

Diversidad y servicios ecosistémicos de la ciudad de Corrientes. Aportes del dosel arbóreo urbano costero

Diversity and Ecosystem Services of the City of Corrientes. Contributions of the Coastal Urban Tree Canopy

Recibido: 15/11/2023 | Aceptado: 14/05/2024

 <https://doi.org/10.48162/rev.55.057>

Claudia Verónica Luna

 <https://orcid.org/0000-0001-7895-3993>

Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste. CONICET-Instituto de Botánica del Nordeste. Corrientes, Argentina

María Laura Fontana

 <https://orcid.org/0000-0002-7922-9435>

Estación Experimental Agropecuaria Corrientes, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste. Corrientes, Argentina

Nicolás Leandro Ortiz

 <https://orcid.org/0009-0008-7869-319X>

Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste. CONICET-Instituto de Botánica del Nordeste. Corrientes, Argentina

Gonzalo Talavera

 <https://orcid.org/0009-0004-8120-5012>

Subsecretaría de Planificación Ambiental – Municipalidad de la Ciudad de Corrientes. Corrientes, Argentina

Magalí Poupard

 <https://orcid.org/0009-0002-1470-807X>

Dirección General de Planificación Urbana – Municipalidad de la Ciudad de Corrientes. Corrientes, Argentina

Darío Bertolo

 <https://orcid.org/0009-0007-6002-2024>

Dirección General de Sistemas de Información Geográfica – Municipalidad de la ciudad de Corrientes. Corrientes, Argentina

Alejandro Javier Cristiá

 <https://orcid.org/0009-0001-8095-0406>

Subsecretaría de Planificación Ambiental – Municipalidad de la Ciudad de Corrientes. Corrientes, Argentina

Correo electrónico autor de correspondencia: claudiaverluna@gmail.com

Cómo citar: Luna, Claudia Verónica; Fontana, María Laura; Ortiz, Nicolás Leandro; Talavera, Gonzalo; Poupard, Magalí; Bertolo, Darío; Cristiá, Alejandro Javier (2024) "Diversidad y servicios ecosistémicos de la ciudad de Corrientes: aportes del dosel arbóreo urbano costero" en *Revista Proyección, Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial* N°35, Vol. XVIII, Instituto CIFOT, Universidad Nacional De Cuyo, pp. 139-162, ISSN 1852-0006.

Resumen: Aportando al diseño de políticas públicas para el manejo del arbolado urbano, se identificó y evaluó la diversidad y los servicios ecosistémicos del dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes; mediante un inventario forestal, se calcularon índices clásicos y de diversidad funcional; se realizó una caracterización dendrométrica. Con esta información se probarán hipótesis referidas a la distribución espacial de la provisión de los servicios ecosistémicos del arbolado público. De allí la Costanera Norte presenta mayor riqueza específica; número de familias y géneros taxonómicos; y el Parque Mitre se destaca por la mayor edad promedio del arbolado. Los índices clásicos expresan diversidad baja y valores normales de biodiversidad urbana. La distribución de especies en la ciudad se encuentra excedida en todos sus parámetros. El Parque Mitre es el mayor sumidero de carbono, y el sector de mayor liberación de oxígeno. La vegetación actual logra captar las emisiones anuales de una baja proporción de la población total del área. El dosel arbóreo evaluado libera oxígeno suficiente para asegurar la calidad de vida de la mitad de los contribuyentes circundantes. Los resultados demuestran la necesidad de continuar reforestando la ciudad de Corrientes como estrategia de adaptación y mitigación al cambio climático.

Palabras clave: cambio climático, gestión forestal, oxígeno, biomasa, zona urbana

Abstract: The study aimed to assess the diversity and ecosystem services of the urban tree canopy in the coastal area of Corrientes. This was done through a forest inventory, which involved calculating classical and functional diversity indices and conducting a dendrometric characterization. With this information, hypotheses regarding the spatial distribution of the provision of ecosystem services of public trees will be tested. The findings suggested that Costanera Norte had the highest specific richness, number of families, and taxonomic genera, while Parque Mitre had the oldest trees on average. The classic indices indicated low diversity and normal urban biodiversity values, with the distribution of species in the city exceeding all parameters. Parque Mitre was identified as the largest carbon sink and the area with the highest oxygen release. However, the current vegetation only captures a small proportion of the area's total carbon emissions. The assessed tree canopy was found to release enough oxygen to support the quality of life for half of the nearby population. These results emphasize the importance of continued reforestation in Corrientes as a strategy for climate change adaptation and mitigation.

Keywords: climate change, forest management, oxygen, biomass, urban area

Introducción

El estudio de la vegetación urbana ha despertado un interés inusual en los últimos años, principalmente por sus aportes para mitigar los efectos del cambio climático (Castillo- Ruperti et al., 2022). Las ciudades, por los efectos del cambio climático, demandan con urgencia de una estructura orgánica con espacios verdes naturales conectados para compensar el acrecentamiento de las temperaturas, morigerarla y recobrar la relación simbiótica con el paisaje, que admita un flujo de biodiversidad urbana con los seres humanos descubriendo un diseño paisajístico de las áreas verdes, como entorno de la estructura urbana, mitigando sobre todo el efecto que causa la infraestructura física de una ciudad (Rodríguez Laredo, 2017). Los espacios verdes naturales interconectados

permiten restablecer la relación simbiótica con el entorno, fomentar la biodiversidad urbana y diseñar áreas verdes como parte integral de la estructura urbana, reduciendo los impactos negativos de la infraestructura física de las urbes (Rodríguez Laredo, 2017).

El arbolado es un elemento clave en las ciudades y en la planificación urbana. Los árboles son grandes asistentes para las personas: absorben dióxido de carbono y producen oxígeno, nos conectan con la naturaleza e impactan positivamente en la salud. Son, además, hermosos espacios de recreación. A nivel climático, colaboran en la regulación de la temperatura y aportan superficies absorbentes ante lluvias intensas (Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires, 2020).

El calentamiento global, está intrínsecamente ligado no solo a temas como la contaminación del aire, la salud o los recursos naturales, sino que también se encuentra interconectado con asuntos económicos y sociales resulta menester atender a los grupos vulnerables; por ello la República Argentina en 2019 identifica como una de las principales medidas de mitigación, al aumento del arbolado y medidas de infraestructura verde urbana; en su Plan de Acción Climática (Aguilar et al., 2021).

Los servicios ecosistémicos (SE) son los beneficios y funciones materiales e inmateriales que los diferentes ecosistemas ponen a disposición de la sociedad de forma natural e influyen directamente en el sostenimiento de la vida (Salbitano et al., 2017). Un arbolado urbano diverso, sano y bien gestionado ofrece un sinnúmero de SE, por ejemplo, producción de oxígeno, brinda refugio a la fauna en las ciudades, reduce las partículas contaminantes en el ambiente, reduce las temperaturas, la escorrentía superficial y los ruidos de las ciudades (Dobbs et al, 2018), entre otros.

La cuantificación de los SE relevantes para la calidad de vida de los contribuyentes aportaría la disponibilidad de datos técnicos necesarios para la toma de decisiones en los procesos de planificación estratégica de la ciudad (Retamal Araya, 2015). A su vez, la diversidad del arbolado, expresada a través de medidas o índices, se relaciona directamente con la generación potencial de SE (Marinidou et al, 2012).

A diferencia del árbol presente en los bosques o en el ámbito rural que brinda servicios ecosistémicos valiosos para la sociedad, el árbol urbano cumple servicios sociales y ambientales a los ciudadanos que se encuentran en contacto con él por proximidad y forma parte de la infraestructura verde en una ciudad. Por ello el objetivo de este trabajo es identificar, evaluar la diversidad y los servicios ecosistémicos que proporciona el dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes. Con esta información se probarán hipótesis referidas a la

