



Centro de Investigación en Alimentación
y Desarrollo, A.C.

**VALORACIÓN ECONÓMICA Y ANÁLISIS ESPACIAL DE
LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS OBTENIDOS EN LOS
HUMEDALES COSTEROS DEL SUR DE SINALOA,
MÉXICO**

Por
VERA CAMACHO VALDEZ

TESIS APROBADA POR
UNIDAD MAZATLÁN
EN ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado de

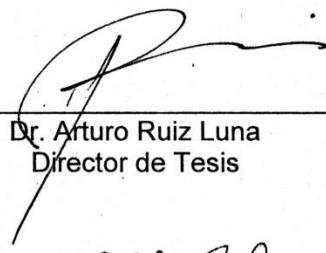
DOCTORA EN CIENCIAS

Mazatlán, Sinaloa

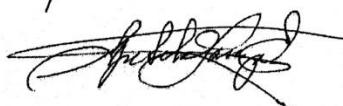
Enero de 2014

APROBACIÓN

Los miembros del comité asignado para la revisión de la tesis de Vera Camacho Valdez, la encontraron satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctora en Ciencias, con especialidad en Manejo Ambiental.



Dr. Arturo Ruiz Luna
Director de Tesis



Dra. Guadalupe de la Lanza Espino

Asesora



César Berlanga

Dr. César A. Berlanga Robles
Asesor



Dra. Verónica S. Ávila Foucat

Asesora



Dr. Francisco J. Martínez Cordero
Asesor

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en esta tesis es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé el crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del director del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD).

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director de tesis.

Dr. Pablo Wong González
Director general

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Arturo Ruiz Luna por haber dirigido la presente investigación y por darme la oportunidad de avanzar en mi formación profesional. Por su apoyo, interés y dedicación en todo el desarrollo de esta tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico brindado para la realización de este trabajo.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. por el apoyo económico otorgado para asistir a múltiples congresos y especialmente, al Laboratorio de Manejo Ambiental (LAMA), por las facilidades otorgadas para la realización del presente trabajo.

A los miembros del comité de tesis: Dr. César A. Berlanga Robles, Dra. Guadalupe de la Lanza Espino, Dra. Veronique S. Ávila Foucat y Dr. Francisco J. Martínez Cordero por sus valiosos comentarios y sugerencias a este trabajo.

Un especial agradecimiento al Dr. Paulo Nunes y Dr. Andrea Ghermandi por facilitarme la base de datos, fundamental para esta investigación, y por compartir sus conocimientos. Además, de darme la oportunidad de colaborar con ellos.

A Pablo Almazán y Jorge A. Durán por siempre echarme una mano en el CIAD.

A Rafa y Eva por su valioso apoyo técnico para el diseño de mapas.

A mis compas del LAMA: Marco, Rafa y Pablo por los buenos ratos que hemos pasado juntos.

A mis amigaz@s mazatlecos: Toty, Natalia, Muñeca, Cathy, Lorena y Jorge por compartir conmigo sus deliciosas comidas, su casa, su optimismo y sus risas.

A Guacho, mi camarada Toñin, Yoal, Conchito, Citlalli, Luka y Paulita por la amistad incondicional que me han brindado durante todos estos años.

A mis compas zapatudos: comandanta Viki, Martin (El Gorrión), Don Vicente, Don Cosme y Tito por su congruencia y por hacerme creer que otro mundo es posible.

Muy especialmente a mi familia española: Antoñita, Paco, Pedro, la Abuela Mercedes[†], Rocío, Ana, Belén, Álvaro y el pequeño Miguel por esos veranos de relax y recarga de pilas para continuar con la tesis.

DEDICATORIA

*A la memoria de mi padre,
un incansable luchador.
Por tí y para tí.*

*A mí madre, mí hermano Yuri,
Cuky y mis sobrinos Valeria y
Yuri por creer en mí.
Por todo su apoyo y cariño.*

*A las comunidades indígenas
zapatistas por llenarnos de
esperanza y anhelos.*

*A Eva, por la alegría de conocerla,
y disfrutar juntas, de un mundo
lleno de ilusiones.*

Conforme caminan, las mujeres de colores van abriendo una senda, encontrando a cada paso dónde poner el otro. Viejo, encallecido y femenino, el pie derecho sigue al izquierdo. Atrás y adelante sólo hay nubes espesas. Danza de espectros que ahora trazan una ruta. Tras de ellas, la nada. Por delante, la esperanza.

“Mujeres de Maíz” Guiomar Rovira

ÍNDICE

Índice	i
Lista de figuras	ii
Lista de tablas	iii
Resumen	v
Abstract	vii
Capítulo I. Introducción general	1
Capítulo 2. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos	9
Capítulo 3. Valuation of ecosystem services provided by coastal wetlands in northwest Mexico	29
Capítulo 4. Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands	55
Capítulo 5. Land use/land cover and ecosystem service values provided by coastal wetlands: status and trends	75
Capítulo 6. Discusión general	92
Capítulo 7. Conclusiones	103
Literatura citada	106
Apéndices	124

Lista de figuras

Fig. 1.1. Área de estudio.	5
Fig. 2.1. Clasificación de los servicios ecosistémicos (MA, 2005).	21
Fig. 2.2. Relación entre los servicios intermedios, finales y los beneficios (Turner et al., 2008).	26
Fig. 3.1. Study area. Southern coast of Sinaloa, northwest Mexico.	35
Fig. 3.2. Flow chart of the coastal wetland ecosystem services assessment.	36
Fig. 3.3. Southern Sinaloa wetlands classification.	43
Fig. 3.4. Wetland value in 2003 USD per ha per year plotted against, a) real GDP per capita (2003 USD dollars), b) wetland size (ha) and, c) total population (inhabitant number) in a 50 km from the wetland center.	46
Fig. 3.5. Total ecosystem service value flow summarized by 100 ha grid for the case study municipalities.	52
Fig. 4.1. Study area. Southern coast of Sinaloa, northwest Mexico.	59
Fig. 4.2. Land use/land cover changes between 2000 and 2010.	65
Fig. 4.3. Total ecosystem service value flow (2007 USD value) for 2000 and 2010, and the total losses and gains (bottom) summarized by 100-ha grid for the case study municipalities.	71
Fig. 5.1. Study area. Southern coast of Sinaloa, northwest Mexico.	79
Fig. 5.2. Land use and land cover in the southern coast of Sinaloa.	84
Fig. 5.3. Total gain and losses and net changes by each cover.	85

Lista de tablas

Tabla 2.1. Clasificación de servicios ecosistémicos y sus conexiones con los valores humanos, procesos del ecosistema y los bienes naturales.	25
Table 3.1. Explanatory variables used in the basic meta-regression model.	40
Table 3.2. Types of wetlands in the study area determined by the supervised classification of Landsat TM (2010) and ancillary data.	44
Table 3.3. Ecosystem services and the number of observations by wetland type.	45
Table 3.4. Results obtained with the basic meta-regression model regarding wetland values.	47
Table 3.5. Ecosystem service values by wetland and service types (2003 USD per ha per year).	50
Table 3.6. Total ESV flow by wetland type.	51
Table 4.1. Total estimated area (ha) of each LULC in 2000 and 2010.	66
Table 4.2. Transition matrix of LULC (ha) from 2000 to 2010.	67
Table 4.3. Results obtained with the basic meta-regression model of land cover values.	69
Table 4.4. Total ecosystem service values (ESV in 2007 USD $\times 10^6$ per year) estimated for each land cover category, and the overall change between 2000 and 2010.	70
Table 4.5. Total ecosystem service values (2007 USD $\times 10^6$ per year) estimated for each land cover and buffers at a distance of 1, 5 and 15 km from the "Integrally Planned Center".	72
Table 5.1. Definitions of LULC types in southern Sinaloa.	81
Table 5.2. LULC change detection matrix (ha) for 2000-2010.	86
Table 5.3. Estimates of LULC transitional probabilities (2000-2010).	87
Table 5.4. Total estimated area (ha) of each LULC in 2000, 2010 and the predicted year 2020.	88

Table 5.5. Temporal patterns of ecosystem service values (ESV in 2007 US\$ $\times 10^6$ per year) estimated for each land cover category, and the overall change between the study years

89

Resumen

Los humedales costeros están considerados entre los ecosistemas más productivos del planeta, siendo base de una variedad de funciones naturales y proporcionando bienes y servicios importantes para la sociedad, conocidos como servicios ecosistémicos. Estos pueden tener un valor potencial significativo, aunque ha sido ignorado con frecuencia, favoreciendo la explotación intensiva, el uso inadecuado y cambios, que en conjunto resultan en la degradación de estos ecosistemas, generando un alto costo social y ambiental. En este contexto, el objetivo principal de este estudio fue obtener un estimado del valor económico de los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales distribuidos en la zona costera del sur de Sinaloa, haciendo uso de la percepción remota y los SIG para determinar su distribución y apoyar el esquema de transferencia de valores, para generar estimaciones de referencia del valor de los servicios ecosistémicos. El proceso de clasificación se realizó en una superficie aproximada de 250,000 ha, derivando en cuatro clases de humedales naturales, uno de ellos incluyendo dos biotopos (fondo no consolidado y humedal arbustivo forestal), una clase de humedales artificiales, una clase urbana, una agrícola y una última clase con las coberturas restantes (cobertura terrestre). La clase lagunas costeras fue el humedal con más superficie (22,600 ha), ocupando el 9 % del área. La clase con menor representación en términos de cobertura fueron los ríos con 994 ha. Los resultados revelan que la zona de marismas, catalogada como marisma/ecotopo fondo no consolidado, de acuerdo con el sistema de clasificación utilizado, fue el humedal más importante, pues aunado a su extensión (21,950 ha), se le atribuye un valor económico alto por sus servicios ecosistémicos, contribuyendo significativamente (90%) al valor total, estimado en aproximadamente mil millones de dólares por año. En general, las tendencias de cambio se debieron a las interacciones entre los humedales naturales y no a los cambios en el uso de suelo. La tendencia general negativa de la clase marisma/humedal arbustivo forestal fue el cambio más importante durante el periodo de estudio, disminuyendo un 14 % en superficie,

representando con esto una pérdida de alrededor de dos millones de dólares a lo largo de 10 años. Para analizar la dirección y extensión de los cambios en las coberturas y usos de suelo a lo largo del tiempo se obtuvieron indicadores por medio de la aplicación de cadenas de Markov, destacando la clase marisma (fondo no consolidado y humedal arbustivo forestal) como la cobertura con la mayor probabilidad de cambio a futuro en términos de superficie. En este sentido la parte sur del área de estudio es la más susceptible al cambio, ya que es frecuente la presencia de esta cobertura. El patrón temporal del valor de los servicios ecosistémicos, estimado para las cuatro categorías de humedales naturales indica que el flujo total del valor económico se incrementa con el tiempo (15 millones de dólares en promedio), representando este incremento un 8% del cambio total. En general, los valores generados en este trabajo ilustran qué equivalencia monetaria pueden tener los humedales en relación a los servicios que prestan; y representan además las estimaciones iniciales del costo que supondría para la sociedad en el caso de que estos ecosistemas se perdieran o se vieran modificados.

Palabras clave: humedales, servicios ecosistémicos, valoración, análisis de Markov, flujo total.

Abstract

Coastal wetlands are among the most productive ecosystems in the world, supporting diverse natural functions and providing important services to human societies, known as ecosystem services, which can have a potential economic value. However, this value has been often ignored, thus promoting an intensive exploitation, an inadequate use and allowing changes, which together result in degradation of these ecosystems, producing substantial social and environmental costs. In this context, the main objective of this study was to estimate the economic value of the ecosystem services provided by the wetlands distributed in the coastal zone of southern Sinaloa, using remote sensing and GIS for evaluate wetland distribution and supporting the value transfer approach, to generate baseline estimates of the value of ecosystem services. The classification process was performed on a polygon area covering approximately 250,000 ha, the process output four natural wetland classes, one of them including two biotopes (unconsolidated bottom and forested mangrove), one class of human-made wetland, urban class, one agricultural and the other for land cover, which integrates all the non-wetland inland covers. The coastal lagoon class was the largest wetland (22,600 ha), occupying 9% of the area. By extent, the less representative class was rivers with 994 ha. Present findings suggest that salt marsh/unconsolidated bottom was important not only in terms of coverage (21,950 ha) but also by the high economic value that its ecosystem services, contributing significantly to the total value (90%), estimated at one billion dollars per year. Basically, trends of change are mostly due to interactions between natural wetlands instead of changes in land use. The negative trend of saltmarsh/mangrove forested could be the most important change during the study period, decreasing 14 % in surface, with a loss of about two million dollars over 10 years. For analyzing the direction and extension of land use and land cover changes over time, we obtained indicators through the application of Markov chains, highlighting the saltmarsh class (both unconsolidated bottom and forested mangrove) as the cover most likely to change in terms of surface. In this sense, the southern part of the study area is the most susceptible to

change, where saltmarshes are prevalent. The temporal pattern of the estimated ecosystem services value for the four categories of wetlands, indicates that the total flow increases over time (15 million dollars on average), representing 8% of the total change. In general, the output values obtained here are demonstrative of the monetary value associated with wetlands, because of the ecosystem services they provide. Even more, those values also represent a first guesstimate to the cost that societies must pay to have equivalent services when these ecosystems are reduced or modified.

Keywords: wetlands, ecosystem services, economic valuation, Markov analysis, total flow.

CAPÍTULO I

Introducción general

Introducción

La zona costera ocupa alrededor del 20% de la superficie terrestre, albergando más del 45% de la población global y el 75% de las aglomeraciones urbanas más grandes (Luisetti et al., 2010). Las funciones ecológicas en estas zonas se mantienen a través de una diversidad de ecosistemas, entre los que destacan, los humedales costeros. Estos ecosistemas están considerados entre los más productivos del planeta y su funcionamiento depende de su estructura (e.g. tipo de vegetación y suelo) y de los procesos biológicos (e.g. fotosíntesis) que ocurren en ellos, de los cuales se deriva una gran variedad de servicios ecosistémicos, beneficios considerados importantes para la sociedad. Aunque la definición y clasificación de estos servicios es amplia, destacan servicios como la protección de la línea de costa, el mejoramiento de la calidad de agua, criaderos naturales de peces y reservorios de diversidad biológica y cultural, entre otros (Levin et al., 2001).

A pesar de que actualmente hay un reconocimiento de la importancia ecológica y la necesidad de conservar los humedales, a nivel mundial, estos ecosistemas están bajo una fuerte presión antropogénica, resultado de las actividades humanas que conllevan cambios en el uso del suelo, como la conversión de humedales a tierras de cultivo, estanques de evaporación de sal, acuicultura, urbanizaciones y hoteles, entre otras. Una de las principales razones de estos impactos, es que la característica de bien público de la mayoría de los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales, a menudo resulta en que estos ecosistemas sean subvalorados en la toma de decisiones tanto públicas como privadas en relación a su uso y conservación. Lo anterior ha dado como resultado la destrucción o modificación sustancial de los humedales, ocasionando un alto costo social y ambiental (Brander et al., 2012).

En parte, como respuesta a esta situación, actualmente existe abundante literatura relacionada con la valoración de los humedales que parte del primer estudio de valoración realizado por Hammack y Brown (1974). A partir de entonces el número de estudios para estimar el valor económico de los

humedales se ha incrementado de manera significativa (Turner et al., 2000; Costanza et al., 2008; Barbier et al., 2011; Ghermandi et al., 2011). Los resultados de estos estudios actualmente se incluyen en diversos meta-análisis, un método que ha sido utilizado para sintetizar resultados de estudios similares de valoración y para identificar las fuentes de variación en el valor económico de los servicios ecosistémicos con el objetivo de validar el método de transferencia de valores (Brouwer et al., 1999; Woodward y Wui, 2001; Brander et al., 2006; Ghermandi et al., 2010).

La transferencia de valores es el procedimiento para estimar el valor de un ecosistema en un sitio de interés (“policy site”) mediante la transferencia de una estimación de valor ya existente en un ecosistema similar en otra(s) localidad(es) o contexto (“study site”) (Florax et al., 2002). Aunque este método se utiliza cada vez más para la toma de decisiones, los debates académicos con respecto a la validez del método continúan (Troy y Wilson, 2006; Johnston y Rosenberger, 2010). Se asume que los estudios primarios de valoración, es decir aquellos que se realizan de forma local y directa, siempre serán la mejor opción para la recopilación de información sobre el valor de los servicios ecosistémicos. Sin embargo, cuando no es factible llevar a cabo un estudio primario, la transferencia de valores será la segunda mejor estrategia y el punto de partida para evaluación de la gestión y para el diseño de políticas ambientales.

