



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y
TECNOLÓGICAS

POSGRADO EN BIOCENCIAS

CAMBIO DE LA COBERTURA DE SUELO Y LAS DINÁMICAS REGIONALES DEL ALMACÉN DE CARBONO EN EL CENTRO DE SONORA.

TESIS

que para obtener el grado de:

DOCTORA EN BIOCENCIAS

presenta:

MASULY GUADALUPE VEGA PUGA

Hermosillo, Sonora, México

20 de enero de 2023

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

Hermosillo, Sonora a 09 de Diciembre del 2022.

Asunto: Cesión de derechos

**UNIVERSIDAD DE SONORA
P R E S E N T E.**

Por este conducto hago constar que soy autor y titular de la obra denominada **Cambio de la cobertura de suelo y las dinámicas regionales del almacén de carbono en el centro de Sonora**, en los sucesivo LA OBRA, realizada como trabajo terminal con el propósito de obtener el Grado de **Doctora en Biociencias**, en virtud de lo cual autorizo a la Universidad de Sonora (UNISON) para que efectúe la divulgación, publicación, comunicación pública, distribución, distribución pública, distribución electrónica y reproducción, así como la digitalización de la misma, con fines académicos o propios de la institución y se integren a los repositorios de la universidad, estatales, regionales, nacionales e internacionales.

La UNISON se compromete a respetar en todo momento mi autoría y a otorgarme el crédito correspondiente en todas las actividades mencionadas anteriormente.

De la misma manera, manifiesto que el contenido académico, literario, la edición y en general cualquier parte de LA OBRA son de mi entera responsabilidad, por lo que deslindo a la UNISON por cualquier violación a los derechos de autor y/o propiedad intelectual y/o cualquier responsabilidad relacionada con la OBRA que cometa el suscrito frente a terceros.

ATENTAMENTE

Masuly Guadalupe Vega Puga



Nombre y Firma del Autor



LIC. GILBERTO LEÓN LEÓN
Abogado General
UNIVERSIDAD DE SONORA

Hermosillo, Sonora, México

Diciembre, 2022.

**CAMBIO DE LA COBERTURA DE SUELO Y LAS DINÁMICAS REGIONALES
DEL ALMACÉN DE CARBONO EN EL CENTRO DE SONORA.**

TESIS

que para obtener el grado de:

DOCTORA EN BIOCENCIAS

presenta:

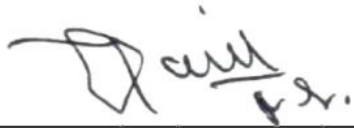
MASULY GUADALUPE VEGA PUGA

Hermosillo, Sonora, México

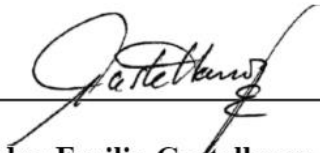
20 de enero de 2023

APROBACIÓN

Los miembros del Comité designado para revisar la tesis intitulada “Cambio en la cobertura de suelo y las dinámicas regionales del almacén de carbono en el centro de Sonora” presentada por Masuly Guadalupe Vega Puga, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctora en Biociencias.



Dr. José Raúl Romo León
Director y Presidente



Dr. Alejandro Emilio Castellanos Villegas
Sinodal interno y Secretario



Dra. Reyna Amanda Castillo Gámez
Sinodal interno



Dr. Jaime Garatuza Payán
Sinodal externo



Dr. Guillermo Ernesto Ponce Campos
Sinodal externo

DEDICATORIA

A mi familia, especialmente a mi papá quien sigue alumbrando desde otro tiempo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al CONACYT y al Posgrado en Biociencias de la Universidad de Sonora, por la aceptación como becario para estudios de Doctorado. Así mismo, a los doctores Alejandro Castellanos, Reyna Castillo, Jaime Garatuzza y Gregorio Ángeles por guiarme en este proceso, especialmente a mi director de tesis, el Dr. José Raúl Romo León, quien me enseñó el mundo de los drones.

A mis amigos y compañeros de los laboratorios de Percepción remota y ecosistemas y Ecofisiología vegetal, Kathya Campos, Marina Acuña, Enrique Martínez, Sofía Choza, Sara Dennis, Lara Cornejo y Carlos Robles Tamayo, por su apoyo invaluable en campo, pero también por su apoyo emocional.

A mis amigos, Lucía Nevescanin, Martha Vargas, Claudia Olivas, Maritza Sandoval, Margarita Lugo, Alejandro Blanco, Marco Rodríguez, Gregorio Juárez, Carlos Robles, Marco Gonzales y Miguel Rivera, una red de apoyo técnico y emocional esencial para mí.

A mis hermanos, Francisco Vega y José Vega, quienes siempre cuidan de mí.

Finalmente, a mi mamá, Martina Puga, por ser un ejemplo de fortaleza y perseverancia. Gracias por todo y más, ama.

RESUMEN

La biomasa vegetal representa uno de los principales reservorios de nutrientes en los ecosistemas y permite procesos fundamentales, como captura de carbono atmosférico. Los cambios de uso de suelo alteran la vegetación, comprometiendo el mantenimiento de biomasa/almacén de carbono. Lo anterior refleja la situación de numerosas zonas áridas. El presente trabajo busca incrementar el entendimiento de la dinámica del reservorio de carbono (almacén) en comunidades áridas del Noroeste de México, matorral subtropical y pradera de buffel (matorral modificado por introducción de *Cenchrus ciliaris* (buffel)), específicamente, bajo uso de suelo agrícola. Con el fin de lograr lo anterior se utilizaron métricas de vegetación de individuos leñosos, medidas *in situ* y obtenidas de productos resultantes del procesamiento de imágenes RGB de una cámara montada en un vehículo aéreo no tripulado, ortomosaicos y modelos 3D. Posterior a ello, la estimación de almacén de carbono en biomasa aérea. Los resultados sugieren una marcada tendencia a la disminución del almacén de carbono al desmontar vegetación nativa para introducir y establecer buffel, con ello, incrementar la capacidad forrajera de matorral subtropical (matorral = 10.36 Mg C ha⁻¹ y pradera = 3.20 Mg C ha⁻¹). El almacén de carbono estimado con métricas de ortomosaico presentan una correlación alta y significativa con las estimaciones *in situ* ($R^2 > 0.70$ y $P < 0.05$), así mismo, el carbono calculado con las métricas de los modelos 3D presenta buenos resultados al contrastarlo con el almacén de carbono de biomasa aérea de referencia ($R^2 > 0.70$ y $P < 0.05$). Lo anterior sugiere que la estimación de C con métricas obtenidas de imágenes es capaz de explicar la variabilidad del método de referencia, determinando, que esta fuente de información es funcional en la predicción del reservorio de carbono de zonas áridas, siendo una fuente de información valiosa para incrementar el conocimiento de su dinámica.

ABSTRACT

Plant biomass represents one of the main reservoirs of nutrients in ecosystems and allows fundamental processes, such as atmospheric carbon capture. Changes in land use alter the vegetation, compromising the maintenance of biomass/carbon storage. This reflects the situation in many arid zones. The present work seeks to increase the understanding of the dynamics of the carbon reservoir (stock) in arid communities of Northwest Mexico, subtropical scrubland, and buffel grass (shrubland modified by the introduction of *Cenchrus ciliaris* (buffel)), specifically, under agricultural land use. To achieve the above, vegetation metrics of woody individuals were used, measured in situ, and obtained from products resulting from the processing of RGB images from a camera mounted on an unmanned aerial vehicle, orthomosaics, and 3D models. After that, the estimation of carbon stock into aboveground biomass. The results suggest a tendency to decrease the carbon stock when clearing native vegetation to introduce and establish buffel to increase the foraging capacity of subtropical scrub (scrub = 10.36 Mg C ha⁻¹ and grassland = 3.20 Mg C ha⁻¹). The carbon store estimated with orthomosaic metrics presents a high and significant correlation with the *in situ* estimates ($R^2 > 0.70$ and $P < 0.05$), likewise, the carbon calculated with the metrics of the 3D models presents good results when contrasted with the reference carbon stock ($R^2 > 0.70$ and $P < 0.05$). The foregoing suggests that the estimation of C with metrics obtained from images can explain the variability of the reference method, determining that this source of information is functional in the prediction of the carbon reservoir of arid zones, being a valuable way to increase knowledge of its dynamics.

ÍNDICE GENERAL

	Página
APROBACIÓN	i
DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
RESUMEN.....	iv
ABSTRACT.....	v
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS.....	x
INTRODUCCIÓN.....	1
I. ANTECEDENTES.....	5
I.1. Almacén de carbono y cambio climático en zonas áridas y semiáridas	5
I.2. Métodos para la estimación de almacén de carbono.....	8
I.3. Fotogrametría en la estimación de carbono.....	10
II. HIPÓTESIS.....	16
III. OBJETIVOS.....	17
III.1. Objetivo general	17
III.2. Objetivos particulares.....	17
IV. MATERIALES Y MÉTODOS.....	18
IV.1. Sitio de estudio.....	18
IV.2. Construcción de base de datos	19
IV.2.1. Censo de comunidades vegetales.....	21
IV.2.2. Índices de diversidad y estructurales	25
IV.2.3. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea del estrato leñoso método directo.....	26
IV.2.4. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea método indirecto.....	28
IV.2.4.1. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea con métricas de vegetación obtenidas con ortomosaico nivel comunidad.....	30
IV.2.4.2. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea con métricas de vegetación obtenidas con modelos 3D nivel individuo arbóreo.....	31
IV.3. Análisis estadístico.....	33

IV.3.1. Evaluación de métricas de vegetación estimadas con modelos digitales.....	33
IV.3.2. Construcción de modelos predictivos de almacén de carbono en biomasa aérea a partir de métricas de vegetación estimadas con ortomosaicos por estratos.....	33
IV.3.3. Construcción de modelos predictivos de almacén de carbono en biomasa aérea a partir de métricas de vegetación estimadas con modelos digitales.....	34
V. RESULTADOS	35
V.1. Morfología e índices de diversidad de las comunidades leñosas.....	35
V.2. Almacén de carbono en biomasa aérea con método directo.	39
V.3. Almacén de carbono en biomasa aérea con métricas de ortomosaico nivel comunidad.....	41
V.4. Métricas de vegetación y almacén de carbono en biomasa aérea con modelos 3D nivel individuo.	47
VI. DISCUSIÓN.....	56
VII. CONCLUSIONES.....	61
VIII. RECOMENDACIONES.....	63
IX. LITERATURA CITADA.....	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Monitoreo de vegetación con una alta resolución espacio/temporal, utilizando fotogrametría y cámara color verdadero (RGB) montada en un vehículo aéreo no tripulado (VANT).	12
Figura 2. En a) distribución de estudios enfocados a la estimación de carbono en ecosistemas terrestres acorde al sensor utilizado para el análisis y en b) distribución de estos estudios acorde al ecosistema del sitio de interés. Fuente: Issa et al. (2021).	13
Figura 3. Localización de sitio de estudio	19
Figura 4. Flujo de trabajo para obtener métricas de vegetación con métodos directo e indirecto para poder estimar almacén de carbono en biomasa aérea de dos comunidades semiáridas, matorral subtropical y pradera de buffel.....	21
Figura 5. Distribución de áreas de estudio, donde los cinco recuadros al norte representan las comunidades de praderas de buffel y los recuadros al sur representan las comunidades de matorral subtropical.	22
Figura 6. Arreglo experimental para el muestreo in situ de individuos leñosos (arbustos y árboles) en las comunidades de matorral subtropical y pradera de buffel.....	23
Figura 7. Esquema de mediciones in situ de individuos leñosos. En a) se observa las mediciones tomadas para estimar altura, por otra parte, diámetro a la altura de pecho, en b) se muestra cómo fueron tomados los radios de copa para estimar área de copa. En c) 1 y 2, levantamiento de métricas de vegetación en las comunidades de interés, matorral subtropical y pradera de buffel.)	24
Figura 8. Lanzamiento de un vehículo aéreo no tripulado equipado con una cámara RGB, para la captura balanceada y ordenada de imágenes por medio de misiones automatizadas.	29
Figura 9. A) Ortomosaico de comunidad de matorral subtropical, y B) ejemplo de la capa final de digitalización de área de copa de individuos leñosos.	31
Figura 10. Ejemplo de un pequeño grupo de imágenes obtenidas de una cámara RGB montada en VANT, utilizando misiones automatizadas, siendo esta la entrada para el procesamiento de fotogrametría.	42
Figura 11. Ejemplos de ortomosaicos obtenidos para las comunidades de interés. En a) y b) se muestra las comunidades de matorral y en c) y d) se encuentran las comunidades de pradera de buffel.....	43
Figura 12. 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).	46
Figura 13. Capa digital de área de copa con algoritmos de ForestTools, a) árboles segmentados individualmente y b) ejemplo de grupo de árboles segmentados como un solo individuo.	50
Figura 14. Diagramas de dispersión de métricas de vegetación estimadas a través de datos recabados in situ y estimadas con imágenes RGB provenientes de cámaras montadas en	

vehículos aéreos no tripulados. En los ejes Y se presentan los datos de campo y los ejes X se presentan los datos remotos con los enfoques manual (digitalización; DM) y automatizado (algoritmos ForestTools de Rstudio; FT).51

Figura 15. Diagramas de regresión con almacén de carbono como variable dependiente y métricas de vegetación estimadas con imágenes RGB de alta resolución como variables independientes para estrato arbóreo de matorral subtropical.54

Figura 16. Diagramas de regresión, como variable dependiente almacén de carbono en biomasa aérea (nivel individuo) de comunidades de matorral subtropical, excluyendo la especie *Ipomoea arborescens*. Las variables independientes son métricas de vegetación estimadas con imágenes aéreas.55

Figura 17. 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.....57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa aérea de vegetación de zonas áridas y semiáridas.....	27
Tabla 2. Lista de especies leñosas identificadas en las comunidades de matorral subtropical (MS) y pradera de buffel (BF).....	37
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).	38
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). 38	
Tabla 5. Parámetros estructurales e Índice de Valor de Importancia (IVI) de especies leñosas en comunidades de matorral subtropical y pradera de buffel.	39
Tabla 6. Contribución por estrato al almacén de carbono de individuos leñosos, en matorral subtropical (MS) y praderas constituidas de buffel (BF). Ambas comunidades están bajo uso de suelo ganadero.	40
Tabla 7. 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 ** $p < 0.001$ y valores > 0.05 no son significativos.	45
Tabla 8. Cobertura de las diferentes formas de vida presentes en las comunidades de matorral subtropical y pradera de buffel, así mismo, el porcentaje perteneciente al suelo desnudo.	47
Tabla 9. Censo de vegetación arbórea in situ comparados con censos de vegetación obtenidos a través de ortomosaicos y capas de delimitación de área de copa con método de digitalización y el algoritmo Forest Tool de Rstudio.	49
Tabla 10. Valores mínimos, máximos y promedio \pm desviación estándar de métricas de vegetación (área, altura y volumen de copa) de individuos arbóreos censados en comunidades de matorral tropical y praderas inducidas de Buffel.	50
Tabla 11. Análisis de regresión múltiple para la evaluación de modelos predictivos de biomasa aérea, tomando como variables independientes los atributos morfológicos estimados con datos DM y FT. Código de significado: 0 '***', 0.001 '**', 0.01 '*', 0.05 '.' y 0.1 ' ' 1.	52
Tabla 12. Modelos predictivos de almacén de carbono aéreo (sin la especie Ipomoea arborescens) tomando como variables independientes métricas de vegetación estimadas con enfoque manual (digitalización; DM) y automatizado (algoritmos de ForestTools de Rstudio; FT). Código de significado: 0 '***', 0.001 '**', 0.01 '*', 0.05 '.' y 0.1 ' ' 1.	53

INTRODUCCIÓN

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 y 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, recordando que el componente aéreo de la vegetación es fundamental, para que las comunidades mantengan la habilidad de seguir intercambiando y almacenando carbono (Ojima *et al.*, 1994; Lambin *et al.*, 2001; Niinemets, 2007; Pielke *et al.*, 2013; Tadesse *et al.*, 2014; Kumar y Mutanga, 2017; Clerici *et al.*, 2019). En este sentido, el monitoreo continuo y extensivo de la vegetación (cobertura, estructura y biomasa) es necesario para entender procesos de almacenamiento de carbono, que tiene implicaciones en la disponibilidad de recursos naturales y regulación climática (de Bello *et al.*, 2010; Mclaughlin *et al.*, 2017; George *et al.*, 2018; Jia *et al.*, 2018).

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 su 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).

Los ecosistemas áridos y semiáridos enfrentan gran presión por las actividades antropogénicas de carácter primario (agricultura y ganadería). A pesar de la relevancia de entender los efectos de CUCS en los reservorios de carbono de zonas áridas y semiáridas, su

análisis ha tenido menor atención, en contraste con zonas templadas y tropicales, teniendo como resultado conocimiento disperso y por cortos periodos de tiempo (Montaño *et al.*, 2016; Biederman *et al.*, 2018; Briones *et al.*, 2018; Gessesse *et al.*, 2020; Issa *et al.*, 2020). 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 y 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 (Morales-Romero y Molina-Freaner, 2008; Bracamonte *et al.*, 2017; Edwards *et al.*, 2019; Wright *et al.*, 2021), en los reservorios de nutrientes, incluido el carbono (Arriaga *et al.*, 2004; Bradley *et al.*, 2006; Franklin *et al.*, 2006; De Albuquerque *et al.*, 2019; Elkind *et al.*, 2019) y en el microclima (Castellanos *et al.*, 2002; Marshall *et al.*, 2012; Castellanos *et al.*, 2016; Morales-Romero y Molina-Freaner, 2016). De acuerdo con lo documentado, al forzar el incremento de la capacidad forrajera de los ecosistemas nativos se presenta una alteración inminente en las comunidades vegetales.

Más del 60 % del territorio mexicano está cubierto 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 de los ecosistemas nativos por el desmonte de vegetación y establecimiento del zacate, se estima que existe una reducción del

reservorio de carbono por la pérdida de las especies leñosas, ya que estas presentan una mayor capacidad de almacenamiento de C en comparación con el zacate (Búrquez *et al.*, 1998, Bradley *et al.*, 2006; Montaña *et al.*, 2016). En México uno de los ecosistemas más afectados por estas prácticas son los matorrales, no obstante, este ecosistema representa alrededor del 30 % de la cobertura del país (CONABIO, 2009; Castellanos *et al.*, 2010). A pesar de entender que esto implica la alteración de grandes extensiones de terreno del país, hasta 2017, México contaba con aproximadamente 60 estudios sobre reservorios de carbono, los procesos de intercambio entre ellos y los efectos por CUCS (Briones *et al.*, 2018). El alto costo (tiempo y recursos), que implica el monitoreo continuo de zonas específicas, a menudo desemboca en la generación de estudios esporádicos y que cubren poco terreno (Picard *et al.*, 2012, Briones *et al.*, 2018, Pordel *et al.*, 2018, de Jong *et al.*, 2019, Gallardo-Salazar y Pompa-García, 2020). Por ello, surge la necesidad de desarrollar rutas metodológicas que sean sostenibles (a largo plazo y en grandes extensiones de terreno) bajo estas limitaciones.

En la búsqueda de fuentes de información que permitan sostener el monitoreo de los reservorios de carbono aéreo, ha surgido en los últimos años la combinación de sensores y técnicas accesibles en termino de costo, procesamiento y logística. Los vehículos aéreos no tripulados (VANT) han sido usados como plataformas para sensores, tales como cámaras de color verdadero (RGB) y en conjunto, con técnicas fotogramétricas para el procesamiento de la información, ha dado como resultado en la mejora de nuestra capacidad de monitoreo en grandes extensiones de terreno, pues ha sido posible obtener mediciones precisas, con buena resolución espacio/temporal (Iglhaut *et al.*, 2019, Kim y Chung, 2021, Sun *et al.*, 2021). Estudios previos, que han utilizado sensores montados en VANT, han podido clasificar, censar y caracterizar la vegetación, y realizar estimación de carbono aéreo (Cornejo-Denman *et al.*, 2018, Gallardo-Salazar y Pompa-García *et al.*, 2020, Navarro *et al.*, 2020, Holiaka *et al.*, 2021, Vivar-Vivar *et al.*, 2021). Dentro de las ventajas que han impulsado el uso de VANT y cámaras RGB para los estudios de la vegetación y su capacidad para almacenar carbono, se encuentra el bajo costo de equipo y operacional, además, una capacidad de procesamiento menor, en contraste con sensores como LIDAR (Light Detection and Ranging), destacando, que los resultados de VANT y cámaras RGB, también presentan alta precisión (Navarro *et al.*, 2020, Syetiawan *et al.*, 2020, Creasy *et al.*, 2021, Holiaka *et al.*, 2021, Kim y Chung, 2021). Por lo anterior el uso de

tecnologías que conllevan el uso de VANT con cámaras RGB para la captura de imágenes aéreas, están siendo cada vez más utilizadas (Sun *et al.*, 2021). Sin embargo, con el fin de entender el valor de estas aproximaciones, es necesario llevar a cabo la evaluación sistemática de estas herramientas, precisando la necesidad que existe de incrementar el conocimiento del carbono almacenado en zonas áridas y semiáridas de México.

Por todo lo expuesto con anterioridad, el presente trabajo busca: a) incrementar el conocimiento sobre el almacén de carbono de comunidades semiáridas del Noroeste de México, matorral subtropical y praderas de buffel (matorral subtropical modificado), b) evaluar el efecto en las comunidades vegetales por el cambio de uso y cobertura de suelo promovido por la introducción de buffel, enfatizando en diversidad y capacidad del almacenamiento de carbono en el componente aéreo, c) evaluar el uso de imágenes de alta resolución provenientes de cámara RGB montada en VANT en la estimación de almacén de carbono en biomasa aérea (ACBA) en comunidades semiáridas.

