

# UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE ARQUITECTURA Y DISEÑO  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOCIALES

MAESTRÍA Y DOCTORADO EN PLANEACIÓN Y DESARROLLO SUSTENTABLE



***Evaluación de la dinámica de cambio y servicios  
ecosistémicos para la planeación sustentable del territorio  
en el paisaje árido de Mexicali, B.C.***

**T E S I S**

Para obtener el grado de

**DOCTORA EN PLANEACIÓN Y DESARROLLO SUSTENTABLE**

Presenta

**SANDRA ELOISA ORTIZ ACOSTA**

Directora de Tesis

**DRA. ADRIANA MARGARITA ARIAS VALLEJO**

MEXICALI, BAJA CALIFORNIA

AGOSTO DEL 2024

## **DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD**

Declaro que la tesis que se presenta contiene material original que no ha sido presentado para la obtención de un grado académico o diploma en esta u otra institución de educación superior. Así mismo declaro que hasta donde yo sé no contiene material previamente publicado o escrito por otra persona excepto donde se reconoce como tal a través de las citas.

Mexicali, Baja California, a 9 de agosto de 2024

---

Nombre y firma del estudiante

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), por el apoyo otorgado a través del programa de Becas de Posgrado.

Al comité revisor de este trabajo de investigación, Dra. Adriana M. Arias Vallejo, Dr. Jorge Ramírez Hernández, Dr. Osvaldo Leyva Camacho, Dr. Alejandro J. Peimbert Duarte y la Dra. J. Eliana Rodríguez Burgueño.

A la Dra. Adriana por su acompañamiento, guía y enseñanzas compartidas para la realización de esta tesis, así como por toda su confianza y apoyo.

Al Dr. Jorge por sus comentarios, revisión y valiosas aportaciones para mejorar este trabajo de investigación.

Al Dr. Osvaldo por su valioso apoyo en sistemas de información geográfica y aportaciones a esta investigación.

Al Dr. Peimbert y a la Dra. Eliana por sus comentarios para esta tesis.

A la Dra. Oralia Villegas, pues sus valiosas aportaciones y sugerencias a esta tesis.

A mis padres, Mari y Memo; a mis hermanos, Mar, Mil, Teresita y Pame; a mis sobrinos, Leo, Cheché y Victoria; y a Ale; a todos ustedes por ser mi soporte y fuente de amor incondicional, mi familia.

A Leonora.

A mis amigos Luis, Laura, Cristina, Aurora, Elizabeth, Alejandro, Carlos y Karla G., por apoyarme y acompañarme siempre.

A Karla, Fanny y Vicki, por ser mis compañeras y amigas en este complejo pero gratificante camino del posgrado y la investigación.

A Eder por su apoyo logístico para la verificación de datos en campo.

A los profesores e investigadores del Programa de Maestría y Doctorado en Planeación y Desarrollo Sustentable de la Facultad de Arquitectura y Diseño y el Instituto de Investigaciones Sociales, de la Universidad Autónoma de Baja California, por sus conocimientos compartidos.

Al Programa de Movilidad Académica del Consorcio de Universidades Mexicanas (CUMex) y a la Asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado (AUIP), por otorgarme la beca para una estancia de investigación en la Universidad Autónoma de Madrid, España.

A los investigadores del Laboratorio de Socio-ecosistemas del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, el Dr. Carlos Montes, Dr. José González y la Dra. Carolina Yacamán, por todo el apoyo otorgado y conocimientos compartidos.

Gracias a todos.

## RESUMEN

La vida humana en la tierra ha sido posible gracias a la relación sociedad- naturaleza, en la que las personas se benefician directa o indirectamente de los servicios de los ecosistemas, mismos que han sido impactados por los cambios de usos de suelo derivados de la expansión espacial para albergar poblaciones humanas. El objetivo de este trabajo fue establecer un marco de evaluación de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres y de los servicios ecosistémicos prioritarios, el cual aporte elementos de la dimensión ecológica para una planeación sustentable del territorio en el paisaje árido de Mexicali, Baja California. Se realizó un análisis satelital para la cuantificación de dinámicas y procesos de cambio ocurridos durante el periodo 2000-2022, y se hizo una adaptación de la metodología de Burkhard para evaluar la oferta potencial de servicios ecosistémicos. Los resultados mostraron que la urbanización, la desmatorralización y la recuperación son los procesos que han transformado el paisaje, evidenciando un manejo no sustentable del territorio y un impacto en la oferta de servicios ecosistémicos; los servicios con mayor potencial de suministro son los culturales, y los humedales son los que tienen el mayor potencial de oferta. Finalmente, se hacen recomendaciones dirigidas a atender áreas clave del sistema socio-ecológico, incluyendo aquellas que presentaron alto potencial de oferta de servicios ecosistémicos y en las que ocurrieron cambios en las coberturas terrestres.

**Palabras clave:** procesos de cambio, servicios ecosistémicos, paisaje árido, sistemas socio-ecológicos, planeación sustentable.

## SUMMARY

Human life on Earth has been possible thanks to the society-nature relationship, in which people benefit directly or indirectly from the services of ecosystems, which have been impacted by changes in land use derived from the expansion space to house human populations. The objective of this work was to establish a framework for evaluating land cover dynamics of change and priority ecosystem services, which provides elements of the ecological dimension for sustainable land planning in the arid landscape of Mexicali, Baja California. A satellite analysis was carried out to quantify dynamics and processes of change that occurred during the period 2000-2022, and an adaptation of Burkhard's methodology was made to evaluate the potential supply of ecosystem services. The results showed that urbanization, deforestation, and recovery are the processes that have transformed the landscape, evidencing unsustainable management of the territory and an impact on the supply of ecosystem services; the services with the greatest supply potential are cultural services, and wetlands are those with the greatest supply potential. Finally, recommendations are made aimed at addressing key areas of the socio-ecological system, including those that presented high potential for the supply of ecosystem services and in which changes in land cover occurred.

**Key words:** processes of change, ecosystem services, arid landscape, socio-ecological systems, sustainable planning.

# ÍNDICE

|   |    |
|---|----|
| RESUMEN .....   | 4  |
| SUMMARY .....   | 5  |
| LISTA DE FIGURAS .....  | 8  |
| LISTA DE TABLAS .....   | 9  |
| INTRODUCCIÓN.....   | 11 |
| 1. MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL.....                                | 19 |
| 1.1 ECOLOGÍA Y NIVELES DE ORGANIZACIÓN ECOLÓGICA .....            | 19 |
| 1.2 ECOSISTEMA .....  | 21 |
| 1.2.1 Clasificación de los ecosistemas.....                       | 23 |
| 1.2.1.1 Desiertos .....   | 25 |
| 1.2.1.2 Humedales .....   | 29 |
| 1.2.1.3 Sistemas agrícolas .....                                  | 32 |
| 1.3 PAISAJE.....  | 34 |
| 1.3.1 Ecología del paisaje .....                                  | 35 |
| 1.4 SERVICIOS ECOSISTEMICOS .....                                 | 37 |
| 1.4.1 Sistemas socio-ecológicos .....                             | 37 |
| 1.4.2 Aproximación conceptual de los servicios ecosistémicos..... | 39 |
| 1.4.3 Clasificación de los servicios ecosistémicos .....          | 42 |
| 1.5 PLANEACIÓN, TERRITORIO Y SUSTENTABILIDAD .....                | 46 |
| 1.5.1 Planeación.....   | 46 |
| 1.5.2 Planeación del territorio.....                              | 48 |
| 1.5.3 Planeación ambiental.....                                   | 51 |
| 1.5.4 Planeación Sustentable .....                                | 52 |
| 1.5.4.1 Planeación ecológica .....                                | 53 |
| 1.5.4.2 Planeación del paisaje.....                               | 55 |
| 1.5.4.3 Planeación ecológica del paisaje .....                    | 56 |
| 2. ANTECEDENTES.....  | 59 |
| 2.1 DINÁMICA DEL PAISAJE Y CAMBIO DE USO DE SUELO .....           | 59 |

|       |   |     |
|-------|---|-----|
| 2.2   | EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CON ENFOQUE ESPACIAL .....  | 62  |
| 2.3   | PROCESOS DE CAMBIO DEL PAISAJE.....   | 64  |
| 3.    | MARCO METODOLÓGICO.....   | 67  |
| 3.1   | ÁREA DE ESTUDIO .....   | 70  |
| 3.2   | ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES EN EL PERIODO 2000-2022.....                                 | 73  |
| 3.2.1 | Clasificación de coberturas terrestres .....  | 74  |
| 3.2.2 | Selección de imágenes de satélite.....  | 76  |
| 3.2.3 | Preprocesamiento de imágenes de satélite.....   | 77  |
| 3.2.4 | Procesamiento y clasificación supervisada.....  | 81  |
| 3.2.5 | Postprocesamiento y cuantificación de cambios .....   | 82  |
| 3.3   | EVALUACIÓN DE LA OFERTA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI, BAJA CALIFORNIA .....                     | 84  |
| 3.3.1 | Selección de servicios ecosistémicos prioritarios.....  | 85  |
| 3.3.2 | Selección de coberturas terrestres.....   | 86  |
| 3.3.3 | Selección de expertos .....   | 88  |
| 3.3.4 | Construcción de Matriz de Burkhard y consulta de expertos.....  | 88  |
| 3.3.5 | Cálculo de matriz única .....   | 89  |
| 3.3.6 | Mapeo de oferta potencial de servicios ecosistémicos .....  | 91  |
| 3.4   | ANÁLISIS DE LOS PROCESOS DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES Y DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ..... | 92  |
| 3.4.1 | Análisis de los procesos de cambio de las coberturas terrestres.....  | 92  |
| 3.4.2 | Análisis espaciotemporal de la oferta de servicios ecosistémicos.....   | 95  |
| 4.    | RESULTADOS.....   | 99  |
| 4.1   | DINÁMICA DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES DEL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI, EN EL PERIODO 2000-2022 .....                | 99  |
| 4.1.1 | Mapas de coberturas terrestres en 2000 y 2022.....  | 99  |
| 4.1.2 | Análisis de cambio de las coberturas terrestres en el periodo 2000-2022.....  | 101 |
| 4.1.3 | Transición de cambio de las coberturas terrestres en el periodo 2000-2022..   | 104 |
| 4.2   | OFERTA Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS   |     |
|       | 106   |     |
| 4.2.1 | Matriz única de expertos.....   | 106 |

|       |  |     |
|-------|--|-----|
| 4.2.2 | Análisis espacial de oferta potencial de servicios ecosistémicos .....   | 112 |
| 4.3   | PROCESOS DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES Y DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DE LA OFERTA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS. .... | 116 |
| 4.3.1 | Principales procesos de cambio de las coberturas terrestres .....  | 116 |
| 4.3.2 | Dinámica espaciotemporal de la oferta de servicios ecosistémicos .....   | 121 |
| 5.    | DISCUSIÓN.....   | 129 |
| 5.1   | DINÁMICA DE LAS COBERTURAS TERRESTRES Y LOS PROCESOS DE CAMBIO COMO TRANSFORMADORES DEL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI. ....  | 129 |
| 5.1.1 | Proceso de expansión urbana y cambios en las coberturas terrestres.....  | 129 |
| 5.1.2 | Proceso de desmatorralización y cambios en las coberturas terrestres .....   | 134 |
| 5.1.3 | Proceso de recuperación y cambios en las coberturas terrestres .....   | 137 |
| 5.1.4 | Procesos de cambio en Mexicali y en la Península de Baja California.....   | 138 |
| 5.2   | SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CAMBIOS EN EL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI.....   | 140 |
| 5.2.1 | Oferta potencial de servicios ecosistémicos suministrados por el paisaje árido de Mexicali.....                          | 140 |
| 5.2.2 | Procesos de cambio en el paisaje árido de Mexicali y su impacto en la oferta de servicios ecosistémicos .....            | 143 |
| 6.    | CONCLUSIONES .....   | 149 |
|       | REFERENCIAS .....  | 155 |
|       | ANEXOS .....   | 178 |

## LISTA DE FIGURAS

|                   |   |    |
|-------------------|---|----|
| <b>Figura 1.</b>  | Jerarquía ecológica extendida. ....   | 21 |
| <b>Figura 2.</b>  | Principales ecosistemas (biomas) del mundo.....   | 25 |
| <b>Figura 3.</b>  | Distribución de los de desiertos en el mundo según su grado de aridez.....              | 29 |
| <b>Figura 4.</b>  | Diagrama conceptual de los componentes del sistema socio-ecológico.....                 | 38 |
| <b>Figura 5.</b>  | Relación conceptual entre los ecosistemas y sus servicios con el bienestar humano. .... | 42 |
| <b>Figura 6.</b>  | Esquema metodológico basado en el marco de los sistemas socio-ecológicos. ..            | 69 |
| <b>Figura 7.</b>  | Localización del área de estudio en un gradiente urbano-rural de Mexicali, B.C. ....    | 71 |
| <b>Figura 8.</b>  | Usos de suelo y vegetación en el área de estudio. ....                                  | 72 |
| <b>Figura 9.</b>  | Proceso metodológico para el análisis de la dinámica de cambio 2000-2022. ....          | 74 |
| <b>Figura 10.</b> | Composición infrarroja o falso color de archivos ráster año 2000. ....                  | 80 |

|  |     |
|--|-----|
| <b>Figura 11.</b> Mapa de cambios o transiciones de las coberturas terrestres entre 2000 y 2022.<br>.....                                    | 94  |
| <b>Figura 12.</b> Mapas de coberturas terrestres de los años 2000 (izquierda) y 2022 (derecha).<br>.....                                     | 100 |
| <b>Figura 13.</b> Cambio neto de las coberturas terrestres.....  | 103 |
| <b>Figura 14.</b> Distribución espacial de la oferta potencial de servicios ecosistémicos.....   | 114 |
| <b>Figura 15.</b> Diagrama de flujo de los principales procesos de cambio durante el periodo<br>2000-2022 en Mexicali, Baja California. .... | 119 |
| <b>Figura 16.</b> Mapa de principales procesos de cambio de las coberturas terrestres en el<br>periodo 2000-2022.....                        | 120 |
| <b>Figura 17.</b> Mapa de oferta potencial de servicios ecosistémicos de regulación,<br>abastecimiento y culturales en el 2000 y 2022. ....  | 124 |
| <b>Figura 18.</b> Mapa de cambios en la oferta potencial de servicios ecosistémicos en el periodo<br>2000-2022.....                          | 127 |

## LISTA DE TABLAS

|  |     |
|--|-----|
| <b>Tabla 1.</b> Clasificación de ecosistemas basados en biomas. ....   | 24  |
| <b>Tabla 2.</b> Esquema de clasificación de coberturas terrestres. ....  | 76  |
| <b>Tabla 3.</b> Escenas satelitales seleccionadas.....   | 77  |
| <b>Tabla 4.</b> Bandas espectrales de sensores Landsat.....  | 79  |
| <b>Tabla 5.</b> Reclasificación de coberturas terrestres. ....   | 87  |
| <b>Tabla 6.</b> Expertos seleccionados para la evaluación de servicios ecosistémicos. ....   | 88  |
| <b>Tabla 7.</b> Rangos de oferta potencial. ....   | 90  |
| <b>Tabla 8.</b> Matriz de transición del periodo 2000-2022 y procesos de cambio. ....  | 93  |
| <b>Tabla 9.</b> Valores de oferta/provisión de servicios ecosistémicos. ....   | 96  |
| <b>Tabla 10.</b> Superficie de coberturas, cambios y tasa de crecimiento anual entre 2000 y 2022.<br>.....                           | 103 |
| <b>Tabla 11.</b> Matriz de transición de las coberturas terrestres entre 2000 y 2022. ....   | 105 |
| <b>Tabla 12.</b> Matriz de transición (expresada en proporción de superficie) de las coberturas<br>terrestres entre 2000 y 2022..... | 105 |
| <b>Tabla 13.</b> Matriz única de evaluación de potenciales de servicios ecosistémicos.....   | 107 |
| <b>Tabla 14.</b> Escala de evaluación de potencial. ....   | 107 |
| <b>Tabla 15.</b> Resumen de procesos de cambio. ....   | 117 |
| <b>Tabla 16.</b> Matriz de transición para identificar procesos de cambio durante 2000 y 2022.<br>.....                              | 118 |



## INTRODUCCIÓN

La urbanización es un fenómeno global que representa uno de los desafíos actuales más importantes para la humanidad, pues de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas, las ciudades albergan a más del 55% de la población mundial y se prevé que este porcentaje aumente al 68% en el 2050 (ONU, 2018). Por otro lado, el patrón de la urbanización se ha caracterizado por ser acelerado, disperso, desordenado y regido principalmente por mecanismos de mercado, resultando en territorios urbanos no planeados con diversas repercusiones sociales, económicas y ambientales (Montero y García, 2017; Baddi, Guillen, Fernández y Abreu, 2017; Angeoletto, Essy, Ruiz, Fonseca, Massulo y Correa, 2015); a estos impactos se suman los derivados del cambio climático, que si bien afectan en prácticamente todas las escalas, las ciudades de regiones áridas y semiáridas se vuelven particularmente vulnerables a estos, los cuales van desde sequías, aumento de la temperatura hasta eventos de precipitación masiva (IPCC, 2014; González y Chávez; 2020; Zuniga, Mussetta, Lutz, Díaz y Gerlak; 2021).

Aunado a lo anterior, el acelerado cambio de uso de suelo que ha transformado bosques y áreas rurales en otros usos sin haber de por medio una adecuada planeación que guíe el desarrollo del territorio y la expansión urbana ha tenido un efecto en la fragmentación de paisajes y pérdida de conectividad ecológica, repercutiendo a su vez en la pérdida de biodiversidad de flora y fauna nativa y en la alteración de funciones y procesos ecológicos (Benedict y McMahon, 2002; Herrera y Díaz, 2013). De la misma forma, las alteraciones en los paisajes y en las características espaciales del territorio repercuten sobre los valores culturales y escénicos que estos poseen, es decir, estos cambios influyen en la percepción y en la relación entre las comunidades con su entorno paisajístico (De la Fuente, 2013).

En este sentido, la fragmentación del paisaje, la degradación de los ecosistemas, la pérdida de superficies con vegetación sustituida por edificios y superficies impermeables, y en general cualquier cambio en las formas particulares de capital natural (materiales o información proveniente de la naturaleza), disminuye su capacidad de proveer servicios ecosistémicos, los cuales son indispensables para el bienestar humano (Balvanera *et al.*, 2011; Vásquez, 2016; Costanza et al., 1997).

Los servicios ecosistémicos son definidos como aquellos servicios que prestan los ecosistemas y su biodiversidad a las personas para su bienestar, los que además dependen del mantenimiento de procesos y funciones ecosistémicos (Martín y Montes, 2011; EM, 2005). Una de las clasificaciones de los servicios ecosistémicos más ampliamente utilizadas es la de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2003) la cual incluye cuatro categorías: de provisión (abastecimiento), los cuales son productos obtenidos directamente de los ecosistemas; de regulación, que principalmente son obtenidos de forma indirecta de los procesos de los ecosistemas; culturales, que se constituyen por beneficios intangibles que se obtienen de la interacción con los ecosistemas; y de base (soporte), que son aquellos servicios necesarios para producción de los demás servicios del ecosistema.

De manera tradicional se reconoce que los ecosistemas naturales constituyen el principal capital natural que suministra los servicios ecosistémicos y que son indispensables conservar (Onaindia, 2010). No obstante, en las ciudades la vegetación urbana, las áreas verdes y las barreras vegetales representan también una fuente de suministro de los servicios ecosistémicos y son consideradas como elementos fundamentales para la sustentabilidad urbana (Renner, 2019; Queiroz y Carvalho, 2019). A través de la vegetación que albergan, estos espacios cumplen funciones ecológicas que generan servicios ecosistémicos urbanos tales como el mejoramiento de la sensación térmica, secuestro de carbono, mejora de la calidad de aire, aislamiento acústico, conservación de la biodiversidad, entre otros (Renner, 2019; Morales, Piedra, Romero y Bermúdez, 2018; Bernal et al., 2019; McPherson, 2006).

A pesar de la importancia de conservar los ecosistemas y cualquier capital natural con la capacidad de suministrar servicios ecosistémicos, la planeación y gestión del territorio se lleva a cabo de manera sectorial entre los diversos usos del suelo, incluyendo el desacoplamiento entre la planeación urbana y la de áreas naturales (Peña, Rojas, Arias e Íñiguez, 2014; González et al., 2022). Además, los cambios de uso de suelo derivados de la gestión del territorio influyen en la transformación de los ecosistemas, así como su estructura y funciones, con el objetivo de obtener principalmente servicios de abastecimiento (como por ejemplo la producción de alimentos), lo que impacta en el suministro conjunto de otro tipo de servicios de regulación y culturales los cuales no reflejan un beneficio directo a la sociedad ni en el mercado (Martín y Montes, 2011).

La falta de planeación multiescalar e integral entre los diversos sectores y usos de suelo puede manifestarse en la existencia de espacios con vegetación fragmentados espacialmente y sin conectividad; asimismo, en las ciudades el diseño y planeación de áreas verdes prioriza las funciones sociales de recreación y deporte sin considerar las funciones ecológicas que estas áreas cumplen (Arias y Rojas, 2016; Peña, 2011 citado por Ojeda, 2012). Frente a este contexto, la planeación urbana y del territorio se enfrenta al reto de crear ciudades y comunidades sustentables a través de la implementación de estrategias que incorporen una perspectiva ecológica, con especial atención en el mantenimiento y provisión de los servicios ecosistémicos que contribuyan a la capacidad de adaptación y mitigación ante los impactos derivados de la urbanización y del cambio climático (Sobrino, Garrocho, Graizbord, Brambila y Aguilar, 2015; Renner, 2019; González y Chávez, 2020).

En el presente trabajo de investigación se analiza un área urbano-rural ubicada en el municipio fronterizo de Mexicali, Baja California, México, el cual cuenta con una población de 1,049,792 de habitantes y se localiza en una región árida con escasas precipitaciones y temperaturas promedio en verano de 38 a 40° C, con máximas de 52° C (INEGI, 2020; Ayuntamiento de Mexicali, 2007). Esta región se compone de coberturas contrastantes que incluyen sierras, matorrales, vegetación desértica de dunas, cuerpos de agua, vegetación halófila, humedales ribereños, urbanos y artificiales, parcelas agrícolas, asentamientos humanos y bosques urbanos, los que en conjunto crean un paisaje árido multidiverso, mismo que ha permitido el desarrollo de diversas actividades productivas como la agricultura, ganadería, minería, pesca, turismo de naturaleza, acuacultura, entre otras basadas en el aprovechamiento de los recursos naturales y ecosistemas de la región (Periódico Oficial del Estado de Baja California, 2000; Ayuntamiento de Mexicali).

Con el objetivo de integrar los diversos factores naturales, sociales, demográficos, culturales, económicos, políticos, geográficos y climáticos que caracterizan el territorio, el municipio de Mexicali cuenta con instrumentos de planeación urbana y de ordenamiento del territorio, los cuales buscan integrar las actividades productivas y asentamientos humanos con el funcionamiento del ambiente. Entre estos instrumentos se encuentran el Programa de Desarrollo Urbano del Centro de Población de Mexicali 2025 (PDUCP-Mexicali 2025), el cual busca regular el crecimiento urbano y el desarrollo económico, e integrar las demandas

ambientales y regionales; y el Programa de Ordenamiento Ecológico de Mexicali (POEM), mismo que representa un instrumento de la política ambiental con enfoque ecológico que tiene el fin de regular los usos del suelo y las actividades productivas actuales y futuras, para lograr un aprovechamiento sustentable de los recursos naturales con base en la vocación del territorio, así como el establecimiento de políticas de protección y conservación de los ecosistemas susceptibles a procesos de deterioro.

Estos documentos fueron desarrollados con información de principios y mediados del año 2000, por lo que es factible que se hayan presentado transformaciones en el territorio durante más de dos décadas transcurridas. No obstante, en estos ya se planteaba la existencia de diversas problemáticas del territorio, entre las que se encuentran la degradación de los cuerpos de agua de la región, que incluyen el Río Colorado y el Río Hardy, derivado de la manipulación y represamiento del agua para el uso humano, agrícola e industrial; lo anterior también tuvo un impacto en la pérdida de vegetación nativa que constituía el hábitat y zona de refugio para especies de fauna residente y migratoria, así como en las comunidades originarias que dependían de estos ecosistemas ribereños; otras problemáticas evidenciadas en este instrumento son la contaminación del aire, cuyas causas principales se derivan de actividades industriales; la realización de actividades productivas tales como la extracción de materiales pétreos (grava, arena y piedra) para la construcción, generando la degradación de los suelos y en la consecuente pérdida de vegetación y la fauna; así como por el cambio de uso de suelo producto de una inadecuada planeación urbana y ordenamiento territorial (Ayuntamiento de Mexicali, 2007; Periódico Oficial del Estado de Baja California, 1999).

Las problemáticas existentes desde hace más de veinte años se derivan de los usos de suelo y actividades productivas, así como el predominante enfoque económico que ha caracterizado el desarrollo de la región. En suma, ante la falta de vinculación entre los enfoques de ambos instrumentos de planeación, en conjunto con el desarrollo de actividades productivas y el uso inadecuado de los recursos naturales, es posible prever un manejo desarticulado de los usos del suelo y en consecuencia una dinámica de cambio relacionada con la degradación de ecosistemas y un impacto en el suministro de diversos servicios ecosistémicos de regulación, abastecimiento y culturales. De esta manera, los planteamientos anteriores permitieron formular la siguiente pregunta general de investigación:

¿Cuál ha sido la dinámica de cambio de las coberturas terrestres que han impactado en la oferta de servicios ecosistémicos prioritarios, y que deben considerarse en la planeación del territorio en el paisaje árido de Mexicali, Baja California?

Así como las siguientes preguntas específicas de investigación:

1. ¿Cuál es la dinámica de cambio de las coberturas terrestres que constituyen el paisaje árido de Mexicali, durante el periodo 2000-2022?
2. ¿Cuál es la oferta de los servicios ecosistémicos suministrados por las coberturas terrestres que componen el paisaje de Mexicali?
3. ¿Cuáles son los principales procesos de cambio que han transformado el paisaje, y que impactan en la oferta de servicios ecosistémicos de Mexicali, Baja California?

Una vez formuladas las preguntas de investigación, se presenta la siguiente hipótesis de trabajo.

El paisaje árido de Mexicali ha sido transformado por diversos cambios en las coberturas terrestres que lo componen, lo que ha impactado en la oferta de servicios ecosistémicos prioritarios debido a una planeación y gestión del territorio que prioriza la dimensión económica y social en el desarrollo de la región. Por lo tanto, la evaluación de la dinámica de cambio y de los servicios ecosistémicos prioritarios permitirá establecer un marco de evaluación que aporte elementos de la dimensión ecológica para una planeación sustentable del territorio en el paisaje árido de Mexicali, Baja California.

Para responder a las preguntas e hipótesis planteada, se propone el siguiente objetivo general:

Establecer un marco de evaluación de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres y de los servicios ecosistémicos prioritarios que aporte elementos de la dimensión ecológica para una planeación sustentable del territorio en el paisaje árido de Mexicali, Baja California.

Para alcanzar el objetivo general se proponen los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar la dinámica de cambio de las coberturas terrestres que constituyen el paisaje árido de Mexicali, en el periodo 2000-2022.

2. Evaluar la oferta potencial de los servicios ecosistémicos suministrados por las coberturas terrestres que componen el paisaje de Mexicali.
3. Analizar los principales procesos de cambio que han transformado el paisaje árido de Mexicali y que impactan en la oferta de servicios ecosistémicos.

De acuerdo con el marco de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2003), los cambios de uso y cobertura de suelo representan uno de los principales impulsores de cambio directos de los ecosistemas, por lo que comprender estos cambios y sus impactos resulta indispensable para mitigar las consecuencias de las acciones humanas y su efecto sobre los servicios ecosistémicos (Hasan, Zhen, Miah, Ahamed y Samie, 2020).

En este sentido, Burkhard *et al.* (2012) menciona que las coberturas y usos de suelo, que en el presente trabajo se denominaron coberturas terrestres, reflejan un patrón de las actividades humanas sobre los componentes del paisaje en determinado tiempo y espacio, derivado de prácticas de manejo y aprovechamiento de los recursos naturales que son motivadas por diversos factores sociales, políticos y económicos (Rosete, Pérez y Bocco, 2008). Por otro lado, los cambios sobre las coberturas terrestres derivados de las actividades humanas traen consigo impactos en la capacidad de suministro de bienes y servicios de los ecosistemas que integran un paisaje.

Tradicionalmente el entendimiento de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres se ha realizado mediante la percepción remota y el uso de tecnología espacial la cual ha facilitado el acceso a la información de la superficie terrestre, incluyendo las imágenes de satélite (Bocco, Mendoza y Masera, 2001; Romero *et al.*, 2022); además, el análisis espacial es un método que permite cuantificar cambios espaciales y temporales de los usos de suelo y las coberturas vegetales los que además pueden ser representados de manera cartográfica. Por su parte, para llevar a cabo la evaluación de las capacidades de los ecosistemas para proveer servicios ecosistémicos se han desarrollado métodos con enfoque espacial que permiten su evaluación basada en el uso de datos cuantitativos y cualitativos, incluyendo el uso de las coberturas y usos del suelo e información espacial derivada de los sistemas de información geográfica (Burkhard *et al.*, 2012; Burkhard *et al.*, 2009).

Para llevar a cabo esta investigación, el presente documento se estructuró en seis capítulos. En el primero se presenta el marco teórico conceptual sobre el cual se fundamenta el

desarrollo de este trabajo; el segundo capítulo muestra el estado del arte referente a los antecedentes de otras investigaciones y la revisión de sus enfoques metodológicos; en el tercer capítulo se integra el marco metodológico utilizado en esta investigación basado principalmente en análisis espacial para la cuantificación de la dinámica de cambio, la evaluación de la oferta de servicios ecosistémicos y el análisis de los procesos de cambio del paisaje árido de Mexicali; en el cuarto capítulo se presentan los resultados obtenidos y estructurados en el orden propuesto en el marco metodológico; el quinto capítulo presenta la discusión generada a partir de los resultados, sobre las dinámicas de cambio y principales transiciones de coberturas que dieron lugar a los procesos que han transformado el paisaje, seguido de la oferta de servicios ecosistémicos y su relación con las dinámicas y procesos de cambio; finalmente las conclusiones se muestran en el sexto capítulo, así como las limitantes metodológicas encontradas y recomendaciones.

Se pretende que este trabajo contribuya al análisis de los servicios ecosistémicos y en particular, los de las regiones áridas, semiáridas o con algún tipo de aridez, que en México representan el 63% de su superficie y en las que habitan alrededor del 41% de la población del país (Díaz *et al.*, 2011). Además, el enfoque de los sistemas socio-ecológicos y de las metodologías empleadas constituye un aporte a la investigación transdisciplinaria y a la generación de información espacial útil para el desarrollo de acciones y políticas públicas, en el que la incorporación del marco de evaluación de los principales procesos de cambio que han transformado el paisaje y de los servicios ecosistémicos prioritarios, contribuya a la planeación ecológica del territorio.



# 1. MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL

## 1.1 ECOLOGÍA Y NIVELES DE ORGANIZACIÓN ECOLÓGICA

La ecología es definida como la ciencia que estudia las relaciones del organismo con el ambiente, entendido este en sentido amplio, de manera que incluye la totalidad de las condiciones de la existencia (Folch y Bru, 2017), cuyo concepto fue propuesto en 1866 por el biólogo alemán Ernst Haeckel. El término ecología proviene del griego Oikos, que significa casa y Logos, estudio o tratado, de tal manera que se interpreta como el estudio de la “vida en casa”, con énfasis en las relaciones de los seres vivos entre sí y con su entorno (Odum y Barret, 2006).

A lo largo de la historia, la ecología ha experimentado un desarrollo gradual, pasando de ser una subdisciplina de la biología enfocada a los seres vivos, a una disciplina nueva e integral que relaciona los procesos físicos y biológicos, constituyendo un puente entre las ciencias naturales y las sociales (Odum, 1977 citado por Odum y Barret, 2006). En este sentido, la ecología trata de explicar por qué y cómo se establecen y desarrollan los seres vivos dentro de un ecosistema, cómo se ven afectados por la actividad humana, y cómo influyen los efectos del cambio climático en su supervivencia (Lucio *et al.*, 2022).

Para su estudio estructurado y racional, la ecología moderna establece niveles de organización desde dos enfoques, como gama ecológica y como jerarquía ecológica extendida. Cada uno de estos niveles jerárquicos representa un sistema que es resultado de su interacción con el entorno físico (materia y energía). El sistema se define como el “conjunto de cosas que relacionadas entre sí ordenadamente contribuyen a determinado objeto”, por lo que un sistema posee componentes interactivos e interdependientes que constituyen un todo integrado (Odum y Barret, 2006; Badii, Guillén y Abreu, 2007).

Por un lado, el nivel de organización como gama ecológica representa un espectro de organización que enfatiza la interacción de componentes vivos (bióticos) y sin vida (abióticos) contenidos en un sistema, los cuales constituyen biosistemas y van desde los sistemas genéticos hasta sistemas ecológicos. Por otro lado, la jerarquía ecológica extendida se integra de once niveles ecológicos que van desde la célula, tejido, órganos, sistemas de

órganos, organismo, población, comunidad, ecosistema, paisaje, bioma y ecosfera en su nivel superior (figura 1), los cuales se describen a continuación:

- a) Población: incluye grupos de individuos de cualquier tipo de organismo.
- b) Comunidad: en un sentido ecológico, se refiere a una comunidad biótica que incluye todas poblaciones que ocupan un área determinada.
- c) Ecosistema: la comunidad y el entorno sin vida (abiótico) funcionan como un sistema ecológico o ecosistema.
- d) Paisaje: se define como un área heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que interaccionan y se repiten de manera similar en toda su extensión (Forman y Godron, 1986 citado por Odum y Barret, 2006).
- e) Bioma: se refiere a un sistema regional o subcontinental grande que se caracteriza por un tipo principal de vegetación o algún aspecto asociado al paisaje.
- f) Ecosfera: sistema biológico más grande y casi autosuficiente, incluye todos los organismos vivos de la tierra que interaccionan con el entorno físico, creando un todo, para mantener un estado pulsante poco controlado y autoajustable.

De acuerdo con Odum y Barret (2006), son de mayor interés para la ecología los niveles superiores al organismo, ya que estos niveles del espectro de organización se encuentran integrados o son interdependientes de otros niveles, no existen límites bien definidos o rupturas en el sentido funcional. Considerando lo anterior Badii *et al.* (2007) mencionan que el ecosistema constituye el único nivel funcional, pues es en el que los organismos vivos y el ambiente físico interactúan y es en donde existe intercambio de materia y energía, en otras palabras, el ser depende del ecosistema para existir pues éste le provee aire, agua, alimentos y recursos para sobrevivir.

**Figura 1.** Jerarquía ecológica extendida.



Fuente: Odum y Barret (2006).

## 1.2 ECOSISTEMA

El término ecosistema fue propuesto por primera vez en 1935 por el ecólogo británico Arthur G. Tansley, aunque fue durante el siglo XIX que comenzaron a aparecer en la literatura ecológica estadounidense, europea y rusa conceptos relacionados al estudio de la ecología (Odum y Barret, 2006). En este sentido, Tansley utilizó el concepto de ecosistema para comprender y describir las relaciones complejas entre los organismos y su medio ambiente, además de considerarlo como una unidad básica de la naturaleza y como un nivel de organización de los sistemas (Armenteras *et al.*, 2016).

Para Odum y Barrett (2006), los ecosistemas se definen como cualquier unidad en la que existe una interacción entre los organismos (comunidad biótica) y el ambiente físico (factores abióticos), creando un flujo de energía que determina la estructura trófica, la diversidad biótica y los ciclos de materiales dentro del ecosistema. De manera similar, Badii, Landeros y Cerna (2007) definen a los ecosistemas como un conjunto de sistemas complejos de numerosos componentes, seres vivos y ambiente físico, que interactúan en diferentes escalas temporales y espaciales, permitiendo el intercambio entre la energía y la materia, y como resultado de estas interacciones, poseen una estructura y función específicas, representando algo más que la suma de cada uno de sus componentes.

Uno de los aspectos que aborda la teoría de los ecosistemas es la cuestión de sus fronteras o límites, pues para algunos autores los ecosistemas son entidades reconocibles y autocontenidas, mientras que para otros, la delimitación de las áreas donde ocurren procesos e interacciones no son naturalmente reconocibles (Tansley, 1939 citado por Armenteras *et al.*, 2016). Para Margalef (1992), lo fundamental del concepto de ecosistema es su referencia como nivel de organización, así como la integración del concepto dentro de la teoría de sistemas, con la posibilidad de poder identificar los componentes y sus interacciones para entender y predecir el comportamiento del sistema entero (Armenteras *et al.*, 2016).

En este sentido, Odum y Barret (2006) señalan que los ecosistemas constituyen sistemas abiertos con entradas y salidas, aunque su apariencia general y funcionamiento básico permanezcan constantes por periodos prolongados, y sus límites pueden ser naturales o arbitrarios. Dentro del sistema se llevan a cabo interacciones entre tres componentes principales: comunidad, flujo de energía y el reciclado de materiales. La comunidad está representada por los organismos autótrofos (que se nutren a sí mismo) y heterótrofos (nutridos por otros) enlazados entre sí mediante flujos de energía, ciclos de nutrientes y almacenamientos; el flujo de energía es unilateral, pues parte de la energía solar que entra se transforma, mientras que la mayoría entra, se degrada y sale del sistema como energía calorífica de baja calidad, aunque también puede ser almacenada o exportada, pero no reutilizada de acuerdo con las leyes de la física; por su parte la materia prima, que incluye nutrientes (carbono, nitrógeno, fosforo) y el agua, se aprovechan una y otra vez.

Dados los componentes biológicos y físicos necesarios para su supervivencia, los ecosistemas se consideran como la primera unidad de la de la jerarquía ecológica y representan la unidad fundamental sobre la cual se organizan la teoría y la práctica de la ecología (Odum y Barret, 2006).

### 1.2.1 Clasificación de los ecosistemas

Los ecosistemas pueden clasificarse con base en sus características funcionales o por las estructurales. La clasificación funcional se basa en la cantidad y calidad del suministro de energía; mientras que la vegetación y las características físicas estructurales constituyen la base para la clasificación estructural, que también se conoce como biomas. Los biomas son una clasificación que agrupa las comunidades biológicas y los ecosistemas en categorías basadas en el clima y la forma vegetal dominante, que les dan su carácter general; además, esta clasificación propone agrupaciones de vegetación a nivel mundial o a gran escala (Odum y Barret, 2006).

Las diferencias climáticas de un lugar a otro determinan en gran medida los tipos de ecosistemas que existen y la forma en la que se les distinguen depende de la fisionomía de la vegetación dominante, la cual está influenciada principalmente por el macroclima. Otras características utilizadas para esta clasificación son el efecto de continentalidad o la cercanía con el mar, que separa desiertos fríos de los cálidos, o el efecto de la topografía que separa a los ecosistemas de las partes altas de las montañas de aquellos en los valles (Whittaker, 1975; Osborne, 2000 citados por Martínez, Felger y Búrquez, 2010).

La clasificación basada en biomas propone cuatro grandes grupos (tabla 1), que son los ecosistemas marinos, que se basa en la estructura y funcionamiento de sistemas marinos; ecosistemas terrestres, basado en condiciones naturales nativas de la vegetación; ecosistemas acuáticos, se basan en estructuras geológicas y físicas; y los ecosistemas domésticos, que dependen de los bienes y servicios que proveen los ecosistemas naturales (Odum y Barret, 2006). La figura 2 muestra los principales biomas terrestres, marinos y de agua dulce, sin embargo, no incluye los ecosistemas domesticados.

Las fronteras entre los ecosistemas suelen ser difusas y en ocasiones alteradas por los diversos factores que afectan sus bordes, por lo que generalmente se forman ecotonos o zonas de transición entre bordes, los cuales son zonas de transición entre dos o más ecosistemas adyacentes que interactúan entre sí; esa interacción le proporciona la zona propiedades particulares que no existen en ninguno de esos ecosistemas, pudiendo albergar a otras especies además de las especies de las áreas homogéneas que estos separan (Martínez *et al.*, 2010; Odum y Barret, 2006).

**Tabla 1.** Clasificación de ecosistemas basados en biomas.

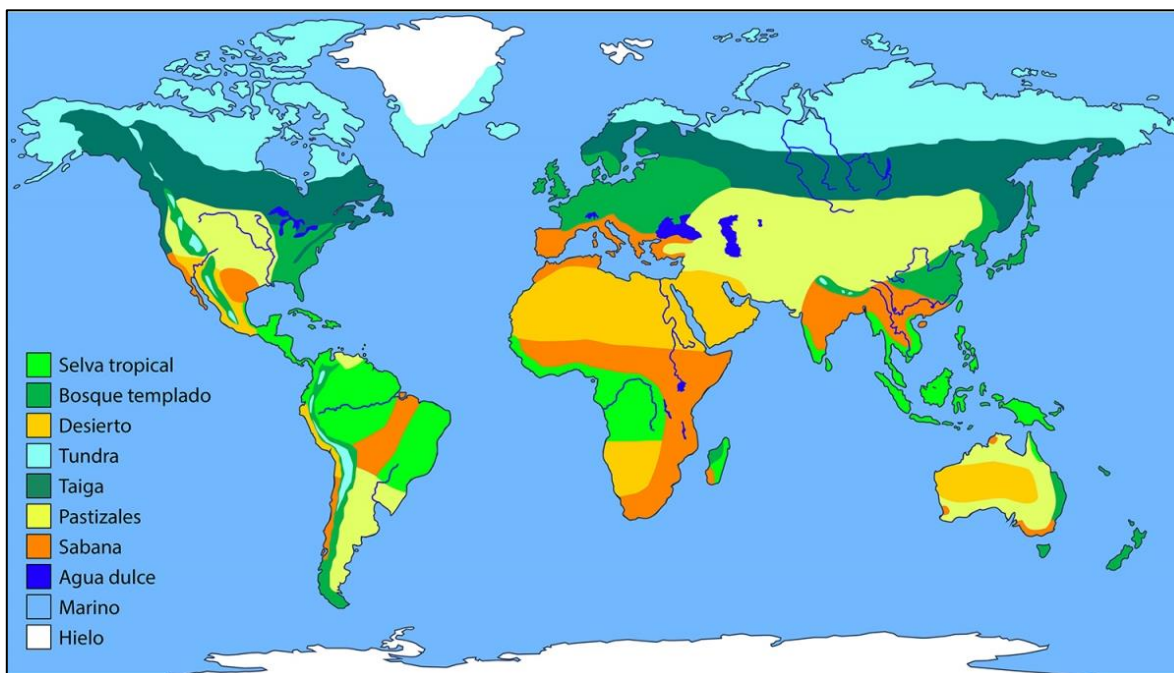
| <b>Tipos de ecosistemas (biomas)</b> | <b>Subdivisión del ecosistema</b>  |
|--------------------------------------|--|
| Ecosistemas marinos                  | Mar abierto (pelágico)<br>Aguas de la plataforma continental (aguas costeras)<br>Regiones de corrientes nutricias ascendentes o de corrientes surgidoras (regiones fértiles con pesca productiva)<br>Mar profundo (ventilas hidrotermales)<br>Estuarios (bahías costeras, estrechos, desembocaduras de ríos, marismas)   |
| Ecosistemas de agua dulce            | Léntica (agua estancada): lagos y estanques<br>Lótica (agua corriente): ríos y arroyos<br>Humedales  |
| Ecosistemas terrestres               | Tundra: ártica y alpina<br>Bosques boreales de coníferas<br>Bosques templados caducifolios<br>Praderas templadas<br>Praderas y sabanas tropicales<br>Chaparrales: regiones con lluvia en invierno y sequía en verano<br>Desiertos: hierbas y arbustos<br>Bosque tropical semiperennifolio: estaciones húmedas y secas pronunciadas<br>Bosque tropical perennifolio |
| Ecosistemas domesticados             | Sistemas agrícolas<br>Plantaciones en bosques y sistemas agroforestales<br>Tecnoecosistemas rurales (corredores de transporte, pequeños pueblos, industrias)<br>Tecnoecosistemas urbano-industriales (distritos metropolitanos)  |

Fuente: Elaboración propia basado en Odum y Barret (2006).

Dentro de las categorías de biomas mostrados en la tabla 1, son de principal interés para esta investigación los ecosistemas terrestres, específicamente los biomas del desierto, los

humedales, del grupo de los biomas de agua dulce, así como los agroecosistemas que se encuentran dentro del grupo de ecosistemas domesticados, y que en el presente trabajo se denominarán sistemas agrícolas.

**Figura 2.** Principales ecosistemas (biomas) del mundo.



Fuente: Universidad Estatal de Arizona (2024).

#### 1.2.1.1 Desiertos

Los desiertos son uno de los biomas más extensos pues ocupan aproximadamente el 30% del de la superficie terrestre, distribuidos en todos los continentes (Tarbuck y Lutgens, 2005). Si bien estos ecosistemas se caracterizan por ser regiones secas, sujetas a importantes extremos de temperatura y a una evaporación que supera la precipitación y que suelen asociarse con una apariencia desolada e improductiva, estos ecosistemas constituyen sistemas ecológicos complejos con una alta diversidad biológica que contienen una importante red de interacciones entre las especies y el medio abiótico y de movimiento de materia y energía (Briones *et al.*, 2018).

Una de las principales características de los desiertos es su reducida precipitación y elevada evaporación, por lo que la baja humedad favorece que el 90% de la radiación solar atraviese

la atmosfera e incide en el suelo. Por las mañanas el calor se acumula y aumentan las temperaturas, mientras que por las noches el calor absorbido se libera y descienden las temperaturas. Como resultado de diversos factores como la humedad, temperaturas, drenaje del suelo, topografía, alcalinidad y salinidad, se crean variaciones en la cubierta vegetal, las plantas dominantes y las asociaciones de las especies que dan lugar a una diferenciación de los desiertos del mundo (Smith y Smith, 2001).

Existen diversos sistemas de clasificación de los desiertos, los cuales se basan principalmente en alguna combinación de la cantidad de días de lluvia, la cantidad total de lluvia anual, la temperatura, la humedad y otros factores. Una de las clasificaciones más ampliamente usadas es la propuesta por Peveril Meigs (1953), quien dividió tres regiones desérticas o categorías según la cantidad de precipitación, y consisten en tierras extremadamente áridas, las cuales tienen al menos 12 meses consecutivos sin lluvias; las tierras áridas que tienen menos de 250 milímetros de lluvia anual; y las tierras semiáridas que tienen una precipitación anual media de entre 250 y 500 milímetros. Las tierras áridas y extremadamente áridas son conocidas como desiertos, mientras que las praderas semiáridas generalmente se conocen como estepas (figura 3) (USGS, 2001). Éstas últimas son la categoría más húmeda de los desiertos y es una zona de transición que rodea el desierto y lo separa de los climas húmedos que lo bordean (Tarbuck y Lutgens, 2005).

Otra clasificación de los desiertos basada en los niveles de precipitación es la propuesta por Smith y Smith (2001), en la que las regiones con precipitaciones entre los 150 y 400 mm al año (mm/año) se les denomina semidesiertos; si las precipitaciones promedio se encuentran entre los 70 y 150 mm/año se les nombra desiertos verdaderos; y cuando la cantidad de lluvia es inferior a los 70 mm/año se les considera desiertos extremos.

La distribución de los desiertos en el mundo se encuentra influenciada por los factores que determinan las bajas precipitaciones de estas regiones, por lo que se distinguen los desiertos de latitudes bajas y los desiertos de latitudes medias (Tarbuck y Lutgens, 2005):

- Desiertos de latitudes bajas: estos se encuentran en las proximidades de los trópicos de Cáncer y Capricornio (entre los 20° y 30° de latitud norte y sur), abarcando desde la costa atlántica del norte de África (desierto del Sahara) hasta las regiones secas del noroeste de la India; incluye una pequeña porción de desierto tropical y de estepa en el norte de México y

en el suroeste de Estados Unidos; también Australia en el que 40% de su superficie es desierto y el resto una estepa (semiárido); además de zonas áridas y semiáridas en el sur de África y algunas zonas en las costas chilena y peruana.

Lo que produce la distribución de estos desiertos es la distribución global del aire y los vientos en la atmosfera, particularmente en la zona conocida como cinturones anticiclónicos subtropicales (de alta presión) en el que desciende aire seco que inhibe la formación de nubes y la precipitación, contrario a la zona conocida como depresión ecuatorial y en la que se encuentran las áreas más lluviosas del planeta.

- Desiertos de latitudes medias: a diferencia de los desiertos de latitudes bajas, los desiertos y estepas de estas latitudes no están controlados por masas de aire. Su presencia se debe a que se encuentran al interior de grandes masas continentales y muy separadas de los océanos que representan la fuente última de humedad para la formación de nubes y lluvia. El desierto más reconocido de este tipo es el de Gobi en Asia Central, al norte de la India.

