

USO DE IMÁGENES AÉREAS DE ALTA RESOLUCIÓN PARA LA DETECCIÓN DE CAMBIOS EN EL ALMACÉN DE CARBONO EN BIOMASA AÉREA EN COMUNIDADES SEMIÁRIDAS, TRAS LA INTRODUCCIÓN DE LA ESPECIE EXÓTICA *CENCHRUS CILIARIS*

HIGH RESOLUTION IMAGES FOR CHANGE DETECTION ON ABOVEGROUND CARBON STORAGE IN SEMIARID COMMUNITIES, AFTER THE INTRODUCTION OF EXOTIC SPECIES *CENCHRUS CILIARIS*

MASULY VEGA-PUGA¹,  JOSÉ RAÚL ROMO-LEÓN^{1*},  ALEJANDRO E. CASTELLANOS¹, REYNA A. CASTILLO-GÁMEZ¹,  JAIME GARATUZA-PAYÁN² Y  GREGORIO ÁNGELES-PÉREZ³

¹ Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

² Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Cd. Obregón, Sonora, México.

³ Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

*Autor de correspondencia: jose.romo@unison.mx

Resumen

Antecedentes: La alteración del reservorio de carbono, tiene implicación en la modificación a los ciclos biogeoquímicos. El cambio de uso y cobertura de suelo (CUCS) es uno de los principales precursores de estas alteraciones. Como consecuencia de las actividades primarias que ocurren en zonas áridas, los reservorios de carbono son continuamente modificados. La poca información y heterogeneidad de estas zonas incrementan la incertidumbre sobre los efectos en la dinámica del carbono por CUCS. El desarrollo de nuevas metodologías, como la incorporación del análisis de imágenes aéreas RGB (rojo/verde/azul) de alta-resolución, permitirá monitorear extensiva y continuamente el carbono en zonas áridas.

Preguntas: ¿Es posible estimar almacén de carbono aéreo utilizando imágenes RGB obtenidas mediante vehículos aéreos no tripulados?

Sitio y años de estudio: Comunidades de matorral subtropical y pradera de buffel localizadas en la región central de Sonora, México. Agosto-octubre, 2019 y 2020.

Métodos: a) Se realizaron censos de vegetación leñosa *in situ*, para estimar almacén de carbono en biomasa aérea (ACBA) con ecuaciones alométricas (método directo), b) Se calculó ACBA, utilizando ecuaciones alométricas y métricas de vegetación obtenidas de imágenes RGB (método indirecto).

Resultados: La introducción de buffel implica la reducción de individuos leñosos, y disminución del ACBA. En total, el matorral contiene 10.35 Mg C/ha, y la pradera 3.20 Mg C/ha. Se encontró correlación y significancia entre método directo e indirecto.

Conclusiones: Establecer buffel, reduce el ACBA hasta un 70 %. El uso de imágenes RGB permitió estimar ACBA en zonas áridas/semiáridas.

Palabras clave: biomasa aérea, vehículos aéreos no tripulados, imágenes RGB, cambio de cobertura de suelo.

Abstract

Background: The alteration of the carbon reservoir stored in vegetation, imply the modification of biogeochemical cycles. The change of land use and cover (CUCS) is one of the main drivers for these alterations. As a consequence of the primary activities occurring in arid/semiarid lands, carbon reservoirs are continually modified. The limited information and heterogeneity of these environments increase the uncertainty regarding the effects on carbon dynamics consequence of CUCS. The development of new methodological approaches, such as the incorporation of aerial high-resolution RGB (red/green/blue) imagery analyses, will allow extensive and continuous monitoring of carbon in arid zones.

Questions: Is it possible to estimate aboveground carbon stock using RGB images obtained by Unmanned Aerial Vehicles?

Site and years of study: Subtropical scrub and buffel grassland communities, located in the central Sonora, Mexico. August-October 2019 and 2020.

Methods: a) *In situ* woody vegetation censuses were carried out to estimate carbon stock in aerial biomass (ACBA) using allometric equations (direct method), b) ACBA was calculated, using allometric equations and vegetation metrics obtained from aerial RGB images.

Results: The introduction of buffel grassland implies the reduction of woody individuals, therefor, a decrease in ACBA. In total, the scrub contains 10.35 Mg C/ha, and buffel grassland around 3.20 Mg C/ha. There are correlation and significance between direct and indirect methods.

Conclusions: Establishing buffel grassland reduces the ACBA, up to 70 %. The use of RGB images allowed us to estimate ACBA in arid zones.

Keywords: Above ground biomass, unmanned aerial vehicles, RGB images, land cover change.



Las alteraciones de los reservorios de nutrientes en los ecosistemas son indicadores que permiten entender el cambio local, regional y global de los ciclos biogeoquímicos (CONABIO 2009, Chapin *et al.* 2011, Schlesinger & Bernhardt 2013, Huang *et al.* 2017). La modificación de la cobertura vegetal tiene implicaciones directas en las dinámicas de los reservorios de carbono, afectando por ende la concentración atmosférica de CO₂ (Vitousek 1992, MEA 2005, IPCC 2014). Específicamente, el cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS) se identifica como el principal precursor de la modificación de los almacenes de carbono, pues a menudo este proceso resulta en el cambio de composición y estructura de las comunidades vegetales en los ecosistemas terrestres (Ojima *et al.* 1994, Lambin *et al.* 2001, Pielke *et al.* 2013, Tadesse *et al.* 2014, Clerici *et al.* 2019).

Las zonas áridas y semiáridas son de gran importancia en la dinámica del carbono a nivel global, no únicamente por el hecho de que representan alrededor del 40 % de la cobertura de la superficie terrestre, sino también por el gran porcentaje de Productividad Primaria Neta (PPN) global al que dan soporte (> 30 %) (Grace *et al.* 2006, Poulter *et al.* 2014, Ahlström *et al.* 2015, Huang *et al.* 2017, Biederman *et al.* 2018, Wang *et al.* 2019). Así mismo, estos ecosistemas representan el principal factor de variación en la concentración interanual de carbono atmosférico, debido a la gran variabilidad de su respuesta a las condiciones climáticas (Poulter *et al.* 2014, Ahlström *et al.* 2015). Por lo cual, entender el impacto del cambio de uso de suelo en los almacenes de carbono de zonas áridas, resulta de gran importancia.

Los ecosistemas áridos y semiáridos enfrentan gran presión por las actividades antropogénicas de carácter primario (agricultura y ganadería). Específicamente, se estima que 26 % de la superficie terrestre está destinada a la ganadería y un 80 % de la superficie dedicada a ésta, ocurre en zonas áridas y semiáridas (Marcos *et al.* 2020). Aun cuando la presión por forrajeo constituye en sí un precursor de cambio importante de la cobertura de la vegetación, la remoción de especies vegetales nativas para la introducción de especies exóticas constituye otro factor que se debe considerar al estimar la modificación global de los ecosistemas áridos (Ojima *et al.* 1994, Lambin *et al.* 2001).

Con el fin de incrementar la capacidad forrajera de los ecosistemas nativos de zonas áridas, a menudo se recurre a la introducción de especies exóticas (Castellanos *et al.* 2002, Morales-Romero & Molina-Freaner 2016). En Norteamérica, una de las especies exóticas más utilizadas para incrementar la cantidad de forraje para el ganado, es el zacate *Cenchrus ciliaris* (buffel). Los efectos ecológicos provocados por la introducción de buffel han sido de interés para la comunidad científica desde el inicio de estas prácticas. Numerosos estudios relacionados a la implementación de praderas de zacate buffel, han reportado alteraciones en la biodiversidad, en los reservorios de nutrientes (incluido el carbono) y en el microclima, como consecuencia de la introducción de la especie (Castellanos *et al.* 2002, Arriaga *et al.* 2004 Franklin *et al.* 2006, Marshall *et al.* 2012, Castellanos *et al.* 2016, Bracamonte *et al.* 2017, De Albuquerque *et al.* 2019, Edwards *et al.* 2019, Elkind *et al.* 2019, Wright *et al.* 2021).