I. ANTECEDENTES

I.1. Almacén de carbono y cambio climático en zonas áridas y semiáridas

Las plantas por medio del proceso de fotosíntesis capturan CO₂ atmosférico y producen fotosintatos. Para producir energía y llevar a cabo sus procesos de síntesis metabólica y crecimiento, las plantas utilizan y convierten los fotosintatos por medio del proceso de respiración autótrofa (R), durante el cual se libera a la atmósfera CO₂ (Lamber *et al.*, 2008; Schlesinger y Bernhardt, 2013). A escala ecosistema, la fotosíntesis se define como Productividad Primaria Bruta (PPB). Este último proceso en conjunto con R, representan un intercambio continuo de carbono con la atmósfera, el cual, tiene una alta variabilidad en el tiempo (ciclos diurnos, estacionales, anuales, y multianuales) encontrando que estos cambios están controlados principalmente por la variabilidad climática y la disponibilidad de nutrientes (Lamber *et al.*, 2008; Chapin *et al.*, 2011; Schlesinger y Bernhardt, 2013; Dietze, 2014; Izquierdo *et al.*, 2015; Keenan y William, 2019; Fernández-Marín *et al.*, 2020). Específicamente, el balance de PPB y R, en un periodo determinado de tiempo, representa la ganancia neta de carbono capturado por las plantas, es decir, la Productividad Primaria Neta (PPN) (Ecuación 1) (Melillo *et al.*, 1993; Lamber *et al.*, 2008; Chapin *et al.*, 2011). Finalmente, las plantas asignan una parte de la PPN a la construcción de biomasa, formando de este modo el almacén de carbono a largo plazo (especialmente componente leñoso), conllevando al secuestro de carbono atmosférico. En este sentido, el análisis de los reservorios de carbono en el tiempo como resultado final de la interacción de estos procesos ecosistémicos, nos permite entender el estado de los ecosistemas y la asignación de carbono a los diferentes reservorios del ecosistema (Yépez *et al.*, 2007; Dietze, 2014).

$$PPN = PPB - R \quad \text{Ecuación 1}$$

A nivel global, la generación de conocimiento sobre el almacén de carbono de los ecosistemas terrestres ha adquirido relevancia, impulsada por la necesidad de entender la distribución, la proporción y dinámica de estos, no solo para preservarlos y manejarlos eficientemente, sino también por el valioso rol que tienen los reservorios de carbono en el

contexto de cambio climático (Vitousek, 1994; MEA, 2005; Heimann y Reichstein, 2008; Zolkos *et al.*, 2013; IPCC, 2014; IPCC, 2022). Específicamente, desde el inicio de la industrialización en el siglo XVIII, se ha incrementado continuamente la concentración de CO₂ atmosférico, llevando a una concentración > 100 ppm en la actualidad, implicando un incremento de 1.09 ° C en la temperatura promedio global de la superficie del planeta (IPCC, 2014; IPCC, 2022). A raíz de estas alteraciones en el sistema climático, se han observado impactos en los ecosistemas terrestres, tanto en su estructura como en sus procesos (Vitousek, 1994; Schimel *et al.*, 2015; Afuye *et al.*, 2021). A pesar del inminente impacto, la vegetación continuamente remueve CO₂ atmosférico, lo cual, ha evitado un incremento adicional de 0.31 ± 0.06 ° C de la temperatura promedio global de la superficie del planeta (Shevliakova *et al.*, 2013; Keenan y Williams, 2019). Acorde a los escenarios futuros, basados en las tendencias actuales, se prevén cambios tan rápidos y extremos en el sistema climático, limitando la adaptación de las especies e implicando extinción y el desplazamiento a nuevas regiones, por tanto, esto habla de la alta incertidumbre que se tiene sobre si la vegetación podrá seguir removiendo y almacenando CO₂ a una tasa que permita ser un atenuante ante el cambio climático (Sykes, 2009; IPCC, 2014; IPCC, 2022).

Dentro de los ecosistemas más afectados por el cambio climático se encuentran las zonas áridas y semiáridas (ZAS), las cuales cubren > 40 % de la superficie terrestre global, y proporciona bienes y servicios a una tercera parte de la población mundial (Lal, 2003; Huang *et al.*, 2016; Isaa *et al.*, 2020). En estas regiones se han encontrado alteraciones en los patrones de precipitación por efecto del cambio en el sistema climático, es decir, los eventos presentan mayor variabilidad, intensidad y una separación más amplia entre eventos (Umar *et al.*, 2019). Basados en los escenarios propuestos por IPCC para zonas áridas y semiáridas, se determina que la mayor reducción de precipitación se presentará en los eventos de invierno, encontrando un decremento entre 7 % y 17 % (Ostad-Ali-Askari *et al.*, 2020). Actualmente, en algunas regiones áridas, ya se ha reportado una disminución de estos eventos y como consecuencia, reducción en la captura de carbono (< 5 Mg C por año), específicamente, en regiones áridas de suroeste de Estados Unidos (Biederman *et al.*, 2018). Derivado de la alteración de los patrones de precipitación, se ha comenzado a observar cambios en los procesos ecosistémicos, asignación de recursos, amplitud de periodo productivo y mortalidad de especies (Hoffman *et al.*, 2009;

Mao *et al.*, 2012; Biederman *et al.*, 2016; Case *et al.* 2019; Zhao *et al.* 2020). Así mismo, los cambios en el ciclo hidrológico exponen a estas regiones a alteraciones en los patrones de incendios y enfermedades por patógenos (Sturrock *et al.*, 2011; Raja *et al.*, 2018; Adab *et al.*, 2015; Tanyukevich *et al.*, 2019; Farfán *et al.*, 2021). Aún bajo estas alteraciones, las ZAS almacenan alrededor del 36 % del C global de los ecosistemas terrestres (Grace *et al.*, 2006) y son determinantes en la variación interanual de la concentración del CO₂ atmosférico (Alhstrom *et al.*, 2015).

En las ZAS de México, al igual que en el panorama global, la información disponible es poca y se encuentra de forma dispersa y en periodos cortos de tiempo, a pesar de que > 60 % del territorio del país está cubierto por estos ecosistemas (Challenger y Soberó, 2008; Montañaño *et al.*, 2016; Briones *et al.* 2018). A través de los estudios que se han llevado a cabo en el país sobre almacén de carbono en ZAS, se ha encontrado que en promedio estos ecosistemas contienen 10 Mg C ha⁻¹, sin embargo, cabe destacar que el rango en el que se presenta es muy amplio entre los diferentes tipos de matorrales y pastizales que han sido estudiados. Se reportan sitios que almacenan < 1 Mg C ha⁻¹, mientras que otros pueden llegar a contener 23 Mg C ha⁻¹, y esto solo contando el componente aéreo, en el caso del carbono en componente subterráneo (sistema radicular) se ha encontrado que se puede almacenar entre 0.5 Mg C ha⁻¹ a 11 Mg C ha⁻¹. Es importante señalar que en México, se reportan < 20 sitios donde han estudiado el estado y la dinámica de los reservorios de carbono de zonas áridas y semiáridas, lo cual, refleja la necesidad que se tiene sobre seguir estableciendo sitios de estudio para entender estos ecosistemas, ya que presentan una gran extensión del país y ejercen control en la fluctuación interanual de la concentración de CO₂ atmosférico regional (Búrquez *et al.*, 1998; Navar-Chaidez, 2008; Montañaño *et al.*, 2016; Briones *et al.*, 2018).

En el contexto de cambio climático, en México, los resultados obtenidos para los diferentes tipos de escenarios predictivos (optimista, tendencias actuales, extremo), presentan una alta variación, pero en el caso del Noroeste del país, los resultados han sido consistentes entre estudios y escenarios, estableciendo un incremento de temperatura de 0.19 ° C por década y decremento de precipitación del 15 % por década, lo cual, tiene una fuerte base en la persistencia de sequías en las últimas dos décadas (Seager y Hoerling, 2014; Cavazos *et al.*, 2019). Particularmente, las predicciones de carbono en términos generales para el noroeste de

México establecen que los ecosistemas se comportarán como un sumidero de carbono (el intercambio de carbono con la atmósfera será dominado por el proceso de fotosíntesis) (Murray-Tartarolo *et al.*, 2016; Verduzco *et al.*, 2018). Sin embargo, es necesario seguir trabajando en la generación de conocimiento referente a la aclimatación, adaptación, extinción, desplazamiento de los individuos para poder entender mejor el efecto del cambio climático en los umbrales de funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad para seguir secuestrando carbono (Sykes, 2009; Castellanos *et al.*, 2010; Estrada-Contreras *et al.*, 2015).

Por lo anterior, resulta esencial el monitoreo de los reservorios de carbono a escala local, regional y global, buscando conocer los presupuestos de carbono, y con ello la construcción de modelos predictivos precisos, pero también desarrollar estrategias de conservación, mitigación y adaptación ante estos cambios, teniendo en cuenta, que dependemos de fotosíntesis y respiración, de estos procesos se deriva gran parte de la estabilidad de los ecosistemas terrestres (Vitousek, 1992; MEA, 2005; Bradley *et al.*, 2006; IPCC, 2014; Biederman *et al.*, 2016; De Albuquerque *et al.*, 2019; Elkind *et al.*, 2019).

I.2. Métodos para la estimación de almacén de carbono

Los primeros métodos para la estimación de almacén de carbono en las comunidades vegetales consisten en la cosecha total o parcial de la biomasa, para después secar y pesar, con el fin de estimar el porcentaje de carbono contenido en la biomasa (Búrquez *et al.*, 2010; Briones *et al.*, 2018). Este método (muestreo destructivo) resulta muy preciso, pero representa un alto impacto a las comunidades, por otra parte, implica un gran esfuerzo en términos de costo y tiempo, llegando a ser una limitación para la estimación a grandes escalas espacio/temporales (Picard *et al.*, 2012; Briones *et al.*, 2018; Pordel *et al.*, 2018; de Jong *et al.*, 2019). Basados en los fundamentos de la alometría, el censo y el muestreo destructivo de la vegetación, han sido necesarios para la construcción de ecuaciones alométricas, las cuales buscan predecir la cantidad de biomasa en comunidades vegetales (Popescu y Randolph 2003, Boham *et al.*, 2013; Picard *et al.*, 2012; Kachamba *et al.*, 2016; Navarro *et al.*, 2020). A través de este tipo de ecuaciones, se ha logrado estimar biomasa de manera precisa de manera indirecta. Esta herramienta en

conjunto con sensores remotos, han sido la clave para poder llevar a cabo estimaciones regionales y globales sobre los reservorios de carbono (Hays *et al.*, 2019; Sun *et al.*, 2021).

Los sensores basados en los fundamentos de la percepción remota (pasivos y activos) son colocados en plataformas (ej. satélites, vehículos aéreos no tripulados (VANT), terrestres) que les permiten cumplir un trayecto para el estudio del objeto de interés (Sun *et al.*, 2021). Dentro de la combinación de sensor y plataforma, los satélites instrumentados con sensores pasivos han sido más utilizados, particularmente, MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), Landsat, Sentinel, IRS y SPOT, los cuales ofrecen una resolución espacial >10 m. En menor medida, se han utilizado IKONOS, Quickbird y World View, que tienen una resolución más fina, <5 m, pero el uso de sus productos representa un costo (Isaa *et al.*, 2020). Los productos obtenidos de los sensores montados en estos satélites han permitido la clasificación, cobertura y el estado de la vegetación, así mismo, han sido relacionados directamente con el contenido de carbono de las comunidades vegetales, permitiendo la construcción de modelos empíricos. Los productos más utilizados han sido los índices de vegetación con un 64 % y de estos, el índice NDVI (Normalized difference vegetation index) es el más recurrente (54 %), esto acorde al trabajo propuesto por Isaa *et al.* (2021). Se han obtenido buenos resultados en la clasificación y cobertura con productos satelitales, pero en el caso del almacén de carbono los resultados han variado acorde a la vegetación y temporadas fenológicas, siendo efecto de trabajar con resoluciones espacio/temporales gruesas, donde no es posible detectar a detalle, por ello, es fundamental seguir contando con otras fuentes de información en terreno para su mejora (Anderson *et al.*, 1993; Zhang *et al.*, 2014; Zhu y Liu, 2014; Macedo *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2018; Effiom *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019; Isaa *et al.*, 2020; Cornejo-Denman *et al.*, 2020). Los sensores activos como LIDAR (Light Detection And Ranging por sus siglas en inglés) y Radar, así como, los multispectrales colocados en VANT, han sido mayormente utilizados en escalas más finas (comunidad, especie e individuo) y con la información de estos sensores se ha logrado conocer con más precisión el estado actual (estrés o productividad) y la caracterización de la estructura de la vegetación, información utilizada en la estimación de biomasa y carbono, teniendo diferentes grados de precisión y error. Se ha reportado que los sensores activos han tenido mejores resultados en cuanto a los reservorios de

carbono (Zolkos *et al.*, 2013; Mohd Zaki *et al.*, 2017; Botello-Aguilón *et al.*, 2019; Holiaka *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2021).

En comparación entre los sensores activos más recurrentes, la literatura señala mejores resultados para LIDAR, ya que RADAR presenta alteraciones en sus estimaciones dependiendo de la humedad en suelo, implicando procesamientos previos y la complementación con otros sensores en campo. De tal manera, para la estimación de carbono ha tomado mayor relevancia a nivel comunidad el uso de LIDAR (Verma *et al.*, 2016; Isaa *et al.*, 2020), sin embargo, dado su alto costo y demanda de capacidad de procesamiento, ha representado una limitación, por ello, ha surgido de manera análoga el desarrollo de métodos más accesibles. El uso de imágenes RGB provenientes de cámaras montadas en VANT, procesadas a través del algoritmo Structure from Motion (SfM), han presentado buenos resultados en la caracterización de vegetación a nivel comunidad, pero a un menor costo y capacidad de procesamiento (Dandois y Ellis., 2010; Gallardo-Salazar y Pompa-García, 2020; Gonzales-Muso *et al.*, 2020; Navarro *et al.*, 2020; Creasy *et al.*, 2021).

I.3. Fotogrametría en la estimación de carbono

Como consecuencia del desarrollo tecnológico, y obedeciendo a la necesidad de llevar a cabo a análisis de vegetación con una alta resolución espacio/temporal, se ha incorporado el uso de productos digitales, resultado del procesamiento de imágenes de color verdadero (RGB, procedentes de cámara en VANT), a través del algoritmo basados en fotogrametría estereoscópica, SfM. Estos productos han permitido obtener información detallada de la estructura de la vegetación, detección de individuos y especies, mapeo de su distribución, morfología y con ello, la estimación de biomasa y reservorios de nutrientes como carbono (Figura 1), finalmente, utilizando el conocimiento generado lograr determinar las implicaciones ecológicas de los cambios en estructura de las comunidades a través del tiempo por razones intrínsecas de los ecosistemas o por la interacción con actividades antropogénicas.

Estos valiosos resultados han impulsado el posicionamiento de la fotogrametría y estos sensores (VANT + RGB) como una nueva alternativa para el análisis preciso y eficiente, en términos de recursos económicos, logística, capacidad de procesamiento, facilidad en el análisis

de datos y disminución de tiempo en todas las etapas anteriores, así mismo, se presentan ventajas al momento de operarse en sitio, dado que bajo peso es fácil su transportación (Kachamba *et al.*, 2016; Vázquez-Arellano *et al.*, 2018; Librán-Embido *et al.*, 2020; Navarro *et al.*, 2020; Sun *et al.*, 2021).

El algoritmo SfM ha sido en gran parte la clave del éxito de esta metodología. Este algoritmo está basado en fotogrametría estereoscópica, por tanto, es importante el traslape frontal y lateral entre las imágenes del área de estudio ($> 70\%$), así como la orientación, posición y focal de la cámara (parámetros internos y externos de la cámara) en cada una de las escenas, para poder llevar a cabo la triangulación de la información o escena geométrica. Con estos parámetros es posible estimar la profundidad, permitiendo de este modo, llevar las coordenadas planas a coordenadas espaciales y posteriormente, refinar por medio del uso iterativo de mínimos cuadrados no lineales (Santamaría y Sanz, 2011; Westoby *et al.*, 2012; Özyeşil *et al.*, 2017).

El gran aporte de SfM ha sido la automatización de la obtención de los parámetros de cámara. En la actualidad el algoritmo se encuentra integrado en programas especializados de fotogrametría (ej. PIX4D, AgiSoft). En el procesamiento de las imágenes a través de SfM, se construye una nube de puntos 3D y derivado de ello, los productos digitales que se obtienen son: a) Ortmosaico; mosaico ortorectificado y con balance de color, b) Modelo Digital de Superficie (MDS); representa la elevación de los objetos en el terreno sobre el nivel del mar, c) Modelo Digital de Terreno (MDT); elevación del terreno sobre el nivel del mar (Zhang *et al.*, 2003; Gallardo-Salazar y Pompa-García, 2020; Navarro *et al.*, 2020; Creasy *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2021).

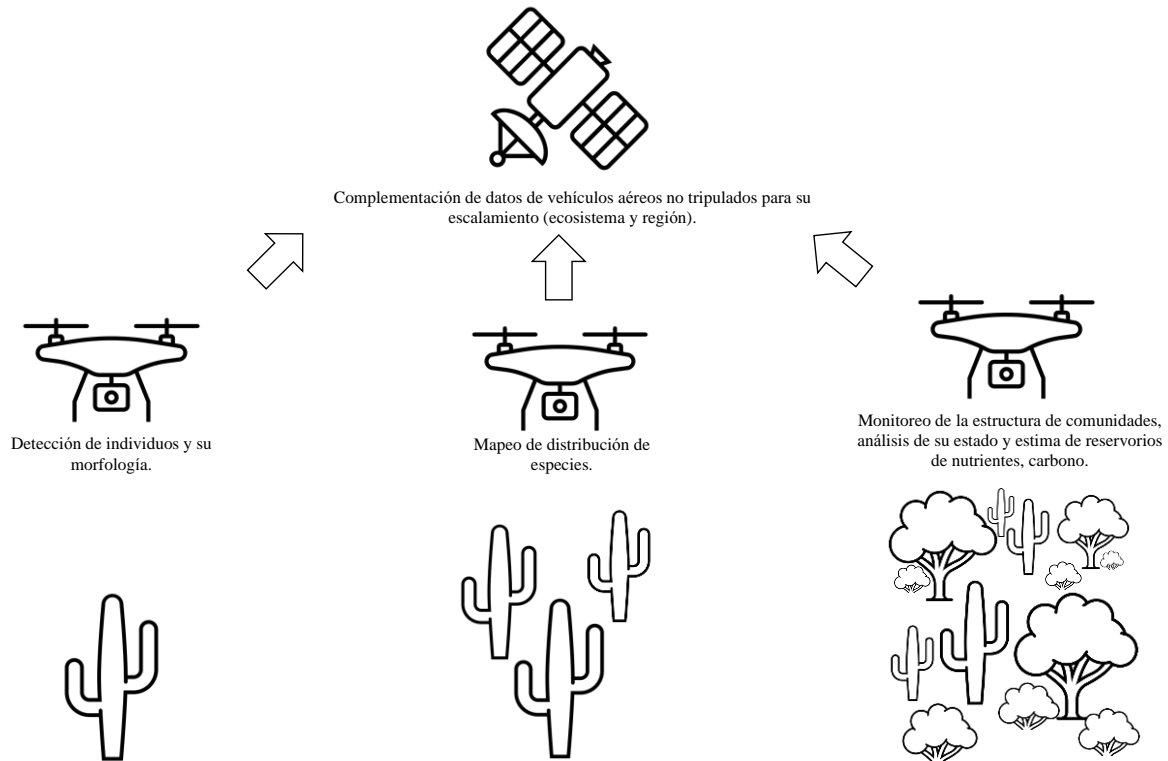


Figura 1. Monitoreo de vegetación con una alta resolución espacio/temporal, utilizando fotogrametría y cámara color verdadero (RGB) montada en un vehículo aéreo no tripulado (VANT).

En términos generales, los estudios que se han apoyado en productos de sensores remotos para la estimación de carbono en ecosistemas terrestres, mencionan que el uso de imágenes aérea provenientes de cámaras (RGB y multi espectrales) montadas en VANT solo representa $< 2 \%$, mientras que LIDAR y RADAR representan el 30% (Figura 2, a), pero se destaca que, acorde a estudios previos, las imágenes aéreas podrían cumplir una función muy aproximada a estos dos sensores, sin olvidar las ventajas que representan (Gallardo-Salazar y Pompa-García, 2020; Librán-Embid *et al.*, 2020; Navarro *et al.*, 2020; Isaa *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2021).

Los estudios enfocados a la estimación de carbono de los ecosistemas terrestres con percepción remota, gran parte están destinados a la generación de conocimiento de zonas tropicales y boreales, mientras que, las zonas áridas y semiáridas representan alrededor del 10

% (Figura 2, b), lo cual, considerando este bajo porcentaje y lo infravalorado que ha sido el uso de imágenes aéreas, tenemos como resultado que no ha sido explorado a profundidad el uso de cámaras montadas en VANT en estas zonas. Esto repercute en la estandarización de las metodologías para utilizar estos instrumentos, el establecimiento de sus limitaciones y condiciones donde debe ser complementado con otros instrumentos (ej. sensores multiespectrales, estaciones base), sin embargo y retomando los resultados que se han reportado previamente, esta combinación de instrumentos y procesamiento (RGB + VANT + SfM) se está perfilando como una herramienta muy valiosa (Librán-Embuid *et al.*, 2020; Isaa *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2021).

