**DESARROLLO DE ECUACIONES ALOMÉTRICAS DE TRES ESPECIES DE MANGLAR EN UN AMBIENTE KARSTICO DEL NEOTROPICO**

**Introducción**

Los bosques constituyen ecosistemas diversos y suministran invaluables bienes y servicios, entre ellos el sostenimiento de redes tróficas que a su vez proveen seguridad alimentaria a buena parte de la población mundial. Así mismo suministran fibra, agua limpia, madera, medicinas, y contribuyen con la moderación del clima (Jackson *et al*. 2005, McKinley *et al.* 2011, Pan *et al*. 2013). Sin embargo, el atributo más reconocido actualmente y que ha dado aún más relevancia a estrategias de protección, uso y manejo, es la capacidad de mitigar el cambio climático global al capturar y secuestrar CO2 atmosférico (FAO 2010).

Los bosques de manglar son un tipo común de vegetación costera pantropical presentes en 118 países (Giri *et al.* 2011). Se caracterizan por ser asociaciones de árboles y arbustos con adaptaciones fisiológicas, morfológicas y reproductivas que les permiten crecer en ambientes con elevada salinidad del agua, suelos anóxicos, inundados temporal o periódicamente por mareas, y por ello dominan las zonas intermareales costeras (Komiyama *et al.* 1987, Hogart 2007). Si bien los bosques de manglar representan únicamente el 0.7 % de los bosques tropicales del mundo (Giri *et al*. 2011), también presentan la mayor cantidad de C de los bosques del mundo (218 ± 173 Mg C ha−1), incluidas la partea aérea y subterránea. Se estima que la tasa de emisión de C, representa el 10% de la tasa global de las emisiones, por deforestación (Pan *et al.* 2013, Donato *et al.* 2011).

La estimación de las reservas de carbono en la parte aérea de un bosque se basa en la cuantificación de su biomasa, la cual puede ser abordada a través de métodos directos o indirectos (Fonseca 2009). El método directo es destructivo y la determinación de la biomasa se realiza pesando cada uno de los componentes de los árboles cortados en un área determinada (Klinge y Herrera 1983). Este método es dispendioso, costoso, requiere mucho tiempo y puede llegar a ser ilegal (Medeiros y Sampaio 2008). El método indirecto más utilizado se basa en el uso o en el desarrollo de ecuaciones o modelos alométricos a partir de regresiones, con variables medidas en campo (altura, diámetro, área basal, densidad entre otras) que permiten hacer extrapolaciones y estimar la biomasa para un sitio determinado (Fonseca *et al.* 2009). El método requiere estimaciones de biomasa directas de un número representativo de árboles de diferentes diámetros de cada especie. Debido a esto, son pocos los estudios sobre estimación de biomasa y más aún en bosques de manglar en el neotrópico, siendo más abundantes para el viejo mundo. De las once especies de manglar conocidas en el Neotrópico solamente de cuatro (*Rhizophora mangle, Laguncularia racemosa, Avicennia germinans y A. shaueriana*) han sido descritas ecuaciones alométricas para estimar la biomasa o el volumen de estas especies, en función de distintas medidas de los árboles (diámetro a la altura del pecho -DAP-, volumen de la copa, densidad, altura), por Estrada *et al.* (2014), Medeiros y Sampaio (2008), Silva *et al.* (1991 y 1993) en Brasil, Correa (2002) en la Guajira- Colombia, Fromard *et al.* (1998) en la Guyana francesa, Day *et al.* (1987) en la laguna de Términos -México-, Imbert y Rollet (1989) en Guadalupe, Smith y Whelan (2006) y Ross *et al*. (2001) en la Florida- USA- , Sherman *et al*. (2003) en República Dominicana y Cintrón y Schaeffer-Novelli (1984) en Puerto Rico.

Aunque el número de ecuaciones alométricas desarrolladas para especies de manglar en el Neotrópico ha aumentado ligeramente en la última década, el desconocimiento de las condiciones estructurales de los bosques, y sus condiciones ambientales, limitan su utilización en otros sitios ya que estas ecuaciones alométricas son generales y no capturan las condiciones particulares del ambiente (Rivera- Monroy *et al* 2013). El objetivo de este estudio fue desarrollar en un ambiente kárstico ecuaciones alométricas que relacionen la asignación de biomasa por cambios en el diámetro a la altura del pecho (DAP), de las tres especies de manglar más representativas del Neotrópico: *R. mangle, L. racemosa y A. germinans.*

**Metodología**

**Diseño experimental**

Entre marzo y abril de 2015 un total de 48 árboles de *R. mangle*, *L. racemos*a y *A. germinans* fueron muestreados en la isla de San Andrés en el PMROP. Estos árboles fueron talados por la construcción de un sendero ecológico de ≈1000 m de longitud (Fig. 1), que recorre el parque sobre los bosques de franja y cuenca. Los individuos de *A. germinans* fueron muestreados de los talados en el bosque de cuenca, los de *R. mangle* en la franja y los de *L. racemosa* de los árboles talados en la franja y la cuenca

**Muestreo**

A cada uno de los individuos de *A. germinans* (20), *L. racemosa* (15) y *R. mangle* (13)talados*,* se les midió el DAP a 1.3 m sobre el nivel del suelo. En el caso de *R. mangle* el DAP fue medido 30 cm por encima de la raíz más alta que salía del tallo. La biomasa de cada árbol fue separada en cuatro componentes: tallo o fuste, ramas, hojas y raíces adventicias (*R. mangle*), en el campo se determinó el peso húmedo con dos balanzas de resorte: una con capacidad de 100 kg y precisión de 100 gr (El Rey reg. 9751622) y otra con capacidad de 50 libras (Rapala RGSDS50) con precisión de una onza, también se utilizó una balanza de 6 kg de capacidad y 1 gr de precisión (Ohaus, Scout pro). Se tomaron submuestras de cada uno de los componentes de cada árbol, para estimar el porcentaje de humedad. Para esto cada una de las submuestras fue secada en un horno a 70°C durante una semana. A partir de los pesos húmedos y secos de cada uno de los componentes de las tres especies de manglar se calculó el factor de conversión de peso húmedo a peso seco, para hacer las estimaciones de peso seco.

