

Análisis de la regeneración natural de la laurisilva de Gran Canaria. La influencia de la distancia a la fuente de diásporas y el tipo de vegetación: helechales (*Pteridium aquilinum*) y eucaliptales (*Eucalyptus globulus*).

Jesús Parada¹, Juana M^a González Mancebo¹, Marcelino Del Arco¹

1. Grupo de Conservación y Biogeografía de plantas. Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de La Laguna

Introducción

La laurisilva de Gran Canaria ha sufrido históricamente un fuerte retroceso hasta mediados del S. XX. Es a partir de ese momento cuando, tras el éxodo rural, comienza poco a poco a liberarse de la presión antrópica. Como consecuencia, en las últimas décadas se experimenta un interesante proceso de recolonización vegetal, que parece ser desigual según la especie arbórea en la que nos fijemos. A este proceso natural habría que sumarle las tareas de repoblación, que sin duda han ayudado a aumentar la superficie del monteverde en Gran Canaria.

En las dos últimas décadas el conocimiento sobre el funcionamiento y los procesos de regeneración de la laurisilva ha aumentado considerablemente, realizándose trabajos principalmente en la laurisilva de La Gomera y Tenerife. Así, Arévalo y Fernández-Palacios han llegado a distinguir diferentes estrategias de regeneración según la especie, que se pueden resumir en la tabla 1.

Estrategia de regeneración	Banco de plántulas	Banco de semillas	Banco de chupones	Especies
Pionera	-	✓	-	<i>Erica arborea</i>
Pionera persistente	-	✓	✓	<i>Morella faya</i>
Madura itinerante	✓	-	-	<i>Viburnum rigidum</i> <i>Picconia excelsa</i> <i>Herberdenia excelsa</i>
Madura persistente	-	-	✓	<i>Prunus lusitanica</i> <i>Ilex canariensis</i> <i>¿Arbutus canariensis?</i>
Madura facultativa	✓	-	✓	<i>Laurus novocanariensis</i> <i>Apollonias barbujana</i> <i>Ocotea foetens</i> <i>Persea indica</i>

Tabla 1. Modificado de Fernández-Palacios *et al.*, 2004.

Respecto a la influencia de la distancia a las fuentes de diásporas en la regeneración, esta se ha estudiado para varias especies de laurisilva (Arévalo & Fernández-Palacios, 2003; Arteaga *et al.*, 2006) pero siempre en distancias cortas (<60 metros), reduciéndose el número de

plántulas y juveniles conforme nos alejamos del individuo progenitor, aunque aumentando su tamaño.

Otros trabajos han analizado el papel que ejercen los eucaliptales en la regeneración del monteverde. En ellos se apunta a un menor número de individuos, especialmente de plántulas, aunque sin afección al nº de especies en comparación con la regeneración que se produce en zonas de monteverde.

En Gran Canaria se han realizado muy pocos estudios sobre este proceso de regeneración, tan sólo podemos encontrar algunos trabajos basados en observaciones de campo y pequeños procesos experimentales que parecen apuntar hacia un papel favorecedor de la regeneración por parte de formaciones forestales autóctonas (castañares, olmedas y alamedas). Aunque más recientemente una tesis doctoral sobre recolonización en cultivos abandonados (Fernández-Negrín, 2015) indica como elementos favorecedores de la instauración de especies arbóreas de laurisilva: 1) la pendiente (a mayor pendiente, mayor nivel de recolonización), 2) la presencia de árboles frutales en la parcela y 3) la edad de abandono, iniciándose la fase de recolonización arbórea a partir de los 30-50 años después del abandono.

