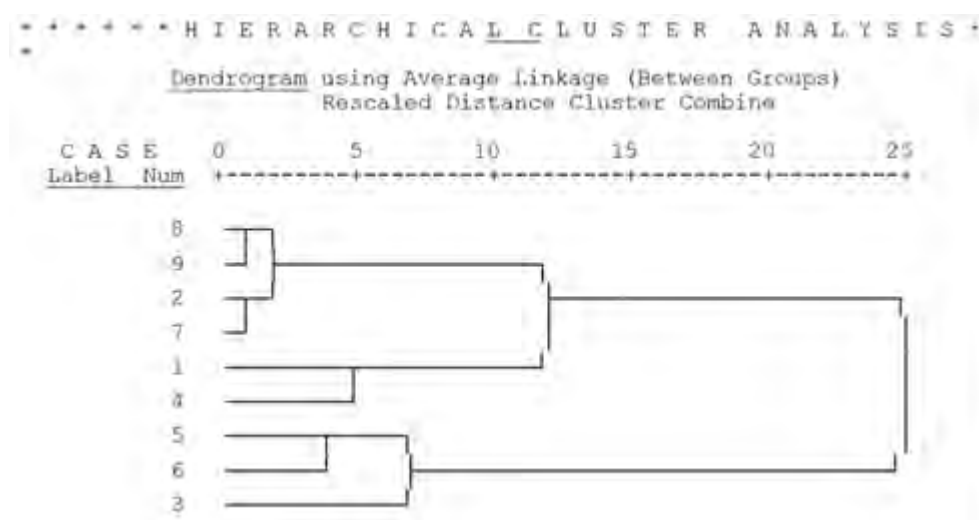


Figura 8. Dendrograma obtenido al aplicar distancia de Euclidiana, a las variables estructurales del bosque: Den, densidad; AB, área basal y V, volumen, con las variables del medio: Roc, Rocosidad y Asnm, altura media sobre el nivel del mar por las localidades de estudio, península de Guanahacabibes. 1, Catauro 1; 2, Catauro 2; 3, Jocuma; 4, Veral 1; 5, Veral 2; 6, Carabelita; 7, Cabo Corriente; 8, Uvero y 9, Botella

Indicador 10. Resistencia del bosque a las tensiones ambientales.

Al analizar las nueve localidades en estudio, según los criterios y rangos asumidos (Tabla 9), se pudo seleccionar solo a Jocuma con un comportamiento Eutónico – Oligotónico, al desarrollarse sobre tensiones abióticas intermedias, las demás localidades se incluyeron en el grupo de Eutónicos, dado por los resultados del análisis de las condiciones del medio en que se desarrollan y la respuestas funcionales que manifiestan, reflejado principalmente por alto porcentaje de especies deciduas, alto índice de esclerofilia, disminución de la longitud foliar y mayor porcentajes de especies estabilizadoras.

Tabla 9. Características de algunas variables de funcionamiento, diversidad y abióticas del bosque semidecíduo, en las localidades de estudio, península de Guanahacabibes. Clasificación según el indicador: Resistencia a las tensiones ambientales. LF, longitud foliar; ESC, esclerofilia; Roc, afloramiento rocoso; amsnm, altura media sobre el nivel del mar y IVI, Índice de valor de importancia.

Localidades	ESC	LF (cm)	Decidua EAS (%)	Especie Estabilizadora (% del IVI)	Especies Restauradora (% del IVI)	Roc %	Amsnm	Clasificación
Jocuma	0.390	8.2	25.45	42.3	57.7	15.5	2.20	Eutónico Oligotónico
Catauro I	0.472	7.0	61.67	71.2	28.7	75.1	9.10	Eutónico
Catauro II	0.463	7.2	45.06	72.9	26.7	72.2	8.50	Eutónico
Veral I	0.448	6.7	83.33	35.2	64.8	30.1	3.60	Eutónico
Veral II	0.427	8.1	65.36	64.1	35.9	68.4	7.60	Eutónico
Carabelita	0.417	7.9	46.01	60.4	39.6	40.8	3.90	Eutónico
Cabo Corriente	0.507	5.9	59.23	74.4	25.6	72.2	6.60	Eutónico
Botella	0.430	7.5	60.92	61.7	38.3	57.9	4.80	Eutónico
Uvero	0.439	7.4	57.47	56.3	43.7	52.3	4.20	Eutónico

DISCUSIÓN

En Cuba se identifican dos principales formaciones vegetales: bosques siempreverdes y bosques semidecuidos (Samet, 1973; Capote y Berazain, 1984; Borhidi, 1996 y Del Risco, 1999). Dichos autores plantean como el elemento que los define, la fase fenológica de caída de las hojas de los árboles que componen el estrato arbóreo superior, o sea, la diferencia del porcentaje de especies deciduas y siempreverdes en su composición florística.

Delgado (2010), describe tres variantes del bosque semidecuido en la península de Guanahacabibes, dado principalmente por las variaciones de altitud del terreno y el porcentaje de afloramiento de la roca caliza, pero estas condiciones del medio no son las únicas para garantizar la identificación de un bosque. Existen otras variables que dependen de las características de las especies que lo componen, además se presentan considerables modificaciones en la estructura y composición de la vegetación, por las perturbaciones antropogénicas, principalmente por el aprovechamiento forestal.

El EAs de Catauro 1 presentó muy baja densidad y en él, predominan los individuos deciduos (61.7%), por lo que se clasifica como **Bosque semidecuido**, pero representado por un número reducido de especies, que constituyen el 18.9 % del total de especies del ecosistema y 31.3 % de las especies que conforman el EAs, donde se destacan: *Celtis trinerva* Lam., *Zuelania guidanea* (Sw.) Britt. Et Millsp, *Cedrela cubensis* Bisse., *Ficus sp* y *Cordia gerascanthus* L. Debemos señalar que esta última especie, en otros ecosistemas de la península, se comporta como una especie facultativa, pero aquí, su comportamiento es decidua, en respuesta a las tensiones abiótica en que se encuentra el ecosistema y actúa así de forma general, para todo el territorio de toda la península.