De manera complementaria al análisis económico, en los últimos años se ha introducido el análisis espacial como herramienta para representar el valor económico de los servicios ecosistémicos. Gracias a la utilización de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y a una mayor disponibilidad de series de datos de alta calidad de cobertura de tierra; bosques, humedales y playas, pueden ser ahora fácilmente relacionados con los servicios que prestan como ecosistemas (Bateman et al., 1999; Kreuter et al., 2001; Wilson et al., 2004). Información basada en mapas ha sido utilizada para analizar la distribución espacial de múltiples servicios ecosistémicos a escalas locales (Naidoo y Ricketts, 2006; Nelson et al., 2008; Lautenbach et al., 2011; Lavorel y

Grigulis, 2012), regionales (Chan et al., 2006; Metzger et al., 2006) y globales (Naidoo et al., 2008; Luck et al., 2009). De hecho la naturaleza variable en el espacio de la generación de servicios ecosistémicos y los flujos de valor hacen que la representación en mapas para efectos de planificación esté siendo más importante y se considere una de las principales herramientas para la toma de decisiones en cuanto a la planeación ambiental. Desde el punto de vista metodológico existen varios enfoques para representar espacialmente los servicios ecosistémicos (Burkhard et al., 2009; Eigenbrod et al., 2010). Uno de estos enfoques, y que fue el propuesto en esta investigación por ser económico en términos de tiempo y recursos, es el esquema de transferencia de valor espacial. En este esquema se combinan el método de transferencia de valores y los SIG para generar mapas de valores que permiten visualizar un patrón espacial y la distribución de elementos en el paisaje de importancia ecológica (Kreuter et al., 2001; Troy y Wilson, 2006; Bateman, 2009).

En México y concretamente en Sinaloa existen pocos estudios que valoren económicamente los servicios ecosistémicos de los humedales y que los analicen espacialmente (Gutiérrez et al., 1996; Barbier et al., 1998; Lara-Dominguez et al., 1998). La importancia de realizar este tipo de estudios radica en que la utilización de los SIG ofrece un método de investigación en donde es posible representar simultáneamente información social y biofísica relevante para la sustentabilidad en un marco de trabajo espacial, además de introducir conceptos de valoración económica dentro de la formulación e instrumentación de políticas para la planeación. En este contexto, la presente investigación tomó ventaja del uso de la percepción remota y los SIG para analizar la distribución de los humedales y conjuntamente con la aplicación del método de transferencia de valores, fue posible estimar los valores de referencias de los servicios ecosistémicos que de ellos se derivan.

La zona de estudio propuesta se localiza en la parte sur de Sinaloa, contando con aproximadamente 120 km de línea de costa, limitando al norte con Mazatlán y al sur con Teacapán (Fig. 1.1). Se ha elegido esta zona debido a que ecológicamente integra a diversos tipos de humedales y otros

ecosistemas que conservan un alto grado de naturalidad y que se encuentran en riesgo por las transformaciones que se tienen programadas para el corto plazo, como la propuesta de creación de un Centro Integralmente Planeado (CIP – Playa Espíritu) en Escuinapa, así como el crecimiento de otras actividades turísticas y de producción acuícola controlada. Partiendo de estas consideraciones, contar con información espacial con respecto al valor económico de los servicios ecosistémicos en humedales costeros, la cual pueda compararse directamente con el valor monetario de inversiones públicas o privadas, puede ser útil para priorizar áreas de conservación y manejo con respecto a los humedales costeros en esta región.

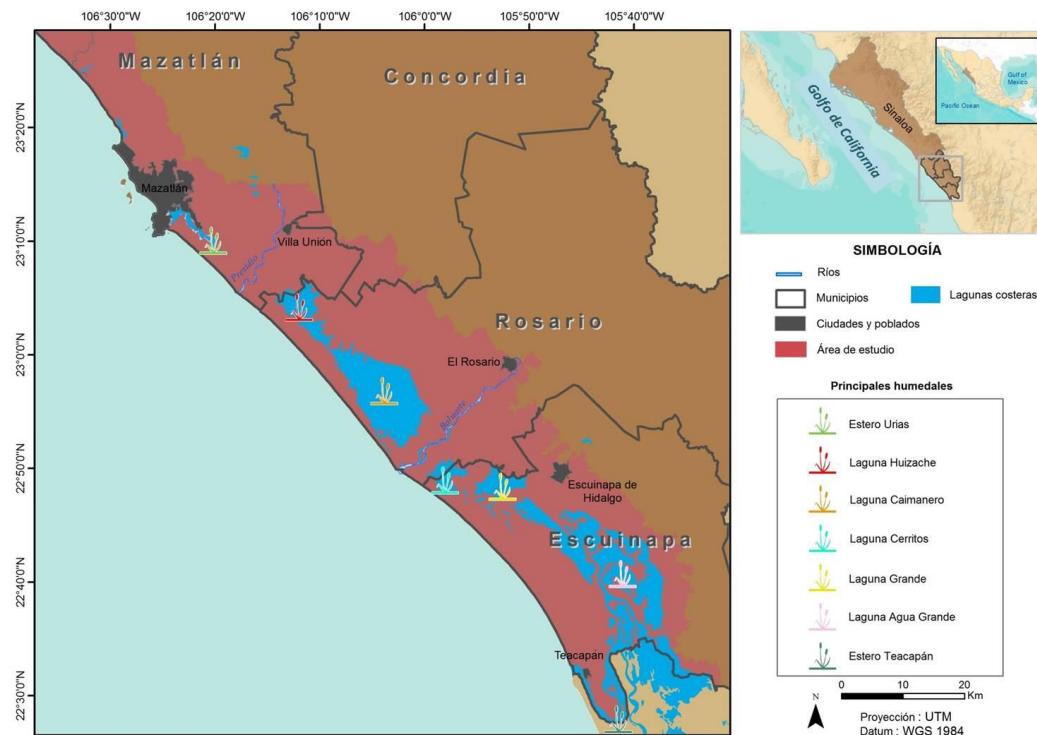


Fig. 1.1. Área de estudio

Objetivos

Objetivo general

Valorar económicoamente los servicios ecosistémicos de los humedales costeros distribuidos en la zona costera del sur de Sinaloa.

Objetivos particulares

- 1) Establecer la tipología de cobertura de tierra (estructura del paisaje) y asociar los servicios ecosistémicos.
- 2) Definir los coeficientes por unidad de área (valor económico por unidad de área) para cada uno de los tipos de cobertura por medio de un metaanálisis de la literatura relacionada con estudios de valoración económica.
- 3) Obtener el valor económico total estimado para los servicios ecosistémicos y evaluarlos espacialmente.
- 4) Evaluar las tendencias de cambio y diseñar escenarios futuros.

Esquema general

La presente tesis se integra de seis capítulos, la mayoría correspondientes a documentos que fueron preparados para su publicación en revistas indizadas, y que cubren los objetivos particulares de la presente investigación. Precedente a este esquema se incluyó un apartado de Introducción (Capítulo 1), seguida de las publicaciones y finalizando con las secciones de Discusión general y Conclusiones (Capítulos 5 y 6). Los documentos preparados para su publicación se anexan en el idioma en el que fueron sometidos o están por someterse. Los capítulos 2 y 3 corresponden a artículos ya publicados, en tanto que el capítulo 4 es un documento que se encuentra en proceso de revisión por parte de la Editorial a la que fue sometido. Finalmente el capítulo 5 incluye un manuscrito que actualmente está en revisión por parte de los coautores, para ser sometido en breve al proceso de publicación. Una descripción general de los documentos que integran esta tesis es la siguiente:

- **CAPÍTULO 2:** Se proporcionan los elementos descriptivos y conceptuales de los servicios ecosistémicos y sus diferentes clasificaciones.
- **CAPÍTULO 3:** Descripción de los tipos de humedales y los valores económicos de los servicios ecosistémicos derivados de cada uno de ellos, destacando la utilidad de las técnicas de percepción remota y el método de transferencia de valores para la evaluación espacial de los flujos de valor en los humedales costeros del sur de Sinaloa.
- **CAPÍTULO 4:** Contiene el análisis espacio-temporal de la distribución de los humedales en la región y los valores de los servicios ecosistémicos, haciendo énfasis en las variaciones en el valor de los servicios ecosistémicos resultado de los cambios de uso de suelo en la costa del sur de Sinaloa.
- **CAPÍTULO 5:** Evaluación de la tendencia general de cambio en las coberturas y el uso de suelo, analizando los patrones temporales en el

valor de los servicios ecosistémicos, resaltando la tendencia general positiva en el flujo total.

CAPÍTULO 2

Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos

Capítulo publicado en:

Camacho-Valdéz V. y Ruiz-Luna, A. 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Biociencias*, 1 (4), 3-15.

Resumen

El presente trabajo revisa las propuestas más aceptadas sobre el concepto de servicios ecosistémicos y su clasificación, tema cuyo interés es creciente. Particularmente para el proceso de evaluación económica se ha visto un incremento en el número de publicaciones asociadas, pero aún no existe una definición y sistema de clasificación universalmente aceptados, que sean la base para la evaluación integral de estos servicios. El análisis de los diferentes enfoques permite que la clasificación de los bienes y servicios que los ecosistemas ofrecen a la población humana pueda efectuarse ponderando su diversidad, utilidad, procesos y estructura, de acuerdo al interés particular de los tomadores de decisión. Al mismo tiempo el conocimiento de los distintos enfoques, permitirá ir avanzando en el proceso de unificación de criterios y generación de un concepto y sistema de clasificación con aceptación generalizada.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, ecosistemas, bienestar humano.

Abstract

We review the main approaches to the concept and classification schemes for ecosystem services, a subject which is growing in interest, particularly for the economic evaluation process. For the same reason, there is an increase in the number of related publications; unfortunately there is not a unique definition and a universally accepted classification system, both necessary to integrally evaluate these services. Analyzing different approaches allows for the classification of goods and services that ecosystems provide to human populations to be pondered from different views, considering their diversity, utility, processes and structure, according to the particular interest of decision makers. Also, knowing the different approaches will facilitate to move forward in the process of criteria unification supporting the output of concepts and a classification system with general acceptance.

Key words: ecosystem services, ecosystem, human well-being.

Introducción

*¿Cómo podríais comprar o vender el cielo, el calor de la tierra?
Esta idea nos parece extraña. No somos dueños de la frescura del aire
ni del reflejo del agua. ¿Cómo podríais comprárnoslos?*

La frase anterior, que sin certeza histórica ha sido atribuida al nativo americano Seattle, jefe indio de la tribu Suquamish en América del Norte, sintetiza la esencia de lo que actualmente se denomina como bienes y servicios que ofrecen los ecosistemas y que son conocidos actualmente como Servicios Ecosistémicos (SE). Bajo esa designación se integran los beneficios, tangibles e intangibles, que se derivan de la naturaleza para provecho del ser humano y que de acuerdo a ciertos criterios, pueden ser valorados económicamente a fin de equipararlos de alguna manera con actividades económicas que implican cambios en los usos de suelo y de esta manera contar con argumentos adicionales para su conservación y manejo. Dado el valor intrínseco de la naturaleza, existe un evidente rechazo por parte de algunos académicos que consideran que no es posible ni deseable expresar todo en términos económicos, pues bajo ese enfoque la situación extrema sería dar valor económico a Dios o asumir que podría existir alguien que pudiera negociar el valor total de la tierra (Norgaard et al., 1998). Pese a esta resistencia se considera que el reconocimiento y evaluación de los SE permite una mejor interpretación de sus beneficios y determinar los cambios que inciden en el bienestar humano (Costanza et al., 1997).

Con esta visión, que se incorpora al concepto de Capital natural, sumándose al Capital económico y Capital humano como medidas de riqueza de un país, es importante conocer y resaltar los valores de la biodiversidad desde un punto de vista económico, al asumir que los recursos naturales producen riqueza y bienestar a lo largo del tiempo. Este reconocimiento obliga a generar estrategias para la toma de decisiones relacionadas con la planificación ambiental, a fin de garantizar que los beneficios y servicios derivados de los

ecosistemas puedan mantenerse en el tiempo, ya sea por sí mismos o por el manejo humano (Sarukhán et al., 2009).

Históricamente, la mayoría de las decisiones relacionadas con aspectos ambientales tuvieron componentes económicos y actualmente se basan en argumentos determinados por las fuerzas del mercado, pero el continuo deterioro ambiental ha puesto de manifiesto la necesidad de incorporar este factor en las estrategias de desarrollo, con nuevos marcos metodológicos y conceptuales (Gómez-Bagethun y de Groot, 2007; Kumar y Kumar, 2008; Jørgensen, 2010). Así, en el siglo XVIII la escuela de los Fisiócratas veía a la tierra como fuente de toda riqueza y anteponía al mercantilismo una preocupación por integrar el papel de la naturaleza dentro del marco analítico de la teoría económica imperante. En contraste, los economistas clásicos otorgan mayor énfasis al trabajo como uno de los factores limitantes de producción de bienestar humano, si bien Malthus y David Ricardo, destacados miembros de esta escuela, aceptan que la abundancia y calidad de los recursos naturales se constituyen en una restricción importante para el desarrollo. Otros economistas no consideran la importancia de la naturaleza como fuente de valor y es a partir de esta época, finales del XVIII y principios del XIX, que comienza a consolidarse la economía basada en la teoría del mercado, afianzando de este modo el sistema económico capitalista, caracterizado por la propiedad privada de los medios de producción y la regulación de los precios por el mercado, de acuerdo con la oferta y la demanda.

Con este último esquema, las naciones buscan un crecimiento continuo bajo el concepto de economía de mercado, que requiere del continuo suministro de recursos en un universo finito, lo que implica degradación, por lo que tradicionalmente los grupos ambientalistas han considerado a las políticas mercantilistas como un potencial antagonista del ambiente (Tietenberg, 1993). Sin embargo, dado el incremento del interés social por los aspectos ambientales, los desarrolladores se preocupan actualmente por realizar propuestas que incluyan criterios de sustentabilidad, en tanto que los grupos ambientalistas aprovechan estrategias propias de la economía de mercado,

para generar programas de recompensas económicas o pagos por servicios ambientales y alcanzar sus metas de sustentabilidad. Para ello se requiere entonces de la definición de los servicios que provee el ambiente y de la asignación de un valor monetario para estos servicios. En la historia moderna, el concepto de servicios proporcionados por los ecosistemas tiene sus orígenes en el movimiento ambientalista que empieza a gestarse en las décadas de 1960 y 1970, a raíz de la denuncia de los efectos negativos de la contaminación, la deforestación de bosques, tropicales particularmente, la reducción de la capa de ozono, el colapso de algunas de las más importantes pesquerías de especies pelágicas y el cambio en el clima (Carson, 1962; Saville y Bayley, 1980; Farman et al., 1985). El acceso a esta información impulsó investigaciones científicas y movimientos ciudadanos y políticos orientados a conocer el papel que juegan los ecosistemas en buen estado para el bienestar humano, siendo el trabajo de Westman (1977) el primer acercamiento formal al tema. En la actualidad se reconoce que ambos aspectos están conectados por los SE (Turner et al., 2008), que permiten documentar el efecto del ser humano en los ecosistemas y evaluar los beneficios derivados de los recursos naturales (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2002; Chee, 2004; Groffman et al., 2004; Eamus et al., 2005; Kremen, 2005; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Farber et al., 2006). De esta manera, la noción de los SE intenta proporcionar un marco de trabajo efectivo para decisiones que involucren el aprovechamiento de los recursos naturales, con un enfoque de sustentabilidad. Ello implica que la variedad de servicios provenientes de los ecosistemas requiere de una ordenación que permita clasificarlos, jerarquizarlos y compararlos, facilitando el potencial intercambio de sus beneficios (Wallace, 2007), con lo que al darle un valor de cambio competitivo con respecto a actividades económicas, facilita la toma de decisiones y la definición de estrategias de conservación y manejo. Sin tomar en consideración los métodos existentes para valorar los SE y solo con relación a los aspectos conceptuales y de clasificación de estos servicios, se reconoce que la literatura al respecto se ha incrementado de manera exponencial (Fisher et al., 2009). Sin embargo, se

considera que no existe una definición totalmente aceptada o una clasificación base a partir de las cuales se pueda valorar integralmente los SE (de Groot et al., 2002). De igual manera, pese a que hay una tendencia a aceptar la propuesta de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment, 2003), varios autores han admitido la necesidad de tomar los conceptos de esta clasificación como no estáticos, es decir, que necesariamente tienen que ir evolucionando (Carpenter et al., 2006; Sachs y Reid, 2006). Por ello la comunidad científica requiere trabajar en la validación del concepto de SE y su clasificación para acercarse a un modelo que pueda ser aplicado por los diversos actores involucrados en la conservación y manejo de los recursos (Fisher et al., 2009). Así, en este trabajo se hace una revisión de la literatura relevante que contiene algunas de las propuestas más aceptadas o novedosas, para conocer similitudes y diferencias entre ellas, de tal manera que a través de su análisis puedan normarse criterios para la aceptación de conceptos y en general, del marco teórico asociado a los SE.