Objetivos y metodología

Con el fin de aportar algo de luz al complejo proceso de recolonización que se está produciendo en la isla, decidimos analizar cómo es esa regeneración en dos de las formaciones más abundantes que existen sobre los dominios del monteverde: los helechales y los eucaliptales. En este sentido, nos planteamos 2 objetivos:

1. Evaluar si influye cualitativa y cuantitativamente la distancia a las fuentes de dispersión de diásporas en la regeneración natural de la laurisilva de Gran Canaria y si este efecto es variable dependiendo del tipo de formación vegetal considerada, en este caso de comunidades de *Pteridium aquilinum* y plantaciones de *Eucalyptus globulus*.
2. Analizar si existen diferencias en la regeneración entre ambas formaciones.

El área de estudio se corresponde con las medianías del norte grancanario, englobando los municipios de Moya, Firgas, Valleseco y Teror, áreas potenciales de monteverde. El área limita con Los Tilos de Moya en su parte occidental, y en su parte oriental con la Finca de Osorio y Laguna de Valleseco.

Para alcanzar los objetivos planteados, seleccionamos aquellos relictos de laurisilva de tamaño igual o mayor a 1 hectárea, utilizando el mapa de vegetación de Canarias (Del Arco *et. al*, 2006). En total seleccionamos 6 fragmentos de laurisilva, y logramos caracterizar 5 de ellos, en cada uno realizamos 3 transectos de 50 m. En estos transectos anotábamos el número de individuos por especie y estrato, con el fin de conocer la composición y estructura de las fuentes de diásporas. También, seleccionamos los bosquetes monoespecíficos de brezo (*Erica arborea*) ($\geq 1\text{ha}$), solamente para hacer análisis con esta especie.

Por otro lado, inventariamos 20 parcelas en helechal (10x10 metros) y 15 en eucaliptal (40x40 metros). Para controlar la influencia de otros factores, nuestras parcelas se situaron dentro de un rango determinado para las variables de altitud (600-900 m), pendiente (10°-30°) y orientación (270°-180°). Así mismo la variable “época de abandono”, para los helechales que crecen en campos de cultivo abandonados; y la “época de plantación”, en el caso de los eucaliptales, fue anterior a 1978. Además de cumplir estos requisitos, las parcelas se distribuyeron de una forma más o menos homogénea entre los 0 y los 1700 metros de distancia al fragmento de laurisilva más cercano.

Para analizar los datos obtenidos en campo utilizamos: correlación de Spearman, modelos lineales (GLM), DCA y test de significación de U-Man Whitney.

La influencia de la distancia a la fuente

En la tabla 2 se resumen los resultados del recuento de individuos de especies arbóreas en las fuentes analizadas. La especie más abundante fue el laurel (*Laurus novocanariensis*), seguida del palo blanco (*Picconia excelsa*), el follao (*Viburnum rigidum*) y el barbuzano (*Apollonias barbujana*), todos ellos por encima de 100 individuos totales. Las fuentes 1 y 2 son las que más aportan a estos recuentos; mientras que la fuente 3 y la 4 están dominadas casi en exclusiva por laureles.

Respecto al helechal y el eucaliptal, si la densidad de individuos de especies de laurisilva la clasificamos según las distancias de las parcelas a las fuentes, se puede observar que hay un gradiente de abundancia desde la distancia más próxima a la más alejada en todos los estratos (ver figura 1). Sin embargo, en el caso del estrato arbustivo y las plántulas, hay una mayor densidad en las que se encuentran entre los 600-1000 m, debido a la abundancia del laurel (*Laurus novocanariensis*), que entre las que se encuentran entre los 300-600 m, existiendo un empobrecimiento generalizado en las parcelas que se encuentran a más de 1000 m de las

fuentes de diásporas. Por encima de los 1000 m sólo se encontraron individuos de granadillo (*Hypericum canariense*) en los estratos arbustivo y herbáceo. El laurel (*L. novocanariensis*), el brezo (*Erica arborea*) y el granadillo (*Hypericum canariense*) son las únicas especies que muestran individuos arbóreos hasta los 1000 m; mientras que para el follao (*V. rigidum*) y el acebiño (*Ilex canariensis*) sólo se contabilizaron individuos en el estrato arbóreo en las proximidades de la fuente.