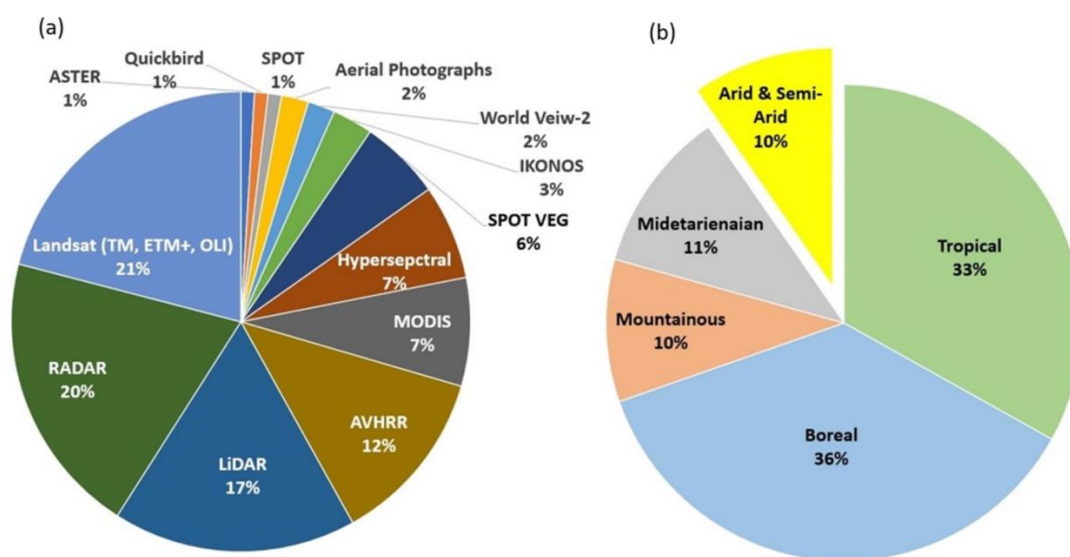


Figura 2. En a) distribución de estudios enfocados a la estimación de carbono en ecosistemas terrestres acorde al sensor utilizado para el análisis y en b) distribución de estos estudios acorde al ecosistema del sitio de interés. Fuente: Issa *et al.* (2021).

Específicamente, dentro de los estudios que han utilizado fotogrametría y un sensor montado en VANT, se encuentra el estudio propuesto por Kachamba *et al.* (2016), llevado a cabo en una zona tropical. En este se establece la relevancia de obtener un modelo digital de terreno (MDT) preciso para el cálculo de variables que permitan analizar la estructura de las

comunidades, un tema especialmente importante en zonas con alta cobertura de vegetación, ya que se presentan pocas áreas donde sea visible la superficie del terreno para la construcción de este, sin embargo, mediante el uso de técnicas de interpolación, una estación de terreno e imágenes aéreas se obtuvo un MDT preciso, para posteriormente, utilizar este último en conjunto con un modelo digital de superficie (MDS) en la generación de un modelo de altura de copa, variable que presenta una alta correlación con biomasa aérea, lo cual permite la construcción de un modelo empírico.

Por otra parte, en el estudio desarrollado por Alonzo *et al.* (2018) en un bosque boreal, muestra que los atributos morfológicos, área de copa, densidad de árboles y diámetro basal, presentan correlación significativa y una alta explicación del comportamiento de la morfología medida en campo ($> 70\%$), de tal manera, se logró estimar biomasa de manera muy aproximada a lo estimado con datos de terreno ($R^2 = 0.92$).

En el trabajo desarrollado por Holiaka *et al.* (2021), en la zona de exclusión de Chernobyl, los atributos morfológicos estimados con RGB-VANT permitieron estimar la biomasa aérea de la vegetación en sitio, presentando una correlación alta ($R^2 > 0.7$), siendo la proyección de copa o área de copa el parámetro más relevante, además, fue posible detectar tras el análisis de los ortomosaicos, deformidades en las copas de los individuos presentes en la zona de exclusión. Este estudio permite ver el alcance del monitoreo, no solo para la cuantificación del carbono, sino también el potencial de transferencia de radiactividad a través de este componente (intercambio de materia con ecosistemas contiguos, principalmente a través de hojas, componente más dinámico).

Explorando en otros ecosistemas, también se tiene el estudio llevado a cabo por Navarro *et al.* (2020) en un Manglar, donde se logró observar la limitación de la metodología en comunidades muy densas, bajo estas circunstancias es posible perder información de la vegetación que se encuentra por debajo del estrato más alto, sin embargo, en el estudio se propone la clasificación por tamaño o por especies dominantes, bajo estos filtros fue posible la mejora de la estimación de métricas de la vegetación y su biomasa.

En el caso de agroecosistemas, Botello-Aguillón *et al.* (2019), presenta un trabajo con cultivos de forraje de invierno, donde se muestra correlación significativa entre volumen

estimado con imágenes RGB-VANT y biomasa seca de avena y alfalfa, pero variando en el coeficiente de determinación ($R^2 = 0.78$ y $R^2 = 0.31$, para avena y alfalfa, respectivamente). A través de estos estudios es posible la detección del potencial del método y también de las limitaciones.

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 y Pompa-García, 2020; García-Martínez *et al.*, 2020; Gómez-Sapiens *et al.*, 2021). Dejando ver que esta herramienta no se ha utilizado a profundidad en el estudio de reservorios de carbono y en el caso de ecosistemas áridos y semiáridos de México, no se tiene antecedentes del uso de fotogrametría y sensores montados en VANT.

II. HIPÓTESIS

Utilizando métricas de vegetación obtenidas *in situ*, en complemento con técnicas de fotogrametría y sensores montados en vehículos aéreos no tripulados, se pueden obtener estimaciones precisas del almacén de carbono en biomasa aérea, en comunidades de matorral subtropical y praderas de zacate buffel (matorral subtropical modificado), distribuidas en la región central de Sonora.

III. OBJETIVOS

III.1. Objetivo general

Estimar el almacén de carbono en biomasa aérea de comunidades de matorral subtropical y praderas de zacate buffel (matorral subtropical modificado) distribuidas en la región central de Sonora, utilizando métricas de vegetación medidas en terreno y obtenidas con técnicas de fotogrametría y sensores montados en vehículos aéreos no tripulados, para analizar su estado y efecto del cambio de uso y cobertura de suelo.

III.2. Objetivos particulares

Censar y medir dimensiones de vegetación *in situ*, en comunidades de matorral subtropical y praderas de buffel de la región central de Sonora, para estimar almacén de carbono en biomasa aérea de los estratos arbustivo y arbóreo.

Analizar la relación entre las estimaciones de almacén de carbono en biomasa aérea obtenida *in situ* y el estimado con métricas provenientes de ortomosaicos derivados del procesamiento de imágenes aéreas (fotogrametría y sensores en vehículos aéreos no tripulados).

Estimar almacén de carbono en biomasa aérea con métodos de medición volumétrica, mediante el procesamiento de imágenes aéreas con técnicas fotogramétricas (estrato arbóreo).

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

Para entender el estado del carbono aéreo en el matorral subtropical y la pradera de buffel, bajo uso de suelo ganadero, se realizaron censos de vegetación y estimaciones de ACBA, usando ecuaciones alométricas (método directo). Así mismo, se evaluó la funcionalidad de técnicas fotogramétricas y una cámara RGB montada en VANT, en el censo y obtención métricas de vegetación para la estimación de ACBA (método indirecto). Este último siguió dos aproximaciones, manual y automatizado.

IV.1. 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 3), dentro del municipio de La Colorada, el cual colinda al Oeste con el municipio de Hermosillo, capital del estado.

Las condiciones climáticas presentes en el sitio son semiáridas de acuerdo con el índice de aridez de De Martonne (Acuña-Acosta *et al.*, 2021). La precipitación promedio anual es de 476 mm, bajo un régimen bimodal, donde se presentan eventos en temporada de verano e invierno, dando lugar a los eventos más prolongados e intensos en verano por la influencia del monzón de Norteamérica, los cuales aportan entre 65 % y 85 % de la precipitación total en el año (Méndez-Barroso *et al.*, 2009; Biederman *et al.*, 2017; Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019; Castellanos *et al.* 2022). Por otra parte, se remarca también, la alta variabilidad interanual de los eventos de precipitación, los cuales obedecen principalmente al evento del Niño/Oscilación sureste (ENSO; escala interanual) y/o la influencia de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO; escala decadal) (Arriaga-Ramírez *et al.*, 2010; Choza-Farías *et al.*, 2021). En cuanto a la temperatura se encuentra en un rango de 5 °C a 40 °C, con una media anual de 22.8 °C (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2016).

La vegetación leñosa y dominante, en el matorral, la constituye *Olneya tesota*, *Fouquieria macdougalii* e *Ipomoea arborescens* y en el caso de la pradera, presenta dominancia por *Olneya tesota* y *Prosopis velutina* (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019). Esta vegetación está bajo uso de suelo ganadero, principalmente; 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).

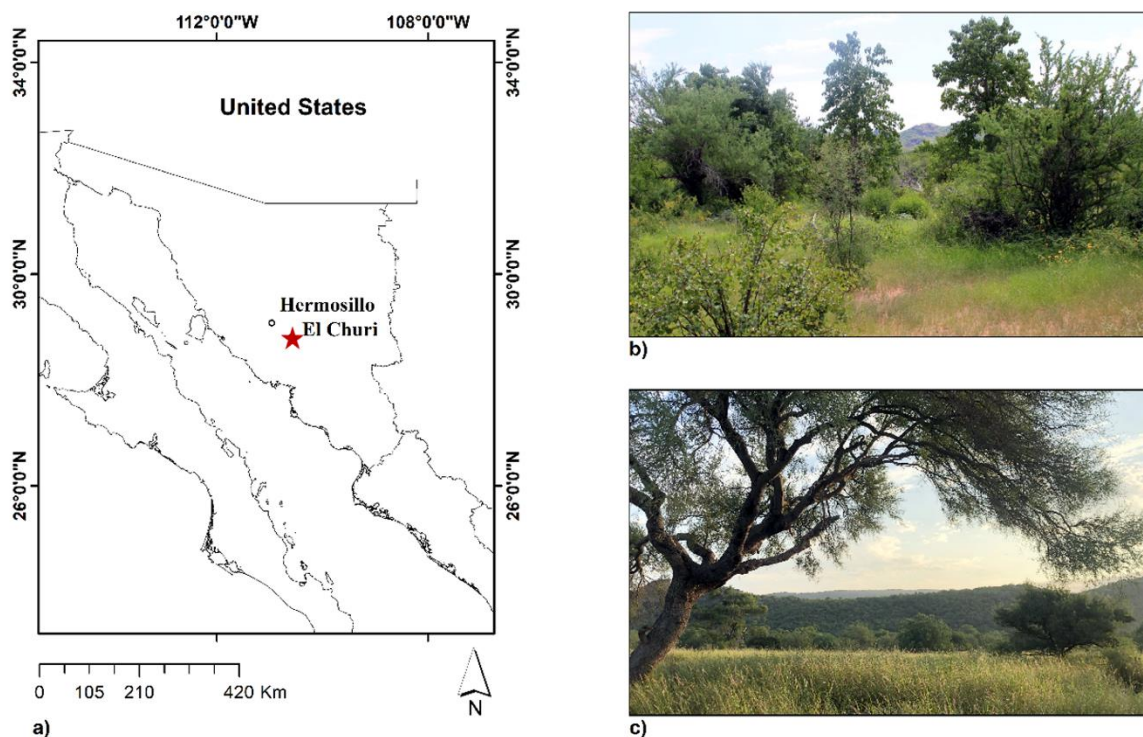


Figura 3. Localización de sitio de estudio

IV.2. Construcción de base de datos

Se llevaron a cabo censos y mediciones de la vegetación en MS y BF, con método directo e indirecto para estimación de área de copa, altura y volumen por árbol (métricas de la

vegetación), con el fin de estimar ACBA, de esta manera conocer el estado del reservorio de carbono y evaluar la factibilidad del uso de las imágenes RGB-VANT en el monitoreo de este (Figura 4). Como primera etapa, el levantamiento de datos de terreno (identificación y morfología de especies) para utilizar ecuaciones alométricas y estimar ACBA. Enseguida, se llevaron a cabo misiones automatizadas con VANT, equipado con una cámara RGB, para sobrevolar las parcelas censadas en terreno. Así mismo, de imágenes RGB-VANT y técnicas de fotogrametría se obtuvieron las métricas de la vegetación (método indirecto). Los datos obtenidos con el método indirecto se procesaron siguiendo dos aproximaciones, manual y automatizada. La primera aproximación consistió en la digitalización manual de la morfología de la vegetación observada en los ortomosaicos, para obtener parte de las métricas de vegetación (área de copa como métrica y como capa de filtrado). En el caso de la aproximación automatizada, se utilizaron los ortomosaicos y modelos 3D (modelo digital de terreno y superficie y sus productos) en conjunto con algoritmos especializados, para lograr obtener las métricas de vegetación.

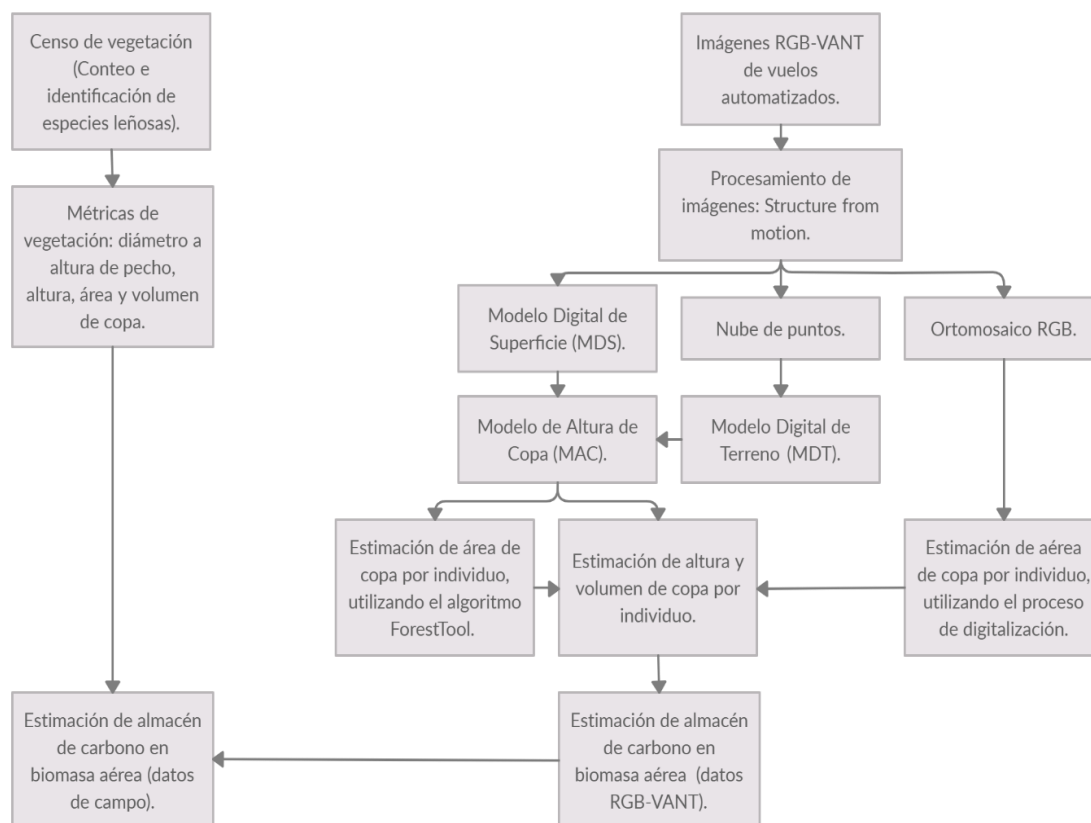


Figura 4. Flujo de trabajo para obtener métricas de vegetación con métodos directo e indirecto para poder estimar almacén de carbono en biomasa aérea de dos comunidades semiáridas, matorral subtropical y pradera de buffel.

IV.2.1. Censo de comunidades vegetales

Fueron seleccionados cinco sitios constituidos por vegetación de matorral subtropical y cinco sitios constituidos por vegetación de pradera de buffel, con el fin de establecer las parcelas de muestro de individuos leñosos; Particularmente en el caso de BF, se buscaron áreas con cobertura vegetal dominada por buffel en una proporción mayor al 20 %. Los muestreos consistieron en la identificación y la toma de medidas morfológicas de las especies leñosas, en los meses de agosto y septiembre de los años 2019 y 2020, dado que durante este periodo del año ya se tienen eventos de precipitación acumulados y la vegetación se encuentra produciendo flores y frutos, siendo esta la etapa más apropiada para identificar las especies presentes. En la Figura 5 se muestra la distribución de los diez sitios que corresponden a las parcelas de muestreo de las comunidades de matorral y pradera, específicamente, en cada una de estas parcelas se siguió un arreglo experimental de parcelas cuadradas anidadas de 30×30 m para la medición de árboles, y dentro de esta, una subparcela para los arbustos (15×15 m), como se muestra en la Figura 6 (Bonham, 2013).

Los individuos se identificaron a nivel de especie y acorde a su forma de vida se les midieron las siguientes dimensiones morfológicas: a) diámetro a la altura de pecho de árboles (individuos con tronco definido de la raíz a 1.30 m) con cinta métrica (DAP), b) ángulo vertical de altura máxima de copa (AMC) obtenido con un clinómetro (Suunto, Vantaa, Finlandia), para estimar AMC de árboles (Ecuación 2), c) en el caso de los arbusto se midió directamente AMC con una cinta métrica y d) en ambas formas de vida, dos radios de copa, medidos de manera ortogonal respecto uno del otro con cinta métrica (r_1 y r_2). En la Figura 7-a) y 7-b) se muestra la forma en la que se midieron las dimensiones morfológicas de los individuos, la cuales fueron siguiendo el manual propuesto por PMC (2015). Finalmente, se tomaron las coordenadas de las cuatro esquinas de las parcelas de muestreo, así como la localización de los individuos leñosos con un GPSMAP 62sc, (Garmin Ltd, Kansas, United States).

$$AMC = \text{Tan}(\text{ángulo vertical de AMC} * 5m) + \text{altura de visión del operador} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde AMC es altura máxima de copa en m. En la Figura 7 – a) se esquematizan las mediciones.

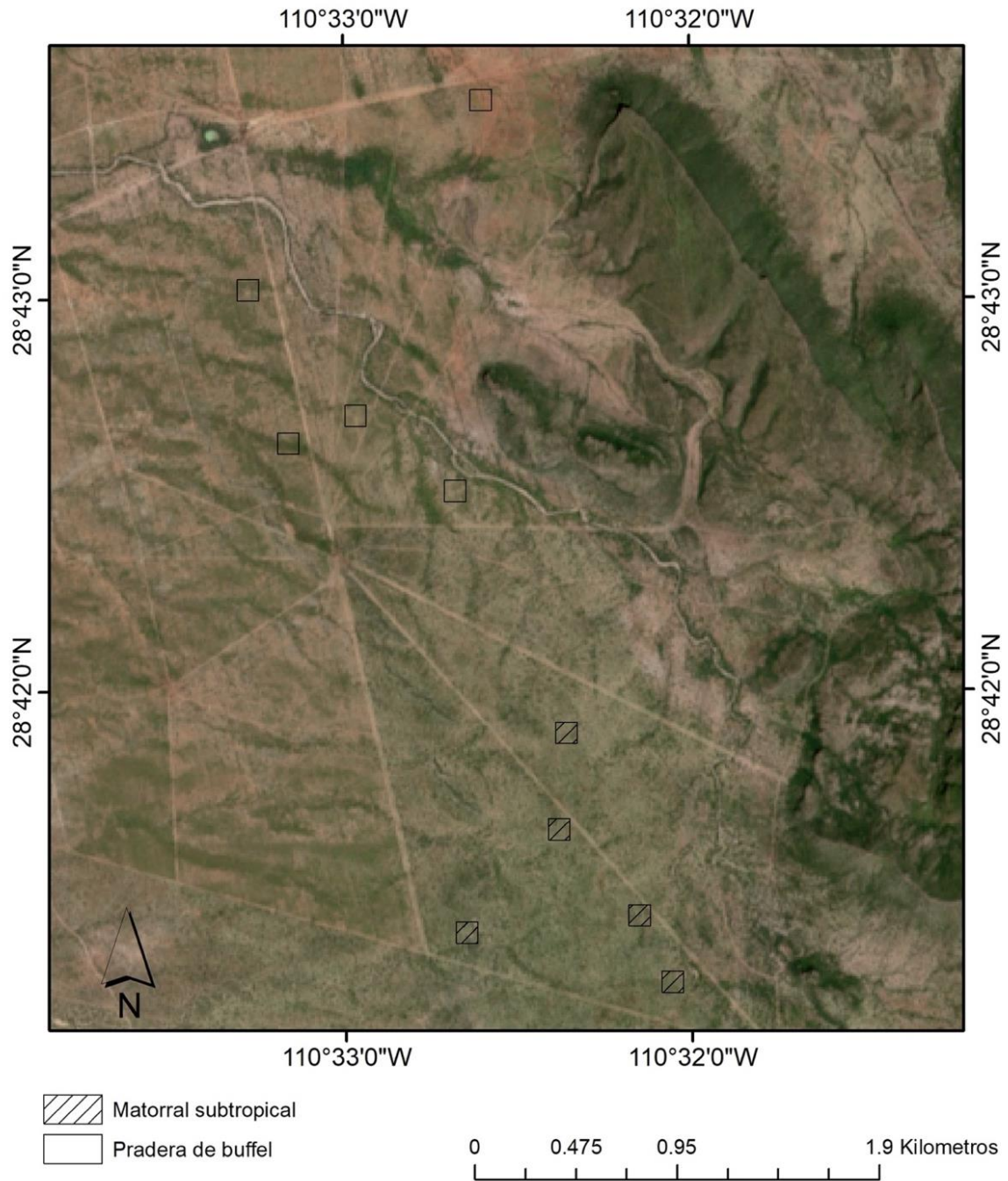


Figura 5. Distribución de áreas de estudio, donde los cinco recuadros al norte representan las comunidades de praderas de buffel y los recuadros al sur representan las comunidades de matorral subtropical.