Definiendo los servicios ecosistémicos

El objetivo central de toda definición es fijar con claridad y precisión el significado de una palabra o concepto, describiendo los atributos y propiedades que caracterizan al objeto, individuo, grupo o idea. En el caso de los servicios ecosistémicos, este elemento de precisión es esencial para determinar qué es un servicio y cuales funciones ambientales pueden ser consideradas como tales. Una vez definidos, es posible entonces considerar sus características propias, las afinidades y divergencias entre los distintos servicios. Esto permitiría comprender la conexión de estos servicios con el bienestar humano, que es la principal característica que los unifica, para su posterior clasificación y valoración.

En la literatura se cuenta con diversas aproximaciones al concepto de servicio ecosistémico, que fue inicialmente esbozado por Westman (1977) como “servicios de la naturaleza”, pasando desde entonces por diversos intentos de generalización (Daily, 1997). En el presente siglo, la iniciativa conocida como

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA), promovida por la ONU, se ha convertido en el principal referente sobre el tema. El objetivo principal de introducir el concepto de SE es básicamente el de incluir las preocupaciones ecológicas en términos económicos, el de enfatizar la dependencia de la sociedad en los ecosistemas naturales, además de impulsar el interés público en la conservación de la biodiversidad.

La definición de servicios ecosistémicos propuesta por MA (2003), así como otras relativamente recientes, algunas de las cuales son su antecedente inmediato, se presentan a continuación en orden cronológico:

- Las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que lo constituyen, sustentan y satisfacen a la vida humana (Daily, 1997).
- Los bienes (como alimentos) y servicios (como asimilación de residuos) de los ecosistemas, que representan los beneficios que la población humana obtiene, directa o indirectamente, de las funciones de los ecosistemas (Costanza et al., 1997).
- Funciones del ecosistema: capacidad de los procesos y componentes naturales para proporcionar bienes y servicios que satisfacen las necesidades humanas, directa o indirectamente (de Groot et al., 2002).
- Los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas (MA, 2003).
- Aquellas funciones o procesos ecológicos que directa o indirectamente contribuyen al bienestar humano o tienen un potencial para hacerlo en el futuro (U.S. EPA, 2004)
- Son componentes de la naturaleza, disfrutados, consumidos o directamente usados para producir bienestar humano (Boyd y Banzhaf, 2007).
- Son los aspectos de los ecosistemas utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano (Fisher et al., 2009).

Las anteriores incluyen a las definiciones más ampliamente usadas en la literatura especializada y aunque existe coincidencia en los aspectos generales,

hay diferencias importantes entre ellas. Así, aunque contemporáneos, Daily (1997) y Costanza et al., (1997) ofrecen planteamientos distintos. Mientras que el primero señala procesos y condiciones, es decir, una serie de fases consecutivas y propiedades del ambiente cuyas interacciones son el sostén de la vida humana, el segundo grupo de investigadores separa a los servicios en bienes, principalmente alimentos (objetos físicos, tangibles) y servicios (procesos intangibles) que benefician directamente al ser humano. Posteriormente, de Groot et al., (2002) incluyen al subconjunto de funciones del ecosistema, sus relaciones y su capacidad para producir bienestar, directa o indirectamente a la humanidad, resaltando así el carácter antropocéntrico del enunciado, mencionando que una vez que las funciones de un ecosistema son definidas, la naturaleza y la magnitud de su valor para las sociedades humanas pueden ser analizadas y evaluadas a través de los bienes y servicios proporcionados por cualquier ecosistema.

El grupo de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA), en el que participaron algunos de los autores antes citados, definen a los SE de manera sucinta, centrándose en los beneficios, con un enfoque antropocéntrico, que sin duda es la esencia del concepto. Sin embargo, a pesar de ser una definición útil para los tomadores de decisiones, no permite distinguir entre los procesos de los ecosistemas y el bienestar humano.

Las definiciones más recientes inciden en aspectos particulares, como es el caso de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los EUA, que incluye a los servicios potenciales, no contemplados por otras definiciones. Por su parte Boyd y Banzhaf (2007) enfatizan que el consumo o disfrute de los servicios debe ser directo, lo que de acuerdo con Freeman III (2010) resultaría ventajoso para evitar duplicidad en la estimación del valor de los servicios al considerar únicamente la fase final de los procesos para que la población pueda beneficiarse directamente. En contraste, Fisher et al., (2009) destacan que los servicios son fenómenos estrictamente ecológicos (estructura, procesos o funciones), cuyo uso pasivo o activo, puede ser directo o indirecto y se

convierten en servicios si los humanos se benefician de ellos, por lo que sin estos beneficiarios no hay servicios.

Es evidente que esta disciplina está en un proceso de consolidación, siendo objeto de una discusión que intenta cimentar el proceso de valoración de la naturaleza como un medio para generar conciencia sobre la importancia de los fenómenos ecológicos que benefician a la humanidad. Está claro entonces que se requiere de una mínima comprensión de la estructura y de los procesos ecológicos que permiten el buen funcionamiento de los ecosistemas y que finalmente proveen los servicios a las poblaciones humanas, siendo necesario un marco teórico que permita reconocer, ubicar, medir, modelar y mapear los servicios ecosistémicos, relacionando sus cambios con los posibles efectos sobre el bienestar humano (Fisher et al., 2009).

Por lo anterior, el proceso de evaluación de los SE debe sustentarse en una clara definición y considerando que no existe un concepto unificador, toda iniciativa en ese sentido debe identificar claramente cuáles son los componentes, aspectos o procesos que prioriza para entender en su contexto la clasificación de los servicios.

Clasificando a los servicios ecosistémicos

De manera análoga a lo establecido para la definición de Servicios Ecosistémicos, la intención de clasificarlos debe obedecer a propósitos muy concretos que, como ocurre con cualquier sistema de clasificación, resulten en la demarcación de fronteras claras, precisas, cuantitativas en lo posible y que se basen en criterios objetivos (Sokal, 1974). De igual manera se debe buscar que las divisiones o clases sean lo más naturales posible y que sean independientes de la escala o la fuente (Di Gregorio y Jansen, 2005), haciendo posible un proceso de comparación en diversos niveles, para fines de gestión. Respecto a la objetividad de la clasificación se deben excluir ambigüedades, debe ser incluyente y seguir preferentemente un sistema jerárquico, consistente y abierto (Berlanga et al., 2008).

Probablemente por el reciente origen del concepto de SE no existe en la actualidad una clasificación que reúna de manera amplia los requisitos señalados y que sea definitiva y universalmente aceptada, pese a que el sistema propuesto por MA (2003) es uno de los más difundidos y aceptados.

La dinámica compleja de los procesos de los ecosistemas y las características propias de los servicios ecosistémicos hacen complicado contar con un esquema de clasificación general y la posición de algunos autores es que no hay un sistema de clasificación de los servicios ecosistémicos que sea apropiado para aplicarlo en todos los casos, por lo que inclusive se plantea el desarrollo de diversos esquemas de clasificación (Costanza, 2008). Cualquier intento de diseñar un sistema de clasificación único debe abordarse con precaución y por ello el diseño de un sistema de clasificación de SE debe fundamentarse en las características del ecosistema o fenómeno a investigar y el contexto en la toma de decisiones en el que los SE van a ser considerados (Turner et al., 2008).

Dentro de los principales intentos de clasificación de los SE o bienes y servicios, el de Costanza et al., (1997) marca la pauta definiendo 17 servicios ecosistémicos (que incluyen bienes de los ecosistemas), asociados a las funciones de los ecosistemas que producen o genera el bien o servicio. Sin embargo esta primera aproximación es solo un listado y es hasta la propuesta de Groot et al., (2002) que se presenta una primera clasificación enfocada en diseñar una tipología sistemática y un marco de trabajo general para el análisis de funciones y servicios de los ecosistemas. En dicho trabajo se considera que es necesario destacar el subconjunto de funciones del ecosistema (más que los servicios propiamente) que están estrechamente relacionadas con la capacidad de los procesos y componentes naturales para proporcionar bienes y servicios que satisfacen las necesidades humanas, directa o indirectamente y que estos involucran diferentes escalas, particularmente la escala física en las funciones, además de la escala en la que los humanos valoran los bienes y servicios proporcionados. Por las razones anteriores es necesario tener claras estas interrelaciones y las cuestiones

relacionadas con la escala cuando se va a llevar a cabo una valoración de las funciones del ecosistema.

Dada la interconexión de ciertas funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos asociados en la propuesta de estos autores se destaca la necesidad de desarrollar modelos dinámicos que tomen en cuenta la interdependencia entre las funciones y los bienes y servicios. A partir de lo anterior, los autores ofrecen una clasificación de 23 funciones básicas de los ecosistemas agrupadas en cuatro categorías principales, de las cuales se derivan diferentes bienes y servicios.

- Funciones de regulación: Relacionado con la capacidad de los ecosistemas para regular procesos ecológicos esenciales y sostener sistemas vitales a través de ciclos biogeoquímicos y otros procesos biológicos. Estas funciones proporcionan muchos servicios que tienen beneficios directos e indirectos para las poblaciones humanas, como lo son el mantenimiento de aire limpio, depuración del agua, prevención de inundaciones y mantenimiento de tierra cultivable, entre otros.
- Funciones de hábitat: Los ecosistemas naturales proporcionan hábitat de refugio y reproducción para plantas y animales contribuyendo a la conservación biológica y diversidad genética. Estas funciones proporcionan servicios como mantenimiento de la diversidad biológica y genética, y de especies comercialmente aprovechables.
- Funciones de producción: Los procesos fotosintéticos y autótrofos en general, a partir de los cuales los organismos autoabastecen sus requerimientos orgánicos a partir de compuestos inorgánicos y que también son sustento de consumidores de distinto orden, para generar una mayor variedad de biomasa. Esta variedad de estructuras proporcionan una variedad de bienes y servicios para consumo humano, que van desde alimento y materia prima hasta recursos energéticos y medicinales.
- Funciones de información: Los ecosistemas proporcionan funciones de referencia y contribuyen al mantenimiento de la salud humana

proporcionando oportunidades de enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, recreación y experiencias estéticas (paisaje).

Siguiendo un proceso similar, otra aproximación para clasificar los SE es la derivada de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2003), que es probablemente la más difundida y aceptada y que define los SE como “los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas”. Este trabajo involucró a científicos de 95 países, que entre 2001 y 2005 se abocaron al análisis de las consecuencias originadas por cambios en los ecosistemas y estuvo estructurado explícitamente alrededor del concepto de servicio ecosistémico como un intento de integrar completamente la sustentabilidad ecológica, la conservación y el bienestar humano. Ofrece un sistema de clasificación con propósitos puramente operacionales basado en cuatro líneas funcionales dentro del marco conceptual de MA que incluyen servicios de soporte, regulación, aprovisionamiento y culturales (Figura 2.1), con la intención de facilitar la toma de decisiones.



Fig. 2.1. Clasificación de los servicios ecosistémicos (MA, 2005).

Las clases son las siguientes:

- Servicios de soporte: necesarios para la producción de todos los demás servicios ecosistémicos.
- Aprovisionamiento: productos obtenidos del ecosistema.
- Regulación: beneficios obtenidos de la regulación de los procesos del ecosistema.
- Culturales: beneficios no materiales que la gente obtiene de los ecosistemas.

Esta propuesta se deriva, entre otros aspectos, del interés que existe por la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas y sus efectos en el bienestar social, con el que ésta pérdida está íntimamente ligada, ya que es a través de la biodiversidad que se tiene acceso a los diversos servicios. Aunque el grupo de evaluación de ecosistemas del milenio (MA, 2003, 2005) considera que estos servicios no necesariamente tienen un precio, si asume que tienen un valor y que en muchas ocasiones los procesos de conversión de ambientes naturales generan un costo total que supera a los beneficios obtenidos por esa conversión y cuya condición puede ser irreversible.

Al considerarse en su momento que son escasos los estudios que ligan a los cambios en la biodiversidad con cambios en el funcionamiento de los ecosistemas y estos a su vez con el bienestar humano esta propuesta surge como resultado del análisis conjunto, con la intención de sentar las bases para la conservación de la biodiversidad en un contexto que asegure el aprovisionamiento de los servicios que ofrece el ecosistema.

La clasificación que propone este grupo es relativamente sencilla y accesible, sin que necesariamente sea útil para cualquier propósito y esto ha sido señalado en los contextos que se refieren a estimaciones ambientales, manejo del paisaje y valoración económica (Fisher et al., 2009). Para estos esquemas se han propuesto clasificaciones alternativas (Wallace, 2007; Turner et al., 2008).

Al respecto, una de las principales diferencias que habría que resaltar de estos dos intentos por clasificar a los SE, es que la clasificación que proponen

de Groot et al., (2002) tiene más sustento ecológico que la de MA (2003), ya que se parte de los procesos y componentes del ecosistema para finalmente definir lo que ellos llaman bienes y servicios. A diferencia, la clasificación de MA está diseñada desde un punto de vista más antropocéntrico, dándole importancia al bienestar que obtiene el humano de los ecosistemas. Algunos autores consideran que en esta clasificación no es sencillo distinguir individualmente a los servicios de regulación de los de soporte, lo cual puede traer consecuencias cuando se están tomando decisiones con respecto al medio ambiente.

Por su parte Wallace (2007) argumenta que los sistemas de clasificación anteriores son los más comúnmente utilizados, pero considera que son inadecuados debido a que mezclan los procesos (medios) para obtener los servicios ecosistémicos con los propios servicios ecosistémicos (fin o propósito) aún en la misma categoría de clasificación, lo cual presenta problemas inherentes para los tomadores de decisiones. Además, la ambigüedad en las definiciones de los términos clave como los procesos del ecosistema, las funciones y servicios agrava esta situación, por lo que nuevamente debe considerarse que la clasificación debe estar en contexto con la definición de SE.

Este autor desarrolló un sistema de clasificación alternativo que proporciona un marco de trabajo en el que las consecuencias de manipular los ecosistemas para el bienestar humano pueden ser evaluadas. Esto permite el análisis de opciones para mejorar el manejo de los recursos biológicos y otros recursos naturales, de manera que su contribución al bienestar humano puede ser tanto de conservación como de sustento. En esta clasificación los servicios son descritos en términos de la estructura y composición de un elemento en particular del sistema (expresado como un bien) y estos servicios a su vez son clasificados de acuerdo a los valores humanos que ellos sostienen, entendiendo por valores humanos a las condiciones (*end-state*) que en conjunto circunscriben el bienestar humano, incluida su supervivencia y reproducción. Con esa orientación, Wallace propone cuatro categorías de valores humanos y su asociación con los servicios ecosistémicos (Tabla 2.1).

Finalmente, una clasificación más reciente es la de Turner et al., (2008), quienes proponen un esquema de clasificación que divide a los servicios ecosistémicos en “servicios intermedios” y “servicios finales”. En este trabajo conceptualizan que los beneficios humanos obtenidos por los servicios ecosistémicos se derivan de los servicios intermedios y finales (Figura 2.2). Con esto, los procesos del ecosistema y la estructura se consideran servicios, pero pueden ser servicios intermedios o finales, dependiendo de la relación que tengan con el bienestar humano. Este esquema de clasificación reconoce la complejidad de los ecosistemas, lo que implica que a través de su comprensión, es posible la simplificación con la que se definirán más claramente algunos servicios finales y por consecuencia los beneficios que de ellos se derivan. En el mismo sentido estos autores señalan que debe establecerse una conexión entre los procesos del ecosistema y los servicios, para percibir los beneficios que serán importantes para usuarios a partir de lo cual deberán decidir cuáles de los beneficios son apropiados y significativos para utilizarlos en estudios de valoración económica. El proceso en su conjunto se propone como un medio para implementar el pago por servicios ecosistémicos de humedales y por lo tanto como una estrategia para su protección y restauración, valorando a estos ambientes con un enfoque multifuncional, al que denominan ESApp (*Ecosystem services approach*).

Del análisis de la información se desprende una serie de cuestiones que ya han sido manifestadas por otros autores, pero que conviene reiterar. En primer término, es notable la ausencia de acuerdos sobre el concepto y la clasificación de los SE, si bien hay concordancia en su carácter antropocéntrico, que implica que los beneficios de los SE son estrictamente para la población humana.