Se estimaron ecuaciones alométricas por separado, para cada uno de los componentes: fuste, ramas, hojas, raíces adventicias (*R. mangle*), de las tres especies. Cinco tipos de ecuación de regresión fueron utilizadas (lineal, logarítmica, exponencial, potencial y cuadrática), la significancia de las regresiones fue verificada mediante una ANOVA (α=0.05). Solo se presentan las regresiones con el mejor ajuste con base en el análisis del coeficiente de determinación ajustado *R*2a y el error típico o estándar.

La precisión de las ecuaciones de mejor ajuste generadas para *R. mangle*, *A. germinas* y *L racemosa,*  fue determinada a partir de la estimación de la desviación promedio de la biomasa de los datos estimados por el modelo, con respecto a las biomasas reales para cada uno de los DAPs medidos (Medeiros y Sampaio 2008, Estrada *et al.* 2014). Este mismo procedimiento se hizo con las ecuaciones generadas en el Neotrópico para las tres especies por Fromard *et al*. (1998) en la Guyana Francesa, Imbert y Rolet (1989) en Guadalupe, Day *et al.* (1987) en México y Smith y Whelan (2006) en la Florida. Así como las de Correa (2002) en la Guajira colombiana para *L. racemosa* y *A. germinans*, Soares y Schaeffer-Novelli *et al.* (2005) para *R. mangle* en Bertioga- Brasil y Medeiros y Sampaio (2008) para *L. racemosa* y *R. mangle* en Itamaraca-Brasil, de igual forma a partir de los datos de DAP y biomasa total seca de *R .mangle* reportados por Cintrón y Schaeffer-Novelli (1984) para un manglar de Puerto Rico, se hizo la ecuación respectiva y sus estimaciones.

|  |  |
| --- | --- |
| **C:\Users\Prof Jairo M\Downloads\PRMOP9 (1).jpg** |  |
| **C:\Users\Prof Jairo M\Downloads\PRMOP9 (1).jpg** |
|  |  |

Figura 1. Ubicación del sendero ecológico en el Parque Regional de Manglar del Old Point (PRMOP) en la isla de San Andrés Caribe-Colombiano

**Resultados**

*Rhizophora mangle*

El rango de DAP de los árboles muestreados estuvo entre 1.5 y 19.4 cm (n=13). Rango de DAP que correspondería ≈ 99% de los individuos estimados para el bosque de franja y el PRMOP en general, en los que se ha registrado un DAP máximo de 22.1 cm (ver capítulo 4). Ecuaciones del tipo potencial y = b (DAP)a , fueron los modelos de mejor ajuste que explicaron los cambios de la biomasa: total, de los fustes, raíces y ramas ( Figs. 2a,b,c,d y e Tab. 1).

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  | |  | |
|  | |  | |

Figura 2. Relaciones alométricas de *R. mangle* entre el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la biomasa seca: total (a), de los fustes (b), las ramas (c), raíces (d) y hojas (e).

El 57.1 % de la biomasa total de *R. mangle* fue asignada a los fustes, el 19.4% a las raíces, el 17.1% a las ramas y el 6.4% a las hojas (Tabla 2).

***Avicennia germinans***

El rango en el DAP de los fustes estuvo entre 1.5 y 17.5 cm (n=20). En este rango de DAP se encuentra ≈ 90% de los individuos estimados para el bosque de cuenca, y el PRMOP en general, en los que se ha registrado un DAP máximo de 27 cm (ver capítulo 4). Ecuaciones del tipo potencial, fueron los modelos de mejor ajuste y que explicaron los cambios de los diferentes componentes: biomasa total, fustes, ramas y hojas (Figs. 3a,b,c y d. Tab. 1)

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | a) |  | b) |
|  | c) |  | d) |

Figura 3. Relaciones alométricas de *A. germinans* entre el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la biomasa seca: total (a), los fustes (b), ramas (c) y hojas (d)

El 80.1 % de la biomasa total de *A. germinans* fue asignada a los fustes, el 12.8% a las ramas y el 8.3% a las hojas (Tabla 2)

***Laguncularia racemosa***

Los fustes muestreados estuvieron en un rango de DAP de 1.8 a 16.2 cm (n=15). Rango de DAP que correspondería ≈ 95% de los individuos estimados para el PRMOP en general, en los que se ha registrado un DAP máximo de 30 cm (ver capítulo 4). Los modelos de mejor ajuste respondieron a ecuaciones de tipo potencial y explicaron los cambios de la biomasa total y los fustes, (Figs. 4a y b. Tab. 1) y el modelo de mejor ajuste para las ramas y hojas fue de tipo cuadrático (Figs. 4c y d. Tab. 1).

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | a) |  | b) |
|  | c) |  | d) |

Figura 4. Relaciones alométricas de *L. racemosa* entre el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la biomasa seca: total (a), los fustes (b), ramas (c) y hojas (d)

El 80.9 % de la biomasa total de *L. racemosa* fue asignada a los fustes, el 13.2% a las ramas y el 7.9% a las hojas (Tabla 2).

Tabla1. Parámetros de los análisis de regresión del DAP con la biomasa seca de cada uno de los componentes de *A. germinans,* *L. racemosa* y  *R. mangle*: a = pendiente de regresión, b= intercepto de regresión, R2 = coeficiente de determinación R2a =coeficiente de determinación ajustado, βo = es el término independiente, β1 = el coeficiente lineal, β2 es el [coeficiente](http://es.wikipedia.org/wiki/Coeficiente_(matem%C3%A1ticas)) cuadrático (distinto de 0). Todas las regresiones fueron significativas (p< 0.05). Error estándar: EE