	Lau_nov	Vib_rig	Mor_fay	Ile_can	Eri_arb	Apo_bar	Pic_exc	Oco_foe	Vis_moc	Hyp_can
F0	151	10	0	0	0	11	2	0	0	19
F1	583	39	5	51	28	348	393	23	0	20
F2	2849	1052	3	3	2	508	1003	0	1	6
F3	2055	0	0	0	3	0	0	0	0	28
F4	1083	4	0	0	0	0	1	0	0	2
Total	6721	1105	8	54	33	867	1399	23	1	75
Estr. Arbóreo	199	48	7	3	21	7	75	8	1	44
Estr. Arbust.	250	42	0	3	9	37	96	0	0	17
Plántulas	6272	1015	1	48	3	823	1228	15	0	14

Tabla 2. Datos de composición de las fuentes (conteo de individuos en los transectos). Lau_nov= *Laurus novocanariensis*; Vib_rig= *Viburnum rigidum*; Mor_fay= *Morella faya*; Ile_can= *Ilex canariensis*; Eri_arb= *Erica arborea*; Apo_bar= *Apollonias barbujana*; Pic_exc= *Picconia excelsa*; Oco_foe= *Ocotea foetens*; Vis_moc= *Visnea mocanera* y Hyp_can= *Hypericum canariense*.

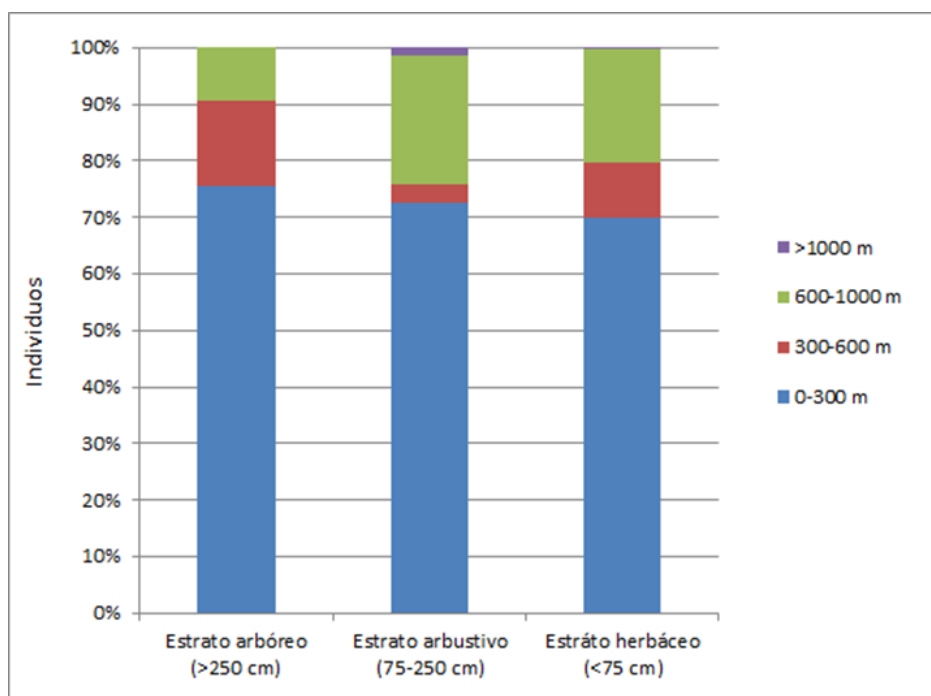


Figura 1. Proporción de individuos por hectárea en cada rango de distancia establecido para cada uno de los estratos diferenciados.