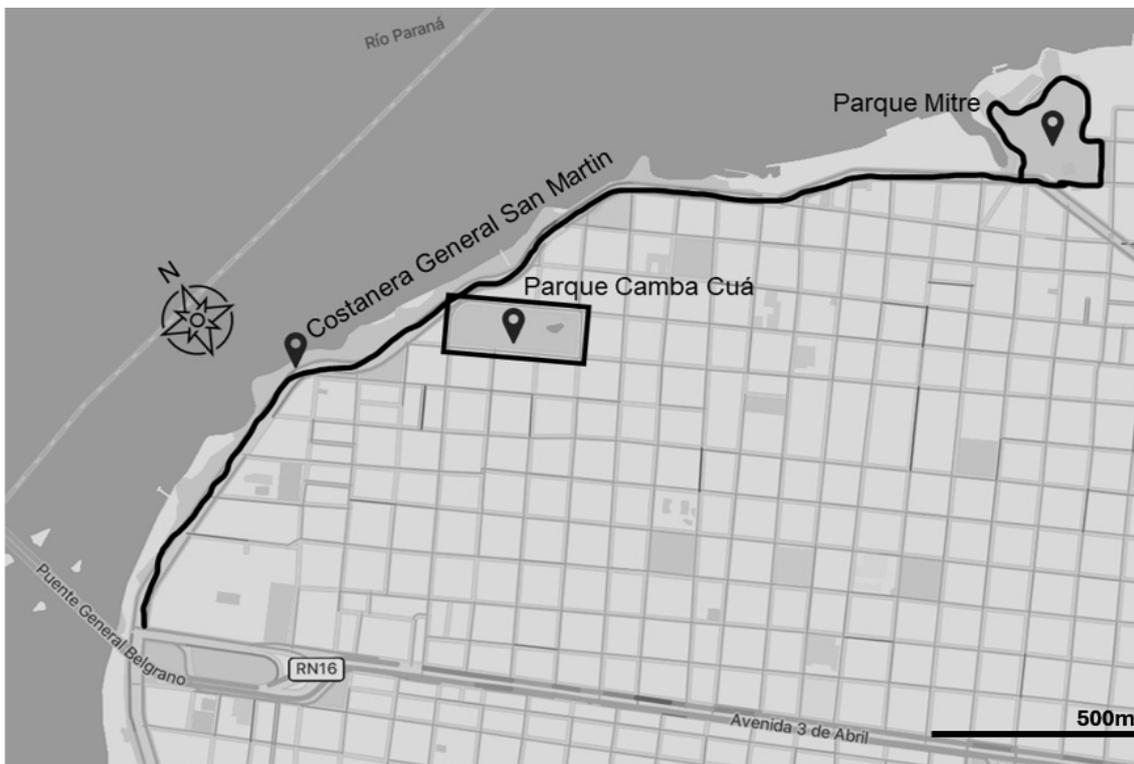
distribución espacial de la diversidad y la provisión de los servicios ecosistémicos del arbolado de la ciudad.

Desarrollo metodológico

Área de estudio

El estudio se realizó en la Costanera Norte (**CN**): Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital desde -27.473876, -58.855823 hasta -27.461186, -58.830156, con una extensión de 4,10 km (17,5 hectáreas); en el Parque Camba Cuá (**PCC**) (-27.465179619177047, -58.84462074879281) con una superficie de 4,37 hectáreas y en el Parque Mitre (**PM**) (-27.460784, -58.828730) con una superficie de 6,78 hectáreas (Fig. N°1). El total del área en estudio es de 28,65 hectáreas. La intensidad de muestreo fue del 100% y se registraron únicamente individuos vivos.

Fig. N° 1. Ubicación del área de estudio



Fuente: <https://mapcarta.com/Corrientes/Map. 2024>.

El clima de Corrientes es subtropical, cálido en verano, pero con heladas en invierno. Puede considerarse clima húmedo, con exceso hídrico desde fin de verano y otoño y deficiencia de precipitaciones en invierno y comienzo de primavera. La media anual de precipitaciones en la ciudad de Corrientes se desplaza entre 1200 y 1400 mm, si bien en años con ocurrencia del fenómeno El Niño, como fueron los períodos 1982-1983 y 1997-1998, se acumularon valores

anuales mayores a 2000 mm. En la ciudad de Corrientes los vientos predominantes son del este durante el 30% del año, con mayor frecuencia: del SE y luego los del NE, con velocidad media anual en la ciudad de Corrientes, menor que 10 Km/h. Desde el punto de vista litoestratigráfico, las unidades geológicas de superficie de Corrientes capital, posee los siguientes aspectos geológicos (Herbst y Santa Cruz, 1985): Limo, arcilla plástica y arena fina; caracterizado por un ambiente Palustre – fluvial (Santa Cruz et al., 2019).

Inventario forestal

El inventario forestal se realizó durante el año 2022, seleccionando solo las especies leñosas cuyo diámetro a la altura del pecho fuera ≥ 5 cm (criterio adoptado en este trabajo). Se evaluó el estrato arbóreo presente en el dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes. La identificación de cada árbol se realizó a través de los caracteres dendrológicos de naturaleza fisonómica y organográfica.

Caracterización dendrométrica: Se midió 1) diámetro a la altura del pecho (DAP a 1,3m) con cinta diamétrica o forcípula de brazo móvil y 2) Altura total, mediante clinómetro forestal Suunto®. Las mediciones se realizaron sobre el 86% de los árboles. El 14% estimado incluye árboles juveniles (3%) para los que se asignó arbitrariamente una altura de 1,5 m y un DAP de 0,05 m; y árboles inaccesibles cuyo valor asignado resultó del promedio de los árboles de la misma especie medidos en el sector.

Diversidad

Se analizó el número de árboles por especie, género y familias existentes en el área de estudio, con el propósito de determinar si se cumple con la regla de diversidad de Santamour (1990) como un indicador de la diversidad arbórea para evitar plagas y enfermedades en el bosque urbano (Canizales et al., 2020). En algunos géneros, ciertos individuos no han podido identificarse hasta el nivel de especie; en tales casos se consignó como Género X sp.; además se los clasificó por la distribución del taxón (exótica, nativa).

La diversidad alfa (α) o riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea (Moreno, 2001) se calculó mediante:

Índice de diversidad de Simpson (S_iD)

$$S_iD = 1 - \sum_{i=1}^n P_i^2 = 1 - D_{Si}$$

Donde:

S: número total de especies

P_i : abundancia proporcional de la i-ésima especie

D_{Si} : Índice de dominancia de Simpson

Índice de Shannon (H')

se calculó a partir de la siguiente ecuación (Magurran, 2004):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

Donde:

H' = Índice de Shannon

S = Número de especies presentes

p_i = Proporción de individuos en la i-ésima especie.

La diversidad beta o grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (Moreno, 2001) se calculó mediante:

Índice de Similaridad

Para determinar si existen similitudes o disimilitudes entre las especies que conforman la estructura y diversidad de las áreas con arbolado urbano estudiadas se utilizó el índice de Jaccard (Krebs, 1989) descrita en la siguiente expresión:

$$Jc = c / a + b - c$$

Donde:

Jc= Índice de similitud de Jaccard

a= Número de especies en el sitio a

b= Número de especies en el sitio b

c= Número de especies compartidas entre sitios

Cálculos dendrométricos:

Volumen aparente con corteza (Vcc) en m³

$$Vcc = At * H$$

Donde:

At es el área transversal = $DAP^2 * 0,7854$

H: altura total, desde el suelo hasta el ápice.

Biomasa aérea forestal (Brown, 2002):

$$Bf = V * GE * FEBa$$

Donde:

Bf: Biomasa aérea forestal (Tn),

V: Volumen total calculado en m^3 ,

GE: Peso específico promedio de la madera en g/cm^3 .

Se recurrió a referencias bibliográficas y, en el caso de figurar un rango, se tomó el promedio de los valores extremos del mismo (Atencia, 2003; DMF, 2016).

FEBa: Factor de expansión de la biomasa aérea (ramas, hojas) equivalente a 1,20 (FAO, 1998)

Carbono almacenado (Rügnitz et al., 2009):

$$C = Bf * Fc$$

Donde:

C: Carbono almacenado (Tn),

Bf: Biomasa forestal (Tn)

Fc: Factor de carbono (0,5) (Jenkins et al., 2006)

CO₂ almacenado (Rügnitz et al., 2009):

$$CO_2 = C * 3,67$$

Donde:

CO₂: Carbono fijado (Tn),

C: Carbono almacenado calculado en (Tn)

3,67 (Peso atómico del CO₂). Una tonelada de carbono almacenada en un árbol equivale a capturar 3,67 toneladas de CO₂ (Mercadet y Álvarez, 2009).

Producción de oxígeno en árboles

El cálculo de la producción de oxígeno en los árboles fue mediante el carbono almacenado y la relación entre los pesos atómicos del oxígeno y del carbono, como lo plantea Vásquez Gutiérrez (2014).

$$\text{Producción O}_2 \text{ (kg)} = \text{C secuestrado (kg)} \times \text{p.a.O}_2 / \text{p.a.C}$$

Donde:

O₂ (release) = Producción de Oxígeno, kg y/o toneladas.

C(t) = Carbono total almacenado, kg y/o toneladas.

p.a. O₂ = Peso atómico de oxígeno

p.a. C = Peso atómico de carbono

Para la proyección de la fijación de CO₂ y producción de O₂ a 10 años:

Incremento medio anual (IMA)

es una medida que calcula el promedio de incremento de una variable dasométrica a lo largo de un año. El IMA es obtenido por la división del valor actual de la variable considerada, dividida la edad actual del árbol (Imaña y Encinas, 2008). Para términos de esta investigación la variable considerada para los árboles fue biomasa forestal.

$$IMA = \text{Biomasa forestal (Tn)} / \text{EDAD}$$

La edad se calculó utilizando el método matemático desarrollado por la Sociedad Internacional de Arboricultura (ISA), multiplicando el diámetro a la altura de pecho por el factor de crecimiento promedio de todas las especies.