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Regresión | Parámetros del modelo | | | | | |
|  |  | A | b | R2 | R2a | EE |
| Biomasa seca total vs DAP |  |  |  |  |  |  |
| *Avicennia* |  | 2.4069 | 0.2132 | 0.93 | 0.92 | 0.406 |
| *Laguncularia* |  | 2.2264 | 0.2344 | 0.98 | 0.98 | 0.195 |
| *Rhizophora* |  | 2.3526 | 0.3178 | 0.99 | 0.99 | 0.185 |
| Fuste seco vs DAP |  |  |  |  |  |  |
| *Avicennia* |  | 2.5071 | 0.1412 | 0.94 | 0.93 | 0.395 |
| *Laguncularia* |  | 2.5862 | 0.0979 | 0.99 | 0.99 | 0.171 |
| *Rhizophora* |  | 2.6853 | 0.0969 | 0.99 | 0.98 | 0.227 |
| Ramas secas vs DAP |  |  |  |  |  |  |
| *Avicennia* |  | 2.1329 | 0.0347 | 0.71 | 0.70 | 0.831 |
| *Rhizophora* |  | 1.5232 | 0.1867 | 0.93 | 0.92 | 0.347 |
| Hojas secas vs DAP |  |  |  |  |  |  |
| *Avicennia* |  | 1.8172 | 0.0465 | 0.78 | 0.77 | 0.590 |
| *Rhizophora* |  | 1.3339 | 0.0873 | 0.95 | 0.94 | 0.260 |
| Raíces secas vs DAP |  |  |  |  |  |  |
| *Rhizophora* |  | 2.3401 | 0.0573 | 0.90 | 0.89 | 0.636 |
|  | βo | β1 | β2 | R2 | R2a | EE |
| Hojas secas vs DAP |  |  |  |  |  |  |
| *Laguncularia* | 2.1882 | -0.7993 | 0.0654 | 0.91 | 0.89 | 0.622 |
| Ramas secas vs DAP |  |  |  |  |  |  |
| *Laguncularia* | 2.2669 | -0.7981 | 0,0799 | 0.98 | 0.97 | 0.441 |

Tabla 2.Porcentaje de biomasa asignada por cada uno de los componentes de las tres especies

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | *R. mangle* | *L. racemosa* | *A. germinans* |
| Fuste | 57.1 | 80.9 | 80.1 |
| Ramas | 19.4 | 13.2 | 12.8 |
| Hojas | 6.4 | 7.9 | 8.3 |
| Raíces adventicias | 17.0 |  |  |

DISCUSION

El DAP como única variable independiente en la estimación de biomasa ha sido ampliamente usado en el desarrollo de ecuaciones alométricas en especies de manglar en el nuevo mundo (Estrada *et al.* 2014, Medeiros y Sampaio 2008, Smith y Whelan 2006, Soares y Schaeffer-Novelli *et al.* 2005, Fromard *et al*. 1998, Imbert y Rollet 1989, Day *et al.* 1987), esto responde a que es una medida estándar, fácil de obtener y confiable (Segura y Kanninen 2005, Molto *et al.* 2013), mientras que mediciones como la altura, parten de una estimación, que está sujeta a un error hasta del 40% (Williams y Schreuder 2000) y que inclusive errores pequeños (2-5%) pueden inducir error en las estimaciones de la biomasa aérea hasta del 16%, de la biomasa real (Molto *et al.* 2013, Hunter *et al*. 2013).

El alto poder de las ecuaciones generadas para la biomasa total y los fustes (R2 ≥93) en función del DAP generadas en el presente estudio para *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*, es similar a los reportados por Fromard *et al*. (1998) en la Guyana Francesa, Imbert y Rollet (1989) en Guadalupe, Day *et al.* (1987) en México y Smith y Whelan (2006) en la Florida para las tres especies; así como por Correa (2002) en la Guajira Colombiana para *L. racemosa* y *A. germinans*, Soares y Schaeffer-Novelli *et al.* (2005) para *R. mangle* en Brasil, Medeiros y Sampaio (2008) para *L. racemosa* y *R. mangle* en Brasil y Estrada *et al.* (2014) para *A. shaueriana* en Brasil (Tabla 3).

Los porcentajes de biomasa asignada (Tab. 2) para cada uno de los componentes de las tres especies en el PRMOP son contrastantes con los valores reportados por Fromard *et al*. (1998) para la Guyana Francesa, Medeiros y Sampaio (2008) en Itamaracá –Brasil y son casi iguales a

Tabla 3. Ecuaciones alométricas desarrolladas en el Neotrópico con base en el DAP. n= número de individuos muestreados, R2 coeficiente de determinación.