Respecto a los análisis de correlación, existen correlaciones estadísticamente significativas entre la riqueza de especies de la parcela y la distancia a la fuente, mientras que la densidad

de individuos de especies arbóreas de laurisilva en las parcelas también muestra correlación con la distancia a la fuente. Estas correlaciones indican la importancia de la distancia a la fuente en la recolonización de las zonas adyacentes a los reductos estudiados.

Si analizamos cada especie, no se obtuvieron correlaciones entre los individuos arbóreos en las fuentes y sus congéneres en las parcelas. Por el contrario, si el análisis lo hacemos entre los individuos de las parcelas y la distancia a las fuentes se observan correlaciones significativas en los tres estratos, especialmente para *V. rigidum*, y en menor medida para *L. novocanariensis*, reduciéndose el número de individuos de ambas especies a medida que nos alejamos de la fuente. En el caso de *H. canariense* sólo hay correlación en el estrato arbóreo y herbáceo (plántulas), mientras que para *E. arborea* sólo se detecta correlación en las plántulas, aunque también en los estratos arbóreo y arbustivo si lo analizamos con respecto a la distancia a los brezales monoespecíficos. Tanto en *I. canariensis* como en *M. faya* no existe correlación con la distancia a la fuente (especies escasamente representadas en las parcelas). En resumen existen correlaciones entre la cantidad de individuos en las parcelas y la distancia a las fuentes en *V. rigidum*, *L. novocanariensis*, *E. arborea* e *H. canariense* aunque no entre la abundancia de las especies en el estrato arbóreo de las fuentes y sus congéneres en las parcelas.

La influencia de la distancia a la fuente de diásporas en la densidad de individuos encontrados en las parcelas se corroboró también con los modelos lineales. En este caso, los modelos obtenían un mejor ajuste si analizábamos por separado helechales y eucaliptales que si contemplábamos el conjunto de las parcelas de ambas formaciones. Además el modelo obtenía mejores resultados en los eucaliptales que en los helechales. También construimos modelos para las dos especies más abundantes en las parcelas (*L. novocanariensis* y *V. rigidum*), en ambas el modelo obtuvo un ajuste aceptable en los estratos arbóreo y arbustivo, pero para las plántulas el ajuste obtenido para *L. novocanariensis* fue muy malo. Sin embargo, en el caso de *V. rigidum* el modelo de regresión lineal fue altamente significativo para todos los estratos y con bondades de ajuste mejores a las obtenidas con el laurel.

Los resultados obtenidos demuestran que la abundancia de cada especie en la fuente sólo es un factor crítico cuando su número es muy escaso. Así las especies que cuentan con un menor número de individuos arbóreos en las fuentes, *Ilex canariensis*, *Morella faya*, *Visnea mocanera* y *Apollonias barbujana* fueron también las más raras (*I. canariensis* y *M. faya*) y ausentes (el resto) en las parcelas de estudio. Que especies pioneras como el brezo y la faya, abundantes en bosques secundarios, sean tan escasas en las parcelas sólo puede ser explicado por su escasa presencia en las fuentes. A esto habría que sumarle las limitaciones en requerimientos

de suelo desnudo (en el caso de los helechales) y el posible papel alelopático de *Eucalyptus globulus*.

Pero la abundancia de individuos en la fuente no parece ser el único factor que determina la colonización en los terrenos circundantes. *Picconia excelsa* cuenta con 333 pies arbóreos/ha, pero no se encontró ningún individuo en las parcelas de estudio. Por otra parte, tampoco sus requerimientos de sombra parecen ser la causa principal de su ausencia en las parcelas, ya que, aunque es una especie tolerante a la sombra, lo mismo podría aplicarse a *L. novocanariensis* y *V. rigidum* (Arévalo & Fernández-Palacios, 2003, Fernández-Palacios et al., 2004). En este caso la calidad del hábitat podría ser el factor limitante, ya que se trata de una especie con apetencias por ambientes maduros.

El caso opuesto está representado por *Viburnum rigidum*, especie tolerante a la sombra bien representada en la fuente de diásporas, y con una alta producción de individuos respecto a su abundancia en la fuente, si la comparamos con *L. novocanariensis*.