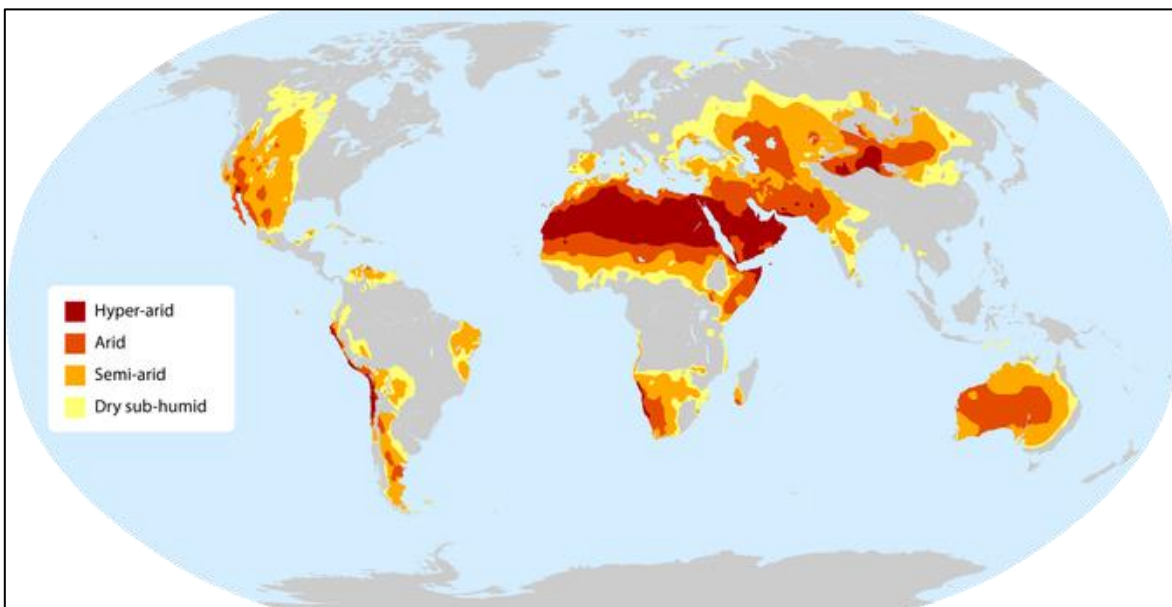
Por otro lado, se tiene que la presencia de montañas elevadas que interfieren en el camino de los vientos predominantes profundiza la separación entre esas zonas y las masas de aire marinas húmedas. Al chocar los vientos con las barreras montañosas, el aire asciende de manera forzada, al elevarse, se expande y se enfría lo que produce nubes y precipitación. Las laderas de las montañas expuestas al viento (barlovento) presentan precipitación abundante, mientras que las laderas del lado opuesto de la montaña (sotavento) suelen ser más secas, ya que el aire ha perdido humedad, y si el aire desciende, se comprime y se calienta, reduciendo la formación de nubes. A estas zonas se les conoce como desiertos de sombra pluviométrica o desiertos de sombras de lluvia. Algunos de los desiertos conocidos de este tipo son los localizados al oeste de Norteamérica, con la presencia de barreras montañosas en el Pacífico como las Sierras Costeras, Sierra Nevada y las Cascadas; mientras que en Asia la gran cadena del Himalaya produce este tipo de desiertos; además se encuentran las zonas de desierto y estepas en América del Sur, a la sombra de los Andes (Tarbuck y Lutgens, 2005; Odum y Barret, 2006).

Una de las principales diferencias entre los desiertos de latitudes bajas y los de latitudes medias es que la variación anual de temperatura es mucho mayor y las temperaturas invernales mucho más bajas en los de latitudes medias (Maidana, 2017).

Debido a la baja disponibilidad de humedad a lo largo del año, así como altos niveles de radiación solar, las especies de flora y fauna de los desiertos han producido una serie de adaptaciones para optimizar el uso del agua que les permiten existir en estos ambientes. Algunas adaptaciones en las plantas son el desarrollo de tallos suculentos que almacena agua, los arbustos del desierto con abundantes ramas y hojas gruesas que caen durante periodos de sequía prolongada, el espaciamiento entre arbustos para evitar la competencia por recursos y agua, además de que cuentan con la evaporación para mantener sus tejidos a una temperatura que les permita sobrevivir, algunas especies desarrollan un sistema de raíces muy extenso y profundo para absorber el agua de las proximidades o para buscar el agua del subsuelo a gran profundidad, otras plantas se enraízan en las capas superiores del suelo para absorber el rocío, mientras que las plantas anuales sobreviven a largas sequías como semillas, que durante las raras lluvias completan rápidamente el ciclo vital, tienen flores de vivos colores e intenso perfume con las que atraen a muchos polinizadores en poco tiempo (Odum y Barret, 2006; Maidana, 2017).

Sobre las adaptaciones de la fauna, han desarrollado mecanismos asociados a la regulación de la temperatura y al mantenimiento del agua. Algunos de éstos incluyen pautas conductuales de evasión, como la búsqueda de microambientes más benignos, la actividad nocturna, otros organismos se aletargan en estaciones secas o cuando hay escases de alimento y agua; otros desarrollan adaptaciones estructurales, como en los mamíferos, los cuales han desarrollado adecuaciones en el tamaño y la vascularización de los pabellones auditivos para la regulación térmica; algunas especies recurren a la reabsorción de agua que ocurre a nivel del aparato urinario y digestivo, como los reptiles que se adaptan al medio segregando una orina cristalina casi seca, a fin de conservar el agua, pierden muy poca agua a través de la piel cubierta de escamas, y concentran el ácido úrico con las heces formando una masa semisólida blanquecina, entre otras adaptaciones (Valiente, 1990; Maidana, 2017).

**Figura 3.** Distribución de los de desiertos en el mundo según su grado de aridez.



Fuente: FAO, elaborado a partir de datos de PNUMA- WCMC (2007).

Después de presentar el contexto global de los biomas de desierto, es importante mencionar que la zona de estudio de la presente investigación forma parte del bioma Desiertos de Norteamérica, dentro del cual se encuentra el Desierto de Sonora, considerado un desierto cálido que a su vez está dividido en regiones entre las que se tiene el Valle del Bajo Colorado que se distribuye en gran parte del municipio de Mexicali, Baja California (Riddle y Hafner, 2006; Martínez *et al.*, 2010; Celaya y Celaya, 2023).

#### 1.2.1.2 Humedales

Aunque se estima que solo cubren entre el 5% y el 8% del paisaje terrestre (Mitsch *et al.*, 2013), los humedales se encuentran dentro de los ecosistemas más productivos del planeta y albergan gran parte de la biodiversidad del mundo, incluidas especies endémicas. Además de mantener la biodiversidad, los humedales proporcionan una gran cantidad de servicios ecosistémicos para las comunidades humanas, pues contribuyen a la mitigación de inundaciones, protegen las zonas costeras de las tormentas, mejoran la calidad del agua, recargan los acuíferos subterráneos, sirven como sumideros, fuentes o transformadores de

materiales y producen alimentos y bienes para el consumo humano, entre otros (Cherry, 2011).

De acuerdo con la convención Ramsar, los humedales son definidos como zonas donde el agua es el principal factor controlador del medio y la vida vegetal y animal asociada a él, se presentan donde la capa freática se halla en la superficie terrestre, cerca de ella o donde la tierra está cubierta por aguas poco profundas. Es decir, son los humedales son áreas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que se encuentran saturadas o inundadas, permanente o estacionalmente, de agua que puede ser dulce, salobre o saladas y de régimen natural o artificial (Ramsar, 2015; Ramsar, 2021).

Dentro de los esquemas de clasificación de Ramsar, los humedales se pueden diferenciar en tres ámbitos, que incluyen: 1) humedales continentales, como acuíferos, lagos, ríos, arroyos, marismas, turberas, lagunas, llanuras de inundación y pantanos; 2) humedales costeros, que incluyen todo el litoral, manglares, marismas de agua salada, estuarios, albuferas o lagunas litorales, praderas de pastos marinos, deltas costeros y arrecifes de coral; y 3) humedales artificiales, como los arrozales y estanques.

Debido a que los humedales se caracterizan por ser comunidades altamente dinámicas, existen diversas categorías y esquemas de clasificación. Carrera *et al.* (2010) proponen un esquema de clasificación jerárquica para los humedales de México, basado en Cowardin *et al.* (1979), que toma como base el régimen hidrológico y al tipo de vegetación presente. Este esquema incluye dos niveles generales tales como “sistemas”, que se refiere a los tipos de hábitats que comparten la influencia de factores hidrológicos, geomorfológicos o biológicos similares; y “subsistemas” que se refiere al régimen hidrológico; además de una categoría más específicas denominada “clases”, que describe la apariencia general del hábitat en términos de vegetación dominante, fisiografía del sustrato o uso del suelo en el caso de tierras altas. Como resultado, esta clasificación considera seis sistemas, de los cuales cinco corresponden a los diferentes cuerpos de agua, y son marino, estuarino, lacustre, palustre y riberino, y un sexto sistema correspondiente a Tierras Altas.

El sistema Marino consiste en el mar abierto que se encuentra sobre la plataforma continental y la línea costera. Los hábitats marinos están expuestos al oleaje y a las corrientes del mar abierto, donde la salinidad excede a 30‰, presentando poco o nada de dilución excepto en

las afueras de las bocas de los esteros. Incluyen humedales costeros, lagunas costeras, costas rocosas, praderas de pastos marinos y arrecifes de coral.

El sistema Estuarino consiste en los hábitats de aguas profundas y humedales influenciados por las mareas, que se encuentran semi rodeados por tierra pero que tienen un acceso ya sea permanentemente abierto, esporádico o parcialmente obstruido con el mar abierto; y en donde las aguas del océano están al menos, ocasionalmente diluidas por escurrimientos provenientes de tierra. Las mareas influyen en los regímenes de inundación de estos sistemas, varían desde permanentemente inundado hasta esporádicamente inundado, y la influencia marina puede ser ocasional o continua. La química del agua en las zonas estuarinas puede ser afectada por la marea oceánica, precipitación, escurrimientos de agua dulce proveniente de tierra adentro, evaporación y vientos. Incluye deltas, marismas de marea y bajos intermareales de lodo, y manglares.

El sistema Lacustre, referente a lagos, incluye los humedales y hábitats de aguas profundas que cumplan con las siguientes características, sin excepción: que estén situados en una depresión topográfica o sobre un canal ribertino represado; que no presente árboles, matorrales, emergentes persistentes, musgos o líquenes, con una cobertura total mayor a 30%; y que el área total exceda las ocho hectáreas.

El sistema Palustre se refiere a zonas pantanosas e incluye marismas, pantanos y ciénagas. Incluye todos los humedales dominados por árboles, arbustos, emergentes persistentes, musgos o líquenes, y todos aquellos humedales similares que ocurran en áreas de mareas en donde la salinidad derivada del océano sea menor a 0.5%.

El sistema Ribertino o ribereño que se refiere a ríos y arroyos, incluye todos los humedales y hábitats de aguas profundas contenidas dentro de un canal. Se considera un canal como un conducto abierto ya sea natural o artificialmente creado que contenga agua en movimiento ya sea continua o periódicamente, o el cual forme una conexión entre dos cuerpos de agua. Está limitado en la orilla exterior por tierras altas, por los bancos del canal (incluyendo los naturales o artificiales), o por humedales dominados por emergentes persistentes.

Debido a que el agua representa un factor dominante que produce condiciones con falta de oxígeno en los humedales, los organismos que los habitan han desarrollado adaptaciones para

tolerar el exceso de humedad, especialmente las plantas con raíces (Cherry, 2011). Las adaptaciones pueden ser morfológicas, fisiológicas y reproductivas, que les permiten tolerar desde suelos inundados, especies que pueden desarrollarse tanto en tierra como en agua, hasta plantas adaptadas a vivir completamente sumergidas. Además, según su ubicación con respecto al agua y el suelo, las plantas pueden clasificarse como emergentes, que tienen tallos subterráneos (rizomas) arraigados en sustratos inundados estacionalmente; de hojas flotantes, que consisten en hojas con cámaras de aire que flotan en la superficie del agua, sus raíces están ancladas al sustrato; flotantes libres, con hojas que flotan en la superficie del agua y se desplazan con el viento y las corrientes; y sumergidas, las que cumplen su ciclo de vida bajo el agua, donde llega la luz, también pueden ser flotantes o aéreas, dependiendo de la especie (Heynes *et al.*, 2017; ACUMAR, 2023).

A pesar de su importancia, estos ecosistemas se enfrentan a diversos impactos derivados de perturbaciones antropogénicas y los efectos del cambio climático los cuales ponen en riesgo su funcionamiento y resiliencia, debido a cambios en los regímenes hidrológicos, sus propiedades fisicoquímicas y las comunidades biológicas que los componen (Khelifa, Mahdjoub y Samways, 2022). De tal manera que representa un reto global la conservación, protección, así como el estudio de los humedales que contribuya en la generación de estrategias que frenen la degradación y pérdida de estos ecosistemas vitales.

#### 1.2.1.3 Sistemas agrícolas

Los sistemas agrícolas forman parte de los biomas o ecosistemas domesticados. Estos son sistemas abiertos que interactúan con procesos de la naturaleza y la sociedad, cuyo origen y mantenimiento es producto de la actividad humana que ha transformado la naturaleza para obtener principalmente alimentos. De manera similar a los sistemas naturales, la complejidad y estabilidad de los sistemas agrícolas se basa en su diversidad; la diversidad está constituida por un mosaico de elementos del paisaje agrario, relacionados por una serie de flujos de materiales, energía, organismos, etc., que a su vez interactúan con el uso de los recursos propios de las comunidades (Sans, 2007).

De acuerdo con Odum y Barret (2006), quienes denomina a los sistemas agrícolas como agroecosistemas, estos sistemas se diferencian de los sistemas naturales en tres aspectos

principales: 1) requieren energía auxiliar para complementar la energía solar, se encuentran bajo control humano y requiere de la mano de obra humana y animal, insumos como fertilizantes, pesticidas, agua de riego, maquinaria, etc.; 2) la diversidad de organismos es reducida a costa de la maximización y el rendimiento de las cosechas; y 3) las plantas y animales predominantes se establecen por selección artificial, más que por selección natural.

Para los autores (Odum y Barret, 2006), los sistemas agrícolas están diseñados y administrados para optimizar al máximo la conversión de energía solar y subsidios energéticos hacia productos comestibles o comerciables, por lo que sus procesos requieren emplear energía auxiliar a la energía solar, así como la selección genética de plantas y animales para optimizar el rendimiento en el ambiente especializado y con subsidio energético. Los autores proponen de manera general que los sistemas agrícolas pueden dividirse en tres grupos, en función de la influencia de los procesos industriales en los sistemas de producción:

Agricultura preindustrial: autosuficiente y con mano de obra intensiva (humana y animal), para autoconsumo y comercio local, sin rendimientos para exportación.

Agricultura convencional o industrial (mecanizada y subsidiada con combustible): produce alimentos en exceso a las necesidades locales y para exportación y comercio, convirtiéndolo en una fuerza importante de mercado en la economía, más que para suministrar bienes y servicios para el sustento de la vida.

Agricultura sustentable de menor alimentación (agricultura alternativa): enfatiza sostener rendimientos y utilidades de cosechas reduciendo el consumo de combustible fósil, pesticidas y fertilizantes.

Por otro lado, los sistemas agrícolas convencionales enfocados en la obtención de productos agrícolas a través de monocultivos y el uso de agroquímicos, conlleva un uso intensivo y especializado de la tierra, que pueden producir la erosión del suelo, contaminación del agua con pesticidas y fertilizantes, reducción de biodiversidad y aumento de vulnerabilidad a los cambios climáticos y las plagas, que en conjunto han producido una crisis ecológica planetaria que ha derivado en la búsqueda de nuevos paradigmas para enfrentar estos retos. En las últimas décadas se viene tomando conciencia sobre la necesidad de reorientar los

sistemas de producción agrícola convencionales para evaluar su eficiencia en términos ecológicos. La agroecología se ha presentado como una alternativa que incorpora un enfoque de la agricultura más ligado al entorno natural y más sensible socialmente, centrada en una producción sostenible, e integrando los fenómenos ecológicos que ocurren en un campo de cultivo, sin embargo, este nuevo paradigma conlleva esfuerzos y cambios de conciencia económicos, políticos, culturales y éticos para su viabilidad en el contexto de sostenibilidad (Martínez, 2009).

### 1.3 PAISAJE

Desde una perspectiva ecológica, el paisaje es definido como “una superficie del territorio heterogénea compuesta por un racimo de ecosistemas interactuantes que se repiten extensivamente de forma similar” (p. 45) (Forman y Godron, 1986 citados por Herrera y Díaz, 2013), y que comparte un mismo tipo de interacciones o flujos entre los ecosistemas, clima, geomorfología, y un mismo régimen de perturbaciones (Forman y Godron, 1986 citados por De la Fuente, 2013); dentro de los sistemas ecológicos, Odum y Barret (2006) incluyen al paisaje como un nivel jerárquico superior al nivel de ecosistema; por su parte, el Convenio Europeo del Paisaje (2000) define al paisaje como cualquier parte del territorio percibido por la población, cuyo carácter resultará de la acción y la interacción de factores naturales y humanos; el Convenio Internacional del Paisaje (2010) agrega que al ser percibido y modelado por la gente, el paisaje “refleja la diversidad de culturas” (De la Fuente, 2013).

De acuerdo con estas definiciones, en el paisaje se identifica la existencia de procesos ecológicos no tan evidentes al observador, y componentes visibles (visuales o estéticos) los cuales están asociados con valoraciones sociales, históricas, culturales artísticas, que en conjunto se expresan en el territorio a través su estructura espacial, función y dinámica (De la Fuente, 2013; Tarroja, 2009 citado por Peña y Rojas, 2012). De tal forma que el paisaje permite analizar bajo un enfoque holístico las relaciones entre sociedad y naturaleza, en el que la interacción de diversos factores socioeconómicos y biofísicos inciden sobre la estructura, función y dinámica de los componentes del paisaje, incluidos los ecosistemas (Folch y Bru, 2017; Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Para llevar a cabo el estudio del paisaje existen disciplinas como la ecología del paisaje, la cual permite entender las relaciones que existen entre los elementos del medio, bióticos y abióticos, desde una perspectiva conjunta en el territorio, y cómo las actividades humanas influyen y modifican los elementos del paisaje, sus características y la relación entre función y el espacio (De la Fuente, 2013; Gurrutxaga y Lozano, 2008).

### 1.3.1 Ecología del paisaje

La ecología es reconocida tradicionalmente como la disciplina encargada del estudio de la naturaleza a través del análisis de las relaciones de los organismos con su ambiente, incluyendo la totalidad de las condiciones existentes, es decir, tanto los factores abióticos como los bióticos (Haeckel, 1866 citado por Folch y Bru, 2017). Esta disciplina mantiene una visión integrada de la naturaleza, volviendo operativo su estudio a través de los ecosistemas (Folch y Bru, 2017), que en su mayoría son asociados con sistemas naturales o seminaturales. Por otro lado, en contextos de crisis ambiental y ante la necesidad de un uso y manejo racional de los recursos naturales, en los que se evoca la compleja relación entre el hombre y la naturaleza, resulta apremiante adoptar una perspectiva que integre los sistemas naturales con los sistemas humanos y sus interacciones, como lo propone la ecología del paisaje (Durán, Galicia, Pérez y Zambrano, 2002; Folch y Bru, 2017).

La ecología del paisaje es una disciplina científica holística cuya expresión fue utilizada por primera vez en 1939 por el geógrafo Carl Troll, quien la definió como el estudio de las complejas relaciones que existen entre las comunidades de seres vivos y las condiciones ambientales específicas en una sección del paisaje (Troll, 1939 citado por De la Fuente, 2013). Esta disciplina retoma principios y conceptos de la ecología, así como de la geografía al realizar análisis de variabilidad espacial, escalar y temporal en el estudio del paisaje. De igual forma, adopta elementos de otras disciplinas como la arquitectura del paisaje, la sociología, la economía o la historia, y confluye dentro de los campos de estudio de la planificación, el diseño y la gestión del paisaje (De la Fuente, 2013; Folch y Bru, 2017).

A lo largo de su desarrollo como disciplina científica, la ecología del paisaje ha estructurado un cuerpo teórico y metodológico para análisis de la relación entre los componentes biológicos, medio físico y el factor humano, a través del paisaje como un todo integrado

(Durán *et al.*, 2002; Folch y Bru, 2017). Esta disciplina considera al paisaje como sistemas complejos de múltiples interacciones, organizado en escalas espaciales y temporales entre naturaleza y sociedad, y que dan como resultado su heterogeneidad (Mujica *et al.*, 2019; Gurrutxaga y Lozano, 2008; Folch y Bru, 2017).

La ecología del paisaje se basa en el análisis de las características estructurales y morfológicas que componen un territorio en un determinado momento y escala espacial bajo un enfoque sistémico, infiriendo a su vez en la incidencia de tal estructura en las funciones y procesos ecológicos determinados. Las unidades estructurales y morfológicas que componen el paisaje se relacionan de manera funcional ya que se producen entre éstas intercambios de energía, materia, organismos, información; a su vez, los cambios y dinamismo en la composición estructural y morfológica del paisaje están determinados por la dinámica ecológica e influenciada por la actividad antrópica, particularmente en paisajes con una fuerte presencia humana (De la Fuente, 2013; Gurrutxaga, 2013; Gurrutxaga y Lozano, 2008). De igual manera, la ecología del paisaje busca entender la forma en que los organismos silvestres y los ciclos geoquímicos se comportan ante la calidad y disposición de la composición del paisaje (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Para su estudio, la ecología del paisaje se centra en principios como estructura, función y cambio o dinámica (Forman y Godron, 1986 citados por De la Fuente, 2013):

- 1) La estructura se refiere al patrón o distribución en el espacio de los elementos del paisaje, concentrados dentro de un mosaico que está formado por fragmentos de tres tipos, manchas (elementos no lineales dentro de la matriz), corredores (elementos lineales aislados o conectando elementos) y matrices (elemento agrupador de manchas y corredores), la cual está determinada por la escala de análisis.
- 2) La función, que se refiere al flujo de flora, fauna, agua, viento, materiales, energía, etc.
- 3) El cambio o dinámica, referente a la alteración en la estructura y función del paisaje a través del tiempo (Irastorza *et al.*, 2010; Gurrutxaga y Lozano, 2008; Folch y Bru, 2017).

Como se mencionó en los párrafos anteriores, la estructura del paisaje está influenciada por la escala de análisis. Ésta es definida por Cueto (2006) como aquellas delimitaciones espaciales y temporales que se establecen para observar entidades o fenómenos de interés, y

que permiten la comparación de sistemas de acuerdo con la magnitud de sus diferencias. En función de la adecuación de la escala de estudio de la estructura territorial, será factible detectar las relaciones que puedan existir entre dicha estructura y un proceso ecológico determinado (Gurrutxaga, 2013). Dentro de un mosaico, la estructura de sus elementos puede encontrarse a diversas escalas, por lo que es factible realizar un análisis doble, intraescalar e interescalar (Folch y Bru, 2017).

Dentro de la ecología del paisaje las escalas espaciales y temporales son las más analizadas, mismas que suelen agruparse en tres dimensiones, la microescala, o escala local, la mesoescala, y la macro o escala regional (Cueto, 2006). La mesoescala corresponde a extensiones mayores a hectáreas, pero menores a miles de kilómetros cuadrados (regiones) y es la más recurrente en los estudios de paisaje; en cuanto a escalas de tiempo, éstas se limitan más allá de años y hasta decenas de siglos (De la Fuente, 2013). Además, a través de la escala del paisaje es posible identificar dos componentes: 1) la extensión del espacio de estudio o dimensión espacial máxima cubierta, y, 2) el tamaño mínimo de los elementos del paisaje a analizar, también conocido como grano, que es el nivel de detalle o la unidad mínima del estudio. La elección de la escala dará una interpretación de la estructura del paisaje, por lo que ésta debe seleccionarse con base en el objetivo del estudio (Gurrutxaga y Lozano, 2008; De la Fuente, 2013).

## 1.4 SERVICIOS ECOSISTEMICOS

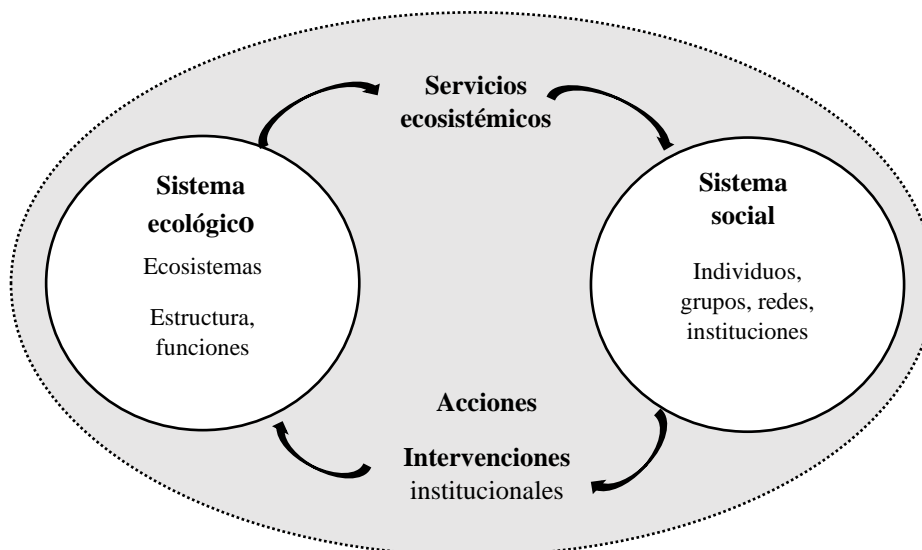
### 1.4.1 Sistemas socio-ecológicos

El estudio de los servicios ecosistémicos ha puesto en evidencia la estrecha relación sociedad-naturaleza, la cual se manifiesta a través del vínculo entre el funcionamiento adecuado de los ecosistemas y su capacidad de proveer servicios indispensables para el bienestar humano (Balvanera et al., 2011). Lo anterior muestra la existencia de un fuerte acoplamiento entre los sistemas sociales y los sistemas ecológicos, es decir, de los socio-ecosistemas. Estos sistemas, conocidos como sistemas complejos, se caracterizan por estar integrados de componentes que están organizados en subsistemas y variables internas, y que conjuntamente constituyen la estructura del sistema; otra característica es la interacción entre sus componentes que da lugar a los procesos y funciones del sistema; además, son sistemas

abiertos en los que existen flujos e intercambios que atraviesan los límites del sistema (Resilience Alliance, 2007; Ostrom, 2009; Janssen, 2000 citado por Martín, Gómez, González, Lomas y Montes, 2009).

Dentro de los subsistemas o elementos que componen los socio-ecosistemas se encuentran los ecosistemas, que de manera general presentan componentes vivos (bióticos) como las plantas y animales, y componentes no vivos (abióticos), como el agua, aire y nutrientes; por su parte, los sistemas sociales pueden tener entre sus componentes a individuos, grupos organizados, redes e instituciones (normas y procedimientos). A través de sus instituciones, los sistemas sociales interactúan con los sistemas ecológicos para implementar acciones e intervenir en los ecosistemas, modificando directa e indirectamente su estructura y función, con el fin de obtener de estos los bienes y servicios para el beneficio humano (Resilience Alliance, 2007). En este sentido, se observa que los servicios ecosistémicos representan un anclaje de los sistemas socio-ecológicos (figura 4), en el que los ecosistemas, además de poseer valores intrínsecos, adquieren valores instrumentales que desde una perspectiva antropocéntrica la sociedad les asigna al considerarlos como capital natural (Martín, Gómez y Montes, 2009).

**Figura 4.** Diagrama conceptual de los componentes del sistema socio-ecológico.



Fuente: Elaboración propia adaptado de Resilience Alliance (2007).

La relevancia del estudio de los sistemas socio-ecológicos ha permitido que en las últimas décadas se hayan desarrollado diversos marcos conceptuales sobre la definición,

clasificación y evaluación de las funciones, bienes y servicios de los ecosistemas, los cuales proveen la base de conocimiento necesaria para la toma de decisiones con respecto a la planificación y gestión integral del territorio (Martín et al., 2009; de Groot, Wilson y Boumans, 2002; Fisher, Turner y Morling, 2009). En este sentido, la definición de servicios ecosistémicos ha sido abordado por varios autores y enfoques, los cuales han evolucionado conforme a diversos paradigmas bajo los que se ha tratado responder a cuestionamientos derivados de la relación sociedad-naturaleza y ambiente, de tal forma que no existe una definición acordada o única de los servicios ecosistémicos (Fisher et al., 2009; Caro y Torres, 2015).

#### 1.4.2 Aproximación conceptual de los servicios ecosistémicos

De acuerdo con Onaindia (2010) uno de los trabajos que representa un referente sobre el concepto e importancia de los servicios ecosistémicos fue el de Daily (1997), que los definió como las condiciones y procesos de los ecosistemas naturales, y las especies que lo constituyen, que sustentan y satisfacen a la vida humana; aunado al concepto de Daily (1997), el cual muestra un enfoque ecológico, se sumaron otros conceptos que le adicionaron un enfoque económico, como el de Costanza et al. (1997) que al definir los servicios ecosistémicos se refiere a los beneficios directos e indirectos para el ser humano, generados de las funciones de los ecosistemas, que pueden ser un flujo de materiales, energía o información obtenidos del capital natural, y que al incorporar capital humano generan bienestar humano; por otro lado, una de las definiciones más retomadas y concretas en la literatura es la de los EM (2005) que los define como los beneficios que obtiene la población de los ecosistemas.

Para Martín et al. (2009), la definición de los servicios de los ecosistemas aportada por Díaz et al. (2006) profundiza más en la noción de bienestar humano, pues menciona que son los beneficios de los ecosistemas que contribuyen a hacer la vida físicamente posible y digna de ser vivida; por lo tanto, los autores resaltan en esta definición la inclusión de aspectos materiales requeridos para mantener la vida humana, y los inmateriales asociados con las libertades individuales y sociales, siendo estos factores relativos al bienestar humano. Por

otro lado, Fisher et al. (2009) destacan que la definición de Boyd and Banzhaf (2007) resulta alternativa al distinguir que los servicios ecosistémicos no son los beneficios que se obtienen de los ecosistemas, sino los componentes ecológicos directamente consumidos o disfrutados para producir el bienestar humano, es decir, son los productos finales de los ecosistemas que son directamente consumidos por el humano. Adicionalmente, Laterra, Castellarini y Orúe (2011) menciona que el nivel de servicios ecosistémicos que efectivamente son percibidos por la sociedad depende de la producción, disponibilidad (provisión) y capacidad de utilización de estos.

Cada una de las diversas definiciones buscan dar claridad, precisión y resaltar la importancia del concepto de servicios ecosistémicos; además, a través de éstas es posible comprender la necesidad de conservar los ecosistemas y la biodiversidad más allá de su valor intrínseco, pues mantienen un estrecho vínculo con el bienestar humano (Camacho y Ruiz, 2012). En este sentido, Balvanera et al. (2011) señalan que el enfoque de los servicios ecosistémicos representa una alternativa para mostrar que “la conservación de los ecosistemas no es solo una aspiración ética de la sociedad sino también una necesidad estrechamente ligada a la satisfacción de las necesidades básicas de la vida humana” (p. 43), por lo que enfatizan también la necesidad de asegurar ecosistemas en buen estado y diversos los cuales mantengan su capacidad de generar tales servicios ecosistémicos.

Dentro del marco conceptual de los servicios ecosistémicos se identifican otros conceptos clave cuya revisión es necesaria para su mejor entendimiento, entre los que se encuentran capital natural, procesos ecológicos y funciones de los ecosistemas. El capital natural, definido desde una perspectiva ecológica, se refiere a aquellos ecosistemas con integridad y resiliencia ecológica que les otorga la capacidad de ejercer funciones y suministrar servicios para el bienestar humano (Martín, Gómez et al., 2009); en cuanto a los procesos ecológicos, se refieren a aquellos en los que existe una transferencia de materia y energía dentro del ecosistema, y pueden ser biológicos, geoquímicos y físicos; además, en su conjunto permiten el funcionamiento ecológico de los ecosistemas (Laterra et al., 2011; Reyes, Barbosa, Celis y de la Barrera, 2018; Martín et al., 2009); por su parte, las funciones de los ecosistemas son definidas como la capacidad de los procesos y componentes naturales para proporcionar bienes y servicios que directa o indirectamente satisfacen las necesidades humanas, es decir,

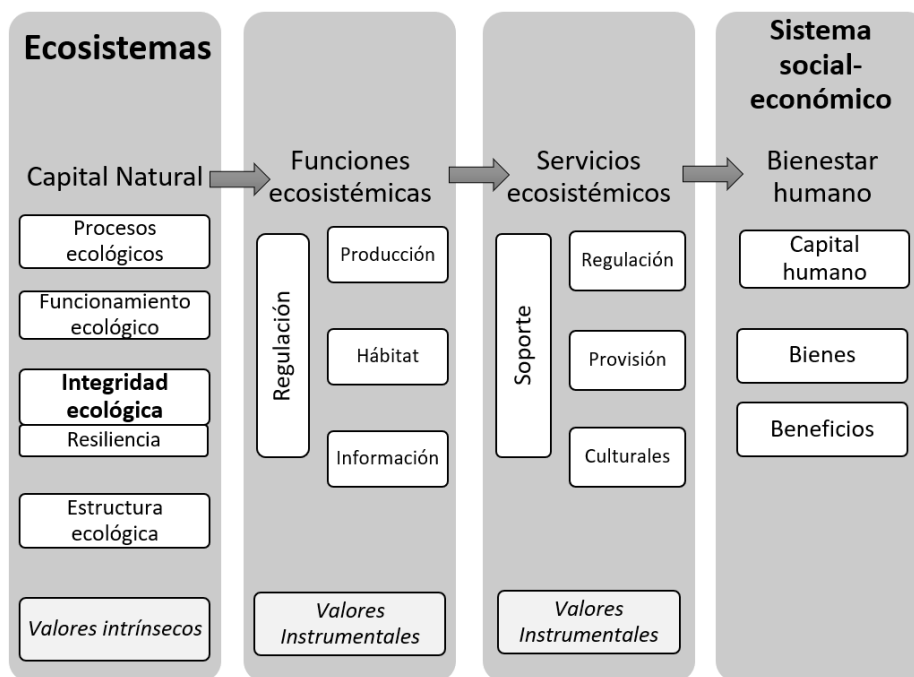
las funciones son resultado de los procesos ecológicos y estructuras de los ecosistemas de los que forman parte (De Groot et al., 2002).

De la relación entre los conceptos anteriores se observa que los ecosistemas constituyen el capital natural en los que se realizan procesos internos (valores intrínsecos), que al llevarse a cabo permiten el cumplimiento de funciones que se relacionan de forma más directa con el potencial de generar servicios a la sociedad (valores instrumentales). Sin embargo, tanto las funciones como los servicios del ecosistema operan a diferentes escalas temporales y espaciales; las funciones se relacionan a escalas más grandes y de largo plazo de los procesos ecológicos, mientras que los servicios se relacionan más con procesos socioculturales y económicos que se llevan a cabo a corto plazo. Lo anterior puede dar origen a un desajuste escalar y temporal entre la capacidad de las funciones ecosistémicas de prestar un servicio y el uso y disfrute de éste para la sociedad. Por lo tanto, para realizar una evaluación integral de los servicios de los ecosistemas, es necesario delimitar funciones del ecosistema de las complejas estructuras y procesos ecológicos, ya que además éstas ayudan a distinguir los procesos ecológicos que son esenciales para generar servicios, de los que no lo son (Martín, Gómez et al., 2009; De Groot et al., 2002).

En este sentido, De Groot et al. (2002) propone un sistema de clasificación de las funciones de los ecosistemas, agrupándolas en cuatro categorías: de regulación, de hábitat, de producción y de información. Las funciones de regulación se refieren a la capacidad de los ecosistemas naturales y seminaturales para regular los procesos ecológicos esenciales, algunos ejemplos son la regulación climática, control ciclo nutrientes, control ciclo hidrológico, entre otros; las funciones de hábitat se refieren a la provisión espacial de refugio y reproducción de plantas y animales silvestres, lo que contribuye a la conservación *in situ* de la diversidad biológica y genética y procesos de evolución; las funciones de producción se refieren a la capacidad de los ecosistemas, a través de procesos como la fotosíntesis y la absorción de nutrientes, para crear biomasa que pueda usarse como alimentos, materias primas, recursos energéticos y material genético; y por último, las funciones de información se refieren a la capacidad de los ecosistemas de contribuir al bienestar humano a través de la provisión de oportunidades para la reflexión, enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, recreación y disfrute estético.

De acuerdo con De Groot et al. (2002), el conocimiento de las funciones de los ecosistemas proporciona una base empírica que permite traducir los aspectos potencialmente útiles de las estructuras y procesos ecológicos básicos en entidades cargadas de valor para la sociedad, dando pie a los bienes y servicios de los ecosistemas que, en este sentido, representan una valoración inherentemente antropocéntrica de la naturaleza; en otras palabras, sin beneficiarios humanos no se estaría hablando de los servicios de los ecosistemas (Fisher et al., 2009). Con base en lo anterior se tiene que la valoración humana de las funciones de los ecosistemas puede analizarse y evaluarse a través de los bienes y servicios ecosistémicos (figura 5).

**Figura 5.** Relación conceptual entre los ecosistemas y sus servicios con el bienestar humano.



Fuente: Elaboración propia basado en Martín, Gómez et al. (2009); Martín y Montes (2011); y Haines y Potschin (2018).

### 1.4.3 Clasificación de los servicios ecosistémicos

La definición de los servicios ecosistémicos, así como su relación con los procesos y funciones del ecosistema, han permitido la realización de esfuerzos por integrar esquemas de clasificación. Sin embargo, la complejidad en la dinámica de los procesos y características

de los ecosistemas ha derivado en la existencia de diversos sistemas de clasificación de los servicios ecosistémicos, los cuales se han desarrollado bajo distintos enfoques de análisis y contextos de aplicación; de tal manera que la selección de un sistema de estos dependerá de los objetivos de un determinado proyecto o estudio de los servicios ecosistémicos (Camacho y Ruiz, 2012; Fisher et al., 2009).

Entre los primeros trabajos en los que se presentan algunas clasificaciones de servicios ecosistémicos se encuentran el de Costanza et al. (1997), quienes enlistan 17 categorías principales de bienes y servicios de los ecosistemas los cuales están relacionados con una o más funciones ecosistémicas, a su vez, los autores presentan ejemplos de bienes y servicios correspondientes a cada categoría. Por su parte, De Groot et al. (2002) toman como base el trabajo de Costanza et al. (1997) para realizar un esquema de clasificación, en la que los bienes y servicios ecosistémicos se clasifican con base en 23 funciones agrupadas a su vez en cuatro grandes categorías de funciones ecosistémicas, las cuales se mencionaron en los párrafos anteriores (regulación, hábitat, producción e información); adicionalmente, cada una de las categorías de funciones se asocian con uno o más procesos y componentes ecosistémicos.

A estos trabajos se le sumaron otros esfuerzos para establecer un marco de clasificación con mayor alcance conceptual y operativo, entre los que se encuentra el de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, o Millennium Ecosystem Assessment (MEA), desarrollado entre 2001 y 2005; en este trabajo, que contó con la participación de científicos de diversos países y tuvo un alto impacto político internacional, se propuso el concepto de servicios ecosistémicos como un enfoque de análisis que integra la sustentabilidad ecológica, la conservación y el bienestar humano (Camacho y Ruiz, 2012; Vieira et al., 2015).

El esquema de clasificación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2003) se basó en cuatro categorías de servicios ecosistémicos: de suministro (provisión), los cuales son productos obtenidos directamente de los ecosistemas (alimentos, agua, combustibles, energía); de regulación, que principalmente son obtenidos de forma indirecta de los procesos de los ecosistemas (purificación del agua, regulación climática y de calidad del aire); culturales, que se constituyen por beneficios intangibles que se obtienen de la interacción con los ecosistemas (desarrollo de actividades físicas, intelectuales, educativas, espirituales); y de

base (soporte), que son aquellos servicios necesarios para producción de los demás servicios del ecosistema (ciclo de nutrientes, formación del suelo, producción primaria). Respecto a los servicios de base, algunos autores han señalado reconsiderar su inclusión como categoría, puesto que se encuentra asociada con los procesos y funciones ecosistémicas, además de que algunos de los servicios considerados en esta categoría se pueden duplicar con los servicios de regulación (Fisher et al., 2009; Camacho y Ruiz, 2012).

Entre los esquemas de clasificación de los servicios ecosistémicos se encuentra el denominado “La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad”, o TEEB (2010) por sus siglas en inglés, el cual fue respaldado por el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas dentro del marco de las Convenciones de Diversidad Biológica (TEEB, 2022); otro de estos trabajos es el titulado “La Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos”, o CICES (2012) por sus siglas en inglés, que liderado por la Agencia Ambiental Europea, corresponde a un esfuerzo por desarrollar una propuesta de clasificación común a nivel internacional. Ambos esquemas de clasificación toman como referencia los trabajos de conceptualización y clasificación previos, y consideran un enfoque para la valoración monetaria de los servicios ecosistémicos (Burkhard, Kandziora, Hou y Müller, 2014; Vieira et al., 2015; TEEB, 2022; Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2014).

Los esquemas de clasificación de TEEB (2010) y CICES (2012) distinguen dos grupos de servicios ecosistémicos, los intermedios, considerados como los que tienen una contribución indirecta al bienestar humano, y los finales, que contribuyen directamente a éste y son asociados con los beneficios percibidos por la sociedad. En comparación con la clasificación de los Ecosistemas del Milenio, estos esquemas de clasificación consideran a los servicios de soporte como servicios intermedios, y las demás categorías (regulación, provisión y culturales) como finales. Con el objetivo de evitar una doble contabilización ecosistémica y económica, proponen excluir de su clasificación a los servicios de soporte o intermedios y centrarse solo en los servicios de regulación, provisión y culturales o finales, puesto que son los que la gente usa y valora (Haines y Potschin, 2018; Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2014).

La clasificación de CICES (2012) toma como punto de partida la tipología de servicios ecosistémicos propuesta en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, la que ajusta y amplía

para tratar de reflejar la complejidad y diversidad de los servicios y los ecosistemas que los proveen. Su estructura jerárquica es más explícita en comparación con otras clasificaciones y se compone de varios niveles. En el nivel más alto se encuentran tres categorías (secciones): de provisión, los cuales se refieren a todos los productos energéticos y materiales nutricionales y no nutricionales de los sistemas vivos, así como los productos abióticos (incluida el agua); de regulación y mantenimiento, considera a todas las formas en que los organismos bióticos y los elementos abióticos pueden mediar o moderar el entorno ambiental que afecta la salud, la seguridad o el confort humano; y cultural, que considera todos los resultados no materiales, normalmente no rivales y no consuntivos, de los ecosistemas (bióticos y abióticos) que afectan el estado físico y mental de las personas. Debajo de estas tres categorías principales le siguen una serie de “divisiones”, “grupos” y “clases” y “tipos de clases”, que en su conjunto brindan al usuario un mayor nivel de detalle, así como la posibilidad de agrupar o combinar resultados para realizar comparaciones o reportes más generalizados (Haines y Potschin, 2018).

De manera general, los trabajos mencionados sobre la definición y clasificación de los servicios ecosistémicos constituyen una muestra de los esfuerzos que se han realizado a nivel internacional por desarrollar una sistematización de conceptos, así como de marcos de clasificación integral y explícita para una mejor evaluación y valoración del capital natural y los ecosistemas. Aunque los bienes y servicios representan una valoración antropocéntrica de las aportaciones finales de los ecosistemas al bienestar humano, los esquemas de clasificación destacan el papel fundamental de las estructuras, procesos y funciones ecosistémicas de las cuales se derivan los servicios ecosistémicos. A través del marco de estudio de los servicios ecosistémicos se busca hacer evidente la relación interdependiente entre los sistemas socio-ecológicos, pues el funcionamiento de los ecosistemas afecta directa e indirectamente al bienestar humano (De Groot et al., 2002; Fisher et al., 2008).

Si bien cada esquema de clasificación propone criterios de inclusión y delimitación de lo que consideran servicios ecosistémicos dentro de categorías definidas, la mayor parte de estos se muestra flexible ante las características de los ecosistemas de interés, así como con las perspectivas y el contexto de decisión de quienes llevan a cabo la evaluación o valoración de los mismos; por lo tanto, aunque existen generalidades y elementos básicos en las

definiciones y los esquemas de clasificación, no se puede considerar la existencia de un único sistema válido dentro de la investigación de los servicios ecosistémicos. En este sentido, los esquemas de clasificación permiten realizar una evaluación y valoración integral de los servicios ecosistémicos, desde las dimensiones ecológica o biofísica, relacionada con la capacidad de los ecosistemas de llevar a cabo sus procesos y funciones para la obtención de servicios; y las dimensiones social-cultural y económica, las cuales dependen de las preferencias humanas éticas, tradiciones o de demanda social (EM, 2003; Fisher et al., 2009; Martín y Montes, 2011).

Finalmente se tiene que la existencia de estas bases conceptuales y metodológicas contribuyen a la generación de información sobre el estado de conservación o degradación de los sistemas ecológicos, así como de los sistemas sociales involucrados, ya sea a través de la evaluación, contabilidad y mapeo de los ecosistemas y sus servicios, permitiendo de esta manera llevar a cabo intervenciones pertinentes desde diversos planos de acción, incluyendo la planeación integral del territorio (EM, 2003; Fisher et al., 2009; Haines y Potschin, 2018).

## 1.5 PLANEACIÓN, TERRITORIO Y SUSTENTABILIDAD

### 1.5.1 Planeación

De acuerdo con la definición de la Real Academia Española (2024), la planeación o planificación es la acción o efecto de planificar, mientras que planificar implica el seguimiento de un plan metódicamente organizado y de gran amplitud para obtener un objetivo determinado, en el que se definen opciones frente al futuro y se proveen los medios necesarios para alcanzarlo. Por su parte, Matus (1998) se refiere al concepto de la planificación como un pensamiento que “precede y preside a la acción”, es decir, la visualiza como parte de un proceso y tiene la función de orientar las demás etapas de éste (Sandoval, 2014); en un planteamiento similar que destaca la noción de proceso, Soms (1995) define a la planificación como un conjunto de procedimientos relacionados para lograr objetivos, mediante el establecimiento de estrategias y la disposición de instrumentos (políticas,

programas, presupuestos) para conseguir tales objetivos, por lo que resulta un proceso permanente e iterativo que verifica y retroalimenta las proposiciones iniciales.

Existen diversas vertientes de análisis de la planificación, sin embargo, Sandoval (2014) menciona que su estudio puede abordarse al menos desde dos enfoques. El primero concibe a la planeación como un fenómeno individual y colectivo que se manifiesta en las prácticas sociales cotidianas, lo que le permite abordarse como objeto de estudio de una ciencia o disciplina; el segundo la concibe como una disciplina como tal, un campo de estudio con una construcción teórica y conceptual, con aportaciones de la sociología, administración, ciencia política, economía, y otras disciplinas.

El desarrollo teórico y conceptual de la planeación tuvo sus antecedentes a finales del siglo XIX y principios del XX con el surgimiento de la Teoría Científica de la Administración, la cual la considera como una de las dimensiones más importantes de la teoría administrativa. Sobresalen los trabajos de Taylor (1911), quien destaca el carácter científico de la planeación como un enfoque para el estudio de la organización y la administración, y de Fayol (1916), que plantea que la planeación implica evaluar el futuro para tomar previsiones de éste, y la asocia a una etapa dentro de un ciclo de administración, tanto en el campo de la gestión empresarial e industrial, como en la gestión del Estado, incorporando la idea de la importancia de la planeación en la administración de los gobiernos (Sánchez, 2009; Sandoval, 2014).

Si bien existen diversas acepciones de la planeación, como campo teórico del conocimiento o como práctica social orientada a la acción intencionada, es posible identificar características centrales que conforman dicho concepto. Entre éstas se encuentra la noción de la planeación como proceso, el cual es dinámico pues modifica las interrelaciones existentes en sus distintas etapas, antes, durante y después de su implementación; tiene una función de orientar y regular la actuación humana y social con base en los objetivos planteados; además, posee nociones temporales, pues a través del análisis sistemático del pasado y presente puede elaborar proposiciones a futuro y construir modelos o caminos de actuación; es decir, aplica conocimiento para la previsión y evaluación de los cursos de acción tomados y los alternativos, con el propósito de ajustar las decisiones tomadas que sirvan de base para posteriores acciones (Sánchez, 2009).

Por su parte, Sandoval (2014) destaca que los elementos presentes en la definición de planificación son el diagnóstico, la definición de objetivos y la conformación de planes. Considerando estos elementos y características que conforman el concepto de planeación, es posible visualizar que su uso va más allá de los procesos organizacionales, pudiéndose incorporar en los procesos de desarrollo del territorio, lo cual es de interés de la presente investigación. Cabe mencionar que, si bien el concepto de planeación y planificación se presentaron como sinónimos en los párrafos anteriores, en los siguientes apartados se utilizará el concepto de “planeación” debido a que éste es el referido en la legislación mexicana de la planeación del territorio.

### 1.5.2 Planeación del territorio

De acuerdo con Sánchez, Casado y Bocco (2013), el territorio constituye un sistema complejo y dinámico, en el que interactúan sus diversos componentes naturales, sociales, culturales, económicos, políticos, a diversas escalas urbano-regionales, cuyas relaciones cambian a través del tiempo. Por su parte, Folch y Bru (2017) mencionan que el territorio puede ser entendido como una configuración espacial concreta, delimitada y objeto de apropiación por parte de los humanos, lo que se relaciona con las nociones de propiedad, fronteras, soberanía de los estados y por consiguiente de poder. Para Álvarez (2014), el territorio también se define como la delimitación geográfica de un espacio habitado por una población y que está organizado políticamente, lo que conjuntamente, confirman la existencia de un Estado.

Por otro lado, la planeación cumple un rol dentro de la política pues rige el actuar del gobierno y guía los cambios sociales mediante la construcción de un proyecto colectivo que induzca el desarrollo de una comunidad en los distintos ámbitos social, político, cultural y económico que lleven a un futuro deseado (Gómez, 2017; Buarque, 1998). De tal manera que la planeación aplicada al desarrollo de un territorio, como un proceso de gestión pública territorial, constituye una de las principales herramientas en la administración de los gobiernos y representa una actividad técnica política que busca construir un plan de desarrollo a futuro a partir de la confrontación de intereses de los diversos actores sociales que en él intervienen (Sandoval, 2014; Sánchez, 2009).

De acuerdo con Sandoval (2014), la planeación aplicada al territorio puede llevarse a cabo en diversos niveles o modalidades de análisis dentro de los cuales se presentan un conjunto de estructuras sociales, económicas y culturales internas al objeto de planeación, que ejercen su influencia en la forma como se definen los objetivos y estrategias. En este sentido, el proceso de planeación es sujeto a aplicarse en diversas delimitaciones del territorio, entre las que se encuentran las modalidades de planeación regional y local.