|  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Ubicación | Especie | DAP(cm) | n | Ecuación | R2 | Latitud | Fuente |
| Brasil | *A. shaueriana* | 0.7 -37.3 | 53 | lnB= 4.8017+ 2.5282 \* lnDAP | 99 | 23° S | Estrada et al. (2014) |
| Brasil- Bertioga | *R. mangle* | 1.3 -19.4 | 33 | B=0.133DAP2,617 | 99 | 23° S | Soares y Shaeffer-Novelli (2005) |
| Brasil-Itamaracá | *L. racemosa* | 2.1 - 17.8 | 35 | B= 0.1442DAP2.325 | 96 | 7°S | Medeiros y Sampaio (2008) |
| Brasil-Itamaracá | *R. mangle* | 2.5 - 20.7 | 36 | B= 0.2938DAP2.384 | 92 | 7°S | Medeiros y Sampaio (2008) |
| Guyana Francesa | *A. germinans* | 4.5 – 42 | 25 | B= 0.140DAP2,4 | 97 | 4° - 5° N | Fromard *et al*. (1998) |
| Guyana Francesa | *L. racemosa* | 1.5 - 9.6 | 70 | B = 0,102DAP2.5 | 97 | 4° - 5° N | Fromard *et al*.(1998) |
| Guyana Francesa | *Rhizophora spp (racemosa y mangle)* | 1.3 - 32 | 9 | B = 0.1282DAP2.6 | 92 | 4° - 5° N | Fromard *et al.* (1998) |
| Colombia- Guajira | *A. germinans* | - | 21 | B=0227DAP 2.27 | 97 | 11° N | Correa (2002) |
| Colombia- Guajira | *L. racemosa* | - | 19 | B=0147DAP 2.4 | 98 | 11° N | Correa (2002) |
| Colombia- San Andrés Isla | *A. germinans* | 1.5 -17.5 | 20 | B = 0.201DAP2.4517 | 94 | 12° N | Este estudio |
| Colombia- San Andrés Isla | *L. racemosa* | 1.8 - 16.2 | 15 | B = 0.2344DAP2,2264 | 97 | 12° N | Este estudio |
| Colombia- San Andrés Isla | *R. mangle* | 1.5 – 19.4 | 13 | B = 0.3178DAP2.3526 | 99 | 12° N | Este estudio |
| Guadalupe | *A. germinans* | 6.7 – 40.7 | 21 | B = 0.0942DAP 2.54 | 98 | 16° N | Imbert y Rollet (1989) |
| Guadalupe | *L. racemosa* | 7.7 - 25.9 | 17 | B=0.209DAP2.24 | 99 | 16° N | Imbert y Rollet (1989) |
| Guadalupe | *R. mangle* | 6.6 - 23.2 | 17 | B = 0.178DAP2.47 | 98 | 16° N | Imbert y Rollet (1989) |
| Puerto Rico | *R mangle* | 1.1-15.4 | 26 | B=0.258DAP2.3289 | 98 | 18° N | Cintrón y Schaeffer-Novelli (1984) |
| México | *A. germinans* | 1 - 10 | 20 | logeB = 2.3023logeDAP -1.5852 | 97 | 18° N | Day *et al. (*1987) |
| México | *L. racemosa* | 1 - 10 | 20 | logeB = 2.1924logeDAP -1.5919 | 97 | 18° N | Day *et al. (*1987) |
| México | *R. mangle* | 1 - 10 | 20 | logeB = 2.5072logeDAP- 1.5605 | 94 | 18° N | Day *et al. (*1987) |
| Florida | *A. germinans* | 0.7 - 21.5 | 8 | log10B = 1.934log10DAP-0.395 | 95 | 25° N | Smith y Whelan (2006) |
| Florida | *L. racemosa* | 0.5 – 18.0 | 10 | log10B = 1.930log10DAP-0.441 | 98 | 25° N | Smith y Whelan (2006) |
| Florida | *R. mangle* | 0.5 - 20 | 14 | log10B = 1.731log10DAP-0.112 | 94 | 25° N | Smith y Whelan (2006) |

los reportados por (Sherman *et al*, 2003) en la Republica Dominicana. Esta elevada asignación de biomasa en los fustes con respecto a las hojas, aunque implica una inversión desproporcionada en tejidos de soporte (que dan estabilidad mecánica y una vía hidráulica a la planta), el costo energético de su asignación y mantenimiento es menor con respecto al de las hojas (Givnish 1988), aunque una menor asignación de biomasa en hojas reduce el autosombreado, que disminuye la tasa de respiración y aumenta la longevidad de las hojas tolerantes a la sombra (Lusk *et al.* 2012), por lo que a la larga la planta tiene que producir más tejido fotosintético por el aumento en la tasa de respiración y la menor longevidad de las hojas.

Dada la naturaleza de la selección de las muestras para estimar las ecuaciones alométricas por los diferentes investigadores en el Neotrópico y en el presente estudio, no es clara una relación de la variabilidad en la asignación de los componentes a la biomasa total por efecto de la altura de los árboles como ha sido planteado por diferentes autores (p. eje. Medeiros y Sampaio 2008, Ong *et al.* 2004 y Fromard *et al.* 1998).

Aunque diferentes autores recomiendan no estimar la biomasa de árboles que no estén dentro del rango del DAP muestreado y en el cual se ajustan los modelos alométricos (Rykiel 1996, Medeiros y Sampaio 2008), los modelos desarrollados en el presente estudio para estimar la biomasa total a partir del DAP de *R. mangle, L. racemosa* y *A. germinans,* son ecuaciones de tipo potencial, las cuales están sujetas a modelos alométricos de naturaleza fractal (West *et al.* 1997), que no varían en las diferentes escalas (Zianis y Mencuccini 2004) y que permiten hacer la proyección de biomasa de individuos por fuera de los rangos de ajuste con una buena fiabilidad (Picard *et al.* 2012) para cada una de las especies, por lo que su uso no queda restringido al rango de los individuos muestreados sino que pueden ser utilizadas para estimar la biomasa de los individuos de todo el bosque o bosques de manglar de los cuales se quiere estimar la biomasa aérea en un rango de DAP superior al desarrollado en los modelos alométricos.

**Comparaciones en el Neotrópico**

***Rhizophora mangle***

El comportamiento de las estimaciones de biomasa a partir de los datos muestreados en el PRMOP con las ecuaciones presentadas por diferentes autores en el Neotrópico para la especie, son similares hasta un DAP de 5 cm (Fig. 5). No obstante, cuando se superan los 10 cm se hacen evidentes las diferencias, presentándose las más bajas estimaciones utilizando la ecuación de Smith y Whelan (2006), tendencia que se mantiene a medida que aumenta el DAP, hasta alcanzar casi una tercera parte del valor real de la biomasa a un DAP de 19.4 cm (Fig. 5).

Figura 5. Comparación de los modelos alométricos desarrollados en el Neotrópico para R. *mangle* con respecto a los datos reales de biomasa total seca, medidos en campo en el presente estudio, con respecto a diferentes DAPs.

Sucediendo algo similar con la ecuación desarrollada en el presente estudio con los datos de Cintrón y Shaeffer Novelli (1984), mientras que las estimaciones de biomasa con las ecuaciones de Fromard *et al.* (1998), Day *et al.* (1987), Soares y Shaeffer-Novelli (2005), Medeiros y Sampaio (2008) e Imbert y Rollet (1989), se mantienen en un rango cercano a los valores observados (Fig. 5).