Más del 60 % del territorio mexicano está constituido por ecosistemas áridos y semiáridos, los cuales son usados primordialmente para el pastoreo de ganado bovino (Castellanos *et al.* 2010, Mora *et al.* 2013, Montaño *et al.* 2016). Se estima que, de esta superficie, > 20 millones ha han sido convertidas a pastizales de buffel, siendo el Noroeste de México una de las regiones más afectadas (Arriaga *et al.* 2004, Castellanos *et al.* 2010, Mora *et al.* 2013, Bracamonte *et al.* 2017, De Albuquerque *et al.* 2019). Tras la modificación a la cobertura de especies leñosas, para el establecimiento del zacate, se estima que existe una reducción del reservorio de carbono, pues se ha reportado que las praderas de buffel contienen entre 0.47 y 1.88 Mg C/ha, mientras que la vegetación nativa de zonas áridas presenta entre 2.35 a 9.4 Mg C/ha, así mismo se reporta que a mayor cobertura de zacate, menor es la capacidad de almacenamiento carbono, como consecuencia de la pérdida de especies leñosas (Bürquez *et al.* 1998, Bradley *et al.* 2006, Montaño *et al.* 2016).

En México, los estudios relacionados al almacén de carbono en comunidades vegetales se han llevado a cabo mayormente en zonas húmedas (Montaño *et al.* 2016). En contraste, para zonas áridas y semiáridas, la poca información disponible se encuentra de forma dispersa y en períodos cortos de tiempo (Montaño *et al.* 2016, Briones *et al.* 2018). Esta limitación de información y la alta heterogeneidad de las zonas áridas incrementa la incertidumbre del conocimiento actual sobre los efectos en la dinámica del carbono por CUCS (Collins *et al.* 2014, Biederman *et al.* 2018, Pordel *et al.* 2018, Hinojo-Hinojo *et al.* 2019). Dada la extensión que las zonas áridas presentan en el país, es de gran importancia la caracterización de las dinámicas de los almacenes de carbono presentes en ellas.

Los métodos convencionales para la estimación de biomasa/almacén de carbono son tardados, requiriendo la cosecha y pesado de la biomasa de especies o comunidades vegetales para posteriormente estimar el contenido de los nutrientes en la misma. Lo anterior hace el muestreo a gran escala espacial y temporal complicado y costoso (Picard *et al.* 2012, Briones *et al.* 2018, Pordel *et al.* 2018, de Jong *et al.* 2019, Gallardo-Salazar & Pompa-García 2020). Por otro lado, se tienen métodos secundarios como lo es el desarrollo de ecuaciones alométricas, que consisten en relacionar biomasa con mediciones directas de características morfológicas de la vegetación (modelo de crecimiento) (Picard *et al.* 2012). Finalmente, para obtener estimaciones análogas a los métodos anteriormente mencionados, pero a mayores extensiones espaciotemporal, se han incorporado herramientas de percepción remota, tales como LIDAR (Light Detection and Ranging, por sus siglas en inglés) o imágenes multiespectrales que permiten comprender la estructura de los ecosistemas de manera indirecta (Mohd Zaki *et al.* 2017).

Como consecuencia del desarrollo tecnológico, y obedeciendo a la necesidad de obtener imágenes de alta resolución para el análisis de la vegetación (vía percepción remota), se ha incorporado el uso de cámaras RGB montadas en vehículos aéreos no tripulados (VANT). Estas imágenes nos han permitido obtener información detallada de cobertura de suelo y estructura de la vegetación (altura, área de copa, identificación de individuos y especies), permitiendo nuevas alternativas para el análisis preciso y eficiente (tiempo y recursos económicos) de reservorios de nutrientes (Kachamba *et al.* 2016, Vázquez-Arellano *et al.* 2018, Librán-Embid *et al.* 2020, Navarro *et al.* 2020). Particularmente, en México se han desarrollado estudios con VANT para el análisis de composición, estructura, distribución de vegetación y en menor medida almacén de carbono en agroecosistemas constituidos por monocultivos (Cornejo-Denman *et al.* 2018, Botello-Aguillón *et al.* 2019, Gallardo-Salazar & Pompa-García. 2020, García-Martínez *et al.* 2020, Gómez-Sapiens *et al.* 2021). Sin embargo, no se han realizado estudios, tratando de evaluar reservorios de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos.

Buscando mejorar el entendimiento de las dinámicas del carbono en regiones áridas, así como el efecto de CUCS en las mismas, el presente trabajo tiene como objetivo analizar el almacén de carbono en biomasa aérea (ACBA) de individuos leñosos (árboles y arbustos), en comunidades vegetales de matorral subtropical y pradera de buffel en el Desierto Sonorense (región central de Sonora). Como hipótesis se establece que, a través de la medición de parámetros de la vegetación obtenidos vía percepción remota, provenientes de imágenes RGB alta-resolución, se logrará obtener estimaciones precisas de ACBA para las comunidades analizadas. Para dar respuesta a la hipótesis planteada en el presente trabajo, se llevó a cabo trabajo de campo, en combinación con técnicas de fotogrametría utilizando imágenes RGB alta-resolución (obtenidas mediante cámaras montadas en VANT) de comunidades nativas y modificadas con la introducción de zacate buffel.

Materiales y métodos

Para entender la dinámica de carbono aéreo en el matorral semiárido y la pradera de buffel, bajo uso de suelo ganadero, se realizaron mediciones de vegetación y, posterior a ello, estimaciones de ACBA usando ecuaciones alométricas (método directo). A su vez, se obtuvieron imágenes aéreas RGB alta-resolución, con el fin de obtener mediciones indirectas (por medio de percepción remota-fotogrametría) de la vegetación y poder utilizar ecuaciones alométricas para así estimar ACBA (método indirecto).

Sitio de estudio. El área de estudio se localiza en la franja central de Sonora entre los paralelos 28° 40' y 28° 45' N y los meridianos 110° 30' y 110° 35' O ([Figura 1](#)), dentro del municipio de La Colorada, el cual colinda al Oeste con el municipio de Hermosillo, capital del estado. Las condiciones del sitio son semiáridas, con una precipitación promedio anual de 476 mm, bajo un régimen bimodal. Presenta eventos de precipitación en temporada de verano e invierno, dando lugar a los eventos más prolongados e intensos en verano por la influencia del monzón de Norteamérica (Méndez-Barroso *et al.* 2009). La temperatura se encuentra en un rango de 5 a 40 °C, con una media anual de 22.8 °C (Hinojo-Hinojo *et al.* 2016).

El uso de suelo es principalmente ganadero; el manejo del ganado se rige por una rotación continua a diferentes potreros, donde se pueden encontrar extensiones con cobertura de matorral subtropical (MS) y de manera contigua

pradera de buffel (BF). Particularmente, el establecimiento de la pradera consistió en el desmonte parcial de la vegetación leñosa (dejando solo algunos individuos arbóreos), y posterior al proceso de desmonte, se rastreó el suelo para sembrar el zacate (Hinojo-Hinojo *et al.* 2016).

La vegetación leñosa y dominante, en el matorral, la constituye *Olneya tesota*, *Fouqueria macdougalii* e *Ipomoea arborescens* (Hinojo-Hinojo *et al.* 2019), y en el caso de la pradera, presenta dominancia por *Olneya tesota*, *Prosopis velutina*, *Mimosa laxiflora* y *Jatropha cardiophylla* (Hinojo-Hinojo *et al.* 2019).