En resumen, respecto a la riqueza en individuos de la fuente de las especies analizadas se pueden establecer cuatro grupos: a) las especies escasas en la fuente, que son muy raras o ausentes en las parcelas de estudio (*I. canariensis*, *M. faya*, *V. mocanera*, *A. barbujana* y *O. foetens*), b) la especie más abundante en la fuente, *L. novocanariensis*, con una buena presencia en las parcelas, c) especies con una alta proporción de individuos en las parcelas respecto a la riqueza en la fuente, como *Viburnum rigidum*, y d) *Erica arborea*, que depende más de la distancia a los brezales monoespecíficos próximos que de los escasos individuos de la fuente. Encontramos así evidencias de que la dicotomía entre el carácter pionero de las especies y la tolerancia a la sombra es demasiado simple para explicar todo el proceso, siendo la colonización un proceso multivariable más complejo, tal y como se ha observado en otras áreas (Poorter et al., 2005).

Por otra parte, es de destacar el éxito en la dispersión de *L. novocanariensis*, siendo la única especie que es capaz de presentar más individuos (al menos en los estratos arbustivos y a nivel de plántulas) en el rango de distancias 600-1000 m, que en el rango 300-600. En este sentido uno de sus dispersores, el mirlo (*Turdus merula*) puede estar jugando un papel fundamental. Así, podemos decir que sólo una especie, *L. novocanariensis*, está actuando como pionera formando nuevos bosques secundarios, mientras que *Viburnum rigidum* está colonizando los márgenes de las fuentes. Además, individuos aislados de laurel situados a lo largo del gradiente actúan como dispersores, es decir como fuentes secundarias, lo que explica también la abundancia de plántulas de esta especie entre 600-1000 m.

Sin embargo, por encima de 1000 m no hay señales de recolonización, con la excepción de *H. canariense*, lo que nos permite inferir la necesidad de restauración, para tener un efecto más favorable de recolonización desde la fuente de diásporas.

Helechales Vs. Eucaliptales

Los datos comparativos del número de individuos entre los helechales y los eucaliptales destacan por una importante escasez de individuos en estos últimos, especialmente a nivel de plántulas. Los resultados del test de significación nos revelan que existen diferencias significativas en la cantidad de árboles de *L. novocanariensis*, con mayor abundancia en los helechales; mientras que en los árboles y arbustos de *Erica arborea* y los arbustos de *Hypericum canariense* también existen diferencias significativas, abundando estos en los eucaliptales. Sin embargo, para las plántulas de las distintas especies no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre ambas formaciones.

En el análisis DCA, la especie que presenta una afinidad más marcada por el helechal es *Laurus novocanariensis*, mientras que el resto de las especies parecen compartir apetencias por ambas comunidades, salvo *Erica arborea* (para el estrato arbóreo y arbustivo) y *Morella faya* que se asocian a los eucaliptales. Es decir, las principales diferencias entre los modelos de distribución de especies arbóreas de laurisilva entre ambas comunidades se centran fundamentalmente en la abundancia de *L. novocanariensis* y *E. arborea*.

Todos estos datos muestran diferencias que se pueden asociar a variaciones en la luminosidad y la abundancia de sustrato desnudo que permite mejores oportunidades para especies como *Erica arborea* en los eucaliptales. Finalmente la escasez de plántulas de todas las especies en los eucaliptales, es algo que se ha relacionado con la liberación de sustancias alelopáticas, que inhiben la germinación y el desarrollo de las plántulas (Souto *et. al*, 1993).

En definitiva, las especies que mejor desarrollo muestran en el helechal son las “maduras facultativas” (*L. novocanariensis*), con un importante banco de plántulas que se mantiene latente a la espera de la llegada de luz, seguidas por las “maduras itinerantes” (*Viburnum rigidum*). Mientras que las pioneras (*Erica arborea*) son más abundantes en los eucaliptales.