Es la desviación de las estimaciones de cada una de las ecuaciones, a partir de los datos registrados en el PRMOP, los que hacen evidente los modelos de mayor precisión. La ecuación desarrollada en el presente estudio mostró la más baja desviación de los valores estimados con respecto al valor real (10.9±5.3 %), similar a la desviación estimada por la ecuación de Medeiros y Sampaio (2008) para Itamaracá en Brasil (11.5±5.8 %) con respecto a los muestreados (Tabla 4). Un segundo grupo de ecuaciones desarrolladas por Cintrón y Shaeffer-Novelli (1984) y Day *et al.* (1987) presentan desviaciones que están entre el 15 y 25 % y por encima del 30% se encuentran la ecuaciones desarrolladas por Imbert y Rollet (1989), Fromard *et al.* (1998), Soares y Shaeffer- Novelli (2005) y Smith y Whelan (2006). La semejanza en la precisión de algunos de los modelos puede corresponder a una similitud en el rango de medición, como en el caso del modelo del presente estudio y el de Medeiros y Sampaio (2008) en Itamaracá Brasil; como también a una muy buena selección de los arboles a medir, así, el rango no sea similar como en el caso de la ecuación desarrollada por Day *et al*. (1987) para la laguna de Términos en México.

Las estimaciones de biomasa a partir de diferentes DAPS no muestran un patrón de asignación de biomasa con respecto a la latitud. La biomasa estimada con la ecuación desarrollada para la Florida por Smith y Whelan (2006) siempre es baja a partir de los 10 cm de DAP llegando a ser tan dramática la diferencia en la asignación de biomasa, que a un DAP de 40 cm, la biomasa es

Tabla 4. Porcentaje de desviación de los valores estimados con ecuaciones desarrolladas por diferentes autores en el Neotrópico (Tabla 3) a partir de distintos valores reales de DAP del presente estudio para *R. mangle*. Media ± 1 Desviación estándar (DE)

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | % Desviación | | | | | | | |
| DAP | Este estudio | Medeiros y Sampaio (2008) | Day *et al*.  (1987) | Cintrón y S. Novelli (1984) | Imbert y Rollet (1989) | Soares y S. Novelli (2005) | Fromard *et al.* (1998) | Smith y Whelan (2006) |
| 1.5 | 6.8 | 1.5 | -24.9 | -14.1 | -37.3 | -50.2 | -52.4 | 101.8 |
| 2.4 | -8.5 | -11.7 | -30.8 | -27.3 | -43.2 | -51.6 | -54.2 | 29.1 |
| 3.2 | -8.6 | -11.0 | -27.7 | -27.8 | -41.3 | -47.8 | -50.8 | 7.9 |
| 6.5 | 8.1 | 7.6 | -4.6 | -16.0 | -24.6 | -25.6 | -30.7 | -17.9 |
| 8.0 | -11.2 | -11.0 | -19.0 | -31.4 | -36.5 | -35.4 | -40.1 | -40.7 |
| 12.0 | -23.4 | -22.3 | -25.7 | -41.4 | -42.6 | -38.0 | -42.9 | -60.3 |
| 14.9 | 11.3 | 13.7 | 11.7 | -15.2 | -14.4 | -4.6 | -12.4 | -49.5 |
| 19.4 | 9.4 | 12.8 | 14.4 | -17.2 | -13.2 | 0.6 | -8.0 | -57.9 |
| Media | 10.9±5.3 | 11.4±5.8 | 19.8±9 | 23.8±9.7 | 31.6±1.5 | 31.7±20 | 36.4±17.9 | 45.6±29.3 |

Tabla 5. Biomasa seca total estimada a partir las ecuaciones desarrollas por diferentes autores en el Neotrópico con diferentes valores de DAP para *R. mangle*.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Biomasa total (kg) | | | | | | | | |
| DAP | Day *et al*. (1987) | Soares y S. Novelli (2005) | Medeiros y Sampaio (2008) | Fromard *et al.* (1998) | Este estudio | Imbert y Rollet (1989) | Cintrón y S. Novelli (1984) | Smith y Whelan (2006) |
| 5 | 12 | 9 | 14 | 8 | 14 | 9 | 11 | 13 |
| 10 | 68 | 55 | 72 | 51 | 69 | 53 | 55 | 42 |
| 15 | 187 | 160 | 190 | 146 | 176 | 143 | 141 | 84 |
| 20 | 384 | 339 | 377 | 309 | 343 | 291 | 276 | 138 |
| 25 | 672 | 607 | 642 | 553 | 576 | 505 | 465 | 203 |
| 30 | 1061 | 979 | 991 | 888 | 878 | 792 | 711 | 279 |
| 35 | 1562 | 1465 | 1431 | 1326 | 1254 | 1159 | 1018 | 364 |
| 40 | 2183 | 2078 | 1968 | 1876 | 1709 | 1613 | 1389 | 458 |

menos de la mitad del segundo valor más bajo estimado con la ecuación para Puerto Rico (Cintrón y Shaeffer Novelli 1984) y casi cuatro veces menos que la de (Day *et al*. 1987, Tab. 5) para la Laguna de Términos en México.

***Avicennia germinans***

Las estimaciones de biomasa de *A. germinans* en función del DAP en el PRMOP corresponden a las mayores registradas para la especie en el Neotrópico. Las diferencias se hacen evidentes a los 10 cm, donde la biomasa registrada en el PRMOP casi duplica la estimada mediante las ecuaciones desarrolladas por los diferentes autores en el Neotrópico, tendencia que se mantiene a medida que aumenta el DAP, presentándose nuevamente el mayor contraste con la ecuación desarrollada por Smith y Whelan (2006) para la Florida, donde la estimación de la biomasa estimada a una DAP de 40 cm es tres veces menos (Tabla 6) que con la ecuación desarrollada en el presente estudio y de aproximadamente un 35 a 43 % menos de la biomasa estimada utilizando las ecuaciones de Fromard *et al.* (1998), Day *et al*. (1987), Imbert y Rollet (1989) y Correa (2002).

La ecuación desarrollada para *A. germinans* en el presente estudio mostró la más baja desviación de los valores estimados con respecto a los valores reales (11.7±18%). Las ecuaciones desarrolladas por Day *et al.* (1987) y Correa (2002) presentaron desviaciones entre el 20 y 30% mientras que las ecuaciones de Smith y Whelan (2006) Fromard *et al.* (1989) e Imbert y Rollet (1989) presentaron desviaciones entre el 40 y 50 % (Tabla 7). Es así como ninguna de las ecuaciones desarrolladas por otros autores en el Neotrópico son fiables para las estimaciones de biomasa en San Andrés isla.