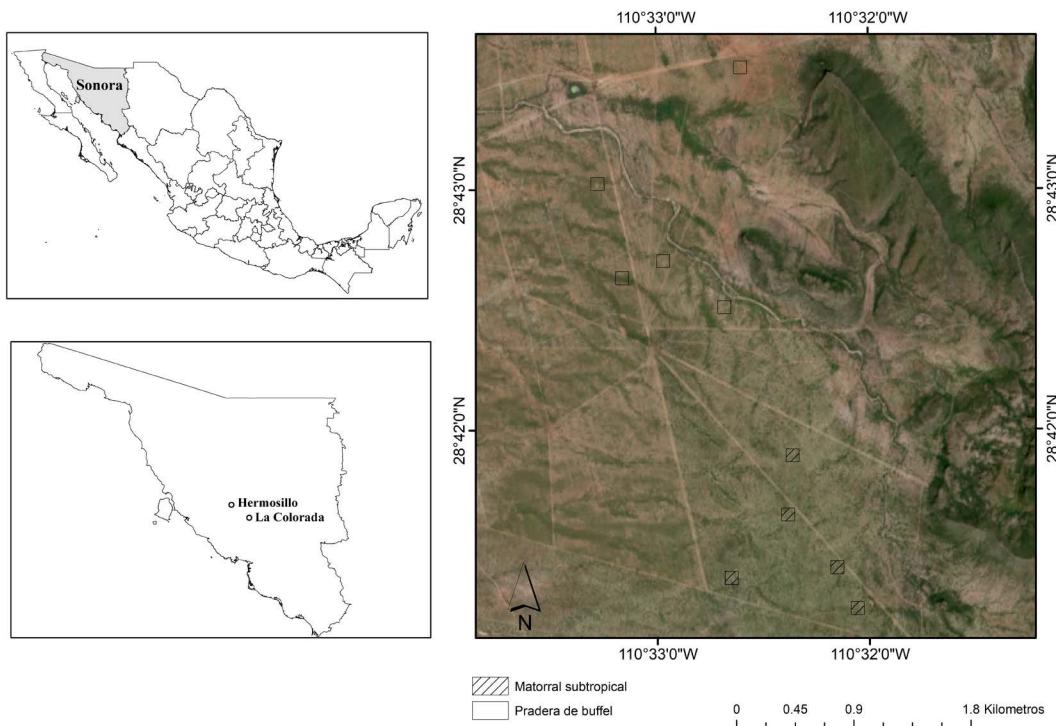


Figura 1. Localización de sitio de estudio.

Inventario de comunidades vegetales. El levantamiento de métricas de la vegetación se llevó a cabo durante la temporada húmeda (agosto, septiembre y octubre), en cinco áreas constituidas por vegetación nativa, y cinco áreas en donde la cobertura vegetal es dominada por buffel en una proporción $> 20\%$. El arreglo experimental consistió en parcelas cuadradas anidadas de 30×30 m para la medición de árboles, y dentro de esta, una subparcela para los arbustos (15×15 m) (Bonham 2013). Posteriormente, los individuos leñosos se contaron en cada parcela, se identificaron a nivel de especie y se les midieron las variables: diámetro a la altura de pecho, altura máxima de copa y dos radios de copa ([Tabla 1](#)).

Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea del estrato leñoso (método directo). Para la estimación de biomasa aérea de los individuos leñosos fueron utilizadas las ecuaciones alométricas que se presentan en la [Tabla 2](#). La ecuación alométrica propuesta por Búrquez *et al.* (2010) fue desarrollada como una ecuación no lineal, para matorral, en condiciones topográficas de planicie, y que utiliza como variable independiente el volumen de vegetación, el cual se estima con la Ecuación 1 por individuo, posteriormente, los cálculos por individuo son sumados y el total se divide por el área de parcela para normalizar el valor de volumen. Complementando la ecuación anterior, fueron utilizadas las ecuaciones alométricas disponibles por especie, *Ipomoea arborescens* y *Prosopis velutina* (McClaran *et al.* 2013, Rojas-García *et al.* 2015).

Tabla 1. Variables medidas por individuo y forma de vida, acorde a PMC 2015.

| Forma de vida | Característica morfológica | Abreviatura |
|------------------|-------------------------------|---------------|
| Árboles | Diámetro a la altura de pecho | DAP |
| Árboles/arbustos | Altura máxima de copa | AMC |
| Arboles/arbustos | Radios de copa | r_1 y r_2 |

Tabla 2. Ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa aérea de vegetación de zonas áridas y semiáridas.

| Tipo de ecuación | Ecuación | Variable independiente (unidad) | Fuente |
|---------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------|
| Comunidad (Matorral) | $y = 896.50x^{1.16}$ | Volumen de vegetación ($m^3 m^2$) | Búrquez <i>et al.</i> 2010 |
| Especie (<i>Ipomoea arborecens</i>) | $ln(y) = -4.00 + 2.65 ln(x)$ | Diámetro a altura de pecho (cm) | Rojas-García <i>et al.</i> 2015 |
| Especie (<i>Prosopis Velutina</i>) | $ln(y) = (-0.67 + 1.55(ln(x))) 1.06$ | Área de copa (m^2) | McClaran <i>et al.</i> 2013 |

Dada la alta densidad de individuos de *Olneya tesota* en las comunidades y a la similitud que presentan en su fisonomía con *Prosopis velutina*, se consideró pertinente el uso de la ecuación propuesta por McClaran *et al.* (2013) para la estimación de la biomasa aérea en individuos de esta especie. Para ello, se ajustó la ecuación incorporando un factor de corrección (1.25), que representa la proporción de la densidad de la madera de *Olneya* (densidad = 0.99 g/cm³) en relación con *Prosopis* (densidad = 0.79 g/cm³), la cual es reportada para ambas especies por Silva (2008).

Tras estimar la biomasa aérea, por estrato (arbustivo y arbóreo), se calculó el contenido de carbono, aplicando el factor de conversión establecido para zonas áridas de México: 47 % de la biomasa es carbono (Briones *et al.* 2018). De manera adicional, fue estimado ACBA utilizando únicamente la ecuación propuesta por Búrquez *et al.* (2010), para posteriormente comparar con las estimaciones del método indirecto, ya que es posible replicar el método para la estimación de ACBA con esta ecuación a partir de las métricas de vegetación, calculadas con imágenes aéreas capturadas mediante VANT.

$$V = AC \times AMC \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde V es volumen de vegetación por área en $m^3 m^2$, es decir, una normalización de la variable acorde al tamaño de la parcela de muestreo (900 m² árboles y 225 m² arbustos). AC es el área de copa en m^2 y AMC es altura máxima de copa en m.

$$AC = r1 \times r2 \times \pi \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde $r1$ y $r2$ son radios de copa (en m) medidos de manera ortogonal uno con respecto del otro.

Índices de diversidad. Para evaluar la diversidad en las comunidades, se utilizó el índice de riqueza específica independiente al tamaño de la muestra, índice de Margalef, el cual se basa en la relación entre número de especies y número de individuos, permitiendo la comparación entre sitios (Campo & Duval 2014). Así mismo, se determinó el índice de diversidad de Shannon-Wiener, el cual se rige por estructura y abundancia proporcional para comprender la variación de especies (Moreno 2001, Del Río *et al.* 2003). También, a través del índice de Pielou se analizó la equitatividad de los individuos por especie (Moreno 2001). Los índices se calcularon con las siguientes ecuaciones:

Índice de Margalef

$$DMg = \frac{S-1}{\ln(n)} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde S es el número total de especies identificadas y n es el número total de individuos.

Índice de Shannon-Wiener

$$H' = -\sum p_i(\ln(p_i)) \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i determinada como el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Índice de Pielou

$$Ev' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad \text{Ecuación 5}$$

Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea del estrato leñoso (método indirecto). Para obtener las métricas indirectas de la vegetación, fue necesario la construcción de ortomosaicos de los sitios de muestreo directo. Se realizó el levantamiento de imágenes de alta resolución a través de una cámara RGB (cámara FC350_3.6_4000 × 2250, 12 MP y ángulo de apertura 96°) montada en un VANT (Phantom 3 Advanced, SZ DJI Technology Co, Shenzhen, Guangdong, China). Las parcelas inventariadas en terreno fueron sobrevoladas, extendiéndose a un área aproximada de una hectárea.