La planeación regional del territorio constituye una modalidad de planeación que se aplica a una estructura social denominada región, considerada un nivel intermedio del Estado. De acuerdo con Boisier (1979) citado por Sandoval (2014), la región puede entenderse como “un tipo de territorio organizado que contiene, en términos reales o potenciales, los factores de su propio desarrollo, con total independencia de la escala. Con un atributo definitorio: la propia complejidad de un sistema abierto” (p. 15). El ámbito de interés de esta modalidad de planeación es la atención de los problemas regionales que se caracterizan por la fuerte interrelación con las condiciones físicas, sociales y de localización, que evidencian un alto grado de relación sistémica, a diferencia de la aproximación local (Sandoval, 2014).

Una de las funciones reconocidas de la planeación regional es la articulación de las actividades y programas entre los niveles nacional y local, desempeñando un papel en la coordinación de planes sectoriales. Además, bajo una lógica de verticalidad (de arriba hacia abajo), este tipo de planeación juega un papel relevante para incorporar los principios, objetivos y estrategias nacionales en los instrumentos subnacionales de planeación del desarrollo, los que a su vez están influenciados por orientaciones globales o supranacionales (Sandoval, 2014).

En cuanto a la planeación a nivel local, se plantea como el proceso consensuado en que la comunidad define sus objetivos de desarrollo futuro y las formas para lograrlos, el uso del territorio, sus recursos e intereses en relación con su contexto histórico, cultural, económico, institucional y geográfico los cuales lleven al desarrollo local. La noción de lo local hace referencia a un factor de proximidad, donde ocurren interacciones locales que no escalan en cobertura geográfica y cuya base de acción está en el individuo. En este sentido, la planeación local se interesa principalmente por las relaciones entre la comunidad y el cumplimiento de

sus intereses, por lo que su función es la de detectar dificultades y problemas con énfasis en el corto y mediano plazo (Sandoval, 2014).

Otra modalidad de planeación que se desarrolla a nivel local es la planeación urbana, la que al igual que la planeación local, requiere conocer el estado actual para poder proyectar acciones futuras, con la posibilidad de evaluar y mejorar el proceso, todo ello aplicado en un espacio territorial denominado ciudad. La planeación a este nivel tiene un papel determinante en el desarrollo urbano sustentable, dado que ésta interviene en la delimitación de espacios para conjugarlos con las actividades productivas, orientando a los actores para la promoción de una calidad de vida que contemple los aspectos ambientales y sociales, más allá de la estructura espacial (Ceballos, 2020).

Además de orientar la toma de decisiones sobre los usos de suelo con las diversas actividades sociales, productivas y económicas, la planeación urbana tradicional ha buscado ir más allá en la compleja relación entre el humano, naturaleza y las fuerzas de mercado, para incorporar consideraciones ecológicas en la elaboración de planes a través de la planeación ambiental, tratando de integrar y balancear las necesidades humanas con las funciones del ambiente (Chávez y Chávez, 2009).

En sus primeras aproximaciones, el factor físico y geográfico del territorio desempeñó un papel central como expresión material dentro la planeación en sus diversas modalidades. Sin embargo, esta visión que comprendía al territorio como un mero contenedor del desarrollo, se expandió hacia un rol más activo, en el que se manifiestan dinámicas territoriales derivadas de la actividad que realizan los agentes que operan en diversas escalas (Massey, 1995 citado por Sandoval, 2014). De tal manera que la planeación del territorio adquirió una finalidad de corregir los desequilibrios que se producen por la acción del ser humano y que se expresan en desigualdades en las condiciones económicas, sociales, culturales y ambientales (Sandoval, 2014).

Debido a la relación directa con el territorio, el Estado ha buscado incorporar nuevos enfoques conceptuales y metodológicos en la planeación, orientados a la necesidad de minimizar los efectos de la intervención humana en el territorio, con particular interés en los relacionados con la noción de desarrollo. En este sentido, la incorporación del tema ambiental

dentro de los modelos de desarrollo local que se manejaban desde mediados de los años sesenta y setenta basados en la sustentabilidad como factor articulador, dio lugar al desarrollo de nuevos enfoques de la planeación (Sandoval, 2014), entre los que se encuentran la planeación ambiental, planeación del paisaje y la planeación ecológica del paisaje.

### 1.5.3 Planeación ambiental

La aparición de la planeación ambiental se remonta a la década de los sesenta, en la que el movimiento ambiental se encontraba en auge ante la crisis y degradación del ambiente que enfrentaban diversos países, a la par de otros movimientos sociales a nivel internacional, y en particular en Latinoamérica, los cuales cuestionaban los modelos de crecimiento económico y destacaban el papel de la planeación y la participación social en la conducción de los procesos de desarrollo (Villasante, 1995 citado por Aguiluz, Vásquez y Molina, 2001). Fue durante la década de los setenta, y en el contexto del nuevo paradigma del desarrollo sustentable, cuando aparece la planeación ambiental como un campo de estudio cuyas bases son la planeación urbana y el ambientalismo, la cual emerge como una actividad desarrollada por individuos y organizaciones relacionados con problemas surgidos de la relación sociedad-naturaleza, y que buscan un curso de acción para resolverlos (Briassoulis, 1989 citado por Chávez y Chávez, 2009).

Entre las propuestas conceptuales de la planeación ambiental se encuentra la de Aguiluz *et al.* (2001), refiriéndose a ésta como una estrategia normativa para regular la relación de la sociedad con la naturaleza, entendiendo a ambas como un sistema estructural y funcionalmente interrelacionado cuyos elementos y procesos son interdependientes. Este enfoque de la planeación incluye la instrumentación de dispositivos legales para aplicar medidas preventivas, correctivas y punitivas. Para Escamilla, González-Iturbe y Villalobos (2014), este enfoque de planeación es visto como una modalidad de la planeación estratégica que conlleva un proceso de toma de decisiones en donde los aspectos relacionados con la conservación de la naturaleza son prioritarios, dan dirección al diseño de propuestas y generan tanto políticas públicas como sistemas de evaluación para la protección del ambiente.

Para Joshi, Kumar y Tewari (2022) la planeación ambiental considera el impacto de los factores sociales, políticos, económicos y gubernamentales en el medio ambiente al mismo tiempo que considera el desarrollo. En este sentido, la capacidad de utilizar el suelo productivamente beneficia a la sociedad, mientras que mantener la capacidad del ecosistema para sostenerse así mismo beneficia a las generaciones futuras, de tal forma que este enfoque de planeación proporciona un marco integral para lograr un desarrollo sostenible.

En su papel de asistir a la comunidad en la toma de decisiones sobre los usos de suelo y las actividades sociales y económicas relacionadas, la meta fundamental de la planeación ambiental es aproximarse a un balance entre el uso productivo de los recursos naturales, y el mantenimiento de las funciones ecológicas; en este sentido, el planeador debe ver más allá de las prioridades del mercado y de las metas del crecimiento económico, y requiere incorporar de manera amplia las consideraciones ecológicas en la elaboración de los planes de desarrollo (Chávez y Chávez, 2009).

En el ámbito de México, la planeación ambiental surge en el marco del paradigma del desarrollo sustentable y su incorporación a los acuerdos derivados como la Agenda XXI, el Convenio sobre la Biodiversidad y el Convenio sobre el Cambio Climático, estableciéndose como una estrategia normativa para regular la relación entre la sociedad y la naturaleza (Aguiluz *et al.*, 2001). Su implementación a través la SEMARNAT, institución en materia ambiental, establece que el objetivo de la planeación ambiental es la búsqueda de soluciones estratégicas a los problemas ambientales de un determinado territorio, incorporando las expectativas de la ciudadanía sobre el futuro ambiental que desean; lo anterior debe expresarse en programas, proyectos, valores, actitudes y acciones cotidianas que en conjunto, conduzcan hacia la sustentabilidad local (Chávez y Chávez, 2009).

#### 1.5.4 Planeación Sustentable

De acuerdo con Ahern (2005), el enfoque mundial de la sustentabilidad está influyendo en la teoría de la planeación, lo que ha llevado a reemplazar la planeación sectorial de propósito único por una planeación multipropósito que reconoce la integración de objetivos referentes a los recursos abióticos, bióticos y culturales. De manera general, la disciplina de la

planeación aborda varias dimensiones, incluyendo la física, social, de política pública y económica. La planeación física busca optimizar la distribución y asignación de los usos del suelo, a menudo en un espacio limitado, por lo que se identifica como el enfoque de la planeación más orientado a la sustentabilidad (Botequilha y Muge, 2001).

Derivado de lo anterior se tiene que la planeación sustentable o sostenible busca implementar y operacionalizar los principios de la sustentabilidad en la teoría y la práctica de la planeación (Ahern, 2005). Este enfoque de planeación se centra en el componente ecológico de la sustentabilidad, particularmente en su dimensión espacial y lo referente al contexto ecológico y los usos del suelo que influyen y que son a su vez producto de las actividades humanas. De ahí que este enfoque adopta al paisaje como principal unidad espacial de investigación y recomendaciones de planeación, por lo que los conceptos y principios de la ecología del paisaje se consideran los más útiles para la planeación y gestión de los recursos naturales y los usos del suelo de una manera más ecológicamente racional (Botequilha y Muge, 2001; Botequilha y Ahern, 2002).

Como resultado, se han derivado diversos marcos o modelos de planeación con enfoque sustentable (Ahern, 2005), entre los que se encuentran la planeación ecológica, la planeación del paisaje y la planeación ecológica del paisaje que se describen a continuación.

#### 1.5.4.1 Planeación ecológica

De acuerdo con Steiner (2008), la planeación ecológica se define como un procedimiento que permite identificar las zonas más aptas para los determinados usos de suelo, con base en el estudio de los sistemas biofísicos y socio-culturales, proporcionando opciones para los tomadores de decisiones y la creación de políticas sobre las interrelaciones que se generan entre el ser humano y el ambiente. Para Ndubisi (1997) la planeación ecológica es una forma de dirigir o administrar los cambios en el paisaje de tal forma que las acciones del hombre se encuentren en sintonía con los procesos naturales.

La planeación ecológica representa un enfoque que enriquece y complementa la planeación territorial, con el fin de mejorar la calidad de vida y entregar beneficios a las personas que viven en las ciudades, mediante la creación de territorios que reflejen y fusionen estructuras y procesos tanto naturales como culturales. En términos prácticos, este enfoque de planeación

ecológica actúa como una herramienta indicativa para que se incorpore la dimensión ambiental, la capacidad de los ecosistemas, la disponibilidad de los recursos naturales, la vegetación, la fauna y las características del paisaje en los diferentes instrumentos de planeación, incluyendo los de ordenamiento del territorio (Cozzi, Burdiles y Rojas, 2021).

Por su parte, Salas (2002) vincula el enfoque de la planeación ecológica con el de planeación del paisaje propuesto en Alemania en los años setenta, y lo define como un instrumento de planeación orientado a proteger, reparar y desarrollar las funciones ecológicas o ambientales del territorio, asegurando de manera perdurable:

- La capacidad de los ecosistemas de mantener las complejas y dinámicas relaciones entre todos los componentes ambientales;
- Evitando en lo posible una perturbación significativa de los procesos ecológicos y buscando las formas más adecuadas de compensación ambiental, cuando no sea posible evitar estos impactos;
- Asegurando la disponibilidad de recursos naturales promoviendo patrones de uso que no provoquen un agotamiento de los recursos naturales;
- Conservar las especies de vegetación y fauna mediante el establecimiento, desarrollo y protección de áreas y estructuras que tienen una alta importancia como hábitat y refugio para las especies naturales.
- Así como de la conservación de áreas que tienen un alto potencial para una recreación y la belleza del paisaje escénico.

Derivado de lo anterior se desprende que el concepto de paisaje suele utilizarse de manera pragmática para referirse a los aspectos ambientales del territorio. Por otro lado, Salas (2002) destaca que la planeación ecológica no es sinónimo de ordenamiento territorial, sino más bien un importante aporte del sector ambiental al ordenamiento territorial, el cual está también integrado por los aspectos económicos y socioculturales de un territorio. En este sentido, la planeación ecológica busca identificar la capacidad de los ecosistemas en términos de las diversas potencialidades de la naturaleza; documentar los efectos ambientales de los usos actuales y planeados; operacionalizar los requerimientos ambientales para la toma de decisiones, especialmente en lo que se refiere al ordenamiento territorial; desarrollar y poner

a disposición criterios para la evaluación de impacto ambiental; y aportar criterios para la protección de la naturaleza y el paisaje.

#### 1.5.4.2 Planeación del paisaje

De acuerdo con Fabos (1985) citado por Ahern (1999), la planeación del paisaje puede definirse como la práctica de planear el uso sostenible de los recursos físicos, biológicos y culturales; esta planeación busca la protección de recursos únicos, escasos y raros, la prevención de peligros, la protección de recursos limitados para un uso controlado y la adaptación del desarrollo en lugares apropiados. Además, la planeación del paisaje está vinculada con la dimensión espacial de la sustentabilidad, predominantemente a escala del paisaje.

Por su parte, Ahern (1999) clarifica la pertinencia de la escala a nivel de paisaje<sup>1</sup> para la planeación sustentable, pues de acuerdo con el autor, esta escala es lo suficientemente grande como para contener una matriz heterogénea de elementos del paisaje que proporcionan un contexto para la estabilidad del mosaico; de tal manera que un paisaje tiene al menos un potencial teórico para soportar regímenes de perturbación, sucesión del paisaje y cambios en el uso de la tierra mientras se mantiene cierto nivel de estabilidad del mosaico. Por otro lado, el ecosistema representa una unidad espacial útil para comprender las relaciones verticales o topológicas, pero en términos espaciales es demasiado limitada para comprender los patrones y procesos “horizontales” que ocurren en el territorio. En el continuo de escalas, la biosfera representa la escala en la que están involucrados todos los procesos ecológicos, no obstante, es complejo para el humano implementar planes a esta escala global. En conclusión, la escala de paisaje es la más coherente con la toma de decisiones y gestión física humanas para una planeación sustentable del paisaje.

En términos prácticos, un plan de paisaje contendrá recomendaciones específicas sobre la asignación de los usos del suelo, la designación de niveles de protección y gestión, y el establecimiento de estrategias para mitigar o reducir los cambios negativos del paisaje,

---

<sup>1</sup> El paisaje puede definirse como “Un área heterogénea compuesta por un conjunto de ecosistemas que interactúan y se repiten en forma similar en todas partes. Los paisajes varían en tamaño, hasta unos pocos kilómetros de diámetro” (p. 45) (Forman y Godron, 1986 citados por Ahern, 1999).

además, este plan podrá ser evaluado para determinar si tuvo la influencia esperada en los procesos del paisaje (Golley y Bellot 1991 citados por Ahern, 1999). Para realizar lo anterior, el estudio ecológico del paisaje se basa en tres características o principios: la estructura (o patrón) del paisaje, las funciones del paisaje (o procesos ecológicos) y el cambio continuo de estas dos características a lo largo del tiempo, los cuales son parte central del estudio de la ecología del paisaje (Botequilha y Muge, 2001; Hersperger *et al.*, 2021).

La ecología del paisaje constituye un campo teórico que vincula las ciencias naturales y sociales para entender los paisajes como ámbitos en los que convergen las características estructurales y la construcción social (Hersperger *et al.*, 2021). En este sentido, la ecología del paisaje ofrece la teoría y evidencia empírica que permite entender las relaciones entre los procesos o funciones ecológicas y los patrones espaciales de los ecosistemas, por lo que frecuentemente se le reconoce como la base científica principal para la evaluación, planeación, gestión, conservación y recuperación de ecosistemas y paisajes (Botequilha y Muge, 2001).

#### 1.5.4.3 Planeación ecológica del paisaje

La planeación ecológica del paisaje es una especialización dentro de la planeación del paisaje (Ahern, 2009). Ambos enfoques se benefician de los principios de la ecología del paisaje de múltiples maneras, ya que consideran en su estudio conceptos y principios como la estructura, función y dinámica de cambio, así como las influencias del humano sobre el del paisaje (Ndubisi, 1997). La importancia de las relaciones entre estos conceptos puede entenderse de la siguiente manera. Por un lado, la estructura del paisaje influye en los procesos ecológicos, y a su vez, la planeación y gestión del paisaje influyen en tal estructura. De tal forma que la identificación de los principales elementos estructurales y funciones del paisaje es crucial para entender su funcionamiento. A través del establecimiento de relaciones entre los dos componentes permite predecir cuáles serán las consecuencias ecológicas de las propuestas espaciales de la planeación ecológica del paisaje (Botequilha y Muge, 2001).

Complementariamente, Ružička y Mišovičová (2013) señalan que la planeación ecológica del paisaje es un enfoque de planeación multidisciplinario que considera al paisaje como el territorio en el que se desarrollan las actividades del ser humano y la sociedad a partir de los

fenómenos y procesos naturales, el cual analiza y evalúa a través de sus atributos ecológicos. Como resultado de este enfoque se planeación se obtiene una propuesta de utilización del paisaje orientando la sincronización de las actividades sociales en el paisaje con sus atributos ecológicos en el tiempo y el espacio.

Por otro lado, Botequilha y Muge (2001) destacan la naturaleza anticipatoria de la planeación, misma que puede contribuir a reducir los costos del manejo y gestión de los paisajes si se previenen los daños ecológicos en sitio en lugar de restaurarlos o minimizar los impactos ambientales en una etapa posterior, es decir, la mejor forma de mitigación es evitarlos mediante la ubicación y el diseño, lo que se deriva del proceso de planeación del paisaje con enfoque ecológico.

Finalmente se tiene que los enfoques de planeación ecológica, planeación del paisaje y planeación ecológica del paisaje abordan aspectos procedimentales de la planeación espacial que los hace operativos, además, como cualquier tipo de planificación espacial, debe considerarse como una actividad política continua que está orientada a la negociación y la resolución de conflictos entre diferentes actores públicos y privados, dentro de un ámbito de relaciones de poder de múltiples niveles (Oliveira y Hersperger 2019).



## 2. ANTECEDENTES

Para tener un mejor marco de referencia sobre la problemática que se abordará en el presente trabajo, se llevó a cabo una revisión de investigaciones, antecedentes o casos análogos realizados en otras regiones y ciudades del mundo y que están relacionados con el objeto de estudio de esta investigación. La revisión de casos análogos permitió identificar marcos teóricos y conceptuales, herramientas e instrumentos empleados, así como el enfoque de análisis de resultados, los cuales fueron de utilidad para desarrollar un marco metodológico aplicable a la región de estudio de esta investigación.

En este sentido, se llevó a cabo una revisión de antecedentes con base en los tres objetivos de investigación; el primero consistió en la revisión de trabajos que analizan y cuantifican la dinámica de cambio de las coberturas terrestres; el segundo se enfocó en la revisión de estudios que evalúan los servicios ecosistémicos con enfoque espacial; y para el tercer objetivo, se revisaron investigaciones que analizan los procesos de cambio que transforman el paisaje. A continuación, se describen los hallazgos conceptuales y metodológicos de otras investigaciones y que contribuyeron al desarrollo del marco metodológico del presente estudio.

### 2.1 DINÁMICA DEL PAISAJE Y CAMBIO DE USO DE SUELO

El estudio a nivel de paisaje brinda un análisis de las relaciones entre sociedad y naturaleza, en el que la interacción de diversos factores socioeconómicos y biofísicos inciden sobre la estructura, función y dinámica de los componentes del paisaje, incluidos los ecosistemas (Folch y Bru, 2017; Gurrutxaga y Lozano, 2008). La dinámica del paisaje se refiere a la alteración en la estructura y función del paisaje a través del tiempo (Irastorza et al., 2010; Gurrutxaga y Lozano, 2008; Folch y Bru, 2017). El estudio de la dinámica de cambio del paisaje suele llevarse a cabo a través del análisis y cuantificación de los cambios en las coberturas y usos de suelo (en inglés se denominan *Land Use Land Cover* o LULC), ya que éstas reflejan un patrón de las actividades humanas sobre los componentes del paisaje (Burkhard *et al.*, 2012).

Aunque los cambios de usos y coberturas de suelo suelen analizarse de manera conjunta, es preciso distinguir que el uso de suelo se refiere a las actividades humanas que manipulan y cambian los atributos físicos de la tierra, como la agricultura, minería, urbano o de vivienda; mientras que la cobertura de suelo se refiere al estado biofísico y componentes de la superficie terrestre, incluyendo vegetación, agua, suelo desnudo, entre otros (Lahai, Kabba y Mansaray, 2022; Rosete, Pérez y Bocco, 2008; Belay, Melese y Senamaw, 2022).

El análisis de los cambios de usos y coberturas de suelo tradicionalmente se ha realizado mediante la percepción remota y el uso de tecnología espacial la cual ha facilitado el acceso a la información de la superficie terrestre, incluyendo las imágenes de satélite (Bocco, Mendoza y Masera, 2001; Romero *et al.*, 2022). En este sentido, el análisis espacial es un método que permite cuantificar cambios espaciales y temporales de los usos de suelo y las coberturas vegetales los que además pueden ser representados de manera cartográfica. El análisis multitemporal permite a su vez entender los procesos y patrones que prevalecen o cambian durante un periodo determinado de tiempo, con los que se reconoce la naturaleza dinámica de las coberturas terrestres (Rosete, Pérez y Bocco, 2008; Mendoza *et al.*, 2011).

Con base en lo anterior, se revisaron más de veinte trabajos que analizan los cambios de uso y coberturas de suelo, sin embargo, se priorizaron aquellos cuyo enfoque fuera el impacto de los cambios de uso de suelo en el suministro de servicios ecosistémicos en las regiones de estudio. Aunado a lo anterior, se seleccionaron aquellos trabajos que analizaron un periodo de tiempo de al menos veinte años (como en este trabajo) y el uso de imágenes de satélite con resolución media como las de Landsat; además, en estas investigaciones se identificó el algoritmo de clasificación supervisada empleado, así como los softwares usados para la cuantificación de cambios, la generación de la matriz de transición y de mapas de cambios.

De los trabajos revisados, se identificaron aquellos que llevaron a cabo la clasificación supervisada mediante el uso del algoritmo de Máxima verosimilitud o probabilidad (*Maximum likelihood*), el cual es un método estadístico que calcula la probabilidad de que un píxel pertenezca a una clase con una distribución normal para cada banda (Espinoza *et al.*, 2023). Éste es un método disponible en software libre y ampliamente utilizado, como en los estudios de Espinoza *et al.* (2023) y Camacho *et al.* (2015), por lo que fue el algoritmo seleccionado en este trabajo.

Otro aspecto revisado en los casos análogos fueron los valores reportados de precisión de la clasificación. Esta evaluación es un procedimiento que compara los resultados de la clasificación con datos de referencia geográfica que muestran la realidad en campo, incluyendo imágenes de alta resolución, mapas o fotografías de referencia del año inicial y final, así como puntos obtenidos en campo (Lahai *et al.*, 2022). De acuerdo con Larbi (2023) y Valdez *et al.* (2011), la evaluación de precisión puede realizarse a partir de una matriz de confusión, la cual evalúa la congruencia entre los conjuntos de datos analizados mediante indicadores que pueden ser la precisión general y el coeficiente de Kappa. Según estos trabajos, el nivel mínimo recomendado de precisión general y del coeficiente de Kappa debe ser del 80%, lo que indica una validez aceptable para el análisis de la dinámica de cambio.

Por otro lado, de los trabajos revisados se identificaron aquellos que usaron el software de código abierto Quantum GIS versión 2.18 Las Palmas, también conocido como QGIS, el cual permite llevar a cabo la cuantificación y análisis de los cambios ocurridos en determinados periodos de tiempo. Este software cuenta con un complemento llamado MOLUSCE (Modules for Land-Use Change Simulation), que es un modelo de código abierto que mide el porcentaje de cambio de área en un año determinado y proporciona una matriz de transición que muestra las proporciones de píxeles que cambian de un uso/cobertura de suelo a otro, además de que genera un mapa de cambio que incluye todas las clases de coberturas y las posibles transiciones (Muhammad *et al.*, 2022).

Los trabajos identificados que utilizaron este software y su complemento fueron los de Hernández *et al.* (2023), que realizaron un análisis multitemporal del cambio de uso de suelo en el municipio de Linares, Nuevo León; así como el de Muhammad *et al.* (2022), quienes analizaron los cambios espaciotemporales y predicción de cambios futuros en el uso y la cobertura del suelo en Linyi, China. En la presente investigación se utilizó para la clasificación supervisada el software QGIS versión 3.16.6 Hannover, mientras que para la cuantificación y análisis de los cambios ocurridos se usó la versión QGIS 2.18 Las Palmas.

## 2.2 EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CON ENFOQUE ESPACIAL

Durante los últimos veinte años la investigación sobre los servicios de los ecosistemas se ha incrementado, así como la necesidad de integrar este paradigma en la toma de decisiones y gestión sustentable del territorio, el agua y de las ciudades, a través del desarrollo de diversos métodos y herramientas de evaluación y mapeo de los servicios ecosistémicos (Harrison *et al.*, 2018). Además, la evaluación de los servicios ecosistémicos constituye un aporte al estudio de las relaciones entre la sociedad y la naturaleza, es decir, de los sistemas socio-ecológicos, las cuales pueden reflejarse en la estructura de las coberturas terrestres, integradas por las coberturas vegetales y los usos de suelo.

Actualmente existe un numeroso acervo de literatura científica generada en diferentes partes del mundo, en la que se manejan diversos enfoques, escalas, marcos metodológicos, teóricos, conceptuales, entre otros aspectos. Sin embargo, para entender las capacidades de los ecosistemas de proveer sus servicios, se han desarrollado instrumentos con enfoque espacial que permiten su evaluación basada en el uso de datos cuantitativos y cualitativos.

Algunos de los instrumentos de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos se basan en modelación que requiere una gran cantidad de datos estadísticos y espacialmente explícitos, los que en muchas ocasiones no se encuentran disponibles para los usuarios o debe ser acotado a determinados tipos de servicios ecosistémicos, por lo que su uso sigue siendo una tarea difícil para los encargados de la planeación del territorio y tomadores de decisión (Salata, 2019). Por otro lado, existen metodologías que se basan en el uso de las coberturas y usos del suelo e información espacial derivada de los sistemas de información geográfica (Burkhard *et al.*, 2012; Burkhard *et al.*, 2009).

Una de estas metodologías es la conocida como matriz de expertos o matriz de Burkhard, la cual permite estimar el suministro de servicios ecosistémicos mediante una modelación matricial que requiere datos como el tipo de coberturas terrestres y la selección de servicios ecosistémicos relevantes, los cuales son valorados por expertos con base en su experiencia y conocimiento, lo que puede ser complementado con otras fuentes de datos (Jacobs *et al.*, 2015). Este enfoque no monetario también permite el mapeo de los servicios ecosistémicos evaluados, a través del cual se pueden identificar áreas clave para el suministro de servicios

del ecosistema que deben mantenerse para asegurar su suministro futuro (Martínez y Balvanera, 2012). Además de ser una metodología eficiente y adaptable, ésta puede realizarse en áreas con escasez de datos (Wangai *et al.*, 2018; Hattam *et al.*, 2021), generando resultados científicamente sólidos que contribuyen a la investigación transdisciplinaria de servicios ecosistémicos (Jacobs *et al.*, 2015).

Por lo anterior, la revisión se focalizó en aquellos casos análogos con enfoque matricial de evaluación de servicios ecosistémicos. En total se seleccionaron seis trabajos que fueron los siguientes: Palma, de la Barrera y Pineda (2019), realizado en Querétaro, México; Zhang y Muñoz (2019), en Barcelona, España; Montoya *et al.* (2017), Santiago, Chile; Burkhard, Kandziora, Hou y Müller (2014), que analizaron una región hipotética europea; y los trabajos de Liao *et al.* (2021) y de Peng *et al.* (2022), los cuales se realizaron en China. De estas investigaciones se revisaron los servicios ecosistémicos evaluados, los cuales se encontraban en las tres categorías de regulación, abastecimiento y culturales, y su selección se encontraba en función de las coberturas de suelo y vegetación presentes en cada región de estudio que incluyó varios países y continentes (Asia, Europa, América). También se revisaron los tipos de coberturas evaluadas, encontrando que no se evaluaron los humedales en una categoría como tal, sino que se integran dentro de la categoría de cuerpos de agua.

La revisión de otras investigaciones ejemplificó la aplicabilidad de la metodología matricial en una amplitud de regiones (Montoya, 2018), incluyendo en aquellos ecosistemas que no han sido ampliamente abordados en otros trabajos como los de regiones desérticas. Por lo tanto, se desarrolló una estrategia metodológica que permitió evaluar la oferta potencial de los servicios ecosistémicos prioritarios de regulación, abastecimiento y culturales en Mexicali; además, estos trabajos permitieron realizar análisis complementarios para comprobar la validez de los resultados de la presente investigación, los que se describen en los apartados de resultados y discusión.

## 2.3 PROCESOS DE CAMBIO DEL PAISAJE

En determinado tiempo y espacio, las coberturas terrestres son susceptibles a dinámicas de cambio originadas por causas naturales y humanas, las que se ven acentuadas por impulsores demográficos, económicos y de urbanización, siendo este último uno de los principales (Wangai *et al.*, 2018; Tian *et al.*, 2020). Estas dinámicas dan lugar a los procesos que transforman el paisaje, los cuales son motivados por diversos factores políticos, económicos, sociales y culturales relativos a las particularidades cada región de estudio. Por otro lado, los cambios producidos sobre los componentes del paisaje pueden impactar de manera significativa en la extensión y composición de los ecosistemas, en la pérdida de hábitat y biodiversidad, y afectan su capacidad para suministrar bienes y servicios indispensables para el bienestar humano (Burkhard *et al.*, 2009; Polasky *et al.*, 2011).

Para el análisis de los procesos de cambio que han transformado el paisaje desértico de Mexicali, se revisó el trabajo de Rosete, Pérez y Bocco (2008), particularmente su marco conceptual y el proceso metodológico desarrollado. Los autores analizaron los principales procesos de cambio derivados del cambio del uso de suelo y vegetación ocurrido en la Península de Baja California durante el periodo de 1978 al 2000, mediante el uso de cartografía del INEGI serie I (1978), el Inventario Nacional Forestal (2000) escala 1:250,000, e imágenes de satélite.

La metodología empleada por los autores para analizar los procesos de cambio se llevó a cabo en tres etapas. La primera consistió en la detección e interpretación cartográfica y digital del cambio, principalmente de la cartografía generada por el INEGI escala 1:250,000; en la segunda etapa se identificaron y analizaron los patrones o procesos de cambio de las coberturas con base en la cuantificación de los cambios y sus transiciones resultantes en la matriz de transición, los cuales se obtuvieron mediante la sobreposición de mapas y análisis espacial en el programa Arc/View; por último, se identificaron y analizaron las principales causas y factores del cambio de las coberturas y usos de suelo en la península de Baja California con base en diversas fuentes bibliográficas (Bocco *et al.*, 2001).

De acuerdo con Rosete *et al.* (2008), los principales procesos de cambio encontrados en la Península de Baja California se agruparon en tres categorías: 1) desmatorralización, que se

refiere a la transformación del matorral xerófilo a uso agropecuario, a otros tipos de vegetación y a áreas sin vegetación aparente; 2) recuperación, que indica el paso de usos agropecuarios a matorral xerófilo y a otros tipos de vegetación, así como de otros tipos de vegetación a matorral xerófilo; 3) el proceso de expansión de las manchas urbanas, que se refiere a la transformación del matorral xerófilo y los usos agropecuarios a asentamientos humanos.

Como se mencionó previamente, el trabajo de estos autores sirvió como referencia para el análisis de los procesos de cambio en Mexicali, Baja California. Sin embargo, para complementar el marco metodológico se revisaron otras investigaciones que analizan los procesos o patrones de cambio.

Entre estos se encontró el estudio de Mengue *et al.* (2020), quienes analizaron los procesos de cambio de los usos y coberturas de suelo en el bioma brasileño de la Pampa, y los datos ambientales y socioeconómicos relacionados, entre los que incluyeron datos de relieve, métricas del paisaje, datos climáticos y variables socioeconómicas los cuales se analizaron por medio métodos estadísticos. Otro trabajo revisado fue el de Smiraglia *et al.* (2016), quienes analizaron la relación entre los procesos de degradación del suelo y sus efectos en diversos los servicios ecosistémicos en dos localidades al sur de Italia; entre sus hallazgos encontraron que el proceso de urbanización era un proceso que contribuía en la pérdida de servicios de producción de alimentos, mientras que el abandono de tierras de cultivo impactaba en la pérdida de servicios de regulación de la erosión o regulación de riesgos naturales, a su vez, revisaron la relación de estos procesos con variables ambientales y de la dinámica de población. Por último, se revisó el trabajo de Leija *et al.* (2020), quienes analizaron el cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la cuenca baja del río Nazas, Durango. De este trabajo se destaca que entre las categorías de procesos de cambio incluyeron “deforestación”, la cual se refería a la transformación de las coberturas forestales para la agricultura, ganadería o la urbanización, mientras que las coberturas forestales consistieron en el bosque de galería y el matorral xerófilo. De tal manera que este proceso representa el equivalente al de desmatorralización propuesto por Rosete *et al.* (2008).



### 3. MARCO METODOLÓGICO

Para alcanzar el objetivo general de investigación que consiste en establecer un marco de evaluación de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres y de los servicios ecosistémicos prioritarios que aporte elementos de la dimensión ecológica para una planeación sustentable del territorio en el paisaje árido de Mexicali, Baja California, se desarrolló una propuesta metodológica basada en marco de los sistemas socio-ecológicos. En la figura 3 se presenta el esquema metodológico en el que se incorporan los tres objetivos específicos del presente trabajo, enmarcados dentro de los sistemas social y ecológico. En el esquema se muestran también los métodos, herramientas, e insumos requeridos para alcanzar los objetivos planteados, así como la secuencia en la que se llevaron a cabo.

El esquema metodológico parte del sistema ecológico (figura 6), el cual se abordó a través de las coberturas terrestres (coberturas de usos de suelo y vegetación), las cuales se consideran como *proxys* de los ecosistemas al igual que otros trabajos que utilizan el mismo enfoque de estudio (Burkhard et al., 2012; Montoya *et al.*, 2017; Palma, de la Barrera y Pineda, 2019). Las coberturas terrestres presentes en el área de estudio se seleccionaron tomando como base en la clasificación de la carta de usos de suelo y vegetación serie VII del INEGI (2018).

El proceso metodológico comenzó con el análisis de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres para el periodo 2000-2022. Este análisis permitió la cuantificación y mapeo de los principales cambios en la superficie de las coberturas terrestres durante un periodo de 22 años, los cuales impactan en la estructura y funciones de los ecosistemas. De tal manera que analizar estos cambios permite comprender las interacciones entre las actividades humanas y los recursos naturales, lo que resulta indispensable para mitigar las consecuencias de las acciones humanas (sistema social) y su efecto sobre los servicios ecosistémicos (Rosete *et al.*, 2008; Hasan, Zhen, Miah, Ahamed y Samie, 2020).

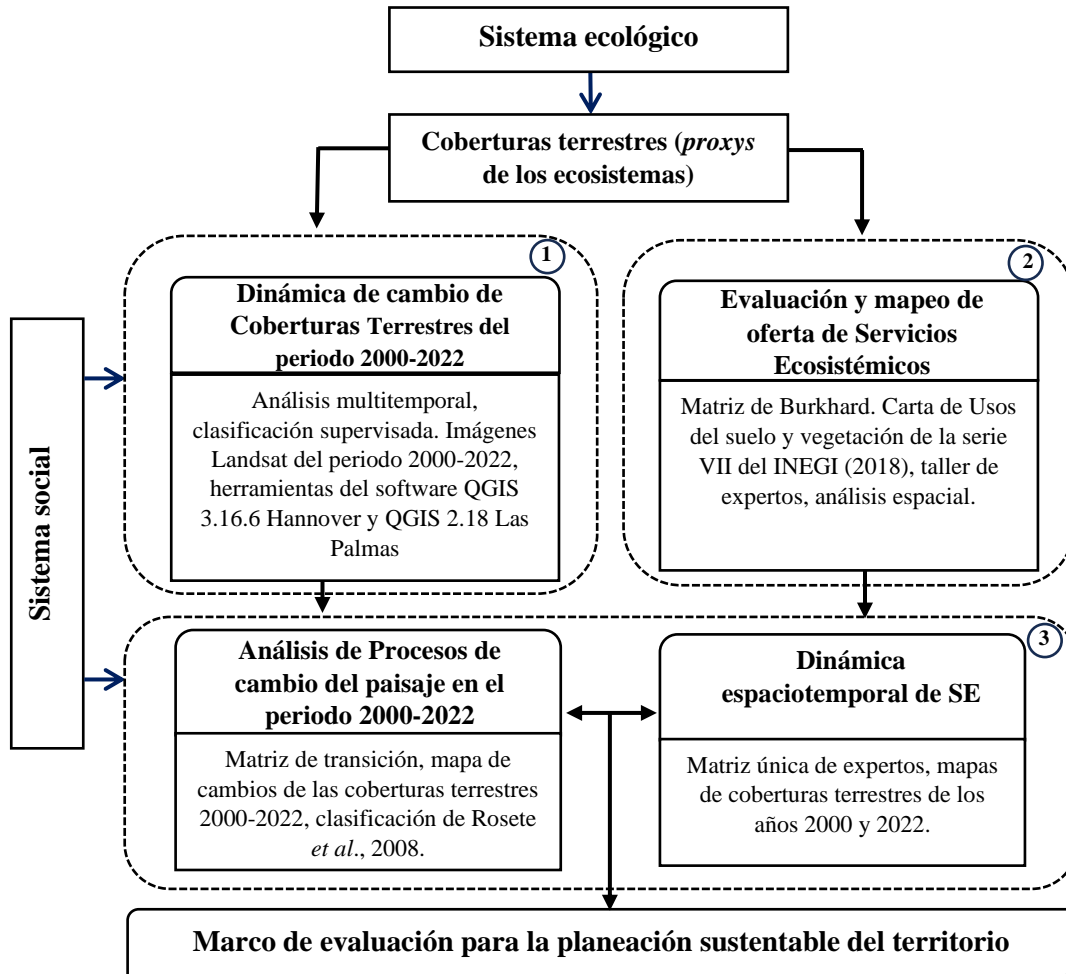
Posteriormente, se realizó la evaluación y mapeo de la oferta potencial de servicios ecosistémicos de regulación, abastecimiento y culturales los cuales son suministrados por las coberturas terrestres evaluadas y que como se mencionó previamente, se consideraron como *proxys* de los ecosistemas. Los servicios ecosistémicos representan un concepto puente que

relaciona el sistema ecológico y el sistema social, pues éste último a través de las acciones e intervenciones de los individuos, grupos e instituciones, impacta en la estructura y funciones de los ecosistemas, por lo tanto, en su capacidad para suministrar de servicios ecosistémicos (Martín, Gómez y Montes, 2009; Resilience Alliance, 2007). Debido a que los cambios espaciales en las coberturas terrestres inciden en el suministro de servicios ecosistémicos a través del tiempo, de manera adicional se crearon mapas de la dinámica espaciotemporal de servicios ecosistémicos, retomando los mapas de las coberturas terrestres en 2000 y 2022 los cuales se relacionaron con los valores de su oferta potencial de servicios ecosistémicos.

Por último, se analizaron los principales procesos de cambio que han transformado el paisaje árido de Mexicali, Baja California. Los procesos de cambio son el resultado de los principales cambios ocurridos en las coberturas terrestres durante el periodo de tiempo analizado, por lo que permiten identificar diversos patrones de las actividades humanas sobre los componentes del paisaje, los cuales son resultado de prácticas de manejo y aprovechamiento de los recursos naturales que son motivados por diversos factores como los sociales, políticos y económicos (Rosete *et al.*, 2008). La importancia del análisis de los procesos de cambio se debe a las implicaciones que estos tienen con relación a la pérdida de hábitat, de diversidad biológica, y sobre la capacidad de los ecosistemas para suministrar servicios ecosistémicos (Bocco *et al.*, 2001).

En conjunto, el marco de evaluación propuesto dentro del enfoque de los sistemas socio-ecológicos aportará elementos de la dimensión ecológica que pueden ser incorporados para una planeación integral del territorio que tradicionalmente ha priorizado las dimensiones económicas y sociales. De esta manera, se busca contribuir a la sustentabilidad del paisaje árido de Mexicali, Baja California.

**Figura 6.** Esquema metodológico basado en el marco de los sistemas socio-ecológicos.



Fuente: Elaboración propia.

### 3.1 ÁREA DE ESTUDIO

El presente análisis se realizó dentro del municipio de Mexicali, Baja California el cual cuenta con una población de 1,049,792 de habitantes y se localiza en la región árida del Desierto Sonorense al Noroeste de México (INEGI, 2020; Ayuntamiento de Mexicali, 2007). Esta región se caracteriza por ser plana, sin embargo, al oeste cuenta con la presencia de montañas entre las que se encuentran El Centinela, Sierra Cucapá y El Mayor, las que se extienden de norte a sur respectivamente (Ayuntamiento de Mexicali, 2007). La superficie de estudio es de 1,913.81 km<sup>2</sup> y abarca un gradiente urbano-rural que incluye la zona urbana de Mexicali, así como localidades ubicadas dentro del valle agrícola del mismo nombre, el que forma parte de una de las zonas agrícolas más importantes de México gracias al uso de agua de riego proveniente del Río Colorado (Sosa y Sánchez, 2007; Cortez, 2011).

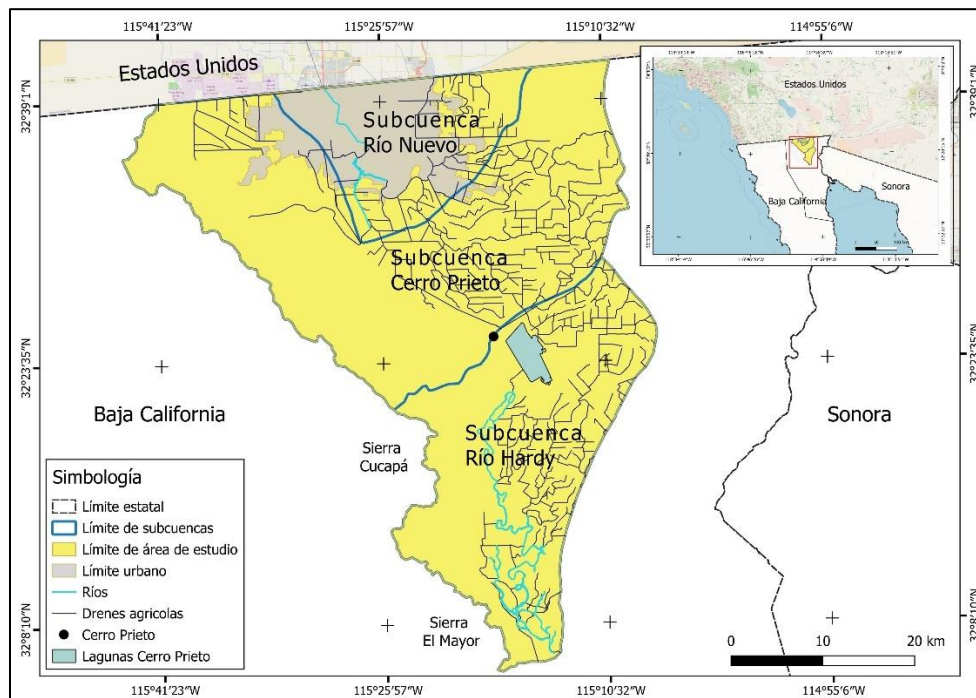
La zona de estudio se encuentra en el Delta del Río Colorado muy próxima a su desembocadura al mar. La cuenca de escurrimiento del Río Colorado abarca una porción de los Estados Unidos y otra de México por lo que se considera una cuenca binacional. El agua proveniente del Río Colorado (RC) constituye la principal fuente de abastecimiento de agua superficial del municipio de Mexicali y de todo el Estado de Baja California. En México, el agua del RC es administrada dentro de la Región Hidrológica Río Colorado No. 7, actualmente está integrada por ocho subcuencas, incluidas la de Río Nuevo, Cerro Prieto y Río Hardy (Programa Ordenamiento Ecológico Municipio Mexicali, 1999; INEGI, 2017), las cuales han sido delimitadas por el crecimiento agrícola del Valle de Mexicali.

Cabe mencionar que el área de estudio se delimitó con base en los límites de las tres subcuencas mencionadas (Río Nuevo, Cerro Prieto y Río Hardy), ya que esta unidad hidrológica aporta un enfoque sistémico e integral en el que se llevan a cabo interacciones y procesos de los elementos biofísicos, socioeconómicos y culturales los cuales son determinados por el recurso hídrico que es escaso en la región desértica de estudio, y por lo tanto, es un elemento clave para llevar a cabo una planeación y gestión del territorio orientada a la sustentabilidad (figura 7).

La frontera norte del área de estudio está limitada por la frontera internacional con los Estados Unidos; la frontera oeste corresponde al parteaguas que forman de norte a sur el Cerro El

Centinela, las sierras Sierra Cucapá y El Mayor; y, la frontera este, esta delineada por el parteaguas de las cuencas Cerro Prieto y Río Hardy con la del Río Colorado; esta frontera por su bajo relieve es poco perceptible, sin embargo, los escurrimientos formados por canales de drenaje agrícola lo muestran.

**Figura 7.** Localización del área de estudio en un gradiente urbano-rural de Mexicali, B.C.



Fuente: elaboración propia con información de INEGI (2018).

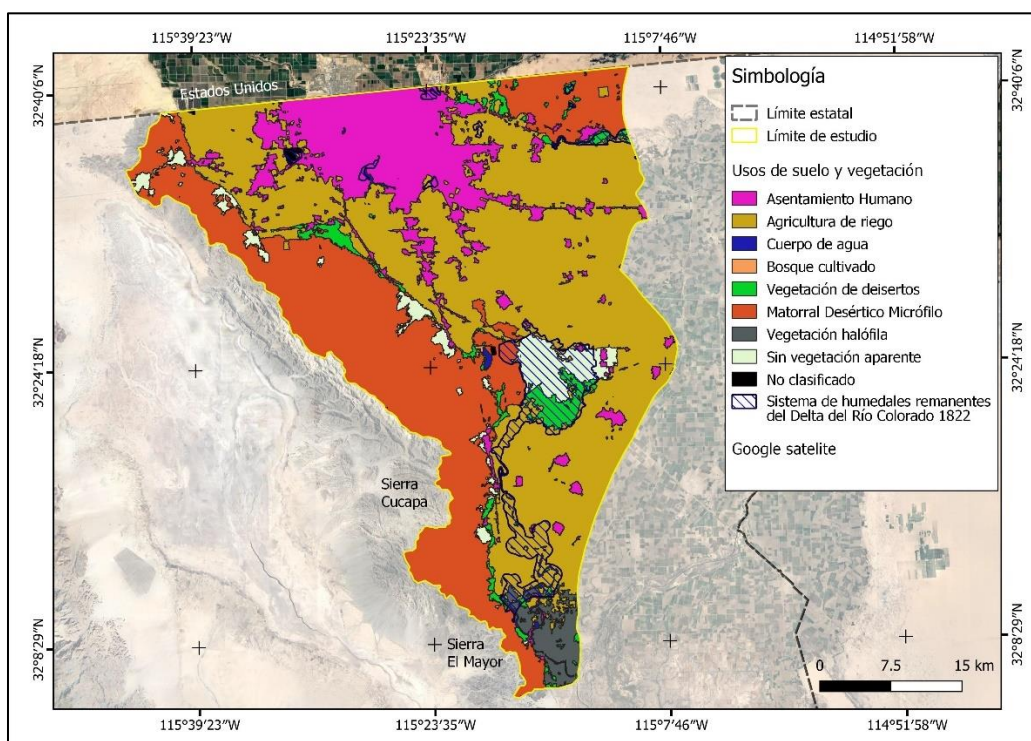
Por otro lado, el sitio de estudio se encuentra en la región florística del Desierto Central Sonorense, subregión Desierto Micrófilo, con una cobertura forestal dominada por matorral desértico micrófilo, vegetación de desiertos arenosos y vegetación asociada a humedales remanentes y cuerpos de agua la cual está representada por vegetación ribereña o de galería que suele mantener una composición vegetal de árboles, arbustos, pastos y plantas acuáticas (figura 8) (CONAFOR, 2014; Programa Ordenamiento Ecológico Municipio Mexicali, 1999).

La vegetación de humedales forma parte del hábitat ribereño en el Delta del Río Colorado, la cual constituye sitios de alimentación, refugio y anidación de distintas especies de fauna residentes y migratorias, principalmente de aves, motivo por el cual fueron designados como Sitio Ramsar 1822 denominado Sistema de Humedales Remanentes del Delta del Río

Colorado (Márquez y Peters, 2008). No obstante, la importancia biológica de los humedales del Delta del río Colorado, éste ha sido degradado por la alteración en su hidrología, el cambio de uso de suelo y la propagación de especies exóticas como el pino salado (*Tamarix spp.*) (Schlatter *et al.*, 2017; Glenn *et al.*, 2017). Lo anterior motivó en la implementación de acciones de restauración ecológica en algunas secciones del corredor ribereño que han reestablecido especies nativas de árboles y arbustos como álamos, sauces y mezquites (Zamora *et al.*, 2005; Shafroth *et al.*, 2017).

En suma, estas características de la región de estudio permiten reconocerla como una zona ecológica multidiversa, rodeada por diferentes ecosistemas que componen el paisaje y que tienen el potencial de proveer diversos servicios ecosistémicos asociados.