Tabla 6. Biomasa seca total estimada a partir las ecuaciones desarrollas por diferentes autores en el Neotrópico con diferentes valores de DAP para *A. germinans*.

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | Biomasa estimada (Kg) | | | | | |
| DAP | Este estudio | Imbert y Rollet (1989) | Day *et al.* (1987) | Correa (2012) | Fromard *et al.* (1998) | Smith y Whelan (2006) |
| 5 | 10 | 6 | 8 | 9 | 7 | 9 |
| 10 | 57 | 33 | 41 | 42 | 35 | 35 |
| 15 | 153 | 91 | 105 | 106 | 93 | 76 |
| 20 | 310 | 190 | 203 | 204 | 186 | 132 |
| 25 | 535 | 335 | 339 | 338 | 317 | 204 |
| 30 | 836 | 532 | 516 | 512 | 491 | 290 |
| 35 | 1219 | 787 | 735 | 726 | 711 | 390 |
| 40 | 1691 | 1105 | 1000 | 983 | 980 | 505 |

Tabla 7. Porcentaje de desviación de los valores estimados con ecuaciones desarrolladas por diferentes autores en el Neotrópico (Tabla 3) a partir de diferentes valores reales de DAP del presente estudio para *A. germinans*. Media ± Una Desviación estándar (1DE)

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| % Desviación | | | | | | |
| DAP | Este estudio | Day *et al*. (1987) | Correa (2012) | Smith y Whelan (2006) | Fromard *et al.* (1998) | Imbert y Rollet (1989) |
| 1.5 | 5.5 | -16.2 | 10.7 | 71.6 | -28.0 | -48.7 |
| 3.2 | -4.0 | -20.4 | -12.1 | 5.6 | -36.9 | -50.1 |
| 4.4 | -3.8 | -18.7 | -16.8 | -10.2 | -37.8 | -48.5 |
| 6.3 | 1.2 | -12.7 | -17.9 | -21.5 | -35.7 | -44.0 |
| 10.4 | -2.2 | -13.2 | -27.5 | -41.4 | -39.4 | -43.4 |
| 12.2 | -51.5 | -56.6 | -65.1 | -73.3 | -70.2 | -71.6 |
| 17.5 | -13.3 | -20.8 | -41.5 | -60.3 | -47.7 | -47.4 |
|  |  |  |  |  |  |  |
| Media±1DE | 11.7±18 | 22.6±15.3 | 27.4±19.7 | 40.6±28.7 | 42.2±13.6 | 50.5±9.6 |

***Laguncularia racemosa***

A partir de las ecuaciones desarrolladas en el presente estudio para la especie y las desarrolladas por Fromard *et al*. (1998), en la Guyana Francesa, Day *et al.* (1987) en México, Medeiros y Sampaio (2008) en Brasil, Imbert y Rollet (1989) en Guadalupe, Correa (2002) en la Guajira-Colombia, no se evidencian diferencias apreciables en la biomasa en DAPs inferiores a los 10 cm, exceptuando la ecuación de Smith y Whelan (2006) para la Florida. La tendencia al norte del Ecuador, es que a un determinado DAP la biomasa es mayor a medida que aumenta la latitud (Tabla 8.). Las diferencias son contrastantes cuando las estimaciones superan los 30 cm de DAP en los cuales las biomasas estimadas más cerca al ecuador, con el modelo de Fromard *et al.* (1998) en la Guyana Francesa son el doble con respecto al lugar más al norte del ecuador, estimado por Smith y Whelan (2006) en la Florida (Tabla 8).

Tabla 8. Biomasa seca total estimada a partir las ecuaciones desarrollas por diferentes autores en el Neotrópico con diferentes valores de DAP para *L. racemosa*.

|  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Biomasa estimada (Kg) | | | | | | | |
| DAP | Fromard *et al.* (1998) | Correa (2002) | Este estudio | Imbert y Rollet (1989) | Medeiros y Sampaio (2008) | Day *et al*. (1987) | Smith y Whelan (2006) |
| 5 | 6 | 7 | 8 | 8 | 6 | 7 | 8 |
| 10 | 32 | 37 | 39 | 36 | 30 | 32 | 31 |
| 15 | 89 | 98 | 97 | 90 | 78 | 77 | 67 |
| 20 | 182 | 195 | 184 | 172 | 153 | 145 | 117 |
| 25 | 319 | 333 | 302 | 283 | 257 | 236 | 181 |
| 30 | 503 | 516 | 454 | 425 | 392 | 352 | 257 |
| 35 | 739 | 747 | 639 | 601 | 561 | 494 | 346 |
| 40 | 1032 | 1029 | 861 | 811 | 765 | 662 | 448 |

El modelo alométrico con el más alto grado de precisión fue el desarrollado en el presente estudio (5.7±6 %), sin embargo, un segundo grupo de ecuaciones (Imbert y Rollet 1989 y Correa 2002) presentaron desviaciones por debajo del 19% resaltando la cercanía latitudinal en la precisión de las ecuaciones (Tabla 9). Mientras que las desviaciones de las estimaciones de la biomasa con los modelos de Medeiros y Sampaio (2008) y Fromard *et al* (1998), estuvieron entre el 20 y 30% de la biomasa observada que corresponden a modelos desarrollados en sitios latitudinalmente más cercanos al Ecuador ya sea al Norte o al sur de él.