Los vuelos fueron automatizados, programados en la aplicación Altizure Beta (Intern at Shenzhen Zhuke Innovation Technology), con las siguientes características: altura de 35 m y traslape lateral y frontal de 90 %. La serie de imágenes por vuelo estuvo compuesta en promedio por 350 elementos. Posteriormente, las series fueron procesadas en el programa de fotogrametría PIX4D, el cual utiliza el proceso de structure from motion (SfM) para la generación de los ortomosaicos (Iglhaut *et al.* 2019). A partir de los ortomosaicos por sitio, se crearon capas digitales (mapas) que contenían información referente al área de copa (AC), para mapear y delimitar a los individuos leñosos en MS y BF ([Figura 2](#)). Esto se realizó mediante la interpretación y digitalización directa del AC de la vegetación leñosa presente en los ortomosaicos, utilizando los programas QGIS y ArcMap (Environmental Systems Research Institute,

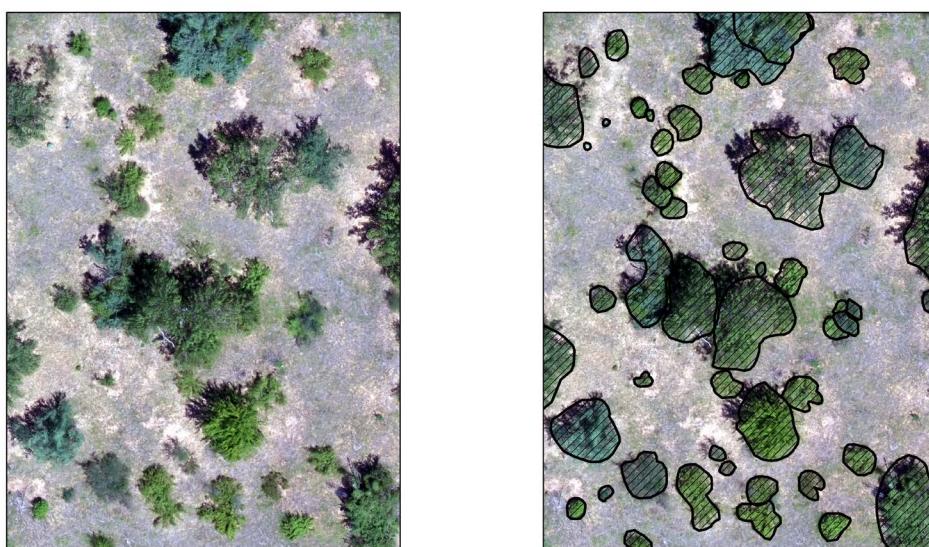


Figura 2. A) Ortomosaico de comunidad de matorral subtropical, y B) ejemplo de la capa final de digitalización de área de copa de individuos leñosos.

California, Estados Unidos). El proceso de digitalización se efectuó de manera separada para los arbustos y los árboles, para obtener capas digitales de AC por estrato.

Posterior a la digitalización, se analizó la relación entre las métricas censadas directamente, AC y altura máxima de copa (AMC) por medio de un análisis de regresión (Montgomery *et al.* 2021), con el fin de utilizar AC indirecta para el cálculo de AMC. Para el análisis de regresión se utilizaron 432 individuos leñosos, de las especies censadas en las comunidades de MS y BF.

A partir de los parámetros obtenidos de manera indirecta, es decir, AC proveniente de la digitalización, y AMC estimada con el modelo obtenido de la regresión, se calculó el volumen de la vegetación para estimar biomasa aérea, y enseguida ACBA. Finalmente, para analizar la diferencia estadística de los resultados con los métodos directos e indirectos, se utilizó la prueba de t de Student.

Resultados

Índices de diversidad. A través del censo de la vegetación leñosa se obtuvo que matorral presenta 2378 Ind./ha, mientras que la pradera presenta 915 Ind./ha. Las especies dominantes en el estrato arbóreo en MS son *Olneya tesota* e *Ipomoea arborescens*, por su parte, las praderas presentan dominancia por *Prosopis velutina* y *Olneya tesota*. Este estrato representa < 6 % de los individuos totales, en ambas comunidades ([Tabla 3](#)). Dentro del estrato arbustivo, la especie dominante es *Jatropha cardiophylla* en las dos comunidades.

En relación con la morfología de las comunidades, se presentó una AMC promedio + DE en arbustivo de MS de $1.31 \text{ m} \pm 0.61 \text{ m}$, y en arbustos de BF, $1.27 \text{ m} \pm 0.53 \text{ m}$. Por su parte, el estrato arbóreo muestra un promedio de $4.48 \text{ m} \pm 2.19 \text{ m}$ y $4.59 \text{ m} \pm 1.30 \text{ m}$, en MS y BF, respectivamente. En lo que concierne a el AC del estrato arbustivo, los promedios son $1.76 \text{ m}^2 \pm 2.04 \text{ m}^2$ en MS y $1.40 \text{ m}^2 \pm 1.47 \text{ m}^2$ en BF. El AC del estrato arbóreo de MS es de $14.65 \text{ m}^2 \pm 12.26 \text{ m}^2$, mientras que en BF es de $26.35 \text{ m}^2 \pm 17.48 \text{ m}^2$ ([Tabla 3](#)).

Tabla 3. Número total de especies identificadas, número de individuos por hectárea, rango de las métricas de altura máxima de copa y área de copa, por estrato y por comunidad, matorral subtropical (MS) y Pradera de buffel (BF).

| | Especies identificadas | Ind/ha | Altura máxima de copa (mínimo-máximo) m | Área de copa (mínimo-máximo) m ² |
|-------------|------------------------|--------|---|---|
| Arbustos MS | 24 | 2,240 | 0.3-3.34 | 0.02-16.83 |
| Arbustos BF | 17 | 871 | 0.06-2.98 | 0.05-11.15 |
| Árboles MS | 9 | 138 | 2.16-14.57 | 2.54-51.67 |
| Árboles BF | 4 | 44 | 2.88-7.50 | 4.90-67.73 |

En términos de diversidad de individuos leñosos ([Tabla 4](#)), acorde al índice de riqueza de especies de Margalef, MS presenta riqueza moderada (> 2), mientras que BF presenta riqueza baja (< 2), la diferencia entre comunidades es significativa ($W = 0, p < 0.05$). A su vez, el índice de diversidad de Shannon-Wiener muestra que las comunidades analizadas tienen valores menores a 2, encontrando el valor más bajo para BF. En cuanto al índice de Pielou, se establece que los individuos en ambas comunidades se presentan de manera equitativa por especie, ya que se tienen valores mayores a 0.79. De acuerdo con la evidencia estadística con la que se cuenta para estos últimos índices (H' : $t = -1.7734, df = 6.5, p = 0.1222$, y para Ev' : $t = 0.84532, df = 7.8859, p = 0.4228$), no se presenta diferencias significativas entre las comunidades.

Almacén de carbono en biomasa aérea con método directo. El almacén de carbono en biomasa aérea total compuesto por los individuos leñosos en matorral fue de 10.35 Mg C/ha , mientras que en la pradera se presenta un total de 3.20 Mg C/ha . Al separar el reservorio de carbono aéreo por estrato, se observa que, en ambas comunidades los árboles almacenan la mayoría de éste ($> 80 \%$; [Tabla 5](#)). Por otra parte, se encontró mayor capacidad de almacenamiento de carbono en el estrato arbustivo de MS, en comparación con BF, como se puede apreciar en la [Tabla 5](#).