**Figura 8.** Usos de suelo y vegetación en el área de estudio.



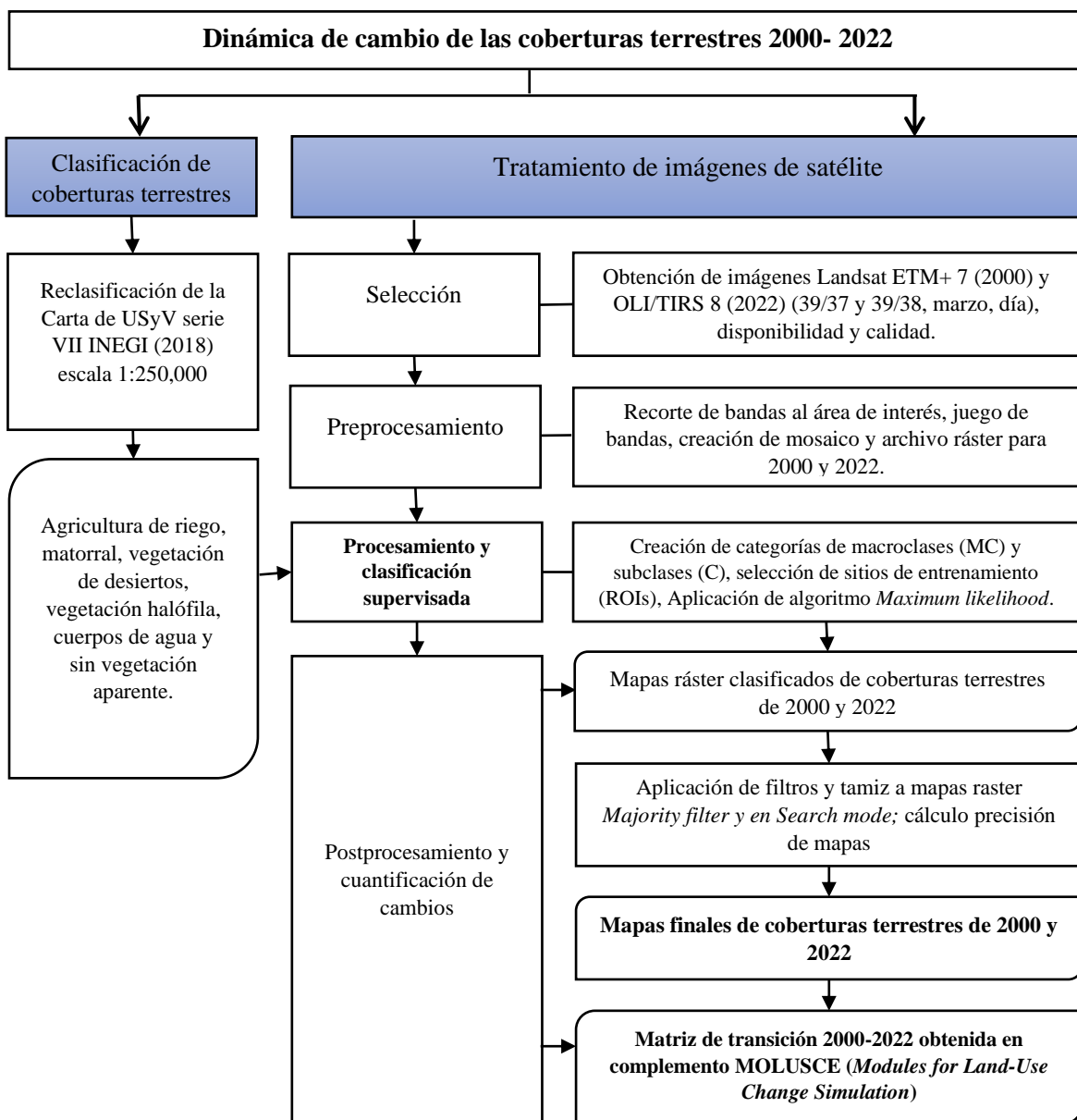
Fuente: elaboración propia con base en Carta de usos de suelo y vegetación escala 1:250000 Serie VII del INEGI (2018).

### 3.2 ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES EN EL PERIODO 2000-2022

El marco de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2003) establece que los cambios de uso y cobertura de suelo representan uno de los principales impulsores de cambio directos de los ecosistemas, por lo que comprender estos cambios y sus impactos resulta indispensable para mitigar las consecuencias de las acciones humanas y su efecto sobre los servicios ecosistémicos (Hasan, Zhen, Miah, Ahamed y Samie, 2020).

Para llevar a cabo el primer objetivo específico de la presente investigación que consistió en analizar la dinámica de cambio de las coberturas terrestres ocurrida entre 2000 y 2022 en Mexicali, Baja California, se emplearon métodos espaciales que permitieron su cuantificación, análisis y representación cartográfica. En la presente investigación se denominaron “coberturas terrestres” a los usos y coberturas de suelo. El periodo de tiempo analizado de 22 años se inició con el año 2000 debido a la disponibilidad de imágenes satelitales adecuadas para la zona de estudio, de igual manera que con el año 2022 el cual provee información contemporánea de las coberturas terrestres. Adicionalmente ambos periodos son cercanos a los censos del INEGI del 2000 y 2020, de los cuales se obtuvo la información sociodemográfica correspondiente. El proceso metodológico de la dinámica de cambio consistió en dos etapas principales que fueron la clasificación de coberturas terrestres y el tratamiento de imágenes de satélite, durante la cual se obtuvieron los mapas ráster clasificados de 2000 y 2022 y la matriz de transición (figura 9).

**Figura 9.** Proceso metodológico para el análisis de la dinámica de cambio 2000-2022.



Fuente: elaboración propia.

### 3.2.1 Clasificación de coberturas terrestres

Para identificar las principales coberturas terrestres presentes en el área de estudio se tomó como referencia la clasificación de la Carta de Usos del suelo y vegetación de la serie VII del INEGI (2018) a escala 1:250,000 en formato vectorial. Cabe mencionar que en la clasificación del INEGI se presentaban los estados de sucesión secundaria en algunas

coberturas vegetales, como es el caso de los matorrales, vegetación de desiertos arenosos y vegetación halófila, por lo tanto, se consideró adecuado incluirlas con su estado primario para simplificar la clasificación de coberturas en la escala del presente trabajo.

Por otro lado, la cobertura de asentamientos humanos no se incluyó dentro de la clasificación supervisada debido a que durante la realización de pruebas preliminares se observó que el algoritmo confundía esta clase con las de matorral desértico micrófilo y sin vegetación aparente, ambas ubicadas en la zona de las sierras. Para disminuir este error de clasificación se creó una máscara que excluyera los asentamientos humanos y carreteras, así como otras coberturas que no son de interés del presente estudio, incluyendo la Planta Geotérmica de Cerro Prieto y su laguna aledaña. Aunque la clasificación de los asentamientos no fue parte de la clasificación supervisada, esta cobertura se incluyó posteriormente en el análisis de la dinámica de cambio.

En total se establecieron seis coberturas terrestres para la clasificación supervisada que incluían la cobertura agrícola, matorral desértico micrófilo, vegetación de desiertos arenosos, vegetación halófila, cuerpos de agua y sin vegetación aparente (tabla 2). Una vez identificadas las coberturas a clasificar, se seleccionaron las imágenes de satélite del área de estudio y se llevaron a cabo actividades de preprocesamiento, procesamiento y clasificación supervisada, las cuales generaron los datos para la cuantificación y análisis de la dinámica de cambio ocurrida en el periodo de 22 años.

**Tabla 2.** Esquema de clasificación de coberturas terrestres.

| <b>Categorías de coberturas terrestres</b> | <b>Descripción</b>   |
|--|--|
| Agrícola                                   | Terrenos agrícolas de riego, con vegetación reciente y en rastreo.   |
| Matorral desértico micrófilo               | Comunidad vegetal arbustiva y leñosa que se establece sobre laderas montañosas y planicies arenosas.                                   |
| Vegetación de desiertos arenosos           | Comunidad vegetal arbustiva que se establece como manchones de vegetación sobre dunas de arena.  |
| Vegetación halófila                        | Cobertura vegetal dominada por herbáceas suculentas, pastos y arbustos escasos, se establece sobre suelos con alto contenido de sales. |
| Cuerpos de agua                            | Áreas que están continuamente sumergidas en agua en movimiento o estancada, como ríos, humedales artificiales y lagunas.               |
| Sin vegetación aparente                    | Áreas sin vegetación visible y asociadas a zonas con actividad minera y extractiva.  |
| Asentamientos Humanos*                     | Cobertura que incluye superficies edificadas, residenciales, industriales, comerciales y otras infraestructuras como carreteras.       |

\* La cobertura de Asentamientos Humanos se incluyó posteriormente a la clasificación supervisada, para el análisis de la dinámica de cambio en el periodo de estudio. Fuente: Elaboración propia con base en INEGI (2015), Larbi (2023) y Muhammad *et al.* (2022).

### 3.2.2 Selección de imágenes de satélite

Se trabajó con imágenes satelitales de los sensores Landsat 7 Thematic Mapper (ETM+) para el 2000, y Landsat 8 OLI/TIRS para el 2022, las cuales son imágenes de resolución media a 30 metros, descargadas del explorador del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS Earth Explorer). La zona de estudio se encontró dentro de dos escenas identificadas con los Path/Row 39/37 (escena norte) y 39/38 (escena sur); para cada escena y periodo de estudio se descargaron sus respectivas bandas espectrales en formato Tiff, georeferenciadas con el sistema de coordenadas Universal Transversal de Mercator (UTM) UTM/WGS84 zona 11. Las imágenes seleccionadas corresponden al mes de marzo (2022) y abril (2000), lo que permitió realizar un análisis multitemporal adecuado de la dinámica de coberturas.

Entre los criterios para la adquisición de las imágenes satelitales se encuentra la elección de aquellas con calidad de escena mayor a 7, escenas tomadas durante el día, y el porcentaje de nubosidad menor a 10%, lo cual se consiguió para el periodo 2022, mientras que las imágenes de la escena norte del 2000 presentaban nubosidad mayor del 10%, sin embargo, ésta no cubre el área de estudio. En la tabla 3 se muestra un resumen de las características de las imágenes Landsat utilizadas.

**Tabla 3.** Escenas satelitales seleccionadas.

| <b>Escena norte de Mexicali</b> |             |               |
|---------------------------------|-------------|---------------|
| <b>Año</b>                      | <b>2000</b> | <b>2022</b>   |
| <b>Tipo</b>                     | LT07 ETM+   | LC08 OLI/TIRS |
| <b>Path/Row</b>                 | 39/37       | 39/37         |
| <b>Fecha de toma</b>            | abril-17    | marzo-21      |
| <b>% nubosidad</b>              | 30          | 0.7           |
| <b>Categoría de colección</b>   | T1          | T1            |
| <b>Escena sur de Mexicali</b>   |             |               |
| <b>Año</b>                      | <b>2000</b> | <b>2022</b>   |
| <b>Tipo</b>                     | LT07 ETM+   | LC08 OLI/TIRS |
| <b>Path/Row</b>                 | 39/38       | 39/38         |
| <b>Fecha de toma</b>            | abril-17    | marzo-21      |
| <b>% nubosidad</b>              | 2           | 4.31          |
| <b>Categoría de colección</b>   | T1          | T1            |

Fuente: elaboración propia.

Se consideró que las imágenes satelitales adquiridas en los periodos y escenas de interés se encontraran dentro de la categoría de colección 2 (Landsat Collection 2), la cual proporciona una selección de datos corregidos radiométricamente y geolocalizados, además, se adquirieron imágenes con precisión de terreno de nivel 1 (L-1 TP) que presentan la mayor precisión geométrica (Larbi, 2023; Lahai, Kabba y Mansaray, 2022), por lo que los datos contenidos en estas categorías resultan adecuados tanto temporal como espacialmente para el análisis de la dinámica de cambio en la región y periodo de interés.

### 3.2.3 Preprocesamiento de imágenes de satélite

Una vez obtenidas las imágenes de satélite de cada escena y periodo de estudio, se procedió a realizar su preprocesamiento en el programa QGIS versión 3.16.6 Hannover, que consistió

en el recorte (clip) de todas las bandas al área de interés, la creación de un juego de bandas (Band set) recortadas para cada escena, la unión de este set de bandas en un mosaico y la generación de un archivo raster para cada año de estudio (2000 y 2022).

Para llevar a cabo el preprocesamiento de las imágenes de satélite se utilizó el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP por sus siglas en inglés) de QGIS, en el que previamente se creó un juego de bandas de cada escena (norte y sur). Para crear el juego de bandas se seleccionó la opción Band set del complemento SCP, las bandas se seleccionaron de la lista (single band list), se pasaron y ordenaron hacia el cuadro de definición (band set definition), y se seleccionó la longitud de onda (Wavelength quick settings) de cada banda de acuerdo al tipo de sensor Landsat.

Posteriormente, en la opción Preprocessing del complemento SCP se seleccionó la opción de Clip multiple rasters en el que se introdujeron uno por uno los juegos de bandas creados previamente, así como un archivo vectorial creado previamente de la máscara que representa el área de interés y que excluye las áreas que no lo son (asentamientos humanos, Planta Geotérmica de Cerro Prieto, su laguna aledaña y carreteras); con estos dos elementos se seleccionó la carpeta en la que se guardaron las bandas recortadas y se colocó un prefijo que permitió identificar estos archivos generados, finalmente se corrió el proceso.

Una vez obtenidos los clips del área de interés se creó nuevamente un juego de bandas de cada escena, a partir de las cuales se generó el mosaico en la opción Mosaic of bandsets, lo que se realizó seleccionando los dos juegos de bandas recortadas, se guardaron con un prefijo para identificarlos y se corrió el proceso. Por último, con el mosaico generado y su respectivo set de bandas (stack bands) se creó un raster, con la opción Create raster of band set.

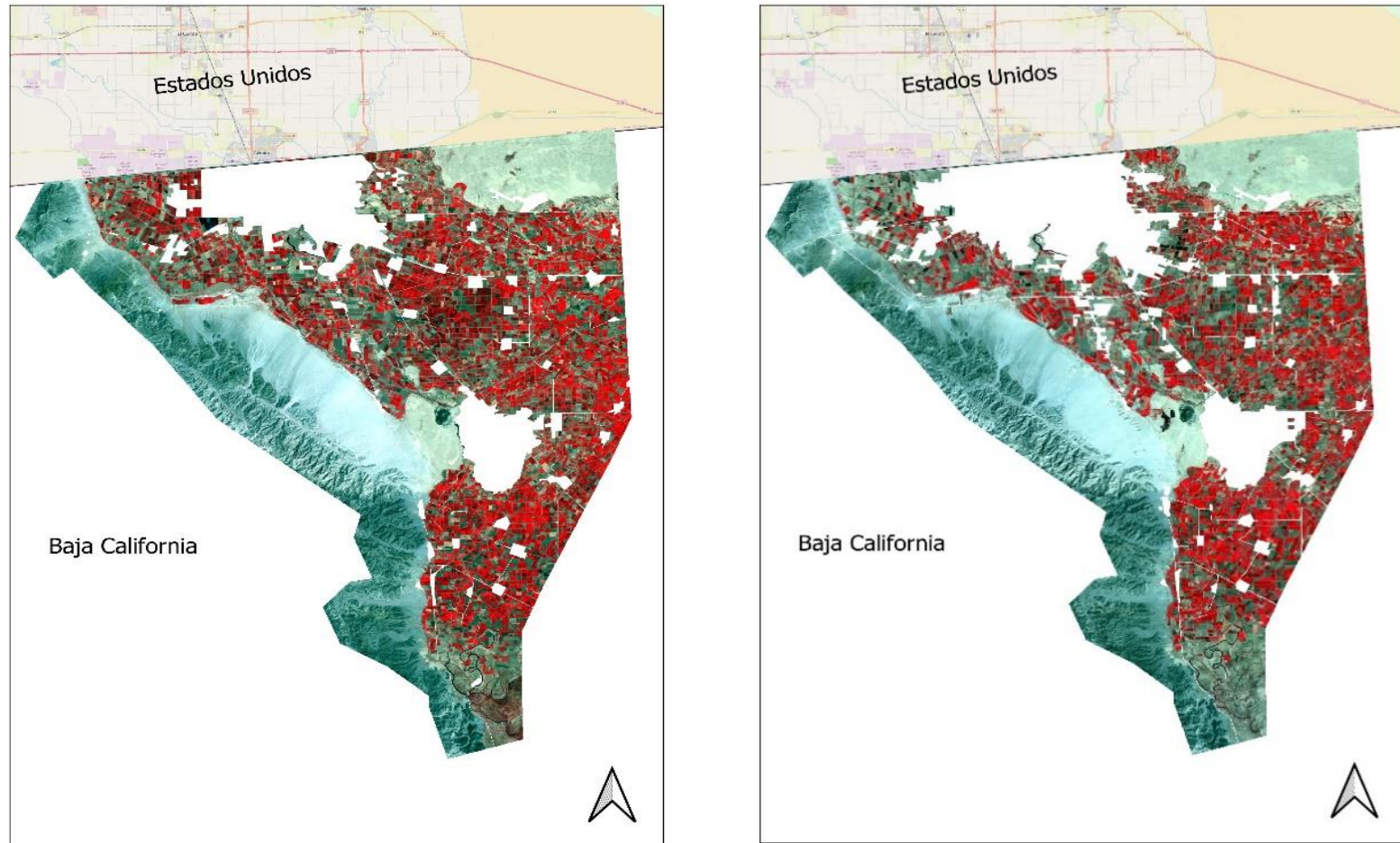
Los pasos anteriores se llevaron a cabo para obtener el ráster de cada año de estudio en 2000 y 2022 (figura 10), en los que posteriormente se seleccionaron los sitios de entrenamiento correspondientes a las clases establecidas para cada cobertura terrestre, con base en la aplicación de diferentes combinaciones de las bandas espectrales de los sensores Landsat 7 y Landsat 8 (tabla 4). Finalmente se aplicó el procesamiento y clasificación supervisada de cada año de estudio.

**Tabla 4.** Bandas espectrales de sensores Landsat.

| <b>Landsat<br/>7</b> | <b>Bandas</b>               | <b>Rango<br/>espectral<br/>(<math>\mu\text{m}</math>)</b> | <b>Landsat<br/>8</b> | <b>Bandas</b>                        | <b>Rango<br/>espectral<br/>(<math>\mu\text{m}</math>)</b> |
|----------------------|-----------------------------|---|----------------------|--------------------------------------|---|
| 1                    | Azul (B)                    | 0.441-0.514   | 1                    | Aerosol                              | 0.435-0.451   |
| 2                    | Verde (G)                   | 0.519-0.601   | 2                    | Azul (B)                             | 0.452-0.512   |
| 3                    | Rojo (R)                    | 0.631-0.692   | 3                    | Verde (G)                            | 0.533-0.590   |
| 4                    | Infrarrojo cercano<br>(NIR) | 0.772-0.898   | 4                    | Rojo (R)                             | 0.636-0.673   |
| 5                    | Infrarrojo de onda corta    | 1.547-1.749   | 5                    | Infrarrojo cercano (NIR)             | 0.851-0.879   |
| 6                    | Infrarrojo termal           | 10.31-12.36   | 6                    | Infrarrojo de onda corta 1<br>(SWIR) | 1.566-1.651   |
| 7                    | Infrarrojo de onda corta    | 2.064-2.345   | 7                    | Infrarrojo de onda corta 2<br>(SWIR) | 2.107-2.294   |
| 8                    | Pancromática                | 0.515-0.896   | 8                    | Pancromática                         | 0.503-0.676   |

Fuente: elaboración propia con base en Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, s.f).

**Figura 10.** Composición infrarroja o falso color de archivos ráster año 2000.



Fuente: elaboración propia.

### 3.2.4 Procesamiento y clasificación supervisada

Después de realizar el preprocesamiento de las imágenes de satélite para la generación de un archivo ráster del área de estudio, se procedió con la clasificación supervisada. Ésta es una técnica de clasificación que implica el conocimiento previo del terreno, lo que permite la selección de áreas conocidas en la imagen de satélite que pueden establecerse como clases; a partir de las clases se crean los sitios de entrenamiento, los cuales son áreas o regiones homogéneas que contienen píxeles con determinadas propiedades espectrales que el programa analiza para etiquetar las muestras con base en su similitud espectral, y posteriormente clasificar en las categorías de clases previamente establecidas (Asming *et al.*, 2022).

En el presente trabajo la clasificación supervisada se realizó a través de la herramienta Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) del programa QGIS; esta herramienta o complemento se instaló al seleccionarlo dentro del menú Plugins del programa. Al abrir el complemento SCP aparece un panel en el que se encuentra la pestaña Training input, en la que se creó un archivo nuevo para los sitios de entrenamiento en la opción Create a new training input.

Posteriormente, se establecieron las categorías de macroclases (MC), que en este caso corresponden a las seis clases de coberturas terrestres, que son agricultura de riego, matorral desértico micrófilo, vegetación de desiertos arenosos, vegetación halófila, cuerpos de agua y sin vegetación aparente. A cada MC se le asignó un número identificador (ID) y nombre; además, en función de cada macroclase se establecieron subclases (C) para mejorar la clasificación supervisada, como en el caso del matorral desértico micrófilo (MDM) al que se establecieron dos subclases, MDM Alto para las zonas altas de las sierras, así como MDM para las zonas de bajada de las sierras. Se procedió de la misma manera con la macroclase Agrícola, en el que se definieron tres subclases, agrícola de riego, agrícola reciente y agrícola de rastro. Al resto de las macroclases no se les asignaron subclases.

Una vez establecidas las macroclases y subclases, se crearon los sitios de entrenamiento o Regiones de Interés (ROIs por sus siglas en inglés). Para la selección de los sitios de entrenamiento se emplearon diversas combinaciones de las bandas espectrales determinadas

en función de sus canales en cada sensor (tabla 3), entre las que se encuentran la combinación de falso color o infrarrojo (NIR-R-G), la cual destaca la vegetación en color rojo y los diferentes estados de crecimiento de cultivos; color verdadero o natural (R-G-B), que permite identificar la vegetación vigorosa y suelos desnudo; así como otras combinaciones que destacan la vegetación desértica y matorrales en colores magenta (SWIR-NIR-G), y cuerpos de agua y zonas inundadas, entre otras combinaciones.

Para realizar la selección de los sitios de entrenamiento de cada periodo se revisó información complementaria como fotografías aéreas, planes y programas de ordenamiento ecológico del municipio de Mexicali, registros fotográficos y Google Earth, en total se crearon más de 400 ROIs para cada año de análisis. Posteriormente se procedió a realizar la clasificación supervisada mediante la aplicación del algoritmo de Máxima verosimilitud (Maximum likelihood<sup>2</sup>), el cual es un método estadístico ampliamente utilizado y disponible en software libre (Espinoza, Aragonés y Sahagún, 2023; Camacho *et al.*, 2015), con el que se obtuvieron los mapas de clasificación supervisada de los años 2000 y 2022, correspondientes al año inicial y final del periodo de análisis (22 años).

### 3.2.5 Postprocesamiento y cuantificación de cambios

Como resultado de la aplicación del algoritmo de Máxima verosimilitud se obtuvieron los mapas en formato ráster de la clasificación supervisada de los años 2000 y 2022, a los que se les aplicó un algoritmo de tamiz o sieve como procedimiento posterior para filtrar polígonos pequeños y aislados y agregarlos a un polígono vecino más grande (Espinoza *et al.*, 2023). Para lo anterior se utilizó la herramienta de procesamiento de QGIS llamada Majority filter y en Search mode se seleccionó Square, se corrió el proceso y se generó un nuevo ráster; enseguida al nuevo ráster se le aplicó un algoritmo de tamiz (sieve) que se encuentra en el menú Raster, Analysis, Sieve, en este trabajo se manejó un sieve de 80 pues se observó que fue el que mejor filtró los polígonos pequeños.

Después de la aplicación de los filtros, se procedió a realizar la evaluación de la precisión de los mapas. Esta evaluación es un procedimiento que compara los resultados de la

---

<sup>2</sup> El algoritmo de Máxima verosimilitud calcula la probabilidad de que un píxel pertenezca a una clase con una distribución normal para cada banda (Espinoza *et al.*, 2023).

clasificación con datos de referencia geográfica que muestran la realidad en campo, incluyendo imágenes de alta resolución, mapas o fotografías de referencia del año inicial y final, así como puntos obtenidos en campo (Lahai *et al.*, 2022). Por lo anterior, se realizó la evaluación de precisión de los mapas de 2000 y 2022 a partir de la matriz de confusión, la cual evalúa la congruencia entre los conjuntos de datos analizados mediante indicadores que pueden ser la precisión general y el coeficiente de Kappa. Adicionalmente, se llevó a cabo un recorrido en campo para la verificación de las coberturas clasificadas.

Una vez que se obtuvieron los valores de precisión de la clasificación, se procedió a editar los mapas finales con el objetivo de disminuir incoherencias en la clasificación y mejorar los resultados (Valdez, Aguirre y Ángeles, 2011); para lo anterior, los mapas en formato ráster se transformaron en formato vector para facilitar su edición, además, se utilizaron como referencia imágenes de Google Earth para cada fecha de análisis, fotografías aéreas y recorridos previos en campo.

Por último, se llevó a cabo la cuantificación y análisis de los cambios ocurridos en el periodo de análisis correspondiente a 22 años. Esto se realizó a través del complemento llamado MOLUSCE (Modules for Land-Use Change Simulation) de la versión de QGIS 2.18 Las Palmas, el cual es un modelo de código abierto que permite analizar, modelar y simular cambios en las coberturas y usos del suelo mediante la incorporación de una serie de algoritmos, así como técnicas de tabulación cruzada (Muhammad *et al.*, 2022).

Este complemento requirió como insumos de entrada los mapas finales de la clasificación supervisada de los años 2000 y 2022 en formato ráster, los cuales deben tener el mismo tamaño de píxel, sistema de coordenadas y escala. Como se mencionó previamente, la clasificación supervisada no incluyó la cobertura de Asentamientos Humanos, por lo tanto, se optó por agregarla manualmente en los mapas finales y de esta forma poder analizar su dinámica de cambio; este procedimiento se ha realizado en trabajos similares como el de Valdez *et al.* (2011). Al ingresar estos mapas de entrada en el complemento MOLUSCE se obtuvo una tabla con los valores generales de las superficies de las coberturas por cada año de análisis, así como la matriz de transición la cual representa las proporciones de píxeles que cambian de una cobertura a otra. Las entradas en la diagonal muestran el tamaño de la estabilidad de cada clase (valores cercanos a 1 representan una categoría estable), y las

entradas fuera de la diagonal representa el tamaño de la transición de una clase a las diferentes clases (Muhammad *et al.*, 2022).

Adicionalmente, a partir de los valores de las superficies del año inicial (2000) y final (2022) se calculó la tasa de crecimiento medio anual, con base en la ecuación de la FAO (1996):

$$t = (S_2 / S_1)^{1/n} - 1$$

Donde  $t$  corresponde a la tasa de cambio y que puede expresarse en porcentaje al multiplicar por 100;  $S_1$  es la superficie de un tipo de cobertura terrestre en el periodo 1;  $S_2$  es la superficie de la misma cobertura terrestre en el periodo 2 y;  $n$  es el número de años transcurridos entre los dos periodos (Romero *et al.*, 2022).

### 3.3 EVALUACIÓN DE LA OFERTA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI, BAJA CALIFORNIA

Los ecosistemas que integran un paisaje tienen diferentes capacidades de suministrar servicios ecosistémicos, las cuales dependen de sus estructuras y funciones; sin embargo, éstas se ven afectadas por las actividades humanas sobre el ambiente las cuales se reflejan principalmente en el uso de suelo y los cambios en la cobertura terrestre. Para entender las capacidades de los ecosistemas de proveer sus servicios, se han desarrollado instrumentos con enfoque espacial que permiten su evaluación basada en el uso de datos cuantitativos y cualitativos, incluyendo el uso de las coberturas y usos del suelo e información espacial derivada de los sistemas de información geográfica (Burkhard *et al.*, 2012; Burkhard *et al.*, 2009).

Una de estas metodologías es la conocida como matriz de expertos o matriz de Burkhard, la cual permite estimar el suministro de servicios ecosistémicos mediante una modelación matricial que requiere datos como los servicios ecosistémicos relevantes (eje de las "x"), y las coberturas terrestres que suministran tales servicios (eje de las "y"), los cuales son valorados por expertos con base en su experiencia y conocimiento, lo que puede ser complementado con otras fuentes de datos (Burkhard *et al.*, 2009; Wangai *et al.*, 2018; Zhang y Muñoz, 2019). Este enfoque no monetario también permite realizar el mapeo de los servicios ecosistémicos evaluados a nivel de paisaje, a través del cual se pueden identificar

áreas clave para el suministro de servicios ecosistémicos que deben mantenerse para asegurar su suministro futuro (Martínez y Balvanera, 2012).

En este sentido, para llevar a cabo el segundo objetivo del presente estudio que consistió en evaluar y mapear la oferta potencial de los servicios ecosistémicos prioritarios en Mexicali, Baja California se seleccionó el enfoque matricial de evaluación de servicios ecosistémicos. Se realizó una adaptación de la metodología de Burkhard tomando como referencia diversos trabajos que utilizan este enfoque (Palma, de la Barrera y Pineda, 2019; Wangai *et al.*, 2018; Zhang y Muñoz, 2019; Montoya *et al.*, 2017; Burkhard, Kandziora, Hou y Müller, 2014; Tabares, Zapata y Buitrago, 2020), a partir de los cuales se desarrolló una estrategia metodológica que permitió evaluar la oferta potencial de los servicios ecosistémicos prioritarios de regulación, abastecimiento y culturales así como analizar su distribución espacial en Mexicali, la cual se describe a continuación.

### 3.3.1 Selección de servicios ecosistémicos prioritarios

La selección de los servicios ecosistémicos a evaluar se realizó en tres etapas: 1) en la primera, se elaboró un listado de 27 servicios ecosistémicos identificados con base en la literatura sobre los principales ecosistemas en el área de estudio; 2) en la segunda etapa, los nombres y descripciones de los servicios ecosistémicos enlistados se homologaron con base en la Clasificación Internacional de Servicios Ecosistémicos V5.1 (CICES por sus siglas en inglés) de Haines y Potschin (2018); 3) finalmente, se envió a los expertos un breve cuestionario en línea, que incluía una serie de preguntas de identificación de los expertos y el listado de los 27 servicios ecosistémicos preseleccionados; se les pidió que del listado seleccionaran nueve servicios ecosistémicos, que con base en su conocimiento y experiencia fueran prioritarios para evaluar su oferta potencial y tendencia en Mexicali y su valle. Se determinó que fueran nueve los servicios a elegir, esto como estrategia para focalizar el ejercicio de evaluación en aquellos que los expertos consideran con mayor nivel de importancia por el bienestar que proporcionan en el área de estudio.

Una vez obtenidos los cuestionarios contestados en línea por los expertos, se identificaron los nueve servicios ecosistémicos con mayor frecuencia de selección, siendo los siguientes:

cinco servicios de regulación, entre los que se encuentran la regulación de clima local, purificación del agua, regulación de flujos de agua, recarga del acuífero y control de la erosión; dos de abastecimiento, incluidos los de abastecimiento de provisión de alimentos y pesca; y dos culturales, recreación y turismo y educación ambiental.

### 3.3.2 Selección de coberturas terrestres

Con respecto a las coberturas terrestres, Burkhard et al. (2009) retoma las clases incluidas en el inventario de CORINE Land Cover (CLC), que es un sistema de clasificación de coberturas utilizado por la Unión Europea. En el presente trabajo se utilizó como base de clasificación la Carta de Usos del suelo y vegetación de la serie VII del INEGI (2018) a escala 1:250,000 en formato vectorial, en la que se identificaron las clases de coberturas de suelo y vegetación o coberturas terrestres (usos de suelo y vegetación) presentes en el área de estudio, las cuales se tomaron como *proxys* de los ecosistemas a evaluar (Palma et al., 2019; Montoya et al., 2017). Se consideró conveniente el uso de la cartografía del INEGI ya que sus unidades de clasificación son adecuadas para los objetivos de este trabajo; además, se encontró que otras investigaciones realizadas en Latinoamérica (Montoya et al., 2017; Palma et al., 2019) basan su análisis en el uso de clasificaciones oficiales nacionales o regionales para evaluar servicios ecosistémicos clave (Burkhard et al., 2009; Burkhard et al., 2012).

Posteriormente a la identificación de las principales coberturas terrestres de la clasificación original de la serie VII del INEGI (2018), se procedió a establecer criterios para determinar las coberturas finales que fueron evaluadas. Estos criterios consistieron en: a) agrupar aquellas coberturas específicas dentro de una misma categoría general; b) algunas coberturas generales se desagregaron y renombraron en coberturas más específicas para su evaluación; y c) algunas coberturas de la clasificación de INEGI se dejaron fuera ya que no eran objetivo del presente estudio. En total se identificaron 10 coberturas terrestres que se enlistaron y se describieron de acuerdo con sus principales características. Cabe mencionar que a la mayor parte de las coberturas se les asignó un nombre común o conocido en el área de estudio para facilitar su identificación y reconocimiento por parte de todos los expertos (ver tabla 5).

**Tabla 5.** Reclasificación de coberturas terrestres.

| ID | Clasificación INEGI serie VII  |  | Clasificación estudio                                       |                |
|----|--|--|---|----------------|
|    | Usos de suelo y vegetación   | TIP_INFO   | Coberturas terrestres / ecosistemas                         | Superficie (%) |
| 1  | Cuerpo de agua   | Complementaria                                   | Bosque de la ciudad   | 0.01           |
| 2  | Cuerpo de agua   | Complementaria                                   | Lagunas México-Xochimilco-Campestre                         | 0.06           |
| 3  | Asentamientos humanos  | Complementaria                                   | Asentamientos humanos <sup>1</sup>                          | 14.96          |
| 4  | Agricultura de riego anual   | Agrícola-pecuaria-forestal                       | Agricultura de riego  | 46.18          |
|    | Agricultura de riego anual y semipermanente  | Agrícola-pecuaria-forestal                       |   |                |
| 5  | Agricultura de riego permanente  | Agrícola-pecuaria-forestal                       | Matorral desértico micrófilo                                | 29.37          |
|    | Matorral desértico micrófilo   | Ecológica-florística-fisonómica                  |   |                |
| 6  | Vegetación secundaria arbustiva de matorral desértico micrófilo  | Ecológica-florística-fisonómica                  | Vegetación de dunas   | 2.99           |
|    | Vegetación de desiertos arenosos   | Ecológica-florística-fisonómica                  |   |                |
| 7  | Vegetación secundaria arbustiva de vegetación de desiertos arenosos  | Ecológica-florística-fisonómica                  | Humedal artificial Las Arenitas                             | 0.07           |
| 8  | Cuerpo de agua   | Complementaria                                   | Bosque de mezquites   | 0.03           |
| 9  | Bosque cultivado   | Agrícola-pecuaria-forestal                       | Río Hardy   | 0.23           |
| 10 | Cuerpo de agua   | Complementaria                                   | Vegetación de suelos salinos (vegetación del alto estuario) | 2.17           |
|    | Vegetación halófila hidrófila  | Ecológica-florística-fisonómica                  |   |                |
| 11 | Vegetación halófila xerófila   | Ecológica-florística-fisonómica                  | Coberturas no incluidas/descartadas                         | 3.92           |
|    | Vegetación secundaria arbustiva de vegetación halófila xerófila  | Ecológica-florística-fisonómica                  |   |                |
|    | Acuícola, Desprovisto de vegetación, sin vegetación aparente, cuerpo de agua, pastizal cultivado y pastizal inducido | Ecológica-florística-fisonómica / Complementaria |   |                |

Fuente: elaboración propia con base en INEGI (2018).

### 3.3.3 Selección de expertos

La selección de expertos se realizó considerando los siguientes criterios: 1) experiencia o perfil profesional en las áreas de restauración ecológica, hidrología, planeación territorial, gestión y manejo del agua, ecoturismo, agroecosistemas y ecosistemas estuarinos; 2) pertenencia a diversos sectores, como la academia, gobierno (federal, estatal y municipal), empresarial, consultoría, organizaciones de la sociedad civil (OSC); 3) incidencia en las diferentes categorías de servicios ecosistémicos (regulación, abastecimiento y culturales). Este proceso de selección inició con el sondeo general a un grupo de 16 expertos que cumplieron con los criterios mencionados, sin embargo, al final se seleccionaron a 10 expertos que mostraron su disponibilidad y compromiso para participar en la evaluación de servicios ecosistémicos (tabla 6).

**Tabla 6.** Expertos seleccionados para la evaluación de servicios ecosistémicos.

| <b>ID Experto</b> | <b>Experiencia / Profesión</b>                  | <b>Sector</b>      | <b>Institución / dependencia</b>                               |
|-------------------|---|--------------------|--|
| <b>E01</b>        | Investigación en Hidrología                     | Academia           | Universidad Autónoma de Baja California                        |
| <b>E02</b>        | Restauración hidrológica                        | OSC                | Sonoran Institute México AC                                    |
| <b>E03</b>        | Planeación territorial                          | Consultor          | City+Community Consulting                                      |
| <b>E04</b>        | Gestión y manejo del agua                       | Gobierno Estatal   | Comisión Estatal de Servicios Públicos Municipales de Mexicali |
| <b>E05</b>        | Planeación territorial                          | Gobierno Municipal | Dirección de Protección al Ambiente                            |
| <b>E06</b>        | Ecoturismo                                      | Empresarial        | Eco-Rancho Thy Thy   |
| <b>E07</b>        | Manejo y conservación de ecosistemas forestales | Gobierno Federal   | Comisión Nacional Forestal                                     |
| <b>E08</b>        | Biodiversidad                                   | OSC                | Pronatura Noroeste   |
| <b>E09</b>        | Investigación en agroecosistemas                | Academia           | Universidad Autónoma de Baja California                        |
| <b>E10</b>        | Restauración de ecosistemas estuarinos          | OSC                | Sonoran Institute México AC                                    |

Fuente: Elaboración propia.

### 3.3.4 Construcción de Matriz de Burkhard y consulta de expertos

La matriz de evaluación de oferta potencial o Matriz de Burkhard se construyó a partir de los nueve servicios ecosistémicos prioritarios y las coberturas terrestres seleccionadas. Se tomó como referencia la definición de Burkhard *et al.* (2012) que establece que la oferta potencial

de servicios ecosistémicos de un determinado ecosistema sería “el rendimiento máximo hipotético de los servicios seleccionados” (p. 18). Con base en lo anterior y con el objetivo de mejorar la comprensión del concepto en el presente trabajo, se definió la oferta potencial como “la capacidad potencial de los ecosistemas para suministrar un servicio ecosistémico dado en un tiempo y área”; además, se les indicó a los expertos que consideraran los ecosistemas a evaluar en condiciones similares a una temporada de marzo a julio, es decir, cuando la vegetación presente en estos se encuentra más vigorosa y que, hipotéticamente, el servicio ecosistémico suministrado tendría un mayor rendimiento.

Para obtener los resultados de la evaluación de oferta potencial de los servicios ecosistémicos, se procedió a enviar a los expertos un cuestionario que contenía la matriz de evaluación, las instrucciones de su llenado, conceptos clave e información complementaria para su mejor comprensión, entre la que se incluyeron las descripciones de las coberturas de suelo y vegetación (ecosistemas), descripción de los servicios ecosistémicos, y un mapa del área de estudio que les permitiera a los expertos visualizar espacialmente los ecosistemas evaluados. Se les dio un plazo de entrega a los expertos quienes enviaron por vía electrónica las matrices evaluadas.

manera complementaria a lo anterior, se llevó a cabo un taller presencial el día 14 de septiembre del 2022, en el que asistieron cinco expertos de diversos sectores (academia, gobierno y organización de la sociedad civil) y áreas de experiencia (hidrología, agroecosistemas, ecología, planeación del territorio y políticas públicas). Los expertos llenaron de manera individual la matriz, además, se asignó un espacio de tiempo para que de manera conjunta se contrastaran los valores asignados a algunos ecosistemas relacionados con sus áreas y perfiles de experiencia. En general, la realización de este taller generó una importante fuente de información cualitativa que complementa la evaluación cuantitativa de la oferta potencial y tendencias de los servicios ecosistémicos en el área de estudio, las cuales son parte de los objetivos de la presente investigación.

### 3.3.5 Cálculo de matriz única

Una vez obtenidas las matrices evaluadas por los expertos en las cuales se asignaron valores de oferta potencial de 0 a 5 basados en la escala propuesta por Burkhard et al. (2014), en las

que el valor 0 representa que no hay capacidad relevante; 1, capacidad relevante baja; 2, capacidad relevante; 3, capacidad relevante media; 4, capacidad relevante alta y; 5, capacidad relevante muy alta, se procedió a integrar una matriz única en la que se promediaron los valores asignados a cada entrada. Con base en los resultados de la matriz única se definieron seis rangos tomando como referencia lo reportado por Montoya (2018) y Montoya et al. (2017), y se realizó una adaptación para el presente trabajo (tabla 7), considerando el contexto climático árido de la región de estudio y que la mayor parte de los ecosistemas o coberturas evaluadas se encuentran influenciadas bajo diversos niveles de impactos y alteraciones humanas (por ejemplo, el Río Hardy y las Lagunas México-Xochimilco-Campestre), o constituyen una cobertura completamente artificial (por ejemplo, el Humedal artificial Las Arenitas y el Bosque de Mezquites).

**Tabla 7.** Rangos de oferta potencial.

|     |     |                            |
|-----|-----|----------------------------|
| 0   | 0.4 | No hay potencial relevante |
| 0.5 | 1   | Potencial bajo             |
| 1.1 | 2   | Potencial medio-bajo       |
| 2.1 | 3   | Potencial medio-alto       |
| 3.1 | 4   | Potencial alto             |
| 4.1 | 5   | Potencial máximo           |

Fuente: Elaboración propia.

#### *Análisis complementarios de consistencia de datos de matriz única*

Adicionalmente, para determinar la consistencia de los valores de los expertos obtenidos en la matriz única, se realizaron dos análisis complementarios: 1) cálculo de variabilidad de respuestas (Desviación Estándar), y 2) revisión y comparación de valores de matriz de expertos con los reportados en otros estudios.

La variación de los valores de los expertos se analizó a través del cálculo de la desviación estándar (DS), la cual es una medida de dispersión de los datos con respecto a la media, teniendo que a una menor desviación estándar la dispersión de los datos será menor. En el presente estudio la interpretación es que a un mayor acuerdo entre las respuestas de los expertos, el valor de la desviación estándar será menor (Abraira, 2002; Montoya et al., 2017). En este sentido, se calcularon los valores de desviación estándar para cada combinación o

entrada de la matriz (servicio ecosistémico vs cobertura de suelo y vegetación), los cuales fueron analizados con base en tres rangos establecidos para el presente trabajo, tomando como referencia el trabajo de Montoya et al. (2017). Estos rangos fueron variabilidad baja ( $DS < 1$ ), variabilidad media ( $1 \geq DS \leq 1.9$ ), y variabilidad alta ( $DS \geq 1.91$ ).

El otro análisis complementario fue la búsqueda y revisión comparativa de investigaciones que utilizan el enfoque de evaluación matricial. En estos estudios se identificaron y compararon los principales servicios ecosistémicos y coberturas terrestres (de suelo y vegetación) evaluados. Además, se generó una matriz concentrada de promedios de los valores reportados en las investigaciones revisadas y se comparó con los valores de la matriz de expertos generada en el presente estudio, para identificar las principales similitudes y diferencias en la evaluación de los servicios ecosistémicos mediante esta metodología, considerando cada contexto de estudio.

Cabe mencionar que, para elaborar la matriz concentrada de promedios de otras investigaciones, no fue necesario normalizar los valores revisados ya que todos utilizaron la misma escala de valores de 0 a 5 (0 sin potencial, 5 potencial máximo), al igual que en el presente estudio. Una vez generada la matriz de promedios de la literatura, se procedió a calcular el coeficiente de correlación para cada combinación (servicios ecosistémicos vs cobertura de suelo y vegetación) entre los valores de esta matriz y los de la matriz única de expertos de esta investigación, el cual permitió realizar una comparación con los trabajos previos y a su vez, proporcionar una mayor validez a los valores encontrados en esta región de estudio.

### 3.3.6 Mapeo de oferta potencial de servicios ecosistémicos

El mapeo de servicios ecosistémicos se generó con base en los valores de oferta potencial obtenidos en la matriz única, los cuales se trasladaron a un mapa de las coberturas terrestres evaluadas. El mapa de coberturas en formato vector se transformó a formato ráster a través del programa QGIS versión 3.16.6 Hannover. Se generaron mapas ráster de provisión potencial de servicios para cada categoría (regulación, abastecimiento y culturales) y uno de la provisión potencial total, los cuales se reclasificaron para asignarles los rangos de la escala de evaluación potencial.

### 3.4 ANÁLISIS DE LOS PROCESOS DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES Y DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

A partir de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres se procedió a analizar los procesos de cambio que han transformado el paisaje en el área de estudio. Estos procesos son el resultado de los principales cambios ocurridos en las coberturas terrestres durante el periodo de tiempo analizado, por lo que permiten identificar patrones de cambio de las coberturas, así como las causas o factores que los motivan (Rosete *et al.*, 2008). Su estudio ha adquirido relevancia en la investigación ambiental y del territorio debido a las diversas implicaciones que conlleva, ya que impactan de manera significativa en la extensión y composición del paisaje y los ecosistemas, lo que afecta su capacidad para suministrar bienes y servicios, así como en la pérdida de hábitat y de diversidad biológica (Bocco *et al.*, 2001).

En el presente apartado se describe la metodología para analizar los principales procesos de cambio que han transformado el paisaje árido de Mexicali durante un periodo de 22 años, lo que corresponde al tercer objetivo de investigación. Este análisis permitió identificar la existencia de factores socioeconómicos, políticos y geográficos en el área de estudio que inciden en los procesos de cambio del paisaje. Adicionalmente, se describe la creación mapas de la dinámica espaciotemporal de los servicios ecosistémicos evaluados en la sección anterior.

Parte de los insumos utilizados para llevar a cabo el proceso metodológico que se describe a continuación se obtuvieron de los resultados generados en los objetivos previos de esta investigación, incluyendo la matriz de transición y el mapa de cambios de las coberturas terrestres, generados en el primer objetivo, así como de los valores de la matriz de potenciales de servicios ecosistémicos de regulación, abastecimiento y culturales, obtenidos en el segundo objetivo.

#### 3.4.1 Análisis de los procesos de cambio de las coberturas terrestres

Para el análisis de los procesos de cambio que han transformado el paisaje desértico de Mexicali durante el periodo 2000-2022, esta investigación tomó como referencia el proceso

metodológico y conceptual de Rosete, Pérez y Bocco (2008), el cual fue descrito en los antecedentes y casos análogos de investigación.

Por lo anterior, se utilizó como insumo la matriz de transición con los valores de superficie en hectáreas (tabla 8) generada durante el análisis de la dinámica de cambio del primer objetivo. En la matriz se identificaron las transiciones entre las siete coberturas terrestres estudiadas (agrícola, matorral, vegetación halófila, vegetación de desiertos, cuerpos de agua, sin vegetación aparente y asentamientos humanos), resultando en 49 cambios o transiciones entre coberturas, los cuales se agruparon en tres principales tipos de procesos de cambio, tomando como referencia la propuesta de Rosete *et al.*, 2008 y adaptándolo a los cambios encontrados en este trabajo.

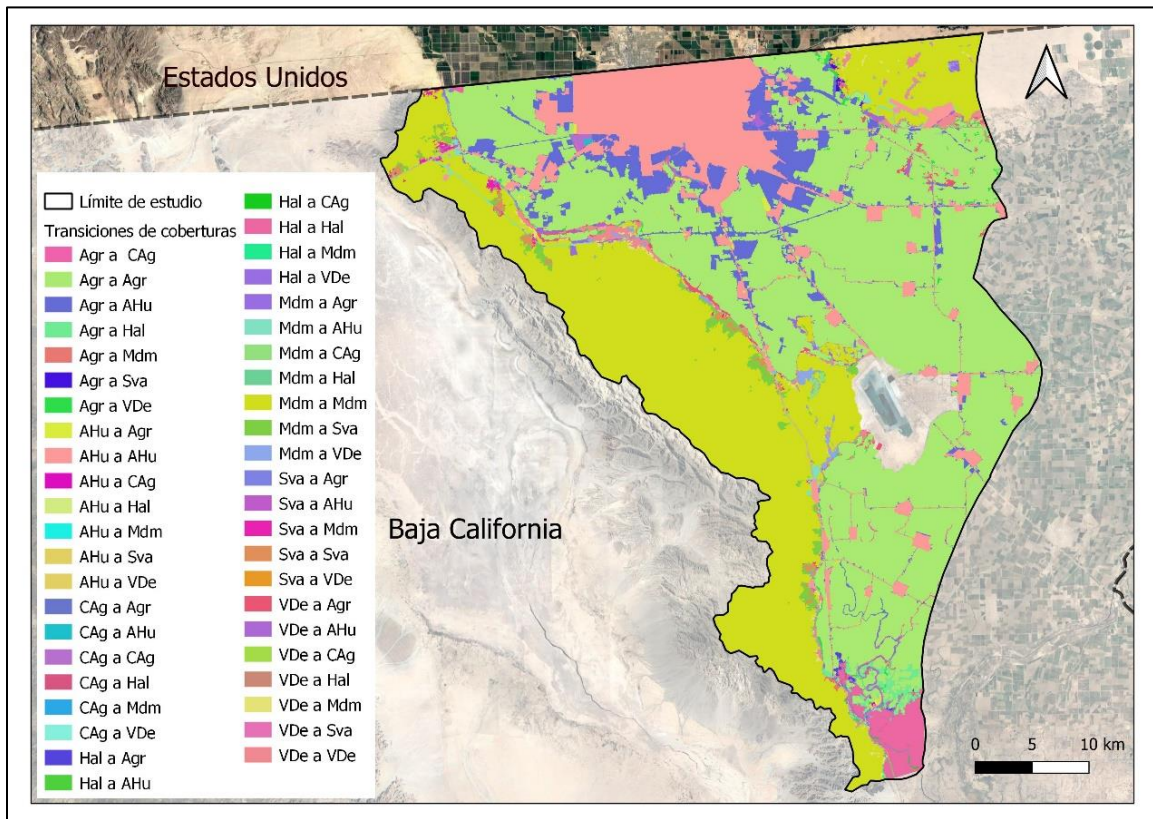
**Tabla 8.** Matriz de transición del periodo 2000-2022 y procesos de cambio.

| <b>Ha</b>   | <b>2022</b> |            |           |           |           |            |           |
|-------------|-------------|------------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|
| <b>2000</b> | <b>AGR</b>  | <b>MDM</b> | <b>VH</b> | <b>VD</b> | <b>CA</b> | <b>SVA</b> | <b>AH</b> |
| <b>AGR</b>  | 89,052.26   | 161.41     | 923.95    | 948.47    | 221.67    | 84.46      | 11,612.45 |
| <b>MDM</b>  | 584.20      | 64,644.92  | 10.37     | 828.90    | 123.03    | 1,849.01   | 616.75    |
| <b>VH</b>   | 117.86      | 20.72      | 2,622.69  | 38.57     | 22.66     | 0.00       | 34.47     |
| <b>VD</b>   | 945.47      | 560.77     | 62.21     | 2,377.64  | 18.99     | 46.69      | 398.36    |
| <b>CA</b>   | 247.16      | 0.72       | 127.87    | 27.32     | 509.92    | 0.00       | 82.69     |
| <b>SVA</b>  | 12.33       | 347.09     | 0.00      | 9.68      | 0.00      | 653.81     | 108.05    |
| <b>AH</b>   | 784.72      | 46.79      | 22.40     | 44.94     | 15.05     | 20.38      | 22,252.74 |

Notas: AGR agrícola, MDM Matorral, VH vegetación halófila, VD vegetación de desiertos, CA cuerpo de agua, SVA sin vegetación aparente, AH asentamiento humano. Fuente: elaboración propia.