También están presentes otras especies deciduas pero con muy baja densidad: *Cedrela odorata* L, *Bursera simaruba* (L.) Sargent y *Jacaranda coerulea* (L.) Juss. Las especies siempreverdes son las más numerosas pero con muy baja densidad, resaltando *Sideroxylon foetidissimum* Jacq. y *Sideroxylon salicifolia* (L.) Lam. En la localidad Catauro 2 disminuyó considerablemente el porcentaje de individuos deciduos del EAs (45.3 %) en relación al Catauro 1, pero también está en el rango de clasificarse como **Bosque semidecuido**, a pesar de tener iguales tensiones del medio. Es de resaltar que en esta localidad se registró el mayor número de especies en el EAs con 43 para un 71.7 %, pero las especies deciduas solo representaron el 28.3 %, donde predominan: *C. gerascanthus*, *B. simaruba* y *Antirhea lucida* (Sw.) Benth. Et Hook.

Aquí, está presente *Metopium browneii* (Jacq) Urb., especie que se comporta como decidua, en tensiones extremas del medio, de igual forma que *C. gerascanthus*, pero cuando disminuyen estas tensiones, se comporta como siempreverde. Las especies siempreverdes con mayor densidad son: *Calophyllum antillanum* Britton, *S. salicifolia* y *Erythroxylum alaternifolium* A. Rich.

El bosque que se desarrolla en la localidad Jocuma, solo presentó, en el EAs, 27.2 % de individuos deciduos, encentrándose en el rango para clasificarlo como **Bosque siempreverde**, a pesar de que en otros estudios se ha considerado semidecuido (Delgado *et al.*, 2000; Ferro, 2004 y Pérez, 2007), lo que constituye un aporte importante al conocimiento, ya que al analizarlo de forma diferenciada, su respuesta funcional a los impactos que sufre el ecosistema es diferente, por tanto, los métodos

utilizados anteriormente, para evaluar esta localidad, no aportaron los elementos necesarios, para analizar la composición de la vegetación y clasificar correctamente la formación.

En esta localidad están creadas las condiciones del medio para que se desarrolle este tipo de bosque, como: bajo porcentaje de afloramiento rocoso y baja altura sobre el nivel del mar, lo que hace que otros elementos del suelo disminuyen las tensiones abióticas como: mayor disponibilidad de humedad y de nutrientes. La proximidad del bosque de ciénaga, da la posibilidad que un considerable número de especies, compartan ambas formaciones vegetales.

El área de Jocuma tiene uno de los más altos porcentajes de especies en el EAs con relación al total de especies del ecosistema (70.8 %) y de ellas solo el 22.9 % son deciduas, pero contrario a las localidades del Catauro 1 y Catauro 2, estas especies deciduas tienen baja densidad, característico de ecosistemas Oligotónicos (Herrera y Rodríguez, 1988). Además se caracteriza por tener una de las más altas densidades en el EAs, lo que nos da a entender, que este bosque no se ha afectado por el aprovechamiento forestal, desde hace más de 40 años, con intensidad por debajo del 15%. Si lo comparamos con el Catauro 2, donde hubo la misma intensidad del manejo y el mismo tiempo de recuperación, se evidencia una recuperación más rápida, dado por la altura de los árboles y la densidad del estrato, por consiguiente, la respuesta funcional del bosque fue más rápida al tener menor tensión abiótica.

Las especies deciduas de mayor densidad son: *B. simaruba*, *C. odorata* y *Z. guidonia* y entre las siempreverdes predominan: *Calypttranthes chythroculia* (L.) Sw, *Calypttranthes pallens* (Poir.) Griseb, *Coccoloba diversifolia* Jack. y *S. foetidissimumum*. También se encontró entre las más abundantes *Metopium browneii*, pero aquí funciona como siempreverde, lo que corroboró lo explicado anteriormente en el Catauro 1.

En el Veral 1 se encontró el más alto porcentaje de individuos deciduos en el EAs con 88.8 % por lo que se declaró como **Bosque deciduo**, pero consideramos que es un hecho relativo, dado por el proceso sucesional en el que se encuentra este bosque, pasando de una fase Fiera a una homeostasis inicial. Las especies que dominan el EAs están clasificadas como Exuberantes Restauradoras Temprana (Delgado, 2012), las que representan el 80% de especies deciduas como: *Citharexylum spinosum* L., *C. odorata* L, *Chloroleucon mangense* (Jacq.) Britton y Rose y *J. coerulea* (Conrad), especies más productivas dentro del grupo funcional de las Exuberantes. También está presente *Guazuma ulmifolia* L, especies del grupo de las pioneras tempranas, que evidencia la destrucción que sufrió el bosque hace más de 45 años. En este ecosistema se registra el porcentaje más bajo de especies en el EAs con 23.8 % y solo el 19.1 % son deciduas, pero estas, representan en este estrato el 80 %.

El Veral 2 es una de las localidades más conservadas entre las nueve en estudio, con más de 45 años sin realizarle aprovechamiento forestal por estar, dentro de la Reserva Natural el Veral. Las condiciones del medio en que se desarrolla como: afloramiento rocoso parcialmente cubierto y una altitud entre 4 y 7 msnm., son las que, con más frecuencia, aparecen en la península, por tanto, la variante de bosques que se desarrolla en ella, es la que ocupa mayor área en este territorio. El análisis realizado al estrato arbóreo superior nos arrojó un 65.4 % de individuos deciduos, por lo que se incluyó en la clasificación de **bosque semideciduo**.