Tabla 4. Índices de diversidad, Margalef (DMg), Shannon-Wiener (H') y Pielou (Ev'), por parcela censada, en las comunidades de matorral subtropical (MS) y Pradera de buffel (BF).

| Parcela | MS | | | BF | | |
|----------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| | DMg | H' | Ev' | DMg | H' | Ev' |
| P 1 | 2.32 | 2.02 | 0.88 | 1.68 | 1.43 | 0.73 |
| P 2 | 3.49 | 2.52 | 0.89 | 2.12 | 1.62 | 0.77 |
| P 3 | 2.19 | 1.73 | 0.79 | 1.61 | 1.47 | 0.91 |
| P 4 | 2.36 | 1.90 | 0.79 | 2.16 | 1.84 | 0.94 |
| P 5 | 2.42 | 1.64 | 0.68 | 2.10 | 1.88 | 0.90 |
| Promedio ± DE | 2.56 ± 0.52 | 1.96 ± 0.34 | 0.80 ± 0.08 | 1.93 ± 0.26 | 1.65 ± 0.20 | 0.85 ± 0.09 |

Tabla 5. Contribución por estrato al almacén de carbono de individuos leñosos, en matorral subtropical (MS) y praderas constituidas de buffel (BF). Ambas comunidades bajo uso de suelo ganadero.

| Comunidad | Estrato | Promedio ± DE almacén de carbono (Mg C/ha) | Almacén de carbono total (Mg C/ha), estrato leñoso | Almacén de carbono (%) |
|-----------|-----------|--|---|------------------------------|
| MS | Arbustivo | 1.65 ± 1.04 | | 15.94 |
| MS | Arbóreo | 8.70 ± 4.90 | | 84.05 |
| MS | Leñoso | | 10.35 | |
| BF | Arbustivo | 0.42 ± 0.32 | | 13.12 |
| BF | Arbóreo | 2.78 ± 1.82 | | 86.87 |
| BF | Leñoso | | 3.20 | |

El ACBA de MS y BF, acorde a las pruebas estadísticas, presenta diferencia significativa en el estrato arbustivo ($t = -2.51$, $df = 4.79$, $P = 0.05$), arbóreo ($W = 2$, $P = 0.03$) y de la misma manera, en el conjunto de todos los individuos leñosos ($t = -2.13$, $df = 11.17$, $P = 0.05$).

Almacén de carbono en biomasa aérea con método indirecto. A través de un análisis de regresión lineal, se encontró una correlación significativa ($P < 0.01$) entre AC y AMC, lo cual nos indica que AC puede ser usada para estimar AMC. En el mismo sentido, un coeficiente de determinación alto ($R^2 = 0.74$), indica que la variable independiente (AC) explica gran parte (74 %) de la variación en la respuesta (variable dependiente, AMC). Comprobando entonces la relación entre variables y una alta explicación de la varianza de AMC, se estableció como modelo de predicción la ecuación proveniente del análisis de regresión ($AMC = 0.2809 (AC) + 0.9396$).

En total, el almacén de carbono calculado para la comunidad leñosa de MS presenta 5.05 Mg C/ha, mientras que BF 2.46 Mg C/ha, en cuanto al método indirecto, MS presenta 8.01 Mg C/ha y BF 6.47 Mg C/ha. Si bien, la estimación con el método indirecto presenta una sobreestimación en contraste con el método directo, se logra explicar la varianza de este. Así mismo, se encontró correlación significativa entre ambos métodos ($R^2 \geq 0.7$ y $p < 0.05$; [Tabla 6](#) y [Figura 3](#)).

Si se desagregan los estratos, en MS el arbóreo presenta mayor correlación entre los métodos, observando una $R^2 = 0.97$, en cuanto que, el estrato arbustivo presenta una $R^2 = 0.85$. En cuanto a BF, se obtuvo una $R^2 = 0.72$ en el estrato arbóreo, mientras que en el arbustivo una $R^2 = 0.77$. Sin embargo, cabe destacar que aun cuando los valores

Tabla 6. Análisis de regresión entre almacén de carbono estimado con métodos directos e indirectos (variable dependiente almacén de carbono con parámetros *in situ*, y variable independiente almacén de carbono con parámetros indirectos), para estratos arbustivo, arbóreo y agrupados, en matorral subtropical y en praderas de buffel. Se identifica con * $P < 0.01$ y con ** $P < 0.001$.

| Estrato | | Ecuación | Error DE. | Valor <i>P</i> | <i>R</i> ² |
|---------|-----------|--------------------|-----------|----------------|-----------------------|
| MS | Arbustivo | $y = 0.74x + 0.74$ | 0.17 | < 0.05 | 0.85 |
| MS | Arbóreo | $y = 0.47x + 0.20$ | 0.04 | < 0.05* | 0.97 |
| MS | Leñoso | $y = 0.40x + 0.95$ | 0.04 | < 0.05** | 0.89 |
| BF | Arbustivo | $y = 2.06x + 0.04$ | 0.63 | < 0.05 | 0.77 |
| BF | Arbóreo | $y = 0.33x - 0.06$ | 0.11 | < 0.05 | 0.72 |
| BF | Leñosos | $y = 0.29x - 0.31$ | 0.04 | < 0.05** | 0.83 |
| MS y BF | Arbustivo | $y = 0.87x + 0.42$ | 0.12 | < 0.05** | 0.85 |
| MS y BF | Arbóreo | $y = 0.43x - 0.07$ | 0.09 | < 0.05** | 0.73 |
| MS y BF | Leñoso | $y = 0.36x + 0.59$ | 0.04 | < 0.05** | 0.75 |

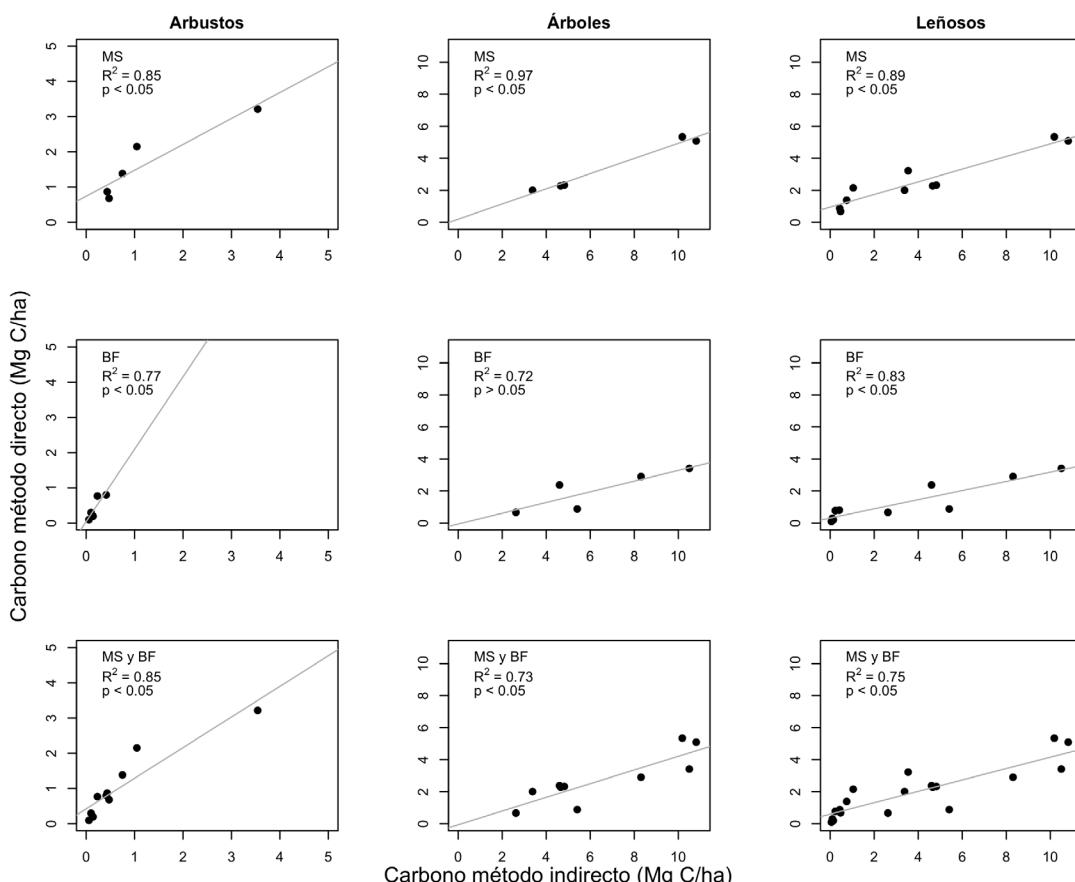


Figura 3. Diagramas de dispersión de almacén de carbono aéreo del estrato leñoso (arbustos y árboles), estimado con método directo (eje y) e indirecto (eje x), para comunidades de matorral subtropical (MS) y praderas de buffel (BF).

obtenidos, sugieren una buena relación entre ambos métodos, las pruebas estadísticas no demuestran significancia para el estrato arbóreo en BF ($p = 0.06$; [Tabla 6](#)). Por otra parte, al integrar la información de ACBA de individuos arbóreos y arbustivos de las comunidades, se observan correlaciones significativas entre métodos ([Figura 3](#)), así mismo, coeficientes de determinación altos ($R^2 > 0.70$ y $p < 0.05$).