Para representar de manera espacial los procesos de cambio se procedió a transferirlos al mapa de cambios derivado de los valores de la matriz de transición (figura 11), que se obtuvo del complemento MOLUSCE del programa QGIS las Palmas. En este mapa se identificó la distribución espacial de 45 cambios o transiciones de los 49 cambios totales; las cuatro transiciones de la matriz que no se mostraron espacialmente tuvieron valores de cero o poco significativos (de vegetación halófila a sin vegetación aparente, de cuerpo de agua a sin vegetación aparente, de sin vegetación aparente a vegetación halófila, y de sin vegetación aparente a cuerpo de agua).

**Figura 11.** Mapa de cambios o transiciones de las coberturas terrestres entre 2000 y 2022.



Notas: Agr (Agrícola), AHu (Asentamiento Humano), CAg (Cuerpo de Agua), Hal (Halófila), Mdm (Matorral desértico micrófilo), Sva (Sin vegetación aparente), VDe (Vegetación de desierto). Fuente: elaboración propia.

Posteriormente, a cada uno de los cambios del mapa se les asignó un valor para representar los tipos de procesos de cambio identificados. De esta manera, se obtuvo un mapa final con la distribución espacial de los principales procesos de cambio ocurridos en el área de estudio durante un periodo de 22 años el cual se muestra en la sección de resultados de la presente investigación.

### 3.4.2 Análisis espaciotemporal de la oferta de servicios ecosistémicos

El análisis espacial y temporal de la oferta de los servicios ecosistémicos en el paisaje árido de Mexicali se llevó a cabo mediante la integración de los mapas de coberturas terrestres de los años 2000 y 2022, generados durante el análisis de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres del primer objetivo, así como de los valores obtenidos en la Matriz única de expertos, resultante de la evaluación de la oferta de servicios ecosistémicos del segundo objetivo de esta investigación. Este análisis se basó en el trabajo de Montoya *et al.* (2017) y Montoya (2018) en el que se analizó el cambio de uso de suelo en la región urbana de Santiago-Valparaíso, Chile y su efecto en la oferta de servicios ecosistémicos, los cuales se evaluaron mediante la consulta de expertos y el método matricial, al igual que en el presente trabajo.

En este sentido, la oferta potencial de servicios ecosistémicos se determinó con base en la estructura y extensión de cada cobertura terrestre y su capacidad de suministrar los diversos servicios. De tal manera que de la Matriz de expertos se tomaron los valores de oferta total de servicios de regulación, abastecimiento y culturales de cada cobertura y se trasladaron a los mapas de coberturas terrestres del año inicial (2000) y del año final (2022), lo que permitió analizar los cambios en términos de superficie de la oferta potencial de cada categoría de servicios ecosistémicos durante el periodo de 22 años.

Cabe mencionar que en los mapas de las coberturas terrestres la cobertura cuerpo de agua se analizó de manera conjunta, es decir, todos los cuerpos de agua se incluyeron en una misma categoría de clasificación. Sin embargo, para los fines de este objetivo se optó por desagruparlos y separarlos en las coberturas río Hardy, el humedal artificial Las Arenitas, Bosque de la ciudad y el humedal urbano conocido como Lagunas México-Xochimilco-Campestre para asignarles el valor particular que obtuvo cada cobertura en la evaluación de la oferta de servicios ecosistémicos descrito previamente; además, el bosque de Mezquites localizado en el área de influencia del humedal Las Arenitas también se separó como otra cobertura. Finalmente se obtuvieron diez coberturas terrestres con sus valores de oferta potencial de servicios ecosistémicos, los cuales se muestran en la tabla 9.

**Tabla 9.** Valores de oferta/provisión de servicios ecosistémicos.

| <b>Categoría de cobertura en análisis de dinámica de cambio</b> | <b>Categoría de cobertura en matriz única de expertos</b> | <b>Oferta de servicios de regulación</b> | <b>Oferta de servicios de abastecimiento</b> | <b>Oferta de servicios culturales</b> |
|---|---|--|--|---------------------------------------|
| <b>Cuerpo de agua</b>   | Bosque de la Ciudad                                       | 2.0                                      | 0.7  | 4.2                                   |
| <b>Cuerpo de agua</b>   | Lagunas México-Xochimilco-Campestre                       | 2.6                                      | 1.2  | 3.4                                   |
| <b>Asentamiento Humano</b>                                      | Asentamientos humanos                                     | 0.4                                      | 0.3  | 1.5                                   |
| <b>Agrícola</b>   | Agricultura de riego                                      | 2.3                                      | 2.5  | 1.2                                   |
| <b>Matorral desértico micrófilo</b>                             | Matorral desértico micrófilo                              | 2.2                                      | 0.9  | 2.7                                   |
| <b>Vegetación de desiertos</b>                                  | Vegetación de dunas                                       | 1.5                                      | 0.5  | 2.4                                   |
| <b>Cuerpo de agua</b>   | Humedal artificial Las Arenitas                           | 3.4                                      | 0.3  | 2.5                                   |
| <b>Vegetación de desiertos</b>                                  | Bosque de Mezquites (Las Arenitas)                        | 2.4                                      | 0.7  | 2.4                                   |
| <b>Cuerpo de agua</b>   | Río Hardy   | 3.9                                      | 3.4  | 4.3                                   |
| <b>Vegetación Halófila</b>                                      | Vegetación de suelos salinos                              | 1.6                                      | 1.1  | 2.4                                   |
| <b>Sin vegetación aparente</b>                                  | -   | -  | -  | -                                     |

Fuente: Elaboración propia con base en Matriz única de expertos. Nota: la cobertura Sin vegetación aparente no muestra valores debido a que no fue evaluada su oferta de servicios ecosistémicos.

Lo anterior permitió asociar los cambios de las coberturas terrestres en términos de variaciones en el área y su efecto correspondiente en la capacidad de oferta de servicios ecosistémicos de cada cobertura.

### *Cambios en la oferta de servicios ecosistémicos en el paisaje árido de Mexicali*

Con base en los mapas de la oferta de servicios ecosistémicos de regulación, abastecimiento y culturales en el año 2000 y en el 2022 generados en el paso anterior, se procedieron a obtener los mapas de los cambios en la distribución espacial de la oferta de servicios ecosistémicos durante el periodo de 22 años. Esto se realizó mediante la sobreposición de mapas de cada categoría de servicios y el cálculo de la diferencia entre la oferta potencial del año final menos el inicial. Como resultado se obtuvieron tres mapas que muestran los cambios en términos de superficie de la oferta potencial de servicios de regulación, abastecimiento y culturales de las coberturas terrestres. Estos cambios se agruparon en tres categorías, como incremento, disminución o mantenimiento de la oferta potencial de servicios ecosistémicos.



## 4. RESULTADOS

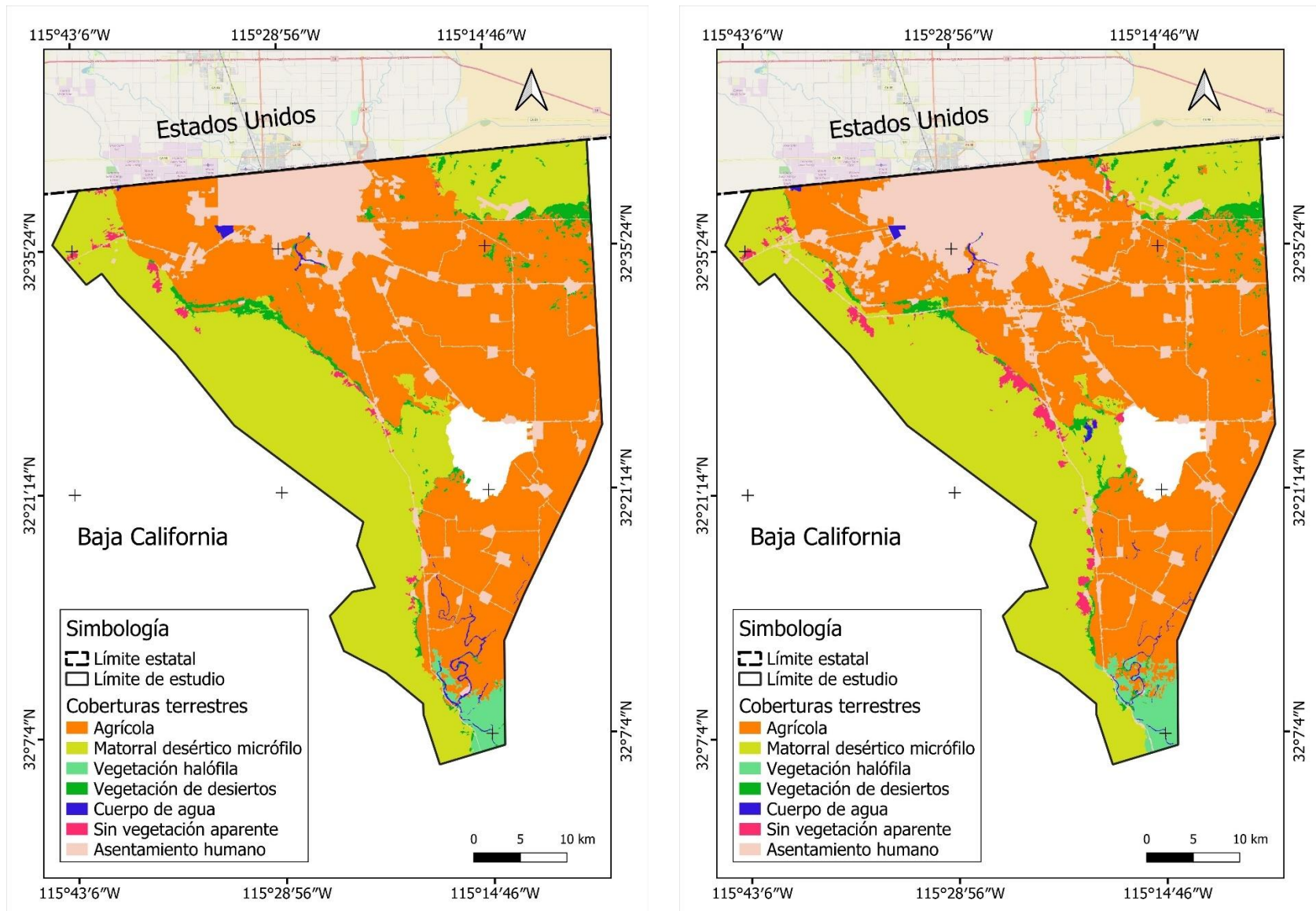
### 4.1 DINÁMICA DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES DEL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI, EN EL PERIODO 2000-2022

#### 4.1.1 Mapas de coberturas terrestres en 2000 y 2022

Con base en la clasificación supervisada de imágenes de satélite se generaron mapas en formato ráster de las coberturas terrestres de los años 2000 y 2022, a los cuales se les realizó el cálculo de la evaluación de precisión para darle validez a los resultados obtenidos. Los valores de precisión general de la clasificación fueron 85.6% y 87.8%, mientras que los valores del coeficiente Kappa fueron 82.7% y 85.3% para el 2000 y 2022, respectivamente. De acuerdo con otros trabajos (Larbi, 2023; Valdez *et al.*, 2011), el nivel mínimo recomendado de precisión general y del coeficiente de Kappa debe ser del 80%, por lo que los mapas obtenidos presentan una validez aceptable para el análisis de la dinámica de cambio.

Después de conseguir los mapas de clasificación supervisada con valores de precisión aceptables, se procedió a obtener los mapas finales con las siete coberturas terrestres que incluyeron la cobertura agrícola, matorral desértico micrófilo, vegetación halófila, vegetación de desiertos, cuerpo de agua, sin vegetación aparente y asentamiento humano (figura 12). A partir de estos mapas se generó la matriz de transición en el módulo MOLUSCE de QGIS, con la cual se realizó la cuantificación y análisis de la dinámica de cambio ocurrida durante un periodo de 22 años en el área de estudio en Mexicali, Baja California.

**Figura 12.** Mapas de coberturas terrestres de los años 2000 (izquierda) y 2022 (derecha).



Fuente: Elaboración propia con base en imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS

Los resultados obtenidos en este software fueron la tabla de la distribución y del cambio del área de las coberturas para cada año, así como la matriz de transición que representa la permanencia, el reemplazo de una cobertura terrestre hacia otra y la intensidad de transición. Además, con base en los valores de las superficies (áreas) de las coberturas para el año inicial (2000) y el año final (2022) se analizaron las tasas de crecimiento medio anual y los cambios porcentuales de cada cobertura terrestre analizada los cuales se describen a continuación.

#### 4.1.2 Análisis de cambio de las coberturas terrestres en el periodo 2000-2022

Con base en las superficies (áreas) de las coberturas terrestres seleccionadas se analizó su dinámica de cambio ocurrido en el periodo de 2000-2022. En la tabla 10 se observa que las coberturas terrestres de mayor superficie en el área de estudio fueron la cobertura agrícola con 50.43%, el matorral desértico micrófilo con 33.62% y los asentamientos humanos con 11.35% en el año 2000, mismas que se han mantenido como las de mayor superficie en el año 2022 con 44.92% en la cobertura agrícola, 32.21% en el matorral desértico micrófilo y 17.19% en los asentamientos humanos.

En cuanto a los principales cambios, se muestran las coberturas que tuvieron un incremento en su superficie del año 2000 al 2022, entre las que se encuentran los asentamientos humanos que incrementó de 11.35% (23,187.01 ha) a 17.19% (35105.54 ha), sin vegetación aparente de 0.55% (1,130.94 ha) a 1.30% (2,654.3 ha) y vegetación halófila que aumentó de 1.40% (2,856.96 ha) a 1.85% (3769.47 ha). En contraste, entre las coberturas que disminuyeron su superficie se encuentra la cobertura agrícola que disminuyó de 50.43% (103,004.77 ha) a 44.92% (91,744.07 ha), matorral desértico micrófilo de 33.62% (68,657.18 ha) a 32.21% (65,782.44 ha), vegetación de desiertos de 2.16% (4,410.14 ha) a 2.09% (4,275.54 ha) y cuerpos de agua de 0.49% (995.67 ha) a 0.45% (911.32 ha).

Se observó que de las coberturas terrestres que incrementaron su superficie, la cobertura de sin vegetación aparente presentó un aumento de 1,523.36 ha a una tasa de crecimiento medio anual (TCMA) de 3.95%, es decir, en un periodo de 22 años incremento su superficie a un mayor ritmo de crecimiento en comparación con las otras coberturas; le siguieron la cobertura

de asentamientos humanos que tuvo un incremento de 11,918.53 ha a una TCMA de 1.90%, así como la cobertura de vegetación halófila que aumentó 912.51 ha a una tasa de crecimiento de 1.27% durante el periodo de análisis. Por el contrario, entre las coberturas que mostraron una disminución en su superficie entre 2000 y 2022 se encuentra la cobertura agrícola que disminuyó 11,260.7 ha a una TCMA de -0.52%, seguida de la cobertura cuerpos de agua que disminuyó 84.35 ha a una tasa de -0.40%, el matorral desértico micrófilo que perdió 2,874.74 ha de su superficie a una tasa de -0.19%, y la vegetación de desiertos que se redujo 134.60 ha a una tasa de -0.14%. La figura 13 muestra de forma gráfica los valores de superficie de cambio y su tasa de crecimiento asociada.

De las coberturas terrestres que disminuyeron su superficie durante los 22 años del periodo de estudio, dos corresponden a coberturas con algún tipo de vegetación natural incluyendo al matorral desértico micrófilo (-1.41%) y la vegetación de desiertos (-0.07%), así como la cobertura de cuerpos de agua (-0.04%) los cuales están asociados principalmente con la presencia de humedales. La única cobertura terrestre que aumentó su superficie y que representa algún tipo de vegetación natural fue la vegetación halófila (0.45%), la cual se presenta al sur del valle de Mexicali. Esta área se encuentra en la zona del estuario del delta del río Colorado, caracterizada por altos niveles de salinidad en el suelo y vegetación halófila tolerante.

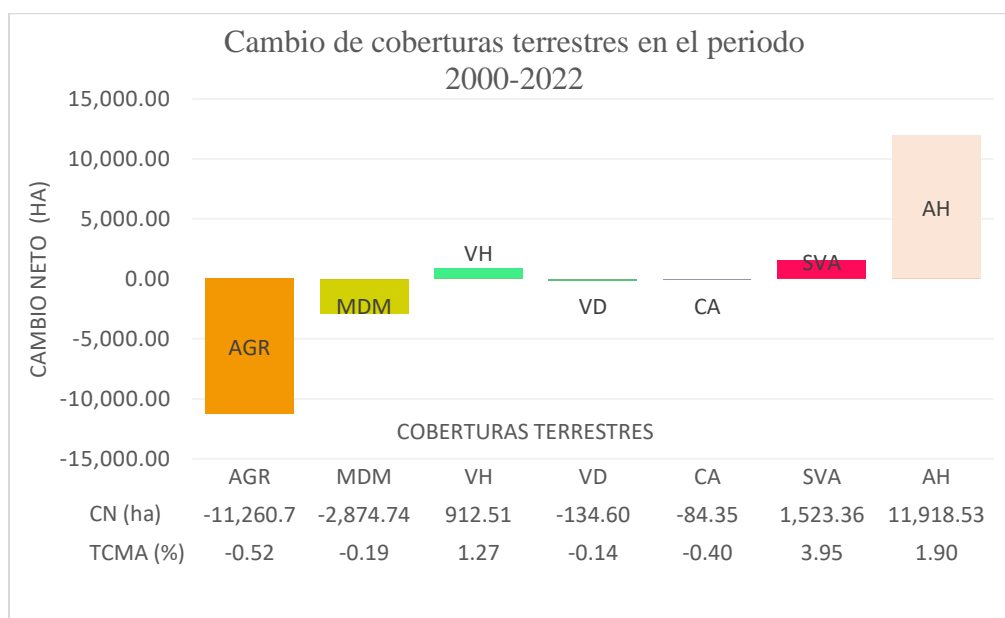
La cobertura agrícola, que constituye un tipo de uso de suelo así como una de las principales actividades económicas de la región (Ayuntamiento de Mexicali, 2007), presentó una disminución en su superficie (-5.51%). Otras coberturas que también representan un uso de suelo fueron los asentamientos humanos y sin vegetación aparente, sin embargo, estas coberturas mostraron un incremento en su superficie (5.84% y 0.75%, respectivamente) durante el periodo de estudio. Cabe mencionar que la cobertura de sin vegetación aparente se localiza principalmente en las laderas de las Sierras Cucapá y El Mayor al oeste de Mexicali y está asociada a la actividad minera y de extracción de materiales pétreos.

**Tabla 10.** Superficie de coberturas, cambios y tasa de crecimiento anual entre 2000 y 2022.

| Cobertura terrestre          | 2000       |       | 2022       |       | Cambio neto (ha) | Cambio (%) | Tasa de crecimiento o medio anual % (TCMA) |
|------------------------------|------------|-------|------------|-------|------------------|------------|--|
|                              | ha         | %     | ha         | %     |                  |            |  |
| Agrícola                     | 103,004.77 | 50.43 | 91,744.07  | 44.92 | -11,260.70       | -5.51      | -0.52                                      |
| Matorral Desértico Micrófilo | 68,657.18  | 33.62 | 65,782.44  | 32.21 | -2,874.74        | -1.41      | -0.19                                      |
| Vegetación Halófila          | 2,856.96   | 1.40  | 3,769.47   | 1.85  | 912.51           | 0.45       | 1.27                                       |
| Vegetación de Desiertos      | 4,410.14   | 2.16  | 4,275.54   | 2.09  | -134.60          | -0.07      | -0.14                                      |
| Cuerpo de Agua               | 995.67     | 0.49  | 911.32     | 0.45  | -84.35           | -0.04      | -0.40                                      |
| Sin Vegetación Aparente      | 1,130.94   | 0.55  | 2,654.30   | 1.30  | 1,523.36         | 0.75       | 3.95                                       |
| Asentamientos Humanos        | 23,187.01  | 11.35 | 35,105.54  | 17.19 | 11,918.53        | 5.84       | 1.90                                       |
| Superficie total             | 204,242.67 | 100   | 204,242.68 | 100   |                  | 0          |  |

Fuente: Elaboración propia con base en INEGI (2018) e imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS.

**Figura 13.** Cambio neto de las coberturas terrestres.



Fuente: Elaboración propia

#### 4.1.3 Transición de cambio de las coberturas terrestres en el periodo 2000-2022

La matriz de transición presenta las principales trayectorias de cambio de una cobertura terrestre a otra en el periodo de 2000 a 2022. La matriz de transición obtenida a partir del complemento MOLUSCE del software QGIS, representa la proporción de píxeles que cambian de una categoría de cobertura a otra; las filas representan los valores del año inicial (2000), mientras que las columnas muestran las coberturas del año final (2022). La entrada en diagonal indica la estabilidad de la clase, los valores cercanos a uno muestran una categoría de cobertura más estable; los valores fuera de la diagonal representan el tamaño de la transición de una hacia otras coberturas (Muhammad *et al.*, 2022).

En la tabla 11 se muestran las transiciones ocurridas en las siete coberturas analizadas y obtenidas mediante el software, y la tabla 12 muestra la matriz de transición convertida en proporciones de superficie. Se observa que las coberturas terrestres más estables, con relación a su superficie inicial, fueron los asentamientos humanos con 0.96 (22,252 ha), el matorral desértico micrófilo con 0.94 (64,644.92 ha), la vegetación halófila con 0.92 (2,622.69 ha) y la agricultura con 0.86 (89,052.26 ha); mientras que las coberturas menos estables fueron los cuerpos de agua con 0.51 (509.92 ha), la vegetación de desiertos arenosos con 0.54 (2,377.64 ha) y la cobertura de sin vegetación aparente con 0.58 (653.81 ha).

Entre los principales intercambios de una cobertura a otra, se identificó que el matorral desértico micrófilo transitó hacia la cobertura de sin vegetación aparente con un valor de 0.03; por su parte la vegetación de desiertos mostró una transición hacia la agricultura con 0.21, y los cuerpos de agua mostraron un intercambio hacia la cobertura agrícola de 0.25. Además, se identificó que la cobertura de sin vegetación aparente que fue la que presentó la mayor TCMA (3.95%) principalmente tuvo un intercambio con la cobertura de matorral desértico micrófilo de 0.31, al igual que los asentamientos humanos que presentó otra de las tasas de crecimiento más altas (1.90%) que mostró un intercambio principal con la agricultura de 0.03. Por último, la cobertura agrícola que tuvo una disminución de superficie a una TCMA alta (-0.52%) mostró un intercambio principal con los asentamientos humanos de 0.11.

**Tabla 11.** Matriz de transición de las coberturas terrestres entre 2000 y 2022.

| Año  |                         | 2022     |                    |                     |                         |                |                         |                       |
|------|-------------------------|----------|--------------------|---------------------|-------------------------|----------------|-------------------------|-----------------------|
|      | Cobertura Terrestre     | Agrícola | Matorral Desértico | Vegetación Halófila | Vegetación de Desiertos | Cuerpo de Agua | Sin Vegetación Aparente | Asentamientos Humanos |
| 2000 | Agrícola                | 0.86     | 0.00               | 0.01                | 0.01                    | 0.00           | 0.00                    | 0.11                  |
|      | Matorral Desértico M.   | 0.01     | 0.94               | 0.00                | 0.01                    | 0.00           | 0.03                    | 0.01                  |
|      | Vegetación Halófila     | 0.04     | 0.01               | 0.92                | 0.01                    | 0.01           | 0.00                    | 0.01                  |
|      | Vegetación de Desiertos | 0.21     | 0.13               | 0.01                | 0.54                    | 0.00           | 0.01                    | 0.09                  |
|      | Cuerpo de Agua          | 0.25     | 0.00               | 0.13                | 0.03                    | 0.51           | 0.00                    | 0.08                  |
|      | Sin Vegetación Aparente | 0.01     | 0.31               | 0.00                | 0.01                    | 0.00           | 0.58                    | 0.10                  |
|      | Asentamientos Humanos   | 0.03     | 0.00               | 0.00                | 0.00                    | 0.00           | 0.00                    | 0.96                  |

Fuente: Elaboración propia con base en imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS.

**Tabla 12.** Matriz de transición (expresada en proporción de superficie) de las coberturas terrestres entre 2000 y 2022.

| Cobertura Terrestre (ha) | Agrícola         | Matorral Desértico M. | Vegetación Halófila | Vegetación de Desiertos | Cuerpo de Agua | Sin Vegetación Aparente | Asentamientos Humanos | Total (2000)      |
|--------------------------|------------------|-----------------------|---------------------|-------------------------|----------------|-------------------------|-----------------------|-------------------|
| Agrícola                 | 89,052.26        | 161.41                | 923.95              | 948.47                  | 221.67         | 84.46                   | 11,612.45             | 103,004.67        |
| Matorral Desértico M.    | 584.20           | 64,644.92             | 10.37               | 828.90                  | 123.03         | 1,849.01                | 616.75                | 68,657.18         |
| Vegetación Halófila      | 117.86           | 20.72                 | 2,622.69            | 38.57                   | 22.66          | 0.00                    | 34.47                 | 2,856.96          |
| Vegetación de Desiertos  | 945.47           | 560.77                | 62.21               | 2,377.64                | 18.99          | 46.69                   | 398.36                | 4,410.14          |
| Cuerpo de Agua           | 247.16           | 0.72                  | 127.87              | 27.32                   | 509.92         | 0.00                    | 82.69                 | 995.67            |
| Sin Vegetación Aparente  | 12.33            | 347.09                | 0.00                | 9.68                    | 0.00           | 653.81                  | 108.05                | 1,130.94          |
| Asentamientos Humanos    | 784.72           | 46.79                 | 22.40               | 44.94                   | 15.05          | 20.38                   | 22,252.74             | 23,187.01         |
| <b>Total (2022)</b>      | <b>91,744.00</b> | <b>65,782.42</b>      | <b>3,769.49</b>     | <b>4,275.50</b>         | <b>911.31</b>  | <b>2,654.34</b>         | <b>35,105.50</b>      | <b>204,242.56</b> |

Fuente: Elaboración propia con base en imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS.

## 4.2 OFERTA Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Para llevar a cabo la evaluación de servicios ecosistémicos se seleccionó el método de matriz de expertos o matriz de Burkhard, la cual es una metodología cuantitativa con enfoque matricial que requirió datos como los servicios ecosistémicos relevantes (eje de las "x"), y de las coberturas terrestres que suministran tales servicios (eje de las "y"), los cuales fueron valorados por expertos con base en su experiencia y conocimiento en el área de estudio. Los nueve servicios ecosistémicos evaluados fueron regulación del clima local, purificación del agua, regulación de flujos de agua, recarga del acuífero, control de la erosión, la provisión de alimentos, pesca, recreación y turismo y educación ambiental; mientras que las coberturas terrestres analizadas fueron el Bosque de la Ciudad, Lagunas México-Xochimilco-Campestre, Asentamientos humanos, Agricultura de riego, Matorral desértico micrófilo, vegetación de dunas, Humedal artificial Las Arenitas, Bosque de mezquites, Río Hardy, y Vegetación de suelos salinos.

### 4.2.1 Matriz única de expertos

Se generó la matriz única de expertos a partir de los promedios de los valores asignados por los expertos en cada entrada de la matriz (servicios ecosistémicos y las coberturas terrestres), que representan la oferta potencial de servicios ecosistémicos en Mexicali y su valle (tabla 13). Los resultados se interpretaron con base en los seis rangos de oferta potencial de la tabla 14. Las coberturas con potencial máximo o las que tienen la mayor capacidad (potencial máximo) de suministrar servicios ecosistémicos son aquellas con valores dentro del rango 4.1 a 5, y aquellas sin capacidad o con capacidad no relevante (sin potencial) se encontraban dentro del rango 0 – 0.4. Los resultados obtenidos en la matriz única se describen en cuanto a los valores de oferta potencial por coberturas terrestres y por tipo de servicios ecosistémicos.

**Tabla 13.** Matriz única de evaluación de potenciales de servicios ecosistémicos.

| Coberturas de suelo y vegetación (ECOSISTEMAS) |                                     | Servicios Ecosistémicos   |                      |                              |                      |                    |  |                        |       |  |                      |                     |   |   |
|--|-------------------------------------|---------------------------|----------------------|------------------------------|----------------------|--------------------|--|------------------------|-------|--|----------------------|---------------------|---|---|
|  |                                     | Regulación                |                      |                              |                      |                    | Abastecimiento                                 |                        |       | Culturales   |                      |                     | Total de provisión potencial de servicios ecosistémicos (promedios) |   |
|  |                                     | Regulación de clima local | Purificación de agua | Regulación de flujos de agua | Recarga del acuífero | Control de erosión | Provisión potencial de servicios de regulación | Provisión de alimentos | Pesca | Provisión potencial de servicios de abastecimiento | Recreación y turismo | Educación ambiental |   | Provisión potencial de servicios culturales |
| 1  | Bosque de la ciudad                 | 3.9                       | 1.2                  | 1.8                          | 1.4                  | 1.9                | 2.0  | 0.5                    | 0.8   | 0.7  | 4.4                  | 3.9                 | 4.2   | 2.3   |
| 2  | Lagunas México-Xochimilco-Campestre | 3.3                       | 1.7                  | 3.2                          | 2.8                  | 2.0                | 2.6  | 1.1                    | 1.3   | 1.2  | 3.4                  | 3.4                 | 3.4   | 2.4   |
| 3  | Asentamientos humanos               | 0.4                       | 0.5                  | 0.5                          | 0.1                  | 0.4                | 0.4  | 0.5                    | 0.0   | 0.3  | 1.5                  | 1.5                 | 1.5   | 0.7   |
| 4  | Agricultura de riego                | 2.0                       | 0.8                  | 2.0                          | 4.1                  | 2.4                | 2.3  | 4.8                    | 0.2   | 2.5  | 1.0                  | 1.3                 | 1.2   | 2.0   |
| 5  | Matorral desértico micrófilo        | 3.4                       | 1.0                  | 1.5                          | 1.8                  | 3.4                | 2.2  | 1.7                    | 0.0   | 0.9  | 2.5                  | 2.9                 | 2.7   | 1.9   |
| 6  | Vegetación de dunas                 | 2.1                       | 0.7                  | 0.6                          | 1.4                  | 2.6                | 1.5  | 1.0                    | 0.0   | 0.5  | 2.6                  | 2.1                 | 2.4   | 1.4   |
| 7  | Humedal artificial Las Arenitas     | 2.9                       | 3.8                  | 3.9                          | 3.7                  | 2.5                | 3.4  | 0.4                    | 0.2   | 0.3  | 1.6                  | 3.3                 | 2.5   | 2.0   |
| 8  | Bosque de Mezquites (Las Arenitas)  | 3.2                       | 1.9                  | 1.1                          | 2.0                  | 3.7                | 2.4  | 1.4                    | 0.0   | 0.7  | 1.5                  | 3.2                 | 2.4   | 1.8   |
| 9  | Río Hardy                           | 3.9                       | 3.6                  | 4.7                          | 4.2                  | 3.2                | 3.9  | 3.2                    | 3.5   | 3.4  | 4.5                  | 4.0                 | 4.3   | 3.8   |
| 10   | Vegetación de suelos salinos        | 1.6                       | 1.9                  | 0.9                          | 0.9                  | 2.6                | 1.6  | 1.2                    | 0.9   | 1.1  | 2.0                  | 2.7                 | 2.4   | 1.7   |

Fuente: Elaboración propia basado en Montoya et al. (2017) y Montoya (2018).

**Tabla 14.** Escala de evaluación de potencial.

|     |     |                            |
|-----|-----|----------------------------|
| 0   | 0.4 | No hay potencial relevante |
| 0.5 | 1   | Potencial bajo             |
| 1.1 | 2   | Potencial medio-bajo       |
| 2.1 | 3   | Potencial medio-alto       |
| 3.1 | 4   | Potencial alto             |
| 4.1 | 5   | Potencial máximo           |

Fuente: Elaboración propia.

Al analizar los valores por tipo de cobertura terrestre se observan al menos dos patrones marcados; por un lado, en la cobertura de asentamientos humanos los valores dominantes se encuentran desde el rango de potencial no relevante (0 – 0.4) hasta un potencial medio-bajo (1.1 – 2), principalmente para la oferta de servicios culturales; por otro lado, la cobertura del río Hardy, que forma parte de un humedal Ramsar, muestra un rango de potenciales altos y en algunos casos muy altos (3.1 – 5). Estos patrones coinciden con lo reportado por Burkhard et al. (2014) que mencionan que las coberturas con menores impactos humanos son las que en general, poseen altos potenciales de suministro de servicios ecosistémicos en comparación con las coberturas de mayor influencia antropogénica, no obstante, éstas últimas pueden presentar potencial en el suministro de servicios culturales.

En contraste con lo antes mencionado, en el presente estudio se observó que las coberturas matorral desértico micrófilo y vegetación de dunas, ambos ecosistemas naturales típicos de regiones áridas presentan rangos de oferta potencial desde medios-bajos, bajos o sin potencial (0- 3). Estos valores encontrados podrían explicarse principalmente por el tipo de servicios ecosistémicos evaluados, los cuales son en su mayoría de regulación y asociados a cuerpos de agua, por lo que es de esperarse que los ecosistemas desérticos no presenten un potencial alto para proveer dichos servicios. Solo el matorral desértico micrófilo presenta un potencial alto en el servicio la regulación del clima local (3.4) y control de la erosión (3.4).

En cuanto al valor total de provisión potencial de las coberturas evaluadas, la única que obtuvo un potencial alto fue el Río Hardy (3.8); le siguieron aquellas coberturas con potencial medio-alto como las Lagunas México-Xochimilco-Campestre (2.4) y el Bosque de la ciudad (2.3); por su parte, la mayor parte de coberturas obtuvieron un potencial medio-bajo, entre las que se encuentran la Agricultura de riego (2.0), el Matorral Desértico Micrófilo (1.9), el Bosque de Mezquites (1.8) y la Vegetación de Dunas (1.4); mientras que la cobertura de Asentamientos Humanos obtuvo un potencial bajo (0.7). De lo anterior, contrasta el hecho de que el Río Hardy es el que tiene mayor potencial o capacidad para suministrar servicios ecosistémicos y a su vez, es de las coberturas con menor representación en cuanto a superficie (0.23%). Por otro lado, se observó que en las tres coberturas con mayor capacidad de

suministro (Río Hardy, Lagunas México-Xochimilco-Campestre y Bosque de la ciudad), los servicios ecosistémicos culturales son lo que tienen mayor potencial de suministro.

En cuanto al análisis de los resultados por categoría de servicios ecosistémicos, se encontró que en los servicios de regulación las coberturas que tienen mayor capacidad o potencial alto de suministro son el Río Hardy (3.9) y el Humedal Artificial de las Arenitas (3.4), con potencial alto y máximo en el suministro de servicios de regulación de flujos de agua, purificación del agua y recarga del acuífero. Con respecto a este último servicio, la Agricultura de riego es otra cobertura con un potencial máximo de su oferta (4.1). El servicio de regulación del clima local es principalmente suministrado por el Bosque de la ciudad (3.9), el Río Hardy (3.9), el matorral Desértico Micrófilo (3.4), las Lagunas México-Xochimilco-Campestre (3.3) y el Bosque de Mezquite (3.2), por lo que estas coberturas tienen en común la presencia de algún tipo de vegetación arbórea o arbustiva, y en algunos casos, su asociación con cuerpos de agua. Por su parte, el servicio de control de la erosión es principalmente suministrado por el Bosque de Mezquites (3.7). La cobertura con menor capacidad de suministro de los servicios de regulación es la de Asentamientos Humanos (0.4).

Respecto a los servicios de abastecimiento, la cobertura con mayor capacidad de suministro es el Río Hardy (3.4), principalmente para el servicio de pesca, mientras que en el servicio de provisión de alimentos la cobertura de Agricultura de Riego es en la que presenta un potencial de suministro máximo. A excepción de estas dos, el resto de las coberturas evaluadas obtuvieron bajo potencial de oferta de los servicios de abastecimiento, además, el servicio de pesca fue el único servicio en el que más de la mitad de las coberturas mostraron valores de potencial no relevante (0 – 0.4), en particular en aquellas donde no existen cuerpos de agua que permitan su obtención.

En cuanto a los servicios culturales se identificaron tres coberturas con alto y máximo potencial de oferta tanto del servicio de recreación y turismo como el de educación ambiental, estas coberturas fueron el Río Hardy (4.3), el Bosque de la ciudad (4.2) y las Lagunas México-Xochimilco-Campestre (3.4); de igual manera, el Humedal Artificial Las Arenitas y el Bosque de Mezquite fueron evaluados con una capacidad alta de oferta del servicio de educación ambiental. El resto de las coberturas evaluadas presentaron potencial medio bajo y medio alto para el suministro de los servicios culturales en la región de estudio. La categoría

de servicios culturales fue la que obtuvo mayores valores de oferta potencial de servicios ecosistémicos en el área de estudio.

#### *Análisis complementarios de consistencia de datos de matriz única*

Para determinar la consistencia de los valores de los expertos obtenidos en la matriz única, se realizaron dos análisis complementarios reportados en otras investigaciones (Montoya et al., 2017; Montoya, 2018). En primer lugar, se presentan los resultados del cálculo de variación (desviación estándar) de los valores asignados por los expertos, tanto a nivel general como por categoría de servicios ecosistémicos (regulación, abastecimiento y culturales); en segundo lugar, se muestran los principales resultados de la revisión comparativa con investigaciones similares, identificando los servicios ecosistémicos evaluados, las coberturas evaluadas y los valores asignados a éstas.

##### a) Cálculo de variación de valores de expertos

Se encontró que el 64.6 % de los valores presentaron una DS entre 1 y 1.9, mientras que el 31.3 % mostraron una DS menor a 1, y solo el 4 % de las respuestas de los expertos obtuvieron un DS igual o mayor a 1.91. Estos resultados indican que más de la mitad de las respuestas de los expertos tuvieron una variabilidad media (64.6 %), mientras que los valores con un mayor acuerdo o variabilidad baja representan casi un tercio de los resultados (31.3%), finalmente, las respuestas donde hubo mayores desacuerdos o variabilidad alta constituyen la menor parte de los valores de la matriz (4 %). De acuerdo con Montoya (2018) y Kopperoinen *et al.* (2014), estas variaciones son de esperarse ya que puede asociarse a la variabilidad de los perfiles de expertos, tanto en sus perfiles profesionales, su conocimiento sobre las coberturas y servicio ecosistémicos evaluados. Además, los valores encontrados son aceptables y similares a los reportados en Montoya (2018) quien observó una variabilidad media de 67%, variabilidad alta del 2% y variabilidad baja del 31%.

##### b) Revisión comparativa con otras investigaciones

Para llevar a cabo la revisión comparativa entre esta investigación con otras que utilizan el enfoque de evaluación matricial, se identificaron seis trabajos realizados en diferentes países, incluyendo la ciudad de Santiago, Chile (Montoya *et al.*, 2017), Querétaro, México (Palma

*et al.*, 2019), Barcelona, España (Zhang y Muñoz, 2019), China (Liao *et al.*, 2021; Peng *et al.*, 2022), así como el trabajo realizado por Burkhard *et al.* (2014), uno de los principales autores de la metodología matricial, en el que se analiza una región hipotética europea. En estos estudios se identificaron y compararon los principales servicios ecosistémicos y las coberturas de suelo y vegetación, y se generó una matriz concentrada de los valores de oferta potencial asignados.

En cuanto a la comparación entre los servicios ecosistémicos evaluados en este trabajo con los de otros estudios, se encontró que su selección se basa principalmente en el tipo de ecosistemas presentes en cada país o región de estudio, así como el enfoque de cada trabajo e intereses de investigación. En el presente estudio los expertos seleccionaron los servicios ecosistémicos que consideraron prioritarios, principalmente servicios de regulación y de abastecimiento asociados al sistema de humedales remanentes (Anexo 1).

Respecto a las coberturas terrestres evaluadas, se analizaron trabajos de diversas regiones, desde Asia (Liao *et al.*, 2021; Peng *et al.*, 2022), Europa (Burkhard *et al.*, 2014; Zhang y Muñoz, 2019), América (Montoya *et al.*, 2017), y uno en México (Palma *et al.*, 2019). Se encontró que tanto en estas investigaciones como en la presente existió una coincidencia en la evaluación de coberturas de Asentamientos humanos y Matorrales, lo que refleja la amplitud de distribución de tales coberturas en diversas regiones y escalas (Montoya, 2018) (Anexo 2).

### c) Correlación entre valores de expertos y literatura

Finalmente, se generó una matriz concentrada de promedios de sus valores de oferta potencial de servicios ecosistémicos, se procedió a calcular el coeficiente de correlación para cada combinación (servicios ecosistémicos *vs* cobertura de suelo y vegetación) entre los valores de esta matriz y los de la matriz única de expertos de esta investigación (Anexo 3). Se encontraron coeficientes de correlación positivos, y al comparar los promedios totales de oferta potencial de servicios ecosistémicos reportadas por los expertos en este trabajo y los reportados en la literatura se encontraron valores y tendencias similares.

#### 4.2.2 Análisis espacial de oferta potencial de servicios ecosistémicos

Con base en la matriz única de expertos y sus valores, se generaron los mapas de distribución espacial de la oferta potencial de servicios de regulación, abastecimiento, culturales y el mapa de oferta potencial total de servicios ecosistémicos en la región de estudio (figura 14). Al analizar la distribución de los servicios ecosistémicos por categorías, se observó que para el suministro de los servicios de regulación (figura 14, inciso a) el 76% de la superficie de estudio presenta un potencial medio-alto (2.1-3.0), el cual se distribuye principalmente en el valle agrícola y en la parte de las sierras al Oeste, y únicamente el 0.3% tiene un potencial alto (3.1-4.0), correspondiente al área del Río Hardy y el humedal Las Arenitas.

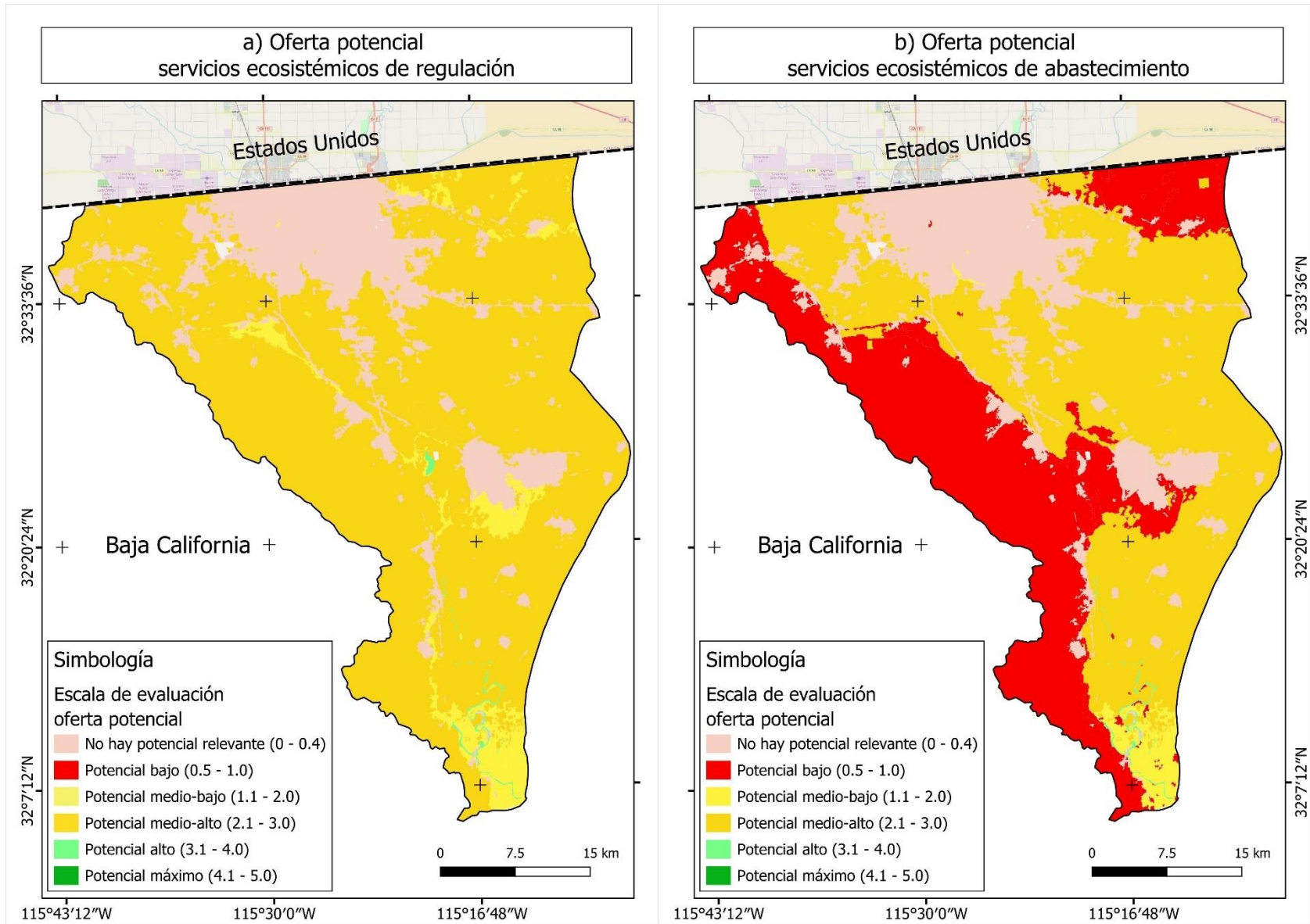
Respecto a la oferta de servicios de abastecimiento (figura 14, inciso b) se aprecia de forma más evidente las zonas que tienen un potencial bajo (0.5-1.0) o sin potencial (0 -0.4) y que abarcan el 51% de la superficie de estudio en la parte de las sierras, en la zona urbana y al Noreste del área de estudio, mientras que las zonas que tienen un potencial medio-alto (2.1-3.0) abarcan el 46% de la superficie que se distribuye en el valle agrícola.