Este ecosistema es el de menor número de especies con 35, y también uno de los que menos especies tiene en el EAs con 20, pero de estas, el 60 % son deciduas, siendo uno de los mayores porcentajes registrados. Las especies mejores representadas en este estrato, según su valor de importancia fueron: *C. gerascanthus*, *S. foetidissimum*, *C. trinervia* y *C. spinosum* (L.). Muchas de las especies de alto valor comercial no estaban presentes en el ecosistema, tales como: *Swietenia mahagoni* (L.) Jacq., *S. salicifolia*, *Terminalia eryostachya* A. Rich., entre otras, a pesar de considerarse especies que tipifican esta formación vegetal, según Ferro *et al.* (1995) y Delgado y Ferro (2013).

En el EAs están presentes otras especies de importancia forestal, pero con muy baja densidad: como *C. odorata* (L.). Al parecer, el método de aprovechamiento que se aplicó, antes de estar en la reserva, fue intenso y selectivo, hacia estas especies y en el proceso sucesional de recuperación, tuvieron dificultades para reincorporarse al ecosistema, por eso se explica, que las especies Estabilizadoras, Restauradoras Tempranas y las del grupo funcional Oportunistas, son las que predominan actualmente en el bosque.

La localidad de Carabelita presenta el 46% de individuos deciduos en el EAs, lo cual lo clasifica como **Bosque semidecidual** y se encuentra en el límite inferior del rango asumido para la clasificación de esta categoría subordinada. Carabelita se encuentra localizada dentro de la Reserva Natural del Veral, pero más hacia el Norte, con mejores condiciones del medio, lo que hace disminuir las tensiones. Esto se refleja en la composición florística del EAs al tener 35 especies que representan el 68.6% del total de especies del ecosistema, pero solo el 29,4% son deciduas, esto corrobora lo obtenido por Herrera y Rodríguez (1988) que al mejorar las condiciones del medio, con el incremento de la disponibilidad de nutrientes y agua, disminuyen las especies deciduas.

El EAs es dominado por especies del grupo funcional Austeras Restauradoras Estabilizadoras según Delgado (2012) como: *Gymnanthes lucida* Sw., *Drypetes alba* Poit. y *Oxandra lanceolata* (Sw.) Baill. Generalmente estas especies en otros ecosistemas de la península, conforman el EAi, según los rangos obtenidos por Delgado y Pérez (2013). Quizás por las características de esta localidad, en cuanto al historial de manejo y las condiciones del medio, el EAi sobrepasó este rango asumido para su identificación, por estos autores.

En la composición florística de esta localidad, a diferencia del Veral 2, existe un gran número de especies de valor comercial, predominando: *S. foetidissimum*, *C. odorata*, *S. mahagoni*, *Terminalia intermedia* (A. Rich.) Urb., *Andira inermis* (W. Wright) DC. y *Calycolphyllum candidissimum* (Vahl.) DC.

Cabo Corriente también clasificó como **Bosque semidecidual**, al tener el 59,2 % de los individuos del EAs deciduos, los que pertenecen al 61,5 % de las especies que componen este estrato, pero solo representan el 32% del total de especies del ecosistema, predominando: *C. gerascanthus*, *C. spinosum* y varias especies del género *Ficus*. Estas últimas pertenecen al grupo funcional de Pioneras tardías, que aparecen en ecosistemas con grandes alteraciones de su estructura por el aprovechamiento forestal.

En la composición florística de esta formación vegetal, existe un alto porcentaje de especies del grupo funcional Exuberantes Estabilizadoras Tardías, las que identifican el EAi y EAs, pero representadas por individuos con alturas bajas, que no sobrepasan los

19 m como: *S. foetidissimum*, *Hypelate trifoliata* Sw., *S. mahagoni*, *Picrodendron baccatum* (L.) Krug y Urb., *Amyris balsamifera* L. *A. inermis*, *Guapira fragrans* (Dum. Cours.) Little y *Poligala cuneata* (Gris.) Blake. Esto es característico de un ecosistema en fase media de la homeostasis; debemos recordar que esta localidad, antes de ser declarada como Reserva Natural en el año 1963, fue afectada drásticamente por la tala selectiva de sus mejores valores madereros y para la producción de carbón vegetal y sobre ella, influyen también altas tensiones del medio.

Las localidades de Uvero y Botella presentan características muy similares, tanto en las condiciones del medio, como su historial de manejo, reflejándose en su estructura y composición florística, presentaron 57.5 y 60.9% de individuos deciduos respectivamente en el EAs, por lo que clasifican como **Bosques semidecuidos**, el porcentaje de especies deciduas en éste estrato, para ambos ecosistemas, es el mismo, con 33.3%, aunque en Uvero hay un mayor número de especies, pero las primeras 10 especies con mayor IVI, que conforman ambos ecosistemas, coinciden.

El menor número de especies en la localidad de Botella están dado porque la intervención al EAI es más reciente (> de 10 años) y con mayor intensidad, por lo que provocó la pérdida de especies que normalmente están presentes en este estrato, pero con baja densidad como: *Cordia nitida* Vahl, *Eritrina cubensis* C. Wr. y *Ehretia tinifolia* L., entre otras, pero también ocurrió en Uvero, la aparición de especies del grupo funcional OETA, en el proceso sucesional, al tener más tiempo de recuperación (10 a 20 años), Entre las más representativas tenemos: *Eugenia axillaris* (Sw.) Willd, *Bahunia divaricata* L. y *Ateleia apetala* Griseb.

Altura de la vegetación

La altura de los árboles representa el resultado más visible del funcionamiento del bosque, la cual está determinada, principalmente, por la disponibilidad de nutrientes y el agua en el ecosistema. En ella también influye la composición florística y los grupos funcionales que predominan en el EAs.