Resultados y discusión

El dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes cuenta con un total de existencias de 2014 individuos (Tabla 1). Con respecto a la participación de las especies según la distribución del taxón u origen biogeográfico, los sectores analizados exponen entre un 74% y un 81% de especies nativas (Tabla 1).

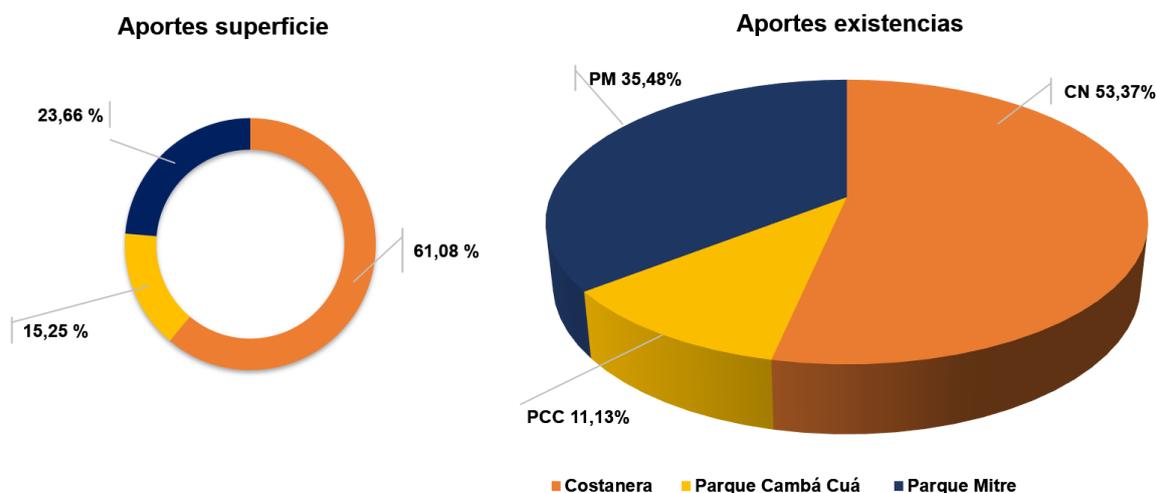
Tabla 1: Detalle de las existencias y la distribución de los taxones (nativas, exóticas) en los diferentes sectores analizados.

Sector	Existencias	Distribución de los Taxones			
		Nativas		Exóticas	
CN	1074	868	81%	206	19%
PCC	225	176	78%	49	22%
PM	715	527	74%	188	26%
Total	2014	1607	—	453	—

Fuente: Luna, C. y Fontana, M. Datos obtenidos del inventario forestal. 2022.

El sector **CN** aporta un 53,37% del total de las existencias, el **PM** un 35,48% y el **PCC** un 11,13% (Fig. N°2). Estos resultados demuestran una proporcionalidad también en el aporte de la superficie de cada sector al total analizado.

Fig. N° 2: Aporte de los diferentes sectores al total de la superficie (izquierda) y a las existencias (derecha) analizadas



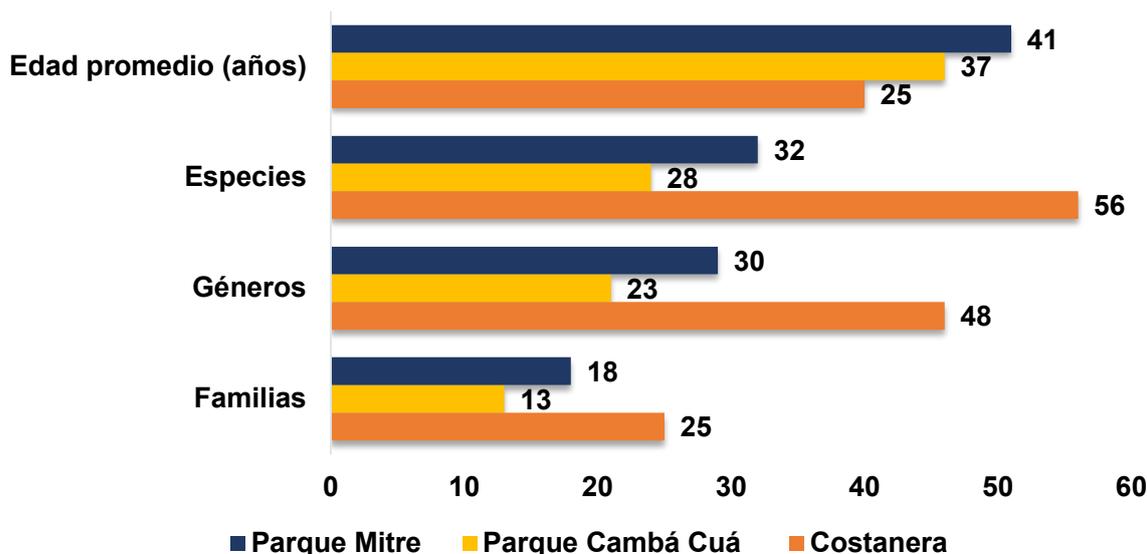
Fuente: Luna, C.; Fontana, M. y Ortiz, N. 2023.

Los resultados del relevamiento mostraron que el sector **CN** presenta los mayores valores para los parámetros analizados en cuanto a familias, géneros y especies; mientras que el sector **PM** se destaca en la edad promedio del arbolado (41 años) (Fig. N° 3).

La diversidad de especies considera tanto al número de especies (riqueza), como al número de ejemplares (abundancia) de cada especie (Domínguez Liévano, 2023). Analizando el número total de especies (S); se observa que el sector **CN**,

con una superficie 4 veces mayor que el sector **PCC** y 2,5 veces más grande que el sector **PM**; posee solo 2,3 y 1,75 veces más especies respectivamente. Esto podría atribuirse a que el área de **CN** incluye las calzadas de la avenida costanera (2 de 7 m de ancho) en toda su extensión, incrementando la superficie del sector, pero no así la que se destina a vegetación; ya que a partir de las remodelaciones realizadas se aumentó su área impermeabilizada.

Fig. N° 3: Aporte de familias, géneros, especies y edad promedio de los individuos en los diferentes sectores analizados.



Fuente: Luna, C.; Fontana, M.; Cristiá, A. y Ortiz, N. 2023.

Todos los sectores analizados se encuentran en un rango de diversidad baja. El promedio general del índice de Simpson para los sectores analizados fue de 0,21 (Tabla 2).

Tabla 2: Determinación de diversidad alfa según los datos del relevamiento realizado en los diferentes sectores de la ciudad de Corrientes Capital. S= riqueza específica; S_{ID} = Índice de Simpson; H' = índice de Shannon

Sector	Variables de Diversidad		
	S	S_{ID}	H'
CN	57	0,25	2,29
PCC	25	0,22	2,17
PM	32	0,18	2,19
		$\bar{Z}0,21$	$\bar{Z}2,21$

Fuente: Luna, C.; Fontana, M. y Ortiz, N. 2023.

De acuerdo con el cálculo del Índice de Shannon (H') se obtuvieron resultados para los distintos sectores analizados de entre 2,17 y 2,29 (Tabla 2) que pueden ser interpretados como valores normales de ecología o biodiversidad urbana (Cordero et al., 2015).

El índice de similitud de Jaccard fluctúa en un rango que va desde cero (0) cuando no hay especies compartidas, hasta uno (1) cuando los dos sitios comparten las mismas especies. Éste mide diferencias en la presencia o ausencia de especies. El valor también se expresa en porcentaje (Álvarez et al, 2006).

La medición de la similitud entre los sectores analizados refleja valores bajos, de 0,36 a 0,56; es decir, la similitud es de un 56% entre la **CN** y el **PCC** con 29 especies compartidas (Tabla 3). Entre **CN** y **PM**, y a su vez entre ambos parques analizados, la similitud varía entre 39 y 36 %, respectivamente, porque existen menor cantidad de especies compartidas.

Tabla 3: Determinación de Índice de Similaridad en los diferentes sectores de la ciudad de Corrientes Capital

Índice de Similaridad							
Comparación de escenarios		Especies observadas escenario 1	Especies observadas escenario 2	Especies observadas escenario 3	Especies compartidas	Índice de Jaccard	
CN(1)	PCC(2)	56	24	-	29	0,56	56%
CN(1)	PM(3)	56	-	32	25	0,39	39%
PM(3)	PCC(2)	-	24	32	15	0,36	36%

Fuente: Luna, C.; Fontana, M. y Ortiz, N. 2023.