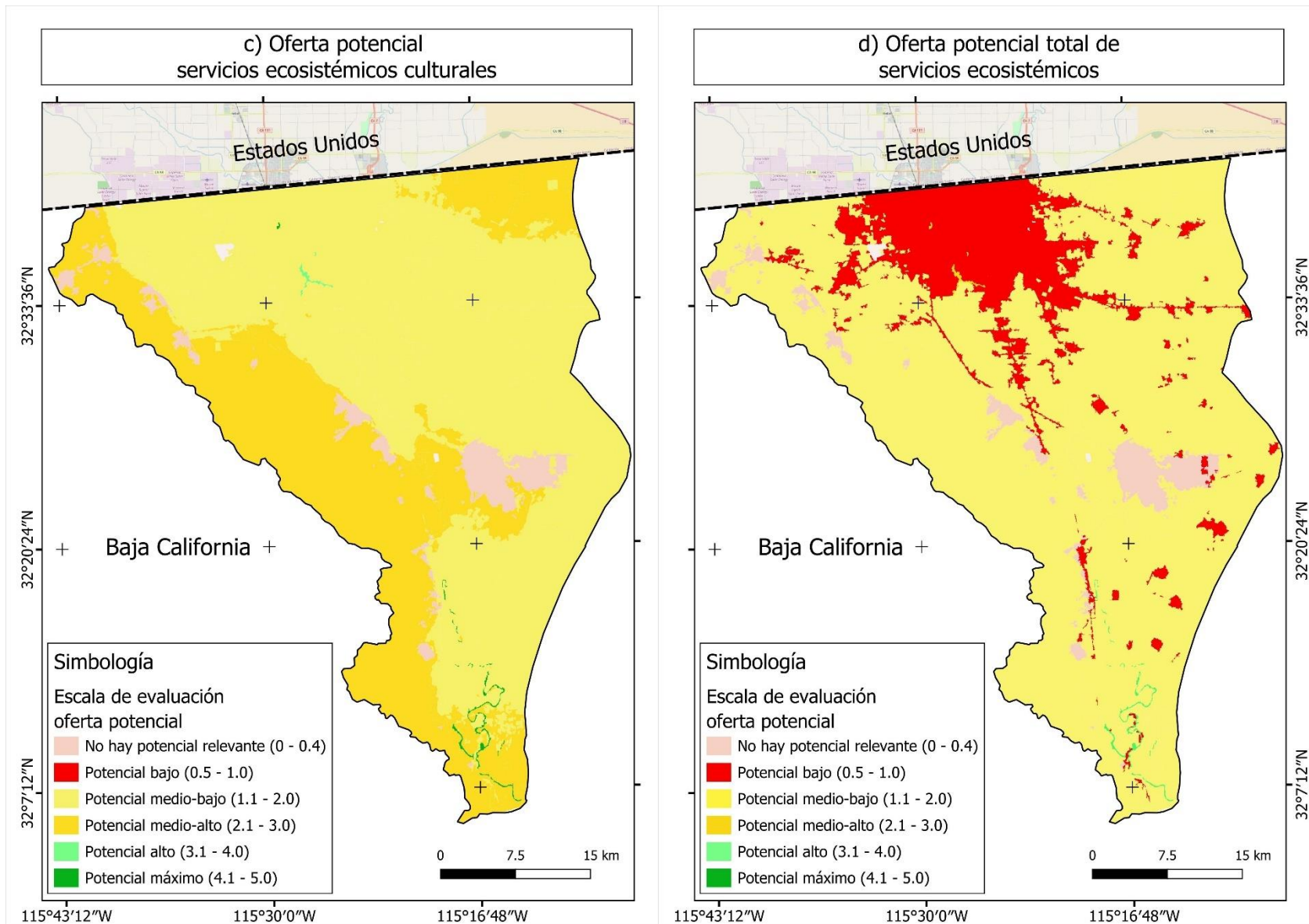
Por su parte, en el suministro de los servicios culturales (figura 14, inciso c) se distingue que gran parte del área de estudio tiene un potencial medio-bajo (1.1-2.0) que representa el 61% de la superficie correspondiente a la zona agrícola; sin embargo, esta categoría de servicios fue la única que presentó un potencial máximo (4.1-5.0) la cual se suministra en el 0.2% de la superficie total, tanto en la zona urbana (Bosque de la Ciudad) como en el Río Hardy. De los servicios culturales destaca también la superficie que tiene un potencial medio-alto (2.1-3.0) y que cubre el 35% del área, la cual corresponde a la parte de las sierras en las que se localiza el matorral desértico micrófilo, una de las coberturas vegetales más características de los paisajes desérticos de la región.

Finalmente, en el mapa de oferta potencial total de servicios ecosistémicos (figura 14, inciso d) se observa que el 81% de la superficie de estudio presenta un potencial medio-bajo (1.1-2.0), abarcando coberturas como el matorral desértico micrófilo y la agricultura de riego. En contraste, las zonas con potenciales medio-alto representan una mínima superficie del 0.2%, las cuales están asociadas al humedal urbano del Sistema Lagunar y al Bosque de la ciudad,

ambos localizados en la zona urbana, y el río Hardy al sur de la zona de estudio, que presentó potencial alto. Adicionalmente, se aprecia que las zonas con oferta potencial bajo (0.5-1.0) corresponden a la cobertura de asentamientos humanos.

**Figura 14.** Distribución espacial de la oferta potencial de servicios ecosistémicos.





Distribución espacial de la oferta potencial de servicios ecosistémicos de: regulación (a), abastecimiento (b), culturales (c) y la oferta potencial total (d) en la región árida de estudio. Fuente: elaboración propia.

### 4.3 PROCESOS DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS TERRESTRES Y DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DE LA OFERTA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

#### 4.3.1 Principales procesos de cambio de las coberturas terrestres

El presente análisis partió de los valores de la matriz de transición que se obtuvo de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres en el periodo 2000-2022, los cuales representan la cuantificación de los cambios ocurridos en el territorio. En la matriz se identificaron 49 transiciones o cambios entre las siete coberturas terrestres estudiadas que son agrícola, matorral, vegetación halófila, vegetación de desiertos, cuerpos de agua, sin vegetación aparente y asentamiento humano. Los cambios de la matriz de transición se agruparon en tres principales tipos de procesos de cambio (desmatorralización, recuperación, expansión urbana), así como en dos categorías más (sin cambios, otros cambios), los cuales se basaron en la propuesta de clasificación del trabajo de Rosete *et al.* (2008) para Baja California, y se adaptaron a los cambios encontrados en este trabajo. Los procesos de cambio encontrados fueron:

- 1) Desmatorralización, que incluye la transformación del matorral a uso agrícola, matorral a otros tipos de vegetación, así como matorral hacia áreas sin vegetación aparente;
- 2) Recuperación, se refiere a las transiciones de uso agrícola hacia matorral y a otros tipos de vegetación natural, así como de otros tipos de coberturas (vegetación halófila, de desiertos, cuerpos de agua, sin vegetación aparente y asentamientos humanos) hacia matorral;
- 3) Expansión urbana, que incluye la transformación de cualquier cobertura terrestre hacia la de asentamientos humanos.
- 4) Sin cambios, que incluye los valores en diagonal de la matriz y representan la superficie de las coberturas que se mantuvo sin cambio durante el periodo de estudio.
- 5) Otros cambios, que se refiere a las transiciones restantes de la matriz. Esta categoría incluye cambios o transiciones de coberturas de vegetación natural hacia otro tipo de vegetación, los cuales pueden deberse a procesos de sucesión secundaria.

En la tabla 15 se presentan las superficies de cada tipo de proceso de cambio encontrados en el área de estudio en Mexicali, así como el porcentaje que representa cada uno. En términos de superficie, se observa que el proceso más importante durante el periodo de estudio fue el de urbanización (12,852.76 ha), siguiéndole el proceso de desmatorralización (3,395.51 ha) y el de recuperación (3,231.58 ha) que representan un porcentaje similar. De acuerdo con Rosete *et al.* (2008), los procesos de cambio pueden originarse por dinámicas naturales de los ecosistemas, o por las actividades humanas. Entre los derivados por estas últimas se incluyen los cambios de matorral o cualquier tipo de cobertura de vegetación natural hacia las coberturas agrícola, asentamientos humanos o sin vegetación aparente; así como la recuperación de áreas agrícolas abandonadas hacia otro tipo de coberturas de vegetación, los cuales corresponden a los cambios encontrados en el presente trabajo.

**Tabla 15.** Resumen de procesos de cambio.

| <b>Procesos de cambio 2000-2022</b> |                        |            |
|-------------------------------------|------------------------|------------|
| <b>Proceso</b>                      | <b>Superficie (ha)</b> | <b>(%)</b> |
| <b>Permanencia de clase</b>         | 182,113.97             | 89.17      |
| <b>Urbanización</b>                 | 12,852.76              | 6.29       |
| <b>Desmatorralización</b>           | 3,395.51               | 1.66       |
| <b>Recuperación</b>                 | 3,231.58               | 1.58       |
| <b>Otros cambios</b>                | 2,648.74               | 1.3        |

Fuente: elaboración propia

Para representar de manera espacial los procesos de cambio, se tomó como base el mapa de cambios o transiciones (figura 11), en el que se transfirieron los procesos de urbanización, desmatorralización, recuperación, otros procesos de cambio y sin cambios (permanencia de clase). La tabla 16 muestra la matriz de transición en la cual se asignó a cada transición un número del 1 al 5 correspondiente a los cinco tipos de procesos previamente definidos. Con base en esta matriz se obtuvo el mapa de procesos de cambio de las coberturas terrestres en el periodo 2000-2022 (figura 16).

**Tabla 16.** Matriz de transición para identificar procesos de cambio durante 2000 y 2022.

| Ha  | 2022 |     |    |    |    |     |    |
|-----|------|-----|----|----|----|-----|----|
|     | AGR  | MDM | VH | VD | CA | SVA | AH |
| AGR | 5    | 2   | 2  | 2  | 2  | 4   | 3  |
| MDM | 1    | 5   | 1  | 1  | 1  | 1   | 3  |
| VH  | 4    | 2   | 5  | 4  | 4  | 4   | 3  |
| VD  | 4    | 2   | 4  | 5  | 4  | 4   | 3  |
| CA  | 4    | 2   | 4  | 4  | 5  | 4   | 3  |
| SVA | 4    | 2   | 4  | 4  | 4  | 5   | 3  |
| AH  | 4    | 2   | 4  | 4  | 4  | 4   | 5  |

Abreviaciones: AGR, agrícola; MDM, matorral; VH, vegetación halófila; VD, vegetación de desiertos; CA, cuerpo de agua; SVA, sin vegetación aparente; AH, asentamiento humano. (1) Desmatorralización; (2), Recuperación; (3), Urbanización; (4) Otros procesos; (5) Sin cambios o permanencia de clase. Fuente: elaboración propia.

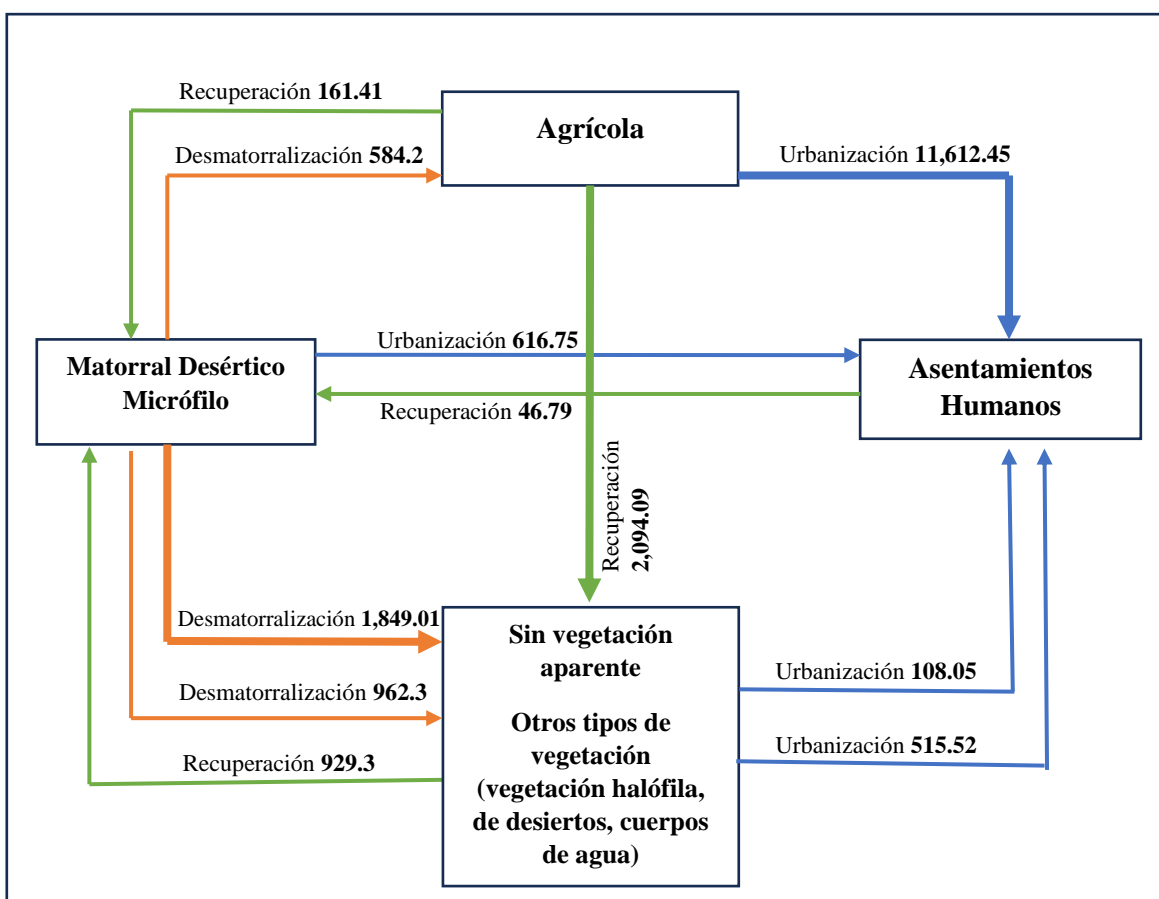
En términos de superficie, la urbanización fue el proceso de cambio de mayor intensidad ocurrido en Mexicali durante el periodo de 2000 a 2022. Este proceso está representado principalmente por la transición de áreas agrícolas hacia asentamientos humanos, y se presenta principalmente en la periferia de la mancha urbana en la transición con la zona rural (figura 16).

La desmatorralización fue el segundo proceso de cambio más importante, el cual se refiere cambio de la cobertura de matorral hacia la clase de cobertura agrícola, sin vegetación aparente y otras coberturas. La transición de mayor intensidad que da origen a este proceso es el de matorral hacia áreas de sin vegetación aparente, principalmente en la ladera Este de las sierras Cucapá y El Mayor, así como en áreas dispersas al centro y al Este del Valle de Mexicali; le siguen los cambios de matorral hacia vegetación de desiertos y matorral hacia la cobertura agrícola.

Con respecto a los procesos de recuperación, estos incluyen la transición de las coberturas de vegetación natural como vegetación halófila y de desiertos hacia la de matorral, también se incluyen los cambios de agrícola a matorral, así como los de agrícola hacia otro tipo de vegetación natural. El principal cambio de este proceso de recuperación está representado por la transición de agrícola a vegetación halófila, el cual se presenta al Sur del Valle de Mexicali.

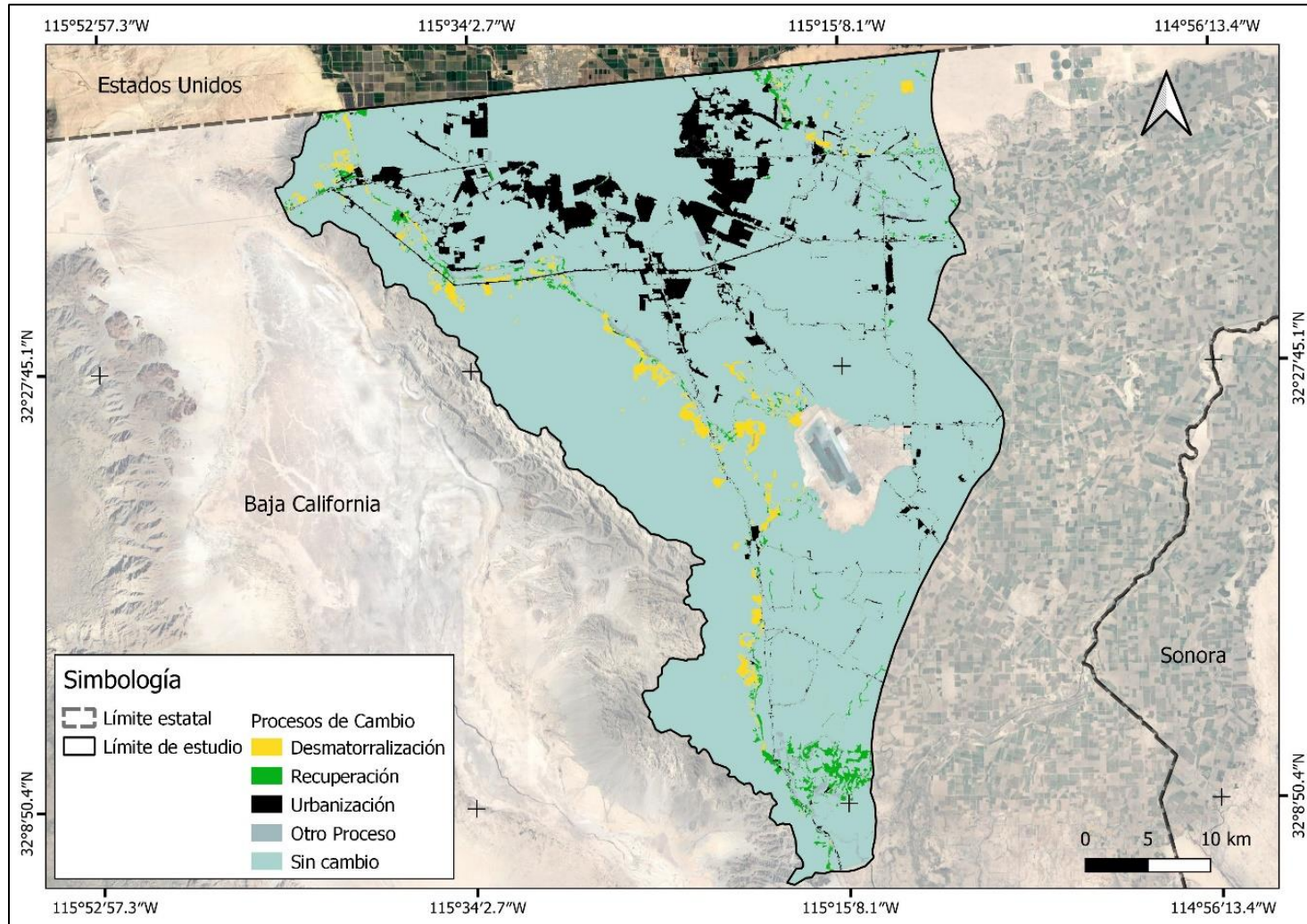
Dentro del grupo de Otros cambios se pueden encontrar algunos procesos de origen natural derivados de procesos de sucesión secundaria, incluidas las transiciones de la vegetación asociada a cuerpos de agua hacia vegetación halófila, y la vegetación de desiertos hacia vegetación halófila. Este tipo de procesos se encontraron en menor proporción en comparación con los antes mencionados. Por su parte, el resto de la superficie refleja las coberturas que permanecieron sin cambios durante el periodo de 22 años. La figura 15 muestra el flujo de los principales procesos de cambio del área de estudio.

**Figura 15.** Diagrama de flujo de los principales procesos de cambio durante el periodo 2000-2022 en Mexicali, Baja California.



Fuente: elaboración propia con base en Rosete *et al.* (2008). Nota: las cifras se encuentran en hectáreas.

**Figura 16.** Mapa de principales procesos de cambio de las coberturas terrestres en el periodo 2000-2022.



Fuente: elaboración propia con base en Rosete *et al.* (2008).

#### 4.3.2 Dinámica espaciotemporal de la oferta de servicios ecosistémicos

En el presente estudio se analizó la dinámica espaciotemporal de la oferta potencial de servicios ecosistémicos, al asociar los cambios de las coberturas terrestres en términos de variaciones de superficie (área) entre el año inicial (2000) y final (2022) y su efecto correspondiente en la oferta de servicios ecosistémicos de cada categoría. Por lo tanto, se generaron mapas de oferta potencial de servicios de regulación, abastecimiento y culturales para cada año, los cuales representan la dinámica de cambios espaciotemporales de estos servicios ecosistémicos ocurrida durante un periodo de 22 años en la región de estudio (figura 17, incisos a, b y c).

Con respecto a la dinámica de la oferta potencial de los servicios de regulación, se observó que entre 2000 y 2022 la superficie de coberturas terrestres con potencial alto (3.1-4) incrementó un 0.05%, debido a la creación del humedal Artificial Las Arenitas en la zona central del valle de Mexicali; por otro lado, la superficie con potencial medio-alto (2.1-3) de oferta de servicios de regulación disminuyó 8% principalmente por la pérdida de cobertura agrícola y de matorral; mientras que la superficie sin potencial (0-0.4) aumentó un 7% particularmente en las laderas de sierras localizadas el Oeste del área de estudio, en las que se presentan áreas sin vegetación aparente, así como por el incremento de la superficie de asentamientos humanos, que presentan este bajo potencial de oferta de servicios de regulación.

En cuanto a la dinámica de la oferta potencial de servicios de abastecimiento se observó que durante el periodo estudiado de 22 años se presentó una disminución de 6% en la superficie de las coberturas con potencial de oferta medio-alto (2.1-3), particularmente por la pérdida de la cobertura agrícola en el valle de Mexicali, mientras que la superficie sin potencial (0-0.4) incrementó 7% la cual se asocia al incremento de la cobertura de asentamientos humanos. Por su parte, los servicios culturales que fueron la única categoría que presentó coberturas terrestres con potencial de oferta máximo (4.1-5), mostraron cambios poco perceptibles en la superficie de las coberturas que los suministran; sin embargo, se observó una disminución de 1% en las superficies con potencial medio-alto, relacionado con la

pérdida de matorral, en contraste con un aumento de 0.8% de las coberturas sin potencial para esta categoría de servicios ecosistémicos.

#### *Cambios de la oferta potencial de servicios ecosistémicos*

Adicionalmente se elaboraron mapas de los cambios en la oferta potencial de servicios ecosistémicos de regulación, abastecimiento y culturales, los cuales se identificaron como áreas en las que existe un incremento, disminución o mantenimiento de estos servicios, resultado de las dinámicas de las coberturas terrestres y los procesos de cambio ocurridos durante 22 años (figura 18).

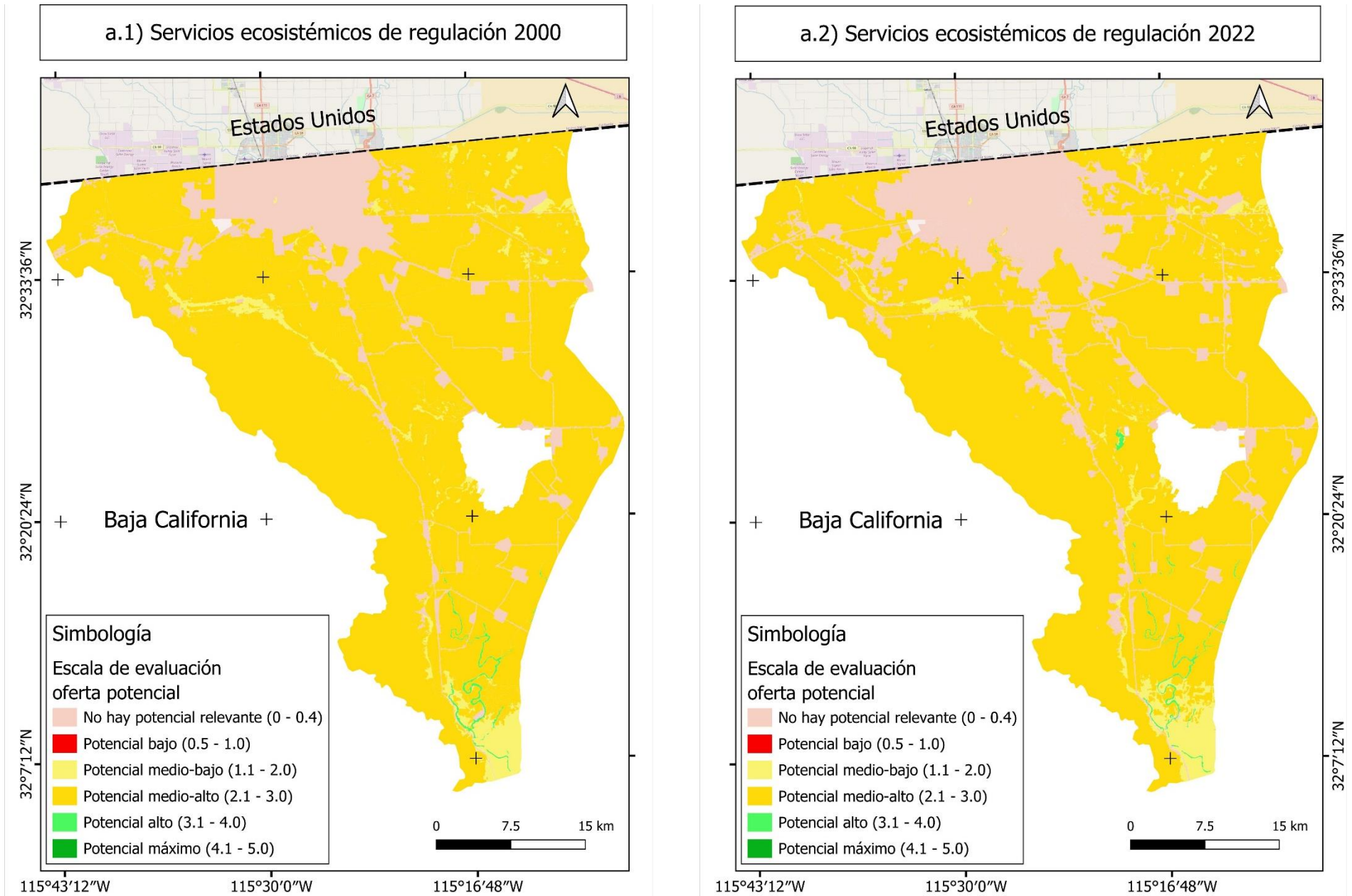
En general todas las categorías de servicios mostraron que la mayor parte de su superficie se mantuvo sin cambios en su capacidad de oferta. Sin embargo, los servicios de regulación presentaron una disminución particularmente en las zonas periféricas a la ciudad de Mexicali y que corresponden al incremento de la cobertura de asentamientos humanos, así como al sur del valle agrícola, en el que se presentó una reducción de la cobertura agrícola y de los servicios de regulación asociados. Un incremento de los servicios de regulación se observa al centro del valle de Mexicali y coincide con la presencia del humedal Artificial de las Arenitas el cual contribuye con un potencial alto para el suministro de los servicios de purificación del agua, regulación de flujos de agua y recarga del acuífero.

De forma similar, los servicios de abastecimiento muestran una disminución de su oferta en el área periférica urbana y al sur del valle. No obstante, también se aprecia una disminución en la zona centro del mismo valle y que coincide con el humedal Las Arenitas, cuyo potencial de oferta de servicios de abastecimiento de alimentos y de pesca es nulo. Cabe mencionar que tal humedal transitó de una zona con matorral el cual también ofrecía potenciales bajos de los servicios de abastecimiento. Es decir, disminuyó la oferta de los servicios de abastecimiento, pero incrementaron los de regulación en dicha zona.

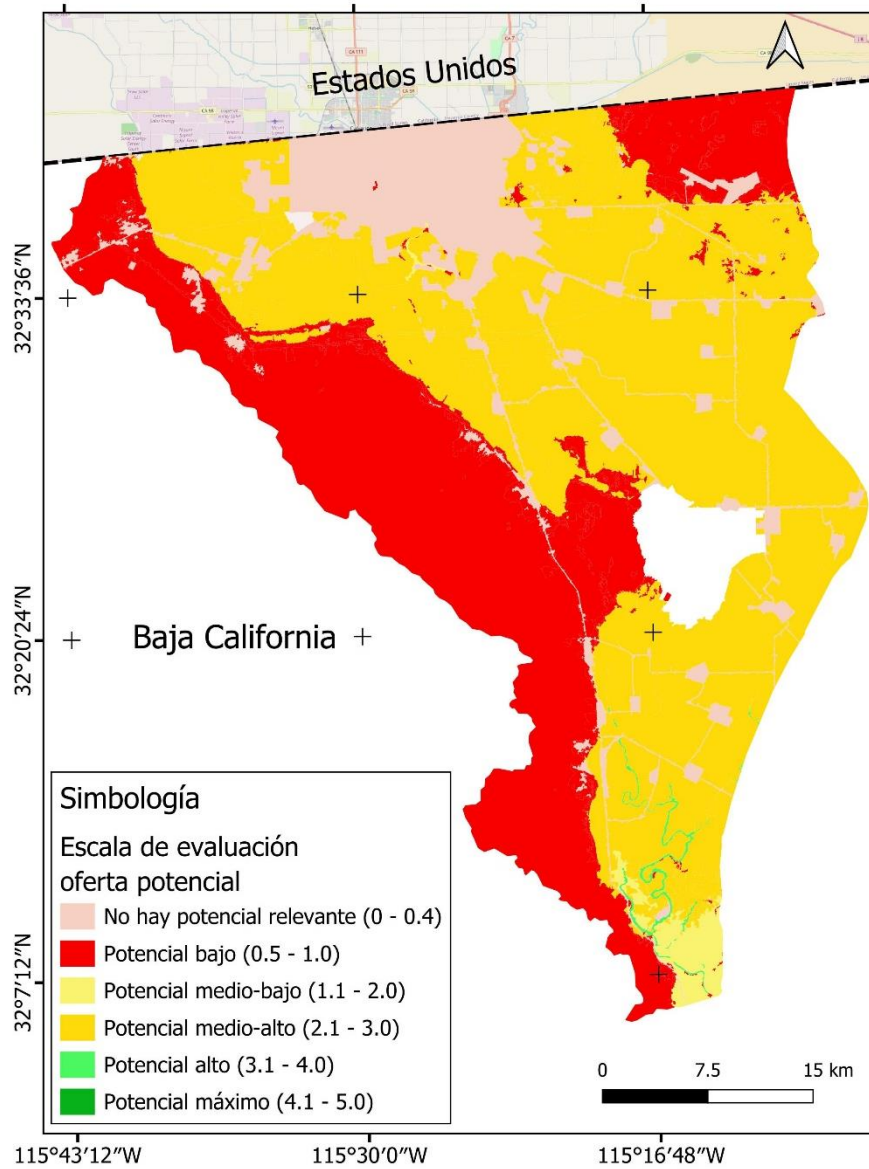
En cuanto a los servicios culturales, se aprecia un incremento de su oferta potencial en las zonas en las que aumentó la superficie de asentamientos humanos y al sur del valle, la cual corresponde principalmente a una zona en la que se ha desarrollado el establecimiento de campos ecoturísticos relacionados con actividades de naturaleza, culturales y de educación ambiental. Por otro lado, la disminución de los servicios culturales en las faldas de las sierras

coincide con la transición del matorral (que posee un potencial medio-alto) hacia áreas de sin cobertura aparente, lo que se repercute en la pérdida de oferta potencial de servicios ecoturísticos, recreativos y de educación ambiental. Además, la cobertura de matorral y sus servicios ecosistémicos está fuertemente asociada con valores culturales y ancestrales de las comunidades originarias de la región de estudio, como los Cucapa, así como la existencia de vestigios arqueológicos, por lo que el impacto de su pérdida requiere atención prioritaria al igual que en la pérdida de los otros servicios ecosistémicos mencionados.

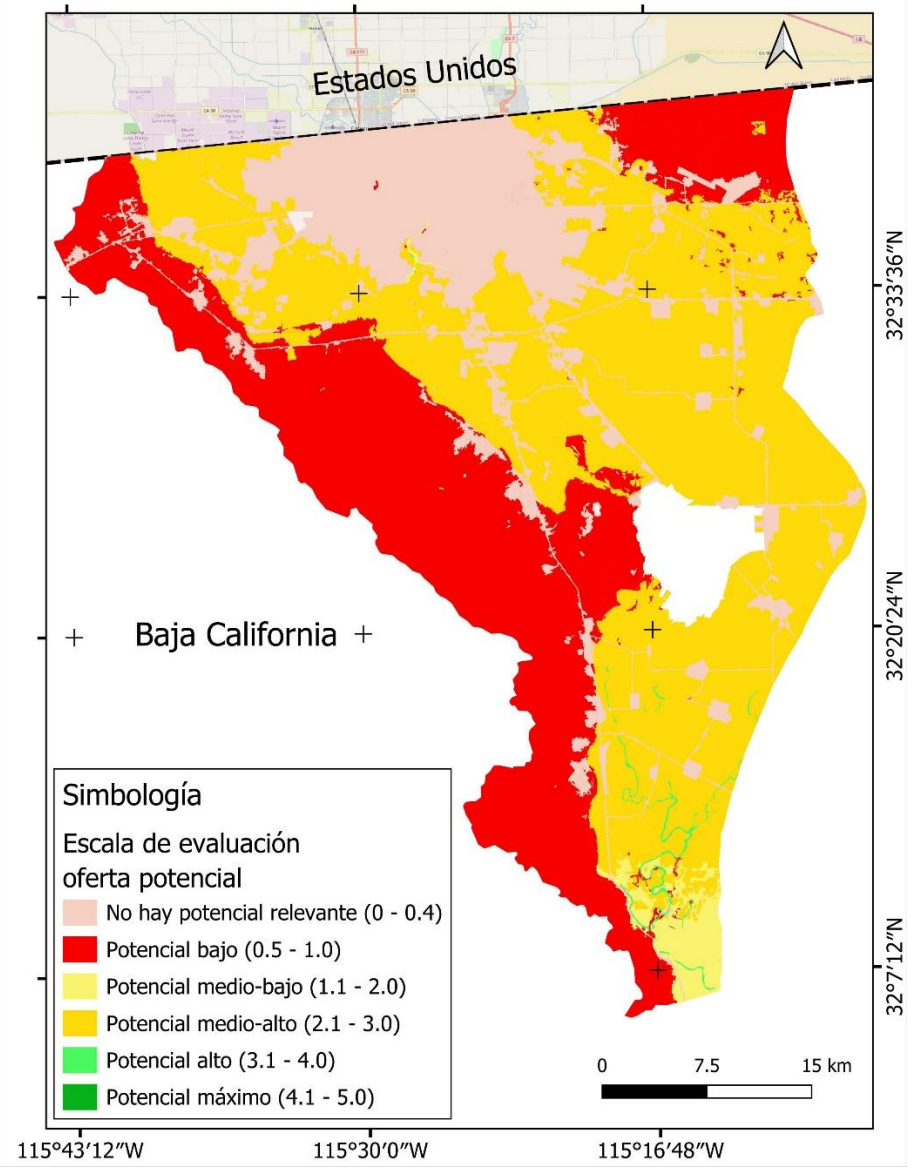
**Figura 17.** Mapa de oferta potencial de servicios ecosistémicos de regulación, abastecimiento y culturales en el 2000 y 2022.



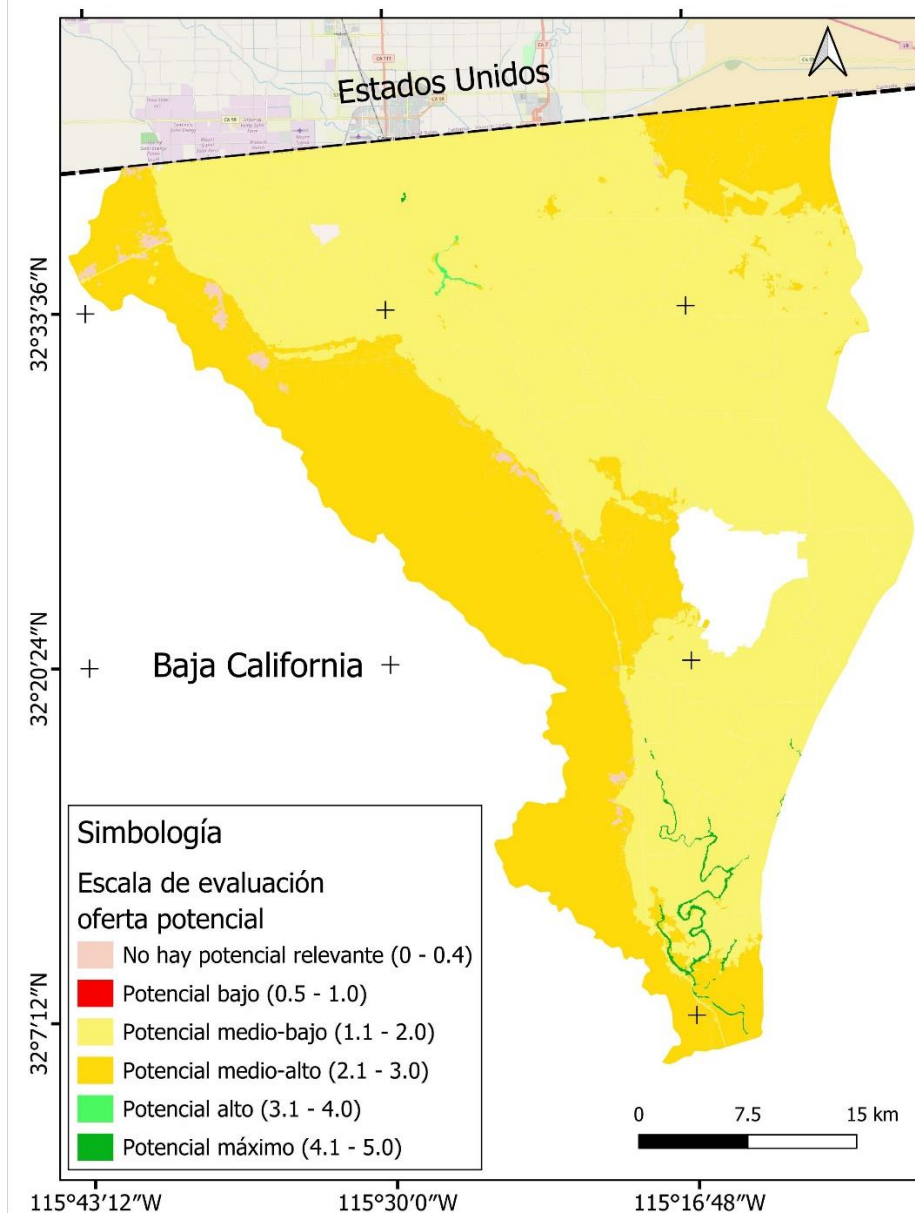
b.1) Servicios ecosistémicos de abastecimiento 2000



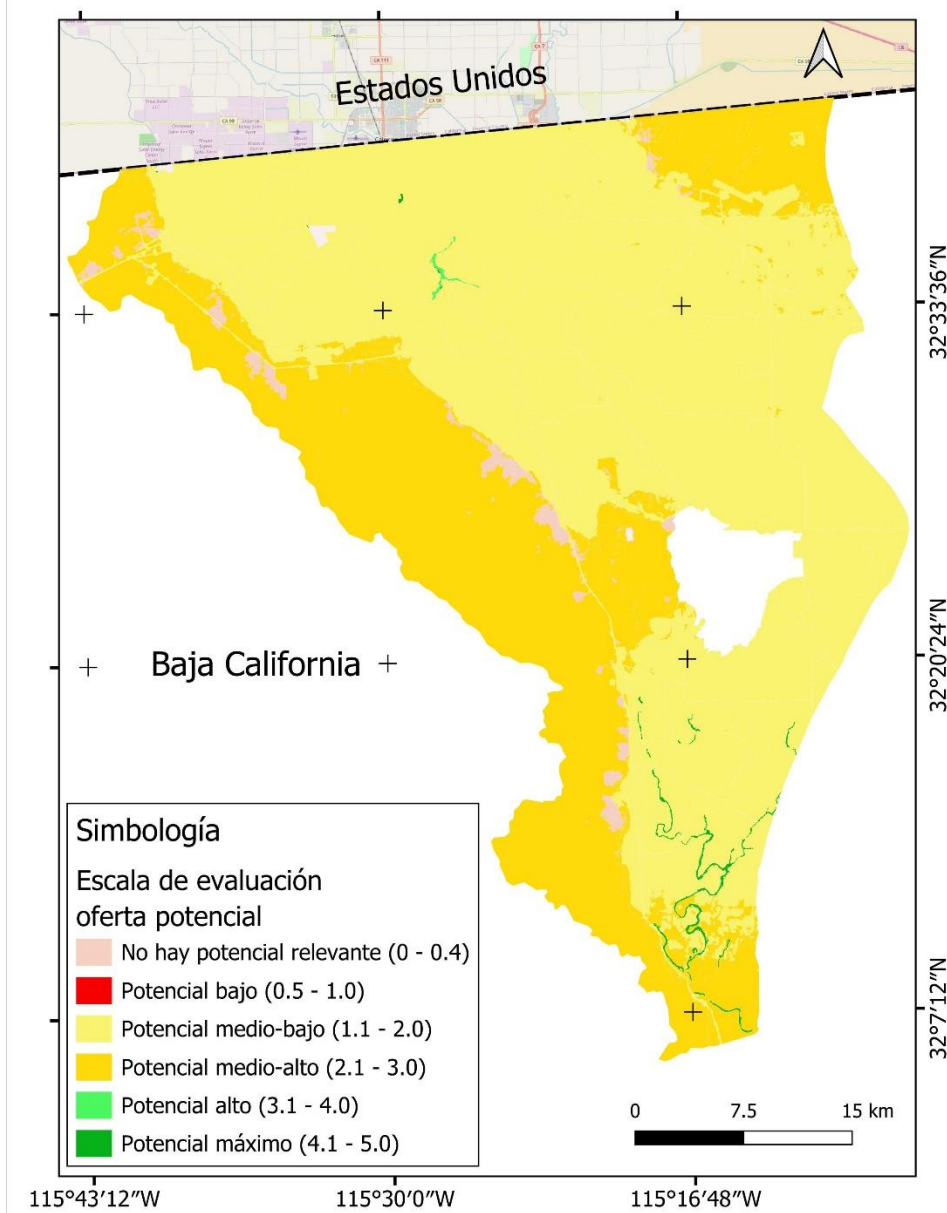
b.2) Servicios ecosistémicos de abastecimiento 2022



c.1) Servicios ecosistémicos culturales 2000

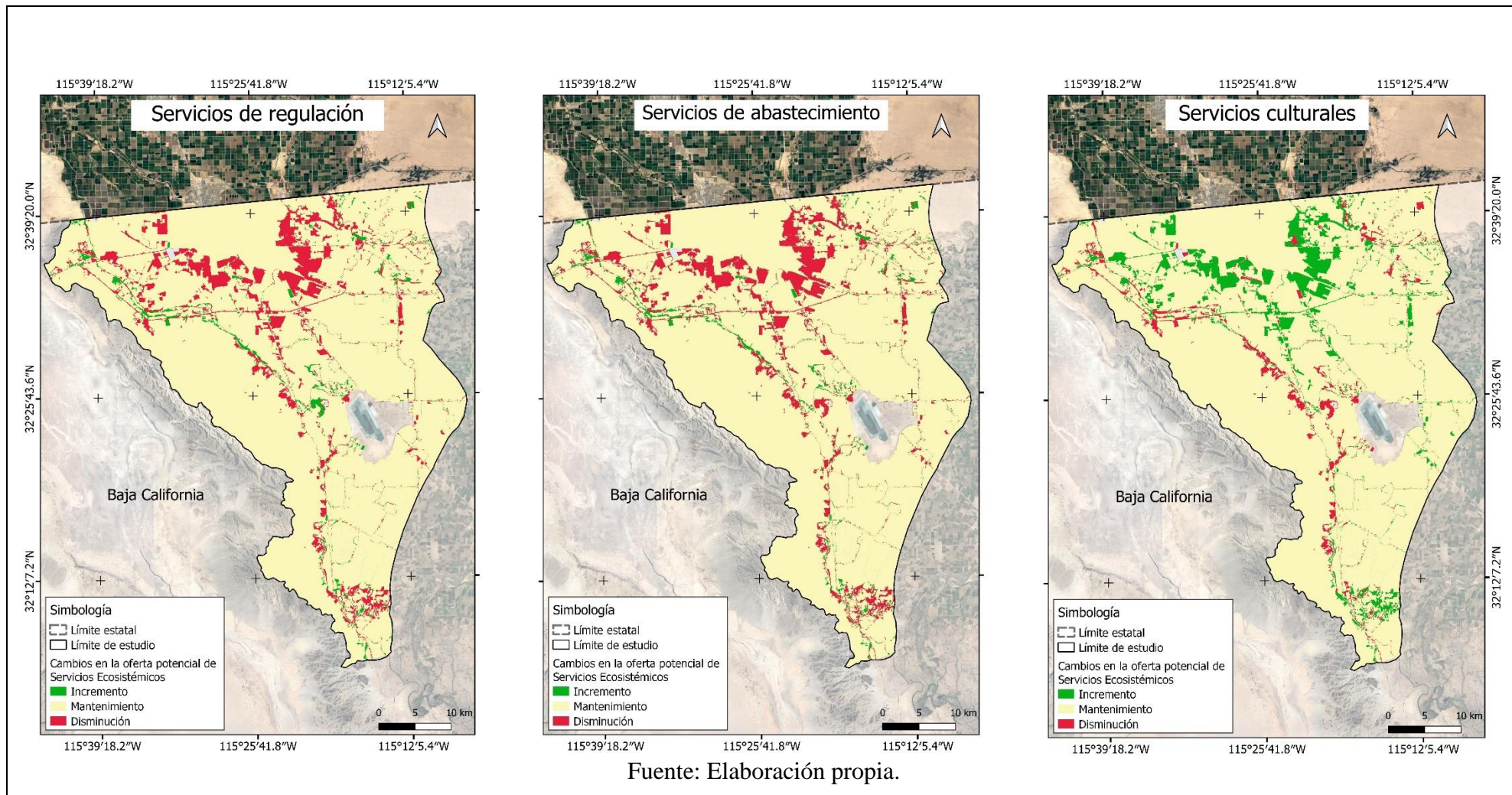


c.2) Servicios ecosistémicos culturales 2022



Fuente: Elaboración propia.

**Figura 18.** Mapa de cambios en la oferta potencial de servicios ecosistémicos en el periodo 2000-2022.





## 5. DISCUSIÓN

### 5.1 DINÁMICA DE LAS COBERTURAS TERRESTRES Y LOS PROCESOS DE CAMBIO COMO TRANSFORMADORES DEL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI.

La discusión del presente apartado se centró en analizar la relación entre los principales procesos identificados que son la expansión urbana, desmatorralización y recuperación, con los cambios y transiciones cuantificados de las coberturas terrestres que dieron lugar a tales procesos, que incluyen las pérdidas de superficie agrícola y matorral desértico micrófilo, así como las que tuvieron ganancias, incluyendo los asentamientos humanos, sin vegetación aparente y vegetación halófila; a su vez, se identificaron factores que han motivado los procesos de cambio que han transformado el paisaje árido de Mexicali, Baja California ocurridas entre 2000 y 2022.

#### 5.1.1 Proceso de expansión urbana y cambios en las coberturas terrestres

De acuerdo con Rosete et al. (2008), el proceso de expansión urbana o urbanización se refiere a la transformación de cualquier cobertura terrestre hacia la de asentamientos humanos, y que en el presente estudio constituye el principal proceso de transformación del paisaje árido de Mexicali. De los resultados de la matriz de transición se encontró que todas las coberturas transitaron hacia los asentamientos humanos en diferentes proporciones, sin embargo, la cobertura agrícola fue la que transitó y cedió mayor superficie (11,612.45 ha) a esta cobertura. Es decir, el proceso de expansión urbana se derivó principalmente por la superficie cedida de la cobertura agrícola, y a su vez, la agricultura perdió superficie principalmente por el aumento de la superficie de asentamientos humanos. A continuación, se describen las dinámicas de ambas coberturas relacionadas a la expansión urbana y los principales factores que incidieron.

#### *Disminución en la cobertura agrícola*

El principal cambio de cobertura asociado al proceso de urbanización fue la disminución de la agricultura, la cual mostró el cambio neto negativo más alto pues su superficie disminuyó 5.51% (11,260.7 ha) a la tasa de crecimiento más alta (-0.52%) observada en el periodo de

estudio. La transición de uso agrícola hacia uso urbano encontrada en este trabajo se ha presentado en otros estudios, como lo reportado por Romero *et al.* (2022), quien encontró una tendencia similar en la región centro-oeste del estado de Puebla, en la que superficie ocupada por agricultura ha tendido a desincorporarse de este uso para el desarrollo urbano, lo cual está influenciado por su cercanía a las zonas urbanas existentes; por otro lado, Smiraglia *et al.* (2016) identificó en un área rural de Italia que las transiciones más representativas fueron el abandono de la actividad agrícola y la expansión urbana, derivado de las dinámicas de población en la región. En ambos trabajos se destaca la importancia de esta trayectoria de cambio, en cuanto a la pérdida de cobertura vegetal y de permeabilidad del suelo, así como los impactos que derivan de este cambio y que se relacionan con la pérdida de diversos servicios ecosistémicos, incluyendo los de abastecimiento y la capacidad de generar productos agrícolas para el consumo humano y de otros usos.

Por su parte, en el presente estudio se analizó el impacto de esta trayectoria de cambio desde dos perspectivas: como cobertura de uso de suelo y la contribución en la producción estatal y municipal; y como cobertura vegetal y los beneficios hidrológicos y ecológicos con los que contribuye en la región.

Desde una perspectiva de uso de suelo y actividad productiva se tiene que la superficie agrícola en Baja California representa solo el 3.4% de la superficie total del estado, mientras que Mexicali es el municipio que cuenta con mayor cobertura agrícola con 19% de su superficie, de la cual 24.9% está dedicada a la siembra de trigo grano (47,487 ha) del que es el mayor productor del país (SIAP, 2023). Además, durante el 2021 el municipio de Mexicali aportó 51% del valor agropecuario a nivel estatal, del que la actividad agrícola representó el 50.7%, teniendo como principales cultivos, de acuerdo con la superficie sembrada, la producción de trigo (31%), alfalfa (27%), algodón (13%) y varios (29%), algunos de los cuales se encuentran dentro de los primeros lugares de producción a nivel nacional (Programa Sectorial de Desarrollo Agropecuario y Rural, 2022).

Por otro lado, la superficie agrícola también constituye una cobertura vegetal que aporta beneficios hidrológicos y servicios ecosistémicos. Uno de estos es su contribución a la recarga del acuífero del valle de Mexicali a través de las pérdidas por infiltración de agua de los canales de riego (Orozco *et al.*, 2015); se estima que este acuífero tiene una recarga anual

de 520.5 hm<sup>3</sup> (millones de metros cúbicos), sin embargo, presenta una condición de sobreexplotación con un déficit anual de 265.12 hm<sup>3</sup>, por lo que resulta indispensable mantener las entradas y limitar las extracciones de agua del acuífero (IMTA, 2020). Otro beneficio adicional de la existencia de descargas operativas de agua de riego y las provenientes de retorno agrícola es el mantenimiento de humedales remanentes del río Colorado al sur del valle agrícola, los cuales proporcionan un hábitat crítico para especies en peligro de extinción y para aves acuáticas migratorias (Carrillo, Glenn e Hinojosa, 2013; Gomez, Soto e Hinojosa, 2013). Adicionalmente, los drenes agrícolas, cuya función es la regulación del flujo de agua y la retención de nutrientes de las aguas residuales de la agricultura, también ha sido analizada por los servicios ecosistémicos que proveen, como la provisión de hábitat para aves residentes y migratorias, y la retención de sedimentos (Cital *et al.*, 2022; Herzon y Helenius, 2008).