Las localidades más conservadas: Carabelita y Veral 2, presentaron valores menores de su altura media del estrato arbóreo superior que otras más afectadas por el aprovechamiento forestal, pero fue donde se registraron los valores más altos de densidad para este estrato, el 25 % de esta densidad, pertenece a los individuos con alturas de 10 a 12 m, esto nos dio a entender que el rango asumido para este estrato (> 10 m), obtenido por Delgado y Pérez (2013), para todas las localidades, no es apropiado para bosques más conservados.

Los árboles que conforman el EAI de estas localidades, tienen más altura y pueden llegar hasta los 12 m, y a la vez, tienen una alta densidad, por consiguiente, al tenerse en cuenta estos individuos en los cálculos de la media para el EAs, mostraron valores más bajos. Es importante resaltar que en estas localidades, las diferencias de alturas entre las parcelas fue mínima, reflejo de una mayor uniformidad del bosque. En ninguna de las 45 parcelas estudiadas se encontraron árboles emergentes y las mayores alturas, no sobrepasaban los 23 m.

Longitud foliar

La longitud foliar (LF) de las especies arbóreas y arbustivas, es considerada una de las características autogenéticas más significativas para la clasificación de las especies en grupos funcionales (Herrera-Peraza *et al.*, 1997 y Delgado *et al.*, 2005).

Herrera y Rodríguez (1988) utilizaron la categoría superior de área foliar, homologando los rangos dados por Borhidi (1976) de longitud foliar (cm) y propusieron, solo dos tipos de bosques: Bosques mesófilo y bosques micrófilos, los cuales utilizaron en el cálculo, el promedio de las especies predominantes que producen más del 75 % de la hojarasca del ecosistema, pero no explicaron como determinar las especies que entraron en el análisis. En tal sentido, se incluyó una nueva categoría subordinada, con rangos intermedio entre las dos ya existente: **Bosque notófilo** de 6.1 a 13 cm. de largo de las hojas, nomenclatura ya propuesta por Delgado *et al.* (2000), los que hicieron un análisis de las especies del listado florístico declarado para los bosques semidecuidos en aquella fecha y que ascendía a 120; en este caso, se trabajo con un listado de 240 especies.

Si utilizáramos la metodología de Herrera y Rodríguez (1988), estaríamos igualando especies que tienen diferentes valor de importancia dentro del ecosistema, dado por sus frecuencias, dominancias y densidades, además, quedarían fuera del análisis, un 25% de la riqueza de especies que están presentes en las localidades, muchas de las cuales, juegan un importante papel en el funcionamiento del ecosistema, al pertenecer generalmente, a los grupos funcionales estabilizadores del bosque, como: Exuberantes Estabilizadoras tardías y Oportunistas Estabilizadoras tardías, capaces de establecerse en ecosistemas sujetos a altas tensiones, como sucede frecuentemente en la península de Guanahacabibes.

Al calcular el IVI para el 100% de las especies, nos permitió utilizarlo, en obtener los valores de LF y ESC, con la aplicación de la nueva fórmula creada para tal fin. Este índice se ha obtenido en muchos estudios, donde se analiza la estructura y composición de la vegetación (Finol, 1975; Dallmeier *et al.*, 1992; La torre-cuadros y Islebe, 2003; Yadav y Gupta, 2006), sin embargo, en casi ninguno de ellos se explica su uso.

En este resultado es significativo resaltar el valor de LF que se obtuvo en Cabo Corriente, que clasificó en el rango de los Bosques semidecuidos micrófilos. Al analizar su composición florística, predominan las especies de hojas pequeñas y espinosas con altos IVI como: *Savia bahamense* Britt. *Erythroyllum rotundifolium* Lunan, *P. cuneata*, *Adelia ricenella* L., *H. trifoliata*, *Casearia spinescens* (Sw.) Griseb. y *Belairia mucronata* Griseb, especies que en otras localidades, sus presencias, son muy bajas o no están presentes. En la descripción de las variantes de bosque semidecuido, se enunció la posibilidad de encontrar otros tipos de formaciones vegetales, no identificada para la península, cumpliéndose así, esa hipótesis.

La LF de Veral 1, está en casi el límite inferior del rango asumido para la categoría de notófilo (6,63 cm), a pesar de ser una de las localidades con menores tensiones o estrés ecológico, esto está dado, porque al inicio del proceso sucesional, que comenzó después de haber sido talado totalmente, entraron muchas especies de los grupos funcionales Oportunistas y Austeras, que tienen por lo general, hojas pequeñas, tales como: *Guetarda elliptica* Sw., *S. sessiliflora*, *Bourreria succulenta* Jacq. *Catesbaea spinosa* L., etc. También están presente, otras especies pertenecientes a fases superiores de la sucesión, representadas por el grupo de exuberantes restauradoras tempranas, con altos valores del IVI, y que tienen hojas pequeñas, como: *C. mangense* y *J. coerulea*.

El área Jocuma presentó el valor más alto de LF, coincidiendo con Herrera y Rodríguez (1988) los cuales plantearon que, al disminuir las tensiones del medio, se incrementan las especies productivas, que generalmente tienen hojas más grandes, no obstante, está en el rango de los bosques notófilos.

Esclerofilia

En el análisis funcional de los ecosistemas, tiene gran importancia evaluar la esclerofilia ya que es un reflejo de la adaptación de las plantas para resistir las tensiones del medio, principalmente el déficit hídrico y/o déficit de nutrientes (Cuevas y Medina, 1983). Al hacer la prueba de Correlación bivariante entre la L.F y la ESC, encontramos una relación inversamente proporcional altamente significativa entre ambas categorías superiores. Este resultado ya fue reportado por Cuevas y Medina (1983) en 19 especies de bosques siempreverdes.