La diversidad de especies en un bosque urbano ofrece mayor resiliencia frente a los ataques de plagas y enfermedades potenciales que puedan afectar a la superficie foliar y como consecuencia disminuir la producción de SE. La regla 10-20-30, planteada por Santamour (1990), expone que un bosque urbano heterogéneo no debe alcanzar más de un 10% de una misma especie, 20% de un mismo género y no más del 30% para una misma familia (Fernández Criado, 2022). Para el caso del dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes desafortunadamente no cumple con esta regla sobre diversidad en plantaciones urbanas, dado que *H. heptaphyllus* rebasa el 10% de una misma especie; *Handroanthus* excede el 20% en términos del género, en todos los sectores analizados; mientras que en los sectores **CN** y **PCC** la familia Bignoniaceae supera el 30% recomendado y en el sector **PM** la familia Fabaceae es la que supera lo sugerido (Tabla 4).

Tabla 4: Determinación de la regla de diversidad de Santamour (1990).

Sector	Regla de Santamour		
	Especie	Género	Familia
CN	H. heptaphyllus 48,42%	Handroanthus 49,81%	Bignoniaceae 57,17%
PCC	H. heptaphyllus 44,00%	Handroanthus 46,67%	Bignoniaceae 51,11%
PM	H. heptaphyllus 29,79%	Handroanthus 30,35%	Fabaceae 35,24%

Fuente: Luna, C.; Fontana, M. y Ortiz, N. 2023.

Los estudios sobre cuantificación de biomasa y almacenamiento de carbono no solo son importantes para comprender la dinámica del ecosistema forestal urbano sino para percibir a las áreas verdes, no solo como un lugar de esparcimiento, sino como un recurso que puede generar valor ambiental y económico a la comunidad (Begazo Curie & Jave Nakayo, 2018). Según Vashum y Jayakumar (2012), la mayor cantidad de carbono que se almacena en los árboles (y en los ecosistemas forestales) se fija a través del proceso de la fotosíntesis y se acumula en la biomasa aérea. La biomasa aérea proporciona estimaciones del carbono en la vegetación forestal, ya que aproximadamente el 50% de la biomasa es carbono (Brown, 1997). Por lo tanto, considerando que la biomasa forestal es un importante reservorio de carbono juega un papel fundamental en la regulación de su ciclo global y en la mitigación del cambio climático (Main-knorn et al., 2013). La determinación de carbono almacenado se calculó con la finalidad de valorar el servicio ambiental que proporcionan los árboles que se encuentran dentro de la ciudad y de este modo preservarlos y fomentar su cuidado.

El aumento de la preocupación sobre el cambio climático produjo investigaciones que buscan cuantificar los efectos del arbolado urbano en el CO₂ atmosférico; la mayoría de las investigaciones establecen que los bosques urbanos pueden ser importantes receptores de carbono, sin embargo, se observa una falta de información acerca de la biomasa del arbolado urbano (Aguaron & McPherson, 2012). En el presente estudio los 2014 árboles registrados en el área analizada acumulan 6685,6 t CO₂ con un crecimiento estimado de 71,8 Tn/año; siendo el Parque Mitre el sector que en mayor proporción contribuyó al resultado (Tabla 5 y 6).

Tabla 5: Determinación de la biomasa forestal

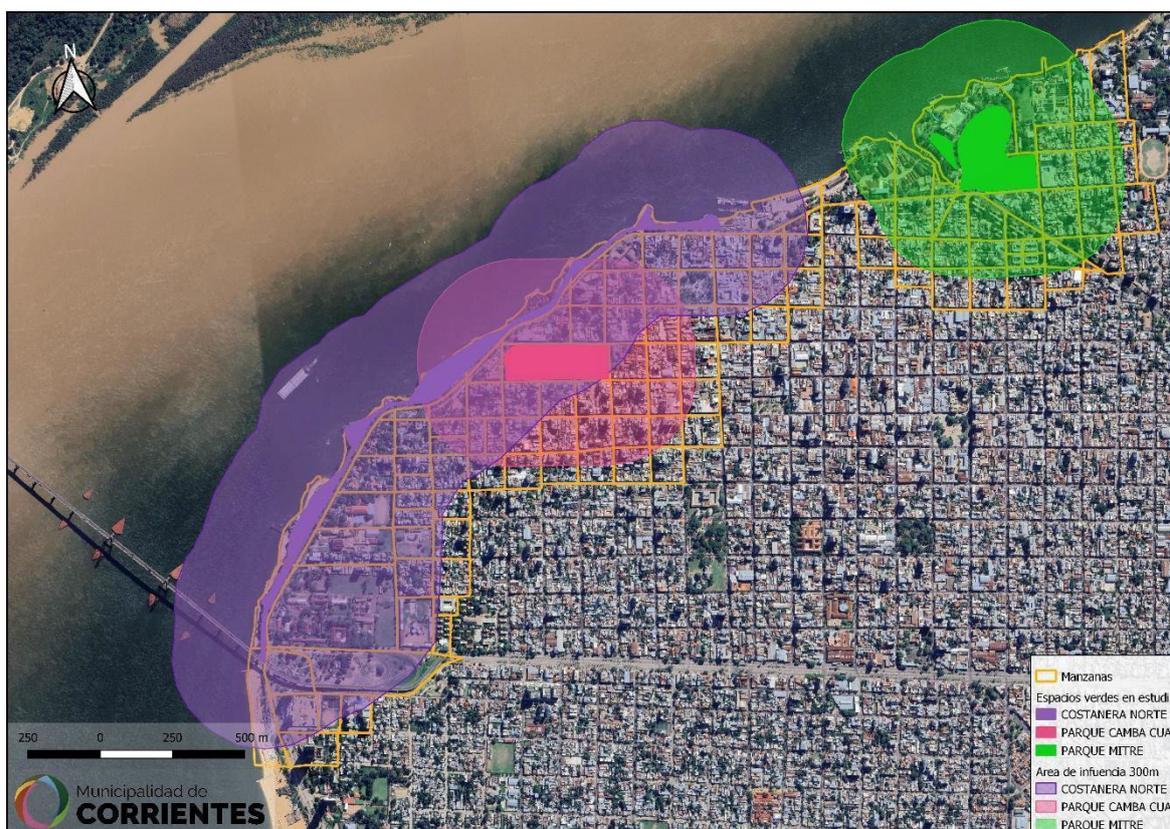
Sector	IMA biomasa forestal (Tn/año)
CN	23,4
PCC	9,7
PM	38,6
Total	71,8

Fuente: Luna, C.; Fontana, M.; Cristiá, A. y Ortiz, N. 2023.

La zona de estudio ha producido en total 4853,3 Tn de O₂ tomando como referencia una edad promedio de los 2014 individuos del arbolado urbano de 34 años (Tabla 6).

Según la Secretaría de Desarrollo Urbano del Municipio de la Ciudad de Corrientes; los espacios verdes estudiados poseen 30720 habitantes (con un área de influencia de 300 m) siendo la **CN** el área con mayor población (Figura 4, tabla 6).

Fig. N°4: Densidad poblacional de los espacios verdes en estudio



Fuente: Secretaría de Desarrollo Urbano del Municipio de la Ciudad de Corrientes (Subsecretaria de planificación urbana). 2023.

En cuanto a la relación de árboles por persona, la Organización Mundial para la Salud (OMS) recomienda que las ciudades deben tener aproximadamente un árbol por cada tres habitantes para tener un aire de mejor calidad (DADEP, 2017); en los sectores analizados en este estudio, hay 0,04 árboles por habitante (Tabla 6); lo que arroja una relación de 1 árbol por cada 15 personas aproximadamente, cantidad muy inferior a los criterios antes mencionados.

En base a los datos anteriores; y a las emisiones de CO₂ de 4,62 toneladas métricas por persona en Argentina (Clark et al., 2020); se observa que la fijación anual de la vegetación alcanza para captar las emisiones generadas por 1438 personas que es solo un 11,55% de la población total del área analizada. Mientras que con el crecimiento de la vegetación actual y sin crecimiento de la población (por escasez de espacio y dado que los sectores estudiados están altamente poblados) en 10 años la diferencia, sería ínfima; ya que contando que el ritmo de crecimiento de la masa arbórea sea sostenido y manteniendo los servicios que están brindando; sólo captarían las emisiones de 1732 personas equivalente al 13,86% de la población (Tabla 6).

En cuanto a la liberación de oxígeno por parte de las existencias (árboles) actuales en el área estudiada, los resultados del análisis dicen que dicha masa forestal es suficiente para proveer de este servicio ecosistémico al 50% aproximadamente de la población circundante a ellos (Tabla 6); tomando como referencia al valor calculado por Perry y LeVan (2003) de consumo anual de oxígeno por persona (0,3066 Tn); siendo PM el sector de mayor aporte.

La producción de oxígeno por árbol en promedio es de 2,66 Tn /año (Tabla 6).