Si bien uno de los principales impulsores de cambio de la cobertura agrícola ha sido la expansión urbana, existen otros factores que inciden en su dinámica de cambio. Se identificó que al sur del valle de Mexicali disminuyó la superficie agrícola y en su lugar surgieron áreas con vegetación halófila, la cual se caracteriza por establecerse sobre suelos con alto contenido de sales (INEGI, 2015). Las razones principales por las cuales se ha presentado este cambio han sido dos; por un lado, debido a su alta salinidad los suelos no son aptos para los cultivos agrícolas dominantes en el valle de Mexicali y estas parcelas han sido abandonadas; por otro lado, la reducción de la superficie agrícola denominada compactación del Distrito de Riego dejó sin agua para riego en algunas de estas zonas. Como resultado, la ausencia de labores agrícolas ha permitido el establecimiento de vegetación halófila en esta área.

Es importante mencionar que el desarrollo de la actividad agrícola en la región está ligada al agua proveniente del río Colorado, cuya gestión y manejo binacional incide en el comportamiento de la dinámica hidrológica del valle de Mexicali. Al respecto, en los últimos años se han establecido acuerdos entre México y Estados Unidos para reducir el volumen de agua superficial concesionado debido al fenómeno de sequía en las presas de Estados Unidos (CILA, 2022), lo que potencialmente repercute en la actividad productiva y en las superficies sembradas.

De tal manera que estas condiciones representan algunos de los principales impulsores de cambio de la cobertura agrícola que se reflejan en la disminución de su superficie, y que indirectamente favorecen los procesos de urbanización, principalmente alrededor de la mancha urbana, y del establecimiento de vegetación halófila, como lo observado al sur del valle de Mexicali.

#### *Incremento en la superficie de asentamientos humanos*

Otra de las coberturas directamente relacionadas con los procesos de urbanización es la de asentamientos humanos, la cual presentó el mayor cambio neto positivo de todos los cambios analizados, pues incrementó un 5.84% de su superficie a una tasa de crecimiento medio anual (TCMA) de 1.9%, la segunda tasa de crecimiento positiva más alta. El análisis de la cobertura de asentamientos humanos incluyó la zona urbana de Mexicali, zonas residenciales e industriales localizadas en la periferia urbana y sobre vialidades y carreteras, así como localidades ubicadas al interior del valle agrícola.

La distribución espacial del crecimiento de los asentamientos humanos se observó principalmente en cuatro zonas: la primera al suroriente de la ciudad de Mexicali, en la que se encuentran la zona de Islas Agrarias y Puebla en las que se desarrollaron viviendas de interés popular y parques industriales; la segunda al sur sobre la carretera federal a San Felipe y que corresponde con el desarrollo de una zona industrial y comercial; la tercera hacia la zona oeste en la que se expandieron las colonias populares de viviendas de interés social y popular conocidas como Progreso y Santa Isabel; la cuarta zona se observó al noreste de la ciudad sobre la carretera hacia el aeropuerto de Mexicali en la que se encuentran comercios, industrias y pequeñas localidades, además, se identificó que a diferencia de las tres zonas antes mencionadas, esta última no se había señalado en trabajos anteriores. Por otro lado, en la zona rural del valle agrícola se identificó el crecimiento de algunas localidades existentes y sobre caminos y carreteras.

Al revisar otros trabajos que analizan la tendencia de crecimiento de los asentamientos humanos en Mexicali, se encontró el trabajo de Leyva *et al.* (2010), en el que analizaron la expansión de las zonas urbanas y rurales de Mexicali en el periodo de 1990 a 2005. En este trabajo se identificó una dinámica de crecimiento gradual y diferenciada, en el que el área urbana experimentó un aumento acelerado en superficie y de su población, principalmente

en tres zonas: la primera ubicada al sureste, que se caracteriza por viviendas de interés social, centros comerciales, de servicios y parques industriales; la segunda al sur cerca de las lagunas México y Xochimilco, la cual cuenta con viviendas de interés popular y social progresista; y la tercera zona al oeste, orientada al desarrollo de barrios de interés popular y social y parques industriales. En contraste, las localidades ubicadas en la zona rural experimentaron un menor crecimiento demográfico y expansión física, mientras que algunas localidades pequeñas fueron absorbidas y otras se desarrollaron a lo largo de corredores urbanos hacia la zona urbana.

En el estudio de Arias y Rojas (2016) en el que se realizó un análisis multiescalar de la dinámica de cambio de la cobertura vegetal en Mexicali durante el periodo de 2004 a 2013, se identificó que el área urbana incrementó un 3.58% de su superficie. Por otro lado, el trabajo de Barrera, Leyva y Garate (2020) en el que se analizó el crecimiento urbano asociado a la transformación de zonas agrícolas periféricas a la ciudad de Mexicali durante el periodo de 1990 a 2018, destaca que el crecimiento urbano orientado hacia ciertas zonas periféricas de la ciudad dio como resultado dinámicas de dispersión urbana (*urban sprawl*). Este tipo de crecimiento disperso fue impulsado dentro del contexto de las políticas neoliberales de finales de los años ochenta y principios de noventa que incidieron en una serie de reformas legales en materia económica, industrial, urbana y agraria, la cuales permitieron cambios en el uso del suelo de zonas agrícolas para su incorporación en zonas de crecimiento urbano y periurbano.

El contexto antes mencionado indica que desde la década de los años noventa y principios del nuevo siglo comenzó una dinámica intensa de dispersión urbana que se manifestó con la lotificación de terrenos, cambios en el uso del suelo de agrícola a habitacional y el desarrollo de proyectos inmobiliarios de capital privado (Barrera *et al.*, 2020; Leyva *et al.*, 2010), lo que coincide con lo observado al inicio del periodo de estudio y los procesos de urbanización identificados.

Es posible apreciar que los procesos de urbanización encontrados en Mexicali durante el periodo de análisis (2000-2022) han sido motivados por una política de desarrollo urbano definida por el contexto político y económico neoliberal de finales de los años noventa. Estos procesos de urbanización se reflejaron en el incremento de la cobertura de asentamientos

humanos y su expansión dispersa principalmente en las periferias de la ciudad, la disminución de la cobertura agrícola, y finalmente en la paulatina incorporación de las localidades rurales a corredores urbanos y su crecimiento en superficie que sin embargo ha sido menor que en la zona urbana.

### 5.1.2 Proceso de desmatorralización y cambios en las coberturas terrestres

El proceso de desmatorralización constituye el segundo proceso de transformación del paisaje más importante en el área de estudio. Este proceso incluye las transformaciones del matorral hacia las coberturas agrícola, otros tipos de vegetación, así como matorral hacia áreas sin vegetación aparente (Rosete *et al.*, 2008). Con base en los resultados de la matriz de transición se encontró que el matorral transitó o cedió parte de su cobertura principalmente hacia la cobertura de sin vegetación aparente, y en segundo lugar hacia la vegetación de desiertos. A continuación, se describen las dinámicas de las coberturas relacionadas con este proceso y los principales factores que lo motivaron.

#### *Disminución en la cobertura de matorral desértico micrófilo*

El matorral desértico micrófilo constituye la segunda cobertura más grande en el área de estudio, seguida de la agrícola; además, esta cobertura cuenta con una comunidad vegetal representativa del paisaje árido de Mexicali y que ocupa la mayor parte de la extensión de las regiones áridas de México (Mora *et al.*, 2014). La localización del matorral micrófilo se encuentra principalmente en las sierras Cucapá y El Mayor al oeste de Mexicali y en menor medida en la zona de las mesetas arenosas ubicadas al noreste del municipio.

La disminución de la superficie del matorral micrófilo en Mexicali muestra una tendencia similar a la dinámica de cambio del matorral xerófilo presente en la Península de Baja California durante el periodo de 1978 al 2000, y reportada en el estudio de Rosete *et al.* (2008). Sin embargo, el proceso de desmatorralización encontrado en su estudio se deriva principalmente de la conversión de matorral hacia los usos agropecuarios, mientras que en Mexicali la desmatorralización se presenta por la transición de matorral hacia la cobertura de sin vegetación aparente, la cual está asociada a la presencia de actividades mineras y extractivas, así como de basureros municipales y tiraderos clandestinos de llantas y otro tipo

de residuos que se localizan a lo largo de las bajadas de las sierras (Periódico Oficial del Estado de Baja California, 2000).

Debido a que la desmatorralización implica la transformación del matorral desértico micrófilo que representa un tipo de cobertura forestal, este proceso de cambio se relaciona con el proceso de deforestación o de degradación forestal, los cuales han sido reportados en otros trabajos como la transformación de algún tipo de cobertura forestal hacia otro uso de suelo (Leija *et al.*, 2020; Mengue *et al.*, 2020). Por otro lado, la deforestación que ocurre en una zona árida representa un factor que puede conducir a otros procesos como la desertificación, definida como la degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, resultado de factores de origen climático y de actividades antropogénicas como la deforestación, el sobrepastoreo, la expansión de áreas agrícolas hacia áreas frágiles y la sobreexplotación de la vegetación para uso doméstico (Granados *et al.*, 2012). En este contexto, la desmatorralización ocurrida en Mexicali se puede considerar como un proceso de deforestación que, de no ser regulado, podría dar lugar a procesos de desertificación.

#### *Incremento en la cobertura sin vegetación aparente*

Otra de las coberturas asociadas directamente con el proceso de desmatorralización es la de sin vegetación aparente, que se caracteriza por no contar con cobertura vegetal debido a la presencia de actividades mineras y extractivas, así como de basureros y tiraderos clandestinos. Los resultados obtenidos muestran que esta cobertura registró un incremento en su superficie de 1,523.36 ha a una tasa de crecimiento de 3.95% anual, la más alta registrada en el presente trabajo. Este valor representa un hallazgo relevante y de especial atención, ya que indica que en un periodo de 22 años experimentó un crecimiento a un ritmo acelerado en comparación con las otras coberturas, además de considerar que esta cobertura se caracteriza por la ausencia de una cubierta vegetal y la existencia de actividades productivas con impactos sociales y ambientales principalmente negativos.

La actividad minera y extractiva ha sido reportada como una de las actividades del sector secundario con mayor potencial en la región debido al aumento de la demanda de materiales pétreos para la industria de la construcción en los Estados Unidos, país en el que existen mayores restricciones ambientales para su aprovechamiento en comparación con México, en

el que se ha registrado la explotación excesiva de estos materiales de manera ilícita y que no cuentan con las autorizaciones correspondientes (Ayuntamiento de Mexicali, 2007).

De acuerdo con el Programa de Desarrollo Urbano del Centro de Población de Mexicali 2025 (PDUCP 2025) (Ayuntamiento de Mexicali, 2007) los principales bancos de materiales de grava, arena y piedra para la construcción se localizan al suroeste de la ciudad de Mexicali en las laderas de la Sierra Cucapá, en los Ejidos Heriberto Jara, Hipólito Rentería, Emiliano Zapata y Adolfo López Mateos; otras zonas de extracción de material son los Cerros Centinela, al noroeste de Mexicali, y Cerro Prieto, en el valle de Mexicali. Otra actividad relacionada es la producción de ladrillos, la cual se realiza en diversas localidades ubicadas al sur de la mancha urbana junto a la Laguna Campestre.

Se identificó que algunas de las zonas en las que se realizan actividades extractivas reportadas en el PDUCP 2025 coinciden con las áreas de sin vegetación aparente observadas en el mapa de coberturas terrestres del año inicial (2000); sin embargo, para el año final (2022) se aprecia un aumento y dispersión en la superficie de esta cobertura, principalmente en las laderas de las sierras al suroeste de la ciudad y en otras zonas ubicadas en la mesa arenosa al este de Mexicali, en la que se detectaron actividades de extracción de materiales pétreos. Otras zonas en las que se identificó un aumento considerable de esta cobertura se encuentran en las laderas de la sierra Cucapá, en la que además de detectarse áreas de extracción de materiales pétreos, se observó la presencia del basurero municipal y de tiraderos clandestinos de basura y llantas; también se observó esta dinámica al suroeste del valle de Mexicali en las laderas de la sierra El Mayor, que si bien ya se presenciaban desde el 2000, el aumento de su superficie en el 2022 es evidente.

Uno de los resultados del aumento de la superficie de la cobertura de sin vegetación aparente es la intensificación de las problemáticas e impactos socioambientales negativos derivados de las actividades extractivas, incluyendo los bancos de materiales. Algunos de los impactos que se presentan por estas actividades son la pérdida de cobertura vegetal, contaminación de cuerpos de agua, erosión en las zonas de explotación, degradación de los suelos debido a que produce una destrucción gradual de los mismos, además, se tiene registrado que este tipo de actividades es una de las principales generadoras de partículas suspendidas totales (PST) y de PM10 las cuales están relacionadas con la problemática detectada en Mexicali por

contaminación del aire (Periódico Oficial del Estado de Baja California, 2000; Secretaría de Protección al Ambiente, 2018).

Por otro lado, los cambios en la estructura y composición del paisaje relacionados al incremento de la cobertura sin vegetación aparente traen contigo otros impactos como la fragmentación de los paisajes y la presencia de parches de vegetación, en este caso, del matorral desértico micrófilo, lo que puede impactar negativamente en los procesos ecológicos, así como en la fragmentación y disminución de hábitats para diversas especies de flora y fauna, reduciendo su desplazamiento, tránsito y migración a través del territorio (Gurrutxaga y Lozano, 2008). La fragmentación del paisaje también puede producir deterioro visual en la zona debido al aspecto desagradable que se genera posterior a la explotación; a una mayor escala, se presenta un deterioro del paisaje de las sierras, lo que puede repercutir en el sentido de identidad y los valores culturales que la comunidad les otorga a estos paisajes desérticos representativos de Mexicali.

### 5.1.3 Proceso de recuperación y cambios en las coberturas terrestres

El tercer proceso de cambio identificado fue el de recuperación, el cual se refiere a las transiciones del uso agrícola hacia la cobertura de matorral y a otros tipos de vegetación natural (vegetación halófila y vegetación de desiertos), así como la transición de otros tipos de coberturas como la vegetación halófila, de desiertos, cuerpos de agua, sin vegetación aparente y asentamientos humanos hacia matorral (Rosete *et al.*, 2008). Los resultados encontrados en la matriz de transición muestran que el proceso de recuperación está representado principalmente por el cambio de la cobertura agrícola hacia vegetación de desiertos y hacia vegetación halófila. De estas coberturas destaca la de vegetación halófila pues incremento su superficie en 0.45%, mientras que la vegetación de desiertos presentó una disminución de -0.07%. Los principales factores que incidieron en estas dinámicas se describen a continuación.

#### *Incremento en la cobertura de vegetación halófila*

Los procesos de recuperación se pueden distinguir entre aquellos originados por actividades humanas, o aquellos causados por dinámicas naturales de los ecosistemas y procesos de sucesión; entre los primeros se incluyen las transiciones de áreas agrícolas o pecuarias hacia

algún tipo de vegetación natural (Mengue *et al.*, 2020; Leija *et al.*, 2020), como lo encontrado en el presente estudio. De tal forma que el incremento de la vegetación halófila se presentó como resultado de la reducción de la superficie agrícola, dinámica que se observó principalmente al sur del valle agrícola de Mexicali en parcelas con aparente desuso y presencia de vegetación natural.

Existen diversos factores que inciden en esta dinámica de cambio, como la presencia de terrenos con problemas de acumulación de sales por un inadecuado drenaje parcelario, lo que a su vez se asocia con la falta de agua para el manejo y recuperación de suelos por los altos costos económicos que implica para los propietarios, induciendo un eventual abandono de las parcelas y cambios en el uso de suelo (Gobierno de Baja California, 2009). Además, se observó que la zona en la que se presentó la pérdida de superficie agrícola se encuentra alejada de la red de canales de riego, lo que limita la conducción de agua hacia estas parcelas, afectando su productividad, así como la intensificación de los problemas por suelos salinos.

En este sentido, el abandono de la actividad agrícola ha favorecido los procesos de recuperación en la zona sur del valle de Mexicali, los cuales se caracterizan por el establecimiento de vegetación halófila tolerante al alto contenido de sales en el suelo, la cual está dominada por herbáceas suculentas, pastos y arbustos escasos e incluye especies como el saladillo (*Allenrolfea occidentalis*), zacate salado (*Distichlis spicata*), deditos (*Salicornia sp.*), chamizo (*Atriplex lentiformes*) (CONAFOR, 2014; Zamora *et al.*, 2005).

#### 5.1.4 Procesos de cambio en Mexicali y en la Península de Baja California

Como se mencionó en las secciones anteriores, el análisis de los procesos de cambio se basó en el trabajo de Rosete *et al.* (2008) realizado para la Península de Baja California. Los autores encontraron como principales procesos de cambio la desmatorralización, recuperación, expansión de la mancha urbana, permanencia de clases y otros cambios, sin embargo, la dimensión y factores que dieron origen a cada uno de estos procesos fue diferente a lo encontrado en el paisaje de Mexicali.

El principal proceso de cambio identificado en la Península fue la desmatorralización, seguida de la recuperación y finalmente la urbanización; por otro lado, en el presente trabajo

se encontró que la expansión urbana fue el principal proceso modificador del paisaje, seguido de la desmatorralización y la recuperación. Cabe mencionar que el principal factor que marca la diferencia entre los procesos cambio que han modificado el paisaje de la península y en la región de estudio en Mexicali, es la escala de análisis. Mientras la Península se distingue por ser una región que contiene grandes extensiones de ecosistemas conservados en los que las zonas urbanas se localizan en los polos norte y sur de la misma, Mexicali se caracteriza por constituir un paisaje predominantemente agrícola, de tal forma que los procesos de urbanización que están dando lugar a la disminución de la superficie agrícola adquieren una mayor dimensión cuantitativa. Además, a lo largo de toda la Península existen diversas regiones y factores climáticos, fisiográficos, económicos, demográficos, culturales y geopolíticos particulares, los cuales inciden de forma específica en los procesos de cambio de esta región localizada al noroeste de México.

De los procesos de cambio identificados, la urbanización es el proceso que trae consigo una mayor presión hacia los recursos naturales tanto a nivel Estatal como en Mexicali, pues la región se caracteriza por sus altas temperaturas y bajas precipitaciones; además, en ambas zonas de estudio se presenta un alto consumo de agua para uso doméstico e industrial, el uso de las reservas territoriales para crecimiento urbano y la reducción de la cobertura agrícola para su incorporación como asentamientos humanos, que en conjunto constituyen una presión hacia los recursos de la Península. Adicionalmente, los procesos de desmatorralización que se caracterizan por la transformación de vegetación nativa de matorral, así como por la fragmentación del paisaje pueden resultar en una reducción progresiva de la capacidad de proporcionar diversos servicios ecosistémicos, incluyendo la pérdida de hábitat para la fauna local y migratoria, y pueden dar lugar a la existencia de los procesos de desertificación previamente mencionados (Smiraglia *et al.*, 2016; Rosete *et al.*, 2008).

En este sentido, los patrones de urbanización y desmatorralización encontrados en el paisaje de Mexicali que se caracterizan por su expansión desordenada y guiados por factores económicos y políticos, constituyen procesos de cambio no sustentables en el territorio, que de continuar en ese sentido, seguirán promoviendo transiciones que reduzcan coberturas como la agrícola, y podrá incidir en otras coberturas de vegetación natural como el matorral

desértico micrófilo, la vegetación de desiertos e incluso sobre los humedales remanentes en la región, lo que conducirá hacia una disminución o pérdida de los servicios ecosistémicos que estos paisajes áridos suministran actualmente.

## 5.2 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CAMBIOS EN EL PAISAJE ÁRIDO DE MEXICALI

Como parte final de esta investigación se retomaron y discutieron los principales resultados de la evaluación de la oferta potencial de nueve servicios ecosistémicos que suministran las coberturas terrestres del paisaje árido de Mexicali, la cual se realizó con base en una metodología matricial que requirió el uso de las coberturas terrestres y el conocimiento de expertos. Adicionalmente, se revisó el impacto que tienen los procesos de cambio de urbanización y la desmatorralización encontrados en un periodo de 22 años, en la extensión y distribución de las coberturas terrestres, así como su repercusión en la provisión de los servicios ecosistémicos de regulación, abastecimiento y culturales analizados.

### 5.2.1 Oferta potencial de servicios ecosistémicos suministrados por el paisaje árido de Mexicali

Con respecto a los servicios ecosistémicos seleccionados como prioritarios por los expertos se encontró que la mayoría fueron de la categoría de regulación (del clima local, purificación de agua, flujos de agua, recarga del acuífero, control de erosión), los que principalmente están asociados con la presencia de los cuerpos de agua remanentes del Río Colorado y con la actividad agrícola del valle de Mexicali. De manera similar, el servicio de abastecimiento de pesca está relacionado con la presencia de humedales como el Río Hardy, que históricamente proveían recursos pesqueros para la alimentación de la comunidad indígena Cucapá, y posteriormente al desarrollo de la pesca comercial y con fines turísticos (Villarreal y Olmos, 2017). Por otro lado, la categoría de servicios ecosistémicos que presentó mayor potencial de oferta en la región árida estudiada fue la de servicios culturales (recreación y turismo, educación ambiental), la cual obtuvo valores de potencial alto a máximo y que son

suministrados principalmente por las coberturas Río Hardy, el Bosque de la ciudad y las Lagunas México-Xochimilco-Campestre.

En cuanto a las coberturas terrestres evaluadas y sus valores de oferta potencial, se identificaron dos patrones marcados; por un lado, las coberturas de origen humano como los asentamientos humanos presentaron bajo potencial para la oferta de servicios ecosistémicos; por otro lado, las coberturas naturales como el Río Hardy o las Lagunas México-Xochimilco-Campestre que forman parte de un humedal Ramsar, mostraron potenciales medios hasta altos, y en algunos casos muy altos. Estos patrones coinciden con lo reportado por Burkhard *et al.* (2014) que mencionan que las coberturas con menores impactos humanos son las que en general, poseen altos potenciales de suministro de servicios ecosistémicos en comparación con las coberturas de mayor influencia antropogénica, no obstante, éstas últimas pueden presentar potencial en el suministro de servicios culturales.

Se encontró que el Río Hardy (3.8), las Lagunas México-Xochimilco-Campestre (2.4) y el Bosque de la ciudad (2.3) fueron las coberturas terrestres que presentaron la mayor capacidad total de oferta potencial de servicios del ecosistema (potencial medio-alto a alto), principalmente para suministrar servicios culturales y de regulación. Estas coberturas se caracterizan por contar con la presencia de vegetación y cuerpos de agua, además de constituir humedales inmersos en el paisaje árido de Mexicali. De acuerdo con otras investigaciones, la cobertura vegetal en zonas urbanas contribuye al suministro de diversos bienes y servicios ambientales para las comunidades, incluyendo el mejoramiento de la sensación térmica, mejoramiento de la calidad de aire, secuestro de carbono, conservación de la biodiversidad, entre otros (Bernal *et al.*, 2019; Morales *et al.*, 2018), y que en ciudades de clima árido como Mexicali su existencia adquiere mayor relevancia.

Por su parte, el Río Hardy y las Lagunas México-Xochimilco-Campestre representan sistemas naturales que forman parte de los humedales remanentes del Río Colorado (sitio Ramsar 1822), los cuales están dominados por carrizo (*Phragmites australis*), tule (*Typha domingensis*), pino salado (*Tamarix spp.*), parches aislados de mezquite (*Prosopis glandulosa*) así como por herbáceas, los cuales se mantienen por los flujos de aguas residuales agrícolas que son enviadas a través de drenes (Zamora *et al.*, 2005); mientras que

el Bosque de la Ciudad, el cual constituye un parque urbano dentro de Mexicali, está dominado por vegetación no nativa introducida para la forestación de áreas verdes urbanas.

En contraste con su alta valoración e importancia, los humedales son las coberturas que ocupan la menor superficie (0.36% del total) dentro del área de estudio. La superficie de estos humedales se ha reducido debido a factores humanos, como la alteración en la hidrología del Delta del Río Colorado en México por la construcción de presas en Estados Unidos, el cambio de uso de suelo y la propagación de especies exóticas como el pino salado (*Tamarix spp.*) (Schlatter *et al.*, 2017). Esto resulta relevante pues los diversos servicios ecosistémicos que proveen los humedales son críticos tanto para la flora y fauna como para las poblaciones locales, además, en un contexto de zonas áridas estos ecosistemas son particularmente vulnerables a los efectos climáticos y a las actividades humanas (Khelifa, Mahdjoub y Samways, 2022).

Por lo anterior, resulta congruente que en una región desértica como Mexicali los humedales hayan obtenido valores altos y máximo de oferta potencial de servicios ecosistémicos, motivo por el cual su presencia y conservación resulta crítica y determinante. En este sentido, se han llevado a cabo diversas acciones de restauración ecológica y de educación ambiental para conservar estos ecosistemas, en los que a través de la gestión y asignación de volúmenes de agua con fines ambientales, se ha buscado propiciar la germinación y el establecimiento de semillas de árboles nativos como álamos y sauces en la llanura aluvial natural y su reforestación en sitios de restauración, además de contribuir a recargar las aguas subterráneas, así como el involucramiento de las comunidades locales para el disfrute de los bienes y servicios ecológicos que el Río Colorado les había provisto históricamente (Glenn *et al.*, 2017; Shafroth *et al.*, 2017; Zamora *et al.*, 2005; Zamora *et al.*, 2008).

Otra de las coberturas más relevantes tanto por presentar una alta capacidad de suministro de servicios ecosistémicos como por constituir la de mayor superficie en el área de estudio (46.18%) fue la agricultura de riego, que obtuvo valores de oferta con potencial máximo para el servicio de recarga del acuífero y el de provisión de alimentos, siendo el valor de este último servicio el más alto de todos los analizados. En el mismo sentido, la segunda cobertura de mayor superficie fue la de matorral desértico micrófilo (29.37%), que presentó un potencial alto para el suministro de los servicios de regulación del clima local y control de la

erosión, mientras que para los servicios culturales de recreación y turismo y educación ambiental mostró un potencial medio-alto, lo que resulta relevante ya que además de ser una cobertura de gran superficie, es una de las que más se asocia con los paisajes desérticos. En contraste, la cobertura de asentamientos humanos (14.96% de la superficie de estudio) fue la cobertura con menor capacidad de suministro de los servicios de regulación y abastecimiento, mientras que para los servicios culturales presentó un potencial medio-bajo.

Por otro lado, con base en los mapas de distribución espacial de servicios ecosistémicos se observó que un 81% de la superficie estudiada presenta una capacidad total de oferta potencial medio-bajo, la que corresponde en su mayoría a las coberturas de matorral desértico micrófilo y agricultura de riego. En contraste, las zonas con potenciales medio-alto y alto representan una mínima superficie del 0.2%, las cuales están asociadas al humedal urbano del Sistema Lagunar y al Bosque de la ciudad, ambos localizados en la zona urbana, y el río Hardy al sur de la zona de estudio; ninguna cobertura mostró un potencial máximo de oferta potencial total de servicios ecosistémicos. Finalmente, se aprecia que las zonas con oferta potencial bajo corresponden a la cobertura de asentamientos humanos.

Con base en la revisión de las capacidades que poseen las coberturas terrestres para suministrar servicios ecosistémicos prioritarios de regulación, abastecimiento y culturales, se discute a continuación cómo estos se pueden ver comprometidos por el impacto de los procesos de urbanización y de desmatorralización que manifiestan un uso no sustentable del territorio y que han transformado el paisaje árido de Mexicali.

### 5.2.2 Procesos de cambio en el paisaje árido de Mexicali y su impacto en la oferta de servicios ecosistémicos

La identificación de las transiciones de cambio de las coberturas terrestres y el análisis de los factores que han motivado los principales procesos de transformación del paisaje en Mexicali, como lo son la urbanización y la desmatorralización, permiten priorizar los servicios ecosistémicos clave afectados. Esto contribuye a contextualizar factores causales que surgen como consecuencia de usos no sustentables del suelo, y a vez permite identificar soluciones para el desarrollo de propuestas orientadas a la planeación sustentable del

territorio a escala regional que promuevan el mantenimiento de los procesos ecológicos para la provisión de servicios ecosistémicos. De tal manera que la presente investigación proporciona un marco de evaluación que relaciona los cambios sociales, económicos y ambientales reflejados en los principales procesos de cambio de las coberturas terrestres con la provisión de servicios ecosistémicos prioritarios.

El principal proceso de cambio encontrado fue el de urbanización, que se caracteriza por la pérdida de la cobertura agrícola que transita hacia la de asentamientos humanos. Esto tiene varios efectos negativos en lo que respecta al suministro de servicios ecosistémicos, debido a que el proceso de urbanización generalmente implica una transformación hacia superficies impermeables y en ocasiones a espacios sin cobertura vegetal, lo que puede impactar en la reducción de la capacidad de servicios como el de recarga del acuífero (regulación) y el de provisión de alimentos (abastecimiento), que de acuerdo con los resultados encontrados, la cobertura agrícola posee una capacidad potencial muy alta, además de contar con una capacidad media-alta para el control de erosión (regulación). Así mismo, la pérdida de superficie agrícola puede reducir la capacidad de generar productos agrícolas para el consumo humano, producción de forrajes y otros productos como combustibles, fibras, etc. (Smiraglia *et al.*, 2016).

Espacialmente se identificó que las áreas en las que se llevan a cabo estos procesos de urbanización en Mexicali se han presentado al Este de la ciudad sobre suelos agrícolas productivos, reflejando un desarrollo urbano no regulado y a costa de la pérdida de servicios de abastecimiento y regulación para los habitantes del municipio de Mexicali.

Sobre los procesos de urbanización, Herrera y Díaz (2013) mencionan que estos modifican de forma radical la dinámica del paisaje, que en un contexto no ordenado pueden tener diversos impactos como la alteración de flujos, reducción de la producción primaria, aumento de temperaturas locales, degradación de la calidad del aire y del agua, aumento de la frecuencia de perturbaciones y desastres naturales, así como la pérdida de hábitats al alterar la composición de especies de flora y fauna, favoreciendo el establecimiento de especies invasoras que en el paisaje árido de Mexicali se observa con la presencia de pino salado (*Tamarix spp.*), una especie exótica e invasora que induce la salinización de los suelos, y chamizos (*Atriplex lentiformis*) que se establecen sobre terrenos baldíos.

Por otro lado, los procesos de urbanización también pueden estar asociados a impactos positivos relacionados con la existencia de espacios verdes que contribuyen al suministro de diversos servicios ecosistémicos. En el presente trabajo se analizaron las coberturas de Bosque de la ciudad, un parque urbano, y Lagunas México-Xochimilco-Campestre que también son conocidas como Sistema Lagunar y constituyen un humedal urbano del sistema de humedales remanentes del Río Colorado. Al ubicarse ambos sitios dentro de la ciudad de Mexicali, los servicios ecosistémicos que ofrecen son indispensables para las comunidades locales. Se encontró que ambas coberturas tienen una capacidad potencial máxima y alta para el suministro de servicios de recreación y turismo, así como de educación ambiental (culturales). Adicionalmente, las Lagunas México-Xochimilco-Campestre presentaron potencial alto para el suministro de servicios de regulación del clima local y de los flujos de agua (regulación).

De acuerdo con Jácome *et al.* (2022), los humedales del Sistema Lagunar son considerados imprescindibles para el mantenimiento hídrico de una ciudad desértica como Mexicali, sin embargo, este sistema no ha sido integrado en la planeación urbana de la ciudad y refleja el impacto de las actividades humanas en los ecosistemas, el cual ha sido rodeado por construcciones urbanas y terrenos baldíos utilizados para la disposición ilegal de residuos. Esta condición manifiesta el efecto de la fragmentación del paisaje y la pérdida de valores paisajísticos y ecológicos derivada de los procesos de urbanización, es decir, una pérdida de servicios ecosistémicos clave en el paisaje desértico de Mexicali.

El segundo proceso de cambio más importante encontrado en este estudio fue el de desmatorralización, el cual representa la pérdida de matorral desértico micrófilo y su transición hacia la cobertura sin vegetación aparente por la presencia de actividades mineras y extractivas, así como de basureros y tiraderos clandestinos. Con base en los resultados de la evaluación de servicios ecosistémicos del presente trabajo, se identificó que el proceso de desmatorralización en el paisaje de Mexicali impacta en la pérdida de provisión de servicios ecosistémicos con potencial alto como los de regulación del clima local y control de la erosión, así como un potencial medio-alto para los servicios culturales de recreación y turismo y educación ambiental.

Si bien el matorral constituye una de las coberturas vegetales más comunes de las zonas áridas en México, el proceso de desmatorralización contribuye a su pérdida e implica un proceso de deforestación que genera impactos en los ecosistemas naturales y en su capacidad para proveer servicios ecosistémicos, lo que es particularmente relevante en las zonas desérticas ya que puede conducir a otros procesos como el de desertificación. En un estudio del cambio en la cobertura vegetal y uso de suelo en una región de la cuenca del Río Nazas, Durango, Leija *et al.* (2020) encontraron el proceso de deforestación como uno de los principales transformadores del paisaje, el cual se deriva de la pérdida de bosque de galería y vegetación xerófila (asociada a matorrales). Entre los impactos más destacados de la reducción de cobertura de vegetación xerófila se encuentra la pérdida de hábitat de diversas especies, incluyendo cactáceas, reptiles y otras vulnerables, de distribución puntual, así como algunas endémicas. Además, otros servicios ecosistémicos que ofrece la vegetación de zonas áridas y que se pueden ver impactados por la pérdida de esta cobertura vegetal son la provisión de especies de plantas de carácter comercial, medicinal o de uso cotidiano.

Otro de los impactos más importantes de los procesos de transformación del territorio y los cambios de uso de suelo es la fragmentación del paisaje y la pérdida de conectividad ecológica, ya que estos repercuten en la capacidad de suministro de los servicios ecosistémicos. De acuerdo con Herrera y Díaz (2013), la estructura del paisaje condiciona los flujos de materia, energía e información que se mueven a través de éste, incluyendo el movimiento de especies de fauna y flora, de tal manera que la ausencia de conectividad ecológica derivada de la fragmentación tiene diversos efectos ecológicos. De manera similar al presente trabajo, los autores identifican a los procesos de urbanización, el desarrollo de infraestructuras y la industrialización, incluyendo el desarrollo de actividades extractivas y especialmente la minería a cielo abierto, como los principales procesos de intensificación del uso del territorio relacionados con la fragmentación del paisaje.

En términos espaciales, el mapa de cambios en la oferta potencial de servicios ecosistémicos (figura 13) muestra las áreas de incremento, disminución y mantenimiento de los servicios de regulación, abastecimiento y culturales, los cuales son derivados de las dinámicas y procesos de cambio de las coberturas terrestres analizadas durante el periodo 2000-2022. En cuanto a los servicios de regulación y los de abastecimiento se observaron mayores

superficies en las que disminuyó su oferta potencial, principalmente en áreas en las que se identificaron los procesos de urbanización en la periferia de la zona urbana de Mexicali, y de desmatorralización en las faltas de las sierras Cucapá y El Mayor; por su parte, los servicios culturales fueron la categoría que mostró un mayor incremento en su superficie, lo que se asocia con el incremento de la cobertura de asentamientos humanos y la presencia de espacios verdes que contribuyen al suministro de tales servicios de recreación y turismo, así como al de educación ambiental.

Finalmente, se tiene que el análisis de los principales procesos que transforman el territorio con base en el marco teórico y conceptual de la Ecología del Paisaje, y en particular del concepto de dinámica, permitió entender el comportamiento ocurrido durante 22 años en el paisaje árido de Mexicali, identificando de manera sistémica sus principales componentes sociales y ecológicos cuya interacción se manifiesta en los patrones espaciales y en la dinámica del territorio, los cuales son determinantes en el mantenimiento o pérdida de las estructuras ecológicas necesarias para el suministro de los diversos servicios ecosistémicos relevantes, entre los que destacan la regulación de flujos de agua, recarga del acuífero (regulación), provisión de alimentos (abastecimiento), así como la oferta de recreación y turismo y de educación ambiental (culturales). A través de estos resultados es posible adoptar una perspectiva ecológica para el desarrollo de estrategias encaminadas a una planeación sustentable del territorio, con lo que pretende contribuir la presente investigación.



## 6. CONCLUSIONES

A través del análisis de la cuantificación de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres que constituyen el paisaje de Mexicali, ocurrida de 2000 a 2022, se encontró que las coberturas que presentaron ganancias fueron la cobertura de asentamientos humanos, sin vegetación aparente y la vegetación halófila; mientras que las que tuvieron pérdidas en su superficie fueron la agrícola, el matorral desértico micrófilo, la vegetación de desiertos y cuerpos de agua. Por lo tanto, las coberturas de origen humano fueron las que principalmente tuvieron ganancias en su superficie, a excepción de vegetación halófila, y las coberturas naturales fueron las que tuvieron más pérdidas, a excepción de la agrícola.

Con base en las transiciones de cambio de las coberturas terrestres estudiadas se identificó que la expansión urbana, la desmatorralización y la recuperación, en ese orden de importancia, fueron los tres principales procesos de cambio, lo que muestra que las actividades humanas han sido los principales agentes de cambio que han transformado el paisaje de Mexicali durante 22 años.

De estos procesos de cambio, destaca que la expansión urbana está relacionada con el incremento de la cobertura de asentamientos humanos, y con la pérdida de cobertura agrícola, la cual tuvo la tasa de crecimiento negativa más alta de -0.52%. Por su parte, en los mapas de cambio obtenidos en la clasificación supervisada del 2000 y 2022 se identificó que el proceso de urbanización en Mexicali se caracterizó por presentarse de manera dispersa (*urban sprawl*), principalmente en la periferia de la ciudad hacia las zonas agrícolas que forman parte de la transición hacia el área rural del valle de Mexicali, y que de acuerdo con trabajos previos en la zona de estudio, fue favorecido por reformas legales de finales de los años ochenta y principios de noventa que permitieron cambios en el uso del suelo de zonas agrícolas para su incorporación en zonas de crecimiento urbano y periurbano (Barrera *et al.*, 2020; Leyva *et al.*, 2010).

Otro de los procesos transformadores del paisaje fue el de desmatorralización, el cual se relacionó con la disminución del matorral desértico micrófilo y con el incremento de la cobertura de sin vegetación aparente, que presentó la tasa de crecimiento positiva más alta

de 3.95%. Este valor de cambio representa un hallazgo de especial atención, ya que fue la cobertura que experimentó el crecimiento a un ritmo acelerado en comparación con las otras coberturas, además, ésta se caracteriza por la ausencia o pérdida de una cubierta vegetal y la existencia de actividades productivas como la minería y extracción de materiales pétreos, con impactos sociales y ambientales principalmente negativos. Aunado a lo anterior, la pérdida de la cubierta de matorral constituye una forma de deforestación que, en una región desértica como Mexicali, puede conducir a procesos de desertificación si no es regulada.

Por su parte, el proceso de recuperación se caracterizó por el incremento de la superficie de vegetación halófila, la cual fue la única cobertura con vegetación natural que aumentó en comparación con otras que disminuyeron en superficie. Este tipo de vegetación está compuesta por especies tolerantes al alto contenido de sales en el suelo, y se observó principalmente en la zona sur del valle agrícola de Mexicali en parcelas con aparente desuso. Se identificó que el proceso de recuperación que permitió la presencia de vegetación halófila fue derivado por causas humanas que incluyen el abandono de parcela agrícolas, en contraste con otras causas originadas por dinámicas naturales de los ecosistemas y procesos de sucesión natural.

Con respecto a la evaluación de oferta potencial de nueve servicios ecosistémicos mediante la metodología de matriz de Burkhard, se encontró que la mayoría de los servicios del ecosistema seleccionados como prioritarios por los expertos pertenecen a la categoría de regulación (del clima local, purificación de agua, flujos de agua, recarga del acuífero, control de erosión), algunos de los cuales están asociados con los sistemas de humedales remanentes del Río Colorado. De manera similar, el servicio de abastecimiento de pesca está relacionado con la presencia de estos humedales, que históricamente proveían recursos pesqueros para la alimentación de la comunidad indígena Cucapá, y posteriormente al desarrollo de la pesca comercial y con fines turísticos (Villarreal y Olmos, 2017).

Otro de los hallazgos de la evaluación de servicios ecosistémicos mostró que la categoría que tiene mayor capacidad de oferta potencial en el paisaje árido de Mexicali es la de servicios culturales (recreación y turismo, educación ambiental). Los elementos del paisaje que poseen una alta capacidad de oferta corresponden a las coberturas de algún tipo de humedal remanente (ribereños, artificiales y urbanos), los que a pesar de haber sido degradados y

reducidos en su superficie debido a la modificación de la hidrología del Río Colorado y a los cambios de uso de suelo (Schlatter *et al.*, 2017), han logrado mantener su potencial ecoturístico y de educación ambiental el cual ha sido incentivado por diversos actores como académicos, científicos, organizaciones de la sociedad civil y propietarios de ranchos de la región (Zamora *et al.*, 2005), quienes han llevado a cabo diversas acciones de restauración ecológica, monitoreo y actividades de educación ambiental coordinadas por las asociaciones civiles de la región (Zamora *et al.*, 2008).

Por otro lado, en el análisis de la dinámica espaciotemporal de servicios ecosistémicos se observó que al comparar la oferta potencial de los servicios de regulación y abastecimiento entre el año inicial (2000) y el final (2022), se presentó una disminución de las superficies con potencial alto y medio-alto, mientras que las que poseen un potencial bajo o nulo aumentaron; por su parte los mapas de servicios culturales mostraron cambios espaciales poco perceptibles de oferta potencial. En general, estos cambios espaciotemporales indican la pérdida de áreas ecológicamente valiosas para la oferta de servicios ecosistémicos, como resultado de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres evaluadas durante el periodo estudiado de 22 años.

Respecto a la selección de la metodología matricial para evaluar los servicios ecosistémicos, se concluye que tiene la flexibilidad de ser aplicada de manera relativamente sencilla al utilizar datos como las coberturas terrestres y el conocimiento de expertos, permitiendo a su vez confirmar la validez de los datos obtenidos y la aplicabilidad de este tipo de metodologías. Además, los valores de oferta potencial de los servicios ecosistémicos evaluados pudieron transferirse a mapas para su análisis espacial y temporal, de tal manera que permitió el cumplimiento del segundo objetivo particular planteado en el presente trabajo.

Aunado a lo anterior, en esta investigación se realizaron algunas aportaciones al enfoque matricial pues se evaluó la oferta potencial de diversas categorías de humedales, en comparación con otros estudios en los que se evalúan de manera conjunta como cuerpos de agua; a su vez se generó información referente los ecosistemas desérticos y de zonas áridas como en la presente región de estudio.

A partir de la integración de los resultados previamente mencionados, se concluye que el aprovechamiento del territorio durante el periodo estudiado no ha sido sustentable, el cual ha priorizado las dimensiones económica y social sobre la ecológica. Esto se ve reflejado en la disminución de la superficie de coberturas como la agrícola, matorral y de los humedales que suministran diversos servicios ecosistémicos de regulación y culturales clave en la región árida como la regulación de flujos de agua, recarga del acuífero, recreación y turismo; la reducción de servicios de abastecimiento para la producción de productos agrícolas de importancia municipal, estatal y nacional; así como la reducción de flujos de agua agrícola que contribuyen al mantenimiento de los humedales remanentes del Río Colorado, los cuales proporcionan hábitat crítico de especies de flora y fauna residente y migratoria, incluyendo aves acuáticas migratorias (Gomez, Soto e Hinojosa, 2013).

En términos de los alcances del presente trabajo de investigación, el cumplimiento del objetivo general y particulares permitió integrar un marco de evaluación basado en el análisis de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres y de los factores que han motivado los principales procesos de transformación del paisaje en Mexicali, así como la evaluación de la oferta de servicios ecosistémicos prioritarios y que pueden ser afectados por estos cambios en el paisaje. A través de los resultados obtenidos, la presente investigación pretende aportar un marco de evaluación y análisis científico con perspectiva ecológica para el desarrollo de estrategias encaminadas a una planeación sustentable del territorio.

En este sentido, la información generada en esta investigación constituye un insumo relevante para los tomadores de decisiones y las instituciones encargadas en la planeación y gestión del territorio, quienes podrán orientar el desarrollo de la región hacia un desarrollo sostenible, mediante la planeación que regule los cambios de uso de suelo en el que las actividades productivas económicas y sociales se lleven a cabo con base en el uso eficiente del territorio, a su vez que se considere en el mismo nivel de prioridad el mantenimiento de las funciones ecológicas que garanticen la conservación de áreas clave con alta capacidad potencial para suministrar servicios ecosistémicos.

### *Limitantes de estudio y recomendaciones*

En el análisis de la dinámica de cambio de las coberturas terrestres se encontraron limitantes durante el procedimiento de la clasificación supervisada y la selección de los sitios de entrenamiento, pues se observó que las coberturas del matorral desértico eran confundidas con las coberturas de asentamientos humanos, de tal forma que se optó por no incluir a esta última cobertura dentro de la clasificación supervisada de ambos años (2000 y 2022) y extraerla con un clip delimitado según las cartas de uso del suelo y vegetación del INEGI (escala 1:250,000) y la comparación con imágenes de alta resolución en Google Earth.

Si bien no se encontraron estudios que reportaran específicamente la combinación de bandas adecuada para clasificar vegetación desértica y matorrales, en el presente trabajo se observó que la combinación SWIR-NIR-G (infrarrojo de onda corta, infrarrojo cercano y verde) fue la más útil para identificar las coberturas de matorral desértico micrófilo y desiertos arenosos. Además, para sustentar la validez de la clasificación supervisada general obtenida a partir del algoritmo clasificador de Máxima verosimilitud (Maximum likelihood), se realizó la evaluación de precisión de los mapas de 2000 y 2022 a partir del cálculo del coeficiente de Kappa, y se llevó a cabo un recorrido de campo en sitios previamente seleccionados, mejorando así los resultados de la clasificación supervisada.

Otra de las fases de este trabajo de investigación correspondió a la evaluación y mapeo de la oferta de nueve servicios ecosistémicos prioritarios con base en la metodología matricial, que si bien permitió el cumplimiento de los objetivos planteados, también mostró algunas limitantes. Se observó que presentó cierto grado de subjetividad en la evaluación debido al nivel de conocimiento de los expertos acerca de las coberturas terrestres y su percepción de la capacidad que cada cobertura posee para suministrar los servicios evaluados, lo que puede generar una variación en los valores asignados (Martínez y Balvanera, 2012). Adicionalmente, esta metodología les confiere a los expertos la priorización de los servicios a evaluar, lo que puede generar que determinados servicios del ecosistema no sean incluidos y que otros actores los consideren de importancia.

Para compensar algunas de estas limitantes, el presente trabajo siguió las recomendaciones de autores que han propuesto la implementación de análisis complementarios de validación

de datos como el cálculo de desviación estándar (DS) y la revisión comparativa de resultados con investigaciones que utilizan el mismo enfoque y evalúan ecosistemas similares, encontrando tendencias similares entre los resultados de este trabajo y los revisados.

En cuanto a las oportunidades y recomendaciones que se derivan de los resultados de este objetivo de evaluación de servicios ecosistémicos, se identificó la necesidad de complementar este análisis con otro tipo de enfoques y modelos de evaluación y valoración espacial como InVEST (Evaluación Integrada de Servicios de Ecosistemas y Compensaciones), el cual constituye un conjunto de modelos de software que permite mapear y valorar con enfoque económico los bienes y servicios ecosistémicos de interés.

De igual forma, se recomienda incluir la evaluación de la demanda de servicios ecosistémicos con base en el conocimiento y necesidades de los usuarios y comunidades locales, lo que permitirá analizar de manera integral la correspondencia entre la capacidad del sistema biofísico para suministrar servicios ecosistémicos y la demanda de estos, es decir, análisis sobre la sinergia y compensación de los servicios evaluados.

Respecto al análisis de los principales procesos de cambio que han transformado el paisaje árido de Mexicali, se recomienda como una futura línea de investigación incluir datos climáticos, del medio biofísico, sociodemográficos, económicos, entre otros, y analizarlos con métodos estadísticos para identificar los factores que están motivando los procesos de cambio en la región de estudio, como lo reportado en los trabajos de Mengue *et al.* (2020), Smiraglia *et al.* (2016) y Leija *et al.* (2020).

Por último y con base en los resultados de la presente investigación que incluyen la identificación de áreas clave con alto valor ecológico para el suministro de servicios ecosistémicos, así como las zonas estratégicas en las que se presentan cambios de ganancias y pérdidas, se recomienda el desarrollo de una propuesta de Infraestructura Verde a escala regional en el municipio de Mexicali, la cual considere como elementos las áreas naturales, seminaturales, espacios verdes urbanos, periurbanos, rurales, terrestres y cuerpos de agua estudiados, y que generen los servicios del ecosistema indispensables para las poblaciones humanas y a la biodiversidad de la región.

## REFERENCIAS

- Abraira, V. (2002). Desviación estándar y error estándar. *SEMERGEN*, 28(11), 621-623.
- ACUMAR. (2023). Guía de plantas de humedal de la Cuenca Matanza Riachuelo. Recuperado de: <https://www.acumar.gob.ar/materiales/guia-plantas-de-humedal-cuenca-matanza-riachuelo/>
- Aguiluz, C. G. A., Vásquez, S. M. A., Molina, R. D. O. y Saldívar, M. A. (2001). Planeación ambiental participativa: de la teoría a la práctica en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. *Estudios Demográficos y Urbanos*, (47), 321-349.
- Ahern, J. (2005). Theories, methods and strategies for sustainable landscape planning. En Tress, B., Tress, G., Fry, G., Opdam, P. (Eds.) *From landscape research to landscape planning: Aspects of integration, education and application*. Springer.
- Ahern, J. (1999). Spatial concepts, planning strategies and future scenarios: a framework method for integrating landscape ecology and landscape planning. En Klopatek, J. y R. Gardner (Eds.) *Chapter 10 in Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications* (pp. 175-201), Springer-Verlag Inc. New York.
- Álvarez, Á. M. J. (2014). Políticas de información y su relación con el concepto ciudad-región. *Códices*, 10 (1), 107-130.
- Angeoletto, F., Essy, C., Ruiz, S. J. P., Fonseca, S. F., Massulo, A. R. y Correa, S. J. W. M. (2015). Ecología Urbana la Ciencia Interdisciplinaria del Planeta Ciudad. *Desenvolvimento em questão*, 32, 6-20.
- Arias, V. A. M. (2016). Evaluación ecológica y ambiental de las áreas verdes en tres escalas: Regional, urbana y de transecto en Mexicali, B. C. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali, B.C.
- Arias, V. A. y Rojas, C. R. (2016). Dynamic and multiscale analysis of vegetation cover: Mexicali, B.C. México. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(2), 160-171.