Herrera y Rodríguez (1988) utilizaron tres categorías subordinadas para clasificar los ecosistemas de Sierra del Rosario. Nosotros consideramos cuatro, para acercarnos más a esta clasificación, a la utilizada para las especies, según Borhidi (1976) y adaptarlas a las condiciones del bosque semidecíduo de la península. Los bosques esclerófilos son los que predominan con siete localidades, Jocuma representa el bosque menos estresado, al clasificar como Mesoesclerófilo y el otro extremo de la clasificación, lo tiene Cabo Corriente, con un valor superior a 0.5 y se clasifica como Euesclerófilo, representativo de un ecosistema altamente tensionado

Se encontró una estrecha relación de la esclerofilia con las características del medio, pero en este caso directamente proporcional (Coeficiente correlación 872 p 0.001), Corroborando lo encontrado por Herrera y Rodríguez (1988) al reportar que la Esclerofilia de la vegetación, está relacionada con las características del medio del sitio en particular, encontrando diferencias entre los bosques Siempreverdes de Sierra del Rosario con los bosques semidecíduos de la Isla de la Juventud, con tendencia a incrementar los valores en estos últimos .

Estado de conservación del bosque

La conservación se basa principalmente en la estabilidad ecológica y su relación con las perturbaciones de origen antropogénico, donde la estabilidad es caracterizada por dos principales componentes, la resistencia y la resiliencia, como posible indicador del estado de conservación de los ecosistemas y sus implicaciones en el desarrollo de políticas de conservación y planes de manejo (Cuevas-Reyes, 2010).

Esta categoría superior no es utilizada por otros autores, que aborden la clasificación funcional de los bosques (Herrera *et al.*, 1987; Herrera y Rodríguez, 1988; Formaris *et al.*, 2000; Delgado *et al.*, 2005; Reyes *et al.*, 2005), la cual, está relacionada con las perturbaciones antropogénicas que afectan la estructura y composición de las formaciones vegetales arbóreas, provocando cambios en el funcionamiento de los mismos, como respuesta del ecosistema para lograr su recuperación. Mantener y restaurar la biodiversidad de los bosques promueve su capacidad de recuperación a las presiones antropogénicas y constituye, por lo tanto, una importante póliza de seguro contra la pérdida del valor y de la funcionalidad de los bosques. (Tompson *et al.*, 2009). Aquí, analizaremos los elementos fundamentales que determinan la estructura y composición de un ecosistema boscoso y que constituyen variables dependientes del problema que queremos abordar.

Yadav y Gupta (2006) analizaron la riqueza de la especie, diversidad, área basal y índice de valor de importancia de la vegetación leñosa de la India, donde seleccionaron cuatro sitios de estudio en base al grado de perturbación humana, clasificándolos en: sin perturbar, parcialmente perturbado y favorablemente perturbado, encontrando diferencias significativas en las variables evaluadas, al hacer comparaciones entre ellos. Ferro (2004) estudió los efectos del tiempo de recuperación, después de perturbaciones sobre las comunidades de epífitas en la península de Guanahacabibes. Pérez (2007) utilizó también esta variable para estudiar las comunidades de ornitológicas del mismo territorio. En tal sentido, consideramos que no es suficiente utilizar esta sola variable para determinar los efectos del aprovechamiento forestal en la ecología de cualquier comunidad de planta y/o animal.

El estado de conservación del bosque se puede evaluar analizando los diferentes componentes estructurales del mismo tales como:

-Densidad del estrato arbóreo superior (EAs)

El catauro 1 presenta los más bajos valores de densidad del EAs, en esto incide: una alta degradación del ecosistema, por los efectos del aprovechamiento forestal en épocas más recientes y las extremas condiciones del medio en que se desarrolla, lo que hace que su respuesta funcional, sea muy lenta. Carabelita, con la mayor densidad, es la localidad más conservada, por la información del historial de manejo, favorecida además, por las tensiones moderadas del medio, al tener un sustrato que cubre parcialmente el afloramiento rocoso y encontrarse próximo a la costa N, donde existen mejores condiciones de humedad, al disminuir la Asnmm, con valores por debajo de los 4 m.

El caso de Catauro 2, tiene igual tiempo de recuperación que Carabelita (> 45 años), al no realizársele la tala selectiva de sus mejores valores madereros del EAs, pero la intensidad de la intervención fue mayor (> 40 %) , pero considerablemente menor que el Catauro 1, por consiguiente, este estrato arbóreo, experimentó una notable recuperación, tanto en su densidad como en las especies que lo componen, pero influyeron en él, las condiciones extremas en que se desarrolla, con el carso desnudo y la Asnmm, por encima de los 10 m, retardando el proceso de restauración natural e impidiéndole alcanzar su estado sucesional de homeostasis final.

También debemos resaltar, la alta densidad del EAs en Jocuma, a pesar de haber sido alterada más recientemente, pero presenta la menor tensión en las condiciones del medio y resaltan en su composición florística, especies más productivas, con mayor velocidad de crecimiento, reflejándose en: mayor LF, menor ESC y menor valor del porcentaje de especies deciduas, que lo hace ser un bosque siempreverde.

El otro caso que presentó diferencias del resto de las localidades es el Veral 1, porque está en proceso de transición, hacia una fase sucesional inmediata superior, donde todavía son pocos los individuos que alcanzan la altura para estar en el EAs, por tanto su densidad es muy baja.

-Área basal del estrato arbóreo superior (AB EAs)

Esta variable constituye un buen indicador para evaluar los bosques por su estado de conservación, donde se observa las localidades que han sufrido mayor perturbación antropogénicas, por su historial de manejo, al no presentar diferencias, indicado con la

letra (a): Catauro 1, Veral 1 y Uvero, con valores por debajo de 10 m² /ha. Un segundo grupo (b), que se identifican por el grado de recuperación e intensidad intermedia de las afectaciones: Catauro 2, Jocuma, Cabo Corrientes y Botella, con valores que oscilan entre los 12 y 30 m²/ha.