Figura 6. Arreglo experimental para el muestreo in situ de individuos leñosos (arbustos y árboles) en las comunidades de matorral subtropical y pradera de buffel.

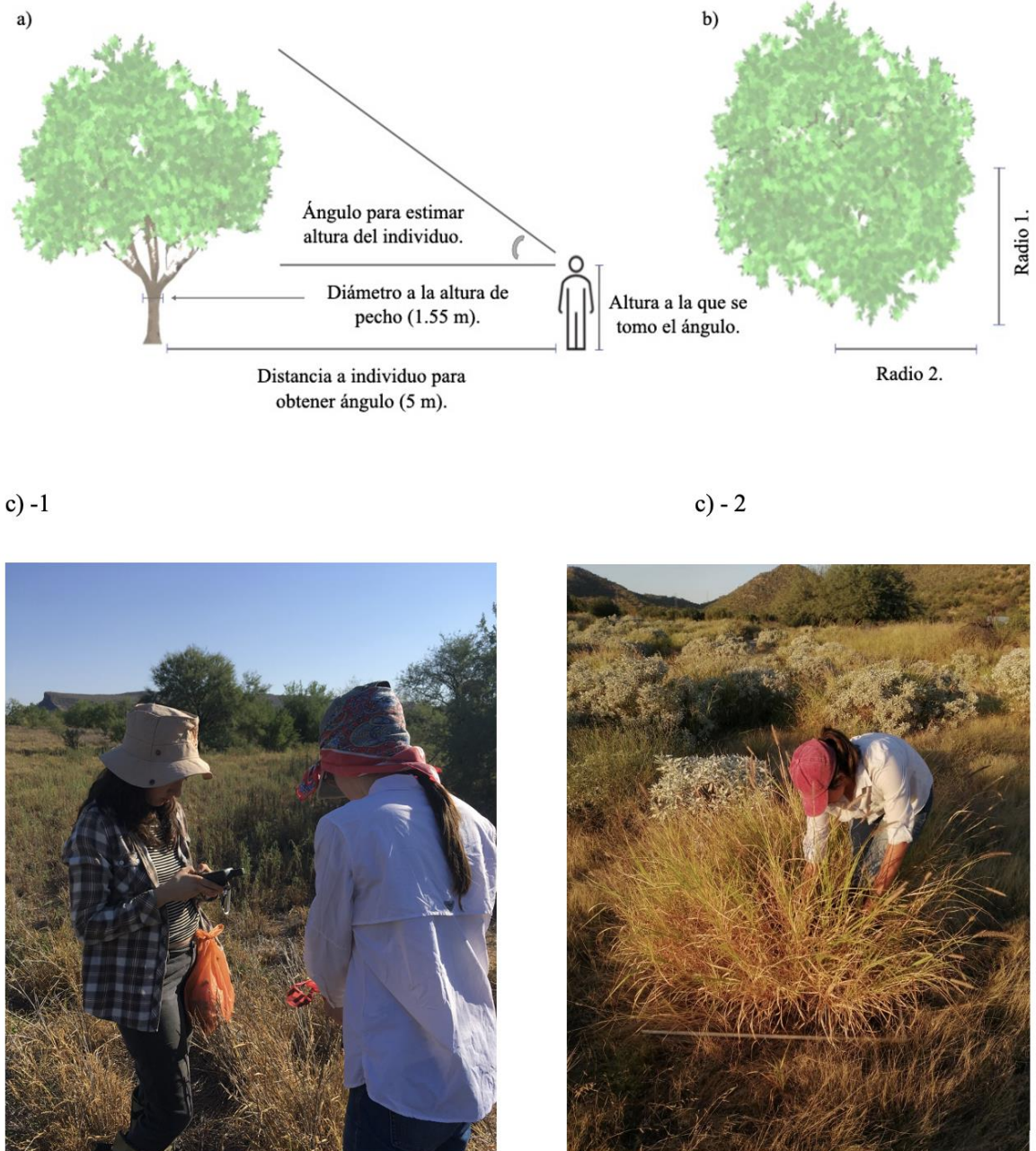


Figura 7. Esquema de mediciones *in situ* de individuos leñosos. En a) se observa las mediciones tomadas para estimar altura, por otra parte, diámetro a la altura de pecho, en b) se muestra cómo fueron tomados los radios de copa para estimar área de copa. En c) 1 y 2, levantamiento de métricas de vegetación en las comunidades de interés, matorral subtropical y pradera de buffel.

IV.2.2. Índices de diversidad y estructurales

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 y 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

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

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

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

Por otra parte, para determinar estructura de la comunidad, se calculó el índice sintético de estructura/valor de importancia (IVI), donde se incorpora la dominancia, abundancia y frecuencia de las especies (Zarco-Espinosa *et al.*, 2010). El índice se calculó por medio de las siguientes ecuaciones:

$$IVI = (\text{Dominancia relativa} + \text{Densidad relativa} + \text{Frecuencia relativa})/3 \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde:

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Dominancia absoluta por especie}}{\text{Dominancia absoluta de todas las especies}} \times 100 \quad \text{Ecuación 7}$$

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{Densidad absoluta por especie}}{\text{Densidad absoluta de todas las especies}} \times 100 \quad \text{Ecuación 8}$$

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia absoluta por especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100 \quad \text{Ecuación 9}$$

IV.2.3. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea del estrato leñoso método directo.

Para la estimación de biomasa aérea de los individuos leñosos de las comunidades de interés, MS y BF, fueron utilizadas las ecuaciones alométricas que se presentan en la Tabla 1, para su posterior integración en el cálculo por comunidad. La ecuación alométrica propuesta por Búrquez *et al.* (2010) fue desarrollada como una ecuación no lineal para el matorral, en condiciones topográficas de planicie, y que utiliza como variable independiente el volumen de vegetación, el cual se estima con la Ecuación 10 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.

Tabla 1. 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

Complementando la ecuación anterior, fueron utilizadas las ecuaciones alométricas individuales disponibles para las especies presentes en matorral subtropical y pradera de buffel. Específicamente, se cuenta con las ecuaciones de *Ipomoea arborecens* y *Prosopis velutina* (McClaran *et al.*, 2013; Rojas-García *et al.*, 2015). En el caso de *Ipomoea* la ecuación requiere la variable diámetro a la altura de pecho en cm como variable independiente y por su parte, la ecuación de *Prosopis* requiere área de copa en m² como variable independiente

$$V = AC \times AMC \quad \text{Ecuación 10}$$

donde V es volumen de vegetación por área en m³ m², 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 m² y AMC es altura máxima de copa en m.

$$AC = r1 \times r2 \times \pi \quad \text{Ecuación 11}$$

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

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 del objetivo dos, ya que es posible replicar la metodología para la estimación de ACBA con esta ecuación a partir de las métricas de vegetación obtenidas con el ortomosaico.

IV.2.4. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea método indirecto.

Para obtener las métricas indirectas de la vegetación, fue necesario 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) (Figura 8). 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 %. Las misiones (correspondientes a cada una de las parcelas de muestreo directo) se llevaron a cabo alrededor de las 11:00 de la mañana para evitar el efecto sombra, además se buscó que los días de vuelo no se presentara nubosidad y vientos mayores a 10 km/h.

Las imágenes de alta resolución se procesaron en el programa de fotogrametría Pix4Dmapper (v 3.1.23, PiX4D SA, Lausamme, Switzerland). Este programa utiliza el proceso Structure from Motion y Multi-View Stereo (SfM-MVS), el cual se rige por las bases de fotogrametría estereoscópica. SfM-MVS automatiza la obtención de los parámetros de cámara, provenientes de cada imagen del arreglo compensado y con alto porcentaje de superposición, para obtener la construcción de la escena geométrica, así como las coordenadas espaciales, que

posteriormente son refinadas por medio de un proceso iterativo que utiliza mínimos cuadrados no lineales (Westoby *et al.*, 2012). Derivado de la información proveniente del proceso de SfM-MVS se construyó la nube de puntos (densidad promedio > 4000 puntos/m²), un modelo digital de superficie (MDS), y una imagen/ortomosaico (Özyeşil *et al.*, 2017; Navarro *et al.*, 2020). Por otra parte, se construyó un modelo digital de superficie (MDT), a partir de la interpolación de puntos visibles de suelo desnudo, utilizando un enfoque de k-vecino más cercano con una ponderación de distancia inversa (Zhang *et al.*, 2003; Navarro *et al.*, 2020). Finalmente, con estos modelos digitales se llevan a cabo cálculos para obtener a su vez otros productos (capa digital de área de copa, modelo de altura y modelo de volumen) que permiten la estimación de las métricas de la vegetación (Iglhaut *et al.*, 2019) y con ello la estimación de ACBA.

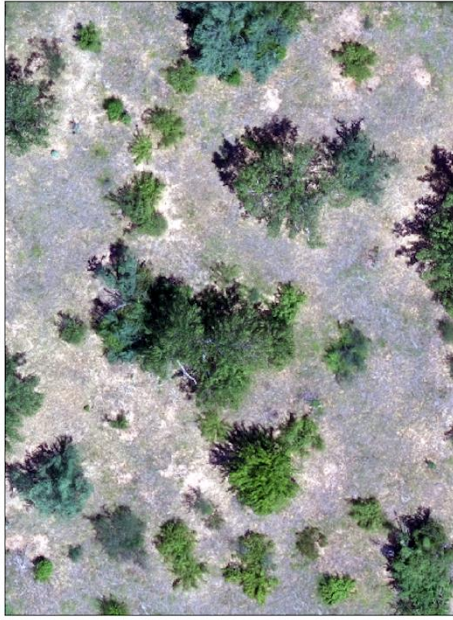


Figura 8. Lanzamiento de un vehículo aéreo no tripulado equipado con una cámara RGB, para la captura balanceada y ordenada de imágenes por medio de misiones automatizadas.

IV.2.4.1. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea con métricas de vegetación obtenidas con ortomosaico nivel comunidad

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 9). Esto se realizó mediante la interpretación y digitalización directa del AC de la vegetación leñosa presente en los ortomosaicos, utilizando el programa ArcMap (Environmental Systems Research Institute, 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. 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.

Adicionalmente, contando con las capas de digitales de área de copa, se procedió a calcular la cobertura de la vegetación leñosa, así como la cobertura del pasto buffel, herbáceas y suelo desnudo, siguiendo el procedimiento de digitalización para la creación de capas digitales de cada una de las coberturas mencionadas para conocer su distribución y contribución.



A)



B)

Figura 9. A) Ortomosaico de comunidad de matorral subtropical, y B) ejemplo de la capa final de digitalización de área de copa de individuos leñosos.

IV.2.4.2. Estimación del almacén de carbono en biomasa aérea con métricas de vegetación obtenidas con modelos 3D nivel individuo arbóreo.

Para poder obtener las métricas de vegetación y estimar ACBA, se requirió llevar a cabo las operaciones que se muestran en la ecuación 12 y 13 entre MDS y MDT utilizando el software ArcMap. Tras estos cálculos la generación del modelo de altura de copa (MAC) y de volumen de copa (MVC), y finalmente, de estos últimos modelos, se extrajeron los datos de altura y volumen por individuo.

$$MAC = MDS - MDT \text{ Ecuación 12}$$

donde MDS es el modelo digital de superficie y MDT es el modelo digital de terreno, ambos modelos en m.

$$MVC = MAC * X * Y \text{ Ecuación 13}$$

donde X y Y son ancho y largo de celda (m), respectivamente.

A partir de los ortomosaicos, y de los MAC y MVC, se obtuvieron las métricas remotas de los individuos ubicados dentro de las parcelas de muestreo directo previamente establecidas. Se obtuvo la ubicación de los individuos, visibles dentro de cada ortomosaico. Posterior a la localización, se establecieron dos aproximaciones para la obtención del área de copa para cada individuo, 1) manual y 2) automatizado. La primera consistió en la digitalización manual (DM), es decir, delinear el contorno de individuos arbóreos presentes en las parcelas de muestreo directo, usando los ortomosaicos y el programa ArcMap. La segunda aproximación, automatizada (FT), consistió en el uso de los algoritmos del paquete ForestTools del programa R, el cual identifica los individuos y segmenta el área de copa utilizando modelos digitales de altura (Barthelemy *et al.*, 2018).

De manera previa, para el uso de esta herramienta se requirió la determinación de una función matemática que representara la relación entre diámetro de copa (el doble del radio r) y altura (Navarro *et al.*, 2021), para lo cual, se utilizaron los datos tomados en campo para la búsqueda del modelo entre estas variables. Específicamente, ForestTools utiliza un Filtro de Ventana Variable (Variable Window Filter, VWF) para la localización de individuos a partir de MAC y de la mencionada función matemática (Popescu y Wynne, 2013). Utiliza también un algoritmo de segmentación controlada de marcadores (marker-controlled segmentation, mcs) que toma como entrada el resultado de VWF y el MAC para la segmentación de área de copa (Vincent y Soille, 1991) y, de esta manera, crear un modelo digital de área de copa automatizada.

Al contar con las capas digitales de área de copa de ambas aproximaciones (DM y FT), se obtuvieron las métricas de vegetación a nivel individuo por medio del comando attribute zonal de ArcMap. Se emplearon las capas de área de copa para seleccionar las celdas de los modelos digitales de altura y volumen, correspondientes a cada uno de los árboles y arbustos identificados en las imágenes aéreas. Contando con la información separada por individuo, se calculó la altura máxima de copa, buscando la celda con el valor máximo de altura y en el caso de volumen de copa, se estimó a partir de la suma de todas las celdas de volumen. Este proceso se llevó con las capas digitales de área de copa de cada aproximación.

IV.3. Análisis estadístico

Se contrastaron los resultados obtenidos con el método directo y el método indirecto (ambas aproximaciones) para comprobar la funcionalidad del uso de imágenes aéreas provenientes de la cámara RGB montada en VANT en la caracterización de la estructura de las comunidades y la estimación de ACBA, esto a través de las pruebas estadísticas que se describen a continuación.

IV.3.1. Evaluación de métricas de vegetación estimadas con modelos digitales.

Para comparar área de copa, altura y volumen, obtenidas con el muestreo directo y las estimadas a partir del muestreo remoto, para las dos aproximaciones antes expuestas (DM y FT), se realizaron pruebas de Shapiro-Wilk buscando determinar la normalidad de las métricas, y pruebas paramétricas (t de student). En dado caso de no cumplir con el supuesto de normalidad, se realizaron pruebas no paramétricas (Wilcoxon Rank-Sum test), para determinar diferencias. En segunda instancia, y con la finalidad de entender si se pueden utilizar las métricas obtenidas vía percepción remota, como proxy de las métricas obtenidas en campo, se analizaron las correlaciones entre variables similares, usando regresión lineal (Shapiro y Wilk, 1965, Wilcoxon, 1992, Montgomery *et al.*, 2021).

IV.3.2. Construcción de modelos predictivos de almacén de carbono en biomasa aérea a partir de métricas de vegetación estimadas con ortomosaicos por estratos.

Se realizaron análisis de regresión simple para evaluar las estimaciones de ACBA con el método indirecto (utilizando ortomosaicos), esto para cada uno de los estratos leñosos (arbóreo y arbustivo). Esta evaluación se llevó a cabo basándose principalmente en los parámetros estadísticos, valores p y los coeficientes de determinación (R^2) (Montgomery *et al.*, 2021).

IV.3.3. Construcción de modelos predictivos de almacén de carbono en biomasa aérea a partir de métricas de vegetación estimadas con modelos digitales.

Para conocer si existe multicolinealidad entre las diversas métricas de la vegetación, obtenidas con imágenes aéreas, se generó un análisis de coeficiente de Pearson (r) y factores de influencia de la varianza (VIF) (Lindner *et al.*, 2020). Después de establecer la presencia o ausencia de colinealidad, se generaron análisis de regresión (simple/múltiple), con el fin de conocer la contribución de las variables, al tratar de explicar la variación del almacén de carbono en biomasa aérea de los árboles (Montgomery *et al.*, 2021). Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa estadístico Rstudio.

V. RESULTADOS

V.1. Morfología e índices de diversidad de las comunidades leñosas.

Con el fin de caracterizar los estratos compuestos por especies leñosas de las comunidades de matorral subtropical (MS) y praderas de buffel (BF), en términos de diversidad, así como, morfología, se llevó a cabo, la identificación hasta especie, censo y la toma de mediciones en los individuos dentro de las parcelas de muestreo. En primera instancia, a través de la información recabada, se estimó que MS presenta 2378 ± 256 Individuos/ha, mientras que la pradera presenta 915 ± 156 Individuos/ha, basado en ello, se estima una reducción de 1463 individuos leñosos promovido por el desmonte enfocado principalmente en las especies arbustivas, para el establecimiento de buffel (Hinojo *et al.*, 2016, Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019). Estos individuos leñosos están compuestos por 33 especies diferentes, las cuales se encuentran en listadas en la Tabla 2.

Las especies dominantes en el estrato arbóreo en matorral son *Olneya tesota* e *Ipomoea arborescens*, en cuanto a las praderas, la dominancia está dada por *Prosopis velutina* y *Olneya tesota*. Por otra parte, el estrato arbustivo de MS y BF se encuentra dominado por la especie *Jatropha cardiophylla*. En términos porcentuales, encontramos que matorral y pradera presentan una proporción similar de individuos arbustivos (94 % y 95 %, MS y BF, respectivamente) y arbóreos (6 % y 5 %, MS y BF, respectivamente), esto de acuerdo con el número de individuos totales censados por estrato, como se muestra en la Tabla 3.

En relación con la morfología, el estrato arbustivo de MS presentó una AMC promedio \pm desviación estándar (DE) de $1.31 \text{ m} \pm 0.61 \text{ m}$, y para BF, $1.27 \text{ m} \pm 0.53 \text{ m}$. 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 $26.35 \text{ m}^2 \pm 17.48 \text{ m}^2$. Como se puede apreciar en los rangos de área de copa del estrato arbóreo de las comunidades (Tabla 3), se presenta una diferencia en esta métrica de la vegetación, lo cual, es explicado en gran medida por la diferencia entre la estructura de las

comunidades, mientras que en matorral la tendencia de la vegetación es agruparse en islas de fertilidad (Celaya-Michel *et al.*, 2015), donde el espacio es limitado para expandir AC de los individuos, en pradera, no se presenta esta limitación, ya que, hay una disminución de individuos leñosos por las prácticas de desmonte y es común encontrar individuos aislados (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2016; Hinojo *et al.*, 2019).

En términos de diversidad de individuos leñosos (Tabla 4), acorde al índice de riqueza de especies de Margalef, MS presenta riqueza moderada (2.56 ± 0.52), mientras que BF presenta riqueza baja (1.93 ± 0.26), basados en estudios previos, se establece que valores > 2 pertenecen a ecosistemas con tendencia a riqueza baja (Mora *et al.*, 2013; Mora-Donjuán *et al.*, 2014), por otra parte y concordando con la clasificación del estado de las comunidades en términos de riqueza, se encontró diferencia significativa entre comunidades ($W = 0$, $p < 0.05$). El índice de diversidad de Shannon-Wiener muestra que las comunidades analizadas tienen valores menores a 2, encontrando el valor más bajo para BF (1.96 ± 0.34 y 1.65 ± 0.20 en MS y BF, respectivamente) y acorde a trabajos previos, índices de Shannon-Wiener < 2 presentan una diversidad baja (Mora *et al.*, 2013, Mora-Donjuán *et al.*, 2014).

Acorde 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' : $t = -1.7734$, $df = 6.5$, valor $p = 0.1222$, y para Ev' : $t = 0.84532$, $df = 7.8859$, valor $p = 0.4228$), no se presenta diferencias significativas entre las comunidades, lo cual, denota que no hay un cambio en el número de especies y número de individuos por especies, sin embargo, considerando las especies que se presentan en las comunidades de matorral y de pradera (Tabla 4), de entrada, podemos observar que no se presentan las mismas y, se destaca, la alteración que se presenta en las especies dominantes del estrato arbóreo de MS, donde *Ipomoea* es una de ellas y, en BF, no se encontró ningún individuo de esta especie, lo cual implica una alteración importante en la estructura de las comunidades vegetales.

Tabla 2. Lista de especies leñosas identificadas en las comunidades de matorral subtropical (MS) y pradera de buffel (BF).