Tabla 9. Porcentaje de desviación de los valores estimados con ecuaciones desarrolladas por diferentes autores en el Neotrópico (Tabla 3) a partir de diferentes valores reales de DAP del presente estudio para *L. racemosa*. Media ± Una Desviación estándar (1DE)

|  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| % Desviación | | | | | | | |
| DAP | Este estudio | Imbert y Rollet (1989) | Correa (2002) | Smith y Whelan (2006) | Day *et al*. (1987) | Medeiros y Sampaio (2008) | Fromard *et al.* (1998) |
| 1,8 | -0,14 | -10,25 | -30,65 | 29,64 | -15,01 | -34,90 | -48,97 |
| 3,5 | -4,54 | -13,42 | -25,59 | 1,77 | -20,56 | -33,55 | -41,48 |
| 4,7 | -0,36 | -9,27 | -18,25 | -2,67 | -17,92 | -28,60 | -33,79 |
| 5,3 | 3,51 | -5,59 | -13,29 | -2,43 | -15,08 | -24,94 | -28,92 |
| 7,6 | -7,07 | -14,83 | -17,13 | -21,28 | -24,68 | -30,18 | -29,57 |
| 9,5 | -16,33 | -23,08 | -22,44 | -33,66 | -32,70 | -35,74 | -32,59 |
| 12,6 | -12,90 | -19,62 | -15,20 | -36,48 | -30,61 | -31,21 | -24,19 |
| 16,2 | 0,86 | -6,60 | 2,57 | -31,73 | -20,34 | -18,35 | -5,97 |
| Media±1DE | 5,7±6 | 12,8±6,2 | 18,1±8,5 | 20±15,3 | 22,1±6,7 | 29,7±5,8 | 30,7±12,7 |

Los modelos alométricos de asignación de biomasa de las tres especies estudiadas comparados con los desarrollados por diferentes autores en el Neotrópico, evidencian la variación en la cantidad de biomasa asignada por cada una de las especies, así como la asignada a los diferentes órganos y al total de la biomasa, definiendo el carácter sitio-especie-especifico de las ecuaciones alométricas (Comley y McGuinness 2005, Poorter *et al.* 2012). Sin embargo, más allá del patrón latitudinal, que no es general para las tres especies (solamente explica la asignación de biomasa en *L. racemosa*), puede ser la salinidad, el factor ambiental critico que explique la elevada asignación de biomasa en el PRMOP de *A. germinans*. Los individuos de esta especie fueron muestreados en el bosque de cuenca, el cual presenta una salinidad elevada (64.2±1.5 g kg-1) en el rango de la valor critico (65 g kg-1) determinante de la estructura y mortalidad del manglar (Cintrón *et al.* 1978), comparado con los 45 g Kg-1 de salinidad máximos en los sitios donde se han desarrollado las ecuaciones alométricas para este especie en el Neotrópico, - Laguna de términos en México (Day *et al*. 1987), en la Guyana francesa (Fromard et al 1998), en la Guajira Colombiana (Correa 2002), en la Florida USA (Smith y Whelan 2006), y probablemente en Guadalupe (Imbert y Rollet 1998) -, sitios cuyas biomasas son casi iguales a diferentes DAPS (tabla 6), con excepción de la Florida (Smith y Whelan 2006). revelando el fuerte efecto regulador de la salinidad sobre la forma de crecimiento y tamaño de los individuos de manglar (Peters *et al*. 2014), no obstante su capacidad para vivir en ambientes salinos (Lugo y Snedaker 1974, Ball 1988, Alongi 2009, Wang *et al.* 2011). Asignación que como se mencionó con anterioridad su mayor porcentaje es a fustes con respecto a las hojas con las respectivas consecuencias de esa asignación.

No es clara la explicación de los cambios en la asignación de biomasa en función del DAP con respecto a factores ambientales en *R. mangle* dada la naturaleza de los muestreos, ya que para el desarrollo de las ecuaciones se parte de árboles talados ya bien sea en un radio de unos cuantos metros hasta decenas de kilómetros (p.eje. Medeiros y Sampaio 2008, Smith y Whelan 2006, Fromard 1998), mientras que los factores ambientales dentro de un mismo bosque pueden presentar gradientes o contrastes en una escala menor decenas de metros que determinan la estructura del bosque.

CONCLUSION

La desviación en las estimaciones con las ecuaciones desarrolladas en el presente estudio para *R. mangle*, *L. racemosa y A. germinans,*  comparadas con las desarrolladas por diferentes investigadores en el Neotrópico, relevan la importancia de desarrollar ecuaciones sitio-especie-específicas para evitar sobre o subestimaciones en el cálculo de la estimación de la biomasa aérea para un sitio en particular. Sin embargo, al presentarse un patrón latitudinal de aumento en la biomasa producto del incremento en el DPA en *L. racemosa* se podría utilizar la ecuación más cercana latitudinalmente al sitio de estudio, para estimar la biomasa a falta de ecuaciones específicas de un sitio determinando en el Neotrópico.

La diferencia en asignación de tejidos de sostén y transporte de sustancias (fustes y ramas) tan desproporcionada con respecto a las hojas puede responder a una relación costo beneficio, en el cual los costos de producción de biomasa fotosintética son altos por su baja longevidad con respecto a los fustes que son únicos a lo largo de todo el ciclo de vida

Bibliografía

Alongi, D.M, 2009. The energetics of mangrove forests. Springer, New York

Ball, M.C. 1988. Ecophysiology of mangroves. Trees 2: 129-142

Cintron, G., Lugo, A.E., Pool, D.G. and Morris, G. 1978. Mangroves of Arid Environments in Puerto Rico and Adjacent Islands. Biotropica 10:110- 121

Cintrón, G. and Schaeffer-Novelli, Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. *In:* Snedaker, S.C. y Snedaker, J. (*Eds*.). The mangrove ecosystem: research methods. Unesco. Monographs Oceanographic Methodology Research. pp 91-113

Correa, M.A. 2002. Ecuaciones de biomasa y existencias de carbono de *A. germinans* y *L. racemosa* en el delta del Río Ranchería. Manuscrito Proyecto Colciencias- Universidad de La Guajira, Medellín, Colombia.11 p.

Comley, B.W.T., and McGuinness, K., 2005. Above- and below-ground biomass, and allometry, of four common northern Australian mangroves. Aust. J. Bot. 53,431–436.

Day J.W., Conner W.H., Ley-Lou F., Day R.H. and Navarro A.M. 1987. The productivty and composition of mangrove forests, Laguna de Términos, Mexico. Aquat. Bot. 27: 267–284

Donato, D., Kauffman, J., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M. and Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. N. Geo. 1123:1-5

Estrada, G., Soares, M.L., Medina. D., Fernández, V., Moura de Almeida, P.M., Medeiros. E. and Olyntho, M.R. Allometric models for aboveground biomass estimation of the mangrove *Avicennia schaueriana*. Hydrobiologia 734:171–185

FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Roma. 163: 346 p

Fonseca, W., Federico, A.G. and Rey, J.M. 2009. Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. Bosque. 30:36-47

Fromard, F., H. Puig, E. Mougin, G. Marty, J. L. Betoulle and Cadamuro, 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. Oecologia 115: 39–53.

Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, Z., Zhu, A., Singh, T., Loveland, J., Masek and Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Global Ecol. Biogeogr*.* 20**:**154–159

Givnish, T.J. 1988. Adaptation to sun and shade: a whole-plant perspective. Australian Journal of Plant Physiology 15: 63–92.

Hogart, P.J. 2007. The Biology of mangroves and seagrasses (biology of Habitats) Oxford University Press. Oxford. 273 pp.

Hunter, M. O., Keller, M., D. Victoria, and Morton D.C.. 2013. Tree height and tropical forest biomass estimation. Biogeosciences 10: 8385–8399

Imbert, D. et B. Rollet, 1989. Phytomasse aerienne et production primaire dans la mangrove du Grand Cul-De-Sac Marin (Guadeloupe, Antillas Francaises). Bulletin d’Ecologie 20: 27–39.

Jackson, R.B., Jobb´agy E.G., Avissar, R., Baidya, R.S., Barrett, D., Cook, C.W., Farley, K.A. and D. C. le Maitre, al. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944–47

Klinge, H. and Hererra, R. 1983. Biomass studies in Amazon Coatinga forest in southern Venezuela. 1. Standing crop of composite root mass in selected stands. Tropical Ecology.19:93-110.

Komiyama, A., Ogino, K., Aksornkoae, S. y Sabhasri, S. 1987. Root Biomass of a mangrove forest in southern Thailand. 1. Estimation by the trench method and the zonal structure of root biomass. Journal of tropical ecology. 3: 97-108.

Komiyama. A., Ong, J.E. and Poungparn, S. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. Aquatic Botany. 89: 128–137

Lugo, A.E., and S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. Annual Review of Ecology and Systematics. 5: 39-64

Lusk, C.H., Pérez-Millaqueo, M.M., Piper, F.I. and Saldaña, A. 2011. Ontogeny, understorey light interception and simulated carbon gain of juvenile rainforest evergreens differing in shade tolerance. Annals of Botany 108: 419–428.

McKinley, D.C., Ryan, M.G., Birdsey, R.A., Giardina C.P., Harmon, M.E., Heath, L.S., Houghton R.A., Jackson R.B., Morrison J. F., Murray, B.C., Pataki D.E. and Skog K.E. 2011. A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecol. Appl.* 21:1902–24

Medeiros, T.C.C. and Sampaio, V.S.B. 2008. Allometry of aboveground biomasses in mangrove species in Itamaraca, Pernambuco, Brazil. Wetlands Ecology and Management 16: 323–330.

Molto, Q., Rossi, V., and Blanc, L.2013 Error propagation in biomass estimation in tropical forests, edited by R. Freckleton, Methods Ecol. Evol. 4: 175–183

Ong, J.E., Gong, W.K. and Wong, C.H. 2004. Allometry and partitioning of the mangrove, Rhizophora apiculata. For. Ecol. Manage. 188:395–408

Pan, Y., Birdsey, R.A., Phillips, O.L. and Jackson, R.B. 2013. The Structure, Distribution, and Biomass of the World’s Forests. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 2013. 44:593–622

Peters, R., Vovides , A.G., Luna, Grüters, S.U. and Berger, U. 2014. A Changes in allometric relations of mangrove trees due to resource availability – A new mechanistic modelling approach Ecological Modelling 283: 53–61

Picard, N., Saint-André, L. and Henry, M. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción. CIRAD y FAO. Rome, Montpellier. 223 págs

Poorter, H., Niklas, K.J., Reich, P.B., Oleksyn, J., Poot, P. and Mommer. L., 2012 Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. Tansley Review. *New Phytologist* **193**, 30–50.

Rykiel, E.J.J. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. Ecological Modelling, 90: 229–244.

Rivera-Monroy, V.H., Castañeda-Moya, E., Barr, J.G., Engel, V., Fuentes, J.D., Troxler T.G., Twilley, R.R., Bouillon, S., Smith, T.J. and O’Halloran, T.L. 2013. Current methods to evaluate net primary production and carbon budgets in mangrove forests. Methods in Biogeochemistry of Wetlands:243–288

Ross, M.S., Ruiz, P.L., Telesnicki, G.J. and Meeder, J.F. 2001. Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of Biscayne National Park, Florida (U.S.A.) Wetlands Ecology and Management.9**:** 27–37

Segura, M. and Kanninen, M. 2005. Allometric models for tree volume and total abovegroundbiomass in a tropical humid forest in Costa Rica. Biotropica 37: 2-8

Sherman, R.E., Fahey, T.J. y Martínez, P. 2003. Spatial Patterns of Biomass and Aboveground Net Primary Productivity in a Mangrove Ecosystem in the Dominican Republic. Ecosystems. 6: 384–398.

Silva, C.A.R., Lacerda, L.D., Silva, L.F.F y Rezende, C.E., 1991. Forest structure and biomass distribution in a red mangrove stand in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro. Rev. Bras. Bot.14:21–25

Silva, J.A.A., Melo, M.R.C.S. and Borders, B.E. 1993. A volume equation for mangrove trees in northeast Brazil. For Ecol Manage 58:129–136

Smith, T.J. and Whelan, K.R.T. 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. Wetlands Ecology and Management 14: 409–419.

# Wang, W., Yan, Z., You, S., Zhang, Y., Chen, L. and Lin, G. 2011. Mangroves: obligate or facultative halophytes? A review. Trees Structure and Function. 25:953-963.

West, G.B., Brown, J.H. y Enquist, B.J. 1997. A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. Science 276: 122–126.

Williams, M. S. and Schreuder, H. T. 2000. Guidelines for choosing volume equations in the presence of measurement error in height. Canadian Journal of Forest Research. 30: 306–310.

Zianis, D. and Mencuccini, M. 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass.

Forest Ecology and Management. 187: 311–332.