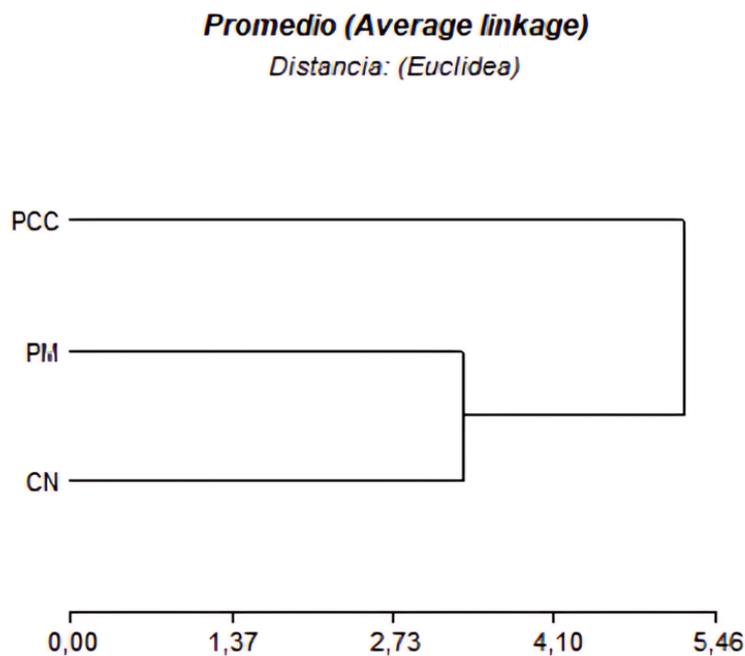
Tabla 6: Estimación de la capacidad de fijación de las emisiones y abastecimiento de O₂; actuales y su proyección a 10 años, del arbolado urbano de los sectores analizados en base a su densidad poblacional.

Sector	Hab/ sector	Nº de árboles /hab	CO ₂ fijado (Tn)	Emisiones (TnCO ₂ /año)	Capacidad de fijación de las emisiones				O ₂ liberado (Tn/año)	O ₂ producido /árbol (Tn/año)	Provisión O ₂ anual (hab)
					Nº de hab		%de la población				
					Actual	a 10 años	Actual	a 10 años			
CN	12816	0,08	2204,8	59209,92	477	570	3,72	4,45	1600,5	1,42	5219,50
PCC	12272	0,01	1121,1	56696,64	727	881	5,92	7,2	813,8	3,16	2654,27
PM	12712	0,05	3359,7	58729,44	234	281	1,91	2,21	2438,9	3,41	7954,66
Total	30720	0,04	6685,6	174636	1438	1732	11,55	13,86	4853,3	2,66	15828,43

Fuente: Fontana, M.; Luna, C.; Talavera, G.; Poupard, M.; Bertolo, D. y Cristiá, A. 2023

Con el objeto de agrupar a los sectores según sus similitudes, los datos de la tabla 6 fueron sometidos a un análisis de conglomerado. El dendrograma se realizó mediante el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2011) a partir de la matriz de distancias Euclídea (variables cuantitativas). La figura N° 5 muestra que los sectores CN y PM son similares entre sí y diferentes del sector PCC. La distorsión de las verdaderas distancias en la estructura jerárquica fue estimada a través del coeficiente de correlación cofenético. Este fue de 0,867 indicando una buena representación de la matriz de afinidad (Herrera, 2000).

Fig. N° 5. Dendrograma resultante del proceso de agrupamiento de los sectores estudiados (coeficiente de correlación cofenético, CCC= 0,867).



Fuente: Fontana, M.; Luna, C.; Ortiz, N. y Cristiá, A. 2023.

Discusión

En la generalidad del análisis de los índices clásicos y de diversidad funcional; y la estimación de la capacidad de fijación de las emisiones y abastecimiento de O₂, no existen referencias comparables con la zona objeto de estudio; aunque en un trabajo contemporáneo al presente, se cotejó la participación de las especies según la distribución del taxón u origen biogeográfico en el arbolado de las plazas más emblemáticas del casco céntrico de la ciudad de Corrientes, revelando que las especies arbóreas nativas son las más representativas (Blanco, 2023) creándose a la vez una gran oportunidad para su conservación de forma directa (Kowarik et al., 2019).

La proporción entre especies nativas y exóticas del arbolado urbano puede variar en gran medida entre ciudades (Lahoti, 2020). Las especies introducidas se prefieren por sobre las especies nativas dado que se superponen los criterios estéticos por sobre los criterios medioambientales al momento de escoger el arbolado urbano (Hough, 2004), y también porque se estima que estas son las especies tienen un mayor valor ornamental (Vergara, 2014).

Las especies exóticas se adaptan más fácilmente a las ciudades; muchas veces logran imponerse por sobre las especies nativas en la competencia por agua, alimento y espacio, razón por la que figuran como una de las causas más importantes de la pérdida de biodiversidad mundial (Novoa Jara, 2017). El fomentar un arbolado diverso a través de la plantación de especies nativas parece ser una tendencia en muchos planes de gestión (Kowarik et al., 2019; Rubio Flores, 2022). Esto podría aumentar la resiliencia a las plagas y enfermedades y proporcionar un hábitat para las especies autóctonas en el entorno urbano, aportando a una mayor representación de la biodiversidad local; además, las especies vegetales nativas contribuyen en la mitigación de los efectos del cambio climático por su mejor adaptación, aportando una gran cantidad de bienes y servicios ecosistémicos que no brindan las especies introducidas, tales como el aumento en la cantidad y calidad del agua en los cauces fluviales y la retención de nutrientes (Romero et al., 2014).

La elección de especies foráneas es controversial. En este sentido, el Plan Forestal Urbano de la ciudad de Posadas (Argentina) ha privilegiado a las exóticas en los arbolados de los asentamientos humanos, causando algunas de ellas serios problemas como el desplome de árboles por vientos huracanados, fractura de aceras, caída de ramas sobre viviendas y automóviles, inhibición del crecimiento de otras plantas por alelopatía y otros serios perjuicios a nivel sanitario debido a exudados tóxicos por parte de especies (PUAP, 2013). Por otra parte, en un relevamiento del Arbolado Urbano y los Espacios Verdes de la ciudad de Esquel se ha encontrado un predominio de las exóticas (85,71%) por sobre las especies nativas, sin mencionar complicaciones (Molina, 2009).

Según lo sugerido por Cué García et al. (2020), el rango de este índice se encuentra entre cero y uno, con intervalos para su interpretación: 0,00-0,35 diversidad baja; 0,36-0,75 diversidad media y 0,76-1,00 diversidad alta; por lo que todos los sectores exhiben una baja diversidad y alta dominancia de especies. Este índice se fundamenta en la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar correspondan a especies diferentes (Uvidia et al., 2022).

Este índice es el más utilizado para determinar la diversidad de especies de plantas en un determinado hábitat (Mostacedo & Fredericksen, 2000), en este caso parques. El mismo se expresa con un número positivo, que en la mayoría

de los ecosistemas naturales varía entre 0,5 y 5, aunque su valor normal está entre 2 y 3; valores inferiores a 2 se consideran bajos y superiores a 3 son altos (Mora-Donjuán et al., 2017).

Los bajos valores de J_c para estos últimos sectores analizados, indica que la proporción de especies compartidas no es suficiente para considerarlos como sitios con igual diversidad, ya que no se alcanza el 50% (Hernández et al., 2008).

En la generalidad, lo que el índice de Jaccard nos indica es que las especies analizadas para los tres escenarios son semejantes debido a que los valores se encuentran cercanos a cero. Los valores obtenidos son mayores a los reportados en bosques urbanos Fortaleza, Brasil, con 43% (Diogo et al., 2014). En Ecuador, donde se han estudiado dos bosques urbanos con intervenciones similares a los sectores en estudio, han encontrado una similitud del 31% según Jaccard (Cué García et al., 2020), valores que se acercan a los conseguidos en el dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes. Mientras que, en Ciudad de México, para sitios similares a los estudiados en la presente investigación, se reportaron valores mucho más amplios (de 22 a 87%) de similitud (Saavedra-Romero et al., 2019).

El uso de unas pocas especies genera un cambio en la naturaleza que deriva en la reducción y/o modificación de la biodiversidad urbana (Sánchez-Ferrezuelo y Grande, 2023); de este análisis surge que a nivel de género (*Handroanthus*) y de especie (*H. heptaphyllus*) se denota una excesiva presencia en los sitios analizados, lo que conlleva a que la escasa variedad puede interferir en las interacciones que se realizan con el medio y los seres vivos que en él habita. Si bien cada ciudad tiene limitaciones (clima o microclimas, por ejemplo) que pueden dificultar la buena adaptación de ciertas especies, progresivamente podríamos ir aumentando la biodiversidad urbana. De esta manera, iremos percibiendo la necesidad de ampliar el reconocimiento del mundo vegetal a nuestro alrededor, que, sin lugar a duda, es un beneficio para el planeta y para el resto de los seres vivos (Sánchez-Ferrezuelo y Grande, 2023).