Tabla 2.1. Clasificación de servicios ecosistémicos y sus conexiones con los valores humanos, procesos del ecosistema y los bienes naturales.

Categoría de valor humano	Servicios ecosistémicos experimentados a un nivel humano (individual)	Ejemplos de los procesos y bienes que requieren ser manejados para derivar en servicios ecosistémicos
Recursos suficientes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alimento ▪ Oxígeno ▪ Agua (potable) ▪ Energía ▪ Dispersión de enfermedades ▪ Protección de depredadores ▪ Protección de enfermedades y parásitos ▪ Temperatura ▪ Humedad ▪ Luz ▪ Química 	<p><i>Procesos del ecosistema</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Regulación biológica ▪ Regulación del clima ▪ Regulación del gas ▪ Manejo de la tierra para recreación ▪ Regulación de nutrientes ▪ Polinización ▪ Formación y retención de suelos
Protección de depredadores/ enfermedades/parásitos		
Condiciones ambientales propicias (físicas y químicas)		
Cumplimiento socio-cultural	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Satisfacción espiritual y filosófica ▪ Recreacional ▪ Estético ▪ Valores de oportunidad, capacidad para evolución biológica y cultural ▪ Conocimiento /recursos educativos ▪ Recursos genéticos 	<p><i>Elementos biótico y abióticos</i></p> <p>Los procesos son manejados para proporcionar una composición y estructura particular de los elementos del ecosistema. Los elementos puedes ser descritos como bienes de los recursos naturales como por ejemplo:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Biodiversidad ▪ Tierra ▪ Agua ▪ Aire ▪ Energía

También existe un acuerdo en el sentido de que conforme la población crece, incrementando sus requerimientos y necesidades, también ha evolucionado, tomando conciencia del impacto de sus actividades y de la necesidad de tener indicadores del estado de salud de los ecosistemas. Esto hace viable la propuesta de los servicios que proporcionan los ecosistemas a la humanidad, cuyas tendencias y condición, información requerida para propósitos de conservación y manejo, pueden ser evaluados mediante la asignación de un valor económico, independientemente del valor intrínseco de la naturaleza.

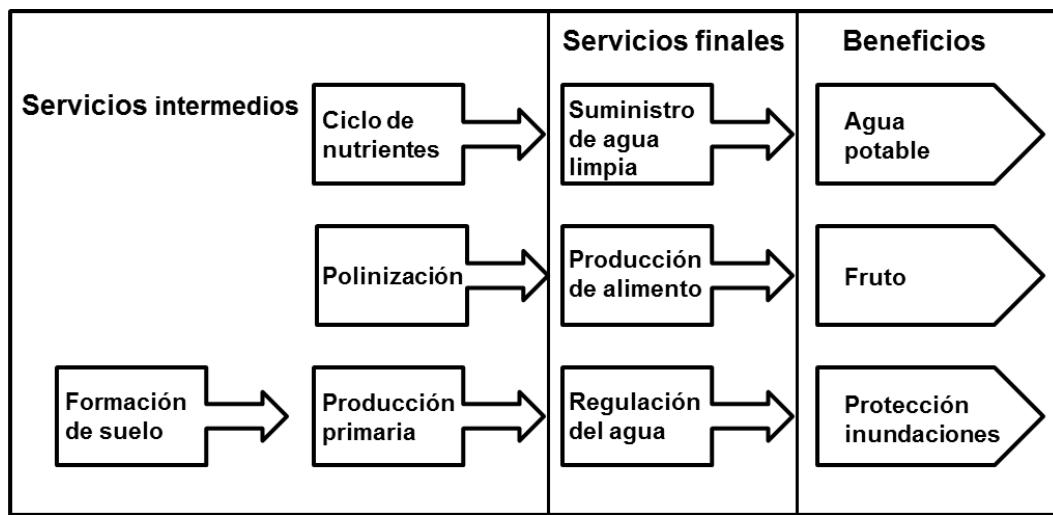


Fig. 2.2. Relación entre los servicios intermedios, finales y los beneficios (Turner et al., 2008).

Probablemente por su origen multinacional, con participación multidisciplinaria e interinstitucional, la propuesta del MA (2005) sea la que mayor difusión y aceptación ha tenido a nivel internacional, siendo reconocidos sin discusión, su concepto y clasificación en diversos trabajos que involucran a los SE. Como ya se mencionó anteriormente, esta clasificación incorpora los conceptos de funciones del ecosistema con los propios servicios ecosistémicos en el mismo esquema de clasificación. Debido a esto, no es apropiado su uso si el contexto de decisión utiliza una valoración económica de los servicios, ya que podría dar lugar a una doble contabilización del valor de cualquier servicio ecosistémico.

Como contraparte, de Groot et al., (2002) hacen énfasis en las condiciones biofísicas cambiantes en los ecosistemas y considera necesario destacar la importancia de las funciones del ecosistema para diseñar un sistema de clasificación, mientras que Wallace (2007) propone comparaciones de los servicios ecosistémicos separando los procesos y los servicios, concibiendo a los sistemas como una continuación directa de los procesos hacia los beneficios que se derivan para el bienestar humano. Sin embargo, esta simplificación en la clasificación funciona únicamente con límites claros, procesos estáticos, poca incertidumbre y que la población estuviera lo suficientemente informada de los procesos naturales y de cómo estos afectan en su bienestar. Esta clasificación puede ser utilizada para evaluar usos

alternativos de los recursos biológicos y otros recursos naturales de modo que la decisión maximice la probabilidad de que los valores humanos puedan mantenerse en el largo plazo.

Finalmente debe considerarse la propuesta de Turner et al., (2008) quienes sugieren que los beneficios relacionados a los servicios ecosistémicos están dados por los servicios intermedios y finales, y mantienen la conexión entre el bienestar humano y los ecosistemas, además de delinear un conjunto de beneficios a los cuales se les puede asignar un valor económico. Con este esquema los procesos y la estructura del ecosistema se consideran servicios ecosistémicos, pero se pueden considerar como intermedios o finales, dependiendo de su grado de conexión con el bienestar humano: el mismo servicio puede ser tanto intermedio como final en función del beneficio. Este esquema de clasificación puede ser más apropiado para propósitos de valoración, ya que evita el problema potencial de una doble contabilización debido a que únicamente se valoran los beneficios finales.

Considerando entonces las diversas propuestas, con sus diferencias y coincidencias y asumiendo que los procesos de los ecosistemas y las características innatas de los servicios ecosistémicos son altamente dinámicas y complejas, es difícil en principio asumir que cualquiera de ellas pueda aplicarse como único esquema de clasificación. Debe resaltarse entonces que es posible aplicar cualquier esquema de clasificación de los ya citados o de nuevas aproximaciones, pero su elección debe ser razonada, considerando la complejidad de los ecosistemas y el propósito que origina la necesidad de clasificar los servicios ecosistémicos sin pasar esto por alto en el intento de imponer un orden y coherencia.

Conclusiones

Cualquiera de las clasificaciones de los servicios ecosistémicos, algunas de las cuales tienen coincidencias importantes, puede ser aplicada para propósitos de evaluación aunque su aplicación dependerá de las características del ecosistema o de los propósitos de su aplicación. Asumiendo que en la mayoría

de los casos el propósito principal es el de mantener la salud de los ecosistemas y garantizar la provisión de sus servicios, el conocer el funcionamiento del sistema ecológico es crucial, pero también lo es considerar el contexto social y político dentro del cual los servicios ecosistémicos van a ser evaluados o utilizados. Por ello, el conocer la diversidad de conceptos y sistemas de clasificación, sus ventajas y debilidades, da la oportunidad de enriquecer la percepción general que sobre los servicios ecosistémicos se tiene, haciendo más viable su valoración en los términos en los que la sociedad requiere, aportando elementos para una futura unificación y estandarización de conceptos y sistema de clasificación de los servicios ecosistémicos.

CAPÍTULO 3

Valuation of ecosystem services provided by coastal wetlands in northwest Mexico

Capítulo publicado en:

Camacho-Valdez V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., 2013. Valuation of Ecosystem Services provided by coastal wetlands in northwest Mexico. *Ocean and Coastal Management*.78, 1-11.

Abstract

Coastal wetlands are some of the most productive ecosystems in the world, supporting diverse natural functions and providing important services to human societies. In this context, strategies have recently been developed to maintain these coastal wetlands in a sustainable way, however, wetlands are under pressure, particularly due to land use changes, because they have traditionally been treated as areas of low economic value or even as risky areas for human health. As a result, wetlands have suffered some loss and substantial habitat alteration, which are associated with high social costs. Thus, inventories are required to identify these environments and define and value their services to obtain appropriate information relevant to conservation strategies. This research introduces a spatial component for classifying wetland types and further evaluation of their ecosystem services (ES), assessing their current distribution and extent using standardized remote sensing techniques for wetland mapping. A value transfer approach was performed to generate baseline estimates of the ecosystem services provided by wetlands, validating it through a meta-analysis of a database of wetland estimates, with northwest Mexico wetlands as case study. We found that saltmarshes were the most important wetland in terms of covered area and also that socio-economic variables, such as income, are important in explaining wetland values. The results show that in 2003, a value of 1 billion USD per year was delivered to the local citizens by the surrounding wetlands provided as services and benefits. In a spatially explicit manner, this approach highlights the contribution made by wetlands to the well-being of communities. We argue that in the future design of management plans, the conservation of these environments should be a priority, regarding both, ecologically and economically views.

Keywords: wetlands, ecosystem services, meta-analysis, value transfer.

Introduction

Coastal wetlands are some of the most productive ecosystems, providing human societies with a range of ecosystem goods and services. They support a large biological diversity, which depends on their structure and internal ecological processes. Additionally, coastal wetlands are ecologically sensitive, displaying many environmental fluctuations over different time scales. Therefore, it is necessary to design and implement suitable strategies for sustainable management (Turner et al., 2000).

Despite the increasing worldwide recognition of the need to conserve these ecosystems, they are under heavy pressure, often because wetlands, such as saltmarshes, swamps, fens and many flood plains, are still viewed as having little or no value to humans and may even be seen as unhealthy environments and sources of diseases. The lack of awareness of the value of wetland conservation and the resulting low priority assigned to wetlands in relevant decision-making processes has resulted in the destruction or heavy alteration of many wetland areas, generating substantial social and environmental costs (Turner et al., 2008).

The identification and quantification of the extent and quality of wetlands and the services they offer is increasingly recognized as a valuable tool that facilitates better social decision making regarding wetland protection versus development situations (Brander et al., 2012; Maes et al., 2012). When counted as part of human welfare (Costanza et al., 1997), the ecosystem services value (ESV) can be regarded as the (often unseen) price for a specific ecosystem service, such as the provision of habitat, flood protection, water purification, carbon sequestration, amenities and recreational opportunities, among others. The literature on the valuation of coastal wetlands is steadily increasing in volume, improving and tuning the valuation techniques (Turner et al., 2000; de Groot et al., 2002; Brander et al., 2006; Barbier et al., 2011; Ghermandi et al., 2011). The value of some ecosystem services, such as food provision and fiber or wood extraction, can be directly estimated from their market value, but not all the ecosystem services are subject to market transactions. Therefore, non-

market valuation techniques are required to determine a monetary measure of their value (Woodward and Wui, 2001). In this context, the economic valuation of the market and nonmarket benefits of wetlands has been the subject of a large number of direct or primary valuation studies since the first valuation paper by Hammack and Brown (1974). The results from those studies are currently included in several meta-analyses of wetland values, a method that has been used to synthesize results from similar or analogous studies (Brouwer et al., 1999; Woodward and Wui, 2001; Brander et al., 2006; Ghermandi et al., 2010). Meta-analysis is a quantitative analysis of statistical summary indicators reported in a series of similar empirical studies and has been extensively used in environmental economics as a tool to integrate the findings from primary valuation studies by means of rigorous statistical analysis (Bal and Nijkamp, 2001).

Meta-analysis can be used to identify the sources of variation from empirical value estimates and also to apply their results in value transfer studies, making it useful, even in locations where few or none studies have been carried on, for policy and decision making at different scales (Rosenberger and Loomis, 2000; Johnston et al., 2003; Bergstrom and Taylor, 2006; Scheierling et al., 2006; Fisher et al., 2011). Regarding the multiple services offered by wetlands, conducting a primary valuation of the total economic value of wetlands is an expensive and time-consuming endeavor. When human and monetary resources are constraining or when valuation data are absent or limited, the value transfer technique is a useful tool. The value transfer method, as defined by Brouwer (2000), commonly refers to the replacement of monetary environmental values estimated at one location (study site) to another site (policy site) through the application of any economic valuation technique. The academic debate over the validity of the method continues (Troy and Wilson, 2006; Johnston and Rosenberger, 2010), and it is generally recognized that primary valuation research is always the preferred strategy for gathering information about the value of ecosystem goods and services. However, when this strategy is not practical, value transfer represents a meaningful alternative

and an acceptable starting point to develop environmental management and policy strategies.

The value transfer method has been widely used in the U.S. and Europe, mainly on air and water quality issues and also to assess recreational benefits (Navrud and Ready, 2007), but its use is spreading to other geographical areas. In Mexico few economic studies on the ecosystem services value of wetlands are available and most of them have focused on the assessment of mangrove ecosystem services value, using the market prices of shrimp production as the main indicator (Gutiérrez et al., 1996; Barbier and Strand, 1998; Lara et al., 1998). More recently, contingent valuation and value transfer methods have been used to estimate non-market values of wetland ecosystem services (Sanjurjo, 2004; Ojeda et al., 2008; Mendoza-González et al., 2012). However, for northwestern Mexico, selected here as case study, this kind of studies are absent, even when this area is characterized as the main shrimp producer at the country level, and possesses large mangrove ecosystems and other types of well-preserved coastal wetlands (Berlanga-Robles et al., 2011; Ponce-Palafox et al., 2011), all of them at risk due to increasing residential and tourism development projects (Berlanga and Ruiz-Luna, 2003). Therefore, estimating the value of the benefits obtained from coastal wetlands can be useful to help decision makers avoid inefficiencies in coastal management.

The primary objective of this study was to implement a method to generate baseline estimates for ecosystem services value provided by the coastal wetlands by using and modifying recent developments in combining value transfer with Geographic Information System tools (GIS) (Bateman et al., 2002; Wilson et al., 2004; Troy and Wilson, 2006). To validate the value transfer method, we explored the variation in empirical wetland values in southern Sinaloa (Mexico) as case study, by means of a meta-regression analysis.

This paper first describes the methodology used to define the typology and ecosystem services provided by wetlands and the meta-analytical framework for value transfer. Second, it describes the wetland typology and an overview of the empirical wetland valuation literature and presents the results of the meta-

regression model. Third, it describes the annual ESV flows and the spatial value analysis. Finally, the paper concludes with the use of GIS and a value transfer framework to generate and represent estimates of ecosystem service values.

Study area

The study area is located along the southern coast of Sinaloa, Mexico. It is delimited by Mazatlan to the north and Teacapan to the south, with approximately 120 km coastline. It includes the municipalities of Mazatlan, Concordia (without coastline), El Rosario, and Escuinapa, all of which have similar environmental conditions, and include diverse coastal wetlands, as mangroves, saltmarshes, and diverse estuarine and fluvial systems. The most important ecosystems in the study area are represented by the Estero de Urias estuary at Mazatlan, the Presidio river, the Huizache-Caimanero lagoon system that is between Mazatlan and El Rosario, the Baluarte river, the Marismas Nacionales (Sinaloa) and the Teacapan estuary in Escuinapa (Fig. 3.1).

There are more than 35 urban and rural zones in the region, but with the exception of Mazatlan, Villa Union, El Rosario, and Escuinapa (all connected by federal highways), all of these zones have fewer than 5000 inhabitants. Mazatlan is the most important city, with a population of more than 380,000 inhabitants and infrastructure to support tourism, fishing, harboring, industry and other economic activities. There are no federally protected areas in the region, except the islands and the mangrove systems that have been granted special protection status under Mexican environmental laws. There are extensive, mostly rainfed agricultural systems, but recent development of hydraulic infrastructure, including damming of the Presidio and Baluarte rivers, has increased intensive agriculture in the region. The climate is warm-subhumid, with rainfall in the summer (928-1457 mm) and an annual average temperature of 22-26° C (INEGI, 1995).