Para entender hacia donde se encamina la recolonización de la laurisilva a medio plazo es imprescindible entender que a día de hoy los helechales y zarzales dominan los cultivos abandonados y algunas zonas de pastos. A ello hay que sumarle la presencia de cubiertas

dispersas de eucaliptales, castañares, olmedas, etc. En todo este mosaico, el laurel ha sido el gran superviviente frente a otras especies arbóreas de laurisilva, pero no sólo eso, sino que su estrategia favorece su establecimiento en las formaciones estancas como los helechales. En este sentido, todo apunta a que, al menos a corto-medio plazo, el resultado es una laurisilva empobrecida donde la especie dominante será *Laurus novocanariensis*.

Conclusiones

1. Los resultados obtenidos muestran que el efecto de la fuente de diásporas es variable dependiendo de la riqueza total de especies en la fuente, y de la estrategia y requerimientos de cada especie arbórea.
2. Existe un gradiente de recolonización desde las fuentes de diásporas hasta los 1000 m de las mismas, que nos permite afirmar sobre la importancia de estos relictos en la recuperación de los bosques de laurisilva en los terrenos adyacentes a las mismas. Este gradiente queda reflejado tanto por el número de individuos de las especies consideradas como por la estructura en alturas, dominando el estrato arbóreo en las proximidades de la fuente. La distancia a la fuente como factor es significativa tanto en helechales como en eucaliptales, si bien en esta última comunidad el valor de significación es algo superior lo que se relaciona con la escasez de laureles en los mismos.
3. De las 10 especies arbóreas y arbustivas analizadas por estar presentes en las fuentes de diásporas, sólo cuatro (*Laurus novocanariensis*, *E. arborea*, *Viburnum rigidum* e *Hypericum canariense*) tienen un número de individuos que se puede considerar exitoso en la recolonización, aunque entre las arbóreas, sólo *L. novocanariensis* llega a encontrarse de forma abundante hasta los 1000 m de la fuente, de tal manera que se puede decir en este estudio que esta especie se comporta como pionera por excelencia, aunque su abundancia se restringe a los helechales. *Erica arborea*, especie pionera característica en las islas occidentales en estas comunidades es mucho más escasa y casi restringida a los eucaliptales. Entre las arbustivas, *H. canariense* llega a colonizar áreas situadas incluso a más de 1000 m de la fuente de diásporas, pero *V. rigidum* está restringida a los 600 m más próximos a la fuente.
4. La estrategia de vida de las especies arbóreas no explica el modelo de abundancias obtenido en el gradiente analizado, encontrando que especies pioneras como *Erica arborea* o *Morella faya* son más escasas que las maduras facultativas e itinerantes (*Laurus novocanariensis* y *Viburnum rigidum* respectivamente), lo que nuevamente indica la

importancia que tiene en este proceso el estado de las zonas susceptibles de ser recolonizadas y la abundancia de estas especies en la fuente de diásporas.

5. Existen diferencias significativas en la composición de especies objeto de la recolonización en helechales y eucaliptales, ya que en estos últimos la presencia de laureles es significativamente inferior, mientras que la de *Erica arborea* es significativamente superior.

6. Las dos comunidades estudiadas, helechales y eucaliptales, muestran problemas de recolonización para especies concretas, lo que indica la importancia de su restauración para mejorar la diversidad de los bosques secundarios. A la luz de los resultados obtenidos se proponen las siguientes medidas de gestión, de cara a una restauración más eficiente del monte verde en la isla: 1) priorizar la creación de islas de vegetación dispersas y situadas estratégicamente para mejorar la eficiencia; 2) mejorar la diversidad y la estructura de las fuentes, lo que permitiría mejorar la producción de diásporas, en especial de las especies más raras o ausentes y 3) eliminar los eucaliptales, que están jugando un papel como retardadores de la recolonización, y actuar en los helechales mediante técnicas apropiadas de implantación para mejorar la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en los mismos.