Discusión

De acuerdo con el presente análisis, en las comunidades de matorral subtropical donde se ha establecido zacate buffel, se observa una disminución tanto en el número de especies leñosas, como en el número de individuos por especie. Lo anterior es consistente con lo reportado en estudios previos, en donde se menciona que la implementación del zacate buffel con fines forrajeros a menudo desemboca en la reducción en la diversidad de la vegetación (Morales-Romero & Molina-Freaner 2008, Marshall *et al.* 2012, Bracamonte *et al.* 2017). Específicamente, se ha encontrado una reducción de individuos mayor al 50 % (tomando en cuenta el estrato arbustivo y arbóreo), y una reducción de la riqueza de especies del 30 y 50 % en arbustos y árboles, respectivamente. De acuerdo con el contraste de los índices de diversidad calculados para las comunidades, se sugiere diferencia estadísticamente significativa en la riqueza específica de BF y MS. Sin embargo, en términos de diversidad y equitatividad, no se cuenta con suficiente evidencia estadística para establecer diferencias ambas comunidades. Lo anterior sugiere el cambio de la riqueza de especies en las comunidades, pero no en la presencia equitativa de individuos entre las especies, condición que fue reportada también por Bracamonte *et al.* (2017) para una comunidad del desierto Sonorense. Asimismo, Castellanos *et al.* (2002) y Morales-Romero & Molina-Freaner (2016) reportan alteraciones en el microclima y la composición de las comunidades vegetales de los matorrales convertidos a praderas de buffel, lo cual genera condiciones adversas para las especies nativas, y por ende la posible reducción de las mismas.

Es importante destacar que, de acuerdo a los resultados del presente estudio, la conversión de matorral subtropical a pradera de buffel, implica un decremento considerable de la cantidad de carbono almacenado en biomasa aérea ($> 7 \text{ Mg C ha}$), siendo el reservorio de carbono del estrato arbustivo el más afectado por estas prácticas (desmonte y pastoreo). Esto es importante, ya que se ha reportado modificaciones a grandes extensiones de matorrales nativos ($> 1,500,000 \text{ ha}$) dentro del Desierto Sonorense (Bracamonte *et al.* 2017).

Acorde a los resultados obtenidos en relación con los atributos morfológicos de la vegetación, la conversión a praderas de buffel, sugiere un incremento en el área de copa de los árboles presentes ([Figura 4](#)), pues del total de individuos que se presentan en estas áreas, alrededor del 45 % tiene un AC mayor a 25 m^2 (solo el 15 % de los individuos arbóreos en MS presentan tallas similares). Así mismo, la variabilidad en las estimaciones del almacén de BF indica que la respuesta de MS ante la introducción de buffel no se presenta de la misma forma para todos los sitios, lo cual tiene una relación directa con el legado ecológico y la forma de uso previo de los sitios muestreados (Castellanos *et al.* 2010, Mora *et al.* 2013). Tomando en cuenta ambas aseveraciones, podemos indicar que la distribución del carbono en biomasa aérea (en especies leñosas) para las praderas de buffel, no puede ser generalizada para todos los sitios en donde se ha introducido el zacate.

Se encontró suficiente evidencia estadística para comprobar relación entre los métodos directo e indirecto, sugeridos en el presente trabajo, lo cual indica que es posible estimar ACBA, a través de imágenes RGB alta-resolución. Específicamente, mediante la utilización de técnicas fotogramétricas en imágenes aéreas obtenida mediante VANT, se obtuvieron modelos adecuados para la predicción del almacén de carbono aéreo contenido en especies leñosas presentes en MS y BF. Al combinar todos los datos disponibles de ACBA (árboles y arbustos de MS y BF), se obtuvo un modelo general con buena capacidad de predicción, indicando que la cantidad de carbono aéreo en estas comunidades presenta una relación directa con el área de copa (variable utilizada en el método indirecto, al correlacionar el área de copa con la altura máxima de copa de los individuos), y por ende que es posible utilizar el mismo modelo para las dos comunidades estudiadas.

Observando la alta correlación entre el método directo e indirecto, consideramos que es posible predecir biomasa (ACBA) en los estratos leñosos de las comunidades analizadas, utilizando aproximaciones vía VANT. Lo

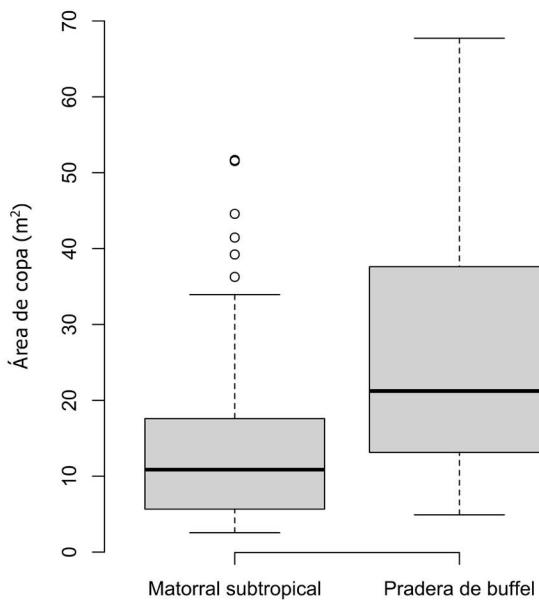


Figura 4. Diagrama de caja y bigote generado con datos de área de copa (m^2) de individuos arbóreos, censados en matorral subtropical y praderas de buffel del Noroeste de México.

anterior sugiere la posibilidad de hacer más eficiente el proceso de muestreo en campo. Resultados similares se pueden encontrar en otros trabajos que han estudiado agroecosistemas específicos, bosques y manglares (Botello-Aguillón *et al.* 2019, Effiom *et al.* 2019, González-Jaramillo *et al.* 2019, García-Martínez *et al.* 2020, Navarro *et al.* 2020).

Se concluye que el cambio de cobertura vegetal en matorral subtropical provocado para la introducción y establecimiento de buffel, implica la simplificación a la estructura de la comunidad (menor número de especies), así como la reducción del ACBA de los estratos leñosos (principalmente en el estrato arbustivo). También, se observa gran variabilidad del carbono contenido en este componente en las praderas de buffel, dificultando la predicción (tendencia) de este cambio. Por otra parte, mediante el uso de imágenes RGB alta-resolución, fue posible detectar la modificación por CUCS en los reservorios de carbono en las comunidades analizadas. Finalmente, es fundamental que en futuros trabajos de esta naturaleza se busque incluir el estrato compuesto por especies herbáceas, para comprender su contribución, así como la dinámica del carbono aéreo contenido en la biomasa vegetal en su totalidad.

Agradecimientos

MGVP agradece al CONACYT y al Posgrado en Biociencias de la Universidad de Sonora, por la aceptación como becario para estudios de Doctorado. Así mismo, MGVP también quisiera agradecer al Laboratorio de Ecosistemas y Percepción Remota, por el apoyo recibido durante este estudio. JRRL y AECV agradecen al CONACYT por el apoyo a los proyectos CB61865 y CB223525. JRRL quisiera reconocer el apoyo del Northern Jaguar Project, por la aprobación del proyecto registrado como USO313007014. Los autores agradecen al Sr. L. Sierra Maldonado (Rancho el Churi), por permitirnos realizar este estudio dentro de su propiedad.