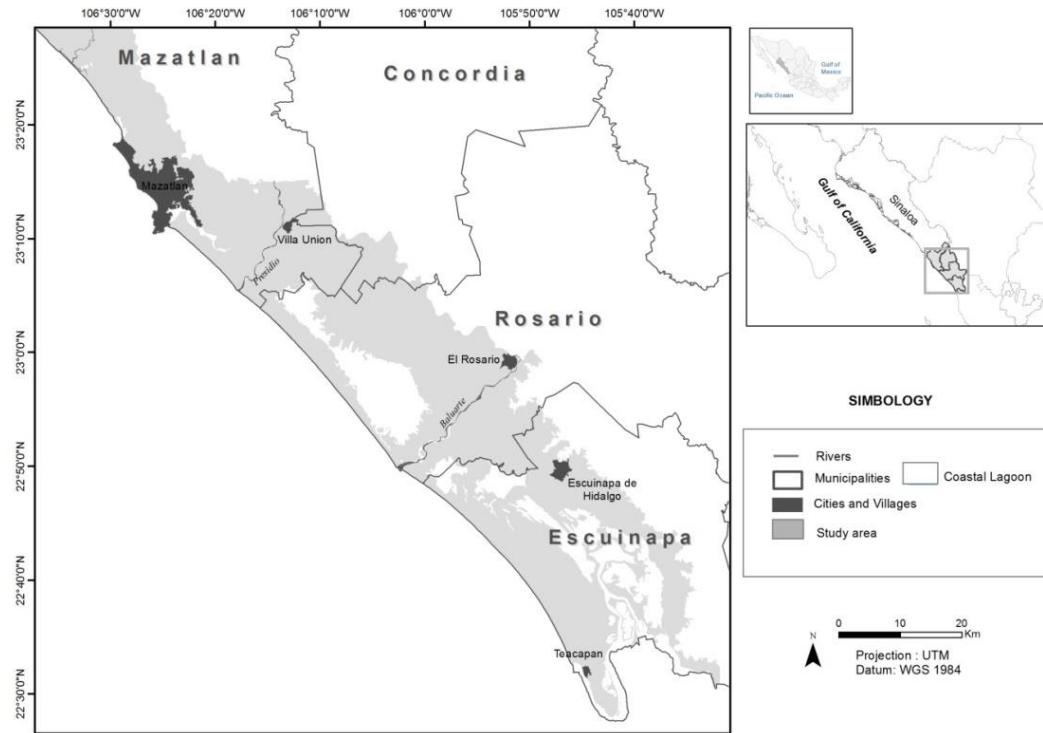


Fig. 3.1 Study area. Southern coast of Sinaloa, northwest Mexico.

Methodology

The methodological approach used here included three steps: (i) the definition of typology used for wetlands, (ii) the meta-analysis of wetland valuation literature, including the setup of a meta-regression model and the estimation of wetland ecosystem services based on a value transfer approach, and (iii) an analysis of the annual ESV flow based on wetland type and value mapping (Fig. 3.2).

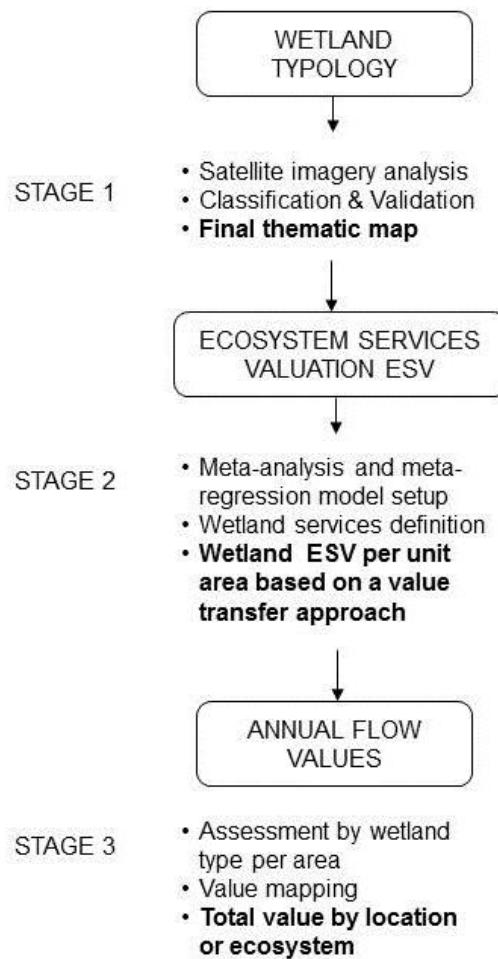


Fig. 3.2. Flow chart of the coastal wetland ecosystem services assessment.

Coastal wetland typology

The wetland classes were selected based on the hierarchical approach proposed by Berlanga et al. (2008) for Mexican wetland ecosystems, which includes 26 wetland classes (17 natural and 9 artificial), analogous with the Ramsar Convention and the Cowardin et al. (1979) classification systems. The data used to identify the distribution of wetland types were obtained from a Landsat TM image acquired in March, 2010. IDRISI Andes and ArcGis 9.3 were used for imagery classification and GIS development and to output the final coverage map. The Landsat scene was geographically projected to the UTM

zone 13 North (WGS84) and limited to the boundaries of the physiographic province of the Pacific Coastal Plain (PCP) using a masking process (INEGI, 1991). Prior to beginning the image classification process, some lineal infrastructure and features, such as channels, rivers, shrimp farms, and rural and urban areas, were digitized on-line in Google Earth. The resulting vectors were converted to raster format, eliminating them from the Landsat bands and adding them to the final thematic map. All bands in the TM were used for the classification, with the exception of channel TM-6 (thermal infrared), whose spatial resolution (120 m) and spectral range (10.4-12 mm) make it useless for the purposes of this work. The classification was performed using a supervised method with the maximum likelihood algorithm, selecting training sites previously digitized on-line from a color composite scene, and then, the statistical information was extracted from the selected pixels (Campbell, 1996).

The validation of the output map was performed using data obtained independently from Google Earth by expert observers and included 40 locations per class to ensure statistical significance (Ramsey et al., 2001). An error matrix was constructed using this information as reference data and compared by cross-tabulation with pixels from the classification. Coincidences between both data sets (main diagonal) were used to estimate the overall accuracy (%) and Kappa coefficient (K') as measures of the correspondence between the classification and the reference data. K' values range from -1.0 to 1.0; when K' is close to 1.0, it indicates that the applied classification process is superior to a random classification (Congalton and Green, 1999). Once the overall accuracy and K' values were greater than or equal to 80% or 0.8, respectively, the final map was accepted for analysis.

To detect specific problems with the individual classes, the results from the general matrix were used to estimate the producer's and user's accuracies for each category (Congalton and Green, 1999). The riverine class and aquaculture ponds were excluded from this analysis.

Ecosystem services and meta-analysis

The services provided by each wetland type were defined and assigned based on literature review (de Groot, 1992; Barbier and Strand, 1998; de Groot et al., 2002; Turner et al., 2008). Most wetland values have been classified on the basis of the underlying wetland functions (Barbier, 2007; de Groot et al., 2002), the characteristics of use and non-use values (Barbier et al., 1997), the provision of intermediate, final or future goods and services (Leschine et al., 1997; Turner et al., 2008), or private versus public or social values (Whitten and Bennett, 1998). Although there are different approaches to ecosystem services classification (Camacho-Valdez and Ruiz-Luna, 2012), we followed the widely accepted framework proposed by the Millennium Ecosystem Assessment (2005). This assessment classifies the ecosystem services into supporting, provisioning, regulating and cultural services. Even so, some necessary changes were made to adapt this system to categorize wetland services in our database by combining some services (flood control and storm buffering) and separating others (recreational hunting and fishing).

The ecosystem services derived from each wetland type were identified based on references from empirical studies, primarily from the data set provided by Ghermandi et al. (2010), which was used as the starting point to define the ecosystem services and to conduct the meta-analysis to validate the value-transfer method. The original data set consists of 418 value observations from 186 wetland sites described in 170 studies.

The data set was adapted to be used with the wetland classes previously defined by selecting the corresponding cases. A set of criteria was developed for selecting studies from the original database, which would then be added to the ESV database, in this case for the southern Sinaloa coast. First, we selected only wetland types that were present in our case study. Second, the scientific literature included in the analysis consisted of peer reviewed and/ or non-peer reviewed studies that included studies that applied conventional or non-conventional valuation methods and preference-based and non-preference-based valuations (travel costs, contingent valuation, replacement costs, factor

income, etc.). In addition, only primary valuation studies were included in the database; value transfer studies were not considered.

A meta-analysis of the wetland valuations was performed that accounted for the wetland type, ecosystem services provided, valuation methods, year of study, geographic location, and other contextual variables, such as the GDP per capita of the local population and the population density in the area surrounding the wetland. Simultaneously, the variability of the available data derived from different sources, valuation techniques and methods was analyzed with an exploratory analysis that used descriptive statistics and cross tabulation charts. To enable comparison between wetland values that were calculated in different years and expressed in different currencies and metrics, all the values were standardized to a common metric (ha) and currency. Following Ghermandi et al. (2010), ecosystem service values were standardized to 2003 USD per ha per year. Values referring to different years were deflated (GDP deflators) using appropriate conversion factors from the World Bank Development Indicators (<http://data.worldbank.org/data-catalog/world-development-indicators>).

Differences in purchase power among countries were accounted for by the Purchase Power Parity Index (PPPI) provided by Penn World Table 6.2 (http://pwt.econ.upenn.edu/php_site/pwt62/pwt62_form.php). Some values were expressed in US dollars in the primary study even when these studies took place in other countries. These values were first converted to local currency using exchange rates of the year of study, and then the deflator factors and PPPI were applied to standardize the values.

To allow interactions between the explanatory variables and to identify the statistically significant variables that explain the variation in the estimated wetland values, a basic meta-regression model was performed.

The estimated regression model, in matrix notation, is the following:

$$\ln(y) = \alpha + X_{Si}b_S + X_{Wi}b_W + X_{Ci}b_c + u_i$$

The dependent variable (y) is the natural logarithm of the wetland value expressed in 2003 USD per ha per year. The subscript *i* is an index for n

observations; a is a constant term; b_s , b_w , and b_c are vectors containing the coefficients of the explanatory variables; and u is an error term that is assumed to be normally distributed, with a mean value of zero. Table 3.1 provides an overview of the explanatory variables. These variables fall into three categories of characteristics: (i) the valuation study X_S ; (ii) the valued wetland X_W ; and (iii) the socio-economic and geographical context X_C . The variable type (nominal or ratio) is also reported.

Table 3.1. Explanatory variables used in the basic meta-regression model^a.

Group	Variable	Variable type	Levels /measurement unit	n
Study (X_S)	Valuation method	Nominal	Contingent valuation method Travel cost method Replacement cost Net factor income Production function Market prices Choice experiment	18 8 31 15 15 67 4
	Publication year	Nominal	Number of years since first valuation (1974)	152
	Publication type	Nominal	Peer reviewed journals, books, working paper and unpublished thesis	152
	Wetland type	Nominal	Coastal lagoon class Saltmarsh class/unconsolidated bottom Saltmarsh class/forested mangrove Riverine class	4 32 68 48
		Ratio	Natural log of hectares	152
		Nominal	Flood control and storm buffering Water supply Water quality Commercial fishing and hunting Recreational fishing Recreational hunting Harvesting of natural materials Fuel Wood Nonconsumptive recreation Amenity and aesthetic Natural habitat and biodiversity	23 11 12 53 14 8 35 21 18 6 17
		Ratio	Natural log of 2003 dollars PPP Natural log of inhabitants in 50 km radius	152 152
		Ratio		
Context (X_C)	GDP per capita ^b Population density ^c			

Adapted from Ghermandi et al., 2010

^aNote: The number of observations for the variables valuation method, wetland type, and service provided do not add up to 152. This is because individual observations may pertain to two or more levels.

^bAt the country level but for observations from USA (state) and EU countries (NUTS-2).

^cReferring to the year 2000.

Estimation of the value of ecosystem services per unit area

After performing the econometric estimation of the meta-regression model, the results were used to inform the value transfer and predict the ecosystem service values associated with each wetland type in the case-study area, as defined by the typology. The ESV analysis was based on a value transfer approach. Value transfer involves simply transferring the value(s) estimated in one or more primary studies to the policy site in question. As it is recommended in the literature, all the presented results represent the statistical mean of individual estimates for each ESV and were expressed in 2003 USD per ha per year (Eade and Moran, 1996; Costanza et al., 1997; Wilson et al., 2004).

Spatial analysis of ESV annual flow

Once the wetland thematic map was designed, it was assigned a value multiplier from the value transfer method, allowing ecosystem service values to be summed and cross-tabulated by service and wetland type. The value of the annual flow for a unit of a given wetland type was calculated by summing the individual, non-substitutable ecosystem service values (2003 USD per ha per year) associated with that cover type and multiplying by the area (ha). This calculation is given below

$$V(ES_i) = \sum_{k=1}^n A(LU_i) \times V(ES_{ki})$$

where:

A (LU_i) = area of the wetland type (i)

V (ES_{ki}) = annual value per unit area for the ecosystem service type (*k*) generated by the wetland type (i)

Flow estimates were then mapped across the southern Sinaloa coast showing the value of the annual flow of services provided by each wetland type. To inform coastal managers about the importance of wetland conservation, the total flow value was spatially summarized using 100 ha grids delimited by each municipality (Mazatlán, Rosario and Escuinapa) as relevant management units.

The analyzes and maps were generated with the GIS software ArcGis 9.3 using the previous designed wetland thematic map.

Results

Wetland typology

The classification process for the Landsat scene was performed on a polygon area covering approximately 250,000 ha. Following the proposal from Berlanga et al. (2008), the process output four natural wetland classes, one of them including two biotopes (unconsolidated bottom and forested mangrove), one class of human-made wetland and the other for land cover, which integrates all the non-wetland inland covers. The spatial structure of wetland classes was accepted after a validation process based on 200 reference points, reaching an overall accuracy of 95% and $K = 0.94$, proving statistically that the output classification is better than one produced by chance (Fig. 3.3). Both User's Accuracy (UA) and Producer's Accuracy (PA) were high, with UA ranging from 89 to 100% and PA varying from 85 to 100%.

Because of high UA and PA and because of the obtained Kappa estimate, the output map was assumed to be representative of the study area landscape. The land cover class (non-wetland inland covers) was the best represented, covering 75% of the total study area. Of the wetlands, the coastal lagoon class was the largest (22,600 ha), occupying 9.1% of the area, just larger than the saltmarsh (21,959 ha). A total of approximately 59,000 ha of wetlands were detected and saltmarsh/ forested mangrove, aquaculture ponds, littorals and rivers were also detected in the study area (Table 3.2).

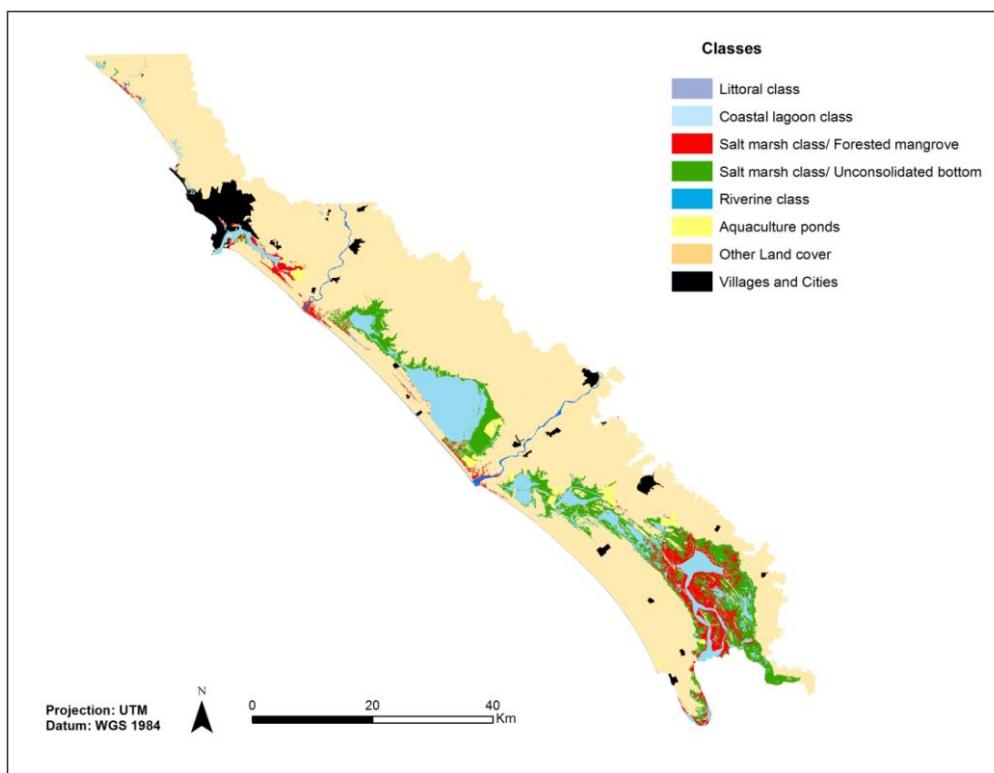


Fig. 3.3 Southern Sinaloa wetlands classification.