- Armenteras, D., González, M. T., Vergara, K. L., Luque, J. L., Rodríguez, N. y Bonilla, A. M. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como “unidad de la naturaleza” 80 años después de su formulación. *Ecosistemas*, 25(1), 83-89.
- Asming, M. A. A., Ibrahim, A. M. y Abir, I. M. (2022). Processing and classification of landsat and sentinel images for oil palm plantation detection. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 26, 1-21.
- Ayuntamiento de Mexicali. (2007). El Programa de Desarrollo Urbano de Centro de Población de Mexicali 2025.
- Badii, M. H., Guillén, A., y Abreu, J. L. (2007). Perspectivas de valores con énfasis en valores ecológicos. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 2(1), 89-97.
- Badii, M. H., Guillen, A., Fernández, L. G. y Abreu, J. L. (2017). La urbanización en relación con el desarrollo sustentable. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 12(1), 69-94.
- Badii, M. H., Landeros, J. y Cerna, E. (2007). Papel de los Ecosistemas en la Sustentabilidad. *CULCyT//Ecología*, 4(21), 19-28.
- Balvanera, P., Castillo, A., Lazos, E., Caballero, K., Quijas S., Flores A., ... y Sarukhán, J. (2011). Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. En P. Littera, E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.). *Valoración de Servicios Ecosistémicos, Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 39-67). INTA. Recuperado de: <http://inta.gob.ar/documentos/valoracion-de-servicios-ecosistemicos.-conceptos-herramientas-y-aplicaciones-para-el-ordenamiento-territorial/>
- Balvanera, P., H. Cotler et al. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. En *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 185-245.
- Barrera, M. H., Leyva, C. O y Garate, C. A. C. (2020). Paulatina transformación de la propiedad agraria en la zona metropolitana de Mexicali de 1990 a 2018. Su rol para los proyectos inmobiliarios y para la expansión urbana. *Decumanus, Revista Interdisciplinaria sobre Estudios Urbanos*, 5(5), 1-22.

- Basnou, C., Baró, F., Langemeyer, J., Castell, C., Dalmases, C. y Pino, J. (2020). Advancing the green infrastructure approach in the Province of Barcelona: integrating biodiversity, ecosystem functions and services into landscape planning. *Urban Forestry & Urban Greening*, 55, 1-12.
- Belay, T., Melese, T. y Senamaw, A. (2022). Impacts of land use and land cover change on ecosystem service values in the Afroalpine area of Guna Mountain, Northwest Ethiopia. *Heliyon*, 8, 1-11.
- Benedict, M. A. y McMahon, E. T. (2002). Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century. Recuperado de <http://www.sprawlwatch.org/greeninfrastructure.pdf>
- Benedict, M. A. y McMahon, E. T. (2006). Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities. Washington: Island Press.
- Bernal, G. M. M., Navarro, N. L. A. y Moreno, V. J. L. (2019). Adopción de especies nativas en la gestión de espacios verdes públicos sostenibles: El caso de Hermosillo. *Frontera Norte*, 31(15), 1-27.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, (44), 18-38.
- Botequilha, L. A. y Ahern, J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59, 65-93.
- Botequilha, L. A. y Muge, F. (2001). The Role of Landscape Metrics in Environmental Planning and Management of Mining Activities. En X. Heping, Y. Wang y Y. Jiang (Eds.). *Proceedings APCOM'2001- 29th International Symposium on Computer Applications in the Minerals Industries* (pp. 713-718). Universidad China de Minería y Tecnología, Beijing, China.
- Briones, O., Búrquez, A., Martínez, Y. A., Pavón, N. y Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24, 1-19.
- Buarque, S. (1998). Metodología de Planejamento do Desenvolvimento Local e Municipal Sustentável, Recife, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).

Recuperado de:

<https://repositorio.iica.int/bitstream/handle/11324/12429/BVE20108043p.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. y Windhorst, W. (2009). Landscapes 'Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape online*, 15, 1-22.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. y Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17–29.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. y Müller, F. (2014). Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online*, 34,1-32.
- Camacho, S. J. M., Juan, P. J. I., Pineda, J. N. B., Cadena, V. E. G., Bravo, P. L. C. y Sánchez, L. M. (2015). Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña. *Madera y Bosques*, 21(1), 93-112.
- Camacho, V. V. y Ruiz, L. A. (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Bio Ciencias*, 1(4), 3-15.
- Carrera, G. E., De La Fuente, D. L. G., Moreno, T. A. y Leal, N. O. A. (2010). Inventario y clasificación de humedales en México. Conference: XIV International SELPER's Symposium: Guanajuato, México.
- Carrillo, G. Y., Glenn, E. P. e Hinojosa, H. O. (2013). Water budget for agricultural land aquatic ecosystems in the delta of the Colorado River, Mexico: Implications for obtaining water for the environment. *Ecological Engineering*, 59, 41-51.
- Caro, C. C. I. y Torres, M. M. A. (2015). Servicios ecosistémicos como soporte para la gestión de sistemas socioecológicos: aplicación en agroecosistemas. *Orinoquia*, 19(2), 237-252.
- Ceballos, P. S. G. (2020). Infraestructura verde y planeación urbana, elementos clave para una ciudad sustentable. En Ceballos S., Villanueva J. y Quiroa J. (Dirs.). *Infraestructura verde y planeación urbana para el desarrollo urbano sustentable*. Universidad Autónoma de Coahuila, El Colegio de del Estado de Hidalgo, pp. 6-27.

- Celaya, M. H. y Celaya, R. M. (2023). Desierto Sonorense: mucho que aportar a la humanidad. *Elementos*, 132, 101-106.
- Chávez, C. M. y Chávez, C. J. M. (2009). ¿De qué se trata la planeación ambiental? *ContactoS*, 71, 37-41.
- Cherry, J. A. (2011). Ecology of Wetland Ecosystems: Water, Substrate, and Life. *Nature Education Knowledge*, 3(10). Recuperado de:  
<https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/ecology-of-wetland-ecosystems-water-substrate-and-17059765/>
- CILA. (2022, 16 agosto). La sequía en el Río Colorado detona más reducciones en el suministro de agua en México y los Estados Unidos durante 2023; se necesitan acciones adicionales a medida que los almacenamientos continúan su rápido descenso. [Comunicado de prensa]. Recuperado de: <https://cila.sre.gob.mx/cilanorte/index.php/avisos/128-bolpre>
- Cital, F., Ramírez, H. J., García, H. J., García, L. G., Rodríguez, B. J. E. y Ramírez, B. M. E. (2022). Ecosystem services (ES) provided by ditches in a desert agricultural valley. *Ecological Engineering*, 174, 1-10.
- Civeira, G. (2016). Servicios ecosistémicos en ambientes urbanos: su Relación con la estructura, la planificación Y el diseño del paisaje (Tesis doctoral). Universidade da Coruña, España.
- CONAFOR. (2014). Inventario Estatal Forestal y de Suelos, Baja California 2014. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal. México, D.F.
- Costanza, R., D'arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., ... y Van Den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Cozzi, B. A., Burdiles, P. G. y Rojas, M. Y. (2021). Planificación ecológica en instrumentos de ordenamiento territorial de competencia municipal. Fundación Heinrich Böll Stiftung. Cono Sur. Chile.

- Cuellar, S. O. y Moreno, A. F. (2009). Del crecimiento económico al desarrollo humano. Los cambiantes usos del concepto de desarrollo en América Latina, 1950-2000. *Sociológica*, 24(70), 83-114.
- Cueto, V. (2006). Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero*, 21(1), 1-13.
- Davis, M. (2006). *Planeta de Ciudades Miseria*. Traducido al castellano por José María Amoroto. Ed. Foca Grupo Akal, Madrid. Recuperado de [https://redpaemigra.weebly.com/uploads/4/9/3/9/49391489/planeta\\_de\\_ciudades\\_miseria\\_-\\_davis\\_mike.pdf](https://redpaemigra.weebly.com/uploads/4/9/3/9/49391489/planeta_de_ciudades_miseria_-_davis_mike.pdf)
- Davoudi, S., Shaw, K., Haider, J., Quinlan, A. E., Peterson, G., Wilkinson, C., Fünfgeld, H., McEvoy, D., Porter, L. (2012) Resilience: A Bridging Concept or a Dead End? *Planning Theory & Practice*, 13(2), 299–333.
- De Groot, R., Wilson, M. y Boumans, R. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408.
- Escamilla, R. V. I., González-Iturbe, A. J. A. y Villalobos, Z. G. (2014). Desarrollo de estrategias para la planeación ambiental y gestión de riesgo en la microcuenca del río Palizada, Campeche. *Sociedad y Ambiente*, 1(5), 73-91.
- Espinoza, G. M. A., Aragonés, B.D. y Sahagún, S. F. J. (2023). Evaluation of recent land-use and land-cover change in a mountain region. *Trees, Forests and People*, 11, 1-8.
- Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM). (2003). *Ecosistemas y Bienestar Humano: Marco para la Evaluación*. World Resources Institute. Recuperado de: <https://millenniumassessment.org/documents/document.3.aspx.pdf>
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. (2011). *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- FAO (1996). *Forest resources assessment 1990 - Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Recuperado de: <https://www.fao.org/3/w0015e/w0015e00.htm>

- FAO. (2007). ¿Qué son las zonas secas? Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado de: <https://www.fao.org/dryland-forestry/background/what-are-drylands/es/>
- Feria, T. J. M. y Santiago, R. J. (2016). El concepto de infraestructura verde y su potencial aplicación a los instrumentos de ordenación territorial de escala metropolitana. IV Workshop | rede iberoamericana de observação territorial: O desafio do planeamento e observação territorial nos países Ibero-americanos para o século XXI: dinâmicas, processos, experiências e propostas. Red Iberoamericana de observación territorial. Lisboa, Portugal.
- Ferreira, J. C., Monteiro, R. y Silva, V. (2021). Planning a Green Infrastructure Network from Theory to Practice: The Case Study of Setúbal, Portugal. *Sustainability*, 13(8432), 1-15.
- Fisher, B., Turner, R. K. y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, 643-653.
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., De Groot, R., Farber, S., ... y Balmford, A. (2008). Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecological Applications*, 18(8), 2050-2067.
- Folch, R. y Bru, J. (2017). El recorrido histórico del concepto de paisaje y de territorio. En R. Folch y J. Bru (Coord.), *Ambiente, territorio y paisaje* (pp. 65- 99). Barcelona / Madrid, Editorial Barcino.
- García, Ll. M., Iniesta, A. I., Willaarts, A. B., Harrison, A. P., Berry, P., del Mar, B. M., Castro, J. A., Montes, C. y Martín, L. B. (2015). Biophysical and sociocultural factors underlying spatial trade-offs of ecosystem services in semiarid watersheds. *Ecology and Society*, 20(3).
- Gifreu, F. J. (2018). Ciudades adaptativas y resilientes ante el cambio climático: estrategias locales para contribuir a la sostenibilidad urbana. *Revista Aragonesa de Administración Pública*, (52), 102-158.
- Gobierno de Baja California. (2009). Estudio bibliográfico sobre la salinidad del Valle de Mexicali. Secretaría de Fomento Agropecuario, Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable.

- Gómez, M. C. A. (2017). Los planes de desarrollo municipal en México y la participación ciudadana. Un análisis del marco jurídico. *Boletín Mexicano de Derecho Comparado, nueva serie*, (150), 1149-1177.
- Gómez, S. M.M.; Soto, M. E. e Hinojosa, H. O. (2013). Shorebird abundance and species diversity in natural intertidal and non-tidal anthropogenic wetlands of the Colorado River Delta, Mexico. *Ecological Engineering*, 59, 74–83.
- Granados, S. D., Hernández, G. M. A., Vázquez, A. A. y Ruíz, P. P. (2013). Los procesos de desertificación y las regiones áridas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1), 45-66.
- Guerrero, L. B. L. (2018). Valoración de servicios ambientales del Río Nuevo para definir criterios de infraestructura verde ante el cambio climático en la ciudad de Mexicali. (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali, B.C.
- Gurrutxaga, S. V. M. (2004). Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad: nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial. Gobierno Vasco, Departamento de Agricultura y Pesca, Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Gurrutxaga, S. V. M. y Lozano, V. P. J. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, LXIX (265), 519-543.
- Gurrutxaga, S. V. M. (2013). Capítulo 5. La implementación de la conectividad ecológica a distintas escalas espaciales. *Planificación espacial y conectividad ecológica: Los corredores ecológicos*, (pp. 139-148). Instituto Universitario de Urbanística - Universidad de Valladolid.
- Haines, Y. R. y Potschin, M. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1: Guidance on the Application of the Revised Structure. Nottingham, UK. Fabis Consulting Ltd. Recuperado de: <https://cices.eu/>
- Harrison, P. A., Dunford, R., Barton, D. N. ... y Zulian, G. (2018). Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. *Ecosystem Services*, 29, 481-498.

- Hasan, S.S., Zhen, L., Miah, M.G., Ahamed, T. y Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: a review. *Environmental Development*, 34, 1-14.
- Hattam, C., Broszeit, S., Langmead, O., Praptiwi, R. A., Ching, L. V., Creencia, L. A., ... y Austen, M. (2021). A matrix approach to tropical marine ecosystem service assessments in South east Asia. *Ecosystem Services*, 51, 1-14.
- Hernández, C. M. C., Sandoval, G. R., Molina, G. V. M. y Alanís, R. E. (2023). Análisis multitemporal del cambio de uso de suelo en el municipio de Linares, Nuevo León. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 10(2), 1-14.
- Hernández, G. L. F. (2019). Evaluación de los atributos físicos del Jardín Vecinal y sus efectos en las actitudes de los residentes de Mexicali, B.C. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali, B.C.
- Hernández, M. D., Ballesteros, P. G.A., y Belmonte, S. F. (2021). Identificación y valoración de los Servicios Ecosistémicos del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (Murcia, España) basado en encuestas a los usuarios. *Investigaciones Geográficas*, (75), 167-186.
- Herrera, C. P. M. y Díaz, V. E. (2013). Ecología del paisaje, conectividad ecológica y territorio. Una aproximación al estado de la cuestión desde una perspectiva técnica y científica. *Dossier ciudades*, 1, 43-70.
- Hersperger, A. M., Građinaru, S. R., Pierri, D. A. B., Imhof, C. S. y Fan, P. (2021). Landscape ecological concepts in planning: review of recent developments. *Landscape Ecol*, 1-18.
- Herzon, I. y Helenius, J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141, 1171–1183.
- Heynes, S. S. A., González, E. M. del S., Ruacho, G. L., González, E. M. y López, E. I. L. (2017). Vegetación de humedales del municipio de Durango, Durango, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 358-364.
- IMTA. (2020). El agua en el valle de Mexicali, Baja California: origen, uso y destino. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. 1-29 pp.

- INEGI. (2015). Guía para la interpretación de cartografía Uso del suelo y vegetación Escala 1:250000 Serie V. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 195 pp.
- INEGI. (2018). Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250000 (Serie VII). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/#Descargas>
- INEGI. (2021). Nota informativa. Vectoriales de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 Serie VII. Recuperado de: [https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/usosuelo/doc/USV\\_250K\\_SVII.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/usosuelo/doc/USV_250K_SVII.pdf)
- Irastorza, V. P., Martín, R. M. A., Velázquez, S. J., Mauro, G. F., Romero-Toro, G. I. & García, A. A. (2010). Incorporación de la Ecología del Paisaje a la Planificación Física y Ordenación del Territorio. XIV International Congress on Project Engineering. Madrid: AEIPRO Asociación Española de Ingeniería de Proyectos, Fundación General Universidad Politécnica de Madrid.
- Jacobs, J., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J. y Schneiders, A. (2015). ‘The Matrix Reloaded’: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295, 21–30.
- Jácome, I. M., Leyva, C. O. y De la Fuente de Val, G. (2022). Estudio del paisaje del sistema lagunar México-Xochimilco-Campestre. Un sitio Ramsar dentro de una ciudad desértica del - Noroeste de México. *Revista de Ciencias Tecnológicas (RECIT)*, 5(1), 57-79.
- Joshi, H. C., Kumar, T. K. y Tewari, F. B. (2022) Environmental Planning, Policies and Acts. Uttarakhand Open University, School Of Earth And Environmental Science. Recuperado de: <https://www.uou.ac.in/sites/default/files/slm/EVS-602.pdf>
- Khelifa, R., Mahdjoub, H. y Samways, M. J. (2022). Combined climatic and anthropogenic stress threaten resilience of important wetland sites in an arid region. *Science of the Total Environment*, 806, 1-11.

- Khoury, F. y Korner, P. (2018). The effects of habitat variables and land use on breeding birds in remnant wetland strips in an arid, rural landscape. *Journal of Arid Environments*, 153, 24-31.
- Lahai, M., Kabba, V. T. S., y Mansaray, L. R. (2022). Impacts of land-use and land-cover change on rural livelihoods: Evidence from eastern Sierra Leone. *Applied Geography*, 147, 1-15.
- Larbi, I. (2023). Land use-land cover change in the Tano basin, Ghana and the implications on sustainable development goals. *Heliyon*, 9, 1-7.
- Lattera, P., Castellarini, F. y Orúe, E. (2011). ECOSER: Un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. En P. Lattera, E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.). *Valoración de Servicios Ecosistémicos, Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 359-389). INTA. Recuperado de: <http://inta.gob.ar/documentos/valoracion-de-servicios-ecosistemicos.-conceptos-herramientas-y-aplicaciones-para-el-ordenamiento-territorial/>
- Lavell, A. (1999). Gestión de riesgos ambientales urbanos. La Red-Flacso. Recuperado de <https://www.desenredando.org/public/articulos/1999/grau/>
- Leija, E. G., Valenzuela, C. S. I., Valencia, C. M., Jiménez, G. G., Castañeda, G. G., Reyes, H. H. y Mendoza, M. E. (2020). Análisis de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la región centro-norte de México. El caso de la cuenca baja del río Nazas. *Ecosistemas*, 29 (1), 1-11.
- Ley, G. J. (2012). Vivienda frágil ante sismos: La acción habitacional en la ciudad de Mexicali. En A. Ranfla G. y L. M. Ortega V. (Coords.) *Procesos Urbanos en Baja California: Análisis, planeación y sustentabilidad*. Editorial de la Red Nacional de Investigación Urbana, Universidad Autónoma de Baja California.
- Leyva, C. O., Venegas, C. R., Rojas, C. R., Ranfla, G. A. y Peña, S. C. (2010). Urban expansion and change of land uses: city of Mexicali 1990-2005. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 129, 547-558.

- Liao, G., He, P., Gao, X., Lin, Z., Fang, C., Zhou, W., Xu, C. y Deng, L. (2021). Identifying Critical Area of Ecosystem Service Supply and Demand at Different Scales Based on Spatial Heterogeneity Assessment and SOFM Neural Network. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 1-16.
- López R., C. D.; López H., E. S. y A. P., I. (2005). Desarrollo sustentable o sostenible: una definición conceptual. *Horizonte Sanitario*, 4(2).
- Ley, G. J. (2014). Paisajes culturales: El valle de Mexicali. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/264384269\\_Paisajes\\_culturales\\_El\\_valle\\_de\\_Mexicali](https://www.researchgate.net/publication/264384269_Paisajes_culturales_El_valle_de_Mexicali).
- Lucio, V. L. F., Álvarez, G. Y. M., Quimis, G. A. J., Guerrero, C. J. M., Loor, M. M. G. y Gras, R. R. (2022). Ecología. Universidad Estatal del Sur de Manabi.
- Lü, Y., Li, T., Whitham, Ch., Feng, X., Fu, B., Zenge, Y., Wu, B. y Hu, J. (2020). Scale and landscape features matter for understanding the performance of large payments for ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 197(2020), 1-10.
- Maidana, G. E. (2017). Los desiertos: el planeta tierra como sistema. *Contribuciones Científicas GAEA*, 29, 137-148.
- Margalef, R. (1992). Teoría de los sistemas ecológicos (2º ed.). Universitat de Barcelona. Barcelona, España.
- Márquez, H. R. y Peters, R. E. M. (2008). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) - Versión 2006 - 2008, 1-22.
- Martín, B. y Montes, C. (2011). Capítulo 6 Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas. En P. Álvarez-Uría T. y J. L. De la Cruz L. (Coords.), *Biodiversidad en España. Base de la sostenibilidad ante el Cambio global* (pp. 444-503), Observatorio de la Sostenibilidad en España. Recuperado de: <https://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0637187.pdf>
- Martín, L. B., Gómez, B. E., González, J. A., Lomas, P. L. y Montes, C. (2009). The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-thinking concepts and research needs. En J.

B. Aronoff (Ed.), *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues* (pp. 261-282), Nueva York: Nova Science Publishers.

Martín, L. B., Gómez, B. E. y Montes, C. (2009). Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. *Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible*, (3), 229-258. Recuperado de: <https://laboratoriosocioecosistemas.es/formacion/escuela-de-socioecosistemas/>

Martínez, C. R. (2009). Sistemas de producción agrícola sostenible. *Tecnología en Marcha*, 22(2), 23-39.

Martínez, H. M. J. y Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), 17-25.

Martínez, L. A. (2019). Mexicali, la urbe más contaminada del país y de Norteamérica. El Economista. Recuperado de <https://www.economista.com.mx/politica/Mexicali-la-urbe-mas-contaminada-del-pais-y-de-Norteamerica-20190312-0051.html> IMEA. (2003). Ecosistemas y Bienestar Humano: Marco para la Evaluación. Resumen. Recuperado de <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.3.aspx.pdf>

Martínez, Y A., Felger, R.S. y Búrquez, A. (2010). Los ecosistemas terrestres: un diverso capital natural. En F.E. Molina-Freaner y T.R. Van Devender (Eds.) *Diversidad biológica de Sonora* (pp.129-156). UNAM, México.

Matus, C. (1998). Adiós señor Presidente. LOM Ediciones, Santiago de Chile, Recuperado de: <https://repositorio.esocite.la/978/1/Matus2020-AdiosSe%C3%B1orPresidente.pdf>

Meerow, S. (2020). The politics of multifunctional green infrastructure planning in New York City. *Cities*, 100(2020), 1-12.

Mendoza, M. E., López, G. E., Geneletti, D., Pérez, S. D. R. y Salinas, V. (2011). Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, México (1975-2003). *Applied Geography*, 31, 237-250.

- Mengue, V. P., Wellausen, D. de F. M., Silva da S., T., Cybis, F. D. y Comerlato, S. F. (2020). Land-use and land-cover change processes in Pampa biome and relation with environmental and socioeconomic data. *Applied Geography*, 125, 1-12.
- Ministerio del Medio Ambiente de Chile. (2014). Propuesta sobre marco conceptual, definición y clasificación de servicios ecosistémicos para el ministerio del medio ambiente. División de información y economía ambiental, Ministerio de Medio Ambiente de Chile, Versión 1.0. Recuperado de: <https://mma.gob.cl/servicios-ecosistemicos/>
- Monteiro, R., Ferreira, J. C. y Antunes, P. (2020). Green Infrastructure Planning Principles: An Integrated Literature Review. *Land*, 9, 1-19.
- Montoya, T. C., de la Barrera F., Salazar A., Inostroza L. (2017). Monitoring the effects of land cover change on the supply of ecosystem services in an urban region: A study of Santiago-Valparaíso, Chile. *PLoS ONE*, 12(11), 1-22.
- Montoya, T. C. M. (2018). Dinámicas y contrastes entre procesos de periurbanización y servicios ecosistémicos. Análisis multiescalar para comprender la sustentabilidad del paisaje en la región urbana Santiago-Valparaíso. (Tesis doctoral). Pontificia Universidad Católica De Chile Facultad De Historia, Geografía Y Ciencia Política, Instituto De Geografía, Santiago, Chile.
- Mora, D. C. A., Rubio, C. E. A., Alanís, R. E., Jiménez, P. J., González, T. M. A., Mata, B. J. M. y Mora, O. A. (2014). Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el noreste de México. *Polibotánica*, 38,53-66.
- Morales, C. V., Piedra C. L., Romero V. M. y Bermúdez R. T. (2018). Indicadores ambientales de áreas verdes urbanas para la gestión en dos ciudades de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1421-1435.
- Moreno, A. J. G. (2009). El desarrollo sustentable, el cambio climático global y el mundo urbano. *Quivera revista de estudios territoriales*, 11(2), 52-67.
- Moreno, O., Lilo, C. & Gárate, V. (2014). La infraestructura verde como espacio de integración. Análisis de experiencias y estrategias sustentables para su consideración en la planificación,

diseño y gestión del paisaje en la Intercomuna Temuco - Padre las casas, Chile. XI Simposio de la Asociación Internacional de Planificación Urbana y Ambiente (UPE 11). La Plata, Argentina: Facultad de Arquitectura y Urbanismo (FAU-UNLP). Recuperado de: [http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/53434/Documento\\_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/53434/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Muhammad, R., Zhang, W., Abbas, Z., Guo, F. y Gwiazdzinski, L. (2022). Spatiotemporal Change Analysis and Prediction of Future Land Use and Land Cover Changes Using QGIS MOLUSCE Plugin and Remote Sensing Big Data: A Case Study of Linyi, China. *Land*, 11, 419.

Mujica, C. M., Karis, C. M. & Ferraro, R. (2019). Paisaje urbano, infraestructura ecológica y regulación de la temperatura. El caso de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Estudios del hábitat*, 17(1), 2-13.

Nahuelhual, L., Lathera, P. y Barrena, J. (2016). Indicadores de servicios ecosistémicos, una revisión y análisis de su calidad. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile, 1-53. Recuperado de: [https://www.researchgate.net/publication/308459893\\_Indicadores\\_de\\_servicios\\_ecosistemicos](https://www.researchgate.net/publication/308459893_Indicadores_de_servicios_ecosistemicos)

Ndubisi, F. (1997). Landscape planning and ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 37(3), 271-273.

Odum, E. P. y Barrett, G. W. (2006). El Ecosistema. En P. E. Odum y G. W. Barret, *Fundamentos de ecología* (pp. 17-76). México: Thomson.

Ojeda, R. L. (2012). Reseña César Ángel Peña Salmón, Metodología para la planificación de las áreas verdes urbanas: el caso de Mexicali, Baja California, Universidad Autónoma de Baja California, 2011, 333 pp. *Estudios Fronterizos*, 13(26), 228-234.

Oliveira, E. y Hersperger, A. M. (2019). Disentangling the Governance Configurations of Strategic Spatial Plan-Making in European Urban Regions. *Planning Practice & Research*, 34(1), 47–61.

- Onaindia, O. M. (2010). Biodiversidad y servicios de los ecosistemas. En N. Viota F. y M. Maraña S. (Coord.), *Servicios de los ecosistemas y el bienestar humano* (pp. 9 – 14). Bilbao: UNESCO Etxea.
- ONU. (2018). Las ciudades seguirán creciendo, sobre todo en los países en desarrollo. Organización de las Naciones Unidas. Recuperado a partir de <https://www.un.org/development/desa/es/news/population/2018-world-urbanization-prospects.html>
- ONU. (2020). Objetivos de Desarrollo Sostenible. Recuperado a partir de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/cities/>
- Orozco D. A., Daesslé L.W., Camacho I. V.F., Ortiz C. E. y Barth J.A.C. (2015). Turnover and release of P-, N-, Si-nutrients in the Mexicali Valley (Mexico): Interactions between the lower Colorado River and adjacent ground- and surface water systems. *Science of the Total Environment*, 185-193.
- Ortega, V. L. M., Ley, G. J., Fimbres, D. N. A. y Rojas, C. R. I. (2013). Caracterización del paisaje del Valle de Mexicali según sus habitantes Aproximaciones textuales a la toponimia. *Culturales*, 1(2), 55-90.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325, 419-422.
- Palma, H. D. B., de la Barrera, F. y Pineda, L. R. (2019). Evaluación de los servicios ecosistémicos provistos por una microcuenca periurbana de Querétaro (México). *Investigaciones Geográficas*, 57, 63-74.
- Peng L., Zhang L., Li X., Wang Z., Wang H. y Jiao L. (2022). Spatial expansion effects on urban ecosystem services supply-demand mismatching in Guanzhong Plain Urban Agglomeration of China. *Journal of Geographical Sciences*, 32 (5), 806-828.
- Peña, S. C. A. y Rojas, C. R. I. (2012). El paisaje: un recurso que debe legislarse hoy para conservarlo mañana. *Revista Legislativa de Estudios Sociales y de Opinión Pública*, 5(10), 147-176.

- Peña, S. C. A., y Rojas, C. R. I. (2012). Las áreas verdes urbanas: Una oportunidad para la construcción de la sustentabilidad en Mexicali, En A. Ranfla G. y L. M. Ortega V. (Coords.) *Procesos Urbanos en Baja California: Análisis, planeación y sustentabilidad*. Editorial de la Red Nacional de Investigación Urbana, Universidad Autónoma de Baja California.
- Peña, S. C. A., Rojas, C. R. I., Arias, V. A. M. e Iñiguez, A. Y. P. (2014). La gestión de parques urbanos: Mexicali. En L. Ojeda R. e I. Espejel. (Coord.), *Cuando las áreas verdes se transforman en paisajes urbanos. La visión de Baja California* (pp. 53-85). Tijuana, El Colegio de la Frontera Norte.
- Periódico Oficial del Estado de Baja California. (2000). Programa de Ordenamiento Ecológico de Mexicali. XVI Ayuntamiento Constitucional de Mexicali, B.C.
- Periódico Oficial del Estado de Baja California. (2022). Programa Sectorial de Desarrollo Agropecuario y Rural, 2022-2027. Recuperado de: <http://www.bajacalifornia.gob.mx/Documentos/coplade/planeacion/programas/POE-76-CXXIX-Programa%20Sectorial%20Agropecuario.pdf>
- Poikolainen, L., Pinto, G., Vihervaara, P., Burkhard, B., Wolff, F., Hyytiäinen, R. y Kumpula, T. (2019). GIS and land cover-based assessment of ecosystem services in the North Karelia Biosphere Reserve, Finland. *Fennia*, 197(2), 249–267.
- Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D. y Johnson, K. A. (2011). The Impact of Land-Use Change on Ecosystem Services, Biodiversity and Returns to Landowners: A Case Study in the State of Minnesota. *Environmental and Resource Economics*, 48, 219–242.
- Pons, G. B. (2016). El valor económico de la Infraestructura Verde: estrategias para una planificación sostenible de las ciudades en vías de desarrollo. VIII Congreso Internacional de Ordenación del Territorio, Congreso de Derecho Urbanístico. Fuerteventura: FUNDICOT (Asociación Interprofesional de Ordenación del Territorio); ACADUR (Asociación Canaria de Derecho Urbanístico).
- Pradilla, E. (2009). Las políticas neoliberales y la cuestión territorial. Los territorios del neoliberalismo en América Latina.

- Quiroz, B. D. E. (2018). Implementación de infraestructura Verde como estrategia para la Mitigación y adaptación al cambio Climático en ciudades mexicanas, Hoja de ruta. Recuperado de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/484510/05\\_01\\_2.1\\_Hoja\\_de\\_ruta\\_IV\\_para\\_difusi\\_n.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/484510/05_01_2.1_Hoja_de_ruta_IV_para_difusi_n.pdf)
- Ramsar. (2015). La Convención de Ramsar: ¿de qué trata? Ficha informativa 6 Convención sobre los humedales Ramsar. Recuperado de [https://www.ramsar.org/sites/default/files/fs\\_6\\_ramsar\\_convention\\_sp\\_0.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/fs_6_ramsar_convention_sp_0.pdf)
- Ramsar. (2021). Restauración de los humedales: liberar el potencial desaprovechado del ecosistema más valioso de la Tierra. Ficha informativa. Convención sobre los humedales Ramsar. Recuperado de [ramsar.org/es/documento/restauracion-de-los-humedales-liberar-el-potencial-desaprovechado-del-ecosistema-mas](https://www.ramsar.org/es/documento/restauracion-de-los-humedales-liberar-el-potencial-desaprovechado-del-ecosistema-mas)
- Real Academia Española. (2024). Diccionario de la lengua española, 23.<sup>a</sup> ed., [versión 23.7 en línea].
- Renner, I. (2019). Sección II: aplicar un enfoque gradual para integrar los servicios ecosistémicos en la planificación y gestión urbana, Integración de los servicios ecosistémicos en la planificación y gestión urbana, Un enfoque sistemático en pasos para profesionales, (pp. 42-81). Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.
- Resilience Alliance. (2007). Assessing and managing resilience in social-ecological systems: Volume 2. Supplementary notes to the practitioners workbook. Recuperado de: [http://www.sustentabilidad.uai.edu.ar/pdf/cs/practitioner\\_workbook\\_suppl\\_notes.pdf](http://www.sustentabilidad.uai.edu.ar/pdf/cs/practitioner_workbook_suppl_notes.pdf)
- Reyes, P. S., Barbosa, O., Celis D. J. L. y De la Barrera, F. (2018). Diversidad de ecosistemas 5.4 Ecosistemas urbanos. En *Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos, Tercera Edición – Tomo II* (pp. 101-109). Santiago de Chile: Ministerio del Medio Ambiente.
- Riddle, B. R. y Hafner, D. J. (2006). Biogeografía histórica de los desiertos cálidos de Norteamérica. En Vazquez, D. E. y D. J. Hafner (Eds.) *Genética y mamíferos Mexicanos: Presente y Futuro* (pp. 1-95). New Mexico Museum of Natural History and Science Bulletin No. 32. Albuquerque, New Mexico, USA.

- Rojas, C. R. I. (2017). Carácter del paisaje del Valle de Mexicali. En F. A. Martínez S., K. M. Hinojosa de la G. y A. A. Navarrete (Coords.), *Arte, historia y cultura: Nuevas aproximaciones al conocimiento del paisaje* (pp. 219-243). Ciudad de México: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.
- Romero, R. J., Aguilar, A. J., Santoyo, C. V. H. y Diakite, D. L. (2022). Transiciones del cambio de uso de suelo en el estado de Puebla (1980-2016), México. *Investigaciones Geográficas*, 109, 1-17.
- Rosete, V. F. A., Pérez, D. J. L. y Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, (67), 39-58.
- Ružička, M. y Mišovičová, R. (2013). Landscape Ecological Planning LANDEP I. (system approach in the landscape ecology).
- Salas, E. (2002). Planificación ecológica del territorio, Guía Metodológica. Departamento de Investigación y Desarrollo de la Universidad de Chile Santiago, Chile.
- Salata, S. (2019). Planning in the contemporary city: do urban plans still matter? En S. Salata, *Ecologically Compatible Urban Planning*. (pp. 1-25). United Kingdom: Emerald Publishing.
- Sánchez, B. J. (2009). Un concepto emergente de planeación. *Clío América*, 5, 39-59.
- Sánchez, S. M. T., Casado, I. J. M. y Bocco, V. G. (2013). La política de ordenamiento territorial en México: de la teoría a la práctica. Reflexiones sobre sus avances y retos a futuro. En Sánchez, S. M. T., Casado, I. J. M. y G. V. Bocco (Coord.), *La política de ordenamiento territorial en México: de la teoría a la práctica*. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Instituto de Geografía (IGg), Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). Recuperado de: <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/160/148/815-1>

- Sandoval, E. C. (2014). I Marco referencial de las metodologías de planificación regional y local. Métodos y aplicaciones de la planificación regional y local de América Latina. Comisión Económica para América Latina, Naciones Unidas, Santiago de Chile, 11-21.
- Sans, F. X. (2007). La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas*, 16(1), 44-49.
- Santos, M. F., Montes, C., Alcorlo, P., García, T. S., González, B., Vidal, A. M. R., Suárez, M.L., Royo, L., Ferriz, I., Barragán, J., Chica, J. A., López, C., y Benayas, J. (2015). La aproximación de los servicios de los ecosistemas aplicada a la gestión pesquera. Fondo europeo de pesca, Fundación Biodiversidad del Ministerio de Medio Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- Secretaría de Protección al Ambiente. (2018). Plan de Contingencia Ambiental Atmosférica para la Ciudad de Mexicali. Secretaría de Protección al Ambiente, Baja California, Publicado en el Periódico Oficial en la Sección III del Tomo CXXV el 21 de diciembre del 2018, No. 58. Recuperado de:  
[https://www.bajacalifornia.gob.mx/Documentos/sest/desarrollo\\_sustentable/Programas\\_Proyectos/Calidad\\_Aire/PLAN-DE-CONTINGENCIA-AMBIENTAL-ATMOSFERICA-PARA-MEXICALI\\_2018.PDF](https://www.bajacalifornia.gob.mx/Documentos/sest/desarrollo_sustentable/Programas_Proyectos/Calidad_Aire/PLAN-DE-CONTINGENCIA-AMBIENTAL-ATMOSFERICA-PARA-MEXICALI_2018.PDF)
- Selman, P. (2009). Planning for landscape multifunctionality. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, 5(2), 45-52.
- Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, s.f). Recurado de: <https://www.usgs.gov/faqs/what-are-band-designations-landsat-satellites>
- Schlatter, K. J., Grabau, M., Shafroth, P. y Zamora, A. F. (2017). Integrating active restoration with environmental flows to improve native riparian tree establishment in the Colorado River Delta. *Ecological Engineering*, 106, 661-674.
- SIAP. (2023). Panorama de la frontera agrícola Baja California. Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. 1-3. Recuperado de: [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/807680/Panorama\\_FA\\_2023\\_BCN.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/807680/Panorama_FA_2023_BCN.pdf)

- Smith, R. L. y Smith, T. (2001). *Ecología* (4a. ed.). Editorial Pearson Educación S.A. Madrid, España. 503 pp.
- Smiraglia, D., Ceccarelli, T., Bajocco, S., Salvati, L. y Perini, L. (2016). Linking trajectories of land change, land degradation processes and ecosystem services. *Environmental Research*, 147, 590-600.
- Sobrino, J., Garrocho, C., Brambila, C. y Aguilar A. (2015). *Ciudades Sostenibles en México: una propuesta conceptual y operativa*. México: UNFPA-México.
- Soms, G. E. (1995). *Apuntes metodológicos para la elaboración de estrategias y planes regionales*. Santiago de Chile, Ministerio de Planificación y Cooperación.
- Steiner, F. R. (2008). *The living landscape: an ecological approach to landscape planning* (2a ed.). Washington, DC: Island Press.
- Suárez, A., Camarena, P., Herrera, I. & Lot, A. (2011). *Infraestructura verde y corredores ecológicos de los pedregales: ecología urbana del sur de la Ciudad de México*. [versión Foxit Reader]. Recuperado de [http://centro.paot.org.mx/documentos/unam/infraestructura\\_verde.pdf](http://centro.paot.org.mx/documentos/unam/infraestructura_verde.pdf)
- Szumacher, I. & Malinowska, E. (2013). Servicios ecosistémicos urbanos según el modelo de Varsovia. *Revista del CESLA*, 16, 81-108.
- Tabares, M. M., Zapata, C. E., y Buitrago, B. O. (2020). Valoración de servicios ecosistémicos para la identificación de estructuras ecológicas metropolitanas: el caso de Cali, Colombia, *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 46(2), 603-631.
- Tarbuck, E. J. y Lutgens, F. K. (2005). Capítulo 19 Desiertos y Vientos. En *Ciencias de la Tierra, Una introducción a la Geología Física*.
- Teruya, J., Mastrantonio, L. y Portela, J. (2017). Evaluación biofísica de servicios ecosistémicos en la cuenca del Arroyo Grande, Tunuyán, Mendoza. *Ecología Austral*, 27, 113-122.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2022). Timeline. Recuperado de: <http://teebweb.org/about/timeline/>

- Universidad de Massachusetts. (2021). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps, Home Page. Recuperado de <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Universidad Estatal de Arizona. (2024). Biomás sin límites. Ask a biologist. Recuperado de: <https://askabiologist.asu.edu/biomas-sin-1%C3%ADmites>
- USGS. (2001). Deserts: geology and resources. A. S. Walker. U.S. Department of the Interior / U.S. Geological Survey. Recuperado de: <https://pubs.usgs.gov/gip/7000004/report.pdf>
- Valdez, L. J. R., Aguirre, S. C. A. y Ángeles, P. G. (2011). Análisis de los cambios en el uso del suelo en la cuenca del Río Metztitlán (México) usando imágenes de satélite: 1985-2007. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(3), 313-324.
- Valiente, B. A. (1990). Los desiertos de México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*.
- Valladares, F., Gil, P. & Forner, A. (2017). Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas, (pp. 357). Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Van Zyl, B., Lategan, L. G., Cilliers, E. J. y Cilliers, S. S. (2021). An Exploratory Case-Study Approach to Understand Multifunctionality in Urban Green Infrastructure Planning in a South African Context. *Frontiers in Sustainable Cities*, 3(725539), 1-15.
- Vásquez, A. E. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista Geografía Norte Grande*, 22, 63-86.
- Vidal Abarca, G. M. R., Nicolás, R. N., Sánchez, M. M. M. y Suárez, A. M. L. (2022). Ecosystem services provided by dry river socio-ecological systems and their drivers of change. *Aquatic ecosystem services*, 1-23.
- Vieira M. C., Shirotova, L. y Marques de A. I. F. (2015). Green Infrastructure and German Landscape Planning: A Comparison of Approaches. *Urbani izziv*, 26, 25-37.

- Villarreal, R. J. y Olmos, A. M. (2017). Ecodegradation and indigenous livelihoods: a case study in northwest México. *Sociedad y Ambiente*, 5(13), 5-34.
- Wangai, P. W., Burkhard, B. y Müller, F. (2018). Quantifying and mapping land use changes and regulating ecosystem service potentials in a data-scarce peri-urban region in Kenya. *Ecosystems and people*, 15(1), 11-32.
- Xia, H., Kong, W., Zhoua, G. y Jianxin, S. O. (2021). Impacts of landscape patterns on water-related ecosystem services under natural restoration in Liaohe River Reserve, China. *Science of the Total Environment*, 792(2021), 1-10.
- Yacamán, O. C., Ferrer, J. D. y Mata, O. R. (2020). Green Infrastructure Planning in Metropolitan Regions to Improve the Connectivity of Agricultural Landscapes and Food Security. *Land*, 9, 1-23.
- Zamora, A. F., Hinojosa, H. O., Santiago, E., Brott, E. y Culp, P. (2008). Collaboration in Mexico: renewed hope for the Colorado River Delta. *Nevada Law Journal*, (8), 871-889.
- Zamora, A. F., Pitt, J., Cornelius, S., Glenn, E., Hinojosa H. O., Moreno, M., García, J., Nagler, P., de la Garza, M. y Parra, I. (2005). Prioridades de Conservación en el Delta del Río Colorado, México y Estados Unidos. Sonoran Institute, Environmental Defense, University of Arizona, Pronatura Noroeste Dirección de Conservación Sonora, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, World Wildlife Fund-Programa Golfo de California e Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT.
- Zhang, S. y Muñoz, R. F. (2019). Assessing and mapping ecosystem services to support urban green infrastructure: The case of Barcelona, Spain. *Cities*, 92, 59-70.

## ANEXOS

Anexo 1. Tabla comparativa de servicios ecosistémicos con la revisión de literatura.

| <b>Servicios ecosistémicos evaluados</b> |                              |  |                            |                            |                               |                          |
|--|------------------------------|--|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|--------------------------|
| <b>Este estudio</b>                      | <b>Burkhard et al., 2014</b> | <b>Montoya et al., 2017</b>                        | <b>Palma et al., 2019*</b> | <b>Zhang y Muñoz, 2019</b> | <b>Liao et al., 2021</b>      | <b>Peng et al., 2022</b> |
| Mexicali, México                         | Ecosistemas hipotéticos      | Santiago, Chile                                    | Querétaro, México          | Barcelona, España          | China                         | China                    |
| Local climate regulation                 | Local climate regulation     | Local climate regulation                           | Climate regulation         | Local climate regulation   | Climate regulation            | Climate regulation       |
| Water purification                       | Water purification           | Surface water purification                         | ---                        | Water purification         | Water purification            | Water purification       |
| Water flow regulation                    | Water flow regulation        | Hydrological regulation                            | Water flow regulation      | Water regulation           | Regulation of water flows     | Water regulation         |
| Groundwater recharge                     | ---                          | ---  | ---                        | Groundwater recharge       | ---                           | ---                      |
| Erosion regulation                       | Erosion regulation           | Regulation of soil erosion                         | Erosion regulation         | Erosion protection         | Erosion prevention            | Erosion regulation       |
| Crops                                    | Crops                        | Crops  | Crops                      | Food                       | Food                          | Crops                    |
| Fishing                                  | Fish, seafood & edible algae | Fisheries and aquaculture                          | ---                        | ---                        | ---                           | ---                      |
| Recreation and tourism                   | Recreation and tourism       | Recreation, tourism, and sport in natural settings | Recreation and tourism     | Recreation, Tourism        | Cultural and amenity services | Leisure entertainment    |
| Environmental education                  | Knowledge systems            | Research and education                             | ---                        | Science and education      | ---                           | Knowledge and education  |

Fuente: elaboración propia a partir de Burkhard et al. (2014), Montoya et al. (2017), Palma et al. (2019), Zhang y Muñoz (2019), Liao et al. (2021) y Peng et al. (2022) y Haines y Potschin (2018). Los nombres de los servicios ecosistémicos evaluados en Palma et al. (2019) se tradujeron al inglés.

Anexo 2. Tabla comparativa de coberturas de suelo y vegetación (ecosistemas) con la revisión de literatura.

| Coberturas de suelo y vegetación (ecosistemas) |   |                      |                     |   |                                |                                  |
|--|---|----------------------|---------------------|---|--------------------------------|----------------------------------|
| Este estudio                                   | Burkhard et al., 2014                               | Montoya et al., 2017 | Palma et al., 2019* | Zhang y Muñoz, 2019                                 | Liao et al., 2021              | Peng et al., 2022                |
| Mexicali, México                               | Ecosistemas europeos hipotéticos                    | Santiago, Chile      | Querétaro, México   | Barcelona, España                                   | China                          | China                            |
| Urban park                                     | Green urban areas                                   | ---                  | ---                 | Green urban areas                                   | ---                            | ---                              |
| Urban wetland                                  | Water courses                                       | Wetlands             | Water bodies        | ---   | ---                            | ---                              |
| Urban  | Continuous urban fabric, Discontinuous urban fabric | Urban                | Urban               | Continuous urban fabric, Discontinuous urban fabric | Urban and rural residence land | Urban land and rural settlements |
| Irrigated land                                 | Permanently irrigated land                          | Agriculture lands    | Irrigated land      | ---   | ---                            | ---                              |
| Microphyllous desert scrub                     | Sclerophyllous vegetation                           | Shrubland            | Crasicaule scrub    | Sclerophyllous vegetation                           | Shrub forest land              | Shrubbery                        |
| Desert vegetation                              | ---   | ---                  | ---                 | ---   | ---                            | ---                              |
| Artificial wetland                             | ---   | ---                  | ---                 | ---   | Human-made wetland             | ---                              |
| Mesquite forest                                | Transitional woodland shrub                         | ---                  | ---                 | ---   | Other forest land              | Other woodland                   |
| Riparian wetland                               | ---   | Wetlands             | ---                 | ---   | Riverine Wetland               | River and channel                |
| Vegetation of saline soils                     | Salt marshes  | ---                  | ---                 | ---   | ---                            | Saline-alkali land               |

Fuente: elaboración propia a partir de Burkhard et al. (2014), Montoya et al. (2017), Palma et al. (2019), Zhang y Muñoz (2019), Liao et al. (2021) y Peng et al. (2022) y Haines y Potschin (2018). Los nombres de las coberturas terrestres evaluados en Palma et al. (2019) se tradujeron al inglés.

Anexo 3. Tabla de valores promedio concentrados.

| <b>Cobertura de suelo y vegetación / ecosistema</b> | <b>Coberturas de suelo y vegetación (literatura)</b> | <b>Coefficiente de correlación de expertos y literatura</b> | <b>PROMEDIOS TOTALES (matriz expertos)</b> | <b>PROMEDIOS TOTALES (literatura)</b> |
|---|--|---|--|---------------------------------------|
| Bosque de la ciudad                                 | Parque urbano  | 0.76  | 2.28                                       | 1.51                                  |
| Lagunas México-Xochimilco-Campestre                 | Humedal urbano                                       | 0.52  | 2.4  | 2.66                                  |
| Asentamientos humanos                               | Urbano   | 0.93  | 0.71                                       | 0.83                                  |
| Agricultura de riego                                | Tierra de riego                                      | 0.81  | 1.97                                       | 2.03                                  |
| Matorral desértico micrófilo                        | Matorral desértico micrófilo                         | 0.82  | 1.92                                       | 2                                     |
| Vegetación de dunas                                 | Vegetación desértica*                                |   | 1.44                                       |                                       |
| Humedal artificial Las Arenitas                     | Humedal artificial                                   | 0.39  | 2.04                                       | 1.92                                  |
| Bosque de mezquites                                 | Bosque de mezquites                                  | 0.82  | 1.81                                       | 1.61                                  |
| Río Hardy   | Humedal ribereño                                     | 0.73  | 3.84                                       | 2.83                                  |
| Vegetación de suelos salinos                        | Vegetación de suelos salinos                         | 0.72  | 1.66                                       | 1.04                                  |

Fuente: elaboración propia a partir de Burkhard et al. (2014), Montoya et al. (2017), Palma et al. (2019), Zhang y Muñoz (2019), Liao et al. (2021) y Peng et al. (2022). \*Cobertura no encontrada en la revisión de literatura, por lo que no se reporta su correlación ni promedios.