	Comunidad	Nombre de especie
1	MS y BF	<i>Abutilon incanum</i>
2	MS	<i>Aloysia sonorensis</i>
3	BF	<i>Bebbia juncea</i>
4	MS	<i>Bursera laxiflora</i>
5	MS y BF	<i>Caesalpinia pulcherrima</i>
6	BF	<i>Calliandra eriophylla</i>
7	MS	<i>Carlowrightia arizonica</i>
8	MS y BF	<i>Celtis pallida</i>
9	MS	<i>Croton ciliatoglandulifer</i>
10	MS	<i>Croton sonorae</i>
11	MS y BF	<i>Cylindropuntia fulgida</i>
12	BF	<i>Desmanthus covillei</i>
13	MS	<i>E. arizonica</i>
14	MS	<i>Encelia farinosa</i>
15	MS	<i>Eysenhardtia orthocarpa</i>
16	MS	<i>Fouquieria macdougalii</i>
17	MS	<i>Guaiacum coulteri</i>
18	MS	<i>Ipomoea arborescens</i>
19	MS y BF	<i>Jatropha Cardiophylla</i>
20	MS	<i>Jatropha Cordata</i>
21	MS y BF	<i>Lycium berlandieri</i>
22	MS	<i>Lysiloma divaricatum</i>
23	MS y BF	<i>Mimosa distachya</i>
24	MS y BF	<i>Mimosa laxiflora</i>
25	MS y BF	<i>Olneya tesota</i>
26	MS y BF	<i>Parkinsonia florida</i>
27	MS y BF	<i>Phaulothamnus spinescens</i>
28	MS y BF	<i>Prosopis velutina</i>
29	MS	<i>Senna pallida</i>
30	BF	<i>Sp2</i>
31	BF	<i>Randia thurberi</i>
32	MS y BF	<i>Vachellia farnesiana</i>
33	BF	<i>Ziziphus obtusifolia</i>

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) m²
Arbustos MS	24	2240	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

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

El IVI muestra que *Jatropha cardiophylla* es la especie dominante del estrato arbustivo en MS y BF, con más del 20 % del total del IVI (Tabla 5). Por otra parte, en el caso del estrato arbóreo, dos especies dominan la estructura de las comunidades: en MS, *Olneya tesota* (38 %) e *Ipomoea arborescens* (26 %), mientras que, en el BF, *Olneya tesota* (45%) y *Prosopis velutina* (40%). Estos valores nos indican el importante rol que estas especies tienen, ya que representan un gran porcentaje de la estructura vertical y horizontalmente de las comunidades. Así mismo, fungen como elementos claves para la generación de islas de fertilidad, las cuales cumplen funciones esenciales, como propiciar condiciones necesarias (temperatura, humedad, nutrientes) para el desarrollo de otras especies (Drezner *et al.*, 2007; Ren *et al.*, 2008; Molina-Montenegro *et al.*, 2016).

Tabla 5. Parámetros estructurales e Índice de Valor de Importancia (IVI) de especies leñosas en comunidades de matorral subtropical y pradera de buffel.

Especie	Densidad	Dominancia	Frecuencia	IVI
Arbustos MS	Relativa (%)	Relativa (%)	Relativa (%)	(%)
<i>Jatropha cardiophylla</i>	29.76	32.63	10.87	24.42
<i>Mimosa laxiflora</i>	9.13	13.85	6.52	9.83
<i>Encelia farinosa</i>	9.52	3.31	8.70	7.18
21 especies restantes	51.59	50.21	73.91	58.57
Total	100.00	100.00	100.00	100.00
Arbustos BF				
<i>Jatropha cardiophylla</i>	33.67	31.64	7.69	24.33
<i>Mimosa distachya</i>	15.31	23.67	7.69	15.56
<i>Abutilon incanum</i>	12.24	6.47	11.54	10.08
14 especies restantes	38.78	38.22	73.08	50.02
Total	100.00	100.00	100.00	100.00
Árboles MS				
<i>Olneya tesota</i>	38.33	42.74	25.00	35.36
<i>Ipomoea arborescens</i>	26.67	38.83	25.00	30.17
<i>Eysenhardtia orthocarpa</i>	6.67	3.46	5.00	5.04
6 especies restantes	28.33	14.96	45.00	29.43
Total	100.00	100.00	100.00	100.00
Árboles BF				
<i>Prosopis velutina</i>	45.00	57.19	40.00	47.40
<i>Olneya tesota</i>	40.00	28.83	30.00	32.94
<i>Parkinsonia florida</i>	10.00	13.04	20.00	14.35
1 especie restante	5.00	0.93	10.00	5.31
Total	100.00	100.00	100.00	100.00

V.2. Almacén de carbono en biomasa aérea con método directo.

Tras obtener las métricas recabadas a través del censo de los individuos arbustivos y arbóreos, se llevó a cabo la estimación del almacén de carbono en biomasa aérea (ACBA) de matorral subtropical y pradera de buffel, utilizando ecuaciones alométricas. De esta manera, se obtuvo que el ACBA total compuesto por los individuos leñosos en matorral fue de 10.35 Mg C ha⁻¹, mientras que en la pradera se presenta un total de 3.20 Mg C ha⁻¹ (Tabla 6). Al contrastar ACBA

de las comunidades, podemos observar un marcado decremento del reservorio, promovido por la modificación del matorral para el establecimiento del zacate buffel, comportamiento que se ha reportado en estudios previos (Búrquez *et al.*, 1998; Bradley *et al.*, 2006; Bracamonte *et al.*, 2017; De Albuquerque *et al.*, 2019).

Al separar el reservorio de carbono aéreo por estrato, se observa que, en ambas comunidades los árboles almacenan la mayoría de éste (Tabla 6). Específicamente, para MS, el carbono aéreo almacenado por los árboles representa el 84.05 % ($8.70 \pm 4.90 \text{ Mg C ha}^{-1}$) del estrato leñoso, mientras que para las comunidades de BF representa el 86.87 % ($2.78 \pm 1.82 \text{ Mg C ha}^{-1}$), sin embargo, aun cuando se presentan proporciones similares de almacenamiento de carbono en las comunidades, la magnitud no es similar, observado un decremento estadísticamente significativo de alrededor de 6 Mg C ha^{-1} ($W = 2, P = 0.03$), al presentarse el cambio de uso y cobertura de suelo.

El estrato arbustivo almacena $< 16 \%$ del carbono contenido en matorral y pradera y en el caso de este estrato, al contrastar las comunidades, se encontró mayor capacidad de almacenamiento de carbono aéreo en MS, en comparación con BF ($1.65 \pm 1.04 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $0.42 \pm 0.32 \text{ Mg C ha}^{-1}$, MS y BF, respectivamente), encontrando que hay una disminución estadísticamente significativa de $1.23 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($t = -2.51, df = 4.79, P = 0.05$). Finalmente, dado la diferencia significativa que se presenta entre los estratos leñosos de matorral y pradera, al considerar todos los individuos, se presenta diferencia estadísticamente significativa ($t = -2.13, df = 11.17, P = 0.05$).

Tabla 6. Contribución por estrato al almacén de carbono de individuos leñosos, en matorral subtropical (MS) y praderas constituidas de buffel (BF). Ambas comunidades están bajo uso de suelo ganadero.

Comunidad	Estrato	Promedio \pm DE almacén de carbono (Mg C ha^{-1})	Almacén de carbono al (Mg C ha^{-1}), 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	

En conjunto estos análisis permitieron describir no solo la capacidad de almacenamiento de carbono en el componente aéreo de las comunidades de matorral subtropical y un matorral subtropical modificado por el desmonte y establecimiento del zacate buffel, sino también, para entender en termino de carbono los efectos presentados por este cambio de uso y cobertura de suelo, así mismo, al ser complementada esta información con los análisis de la estructura y diversidad de las comunidades, es posible entender que aun cuando el desmonte fue enfocado mayormente en el estrato arbustivo, este tiene impacto en el estrato arbóreo, encontrando menor número de individuos y especies, lo cual tiene un efecto negativo, ya que este estrato contiene > 80% de ACBA.

Por último, la estimación de ACBA con las métricas de vegetación obtenidas *in situ* y utilizando ecuaciones alométricas, son los datos que se tomaran como verdaderos y con ellos como referencia, llevar a cabo la evaluación de métodos donde se utilicen fuente de información remota. En complemento, hacer más eficiente el monitoreo de las comunidades vegetales y la estimación del reservorio de carbono, como a continuación se busca en las siguientes secciones.

V.3. Almacén de carbono en biomasa aérea con métricas de ortomosaico nivel comunidad

Para obtener las métricas de vegetación provenientes de los ortomosaicos para la estimación de ACBA, en primer lugar, fue necesario llevar a cabo diez vuelos automatizados, correspondientes al área de las parcelas de muestreo *in situ*, extendiéndose a una hectárea. De cada uno de los vuelos se derivaron en promedio 350 imágenes (Figura 10), las cuales fueron procesadas en el programa especializado de fotogrametría, PIX4D y de ello, como resultado los ortomosaicos (Figura 11) que fueron utilizados para obtener área de copa (AC), que no solo fue utilizada como una métrica, sino también para la estimación indirecta de altura de copa (AMC). Se logró establecer un modelo predictivo para la estimación indirecta de AMC fue por medio de un análisis de regresión. Para este análisis se utilizaron 432 individuos leñosos, de las especies censadas en las comunidades de MS y BF. Se encontró que hay una correlación significativa ($P < 0.01$) entre AC y AMC y un coeficiente de determinación alto ($R^2 = 0.74$) que indica que la variable independiente (AC) explica gran parte (74 %) de la variación en la respuesta (variable dependiente, AMC), lo cual nos indica que AC puede ser usada para estimar AMC.

Comprobando entonces la relación entre variables y una alta explicación de la varianza, se estableció como modelo de predicción de AMC la ecuación 14.

$$AMC = 0.2809 (AC) + 0.9396 \quad \text{Ecuación 14}$$

donde AMC es altura máxima de copa en m y AC es área de copa en m²

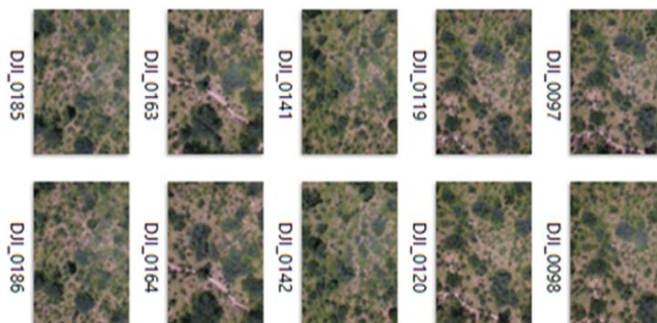


Figura 10. Ejemplo de un pequeño grupo de imágenes obtenidas de una cámara RGB montada en VANT, utilizando misiones automatizadas, siendo esta la entrada para el procesamiento de fotogrametría.

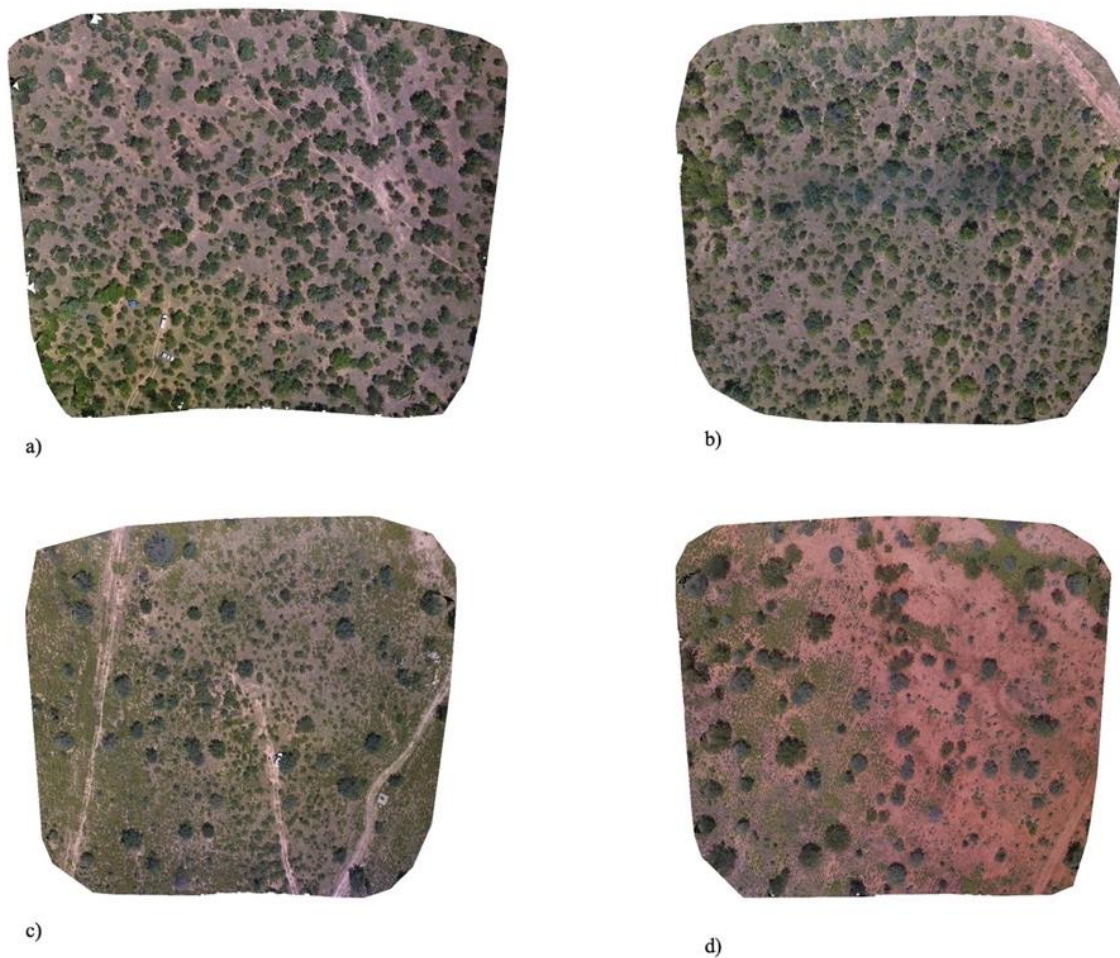


Figura 11. Ejemplos de ortomosaicos obtenidos para las comunidades de interés. En a) y b) se muestra las comunidades de matorral y en c) y d) se encuentran las comunidades de pradera de buffel.

El AC obtenido de los ortomosaicos, en conjunto con la AMC estimada a partir del modelo predictivo, fueron utilizados para el cálculo de volumen y poder usar la ecuación propuesta por Búrquez *et al.*, (2010) para la estimación de biomasa aérea y finalmente el cálculo de ACBA de MS y BF, al seguir esta ruta metodológica, hablamos de un método indirecto. Cabe destacar que, para poder evaluar este método indirecto, fue utilizado un método directo, el cual consistió en la estimación de biomasa aérea con las métricas recabadas *in situ*, pero únicamente utilizando

la ecuación alométrica propuesta por Búrquez *et al.* (2010), esto con el fin de tener solo como fuente de variación en los resultados de ACBA, la procedencia de las métricas de vegetación.

A través de las rutas metodológicas mencionadas, se obtuvo que el total del almacén de carbono, calculado con el método directo para la comunidad leñosa de MS presenta 5.05 ± 1 Mg C ha⁻¹, mientras que BF 2.46 ± 0.93 Mg C ha⁻¹, en cuanto al método indirecto, MS presenta 8.01 ± 2.73 Mg C ha⁻¹ y BF 6.47 ± 3.03 Mg C ha⁻¹.

Específicamente, en términos porcentuales, acorde al método indirecto, los árboles almacenan > 80 % del ACBA de ambas comunidades (6.76 ± 3.45 y 6.28 ± 3.11 Mg C ha⁻¹, en MS y BF, respectivamente), mientras que el método directo presenta > 65 % (3.40 ± 1.65 y 2.04 ± 1.22 Mg C ha⁻¹). Por su parte, el estrato arbustivo almacena > 15 % del ACBA de MS (1.24 ± 1.30 Mg C ha⁻¹) y en el caso de BF, alrededor del 3 % (0.18 ± 0.14 Mg C ha⁻¹), en contraste con el método directo, MS almacena > 30 % (1.65 ± 1.04 Mg C ha⁻¹) y BF > 15 % (0.42 ± 0.32 Mg C ha⁻¹).

Con el fin de entender y evaluar la relación entre método directo e indirecto, de los estratos arbustivo, arbóreo y leñoso, se realizaron análisis de regresión para cada uno de los estratos. El resultado de los análisis, muestran que el estrato arbóreo de MS presenta mayor correlación entre los métodos, observando una $R^2 = 0.97$, en cuanto que, el estrato arbustivo de este ecosistema presenta una $R^2 = 0.85$. Por su parte, BF obtuvo una $R^2 = 0.72$ en el estrato arbóreo, mientras que en el arbustivo una $R^2 = 0.77$.

Cabe destacar que aun cuando los valores obtenidos, sugieren una buena relación entre ambos métodos, las pruebas estadísticas no muestran significancia para el estrato arbóreo en BF ($p = 0.06$; Tabla 7). Por otra parte, al integrar la información de ACBA de individuos arbóreos y arbustivos de las comunidades, se observan correlaciones significativas entre métodos (Figura 12), así mismo, coeficientes de determinación altos ($R^2 > 0.70$, $p < 0.05$).

En términos generales, se encontró que el método indirecto presenta una sobreestimación en contraste con el método directo, sin embargo, tras obtener los resultados de los análisis de regresión, se establece que hay correlaciones altas y significativa entre ambos métodos ($R^2 \geq 0.7$ y $p < 0.05$; Tabla 7 y Figura 12), sugiriendo que es posible predecir con un buen grado de

confianza el contenido de carbono en biomasa área, así como el uso de los modelos matemáticos como factor de corrección para tener ACBA en valores más aproximados a los de referencia, es decir, estimados con el método directo. De tal manera, que acorde a los resultados obtenidos se encuentra el uso de imágenes RGB-VANT como una fuente de información para la estimación de ACBA valiosa y asequible.

Tabla 7. 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 ** $p < 0.001$ y valores > 0.05 no son significativos.

	Estrato	Ecuación	Error DE.	Valor p	R²
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

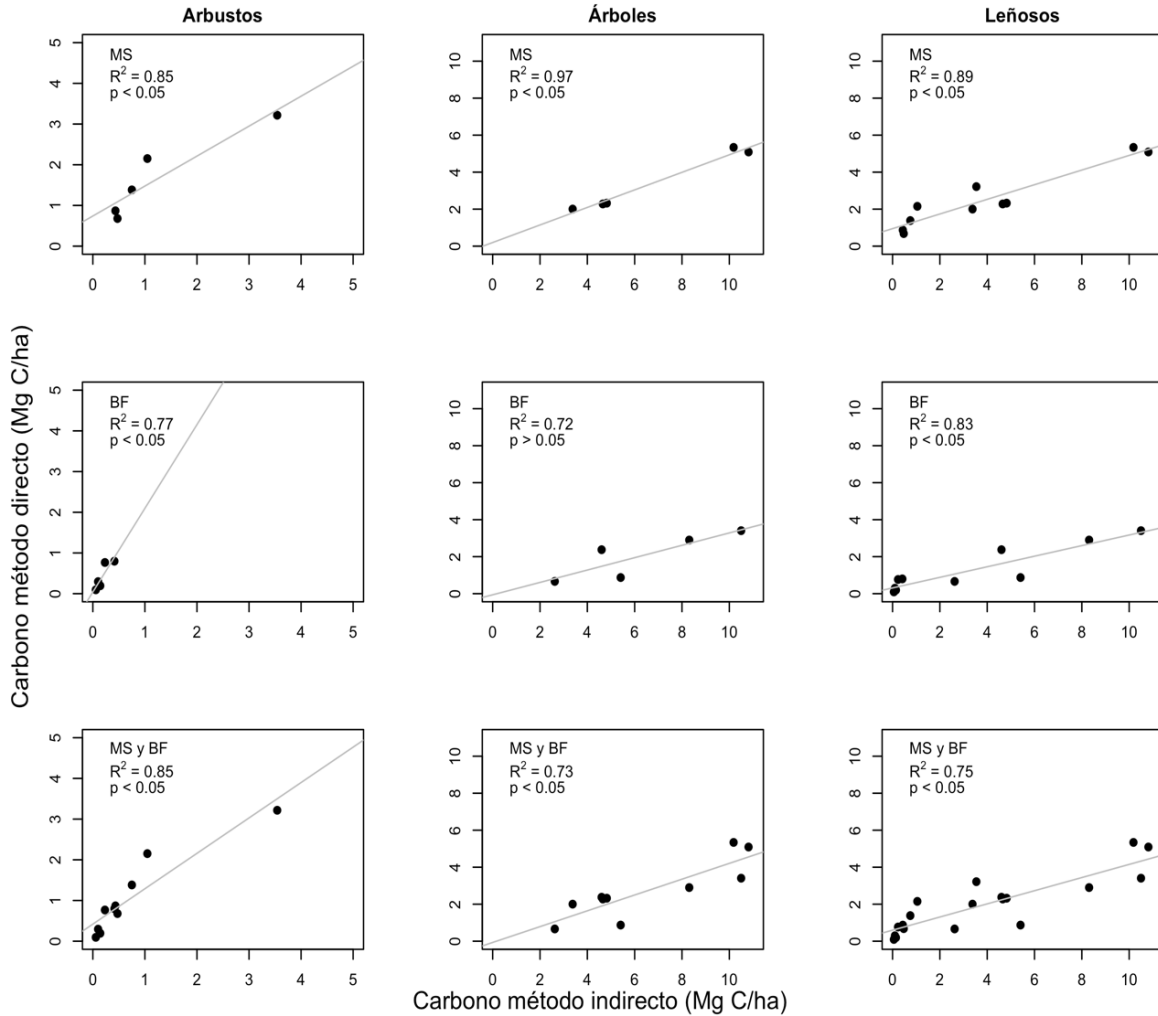


Figura 12. Diagramas de dispersión de almacén de carbono aéreo del estrato leñoso (arbustos y árboles), estimado con método directo (eje y) e indirecto (eje x), para comunidades de matorral subtropical (MS) y praderas de buffel (BF).