Meta-analysis and ecosystem service values

From the original database, 152 independent observations (n) from 58 studies related to economic valuation were obtained. Most of the reports on ecosystem services valuation for the specific wetlands included in this study are from Asia (71), North America (24) and Europe (22) localities, although all five continents are represented, including reports for Africa (17), South America (14) and Australasia (4).

With the standardized values derived from those reports, we proceeded to categorize the metadata from the reports according to wetland type, wetland service and valuation method. Most of the wetlands in the data set were saltmarsh/forested mangrove (68), riverine wetlands (48) and saltmarsh class/unconsolidated bottom (32), while slightly fewer observations were available for coastal lagoons (4).

Table 3.2. Types of wetlands in the study area determined by the supervised classification of Landsat TM (2010) and ancillary data.

ID	Class/subclass	Description	Area		Wetland area
			ha	%	%
1	Littoral	Intertidal marine wetland	1,172	<1.0	<2.0
2	Coastal lagoon	Subtidal estuarine wetland	22,590	9.1	38.0
3	Saltmarsh class/ unconsolidated bottom	Intertidal estuarine wetland: intermediate floodplains by tidal action including land without vegetation	21,959	8.9	37.0
4	Saltmarsh class/ forested mangrove	Forested-shrub estuarine wetland: plant association formed by one or a combination of the four species of mangrove	9,916	4.0	16.7
5	Riverine	Permanent riverine wetland	994	<1.0	<2.0
6	Aquaculture ponds	Human-made wetland: ponds for shrimp	2,724	1.1	4.5
7	Land cover	Land cover: tropical forests, secondary succession, etc.	187,068	75.9	

Once identified, ecosystem services were assigned to each classified wetland. At least one service value for each wetland was found, with the exception of the littoral class, as the original database does not include data related to this wetland type. Therefore, this class was excluded from the valuation analysis. Our list includes the following services: 1) flood and storm buffering, 2) water supply, 3) water quality improvement, 4) commercial fishing and hunting, 5) recreational fishing, 6) recreational hunting, 7) harvesting of natural materials, 8) fuel wood, 9) non-consumptive recreation, 10) amenity and aesthetic, and 11) natural habitat and biodiversity. It is important to note that the number of wetland types represented in our data set is different than the number of observation for each wetland service because a significant number of studies value two or more services of a wetland. For the coastal lagoon class, recreational and commercial fishing and hunting, water supply and non-consumptive recreational activity services were found in the records (6 observations). The saltmarsh class (both unconsolidated bottom and forested mangrove) and the riverine class were the wetland types that had the most ecosystem services valuations reported. The most frequently valued services are flood control and storm buffering, commercial fishing and hunting, harvesting of natural materials and recreational

activities services, among others (Table 3.3). Saltmarsh/forested mangrove was the class whose ecosystem services have been evaluated or studied the most frequently in the literature, with a total of 97 observations highlighting the services of commercial fishing and hunting and the harvesting of natural materials with 31 and 23 observations, respectively.

The method most commonly used in the reviewed literature was market prices (67), followed by the replacement cost (31), contingent valuation (18), net factor income and production methods (15 each). Travel cost (8) and choice methods (4) were less represented.

Table 3.3 Ecosystem services and the number of observations by wetland type.

Class/subclass	FC	WS	WQ	FH	RF	RH	NM	FW	NC	AM	BI	Total
Coastal lagoon	-	1	-	2	2	-	-	-	1	-	-	6
Saltmarsh/ unconsolidated bottom	4	1	5	12	7	2	4	-	7	3	3	48
Saltmarsh/ forested mangrove	6	1	-	31	3	2	23	18	6	1	6	97
Riverine	13	8	7	8	2	4	7	2	4	1	8	64
Total	23	11	12	53	14	8	34	20	18	5	17	218

FC. Flood control and storm buffering; WS. Water supply; WQ. Water quality improvement; FH. Commercial fishing and hunting; RF. Recreational fishing; RH. Recreational hunting; NM. Harvesting of natural materials; FW. Fuel wood. NC. Non-consumptive recreational activities. AM. Amenity; BI. Biodiversity.

Meta-regression model

Regarding the variety of geographical and socio-economic characteristics involved in wetland valuation, previous meta-analyses show a correlation between the valued services and the socioeconomic and geographic context of the study. The meta-regression model used here produced positive correlations with wetland values and GDP per capita and total population and a negative correlation with wetland size. However, the explanatory power of each of these variables considered separately is low ($R^2 < 0.2$, see Fig. 3.4).

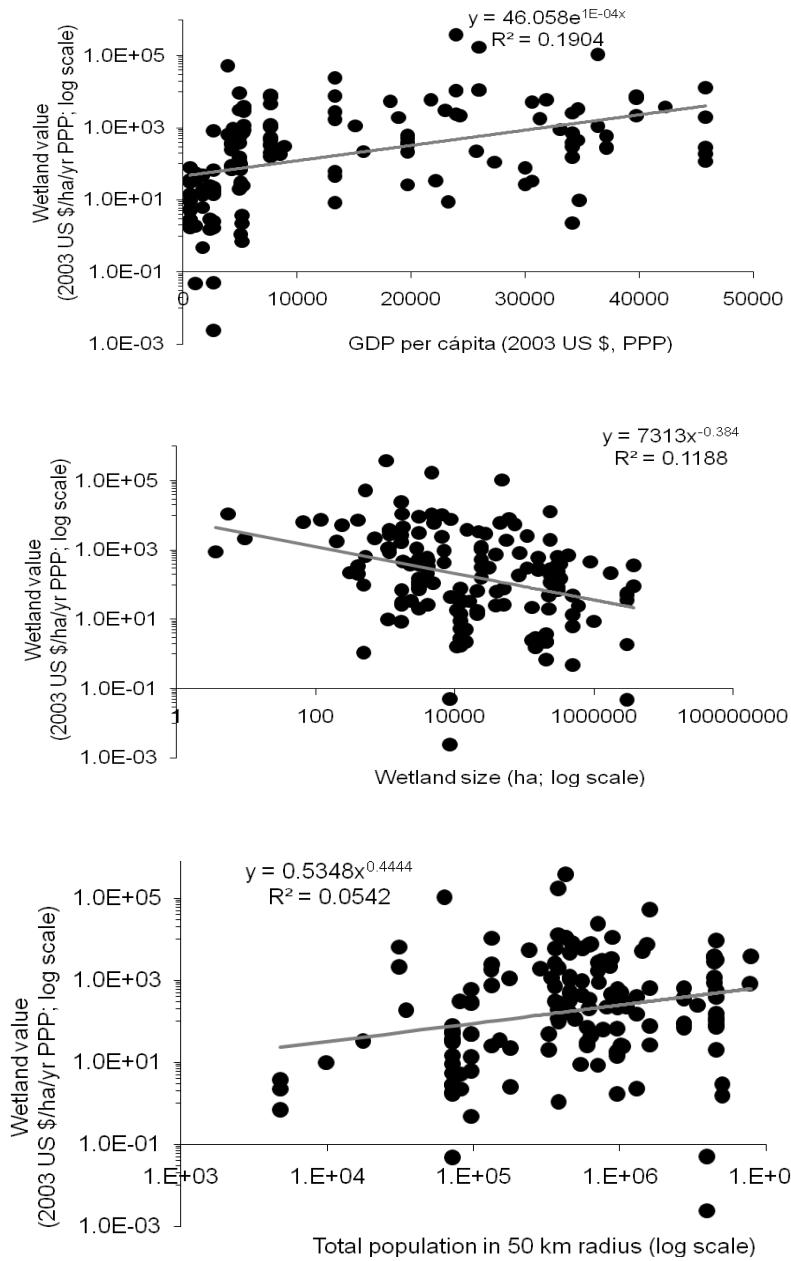


Fig. 3.4. Wetland value in 2003 USD per ha per year plotted against, a) real GDP per capita (2003 USD dollars), b) wetland size (ha) and, c) total population (inhabitant number) in a 50 km from the wetland center.

To assess the relative importance of all potential value drivers simultaneously, we performed an OLS meta-regression model using robust standard errors to account for moderate deviations from homoscedasticity and the normality of residuals (Table 3.4). The value of R^2 (0.51) is reasonably high and indicates that about half of the variation in wetland values is explained by variation in the

considered explanatory variables. In the estimated semi-logarithmic model, the coefficients measure the constant proportional or relative change in the dependent variable for a given absolute change in the value of the explanatory variables. For explanatory variables expressed as logarithms, the coefficients should be interpreted as elasticity, such that the percent change in the dependent variable given a (small) percentage change in the explanatory variable.

Table 3.4. Results obtained with the basic meta-regression model regarding wetland values.

Variable	Coefficient	Standard error
Contingent valuation method	1.914*	1.151
Travel cost method	-1.509	1.156
Replacement cost	1.916	1.313
Net factor income	0.863	0.752
Production function	-1.608*	0.940
Market prices	0.744	0.960
Choice experiment	0.495	1.806
Number of years since first valuation (1974)	0.004	0.038
Publication type	0.951*	0.571
Coastal lagoon class	dropped	dropped
Saltmarsh class/unconsolidated bottom	1.270	1.575
Saltmarsh class/forested mangrove	0.996	1.696
Riverine class	0.847	1.623
Wetland size (natural log of hectares)	-0.202**	0.080
Flood control and storm buffering	-0.526	0.918
Water supply	-0.537	0.763
Water quality	-0.543	1.059
Commercial fishing and hunting	0.873	0.544
Recreational fishing	-0.389	1.134
Recreational hunting	0.457	1.080
Harvesting of natural materials	-0.390	0.455
Fuel Wood	-0.913	0.691
Non-consumptive recreation	-0.128	0.935
Amenity and aesthetic	2.143	1.454
Natural habitat and biodiversity	-0.927	0.828
Natural log of 2003 dollars PPP	1.096***	0.293
Natural log of inhabitants in 50 km radius	0.237	0.172
Number of observations	152	
R ²	0.52	

Note: OLS results with Huber-White standard errors; significance is indicated with ***, ** and * for 1%, 5% and 10% statistical significance levels, respectively.

The valuation methodology dummy variables show that two of these coefficients are significantly different from zero, suggesting that contingent valuation method (CVM) has the highest value compared to the average and production function has the lowest value. The coefficient on the wetland size variable is small,

negative and significant. This suggests that there are significant decreasing returns to scale. For the socio-economic variables that we were able to include in our model, the coefficient of the GDP per capita variable is positive and highly significant, suggesting a slightly elastic effect of income on the value of wetland services.

Spatial value transfer analysis

The cross-tabulated per hectare ecosystem value flow estimates by wetland type and ecosystem service is shown in Table 3.5. The values in the cells contain the mean per hectare per year flow values in 2003 US dollars. Each individual ESV represents a mean value that can be derived from one or more estimates reported in the reviewed literature. To avoid double counting value estimates, studies that value two or more services or that estimate total economic value were not taken into account in the transfer.

The number of blank cells represents data gaps in the data set. That is, not all wetland types have been valued for all possible associated ecosystem services. The final column gives the total estimated value, summed across all ecosystem services, for each wetland type. There is considerable variability in the mean ESV provided by wetland type, ranging from \$27 to \$35,034 (2003 USD) per ha per year. The minimum mean value is associated with coastal lagoon systems and specifically for commercial fishing and hunting, while flood control and storm buffering services, related to river ecosystems, had the highest value. Each wetland type represents a unique aggregation of services and values, derived from the reviewed literature, and the total value (ESV) for each ecosystem is the sum of all the recorded mean values (Table 3.5).

Riverine and saltmarsh/unconsolidated bottom were the classes that provided the highest ESV (\$40,765 and \$39,721 USD per ha per year, respectively). These values are due to the contributions of flood control and storm buffering by both classes. The saltmarsh/ forested mangrove class also contributes significantly to total ESV (\$15,284 USD per ha per year), while the lowest ESV determined by the assessment was that of the coastal lagoon class (\$104 USD per ha per year).

However, total values by ecosystem service also reveal considerable variability. Flood control and storm buffering is the most valuable ecosystem service (\$48,241 USD per ha per year), followed by water quality improvement and biodiversity services (\$29,837 and \$10,028 USD per ha per year, respectively). Fuel wood was the least valuable ecosystem service (\$144 USD per ha per year).

The annual flow of ESV delivered by each wetland type, calculated as the product of each ESV per area of the corresponding wetland type (Table 3.6), had a total of over \$1071 million USD per year. The saltmarsh class (unconsolidated bottom and forested mangrove) contributed the highest flow of any wetland class (almost \$1000 million USD per year) due to its high ESV combined with its substantial representation in the total study area (13%). The coastal lagoon and riverine classes contributed the lowest flow (\$41 million) of the total valued area.

Once we determined the annual flow of ESV, a map to illustrate the spatial distribution of ecosystem service flows was created. This study summarizes the ESV using 100 ha grids delimited by each municipality, which are administrative units that have important relevance in the management of the coastal zone in Mexico. Fig. 3.5 shows the total ecosystem service flow per hectare summarized by 100 ha grid for the case study municipalities. Overall, this map shows a considerable degree of heterogeneity in the spatial distribution of the wetlands that provide ecosystem services; the highest values appear to be concentrated at the southern end of the study area (Escuinapa municipality), and the lowest values appear to be concentrated at the northern end (Mazatlán municipality). The areas with the highest ESV per hectare occur primarily around important coastal lagoons and estuaries, where saltmarshes and mangroves are prevalent. The benefits associated with these resources have high values, for instance, water quality, flood control and storm buffering, and biodiversity, which contribute significantly to the total flow.

Table 3.5. Ecosystem service values by wetland and service types (2003 USD per ha per year).

Class/ subclass	FC	WS	WQ	FH	RF	NM	FW	NC	BI	Total ESV (2003 USD per ha per year)
Coastal lagoon	-	-	-	27	77	-	-	-	-	104
Saltmarsh/ unconsolidated bottom	10,250	73	27,578	459	922	246	-	193	-	39,721
Saltmarsh/ forested mangrove	2,957	-	-	3,386	-	227	144	426	8,144	15,284
Riverine	35,034	1,407	2,259	39	-	29	-	113	1,884	40,765
Total	48,241	1,480	29,837	3911	999	502	144	732	10,028	95,874

FC. Flood control and storm buffering; WS. Water supply; WQ. Water quality improvement; FH. Commercial fishing and hunting; RF. Recreational fishing; NM. Harvesting of natural materials; FW. Fuel wood. NC. Non-consumptive recreational activities; BI. Biodiversity

Table 3.6. Total ESV flow by wetland type.

Class/subclass	Annual ESV (2003 USD per ha per year)	Area (ha)	Annual ESV Flow (USD per year)
Coastal lagoon	104	22,618	2,352,272
Saltmarsh/ unconsolidated bottom	39,721	21,959	872,233,439
Saltmarsh/ forested mangrove	15,284	10,316	157,669,744
Riverine	40,765	965	39,338,225
Total		55,858	1,071,593,680

Discussion and conclusions

This paper applies GIS and value transfer to produce estimates of the ecosystem services value provided by coastal wetlands, with southern coast of Sinaloa, Mexico as case study. It is based on a comprehensive analysis of the world coastal wetland services valuation literature and was adapted to regional circumstances to identify the main determinants of the wetlands. In addition to the economic issues described in the literature concerning this topic, this research introduces a spatial component by classifying the wetland types, assessing their current distribution and extent, and using standardized remote sensing techniques for wetland mapping (Jensen et al., 1986; Ramsey and Laine, 1997; Ruiz-Luna and Berlanga-Robles, 1999; Berlanga-Robles and Ruiz-Luna, 2007; Berlanga-Robles et al., 2011). Also, to be consistent and facilitate further comparison with the Wetlands National Inventory (WNI), a nationwide initiative currently implemented in Mexico to provide with cartographic and environmental data useful for conservation and management purposes (<http://www.cna.gob.mx/Contenido.aspx?n1=4&n2=180>), the wetland typology followed the proposed method of Berlanga et al. (2008), which is the basis for the WNI. Because of this background and the high accuracy level obtained for the wetland classification, the output map was assumed as a good representation of the region by the producers.