Algo similar se ha registrado en el arbolado viario de la ciudad de La Coruña (España), a nivel de género (*Platanus* y *Ulmus*) y de especie (*Platanus x hispanica*, *Ulmus x hollandica*, *Populus x canadensis* y *Ulmus pumila*) (Calaza Martínez & Iglesias Díaz, 2008).

Santamour (1990) indica también que habitualmente las plagas tienden a seguir en su ataque a las categorías taxonómicas superiores al *filum* especie, como ser género y familia. Esto ha sido analizado en el arbolado urbano viario de la ciudad de Buenos Aires, y se detectó que rara vez se utiliza más de una especie de un mismo género, por ej. se utiliza una especie del género *Tilia* (tilo), una del género *Liquidambar*, una del género *Jacaranda*, aunque por supuesto existen

excepciones: el género *Fraxinus* está representado por dos especies, *Fraxinus pennsylvanica* Marshall y *F. excelsior* L. (Fiorentino, 2015). En el arbolado urbano de la costanera correntina la excepción estaría dada por la presencia de dos especies de *Handroanthus*, *H. chrysotrichus* (Mart. ex DC.) Mattos y *H. heptaphyllus* (Luna et al., 2023).

En otros lugares del mundo como Sevilla (España) en su Plan director del Arbolado Urbano consideran que todavía con la regla de Santamour (1990) podrían producirse cuantiosos daños sobre el arbolado de la ciudad en caso de contingencia de alguna patología, por lo que recomiendan la proporción (regla) 5-10-15 (Ayuntamiento de Sevilla, 2019). Claro está que el dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes, no cumple ninguna de las reglas de biodiversidad mencionadas.

Con respecto a cuantificar los efectos del arbolado urbano en el CO₂ atmosférico; si bien no existen antecedentes para ecosistemas urbanos con características equivalentes en el país donde se hayan hecho estimaciones similares, en Manabí Ecuador- se ha reportado que para una área urbana sensiblemente menor a la objeto de estudio (15,24 hectáreas) 1000 individuos aproximadamente han registrado una captura total de carbono de 283 Tn de CO₂ (Castillo-Ruperti et al., 2022), y sostienen que estas diferencias en producción de biomasa (que impacta directamente en las estimaciones de la fijación de carbono en la vegetación forestal) pueden estar influenciada por factores como: edad, calidad de sitio, especies, densidad de las plantaciones, exposición, cambios estacionales, sistema silvicultural aplicado, entre otros (García-Aguilar et al., 2017). Mientras que Pacheco Gutiérrez (2020) ha estimado la masa total de carbono almacenada en el arbolado urbano público de la Zona de Achumani, ciudad de La Paz (Bolivia), contando con un área 5 veces mayor al área en estudio se obtuvo un total estimado de 6085 Tn de CO₂, con un crecimiento estimado de 55 Tn/año.

El interés por cuantificar los reservorios de carbono en los bosques urbanos es creciente, con el fin de valorar su potencial en la mitigación en la emisión de los gases de efecto invernadero y así reducir su efecto en el cambio climático. El potencial de captura y almacenamiento de C se puede incrementar con un manejo adecuado de la biodiversidad del arbolado, además de proporcionar un mantenimiento que favorezca el crecimiento de los árboles (López-López et al., 2018). Uno de los beneficios más citado del arbolado urbano es la producción de oxígeno. La producción de oxígeno neta al año de un árbol se relaciona directamente con la cantidad de biomasa y carbono que secuestra (Calaza et al, 2018).

Un estudio en un parque urbano Colombia con un área aproximada de 10 ha, ha registrado que las casi 800 especies forestales han producido un total de 920,78 Tn de O₂ (Cortés Cagüño & Matías Barrientos, 2019). Como así también un estudio realizado en Perú ha determinado que este parámetro se ve muy influido con la edad de los árboles: la evaluación de individuos de 6 a 43 años dio como resultado que la mayor producción de oxígeno ocurrió en plantaciones de 27, 43 y 34 años; mientras que las de menores edades no resultaron tan eficientes en este aspecto (Vásquez Gutiérrez, 2014).

Otra investigación llevada a cabo en un Arboreto de la Universidad Politécnica de Madrid de 10 ha y 80 años de establecido, registró una producción de oxígeno 58,81 Tn (Fernández Criado, 2022). Lo que explicaría en parte, los resultados obtenidos en este estudio donde se destaca por la liberación de oxígeno el Parque Mitre (PM) cuya arboleda posee 41 años en promedio.

Los parques urbanos contribuyen positivamente a la mitigación climática, en el microclima local, además son atenuantes de ruidos, permiten la fijación y retención del polvo y actúan como zonas de oxigenación del aire (Martins & Sousa, 2014). Por otro lado, son espacios estratégicos para la calidad de vida de las sociedades urbanas, no sólo porque proporcionan servicios ecosistémicos, sino también porque inciden directamente en la salud física y mental de los habitantes de las ciudades (Vargas & Roldán, 2017).

La producción de oxígeno es considerada como uno de los servicios ecosistémicos más importantes por parte del arbolado urbano. La producción de oxígeno neta al año de un árbol se relaciona directamente con la cantidad de biomasa y carbono que secuestra (Cariñanos et al. 2018).

Las investigaciones en servicios ecosistémicos urbanos se han incrementado considerablemente en los últimos años; sin embargo, en el caso de Argentina aún es bajo el número de publicaciones sobre este tema (Montico et al., 2019; Karis et al., 2019; Aiub Apud, 2020; Karis & Ferraro, 2021; Mujica et al., 2022; entre otros). Por tal razón, la estimación del carbono almacenado en los sectores representativos planteados podría contribuir a la generación de políticas públicas y programas de manejo de zonas verdes urbanas que promuevan la conservación y el aumento de la cobertura vegetal en la ciudad de Corrientes.

En cuanto a la relación de árboles por persona, Guadalajara, México tiene una relación de 3,03 árboles por habitante, cantidad muy superior a los criterios tomados como referencia; lo que señala que en áreas urbanas cuentan con un árbol por cada tres habitantes para tener un aire de mejor calidad (Hernández Tovar et al., 2021); en Bogotá, la ciudad cuenta con 0,17 árboles por habitante, donde, guardando la misma relación de la OMS, tenemos 1 árbol por seis personas; estos datos generan una alarma dado que al igual que en los sectores

examinados para Corrientes; la disponibilidad se encuentra muy reducida y merece prestar atención al combinarse con el indicador del arbolado por hectárea (DADEP, 2017).

La cantidad producida de oxígeno por un árbol varía según la especie, edad, salud y medio ambiente; para calcular la cantidad de oxígeno que los árboles generan hay que considerar dichas características con el fin de obtener cifras promedio ajustadas a la realidad (Rodríguez Cañete, 2022).

La producción de oxígeno por árbol se asemejan a los reportados por Gaytan Ruiz (2018) que ha determinado en el Estado de México que un árbol de 30 metros de altura y 45 cm de diámetro en promedio produce 2,72 Tn/O₂/año; mientras que en un estudio realizado en bosques urbanos de Estados Unidos determinaron que cada árbol produce entre 0,0029 y 0,1103 Tn O₂/año; esta diferencia es un reflejo de los diferentes tamaños de árboles, condiciones y tasas de crecimiento entre las ciudades analizadas (Nowak et al., 2007).

Conclusiones

En el marco del fenómeno del calentamiento global, Argentina identifica como una de las principales medidas de mitigación al aumento del arbolado y medidas de infraestructura verde urbana. La ciudad de Corrientes, por su parte, se encuentra trabajando fuertemente en un plan de mitigación y adaptación al cambio climático, atendiendo estos ejes como principales. Para valorar la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques urbanos (captura, almacenamiento de carbono y producción de oxígeno) y apreciar los beneficios asociados, es necesario conocer su estado actual; por tal razón, el trabajo realizado busca dar a conocer las características estructurales del dosel arbóreo urbano costero de la ciudad de Corrientes donde se determinó la composición de especies y parámetros principales para calcular la producción de los servicios ecosistémicos. Los resultados obtenidos hacen evidente la necesidad de continuar reforestando la ciudad de Corrientes para combatir el calentamiento global; además se recomienda la utilización de otras especies distintas a *Handroanthus*, para aumentar la biodiversidad del arbolado viario y que, en su diseño y planificación, se consideren además del aspecto paisajístico los servicios ecosistémicos que estos pueden brindar.