Adicionalmente, utilizando las capas digitales del área de copa de los individuos leñosos en la complementación con capas digitales de parches de herbáceas y pasto buffel, se logró estimar el porcentaje de cobertura que representa cada una de estas formas de vida (Tabla 8). Se encontró que BF presenta menor cobertura de especies nativas, pero también una mayor proporción de suelo desnudo (> 18 %), a diferencia de MS, quien presenta un porcentaje mínimo de suelo desnudo (< 2 %). Por otra parte, en complemento con el análisis visual del ortomosaicos

y porcentajes de cobertura por sitio, se detectó una alta variabilidad en la cobertura de la vegetación presente en BF. Como se puede apreciar en la Figura 11, algunos de los sitios donde se presenta buffel, presentan mayor porcentaje de suelo desnudo (Figura 11, c)), mientras que en otros la extensión de suelo desnudo es mínima (Figura 11, d)).

Tabla 8. Cobertura de las diferentes formas de vida presentes en las comunidades de matorral subtropical y pradera de buffel, así mismo, el porcentaje perteneciente al suelo desnudo.

Componente	MS Cobertura (%)	BF Cobertura (%)
Suelo	1.69	18.74
Buffel	-	28.73
Herbáceas	51.06	32.08
Arbusto	11.55	7.42
Árboles	35.68	13.01

V.4. Métricas de vegetación y almacén de carbono en biomasa aérea con modelos 3D nivel individuo.

Los datos recabados en campo están integrados por 117 árboles y arbustos mayores a 2 m, pertenecientes a trece especies diferentes y se puede observar un mayor número de individuos de *Olneya Tesota*, *Ipomoea arborescens* y *Jatropha Cordata* (alrededor del 66 % de los individuos censados), como se puede observar en la Tabla 9. Por otra parte, de los datos de campo, se utilizaron las métricas de altura y el diámetro de área de copa (calculado con los radios), para obtener el modelo que requiere el algoritmo de VWF de ForestTools, resultando en un modelo de tipo línea ($X * 1.1066 - 0.3142$, donde x es altura; $R^2 = 0.64$ y $p < 0.001$).

Tomando los datos recabados en campo como los de referencia, se llevó a cabo la evaluación de las métricas de la vegetación obtenidos a través de los dos enfoques remotos. A los datos provenientes del primer enfoque se les referirá como datos DM y, por consiguiente, a los obtenidos con ForestTools, datos FT. Como primer parte de la evaluación, se encontró que el 85 % de los individuos fueron detectados a la par del proceso DM y en cuanto a FT se logró localizar el 61 % de los individuos. La proporción que representan las tres especies dominantes

con ambos métodos se encuentra de manera muy aproximada a los datos recabados en sitio (67 % y 63 %, DM y FT, respectivamente).

Concretamente, al hablar de las dimensiones de los individuos apoyados en las métricas de la vegetación, fue necesario la filtración de los datos basados a la capa FT, específicamente, se trabajó con los árboles que fueron detectados y segmentados de manera individual (Figura 13-a), dejando fuera los árboles que se encontraban agrupados y el algoritmo no logro separar (26 individuos), teniendo como resultado el área de copa de todos los individuos como uno solo (Figura 13-b), contando con el total de 45 individuos para el análisis. Este proceso de filtrado fue con el fin de contar con individuos en las mismas condiciones de segmentación.

Se encontró que los individuos presentan una amplia heterogeneidad entre sí, como se puede ver en los promedios y desviaciones estándar de las tres métricas de vegetación que se encuentran en la Tabla 10, así mismo, se presentan las estimaciones con ambos enfoques, DL y FT. La altura estimada con ambos enfoques es la métrica que presenta el rango más aproximado con los datos de referencia, lo cual coincide con la evidencia estadística, donde se establece que no se presenta diferencia significativa, perteneciente a una distribución no normal (altura DM, W: 1145, valor $p = 0.28$; Altura FT, W:1127, p valor = 0.35). Por otra parte, en cuanto a área de copa y volumen, los cuales presentan una distribución no normal, en el caso de DM, no se presenta diferencia significativa con los datos de referencia (área de copa DM, W = 1007, valor $p = 0.96$; volumen DM, W = 1058, valor $p = 0.71$), sin embargo, los datos FT si presentan diferencia significativa (área de copa FT: W = 1278, valor $p = 0.03$; volumen FT: W = 1393, valor $p = 0.001$).

La capacidad de explicación de los atributos morfológicos de referencia a partir de los estimados, a través de los análisis de regresión (Figura 14) muestran que la variación que presentan las métricas de vegetación de referencia es explicada en > 70 % por las métricas DM y de manera significativa ($p < 0.001$). Por otra parte, los datos FT también logran explicar la variación de los datos de referencia de manera significativa ($p < 0.001$), presentando $R^2 > 0.60$, en el caso de área de copa y altura, sin embargo, para volumen se presenta una $R^2 = 0.56$. En este sentido cabe destacar que, dado la diferencia de la metodología para estimar volumen, para los datos FT, es un resultado que se esperaba por el hecho de que FT sigue la forma irregular de

los individuos para sus estimaciones y en el caso de los datos de referencia se utilizan modelos de figuras geométricas regulares.

Tabla 9. Censo de vegetación arbórea in situ comparados con censos de vegetación obtenidos a través de ortomosaicos y capas de delimitación de área de copa con método de digitalización y el algoritmo Forest Tool de Rstudio.

Especie	Individuos datos de campo	Individuos datos DM	Individuos datos FT
<i>Bursera laxiflora</i>	4	2	1
<i>Eysenhardtia orthocarpa</i>	8	7	6
<i>Fouquieria macdougalii</i>	7	7	4
<i>Guaiacum coulteri</i>	1	1	
<i>Ipomoea arborescens</i>	23	21	13
<i>Jatropha Cardiophylla</i>	4	2	2
<i>Jatropha Cordata</i>	12	9	4
<i>Mimosa laxiflora</i>	3	1	0
<i>Olneya Tesota</i>	42	36	28
<i>Parkinsonia florida</i>	2	2	2
<i>Phaulothamnus spinescens</i>	1	1	1
<i>Prosopis velutina</i>	9	9	9
<i>Vachellia farnesiana</i>	1	1	1
Total	117	99	71

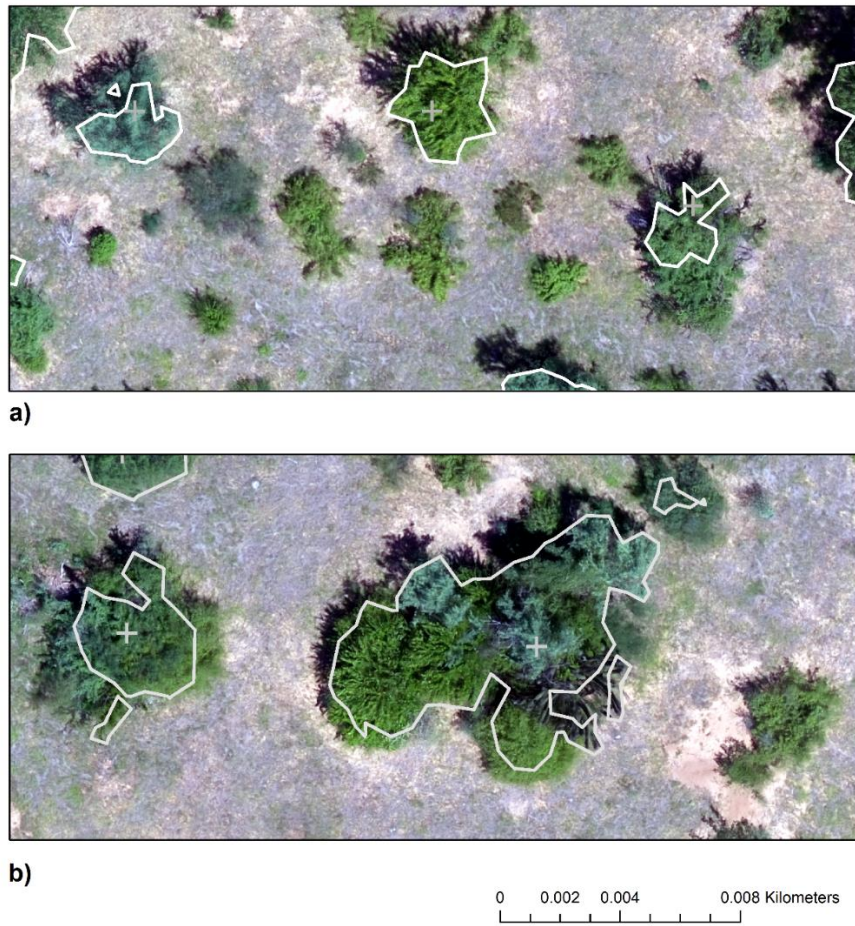


Figura 13. Capa digital de área de copa con algoritmos de ForestTools, a) árboles segmentados individualmente y b) ejemplo de grupo de árboles segmentados como un solo individuo.

Tabla 10. Valores mínimos, máximos y promedio \pm desviación estándar de métricas de vegetación (área, altura y volumen de copa) de individuos arbóreos censados en comunidades de matorral tropical y praderas inducidas de Buffel.

Atributo	Datos sitio promedio \pm DE	Datos DM promedio \pm DE	Datos FT promedio \pm DE
Área de copa	$17.50 \pm 14.50 \text{ m}^2$	$19.32 \pm 13.12 \text{ m}^2$	$13.93 \pm 10.92 \text{ m}^2$
Altura de copa	$4.51 \pm 2.00 \text{ m}$	$3.79 \pm 1.01 \text{ m}$	$3.83 \pm 1.04 \text{ m}$
Volumen	$73.88 \pm 99.19 \text{ m}^3$	$82.33 \pm 71.35 \text{ m}^3$	$45.36 \pm 43.16 \text{ m}^3$

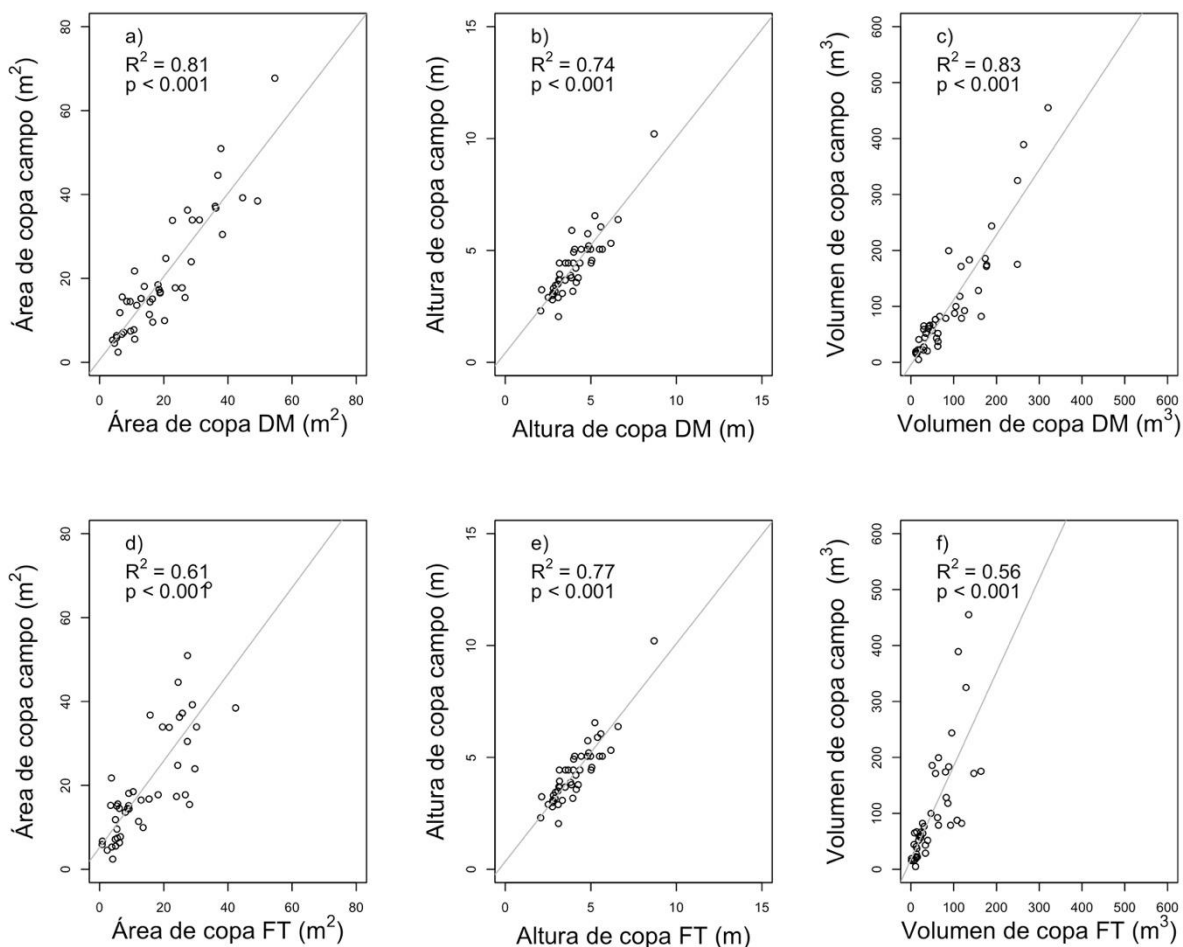


Figura 14. Diagramas de dispersión de métricas de vegetación estimadas a través de datos recabados en sitio y estimadas con imágenes RGB provenientes de cámaras montadas en vehículos aéreos no tripulados. En los ejes Y se presentan los datos de campo y los ejes X se presentan los datos remotos con los enfoques manual (digitalización; DM) y automatizado (algoritmos ForestTools de Rstudio; FT).

Los modelos predictivos de ACBA a nivel individuo, compuesto por métricas de vegetación como variables independientes, con ambos enfoques, DM y FT, presenta diferente grado de contribución a la explicación de la variable dependiente.

Partiendo de los análisis de multicolinealidad, se estableció a través de coeficiente de Pearson que volumen está fuertemente correlacionada con área de copa y altura, en el enfoque FT ($r = 0.95$ y 0.81 , área de copa y altura, respectivamente), por tanto, no es posible incluir esta variable en el análisis de correlación múltiple. Cabe mencionar, que este paso fue omitido para el enfoque DM, ya que volumen es estimado a partir de la multiplicación entre área de copa y altura. En cuanto a la relación entre altura y área de copa, con ambos enfoques se encontró correlación ($r = 0.63$ y $r = 0.69$, DM y FT, respectivamente), sin embargo, tras complementar con VIF (DM VIF = 1.68 y FT VIF = 1.95), se estableció que la influencia de la correlación entre estas variables no representa un alto efecto en el análisis de regresión múltiple. Los resultados del análisis de regresión múltiple (Tabla 11), muestran que tanto las métricas DM como FT son estadísticamente significativos ($p < 0.001$), sin embargo, la explicación de la variable independiente a partir del grupo de métricas es de alrededor de un 42 % (R^2 ajustadas, 0.43 y 0.42, DM y FT, respectivamente).

Tabla 11. Análisis de regresión múltiple para la evaluación de modelos predictivos de biomasa aérea, tomando como variables independientes los atributos morfológicos estimados con datos DM y FT. Código de significado: 0 ‘***’, 0.001 ‘**’, 0.01 ‘*’, 0.05 ‘.’ y 0.1 ‘ ’ 1.

Datos DM	Coefficientes	Error est.	Valor T	Pr(> t)
Intercepto	- 177.73	63.78	-2.78	P < 0.05 **
Área de copa	3.81	1.92	1.97	P < 0.05.
Altura	59.53	19.28	3.08	P < 0.05 **

Datos FT	Coefficientes	Error est.	Valor T	Pr(> t)
Intercepto	- 163.84	67.14	-2.44	P < 0.05 *
Área de copa	4.04	2.50	1.61	P > 0.05
Altura	59.69	20.73	287	P < 0.05 **

Al identificar el grado de significancia de las métricas, se encontró que altura es la variable que contribuye en mayor medida en el modelo. Lo anterior sugiere, que el uso de modelos de regresión lineal simple, tomando como variable independiente AMC, para predecir ACBA tendría resultados similares.

Los resultados del análisis lineal se presentan en la Figura 13. Resulta evidente que los individuos pertenecientes a la especie *Ipomoea arborescens* no se ajustan a la línea de tendencia (puntos azules, Figura 15). Debido a lo anterior realizamos el análisis con y sin este grupo de datos. Los modelos que se generaron sin tomar en cuenta los individuos de *Ipomoea arborescens*, presentaron mejores ajustes, al explicar la variación de ACBA (Figura 16). Como se muestra en la Tabla 12 y la Figura 16, área de copa y volumen del enfoque DM, presentaron los mejores resultados, en cuanto que altura no logra predecir en mayor medida a almacén de carbono aéreo de los árboles sin la especie *Ipomoea*, del mismo modo, altura FT presenta la R^2 más baja de las métricas de este enfoque y cabe destacar que área de copa y volumen FT tampoco presenta $R^2 > 0.55$.

Tabla 12. Modelos predictivos de almacén de carbono aéreo (sin la especie *Ipomoea arborescens*) tomando como variables independientes métricas de vegetación estimadas con enfoque manual (digitalización; DM) y automatizado (algoritmos de ForestTools de Rstudio; FT). Código de significado: 0 ‘***’, 0.001 ‘**’, 0.01 ‘*’, 0.05 ‘.’ y 0.1 ‘’ 1.

Enfoque	Métrica	Ecuación	Error est.	Valor p	R^2
DM	Área de copa (m ²)	$y = -18.40 + 3.21 x$	0.28	$p < 0.05$ ***	0.77
FT	Área de copa (m ²)	$y = -1.90 + 3.27 x$	0.47	$p < 0.05$ ***	0.55
DM	Altura (m)	$y = -67.75 + 29.37 x$	6.01	$p < 0.05$ ***	0.38
FT	Altura (m)	$y = -69.11 + 29.44 x$	5.71	$p < 0.05$ ***	0.41
DM	Volumen (m ³)	$y = -4.74 + 0.58 x$	0.05	$p < 0.05$ ***	0.76
FT	Volumen (m ³)	$y = 7.86 + 0.79 x$	0.12	$p < 0.05$ ***	0.5

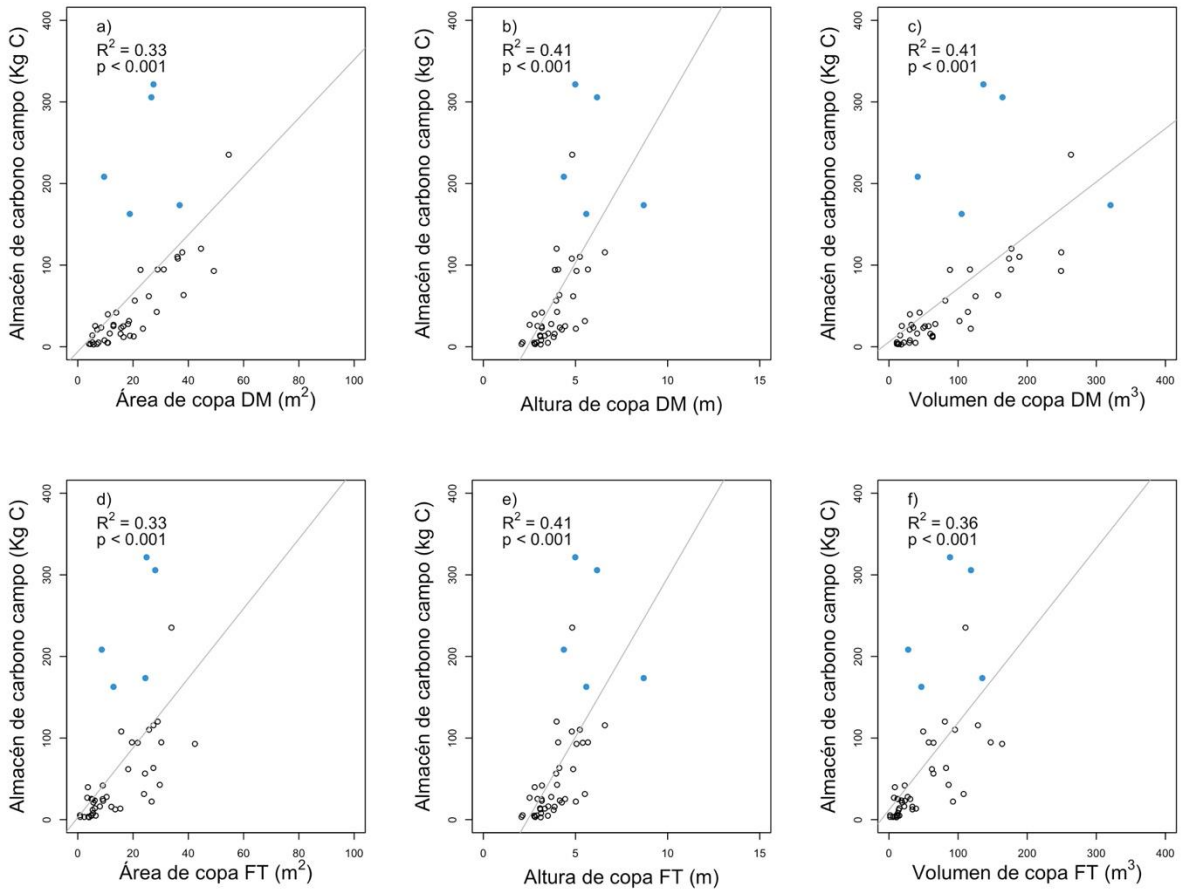


Figura 15. Diagramas de regresión con almacén de carbono como variable dependiente y métricas de vegetación estimadas con imágenes RGB de alta resolución como variables independientes para estrato arbóreo de matorral subtropical.