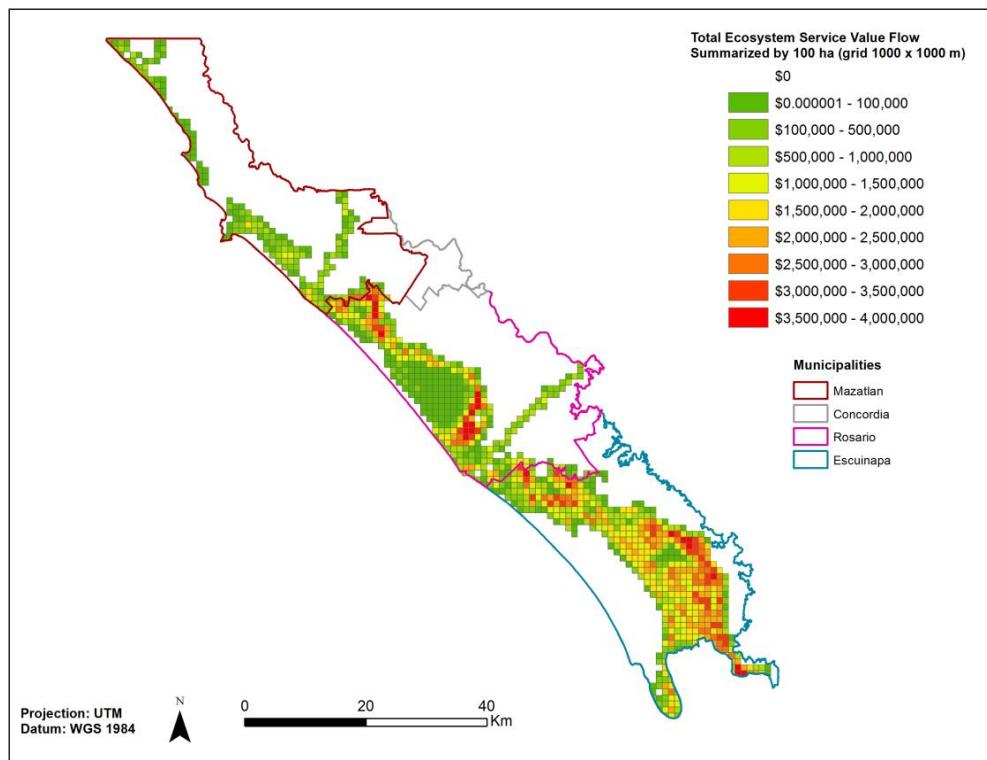


Fig. 3.5. Total ecosystem service value flow summarized by 100 ha grid for the case study municipalities.

With respect to the input information, the economic valuation database of wetland ecosystem services from Ghermandi et al. (2010) was adapted by focusing on the ecosystem types and services that are most relevant for the Sinaloa region. The results show that the most studied ecosystem services in the reviewed valuation literature are those that provide goods, such as commercial fishing and hunting (habitat) and the harvesting of natural materials. This is because the values associated with these services are reflected in market transactions, which are more readily observed than non-market benefits. In this context, the saltmarsh (forested mangrove) class was the wetland type that had been most frequently evaluated or studied in the valuation literature. The interest in studying these ecosystems is due to their ecological, cultural and economic importance and because they are one of the most threatened tropical coastal ecosystems. Coastal lagoons are the least represented wetland in the reviewed literature. The limited number of studies is one of the most significant

constraints on spatially explicit value transfer today. This and the different approaches to define lagoon systems (Hedgepeth, 1983) make it difficult to find valuation studies for this wetland type.

A meta-regression was performed to identify and estimate the relative importance of the determinants of wetland values. One interesting result is the importance of the valuation methodology and GDP per capita variables in explaining variation in wetland value. Both variables were shown to have a positive relationship with wetland value. The CVM studies have tended to produce higher value estimates than other valuation methods, and the GDP per capita variable suggests that income has an important effect on the value of wetland services. This confirms the previous findings of Brander et al. (2006) and Ghermandi et al. (2010) that found the GDP per capita variable to be positively and significantly correlated with the wetland value. Although such information is often not available in primary valuation studies, it is suggested that future attempts should include relevant socio-economic information; in fact, this information can be included in a meta-analytical value transfer function that is generally considered to be more accurate than the techniques, such as direct value transfer, that were used in this study (Rosenberger and Stanley, 2006; EEA, 2010).

However, despite its limitations, by using a direct value transfer approach, we were able to generate a baseline estimate of the ecosystem services. In addition, the meta-analysis provided important information for identifying the main determinants of the values of the wetland ecosystem that could be included in future valuation studies. For example, the GDP per capita could be included as an important variable in the assessment of wetland values.

The coastal wetlands in this region generate a significant economic estimated value; at least 1.07 billion USD was delivered to the inhabitants of this region in 2003. Similar results have been observed in different ESV assessments. For example, Brenner et al. (2010) generate non-market monetary value estimates in the Catalan coastal zone and found an annual flow of 1.2 billion USD provided by coastal and marine ecosystems. These results

imply that ecosystem services make an important contribution to the well-being of coastal communities every year. Recognizing the environmental, economic and social importance of the coastal wetlands defined in this study and the ecosystem services provided by these wetlands, we can argue that the conservation of these environments should be a priority in the design of future management plans.

The spatial value transfer framework described in this study geographically highlights those ecosystems that should receive conservation efforts and could be applied to similar environments at regional, country or worldwide level and would enable users to assess the economic value of coastal ecosystem services in an explicit spatial framework, which would otherwise remain unappreciated. Monitoring changes in coastal wetlands would allow for the estimation of changes in ESV and, therefore, the consequences of these changes with regard to human well-being. For example, if future developments are considered near important wetlands, a spatial ecosystem service valuation framework can assist decision makers in the private and public sectors to identify critical areas in the delivery of ecosystem services and could also be used to estimate the environmental and economic cost of such developments. Moreover, such an approach to ecosystem service valuation has the potential to yield policies that are substantially more efficient than those generated using an approach that focuses on one objective only, which is typical of environmental policy making.

This type of spatially explicit multi-service valuation could greatly enhance cost-benefit analysis for large scale projects that can impact large areas of land, as it occurs worldwide in many coastal locations where tourism developments are projected to be built in the near future (e.g. southern Sinaloa coast). Including these ecological factors as dollar values could modify the cost-benefit proportions estimated for many of these projects and dramatically change the ranking of scenarios. Also would help managers to make better decisions about coastal management, ensuring sustainability wherever they need to maintain its natural resource base in the face of highly complex challenges (e.g. climate change).

CAPÍTULO 4

Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands

Capítulo sometido (24/08/2013):

Camacho-Valdez V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Berlanga-Robles, C.A., Nunes, P.A.L.D. Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands. *Environmental Management*.

Abstract

We analyze changes in wetlands and other land cover in northwest Mexico, between 2000 and 2010, relating them with provision and values of coastal ecosystem services. We used remote sensing to evaluate land use/land cover changes and the value transfer method to estimate the value of ecosystem services provided by each land cover. The findings reveal a 14% decrease in the saltmarsh/forested mangrove area and a 12% increase in the area of shrimp pond aquaculture during the study period. Ecosystem service valuation results showed that the total value increased by 9% from \$215 to \$233 million (USD value at 2007) during the 10-year period. The increase is presumably a result of the high ecosystem service values assigned to saltmarsh/unconsolidated bottoms, coverage that showed a 10% increase in the study area. We conclude that development of more precise methods will be needed in the future to quantify and map the value of ecosystem services. Using value transfer methods in valuation studies is valid when rough economic value estimates are enough to judge about pertinence of policies or project developments, but transferred values must be used carefully regarding environmental decision making.

Keywords: coastal wetlands; ecosystem service value; land use change; value transfer; remote sensing.

Introduction

In recent literature, links between nature and economics are often described through the concept of ecosystem services (TEEB, 2010). According to the Millennium Ecosystem Assessment (MEA), ecosystem services (ES) are defined as the direct or indirect contributions of ecosystems to human welfare (MEA, 2005). This term covers the broad range of connections between the environment and human well-being, including supporting services (e.g., nutrient cycling, soil formation), provisioning services (e.g., food, fresh water), regulating services (e.g., climate regulation, flood attenuation), and cultural services (e.g., recreational, spiritual, aesthetic).

Coastal wetlands are considered to be among the most important ecosystems in terms of their provision of diverse ecosystem services. They play an important role by providing nursery habitats and shelter for many commercial and foraging aquatic species, by serving as a source of timber and fuel wood for the adjacent villages, by maintaining biodiversity, by sequestering significant amounts of carbon, and by protecting the shoreline from soil erosion, tsunamis and hurricanes (UNEP, 2011). Despite their importance and ecological significance, wetlands are globally threatened because of the land use conversion to other economic uses including croplands, salt evaporation ponds, aquaculture, housing developments, hotels, and golf courses, thereby resulting in reduced or modified biodiversity, altered functional processes and diminishing provision of ecosystem services to society (de Groot et al., 2002; Li et al., 2007; Lautenbach et al., 2011). It is generally accepted that wetlands are threatened because the ecosystem services that they provide have the general characteristic of “public goods”, but markets for such services do not exist (Brander et al., 2006). As a result, wetlands are commonly undervalued in decision-making related to their conservation, use and restoration efforts. The lack of awareness of the value of wetland conservation and the subsequent low priority in the decision-making process has resulted in the destruction or heavy modification of many wetland areas, causing substantial social and environmental costs (Turner et al., 2000).

To reverse this situation, the assessment of ecosystem service values (ESV) is increasingly recognized as a valuable tool that facilitates better social decision-making in wetland protection versus land use change conflict situations. During the last decade, several approaches and methods for evaluating ESV of wetlands were developed (Turner et al., 2000; de Groot et al., 2002; Costanza et al., 2008; Barbier et al., 2011; Ghermandi et al., 2011). Consequently, recent literature has focused considerable attention on the identification and measurement of ESV variations as a consequence of land use changes. Notable examples include studies on the changes in ESV in response to land use changes during urbanization (Kreuter et al., 2001; Zhao et al., 2004; Li et al., 2010). Other studies focus on the assessment of ESV using land use scenarios (Lautenbach et al., 2011; Gascoigne et al., 2011). The results of these studies provide useful information to policy makers and resource managers.

In Mexico, few economic studies on ESV of wetlands are available (Barbier and Strand, 1998; Sanjurjo, 2004; Ojeda et al., 2008; Camacho-Valdez et al., 2013, de la Lanza et al., 2013). More recently, ESV has been used to estimate the impact of land use changes (Mendoza et al., 2012). For northwestern Mexico (selected here as a case study), few studies of land use changes have been performed (Berlanga-Robles and Ruiz-Luna, 2002; 2011; Ruiz-Luna and Berlanga-Robles, 2003; Berlanga et al., 2010) but there are no research on the effects of these changes on the wetland ESV. Recently, tourism and urban developments have increased along the southern coast of the state of Sinaloa, potentiating the degradation and loss of natural ecosystems (Ruiz-Luna and Berlanga-Robles, 2003).

In this study we conduct a spatial-temporal analysis of the distribution of wetlands in the region and the ESV derived from each wetland type with the purpose of complementing the currently available information for regional wetland management and sustainable development. The main objective of this study is to estimate variations in ESV resulting from land use changes on the southern Sinaloa coast using remote sensing and GIS tools for the spatial representation and the value transfer method for the economic valuation of the

ecosystem services. Such analysis allows to evaluate the effects of various land cover transformation scenarios related to tourism, urban development, and other infrastructure on wetland land use and the economic value of wetland services.

Methodology

Study area

The study area is located along the southern coast of Sinaloa in northwest Mexico, limited by Mazatlan to the north and Teacapan to the south, with approximately 120 km of coastline and a total area around 2500 km². It includes the municipalities of Mazatlan, Concordia (without coastline), El Rosario, and Escuinapa, all of them with similar environmental conditions, including diverse coastal wetlands, as mangroves, saltmarshes, and estuarine and fluvial systems. The most important ecosystems are represented by the estuary Estero de Urias at Mazatlan, the Presidio River, the lagoon system Huizache-Caimanero between Mazatlan and El Rosario, the Baluarte River, Marismas Nacionales (Sinaloa) and the estuary Teacapan in Escuinapa (Fig. 4.1).

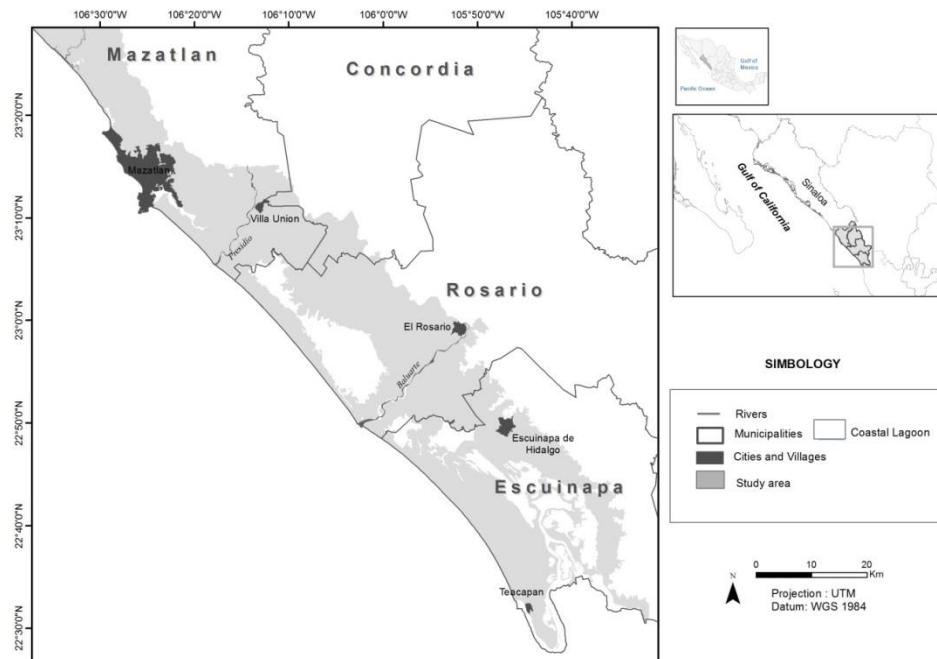


Fig. 4.1. Study area. Southern coast of Sinaloa, northwest Mexico.

The most important city of the study area is Mazatlán with a population around 438,000 inhabitants, 87% of the total municipal, and infrastructure to support tourism, fishing, harboring, industry, and other economic activities (INEGI 2010).

The climate is warm-subhumid with rainfall in summer, between 928 and 1,457 mm and annual average temperature between 22 and 26 °C (INEGI 1995). Agriculture is the most important economic activity, but industrial and subsistence fishing are also conducted. Shrimp aquaculture is a growing industry that started in the middle 1908s. It is currently composed of 18 farms with 2700 ha of pond surface (Camacho-Valdez et al., 2013) and produces around 680 t yearly (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002). Shrimp aquaculture involves changes in land uses, water, and other natural resources that increase the environmental stress on wetlands.

Land use/land cover (LULC) change

The land cover data sets were output from the classification of two cloud-free Landsat Thematic Mapper (TM) images (path/row: 31/44) acquired in May 2000 and March 2010. IDRISI Taiga and ArcGis 9.3 were used for imagery classification, GIS development and output of the final coverage maps. The Landsat data were geographically projected to the UTM zone 13 North (WGS84) and limited to the boundaries of the physiographic province of the Pacific Coastal Plain (PCP) using a masking process.

The classification was performed using a supervised method with the maximum likelihood algorithm, using selected training sites previously digitized on-screen, from a false color composite scene. The output maps were updated with line and polygon vectors of features such as channels, rivers, shrimp farms, and rural and urban areas, which were on-screen digitized from QuickBird images of 2002-2010 available from Google Earth. The 2010 image was the first to be classified because it was the only one with enough recent field information to validate the accuracy of the classification.

The validation of the output map was performed using data obtained in the field with the assistance of a Garmin Rino 650 Global Positioning System (GPS) with precision up to 2 m, including 40 points per class to ensure statistical

significance (Ramsey III et al. 2001). An error matrix was made using this information as reference data and compared with pixels from the classification to estimate the overall accuracy and the Kappa coefficient estimator (K') as measures of the correspondence between the classification and the reference data at the landscape level (Congalton and Green 1999). The riverine, aquaculture ponds, and urban covers were excluded from this analysis under the assumption that they were digitized without commission or omission errors. Once the overall accuracy and K' values were greater than or equal to 80% and 0.8, respectively, the final map was accepted for further analysis. We assumed a similar accuracy for the classification in the year 2000.