Referencias bibliográficas

- Aguaron, E., & McPherson, G. (2012). Carbon sequestration in urban ecosystems. En: *Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by Sacramento's urban forest*. Springer Netherlands.
- Aguilar, S., D'Annibali, S., Godfrid, D., Caratori, L., Heins, A., & Ramirez Cuesta, A. (2021). *Alianza de las Ciudades por el Clima*. White Paper. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

- Áiub Apud, D. (2020). *Evaluación de la diversidad clásica y funcional del arbolado urbano de la ciudad de La Rioja, Argentina*. (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Quilmes, Bernal, Argentina. Recuperado de <http://ridaa.unq.edu.ar/handle/20.500.11807/2580>
- Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., & Villareal, H. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Van Humboldt.
- Atencia, M. (2003). *Densidad de maderas ordenadas por nombre común*. INTI – CITEMA. 8 p.
- Ayuntamiento de Sevilla. (2019). Plan director del arbolado urbano de la ciudad de Sevilla. Parte III. Nuevo modelo de arbolamiento y de gestión. Recuperado de https://www.sevilla.org/servicios/medio-ambiente-parques-jardines/plan-gestion-arbolado-urbano/modificaciones/parteeiii_nuevomodelo.pdf
- Begazo Curie, K., & Jave Nakayo, J. (2018). Estimación de la biomasa aérea total y por componente estructural en especies arbóreas de Lima, Perú. *Revista Forestal del Perú*, 33(1), 76-90.
- Blanco, P. (2023). Caracterización del arbolado de las plazas del casco céntrico de la ciudad de Corrientes-Argentina. En S. Corbetta et al. (Eds.), *III Jornadas Internacionales y V Jornadas Nacionales de Ambiente: libro de resúmenes extendidos* (pp. 643-647). Universidad Nacional de Hurlingham y Universidad Nacional de Moreno.
- Brown, S. (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: Primer*. FAO Forestry Paper, 134. Roma: Food and Agriculture Organization.
- Brown, S. (2002). Measuring carbon in forests: Current status and future challenges. *Environmental Pollution*, 116(3), 363-372.
- Calaza, P., Carriñanos, F., Escobedo, F., Schwab, J., & Tovar, G. (2018). Crear paisajes urbanos e infraestructura verde. *Unasyuva*, 69(2018/1), 11-21.
- Calaza Martínez, P., & Iglesias Díaz, M. (2008). Caracterización botánica y análisis dendrométrico del arbolado viario de la ciudad de La Coruña (España). En Actas del I Simposio Iberoamericano IV Jornadas Ibéricas de Horticultura Ornamental. ACTAS de HORTICULTURA N° 52. *Innovación y futuro en la jardinería* (pp. 215-219).
- Canizales V., Alanís R., E., Holguín E., V., García G., S., & Collantes C., A. (2020). Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(62), 111-135. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>
- Carriñanos, P., Calaza, P., & Hiemstra, J. (2018). El papel de los bosques urbanos y periurbanos para reducir riesgos y gestionar desastres. *Unasyuva*, 69(250), 53-58.
- Castillo-Ruperti, R. J., Rodríguez-Guerrero, B., & Bravo-Meza, K. (2022). Fijación de carbono (CO₂) del arbolado de los parques La Rotonda y La Madre, Manabí, Ecuador. *Revista científica multidisciplinaria arbitrada yachasun*, 6(10), 8–21. <https://doi.org/10.46296/yc.v6i10.0141>
- Clark, H., Coll-Seck, A., Banerjee, A., Peterson, S., Dalglish, S., Ameratunga, S., ... Costello, A. (2020). A future for the world's children? A WHO-UNICEF-Lancet Commission. *Lancet*, 395(10224), 605-658. doi: [10.1016/S0140-6736\(19\)32540-1](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(19)32540-1).
- Cordero, P., Vanegas, S., & Hermida, M. (2015). La biodiversidad urbana como síntoma de una ciudad sostenible. Estudio de la zona del Yanuncay en Cuenca, Ecuador. *MASKANA*, 6(1), 107-130.
- Cortés Cagüño, J., & Matías Barrientos, E. (2019). *Estimación de la capacidad potencial de fijación de CO₂ y producción de O₂ como servicio ecosistémico suministrado por el arbolado del parque los fundadores y la alameda en el municipio de Villavicencio*. Facultad de Ingeniería Ambiental - Universidad Santo Tomás de Aquino.
- Cué García, J., Chagna Ávila, E., Palacios Cuenca, W., & Carrión Burgos, A. (2020). Biodiversidad forestal en dos campus de la Universidad Técnica del Norte, Ecuador. *La Técnica*, 24, 9-28.

- DADEP (Departamento Administrativo de Espacio Público). (2017). *Reporte técnico de indicadores de espacio público 2017*. Bogotá: Alcaldía Mayor de Bogotá. Recuperado de <http://observatorio.dadep.gov.co/sites/default/files/2018/Reporte-tecnico-2-2017.pdf>
- Diogo, I., Holanda, A., Oliveira Filho, A., & Bezerra, C. (2014). Floristic composition and structure of an urban forest remnant of Fortaleza, Ceará. *Gaia Scientia*, 8(1). Recuperado de <https://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/gaia/article/view/18106>
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. (2011). *InfoStat Software Estadístico versión 2011*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- DMF (Directorio Forestal Maderero). (2016). Recuperado de: <https://www.forestmaderero.com/articulos/item/tabla-de-densidad-de-maderas.html>
- Dobbs, C., Escobedo, F., Clerici, N., Barrera, F., De Eleuterio, A., Macgregor-fors, I., Reyes-paecke, S., Vásquez, A., Danilo, J., Camaño, Z., & Hernández, H. J. (2018). Urban ecosystem services in Latin America: Mismatch between global concepts and regional realities? *Urban Ecosystems*, 22, 173–187. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0805-3>
- Domínguez Liévano, A. (2023). Diversidad de árboles y arbustos en los parques urbanos de la ciudad de Cintalapa de Figueroa, Chiapas, México. *Revista CFOREs*, 11(1), e783.
- FAO. (1998). *Directrices para la evaluación en los países tropicales y subtropicales*.
- Fernández Criado, R. (2022). *Análisis y valoración de los Servicios Ecosistémicos de Regulación del Arbolado de Montes de la ETSI Montes Forestal y del Medio Natural de la Universidad Politécnica de Madrid*. Tesis para optar al grado de Máster en jardines históricos y servicios ecosistémicos de la infraestructura verde. Universidad Politécnica de Madrid.
- Florentino, J. (2015). *Sustentabilidad del arbolado urbano viario de la ciudad de Buenos Aires: evaluación de la sustentabilidad ecológica del arbolado urbano viario en tres comunas de la ciudad de Buenos Aires* (Tesis de Maestría). Universidad de Buenos Aires. Facultad de arquitectura, diseño y urbanismo, 168 p.
- García-Aguilar, J. Á., Velasco-Velasco, V. A., Rodríguez-Ortiz, G., & Enríquez-del-Valle, J. R. (2017). Influencia de la calidad de sitio sobre el crecimiento de una plantación de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(44), 132-154.
- Gaytan Ruiz, R., Nava Martinez, A., Perez Acosta, J., & Reza Gonzalez Pliego, A. (2018). *Árboles consumidores del CO₂ y productores de O₂ beneficio para todos*. Laureate International Universities. México. Recuperado de <http://vinculacion.dgire.unam.mx/vinculacion-1/Memoria-Congreso-2018/trabajos/ciencias-biologicas-quimicas-y-de-la-salud/medio-ambiente-biologia/doc21.pdf>
- Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires. (2020). *Análisis de riesgos climáticos. Plan Acción Climática (PAC)*.
- Herbst, R. & Santa Cruz, J. (1985). Mapa Litoestratigráfico de la Provincia de Corrientes. *Revista D'Orbignyana*, 2:151.
- Hernández P., Giménez, A. M., & Gerez, R. (2008). Situación actual de la biodiversidad vegetal en el interfluvio Salado-Dulce, Santiago del Estero, Argentina. *Revista de Ciencias Forestales – Quebracho*, 16, 20-31.
- Hernández Tovar, M. A., Hernández-Álvarez, E., Gallegos Rodríguez, A., Guzmán Paredes, C., & Bertolin, V. (2021). Modelo de inventario para el manejo del arbolado urbano empleando un sistema de información geográfica. *E-CUCBA*, 17, 211–221. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi17.228>
- Herrera, A. (2000). *La clasificación numérica y su aplicación en la ecología*. Santo Domingo: Universidad INTEC/Programa EcoMar Inc. Editorial Sanmenycar.
- Imaña, J., & Encinas, O. (2008). *Epidometría forestal*. Universidade de Brasilia, departamento de Engenharia Florestal. Universidad de Los Andes. Facultad de Ciencias Forestales, 72 p.