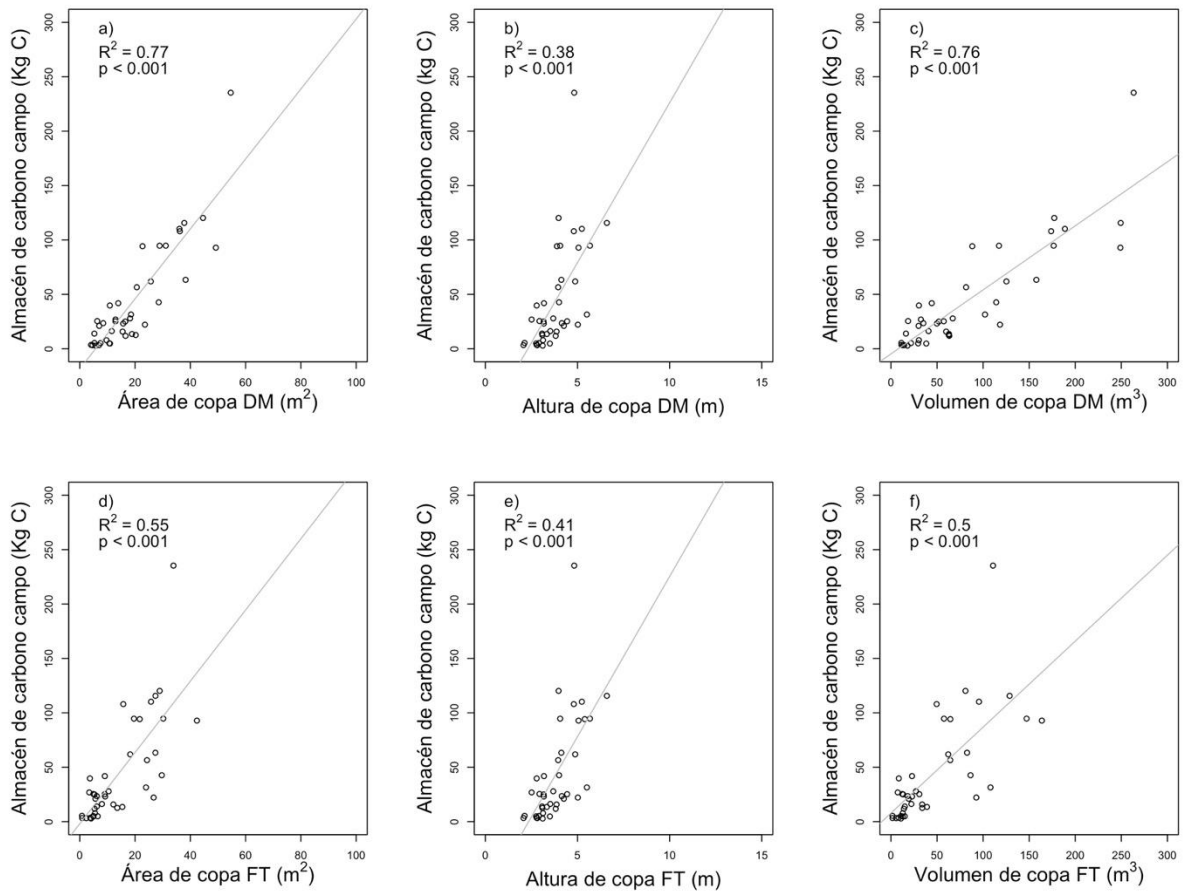


Figura 16. Diagramas de regresión, como variable dependiente almacén de carbono en biomasa aérea (nivel individuo) de comunidades de matorral subtropical, excluyendo la especie *Ipomoea arborescens*. Las variables independientes son métricas de vegetación estimadas con imágenes aéreas.

VI. 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 y 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 y 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 estas.

Es importante destacar que, de acuerdo con 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 ($> 7 \text{ Mg C ha}^{-1}$), 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 las métricas de la vegetación, la conversión a praderas de buffel, sugiere un incremento en el área de copa de los árboles

presentes (Figura 17), pues del total de individuos que se presentan en estas áreas, alrededor del 45 % tiene un AC mayor a 25 m² (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.

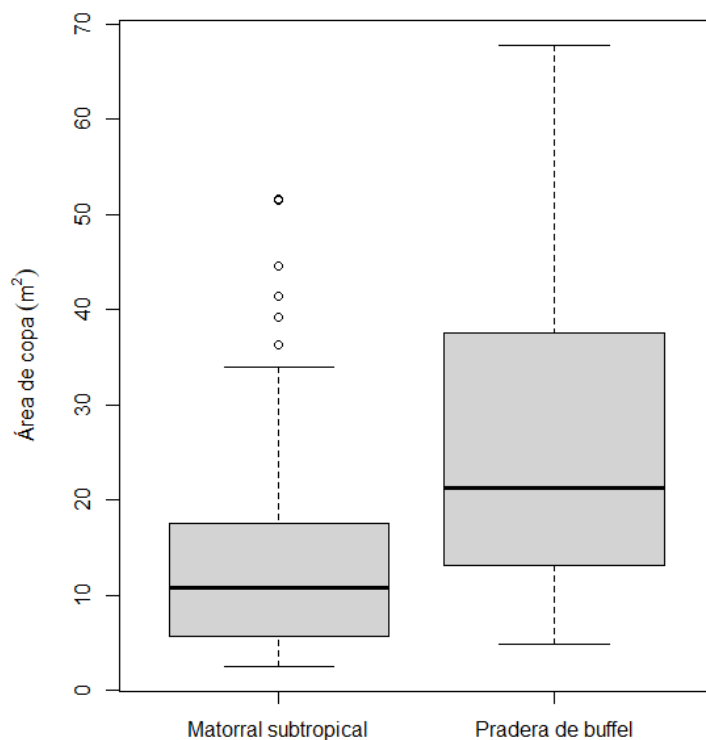


Figura 17. Diagrama de caja y bigote generado con datos de área de copa (m²) de individuos arbóreos, censados en matorral subtropical y praderas de buffel del Noroeste de México.

Particularmente a través de las métricas obtenidas del ortomosaicos para la estimación de ACBA, 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-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 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).

Por su parte, el uso de modelos 3D es una alternativa viable para la estimación métricas de vegetación para la estimación de ACBA, y de esta manera contar con más información sobre la heterogeneidad de las comunidades. Particularmente, los datos DM en general presentan mejores resultados en las estimaciones ($R^2 > 0.7$, valor $p < 0.001$), en comparación con los datos FT ($R^2 < 0.55$, valor $p < 0.001$). Basados principalmente en el área de copa por individuos como método de filtrado, así como una métrica de vegetación, a escala individuo, resulta especialmente importante contar con capas que se encuentre lo más aproximado a la realidad, sin embargo, al igual que en otros estudios donde se ha buscado la localización y segmentación de área de copa por individuos con algoritmos, en ecosistemas densos como el matorral del presente estudio, se detectan condiciones que limitan el método (Gallando-Salazar y Pompa-García, 2020; González *et al.*, 2020; Navarro *et al.*, 2020; Creasy *et al.*, 2021; Holiaka *et al.*, 2021; Vivar-Vivar *et al.*, 2022).

Específicamente, por la naturaleza del método no es posible detectar individuos que se encuentran por debajo de la capa de dosel más alta, esto, para ambos métodos (manual y automatizado), por otro lado, entre más complejo es la estructura del dosel (más densa y

cerrada), el algoritmo no es capaz de distinguir entre dos individuos, condición que afecta en menor medida a los resultados de la digitalización, ya que en este caso, apoyados en los censos de campo, textura y matiz de los individuos en los ortomosaicos, así mismo, apoyados en CHM, se logra distinguir entre individuos adyacentes y esto es claramente observado en la cantidad de individuos que pueden obtenerse con este método (86 %) en contraste con FT (61%). Sin embargo, se debe destacar que bajo condiciones donde los individuos se encuentran de manera aislada, se obtiene la forma natural del contorno de área de copa y dependiendo de la densidad que presente, se pueden encontrar huecos dentro de la misma, con lo cual, teniendo presente que la forma convencional de estimar área de copa con datos de campo está basada en fórmulas de figuras geométricas esto ya representa cierta diferencia entre métodos y es preciso mencionarlo que en el caso del volumen de copa se presenta la misma diferencia entre métodos, mientras con datos de sitio se calcula basados en un cilindro, es decir, con los datos FT se obtiene un volumen más aproximado a la realidad (Gallando- Salazar y Pompa-García, 2020). En cuanto altura, encontramos que resulta una buena aproximación a los datos de sitio con los dos enfoques, los cuales, en el caso de este atributo, básicamente siguen el mismo método, la extracción del valor de la celda con el valor más alto en CHM con la capa de área de copa, así mismo, en estudios previos se han obtenido buenos resultados en la comparación de altura a nivel individuo y parcela, siendo este parámetro más pertinente en la estimación de biomasa a escala parcela (Kachamba *et al.*, 2016; Alonzo *et al.*, 2018; González *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020; Vivar-Vivar *et al.*, 2022). Finalmente, la diferencia entre métodos, es decir, la estimación de área de copa y volumen con datos de sitio y con FT, tiene repercusión en la estimación de ACBA.

En general, siguiendo los dos enfoques, el manual y el automatizado, se encontró que no es posible la estimación de todas las especies arbóreas del sitio de estudio a nivel individuo. Si bien, cada una de las métricas presenta una correlación significativa con ACBA bajo ambos enfoques, la explicación proporcionada por estos a la variación de la variable dependiente es muy baja ($R^2 < 0.41$). Sin embargo, se detectó que la especie *Ipomoea* no presenta el comportamiento de las demás especies, con lo cual al omitir esta, es posible obtener mejores resultados, particularmente, con los datos DM ($R^2 = 0.76$, valor $p < 0.001$) y estimar ACBA para la mayoría de las especies arbóreas. Es posible que en el caso de *Ipomoea* sea necesario

llevar a cabo un muestreo exclusivo y determinar las métricas de estimación de ACBA más pertinente, destacando que esta es una de las especies dominantes. Sin embargo, no debe dejar de remarcarse el hecho de que la información disponible para matorral es limitada y dispersa, con lo cual este tipo de aproximaciones son sumamente valiosas para lograr recabar información detallada de la dinámica del carbono en zonas áridas y semiáridas.

VII. CONCLUSIONES

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, dificultado la predicción (tendencia) de este cambio.

Mediante el uso de productos remotos obtenidos de la combinación de técnicas de percepción remota y fotogrametría, fue posible la estimar métricas de vegetación a diferentes escalas (comunidad e individuo). Específicamente, los resultados sugieren que la adquisición de información utilizando las metodologías empleadas en este trabajo, constituyen aproximaciones viables y funcionales para la detección individuos leñosos de comunidades áridas y semiáridas, con el fin de estimar métricas morfológicas (ej. área, altura y volumen de copa). A través de métricas de vegetación remotas, fue posible la estimación del almacén de carbono en biomas aérea, de vegetación leñosa presentes en comunidades características de las zonas áridas del noroeste de México, así como detección de la modificación por CUCS en los reservorios de carbono.

El uso de diversas aproximaciones para la estimación de carbono contenido en biomasa aérea haría más eficiente las posibilidades de su monitoreo. Tomando en cuenta lo anterior, la selección de la técnica adecuada está en función de las mediciones obtenidas en campo, para el ajuste de los modelos alométricos. Específicamente, para las áreas muestreadas, los modelos con ortomosaicos (2D; estimaciones por área), obtuvieron mejores ajustes que los modelos que toman en cuenta en volumen calculado. Lo anterior, denota la relación directa entre las ecuaciones alométricas utilizadas, y su relación con las mediciones hechas tanto en terreno como en las imágenes digitales.

El desarrollo de aproximaciones metodológicas como las propuestas en este manuscrito contribuyen al incrementó del conocimiento, a cerca de los reservorios de carbono, los cuales

son clave en los procesos ecosistémicos a múltiples escalas (local, regional y global). Lo anterior es fundamental en la construcción de conocimiento, para la toma de decisiones sobre manejo de recursos naturales y el establecimiento de estrategias de adaptación ante cambio climático.

VIII. RECOMENDACIONES

- Es fundamental que en futuros trabajos de esta naturaleza se busque incluir el estrato compuesto por especies herbáceas, para comprender su contribución. No obstante, estos estudios deben seguirse llevando a cabo para lograr una estandarización del método y seguir definiendo límites o condiciones de uso.
- Es necesario incorporar metodologías para la estimación sistemática y precisa de almacén de carbono en biomasa radicular, para poder comprender la distribución (aérea y subterránea) de este nutriente en plantas de zonas áridas y semiáridas.
- El incremento de lugares dentro de las comunidades vegetales muestreadas en este trabajo, así como la inclusión de sitios en otro tipo de comunidades, ayudarán a entender mejor los alcances prácticos de la aproximación aquí expuesta.
- La complementación de estas técnicas, con otras que midan la función de la vegetación a través de la reflectancia obtenida en diferentes secciones del espectro electromagnético, servirá para entender otros componentes del flujo de carbono en comunidades vegetales áridas y semiáridas.
- La combinación de técnicas *in situ*, que midan variables relacionadas con el almacén y flujo de carbono (fisiología, métricas de la vegetación, métricas de composición de la comunidad vegetal, etc.), con mediciones remotas, facilitará el monitoreo continuo (multitemporal) y repetido en grandes extensiones de terreno.
- El uso de técnicas a múltiples escalas temporales y espaciales, para entender las dinámicas del almacén de carbono es imperativo, pues las variables que controlan las mismas son diferentes en cada una de estas escalas. Para lo anterior, se recomienda la utilización de sensores remotos a múltiples niveles de resolución espacial y temporal (ej. Cámaras en VANT, sensores satelitales de resolución espacial moderada, y sensores satelitales de resolución espacial gruesa), en combinación con técnicas de campo, las cuales comprenden muestreos puntuales con gran detalle espacial y diversa resolución temporal.

IX. LITERATURA CITADA

- Acuña-Acosta, D. M., A. E. Castellanos-Villegas, Llano-Sotelo J. M. y J. R. Romo-León. 2021. Responses of photosynthetic and stoichiometric traits to aridity in species and functional types of two Sonoran Desert plant communities. *Botanical Sciences* 99(2): 257–278. Doi: <https://doi.org/10.17129/BOTSCI.2708>
- Adab, H., K. D. Kanniah, K. Solaimani y R. Sallehuddin. 2015. Modelling static fire hazard in a semi-arid region using frequency analysis. *International Journal of Wildland Fire* 24(6) : 763–777. Doi: <https://doi.org/10.1071/WF13113>
- Afuye, G. A., A. M. Kalumba y I. R. Orimoloye 2021. Characterisation of vegetation response to climate change: A review. *Sustainability (Switzerland)* 13(13). doi: <https://doi.org/10.3390/su13137265>
- Ahlström, A., M. R. Raupach, G. Schurgers, B. Smith, A. Arneeth, M. Jung, M. Reichstein, J. G. Canadell, P. Friedlingstein, A. K. Jain, E. Kato, B. Poulter, S. Sitch, B. D. Stocker, Viovy N, Y.P. Wang, A. Wiltshire, S. Zaehle y N. Zeng. 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>
- Alonzo, M., H. E. Andersen , D. C. Morton, y B. D. Cook 2018. Quantifying boreal forest structure and composition using UAV structure from motion. *Forests* 9(3). Doi: <https://doi.org/10.3390/f9030119>
- Anderson, G. L., J. D. Hanson y R. H. Haas. 1993. Evaluating Landsat Thematic Mapper Derived Vegetation Indices for Estimating Above-Ground Biomass on Semiarid Rangelands. *Remote sensing of environment* 45(2): 165-175. Doi: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90040-5](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90040-5)
- Arriaga, L., A. E. Castellanos, E. Moreno y J. Alarcón. 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. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00166.x>
- Arriaga-Ramirez, S. y T. Cavazos. 2010. Regional trends of daily precipitation indices in northwest Mexico and southwest United States. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 115(14): 1–10. Doi: <https://doi.org/10.1029/2009JD013248>
- Barthelme, S. (2018). *Imager: Image Processing Library Based on 'CImg'*. R Package Version 0.41.1, 2. pp. 357.
- Biederman, J. A., R. L. Scott, M. L. Goulden, R. Vargas, M. E. Litvak, T. E. Kolb, E. A. Yopez, W. C. Oechel, P. D. Blanken, T. W. Bell, J. Garatuza-Payan, G. E. Maurer, S. Dore y S. P. Burns. 2016. Terrestrial carbon balance in a drier world: The effects of water availability in southwestern North America. *Global Change Biology* 22(5): 1867–1879. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.13222>
- Biederman, J. A., R. L. Scott, T. W. Bell, D. R. Bowling, S. Dore, J. Garatuza-Payan, T. E. Kolb, P. Krishnan, D. J. Krofcheck, M. E. Litvak, G. E. Maurer, T. P. Meyers, W. C. Oechel, S. A. Papuga, G. E. Ponce-Campos, J. C. Rodriguez, W. K. Smith, R. Vargas, C. J. Watts, E. Yopez y M. L. Goulden. 2017. CO₂ exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology* 23(10): 4204–4221. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.13686>

- Biederman, J. A., R. L. Scott, J. A. Arnone, R. L. Jasoni, M. E. Litvak, M. T. Moreo, S. A. Papuga, G. E. Ponce-Campos, A. P. Schreiner-McGraw y E. R. Vivoni. 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, C. D. 2013. *Measurements for terrestrial vegetation*. Nueva York: John Wiley & Sons. ISBN: 978-0-4709-7258-8
- Botello-Aguillón, C., F. Gavi-Reyes, L. Tijerina-Chávez, A. Galvis-Spíndola y R. Roblero-Hidalgo. 2019. Estimación de biomasa aérea de forrajes de invierno bajo riego a través de un dron. *AgroProductividad* 12. Doi: <https://doi.org/10.32854/agrop.v0i0.354>
- Bradley, B. A., R. A. Houghton, J. F. Mustard y S. P. Hamburg. 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, J. A. , C. Tinoco-Ojanguren, M. E. Sánchez-Coronado y F. Molina-Freaner. 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., A. Búrquez, A. Martínez-Yrizar, N. Pavón e Y. Perroni. 2018. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques* 24. Doi: <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401898>
- Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar, M. Miller, K. Rojas, M. A. Quintana y D. Yetman. 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., A. Martínez-Yrizar, S. Núñez, T. Quintero y A. Aparicio. 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, A. M. y V. S. Duval. 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
- Case, M. F., C. Wigley-Coetsee, N. Nzima, P. F. Scogings y A. C. Staver . 2019. Severe drought limits trees in a semi-arid savanna. *Ecology*, 100(11). Doi: <https://doi.org/10.1002/ecy.2842>
- Castellanos, A. E., G. Yanes y D. Valdez-Zamudio. 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.
- Castellanos, A. E. , L. C. Bravo, G. W. Koch, J. M. Llano, D. López, R. Méndez, J. C. Rodríguez, J. R. Romo, T. Sisk, G. Yanes. 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, A. E., H. Celaya-Michel, J. C. Rodríguez, B. P. Wilcox. 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, A. E., C. Hinojo-Hinojo, J. C. Rodríguez, J. R. Romo-Leon, B. P. Wilcox, J. A. Biederman y J. Peñuelas. 2022. Plant functional diversity influences water and carbon fluxes and their use efficiencies in native and disturbed dryland ecosystems. *Ecohydrology*, 15(5): p.e2415. Doi: <https://doi.org/10.1002/eco.2415>
- Cavazos, T., R. Luna-Niño, R. Cerezo-Mota, R. Fuentes-Franco, M. Méndez, L. F. Pineda Martínez y E. Valenzuela. 2020. Climatic trends and regional climate models intercomparison over the CORDEX-CAM (Central America, Caribbean, and Mexico) domain. *International Journal of Climatology* 40(3): 1396–1420. Doi: <https://doi.org/10.1002/joc.6276>
- Celaya-Michel, H., F. García-Oliva, J. C. Rodríguez y A. E. Castellanos-Villegas. 2015. Changes in Nitrogen and Water Storage in the Soil of a Desert Scrub Transformed to Buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) Link) Savanna. *Terra Latinoamericana* 33(1): 79-93.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. *Capital natural de México*, 1, 87-108.
- Chapin, F. S., P. A. Matson y P. Vitousek. 2011. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Nueva York: Springer Science & Business Media. ISBN: 978-1-4419-9503-2
- Choza-Farías, S., J. R. Romo-Leon, y A. E. Castellanos-Villegas. 2021. Análisis de la respuesta productiva ante la variabilidad climática en tipos de vegetación exótica y nativa del Desierto Sonorense. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas* 20(1): e2021203. Doi: <https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2021.20.3>
- Clerici, N., F. Cote-Navarro, F. J. Escobedo, K. Rubiano y J. C. Villegas. 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, S. L., J. Belnap, N. B. Grimm, J. A. Rudgers, C. N. Dahm, P. D'Odorico, M. Litvak, D. O. Natvig, D. C. Peters, W. T. Pockman, R. L. Sinsabaugh, B. O. Wolf. 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., J. R. Romo-León, A. E. Castellanos, R. E. Diaz-Caravantes, J. L. Moreno-Vázquez, R. Méndez-Estrella. 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>
- Cornejo-Denman, L., J. R. Romo-Leon, K. Hartfield, W. J. D. van Leeuwen, G. E. Ponce-Campos y A. Castellanos-Villegas. 2020. Landscape dynamics in an iconic watershed of Northwestern Mexico: Vegetation condition insights using landsat and planetscope data. *Remote Sensing* 12(16). Doi: <https://doi.org/10.3390/RS12162519>
- Creasy, M. B., W. T. Tinkham, C. M. Hoffman. y J. C. Vogeler. 2021. Potential for individual tree monitoring in ponderosa pine dominated forests using unmanned aerial system structure from motion point clouds. *Canadian Journal of Forest Research* 51(8): 1093–1105. Doi: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0433>
- Franklin, K. A., K. Lyons, P. L. Nagler, D. Lampkin, E. P. Glenn, F. Molina-Freaner, T. Markow, A. R. Huete. 2006. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of