Cabo Corrientes a pesar de tener más de 45 años en proceso de recuperación, sin ninguna intervención antrópica, al declararse por resolución ministerial, Reserva Natural, solo se encuentra en un estado de homeostasis media, dado por: fuerte intensidad del aprovechamiento forestal aplicado, antes de ser declarado reserva y alta tensiones abióticas que disminuye la velocidad del proceso de restauración, por la vía natural de sucesión. Semejante situación ha sucedido en Catauro 2.

En los casos de Jocuma y Botella, la intervención por aprovechamiento más reciente, fue dirigida al EAI, se ha realizado hace más de 40 años, por lo que su comportamiento se manifiesta igual que los anteriores sitios.

Las localidades identificadas con la letra (c) en la Figura 8: Veral 2 y Carabelita, territorios incluidos también en la Resolución de 1963, como Reserva Natural, la intensidad del aprovechamiento, antes de esta fecha, fue de poca intensidad (<20 %) y dirigido solo al EAs. En estos bosques se ha producido una notable recuperación, superior a las de Cabo Corriente y Catauro 2, alcanzando los valores mayores del AB, dentro de las localidades en estudio, superiores a los 40 m² /ha.

Volumen (V)

El volumen es una variable que se obtiene por la combinación de tres características importantes de la estructura del bosque: Densidad, altura y AB, por tanto, cualquiera variación en el comportamiento de ellas, influye decididamente en su resultado. Los resultados obtenidos en la obtención del volumen en los diferentes estratos del bosque para todas las localidades en estudio, se comporto de la misma forma que el área basal, y los análisis y reflexiones hechas para justificar estos resultados se ajustan, en todos los casos, para explicar el comportamiento de esta variable estructural del bosque. La prueba de correlación nos dio una relación directamente proporcional altamente significativa, comprobándose así, esta valoración.

-Resistencia del bosque a las tensiones ambientales

La existencia de tensiones en los ecosistemas I, mediante dos condiciones del medio: Porcentaje de afloramiento de la roca caliza y altura media sobre el nivel del mar; lo que a nuestro juicio, determinan decididamente en el comportamiento de otras variables como: Contenido y disponibilidad de nutrientes y humedad en el suelo y fluctuaciones del agua freática. Existen otras tensiones ambientales que están permanentemente incidiendo en toda la península de Guanahacabibes, que no fueron objetivo de nuestro estudio, pero sí de otros autores: (Lopetequi *et al.*, 1999; Delgado *et al.*, 2005 y Mujica, 2007) que a nuestra consideración, influyeron por igual en todas las localidades, tales como: Grado de sometimiento a vientos y huracanes y existencia de una estación seca que determina un déficit en los niveles de humedad del suelo.

Herrera y Rodríguez (1988) plantearon que ante la acción de una o varias de estas tensiones, el funcionamiento de los ecosistemas varía hacia una composición florística más o menos resistente y definieron la existencia de dos tipos de bosques: Oligotónico y Eutónico, aunque refieren que, en determinados ecosistemas, existen condiciones

intermedias, con tendencias a acercarse a una u otra categoría. En tal sentido, se utilizó una nueva categoría subordinada para la clasificación funcional de los bosques de la península de Guanahacabibes: Eutónico – oligotónico. En este territorio, no puede desarrollarse un bosque verdaderamente Oligotónico, sobre él inciden, tensiones que afectan a todas las formaciones vegetales por igual y que invalidan su inclusión en esta categoría, principalmente por el comportamiento de las precipitaciones, las que no sobrepasan anualmente los 1500 mm, y la existencia de un periodo seco, que le permitió a Ferro (2004) incluir al bosque semidecídulo de la península, dentro de la clasificación de los bosques tropicales secos.

El bosque de la localidad Jocuma clasifica como **Eutónico –Oligotónico** al estar expuesto a una menor tensión del medio donde se desarrolla, con menos del 25 % de afloramiento rocoso, por debajo de 2,5 m sobre el nivel del mar y colindante a ecosistemas húmedos como el bosque de ciénaga, por consiguiente, su respuesta funcional se refleja en un bajo porcentaje de densidad de individuos y especies deciduas (27,2 %) que hizo clasificarlo como siempreverde y la presencia de numerosas especies con alto IVI, clasificadas dentro de las más productivas (Herrera-Peraza *et al.*, 1997; Valdez *et al.*, 1998), por sus bajos valores de esclerofilia y mayor longitud foliar; en tales casos, tenemos: *C. chythroculia*, *Ficus havanensis* Rossb., *M. browneii*, *C. diversifolia*, *Dendropanax arboreus* (L.) Dec. et Planch., entre otras, pero muy por debajo de los niveles alcanzado en los bosques Oligotónicos de Sierra del Rosario.

En las demás localidades se obtuvieron los rangos de valores asumidos en los diferentes indicadores para clasificarlas como **Bosques Eutónicos** por el alto porcentaje de especies estabilizadoras y deciduas del EAs, así como una reducción del tamaño de las hojas, pero más esclerófilas, como respuesta, a las altas tensiones del medio.

Los resultados de este trabajo muestran al analizar todas las variables en conjunto, tanto las relacionadas con la estructura del bosque como las variables del medio, coinciden con el resultado final de la clasificación funcional del bosque semidecídulo.

El agrupamiento de las localidades, refleja, no solo las características estructurales, sino también expresa el historial de manejo y las tensiones del medio donde se desarrollan, que hacen dar respuestas diferentes al bosque. El primer grupo, conformado por Uvero, Botella, Catauro 2 y Cabo Corriente, se semejan por la estructura del bosque, pero se subdividen en pares, ya que incide en esta división, las características del medio donde se desarrollan y su historial de manejo.