- Jenkins, J., Ginzo, H., Ogle, S., Verchot, L., Handa, M., & Tsunekawa, A. (2006). *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*. Recuperado de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/4_Volume4/V4_08_Ch8_Settlements.pdf
- Karis, C., & Ferraro, R. (2021). Servicios Ecosistémicos Culturales en Mar del Plata (Argentina). Aportes al estudio de las relaciones entre espacios verdes y calidad de vida a partir de indicadores ambientales. *RA'EGA*, 51, 143–158. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v51i0.73003>
- Karis, C., Mujica, C., & Ferraro, R. (2019). Indicadores ambientales y gestión urbana. Relaciones entre servicios ecosistémicos urbanos y sustentabilidad. *Cuaderno urbano*, 27(27), 9-30.
- Krebs, C. (1989). *Ecological methodology*. Harper and Row Publishers, New York, 654 pp.
- Kowarik, I., Hiller, A., Planchuelo, G., Seitz, B., Lippe, M., & Buchholz, S. (2019). Emerging Urban Forests: Opportunities for Promoting the Wild Side of the Urban Green Infrastructure. *Sustainability*, 6318.
- Lahoti, S., Lahoti, A., Joshi, R., & Saito, O. (2020). Vegetation Structure, Species Composition, and Carbon Sink Potential of Urban Green Spaces in Nagpur City, India. *Land*, 9, 107.
- López-López, S. F., Martínez-Trinidad, T., Benavides-Meza, H. M., García-Nieto, M., & Ángeles-Pérez, G. (2018). Reservorios de biomasa y carbono en el arbolado de la primera sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. *Madera y Bosques*, 24(3), 243-1620. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431620>
- Luna, C., Fontana, M., Ortiz, N., Talavera, G., & Cristiá, A. (2023). Caracterización ecológica cuantitativa de la vegetación arbórea de la costanera de la ciudad de Corrientes, Argentina. *Agronomía & Ambiente. Revista de la Facultad de Agronomía (UBA)*. En prensa.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 256 p.
- Main-knorn, M., Cohen, W., Kennedy, R., Grodzki, W., Dirk, P., Grif, P., & Hostert, P. (2013). Remote sensing of environment monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-based approach. *Remote Sensing of Environment*, 139, 277-290. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.010>
- Marinidou, E., Finegan, B., Jiménez-Ferrer, G., Delgado, D., & Casanoves, F. (2013). Concepts and a methodology for evaluating environmental services from trees of small farms in Chiapas, México. *Journal of Environmental Management*, 114, 115-124.
- Martins, R., & Araújo, R. de S. (2014). Benefícios dos parques urbanos. *Humanas Sociais & Aplicadas*, 4(10).
- Mercadet, A., & Álvarez, A. (2009). Metodología para establecer la línea base de retención de carbono en las Empresas Forestales Integrales de Cuba. En F. Ortega, L. Fernández, & A. Volpedo (Eds.), *Efecto de cambios globales sobre el ciclo de carbono*. RED CYTED 406RT0285. Efecto cambios globales sobre los humedales de Ibero América (pp. 107- 118).
- Molina, C. (2009). *Arbolado urbano de la ciudad de Esquel, propuesta para su ordenación*. Tesis presentada al Departamento de Ingeniería Forestal, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, 203 p. https://redforestal.conicet.gov.ar/download/tesis_2/tesis-c-molina.pdf
- Montico, A., Zapperi, P. A., Zilio, M. I., & Gil, V. (2019). Identificación de servicios ecosistémicos urbanos en la ciudad de Bahía Blanca y su aplicación al análisis de la seguridad hídrica. *Revista Estudios Ambientales*, 7(1), 56-78.
- Mora-Donjuán, C. A., Burbano-Vargas, O. N., Méndez-Osorio, C., & Castro-Rojas, D. F. (2017). Evaluación de la biodiversidad y caracterización estructural de un Bosque de Encino (*Quercus L.*) en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 14(35), 68-75. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v14i35.3154>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/ metodos.pdf>

- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*, Vol. 87. 1o ed. Santa Cruz de la Sierra. Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Mujica, C. M., Karis, C. M., & Ferraro, R. F. (2022). Valoración de los servicios ecosistémicos urbanos desde un enfoque interdisciplinario. *Ecología Austral*, 32(1), 122–135. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.0.1707>
- Novoa Jara, C. (2017). Evaluación de la biodiversidad en los componentes de infraestructura verde de la ciudad de Algarrobo. Tesis para optar al título de Geógrafa. Universidad de Chile. *Facultad de Arquitectura y Urbanismo*. 152 p. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/152293>
- Nowak, D. J., Hoehn, R., & Crane, D. E. (2007). Oxygen Production by Urban Trees in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry*. Retrieved from <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/11485>
- Pacheco Gutiérrez, C. (2020). Estimación del almacenamiento y retención de Dióxido de carbono en el arbolado urbano público de la zona de Achumani de la ciudad de La Paz a través de una aplicación móvil. *Fides et Ratio - Revista de Difusión cultural y científica de la Universidad La Salle en Bolivia*, 19(19), 153-174.
- Perry, J., & Le Van, M. D. (2003). *Air purification in closed environments: overview of spacecraft systems*. Army Natrick Soldier Center. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/23903409_Air_Purification_in_Closed_Environments_An_Overview_of_Spacecraft_Systems
- PUAP (Plan Urbano Ambiental Posadas). (2013). *Plan Forestal Urbano de la ciudad de Posadas*. 90 p. Secretaría de Planificación Estratégica y Territorial Secretaría de Servicios Públicos Dirección de Bosques-Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables. Retrieved from <https://www.mininterior.gov.ar/planificacion/pdf/planes-loc/MISIONES/Plan-Forestal-Urbano-Posadas.pdf>
- Retamal Araya, C. (2015). *Cuantificación de servicios ecosistémicos urbanos en Cerros Isla. El Proyecto de Parque Urbano para el cerro Chena, Santiago, Chile*. Tesis presentada para obtener el grado académico de Magíster en Asentamientos Humanos y Medio Ambiente. Chile.
- Rodríguez Cañete, C. (2022). Incidencia de la deforestación en la captación de dióxido de carbono y provisión de oxígeno en Paraguay. Periodo 1990-2020. *Población y Desarrollo*, 28(54), 6-15. Epub June 00, 2022. <https://revistascientificas.una.py/index.php/RE/article/view/2401>
- Rodríguez Laredo, D. M. (2017). *Criterios urbanos y arquitectónicos de adaptación al cambio climático*. Murillo, Bolivia: Facultad de Arquitectura, artes, diseño y urbanismo – UMSA.
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulin, P. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque*, 35(1), 3-12. <https://doi.org/10.4067/S0717-9200201400010000>
- Rubio Flores, R. (2022). *Contribución de las especies nativas y exóticas del Arbolado urbano a la diversidad de especies y provisión de servicios ecosistémicos en la ciudad de Rancagua*. Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Santiago, Chile.
- Rügnitz, M. T., Chacón, M. L., & Porro R. (2009). *Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales*. 1. ed. Lima, Perú: Centro Mundial Agroforestal (ICRAF) / Consorcio Iniciativa Amazónica (IA).
- Saavedra-Romero, L., Hernández-de la Rosa, P., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T., & Villa-Castillo, J. (2019). Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, (47), 25-37. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.3>
- Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M., & Chen, Y. (2017). *Directrices para la silvicultura urbana y periurbana. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura*, Roma, Italia.

- Sánchez-Ferrezuelo, L., & Grande, M. (2023). Los patios cordobeses para la Educación Ecosocial y la promoción de la Biodiversidad Urbana Vegetal. En: *BIODIVERSIDAD URBANA: de los problemas socioambientales a la práctica educativa*. Ed: Irene Guevara-Herrero – José Manuel Pérez-Martín. 304p.
- Santa Cruz, J., Orfeo, O. & Gulisano, F. (2019). *Geología de la provincia de Corrientes -Argentina y cuencas geotectónicas relacionadas*. Ed. Moglia. 273 p.
- Santamour, F. (1990). Trees for urban planting: Diversity, uniformity, and common sense. Proceedings 7th Conference Metropolitan Tree Improvement Alliance (METRIA) 7, 57-65. Lisle, Illinois: The Morton Arboretum. Retrieved <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:45651160>
- Uvidia, K., Salazar, L., & Bonilla-Bedoya, S. (2022). Caracterización de fragmentos de bosque montano en un escenario de transición urbana. *CienciAmérica*, 11(2), 1-18. <https://doi.org/10.33210/ca.v11i2.396>
- Vargas, A., & Roldán, P. (2017). *Ni muy cerca ni muy lejos: parques urbanos y bienestar subjetivo en la ciudad de Barranquilla, Colombia*. Medellín, Colombia: Universidad de Antioquia. Retrieved October 23, 2023, from <http://www.scielo.org.co/pdf/le/n88/0120-2596-le-88-00183.pdf>
- Vashum, K., & Jayakumar, S. (2012). Methods to Estimate Above-Ground Biomass and Carbon Stock in Natural Forests—A Review. *Journal of Ecosystem and Ecography*, 2, 1-7.
- Vásquez Gutiérrez, W. (2014). *Producción de oxígeno en plantaciones de Simarouba amara (Aublet) "marupa" y Cedrelinga cateniformis (Ducke) "tornillo" en cinco diferentes edades en Puerto Almendra, Iquitos-Perú*. Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales Escuela Profesional de Ingeniería Forestal. Iquitos, Perú. 60 p.