- Dandois, J. P. y E. C. Ellis. 2010. Remote sensing of vegetation structure using computer vision. *Remote Sensing* 2(4): 1157–1176. Doi <https://doi.org/10.3390/rs2041157>
- De Albuquerque, F. S., M. Á. Macías-Rodríguez, A. Búrquez e Y. Astudillo-Scalia. 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 Bello, F., S. Lavorel, P. Gerhold, Ü. Reier y M. Pärtel. 2010. A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. *Biological Conservation* 143 (1): 9–17. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.022>
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz-Pellat. 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., F. Montes, I. Cañellas, G. Montero. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12: 159-176.
- Dietze, M. C., A. Sala, M. S. Carbone, C. I. Czimczik, J. A. Mantooth, A. D. Richardson y R. Vargas. 2014. Nonstructural carbon in woody plants. *Annual Review of Plant Biology* Vol. 65: pp. 667–687. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-050213-040054>
- Drezner, T. D. (2007). An analysis of winter temperature and dew point under the canopy of a common Sonoran Desert nurse and the implications for positive plant interactions. *Journal of Arid Environments* 69(4): 554–568. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.11.003>
- Edwards, K.M, C. Schlesinger, M. K. J. Ooi, K. French y B. Gooden. 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, A. E., L. M. van Leeuwen, P. Nyktas, J. A. Okojie y J. Erdbrügger. 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., T. T. Sankey, S. M. Munson y C. E. Aslan. 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>
- Estrada-Contreras, I., M. Equihua, G. Castillo-Campos y O. Rojas-Soto. 2050. CLIMATE CHANGE AND EFFECTS ON VEGETATION IN VERACRUZ, MEXICO: AN APPROACH USING ECOLOGICAL NICHE MODELLING. In *Acta Botanica Mexicana* (Vol. 112).
- Farfán, M., C. Domínguez, A. Espinoza, A. Jaramillo, C. Alcántara, V. Maldonado, I. Tovar y A. Flamenco. 2021. Forest fire probability under ENSO conditions in a semi-arid region: a case study in Guanajuato. *Environmental Monitoring and Assessment* 193(10). Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09494-0>
- Fernández-Marín, B., J. Gulías, C. M. Figueroa, C. Iñiguez, M. J. Clemente-Moreno, A. Nunes-Nesi, A. R. Fernie, L. A. Cavieres, L. A. Bravo, J. I. García-Plazaola y J. Gago. 2020. How do vascular plants perform photosynthesis in extreme environments? An integrative ecophysiological and

- biochemical story. In *Plant Journal* Vol. 101, Issue 4: pp. 979–1000. Blackwell Publishing Ltd. Doi: <https://doi.org/10.1111/tpj.14694>
- Gallardo-Salazar, J. L. y M. Pompa-García. 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., H. Flores-Magdaleno, R. Ascencio-Hernández, A. Khalil-Gardezi, L. Tijerina-Chávez, O. R. Mancilla-Villa y M. A. Vázquez-Peña. 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>
- George, G. y S. J. Schillebeeckx. 2018. *Managing natural resources: Organizational strategy, behaviour and dynamics*. Edward Elgar Publishing. ISBN: 978 1 78643 572 9
- Gessesse, T. A., A. Khamzina, G. Gebresamuel y W. Amelung. 2020. Terrestrial carbon stocks following 15 years of integrated watershed management intervention in semi-arid Ethiopia. *Catena*, 190. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104543>
- Gómez-Sapiens, M., K. J. Schlatter, Á. Meléndez, D. Hernández-López, H. Salazar, E. Kendy y K. W. Flessa. 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., A. Fries y J. Bendix. 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>
- González, R. F., F. J. Oddi, M. G. Goldenberg y L. A. Garibaldi. 2020. Applying unmanned aerial vehicles (UAVs) to map shrubland structural attributes in northern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 50(7): 615-623. Doi: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0440@cjfrjuvs-uav.issue1>
- Grace, J., J. S. José., P. Meir, H. S. Miranda y R. A. Montes. 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>
- Hays, B. R., C. Riginos, T. M. Palmer, B. C. Gituku J. R. Goheen. 2020. Using photography to estimate above-ground biomass of small trees. *Journal of Tropical Ecology* 36(5): 213–219. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0266467420000139>
- Hinojo-Hinojo, C., A. E. Castellanos, T. Huxman, J. C. Rodríguez, R. Vargas, J. R. Romo-León y J. A. Biederman. 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., A. E. Castellanos, J. C. Rodríguez, J. Delgado-Balbuena, J. R. Romo-León, H. Celaya-Michel y T. E. Huxman. 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>
- Hoffman, M. T., P. J. Carrick, L. Gillson y A. G. West. 2009. Drought, climate change and vegetation response in the succulent karoo, South Africa. In *54 South African Journal of Science* 105(1): 54-60.

- Holiaka, D., H. Kato, V. Yoschenko, Y. Onda, Y. Igarashi, K. Nanba, P. Diachuk, M. Holiaka, R. Zadorozhniuk, V. Kashparov y I. Chyzhevskiy. 2021. Scots pine stands biomass assessment using 3D data from unmanned aerial vehicle imagery in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Management* 295. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113319>
- Huang, J., H. Yu, X. Guan, G. Wang y R. Guo. 2016. Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature climate change* 6(2): 166-171.
- Huang J, Y. Li, C. Fu, F. Chen, Q. Fu, A. Dai, M. Shinoda, Z. Ma, W. Guo, Z. Li, L. Zhang, Y. Liu, H. Yu, Y. He, Y. Xie, X. Guan, M. Ji, L. Lin, S. Wang, H. Yan y G. Wang. 2017. Dryland climate change: Recent progress and challenges. *Reviews of Geophysics* 55: 719-778. Doi: <https://doi.org/10.1002/2016RG000550>
- Iglhaut, J., C. Cabo, S. Puliti, L. Piermattei, J. O'Connor y J. Rosette. 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
- IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844.
- Issa, S., B. Dahy, T. Ksiksi y N. Saleous. 2020. A review of terrestrial carbon assessment methods using geo-spatial technologies with emphasis on arid lands. In *Remote Sensing* 12. <https://doi.org/10.3390/rs12122008>
- Izquierdo, G., F. Guibal, R. Joffre, J. M. Ourcival, Simioni G. y J. Guiot. 2015. Modelling the climatic drivers determining photosynthesis and carbon allocation in evergreen Mediterranean forests using multiproxy long time series. *Biogeosciences* 12(12): 3695–3712. Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-12-3695-2015>
- Jia, X., T. Zha, S. Wang, C. P. A. Bourque, B. Wang, S. Qin e Y. Zhang. 2018. Canopy photosynthesis modulates soil respiration in a temperate semi-arid shrubland at multiple timescales. *Plant and Soil* 432(1–2): 437–450. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3818-z>
- Kachamba, D. J., H. O. Ørka, T. Gobakken, T. Eid y W. Mwase. 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>
- Keenan, T. F. y C. A. Williams. 2018. Annual Review of Environment and Resources The Terrestrial Carbon Sink. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ>
- Kim, J. Y. e Y. S. Chung. 2021. A short review of RGB sensor applications for accessible high-throughput phenotyping. In *Journal of Crop Science and Biotechnology* Vol. 24, Issue 5: pp. 495–499. Korean Society of Crop Science. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12892-021-00104-6>
- Kumar, L. y O. Mutanga. 2017. Remote sensing of above-ground biomass. In *Remote Sensing* Vol. 9, Issue 9. MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/rs9090935>
- Lal, R. (2004). Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management*, 33(4): 528–544. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00267-003-9110-9>

- Lambers, H., F. S Chapin y T. L. Pons. 2008. Plant physiological ecology. Vol. 2. New York: Springer. ISBN 978-0-387-78341-3
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu. 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-Embíd, F., F. Klaus, T. Tschardtke y I. Grass. 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>
- Lindner, T., J. Puck y A. Verbeke. 2020. Misconceptions about multicollinearity in international business research: Identification, consequences, and remedies. *Journal of International Business Studies* 51(3): 283-298.
- Macedo, F. L., A. M. O. Sousa, A. C. Gonçalves, J. R. Marques da Silva, P. A. Mesquita y R. A. F Rodrigues. 2018. Above-ground biomass estimation for *Quercus rotundifolia* using vegetation indices derived from high spatial resolution satellite images. *European Journal of Remote Sensing* 51(1): 932–944. Doi: <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1521250>
- Mao, W., G. Allington, Y. Li, T. Zhang, X. Zhao y S. Wang. 2012. Life history strategy influences biomass allocation in response to limiting nutrients and water in an arid system. *Polish Journal of Ecology* 60(3): 545-557.
- Marcos, M. S., A. L. Carrera, M. B. Bertiller y N. L. Olivera. 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, V. M., M. M. Lewis y B. Ostendorf. 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 M. P., C. R. McMurtry y S. R. Archer. 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>
- McLaughlin, B. C., D. D. Ackerly, P. Z. Klos, J. Natali, T. E. Dawson y S. E. Thompson. 2017. Hydrologic refugia, plants, and climate change. In *Global Change Biology* 23: 2941–2961. Blackwell Publishing Ltd. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.13629>
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment]. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press. ISBN: 1-59726-040-1
- Melillo, J. M., A. D. McGuire, D. W. Kicklighter, B. Moore, C. J. Vorosmarty y A. L. Schloss. 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363(6426): 234-240.
- Méndez-Barroso, L. A., E. R. Vivoni, C. J. Watts y J. C. Rodríguez. 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>

- Mohd Zaki, N. A. y Z. Abd Latif. 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>
- Molina-Montenegro, M. A., R. Oses, C. Atala, C. Torres-Díaz, G. Bolados y P. León-Lobo. 2016. Nurse effect and soil microorganisms are key to improve the establishment of native plants in a semiarid community. *Journal of Arid Environments*: 126, 54–61. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.016>
- Montaño N.M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García Oliva, R. Sánchez, Y., García Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia Torres, E. Troyo, E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34: 39-59.
- Montgomery D. C., E. A. Peck y G. G. Vining. 2021. Introduction to linear regression analysis. Nueva York USA: John Wiley & Sons. ISBN: 9781119578741
- Mora, C., J. Jiménez, E. A. Rodríguez, E. Alonso, R. Camacho, J. Israel, M. Aurelio y G. Tagle. 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.
- Mora-Donjuán, C. Alberto, A. Rubio-Camacho, E. Alanís-Rodríguez, E. Jiménez-Pérez, J. A. González-Tagle, M. M. Mata-Balderas y A. Mora-Olivo. 2014. *DIVERSITY AND PLANT COMPOSITION OF A MICROPHYLL DESERT SCRUBLAND AREA, WITH LIVESTOCK HISTORY LAND USE, IN NORTHEAST OF MÉXICO* (Vol. 38). México.
- Morales-Romero, D. y F. Molina-Freaner. 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. y F. Molina-Freaner. 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, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. España, Zaragoza: M & T-Manuales y Tesis SEA 1: 43-48. ISBN: 84-922495-2-8
- Murray-Tortarolo, G., P. Friedlingstein, S. Sitch, V. J. Jaramillo, F. Murguía-Flores, A. Anav, Y. Liu, A. Arneeth, A. Arvanitis, A. Harper, A. Jain, E. Kato, C. Koven, B. Poulter, B. D. Stocker, A. Wiltshire, S. Zaehle y N. Zeng. 2016. The carbon cycle in Mexico: Past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences* 13(1): 223–238. Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-13-223-2016>
- Návar-Chaidez, J. de J. (2008). Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management* 3. Doi: <https://doi.org/10.1186/1750-0680-3-6>
- Navarro, A, M. Young, B. Allan, P. Carnell, P. Macreadie y D. Ierodiaconou. 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>
- Niinemets, Ü. (2007). Photosynthesis and resource distribution through plant canopies. *Plant, Cell and Environment* 30: 1052–1071. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01683.x>
- Ojima, D. S., K. Galvin y B. L. Turner. 1994. The global impact of land-use change. *Bioscience* 44: 300-304. Doi: <https://doi.org/10.2307/1312379>

- Ostad-Ali-Askari, K., H. Ghorbanizadeh Kharazi, M. Shayannejad y M. J. Zareian. 2020. Effect of climate change on precipitation patterns in an arid region using GCM models: case study of Isfahan-Borkhar Plain. *Natural Hazards Review* 21(2): 04020006.
- Özyeşil, O., V. Voroninski, R. Basri y A. Singer. 2017. A survey of structure from motion. *Acta Numerica* 26: 305–364. Doi: <https://doi.org/10.1017/S096249291700006X>
- Picard N., L. Saint-André y M. Henry. 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, R. A., G. Marland, R. A. Betts, T. N. Chase, J. L. Eastman, J. O. Niles, D. D. S Niyogi. y S. W. Running. 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: 157-172. Doi: <https://doi.org/10.4324/9781849770682>
- 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).
- Popescu, S. C., R. H. Wynne y R. F. Nelson. 2003. Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Canadian journal of remote sensing* 29(5): 564-577. Doi: <https://doi.org/10.5589/m03-027>
- Popescu, S. C. y R. H. Wynne. 2013. Seeing the Trees in the Forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 70(5): 589–604. Doi: <https://doi.org/10.14358/pers.70.5.589>
- Pordel, F., A. Ebrahimi y Z. Azizi. 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., D. Frank, P. Ciais, R. B. Myneni, N. Andela, J. Bi, G. Broquet, J. G. Canadell, F. Chevallier, Y. Y. Liu, S. W. Running, S. Sitch y G. R. Van Der Werf. 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>
- Raja, U. M., T. Mukhtar, F. A. Shaheen, I. Bodlah, A. Jamal, B. Fatima, M. Ismail y I. Shah. 2018. Plant Protection CLIMATE CHANGE AND ITS IMPACT ON PLANT HEALTH: A PAKISTAN'S PROSPECTIVE. Doi: <http://esciencepress.net/journals/PP>
- Ren, H., L. Yang y N. Liu. 2008. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. In *Progress in Natural Science* 18 (2): 137–142. Science Press. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2007.07.008>
- Rojas-García, F., B. H. J. De Jong, P. Martínez-Zurimendí y F. Paz-Pellat. 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>
- Santamaría, J. y T. Sanz . 2011. “Fundamentos de Fotogrametría”, Servicio de Publicidad UNIRIOJA, Universidad de la Rioja, La Rioja, España
- Schimel, D., B. B. Stephens y J. B. Fisher. 2015. Effect of increasing CO2 on the terrestrial carbon cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(2): 436–441. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1407302112>

- Schlesinger, W. H., Bernhardt ES. 2013. Biogeochemistry: an analysis of global change. USA: Academic press. ISBN: 978-0-12-385874-0
- Seager, R. y M. Hoerling. 2014. Atmosphere and ocean origins of North American droughts. *Journal of Climate* 27(12): 4581–4606. Doi: <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00329.1>
- Shapiro, S.S. y M.B. Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52, 591.
- Shevliakova, E., R. J. Stouffer, S. Malyshev, J. P. Krasting, G. C. Hurtt y S. W. Pacala. 2013. Historical warming reduced due to enhanced land carbon uptake. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(42): 16730-16735.
- Silva, J.A. 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.
- Sturrock, R. N., S. J. Frankel, A. v. Brown, P. E. Hennon, J. T. Kliejunas, K. J. Lewis, J. J. Worrall y A. J. Woods. 2011. Climate change and forest diseases. In *Plant Pathology* 60 (1):133–149. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>
- Sun, Z., X. Wang, Z. Wang, L. Yang, Y. Xie y Y. Huang. 2021. UAVs as remote sensing platforms in plant ecology: Review of applications and challenges. *Journal of Plant Ecology* 14(6): 1003–1023. Doi: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtab089>
- Syetiawan, A., H. Gularso, G. I. Kusnadi y G. N Pramudita. 2020. Precise topographic mapping using direct georeferencing in UAV. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 500(1). Doi: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/500/1/012029>
- Tadesse, G., E. Zavaleta y C. Shennan. 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>
- Tanyukevich, V. V., A. V. Kulik, O. I. Domanina, S. Vladimirovich Tyurin y A. A. Kvasha. 2019. Fires in Arid Agroforestral Landscapes and Their Damage Assessment. *Asian Journal of Conservation Biology* 8(1): 79–83.
- Umar, D. A., M. F. Ramli, A. Z. Aris, N. R. Jamil y A. A. Aderemi. 2019. Evidence of climate variability from rainfall and temperature fluctuations in semi-arid region of the tropics. *Atmospheric Research* 224: 52–64. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.03.023>
- Vázquez-Arellano, M., D. Reiser, D. S. Paraforos, M. Garrido-Izard, M. E. C. Burce, H. W. Griepentrog. 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>
- Verduzco, V. S., E. R. Vivoni, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, T. Tarin, J. Garatuza-Payán, A. Robles-Morua y V. Y. Ivanov. 2018. Climate Change Impacts on Net Ecosystem Productivity in a Subtropical Shrubland of Northwestern México. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123(2): 688–711. Doi: <https://doi.org/10.1002/2017JG004361>
- Verma, N. K., D. W. Lamb, N. Reid y B. Wilson. 2016. Comparison of canopy volume measurements of scattered eucalypt farm trees derived from high spatial resolution imagery and LiDAR. *Remote Sensing* 8(5). Doi: <https://doi.org/10.3390/rs8050388>
- Vincent, L. y P. Soille. 1991. Watersheds in digital spaces - an efficient algorithm based on immersion simulations. *IEEE Trans. Pattern Anal. Mach. Intell.* 13: 583–598.

- Vitousek, P.M. 1992. Global environmental change: an introduction. *Annual review of Ecology and Systematics* 23: 1-14.
- Vivar-Vivar, E. D., M. Pompa-García, J. A. Martínez-Rivas y L. A. Mora-Tembre. 2022. UAV-Based Characterization of Tree-Attributes and Multispectral Indices in an Uneven-Aged Mixed Conifer-Broadleaf Forest. *Remote Sensing* 14(12): 2775. Doi: <https://doi.org/10.3390/rs14122775>
- Wang, G., S. Liu, T. Liu, Z. Fu, J. Yu y B. Xue. 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>.
- Westoby, M. J., J. Brasington, N. F. Glasser, M. J. Hambrey y J. M. Reynolds. 2012. “Structure-from-Motion” photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology* 179: 300–314. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>
- Wilcoxon, F. (1992). Individual comparisons by ranking methods. In: *Breakthroughs in Statistics*. Springer, 196–202.
- Wright, B. R., P. K. Latz, D. E. Albrecht y R. J. Fensham. 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>
- Xu, Z., W. Li, Y. Li, X. Shen y H. Ruan. 2019. Estimation of secondary forest parameters by integrating image and point cloud-based metrics acquired from unmanned aerial vehicle. *Journal of Applied Remote Sensing* 14(02): 1. Doi: <https://doi.org/10.1117/1.jrs.14.022204>
- Yepez, E. A., R. L. Scott, W. L. Cable y D. G. Williams. 2007. Intraseasonal variation in water and carbon dioxide flux components in a semiarid riparian woodland. *Ecosystems* 10(7): 1100–1115. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9079-y>
- Zarco-espinoza, V. M. (2010). Estructura Y Diversidad De La Vegetación Arbórea Del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia* 26(1): 1–17. Doi:<https://doi.org/10.19136/era.a26n1.179>
- Zhang, X., M. A. Friedl, C. B. Schaaf, A. H. Strahler, J. C. Hodges, F. Gao, C. Bradley y A. Huete. 2003. Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote sensing of environment* 84(3): 471-475. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00135-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00135-9)
- Zhang, G., S. Ganguly, R. R. Nemani, M. A. White, C. Milesi, H. Hashimoto, W. Wang, S. Saatchi, Y. Yu y R. B. Myneni. 2014. Estimation of forest aboveground biomass in california using canopy height and leaf area index estimated from satellite data. *Remote Sensing of Environment* 151: 44–56. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.025>
- Zhao, A., Q. Yu, L. Feng, A. Zhang y T. Pei. 2020. Evaluating the cumulative and time-lag effects of drought on grassland vegetation: A case study in the Chinese Loess Plateau. *Journal of Environmental Management*, 261. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110214>
- Zhu, X. y D. Liu. 2014. Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 102: 222–231. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.08.014>
- Zolkos, S. G., S. J. Goetz y R. Dubayah. 2013. A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 128, 289–298. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.017>