Literatura citada

- Ahlström A, Raupach MR, Schurgers G, Smith B, Arneth A, Jung M, Reichstein M, Canadell JG, Friedlingstein P, Jain AK, Kato E, Poulter B, Sitch S, Stocker BD, Viovy N, Wang, YP, Wiltshire A, Zaehle S, Zeng N. 2015. The

- dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO₂ sink. *Science* **348**: 895-899. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaa1668>
- Arriaga L, Castellanos AE, Moreno E, Alarcón J. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: a case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology* **18**: 1504-1514.
- Biederman JA, Scott RL, Arnone JA, Jasoni RL, Litvak ME, Moreo MT, Papuga SA, Ponce-Campos GE, Schreiner-McGraw AP, Vivoni ER. 2018. Shrubland carbon sink depends upon winter water availability in the warm deserts of North America. *Agricultural and Forest Meteorology* **249**: 407-419. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.005>
- Bonham CD. 2013. *Measurements for terrestrial vegetation*. Nueva York: John Wiley & Sons. ISBN: 978-0-4709-7258-8
- Botello-Aguillón C, Gavi-Reyes F, Tijerina-Chávez L, Galvis-Spíndola A, Roblero-Hidalgo R. 2019. Estimación de biomasa aérea de forrajes de invierno bajo riego a través de un dron. *Agro Productividad* **12**. DOI: <https://doi.org/10.32854/agrop.v0i0.354>
- Bradley BA, Houghton RA, Mustard JF, Hamburg SP. 2006. Invasive grass reduces aboveground carbon stocks in shrublands of the Western US. *Global Change Biology* **12**: 1815-1822. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01232.x>
- Bracamonte JA, Tinoco-Ojanguren C, Sánchez-Coronado ME, Molina-Freaner F. 2017. Germination requirements and the influence of buffelgrass invasion on a population of *Mammillaria grahamii* in the Sonoran Desert. *Journal of Arid Environments* **137**: 50-59. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.11.003>
- Briones O, Búrquez A, Martínez-Yrízar A, Pavón N, Perroni Y. 2018. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques* **24**. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401898>
- Búrquez A, Martínez-Yrízar A, Miller M, Rojas K, Quintana MA, Yetman D. 1998. Mexican grasslands and the changing aridlands of Mexico: an overview and a case study in northwestern Mexico. In: Tellman B, Finch DM, Edminster C and Hamre R, eds. *The Future of Arid Grasslands: Identifying Issues, Seeking Solutions*. USA: Department of Agriculture, Forest Service. pp 21-32.
- Búrquez A, Martínez-Yrízar A, Núñez S, Quintero T, Aparicio A. 2010. Aboveground biomass in three Sonoran Desert communities: Variability within and among sites using replicated plot harvesting. *Journal of Arid Environments* **74**: 1240-1247. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.04.004>
- Campo AM, Duval VS. 2014. Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía de La Universidad Complutense* **34**: 25-42. DOI: https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071
- Castellanos AE, Bravo LC, Koch GW, Llano JM, López D, Méndez R, Rodríguez JC, Romo JR, Sisk T, Yanes G. 2010. Impactos Ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos semiáridos de Sonora. In: Molina-Freaner F, Van Devender TR, eds. *Diversidad biológica del Estado de Sonora*. México, DF: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad- Universidad Nacional Autónoma de México. pp 157-186. ISBN: 978-607-02-0427-2
- Castellanos AE, Celaya-Michel H, Rodríguez JC, Wilcox BP. 2016. Ecohydrological changes in semiarid ecosystems transformed from shrubland to buffelgrass savanna. *Ecohydrology* **9**: 1663-1674. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.1756>
- Castellanos AE, Yanes G, Valdez-Zamudio D. 2002. Drought - Tolerant exotic buffel - grass and desertification. In: Tellman B. ed. *Weeds Across Borders: Proceedings of a North American Conference*. USA, Arizona: Arizona-Sonora Museum. pp 99-112.
- Chapin FS, Matson PA, Vitousek P. 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Nueva York: *Springer Science & Business Media*. ISBN: 978-1-4419-9503-2
- Clerici N, Cote-Navarro F, Escobedo FJ, Rubiano K, Villegas J C. 2019. Spatio-temporal and cumulative effects of land use-land cover and climate change on two ecosystem services in the Colombian Andes. *Science of the Total Environment* **685**: 1181-1192. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.275>

- Collins SL, Belnap J, Grimm NB, Rudgers JA, Dahm CN, D'Odorico P, Litvak M, Natvig DO, Peters DC, Pockman WT, Sinsabaugh RL, Wolf BO. 2014. A multiscale, hierarchical model of pulse dynamics in arid-land ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **45**: 397-419. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091650>
- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. 2009. *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. México: CONABIO. ISBN: 978-607-7607-08-3
- Cornejo-Denman L, Romo-León JR, Castellanos AE, Diaz-Caravantes RE, Moreno-Vázquez JL, Méndez-Estrella R. 2018. Assessing riparian vegetation condition and function in disturbed sites of the arid northwestern Mexico. *Land* **7**: 8-10. DOI: <https://doi.org/10.3390/land7010013>
- Franklin KA, Lyons K, Nagler PL, Lampkin D, Glenn EP, Molina-Freaner F, Markow T, Huete, AR. 2006. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation* **127**: 62-71. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.018>
- De Albuquerque FS, Macías-Rodríguez MÁ, Búrquez A, Astudillo-Scalia Y. 2019. Climate change and the potential expansion of buffelgrass (*Cenchrus ciliaris* L., Poaceae) in biotic communities of Southwest United States and northern Mexico. *Biological Invasions* **21**: 3335-3347. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02050-5>
- de Jong B, Olgún M, Rojas F, Maldonado V, Paz-Pellat F. 2019. Base de datos de la biomasa de los sitios del inventario nacional forestal periódico, ciclo 1992-1994. *Elementos para Políticas Públicas* **3**: 57-69.
- Del Río M, Montes F, Cañellas I, Montero G. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* **12**: 159-176.
- Edwards KM, Schlesinger C, Ooi MKJ, French K, Gooden B. 2019. Invasive grass affects seed viability of native perennial shrubs in arid woodlands. *Biological Invasions* **21**: 1763-1774. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01933-x>
- Effiom AE, van Leeuwen LM, Nyktas P, Okojie JA, Erdbrügger J. 2019. Combining unmanned aerial vehicle and multispectral Pleiades data for tree species identification, a prerequisite for accurate carbon estimation. *Journal of Applied Remote Sensing* **13**: 034530. DOI: <https://doi.org/10.1117/1.jrs.13.034530>
- Elkind K, Sankey TT, Munson SM, Aslan CE. 2019. Invasive buffelgrass detection using high-resolution satellite and UAV imagery on Google Earth Engine. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* **5**: 318-331. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.116>
- Gallardo-Salazar JL, Pompa-García M. 2020. Detecting individual tree attributes and multispectral indices using unmanned aerial vehicles: Applications in a pine clonal orchard. *Remote Sensing* **12**: 1-22. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12244144>
- García-Martínez H, Flores-Magdaleno H, Ascencio-Hernández R, Khalil-Gardezi A, Tijerina-Chávez L, Mancilla-Villa OR, Vázquez-Peña MA. 2020. Corn grain yield estimation from vegetation indices, canopy cover, plant density, and a neural network using multispectral and rgb images acquired with unmanned aerial vehicles. *Agriculture* **10**: 1-24. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture10070277>
- Gómez-Sapiens M, Schlatter KJ, Meléndez Á, Hernández-López D, Salazar H, Kendy E, Flessa KW. 2021. Improving the efficiency and accuracy of evaluating aridland riparian habitat restoration using unmanned aerial vehicles. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* **7**: 488-503. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.204>
- González-Jaramillo V, Fries A, Bendix J. 2019. AGB estimation in a tropical mountain forest (TMF) by means of RGB and multispectral images using an unmanned aerial vehicle (UAV). *Remote Sensing* **11**: 1-22. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11121413>
- Grace J, José JS, Meir P, Miranda HS, Montes RA. 2006. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *Journal of Biogeography* **33**: 387-400. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01448.x>
- Hinojo-Hinojo C, Castellanos AE, Huxman T, Rodríguez JC, Vargas R, Romo-León JR, Biederman JA. 2019. Native shrubland and managed buffelgrass savanna in drylands: Implications for ecosystem carbon and water fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* **268**: 269-278. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.030>