El segundo grupo, integrado por Veral 1 y Catauro 1 a pesar de que sus tensiones ambientales son totalmente diferentes, se semejan por el alto grado de perturbación que sufrieron, que hace que sus características estructurales sean parecidas, siendo el factor que las une.

En el tercer grupo, están las dos localidades donde las estructuras de sus bosques, presentan las menores afectaciones antrópicas y con igual historial de manejo, manteniéndose muy semejantes al bosque primario: Veral 2 y Carabelita. En él también esta Jocuma, pero más separada de las anteriores, donde incide significativamente, las mejores condiciones del medio, que hace disminuir las tensiones y dar una respuesta funcional diferente al resto de las localidades.

CONCLUSIONES

La integración de indicadores ambientales y ecológicos para evaluar el estado de conservación del bosques seco semideciduo en la elaboración y ejecución de los planes de manejos y la ordenación forestal se requiere que estos planes tengan claros procedimientos para anticipar y responder las amenazas ambientales, además que reflejen el conocimiento adquirido de los procesos biológico y funcionales que operan en los ecosistemas a escalas espacio-temporales, vinculados al desarrollo de políticas a corto, mediano y largo plazo.

La utilización de las variables estructurales del bosque como indicadores del estado de conservación y las posibilidades de identificar, controlar y responder a las amenazas ambientales.

El monitoreo de los cambios en los procesos funcionales de los ecosistemas que se identifican como indicadores de evaluación de los ecosistemas forestales y el vínculo de éstos con factores ambientales, pueden propiciar el entendimiento de los indicadores ecológicos y su papel en los procesos de perturbación ambiental.

BIBLIOGRAFIA

- Acevedo, MG, 1992. *Geografía física de Cuba. Tomo II*. Editorial Pueblo y Educación. La Habana. 407 pp.
- Balslev, H; J Luteyn; BOLLgaard y LB Holm-Nielsen, 1987. Composition and struture of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. *Opera Botánica* 92:37-57.
- Ministry of Forests Research Program, 2000. Spatial Patterns and Landscape Ecology: Implications for Biodiversity. Part 3 of 7. Extension Note. Biodiversity, Management Concepts in Landscape Ecology, Canada. 9 p.
- Bellwood, DR; TP Hughes; C Folke y M Nyström, 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429: 837-833.
- Borhidi, A, 1976. Fundamentos de Geobotánica en Cuba. Tesis para obtención del grado de doctor en Ciencias Biológicas, Budapest. 345 pp.
- Borhidi, A, 1996. *Phytogeography and vegetation. Ecology of Cuba*, Hungarian Academy of Sciences and Hungarian National. 923 pp.
- Capote, R y R Berazaín, 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*. 5 (2): 27-75.
- CITMA, 2008. *Plan Operativo de Manejo del Parque Nacional Guanahacabibes*. Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales (ECOVIDA). Delegación Pinar del Río. Documento de Trabajo. 47 pp.
- Cuevas, E y E Medina, 1983. Root production and organic matter descomposition in Tierra Firme Forest of the Upper Rio Negro Basin. Root Ecology andits Practical Application, Int. Symp.Gumpens tein, 1982, Bundesanstalt Gumpenstein, A-8952 Irnding. 653-666 p.
- Cuevas-Reyes, P, 2010. Importancia de la resiliencia biológica como posible indicador del estado de conservación de los ecosistemas: implicaciones en los planes de manejo y conservación de la biodiversidad. *Biológicas, Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias*, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 12(1): 1 – 7.
- Dallmeier, F; M Charlotte; JC Mayne; M Kabel y R Rice, 1992. Effects of hurricane Hugo on the bisley biodiversity plot, Luquillo Biosphere Reserve, Puerto Rico Pp: 47 – 72 en: *Case estudy of SI/MAB biological diversity plot research methodology*: Educational, Sientific and Cultural Organization. UNESCO. Paris.