Bibliografía

Arévalo, J. R. & Fernández-Palacios, J.M. (2003). Spatial patterns of trees and juveniles in a laurel forest in Tenerife, Canary Islands. *Plant Ecology*, 165: 1–10 pp.

Arévalo, J. R., Delgado, J. D. & Fernández-Palacios J. M. (2011). Regeneration of potential laurel forest under a native canopy vs. exotic canopy, Tenerife (Canary Islands). *Forest Systems*, 20(2): 255-265 pp.

Arévalo, J. R., & Aboal, J. R. (2015). Species turnover during secondary succession in a laurel forest stand 60 years after clearcutting. *Forest Systems*, 24 (1).

Arteaga, M. A., González, G., Delgado, J. D., Arévalo, J. R. & Fernández-Palacios J. M. (2006). Offspring spatial patterns in *Picconia excelsa* (Oleaceae) in the Canarian laurel forest. *Flora*, 201: 642-651 pp.

Del Arco, M. J., Wilpret, W., Pérez, P. L., Rodríguez, O., Acebes, J. R., García, A., Martín, V. E., Reyes, A., Salas, M. A., Díaz, J. A., Bermejo, J. A., González, R., Cabrera, M. V. & García, S. (2006). Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN: Santa Cruz de Tenerife.

Fernández-Negrín, E. (2015). Recolonización vegetal en campos de cultivo abandonados de la cuenca del barranco de La Virgen -Azuaje (Gran Canaria). (Tesis doctoral). Universidad de Las Palmas de G.C.: Las Palmas de G.C.

Fernández-Palacios, J. M., Arévalo, J. R., González-Delgado, G., Delgado, J. D. & Otto, R. (2004). Estrategias de regeneración en la laurisilva. *Makaronesia*, 6: 90-101pp.

Laurance, W.F. (1991) Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biology Conservation*, 57: 205–219 pp.

Laurance, W.F. (1997) Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*, 278: 1117–1118 pp.

Méndez, J., González-Delgado, G., Rüdger, O., De Nascimento, L. & Fernández-Palacios, J.M. (2013). Regeneración en los Bosques Canarios. Pinar, Laurisilva y Termófilo. En Santamarta, J.C., & Naranjo, J. (Eds.) Ingeniería Forestal y Ambiental en Medios Insulares (125-144 pp.). Colegio de Ingenieros de Montes: Tenerife.

Poorter, L., Bongers, F., Sterck, F. J. & Wöll, H. (2005). Beyond the regeneration phase: differentiation of height-light trajectories among tropical tree species. *Journal of Ecology*, 93 (2): 256-267 pp

Souto, X. C., González, L. & Reigosa, M. J. (1993) Estudio de los efectos alelopáticos producidos por partes aéreas de distintas especies arbóreas (*Eucalyptus globulus*, *Acacia melanoxylon*, *Quercus robur*, *Pinus radiata*) en descomposición en el suelo. En Actas (tomo I) del I Congreso Forestal Español (pp. 189-194). Sociedad Española de Ciencias Forestales: Lourizán.

Suárez, C. (1994). Estudio de los relictos actuales de monteverde en Gran Canaria. Cabildo Insular de Gran Canaria: Las Palmas de Gran Canaria. 617 pp.

Velázquez, C., Naranjo, J., & Guzmán, J. (2013). Selvicultura aplicada. Transformación de rodales de olmo (*Ulmus minor*), álamo blanco (*Populus alba*) y castaño (*Castanea sativa*) a monteverde en Gran Canaria. En Santamarta, J.C., & Naranjo, J. (Eds.) Ingeniería Forestal y Ambiental en Medios Insulares (pp.149-162 pp.). Tenerife, Colegio de Ingenieros de Montes.