- Hinojo-Hinojo C, Castellanos AE, Rodríguez JC, Delgado-Balbuena J, Romo-León JR, Celaya-Michel H, Huxman TE. 2016. Carbon and water fluxes in an exotic buffelgrass savanna. *Rangeland Ecology and Management* **69**: 334-341. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2016.04.002>
- Huang J, Li Y, Fu C, Chen F, Fu Q, Dai A, Shinoda M, Ma Z, Guo W, Li Z, Zhang L, Liu Y, Yu H, He Y, Xie Y, Guan X, Ji M, Lin L, Wang S, Yan H, Wang G. 2017. Dryland climate change: Recent progress and challenges. *Reviews of Geophysics* **55**: 719-778. DOI: <https://doi.org/10.1002/2016RG000550>
- Iglhaut J, Cabo C, Puliti, S, Piermattei, L, O'Connor J, Rosette J. 2019. Structure from motion photogrammetry in forestry: A review. *Current Forestry Reports* **5**: 155-168. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00094-3>
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change]. 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Ginebra, Suiza: IPCC. ISBN: 978-92-9169-343-6
- Kachamba DJ, Ørka HO, Gobakken T, Eid T, Mwase W. 2016. Biomass estimation using 3D data from unmanned aerial vehicle imagery in a tropical woodland. *Remote Sensing* **8**: 1-18. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs8110968>
- Lambin EF, Turner BL, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran E F, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards JF, Skånes H, Steffen W, Stone GD, Svedin U, Veldkamp TA, Vogel C, Xu J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* **11**: 261-269. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Librán-Embido F, Klaus F, Tscharntke T, Grass I. 2020. Unmanned aerial vehicles for biodiversity-friendly agricultural landscapes - A systematic review. *Science of the Total Environment* **732**: 139-204. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139204>
- Marcos MS, Carrera AL, Bertiller MB, Olivera NL. 2020. Grazing enhanced spatial heterogeneity of soil dehydrogenase activity in arid shrublands of Patagonia, Argentina. *Journal of Soils and Sediments* **20**: 883-888. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02440-1>
- Marshall VM, Lewis MM, Ostendorf B. 2012. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: A review. *Journal of Arid Environments* **78**: 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.11.005>
- McClaran MP, McMurtry CR, Archer SR. 2013. A tool for estimating impacts of woody encroachment in arid grasslands: Allometric equations for biomass, carbon and nitrogen content in *Prosopis velutina*. *Journal of Arid Environments* **88**: 39-42. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.08.015>
- Méndez-Barroso LA, Vivoni ER, Watts CJ, Rodríguez JC. 2009. Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *Journal of Hydrology* **377**: 59-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.009>
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment]. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press. ISBN: 1-59726-040-1
- Mohd Zaki NA, Abd Latif Z. 2017. Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in aboveground-biomass modelling. *Geocarto International* **32**: 701-716. DOI: <https://doi.org/10.1080/10106049.2016.1178814>
- Montaño NM, Ayala F, Bullock SH, Briones O, García Oliva F, Sánchez R, García Maya Y, Perroni Y, Siebe C, Tapia Torres Y, Troyo E, Yépez E. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* **34**: 39-59.
- Montgomery DC, Peck EA, Vining GG. 2021. *Introduction to linear regression analysis*. Nueva York USA: John Wiley & Sons. ISBN: 9781119578741
- Mora C, Jiménez J, Rodríguez EA, Alonso E, Camacho R, Israel J, Aurelio M, Tagle G. 2013. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* **4**: 124-137.
- Morales-Romero D, Molina-Freaner F. 2008. Influence of buffelgrass pasture conversion on the regeneration and

- reproduction of the columnar cactus, *Pachycereus pecten-aboriginum*, in northwestern Mexico. *Journal of Arid Environments* **72**: 228-237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.05.012>
- Morales-Romero D, Molina-Freaner F. 2016. Conversion of thornscrub to buffelgrass pasture in northwestern Mexico: Microclimatic consequences. *Journal of Arid Environments* **125**: 110-115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.012>
- Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. España, Zaragoza: *M & T-Manuales y Tesis SEA* **1**: 43-48. ISBN: 84-922495-2-8
- Navarro A, Young M, Allan B, Carnell P, Macreadie P, Ierodiaconou D. 2020. The application of Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) to estimate above-ground biomass of mangrove ecosystems. *Remote Sensing of Environment* **242**: 111747. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111747>
- Ojima DS, Galvin K, Turner BL. 1994. The global impact of land-use change. *Bioscience* **44**: 300-304. DOI: <https://doi.org/10.2307/1312379>
- Picard N, Saint-André L, Henry M. 2012. Manual for building tree volume and biomass allometric equations: From field measurement to prediction. Italia, Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)-Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD). E-ISBN: 978-92-5-107347-6
- Pielke RA, Marland G, Betts RA, Chase TN, Eastman JL, Niles JO, Niyogi DDS, Running SW. 2013. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: Relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. In: *Capturing Carbon and Conserving Biodiversity: The Market Approach*. Londres: Routledge. pp 157-172. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781849770682>
- Pordel F, Ebrahimi A, Azizi Z. 2018. Canopy cover or remotely sensed vegetation index, explanatory variables of above-ground biomass in an arid rangeland, Iran. *Journal of Arid Land* **10**: 767-780. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40333-018-0017-y>
- Poulter B, Frank D, Ciais P, Myneni RB, Andela N, Bi J, Broquet G, Canadell JG, Chevallier F, Liu YY, Running SW, Sitch S, Van Der Werf GR. 2014. Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature* **509**: 600-603. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature13376>
- PMC [Programa Mexicano del Carbono]. 2015. Manual de Procedimientos Inventario de Carbono+. Estudio de Factibilidad Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México. Texcoco, Estado de México. <https://acortar.link/FtRjiA> (accessed May 10, 2019).
- Rojas-García F, De Jong BHJ, Martínez-Zurimendí P, Paz-Pellat F. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* **72**: 835-864. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0456-y>
- Schlesinger WH, Bernhardt ES. 2013. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. USA: Academic press. ISBN: 978-0-12-385874-0
- Silva JA. 2008. Fichas técnicas sobre características tecnológicas y usos de maderas comercializadas en México. México: Coordinación, Educación y Desarrollo Tecnológico. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 53-71.
- Tadesse G, Zavaleta E, Shennan C. 2014. Effects of land-use changes on woody species distribution and above-ground carbon storage of forest-coffee systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **197**: 21-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.008>
- Vázquez-Arellano M, Reiser D, Paraforos DS, Garrido-Izard M, Burce MEC, Griepentrog HW. 2018. 3-D reconstruction of maize plants using a time-of-flight camera. *Computers and Electronics in Agriculture* **145**: 235-247. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.01.002>
- Vitousek PM. 1992. Global environmental change: an introduction. *Annual review of Ecology and Systematics* **23**: 1-14.
- Wang G, Liu S, Liu T, Fu Z, Yu J, Xue B. 2019. Modelling above-ground biomass based on vegetation indexes: a

modified approach for biomass estimation in semi-arid grasslands. *International Journal of Remote Sensing* **40**: 3835-3854. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1553319>.

Wright BR, Latz PK, Albrecht DE, Fensham RJ. 2021. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) eradication in arid central Australia enhances native plant diversity and increases seed resources for granivores. *Applied Vegetation Science* **24**: 1-9. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12533>

Editor de sección: Enrique Jurado

Contribución de autores. Todos los autores contribuyeron al manuscrito. MGVP, trabajo de campo, análisis de datos y escritura de manuscrito; JRRL, contribuyó en el desarrollo y establecimiento del objetivo de esta investigación, además, ayudó en todos los pasos del análisis y el desarrollo del manuscrito; AECV y RACG, asesoraron y dieron recomendaciones para el desarrollo de la investigación; JGP y GAP, ayudaron significativamente a la selección y ajuste de ecuaciones alométricas y análisis de datos.