- Delgado Fernández F, 2010 Caracterización florística y fisonómica de los bosques semidecuidos de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Cuba. Revista ECOVIDA. Vol. 2 No. 2: 1 – 23. (URL <http://www.ecovida.pinar.cu/index.php/revista-ecovida>)
- Delgado Fernández, F, 2012. Clasificación funcional del bosque semidecuido de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Cuba Tesis en opción al grado científico Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Alicante, España. 173 pp.
- Delgado Fernández, F; A Pérez Hernández y J Ferro Díaz, 2000. *Funcionamiento de bosques semidecuidos y caracterización de otros ecosistemas terrestres en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba. Informe Final Proyecto 01307029 PNCT "Los Cambios Globales y la Evolución del Medio Ambiente en Cuba"*. Agencia de Ciencia y Tecnología, CITMA, La Habana. 237 pp.
- Delgado Fernández, F; L Hernández Fernández y J Ferro Díaz, 2005. Capacidad competitiva de las especies forestales de los bosques semidecuidos en la Biosfera peninsular de Guanahacabibes. MAPPING INTERACTIVO. Revista Internacional de Ciencias de la Tierra. Octubre-Noviembre 2005..
- Delgado Fernández, F, y A Pérez Hernández, 2013. Cambios en la estructura y diversidad del bosque seco semidecuido de la península de Guanahacabibes (Cuba) por el aprovechamiento forestal Pp: 214 – 229 en: *Evaluación de los cambios de estado en ecosistemas degradados de Iberoamérica, Red 411RT0430 "Desarrollo de metodologías, indicadores ambientales y programas para la evaluación ambiental integral y la restauración de ecosistemas degradados" del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo*. © Programa CYTED. ISBN: 978-987-29881-0-4 (eds. Fernández L y A.V.Volpedo). Buenos Aires, Argentina.
- Delgado Fernández, F y J Ferro Díaz, 2013. Vegetación de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba: mapa actualizado a escala 1:300 000. *Revista ECOVIDA*. Vol. 4 No. 1: 111 – 129. (URL <http://www.ecovida.pinar.cu/index.php/revista-ecovida>)
- Del Risco, E, 1999. *Cuban forests. Their History and characteristics*. Instituto Cubano del Libro, Ed. José Martí. 119 pp.
- Ferro Díaz, J; F Delgado y AB Martínez, 1995. Mapa de vegetación actual de la Reserva de la Biosfera —Península de Guanahacabibes” (1: 10 000), Pinar del Río, Cuba. Pp: 130- 132 en: *Memorias del II Simposio Internacional HUMEDALES’94*, Editorial Academia.
- Formaris, E; OJ Reyes y F Acosta, 2000. Características fisionómicas y funcionales del bosque siempreverde mesófilo de la Cuchilla del Toa, Guantánamo. Cuba. Biodiversidad de Cuba Oriental 4. *Editorial Academia*. 36- 43.
- Ferro Díaz, J, 2004. Efecto del aprovechamiento forestal sobre la estructura y dinámica de la comunidad de epifitas vasculares del bosque semidecuido notófilo de la Península de Guanahacabibes. Tesis en opción al grado científico Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Pinar del Río. 100 pp.
- Finol Urdaneta, H, 1975. La silvicultura en la orinoquía venezolana. *Revista Forestal Venezolana*. Vol. 25: 32-42.
- Herrera, M; G Alfonso y RA Herrera, 1987. *Las Reservas de la Biosfera en Cuba, Instituto de Ecología y Sistemática*, Academia de Ciencias de Cuba. 11 pp.
- Hernández Pérez, P, 2008. Propuesta de instrumentos para un modelo de gestión ambiental sostenible de los sistemas cársicos del municipio Sandino. Tesis en opción al grado académico de Master en Gestión Ambiental. Universidad Pinar del Río, Cuba. 90 pp.
- Herrera-Peraza, RA y M Rodríguez Z, 1988. Clasificación funcional de los bosques tropicales. Pp: 574 – 626 en: Herrera R. A et al. (ed.) *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba*, Montevideo. ROSTALC.
- Herrera-Peraza, RA; L Menéndez; ME Rodríguez y EE García (eds.). 1988. *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba. Proyecto MAB No. 1, 1974-1987*. UNESCO, ROSTLAC, Montevideo, Uruguay. 760 pp.
- Herrera-Peraza, RA; D Ulloa; O Valdés-Lafont; AG Priego y A Valdés, 1997. Ecotechnologies for the sustainable management of tropical forest diversity. *Nature and Resources*, Vol. 4, 1-17.

- La Torre-Cuadros, M y G Islebe 2003. *Traditional ecological knowledge and use of vegetation in southeastern Mexico: a case study from Solferino, Quintana Roo*. Biodiversity and Conservat. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. 98 pp.
- Lopetegui C; A Sánchez; H Moreno y F Delgado, 1999. Caracterización climática y bioclimática de la Península de Guanahacabibes. Pp: 25-47 en: *Memorias del Taller Internacional TROPICO 99*. Instituto de Meteorología. CITMA. C. Habana.
- MINAGRI, 1987. *Proyecto de Ordenación Forestal de la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes, Pinar del Río*, Ministerio de la Agricultura. 240 pp.
- MINAGRI, 2008. *Proyecto de Ordenación Forestal de la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes, Pinar del Río*, Ministerio de la Agricultura. 310 p.
- Mújica Benítez, E, 2007. Ecología de las orquídeas epífitas *Broughtonia cubensis* (Lindley) Cogniaux, *Dendrophylax lindenii* (Lindley) Bentham et Rolfe y *Encyclia bocourtii* Mújica et Pupulin en el Cabo San Antonio, Península de Guanahacabibes, CUBA. Análisis espacio-temporal e implicaciones del impacto de un fenómeno atmosférico severo. Tesis en opción al grado científico Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Alicante, España. 175 pp.
- Pérez, A, 2007. Ecología de las comunidades de aves de bosque semideciduo de la Reserva de Biosfera —Península de Guanahacabibes— en diferentes momentos de recuperación después de aprovechamiento forestal. Tesis en opción al grado científico Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Alicante, España. 145 p.
- Priego, A; G Ulloa; D R; Valdés-Lafont; G González; J F Herrera y R P Capote, 1991. *El índice de tensión abiótica (VI)*. En bases ecológicas para la selvicultura tropical en Cuba. IES. 54 pp.
- Reyes, OJ; O Pelicie; C Venet; y LM Labrada, 2005. Estudio fisionómico y funcional de las pluvisilvas montañas de la Gran Piedra. Cuba. *Foresta Veracruzana*. Universidad Veracruzana. México. 7 (2): 7-14.
- Sheil, D; R Nasi y B Johnson, 2004. Ecological criteria and indicators for tropical forest landscapes: Challenges in the search for progress. *Ecology and Society*, 9: 7-12.
- Samek, V, 1973. Regiones fitogeográficas de Cuba, *Serie Forestal*, 15: 63.
- Thompson, I; B Mackey; S McNulty S y A Mosseler, 2009. *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal. Technical Series no. 43, 67 pp.
- Valdez, M; A Álvarez; L Montes y A Ávila, 1998. *Estudio Nacional sobre la diversidad biológica en la República de Cuba*. Edit. CESYTA, Madrid. 76 pp.
- Yadav, A S y S K Gupta, 2006. Effect of micro-environment and human disturbance on the diversity of woody species in the Sariska Tiger Project in India. *ELSEVIER. Forest Ecology and Management*, 225: 178–189.