Finally, we calculated a transition matrix of LULC change that indicates in relative terms, the possibility for a LULC category to maintain or change its status to another category. This step was achieved by summarizing the cover of each LULC type from 2000 and calculating how each one changed in the following decade (2010). When the maps correspond to different dates, values in the main diagonal represent pixels that are the same on both dates (no change). Those outside the major diagonal represent changes from one cover to another between dates (Eastman 2009; Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2011).

Estimation of ESV

The mean economic value of ecosystem services was estimated to evaluate the potential impact of LULC changes, regarding the classified wetland categories. Several methods are discussed in scientific literature on estimation of the monetary value for each specific service provided by natural ecosystems, but with restrictions of human and monetary resources or when valuation data are absent or limited, the value transfer technique is a useful tool (Troy and Wilson, 2006).

Even when we have some valuation studies in Mexico (Mendoza et al., 2012; Lara et al., 1995); these studies have only focused on the study of mangroves or in some ES derived from them. To produce a more integrative approach, with the most representative wetland types in the study area, we propose the use of a meta-analytic value function to predict or to estimate the

annual value per unit area (ha) for each land cover category. This method is considered more accurate than techniques such as unadjusted or adjusted point value transfer or value function transfer from a single study site (Kirchhoff et al., 1997; Smith and Huang, 1995; Bergstrom and Taylor, 2006). Meta-analytic value function transfer uses a value function, estimated from results of multiple studies, together with information on parameter values for the policy site, to estimate policy site values. This approach allows the value function to include large variation in both site characteristics (e.g., socio-economic) and study characteristics (e.g., valuation method), that cannot be generated with a single primary valuation study.

The data set used for the determination of the meta-analytic value transfer function relies on the work conducted by Ghermandi et al. (2010). The original data set consisted of 418 value observations from 186 wetland sites described in 170 studies. To select studies from the data set an array of criteria was developed. First, we updated the data set selecting only wetland types that were present in our case study. Second we selected studies that focused on socioeconomic and biophysical regions that were similar to Sinaloa southern coast, mostly from Asia and South America. In addition, only primary valuation studies were included in the database; value transfer studies were not considered.

ESV were standardized to 2007 USD per ha per year, while values referring to different years were deflated (GDP deflators) using appropriate conversion factors from the World Bank Development Indicators (World Bank 2007). These conversion factors were expressed as a ratio of the value in 2007. Differences in the purchase power among countries were accounted by the "Purchase Power Parity Index" provided by "Penn World Table 6.3". In cases where primary studies report US dollars instead the local currency, a reconversion was achieved to standardize to 2007 US dollars. The values were first converted to local currency using exchange rates from the year of the study and then the deflator factors and purchase power parity indexes were applied to standardize the values.

The meta-analytical regression model used for the estimation of land cover values is illustrated in the following equation:

$$\ln(y) = a + X_{Si}b_S + X_{Wi}b_W + X_{Ci}b_c + u_i$$

where:

$\ln(y)$ = the natural logarithm of the wetland value expressed in 2007 USD per ha per year.

i = an index for the n observations.

a = a constant term.

b_S , b_W , and b_c = vectors containing the coefficients of the explanatory variables.

u = an error term that is assumed to be normally distributed, with a mean value of zero.

The explanatory variables included are described in Camacho-Valdez et al. (2013). They consist of three categories, namely characteristics of (i) the valuation study X_S , (ii) the valued wetland X_W , and (iii) the socio-economic and geographical context X_C . The variable type (nominal or ratio) is also reported.

The estimation results of the meta-regression function identify the variables that are statistically significant in explaining variation in land cover values. The coefficients estimated in the regression were combined with the policy site data on the explanatory variables (e.g., GDP per capita) to estimate the values. The function was applied separately to each land cover type to infer a per hectare value by category. The estimated values were then multiplied by the area of each land cover to obtain the annual value of the services from each land cover. The change in ESV was estimated by calculating the difference between the estimated values for each land cover category in 2000 and 2010.

Even when “transfer errors” cannot be avoided entirely, could be limited by carefully addressing of potential measurement and generalization error and publication biases. Given the potential errors applying value transfer, it is useful to examine the scale of these errors to inform decisions related to the use of value transfer.

In response to this need, there is now substantial literature that tests the accuracy of value transfer. The work of Rosenberger and Stanley (2006) and Eshet et al. (2007) provides a useful overview of this literature. We estimated the transfer error using the Mean Absolute Percentage Error (MAPE), which is defined as $|(y_{\text{obs}} - y_{\text{est}})/y_{\text{obs}}|$ (Brander et al. 2006).

Spatial analysis of ESV

Flow estimates in the study years (2000 and 2010) were then mapped across the southern Sinaloa coast, showing the value of the annual flow of services provided by each wetland type and the losses and gains during the study period. Following Camacho-Valdez et al. (2013), the total flow value was spatially summarized using 100 ha grids delimited by each municipality (Mazatlán, Rosario and Escuinapa) as relevant management units. For the 2010 thematic map, we include in the analysis the polygon of the tourism development that will be built-up in the study area ("Integrally Planned Center"- Fonatur) as an important feature. We create buffers at a distance of 1, 5 and 15 km around this feature to assess the area of influence of this development on the ESV values. The analysis and maps were generated with the GIS software ArcGis 9.3 using the previously designed wetland thematic map of 2010.

Results

Land cover-use change

The classification process for the Landsat scene was performed on a polygon area covering approximately 250,000 ha. Following the wetland classification proposed by Berlanga et al. (2008), the process output resulted in eight informational classes that corresponded to four natural wetland classes (littoral, coastal lagoon, saltmarsh and riverine), with a saltmarsh class that included two biotopes (unconsolidated bottom and forested mangrove), one class of human-made wetland (aquaculture ponds), one urban class, one class for agriculture, and a final class with the remaining coverages integrating the land cover class. The spatial representation of the LULC was accepted after a validation process based on 240 reference points, reaching an overall accuracy of 83% and $K' =$

0.81, statistically proving that the output classification was better than one produced by chance. By informational class, the User's Accuracy (UA) ranged from 56 to 100%, and the Producer's Accuracy (PA) varied from 60 to 100%. Individually, the saltmarsh/forested mangrove and agriculture classes involved more errors, with a PA of 60% and land cover (non-wetland inland covers) reporting a UA of 56%. Because of the obtained data, the output maps were assumed to be representative of the study area landscape (Fig. 4.2).

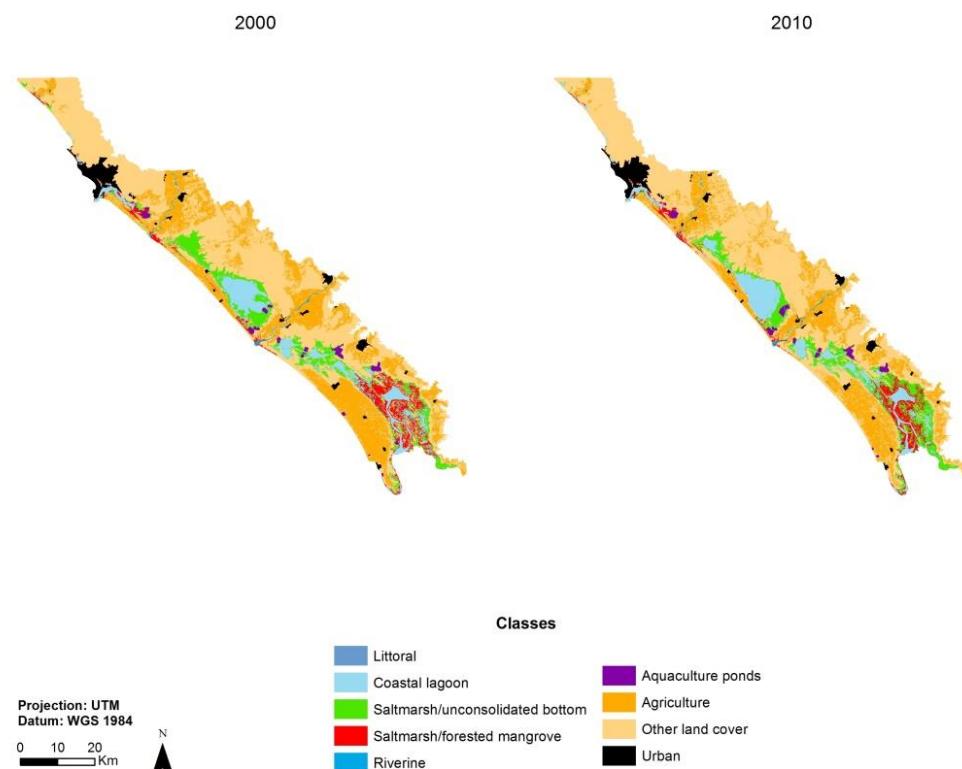


Fig. 4.2. Classification of wetlands and other land use/land cover in southern Sinaloa from Landsat 5 imagery for 2000 and 2010.

The changes in the area of each of the eight generic LULC categories, between 2000 and 2010, are represented in table 4.1. Coastal lagoon and saltmarsh cover (both unconsolidated bottom and forested mangrove) were the two largest land cover types in the study area in both 2000 and 2010.

During the study period, the most affected categories were littoral, saltmarsh/forested mangrove and agriculture, which decreased 31%, 14% and 14%, respectively. Aquaculture ponds, by contrast, increased 12%. The area of

the other categories also increased during this 10-year period. Coastal lagoon, saltmarsh/unconsolidated bottom and urban land cover increased 8%, 10% and 9%, respectively. The riverine category was the cover with less change in area with 29 ha during the study period, representing an increase of 3%.

Table 4.1. Total estimated area (ha) of each LULC in 2000 and 2010.

Land cover type	2000		2010		Change (2000-2010)	
	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%
Lit	1,681	0.66	1,152	0.45	-529	-31
Cla	20,802	8.15	22,520	8.82	1,718	8
Sun	19,948	7.81	21,938	8.59	1,990	10
Smn	11,368	4.45	9,801	3.84	-1,567	-14
Riv	978	0.38	1,006	0.39	29	3
Aps	2,423	0.95	2,725	1.07	302	12
Urb	8,166	3.20	8,872	3.48	706	9
Agc	60,885	23.85	52,251	20.47	-8,634	-14
Lco	129,063	50.55	135,048	52.89	5,985	5
Total	255,313	100	255,313	100		

Cover symbols: Littoral (Lit), Coastal lagoon (Cla), Saltmarsh/unconsolidated bottom (Sun), Saltmarsh/forested mangrove (Smn), Riverine (Riv), Aquaculture ponds (Aps), Urban (Urb), Agriculture (Agc) and Land cover (Lco).

The transition matrix of LULC types from 2000 to 2010 is shown in table 4.2. Despite the coastal lagoon showing a net increase, the most notable change between natural wetland was the transition of this wetland to saltmarsh/unconsolidated bottom cover, accounting for 82% of all coastal lagoon loss. A large proportion of saltmarsh/unconsolidated bottom cover was changed into saltmarsh/forested mangrove and coastal lagoon covers, representing 60% of the total losses in saltmarsh/unconsolidated bottom. Saltmarsh/forested mangrove cover changed to coastal lagoon cover, representing 22% of the total loss. Additionally, coastal lagoon and saltmarsh (both unconsolidated bottom and forested mangrove) covers were changed to aquaculture ponds. Although some of the observed changes in the matrix were due to interactions between natural wetlands, a significant proportion (approximately 30% and 4%, respectively) was a result of the change to land cover (non-wetland inland covers) and agriculture classes.

Table 4.2. Transition matrix of LULC (ha) from 2000 to 2010.

	2010									Total 2000
	Lit	Cla	Sun	Smn	Riv	Aps	Urb	Agc	Lco	
2000	Lit	1,090	2	1	1	0	0	33	553	1,681
	Cla	7	17,189	2,453	566	4	90	0	484	20,802
	Sun	1	4,395	13,420	153	0	271	0	60	1,649
	Smn	0	638	2,665	7,270	6	5	0	734	11,368
	Riv	0	0	0	0	978	0	0	0	978
	Aps	0	6	29	18	0	2,208	0	9	153
	Urb	0	0	0	0	0	8,166	0	0	8,166
	Agc	25	3	16	63	4	31	1	40,389	20,354
	Lco	29	286	3,354	1,731	14	120	706	11,703	111,120
	Total 2010	1,152	22,520	21,938	9,801	1,006	2,725	8,872	52,251	135,048
										255,313

Cover symbols: Littoral (Lit), Coastal lagoon (Cla), Saltmarsh/unconsolidated bottom (Sun), Saltmarsh/forested mangrove (Smn), Riverine (Riv), Aquaculture ponds (Aps), Urban (Urb), Agriculture (Agc) and Land cover (Lco).

Ecosystem service values

The original data set was adapted for use with the land cover categories defined in this study, which are compatible with the hierarchical approach proposed by Berlanga et al. (2008) for Mexican wetland ecosystems. A total of 152 independent observations from 58 studies related to wetland economic valuation were obtained from the original database and the reviewed literature. At least one service value for each land cover was found, with the exception of littoral, aquaculture ponds and agriculture categories, as the original database does not include data related to these LULC classes. Therefore, these classes were excluded from the valuation analysis. The ecosystem services in this estimation set included: 1) flood and storm buffering, 2) water supply, 3) water quality improvement, 4) commercial fishing and hunting, 5) recreational fishing, 6) recreational hunting, 7) harvesting of natural materials, 8) fuel wood, 9) non-consumptive recreation, 10) amenity and aesthetic, and 11) natural habitat and biodiversity. The saltmarsh (both unconsolidated bottom and forested mangrove) and the riverine covers were the land covers with more ecosystem service valuations reported. The most frequently valued service was commercial fishing and hunting, and the most commonly used method in the reviewed literature was market prices.

The results obtained with the meta-regression model using ordinary least squares (OLS) with robust standard errors to account for moderate deviations from homoscedasticity and the normality of residuals are presented in Table 4.3. The value of R^2 (0.44) is reasonably high and indicates that approximately half of the variation in land cover values could be explained by variation in the considered explanatory variables. In the estimated semi-logarithmic model, the coefficients measure the constant proportional or relative change in the dependent variable for a given absolute change in the value of the explanatory variables.

For explanatory variables expressed as logarithms, the coefficients should be interpreted as elasticity, such that the percent change in the dependent variable given a one percent change in the explanatory variable. Among study characteristics, the valuation methods do not have statistically significant coefficient estimates with the exception of the contingent valuation method and production function. The publication type variable is statistically significant and suggests a positive effect in the land cover values. The coefficient of wetland size indicates a decreased return scale. For the results of the context variables, the low significance of the coefficients suggests that these variables do not influence the regression results in any substantial sense.

Using the estimation results of the meta-regression, we applied a meta-analytic value transfer function to estimate a per hectare annual value for each land cover type. The outputs show that saltmarsh/unconsolidated bottom and riverine covers have the highest ESV with \$9,554 and \$2,554 USD per ha per year, respectively. The saltmarsh/forested mangrove also contributes significantly to the valuation analysis with a value of \$1,258 USD per ha per year. In comparison with other types of land cover, coastal lagoons have a very low average per ha value, with \$774 USD per ha per year.

After performing the value transfer, we estimated the transfer error. For our categories, the average MAPE equals 48%, which is similar to the transfer error associated with other value transfer exercises in the literature (Brouwer, 2000;

Brander et al., 2006) and is considered acceptable concerning the ranges of transfer and purpose of the study.

Table 4.3. Results obtained with the basic meta-regression model of land cover values.

	Variable	Coefficient	p-value
Study variables	Contingent valuation method	2.480**	0.046
	Travel cost method	-0.806	0.515
	Replacement cost	1.632	0.289
	Net factor income	0.420	0.597
	Production function	-1.730*	0.091
	Market prices	-0.307	0.762
	Choice experiment	2.105	0.262
	Number of years since first valuation (1974)	-0.082***	0.006
	Publication type	1.295**	0.035
Wetland variables	Saltmarsh/unconsolidated bottom	1.928	0.237
	Saltmarsh/forested mangrove	0.497	0.771
	Riverine	1.159	0.485
	Wetland size (natural log of hectares)	-0.353***	0.000
	Flood control and storm buffering	-0.121	0.910
	Water supply	-0.911	0.319
	Water quality	-0.967	0.393
	Commercial fishing and hunting	0.982*	0.095
	Recreational fishing	-1.203	0.324
	Recreational hunting	0.524	0.638
	Harvesting of natural materials	-0.184	0.685
	Fuel Wood	-1.055	0.124
	Non-consumptive recreation	-0.204	0.837
Context variables	Amenity and aesthetic	1.022	0.486
	Natural habitat and biodiversity	-0.512	0.544
	Natural log of GDP in 2007 dollars PPP	0.049	0.687
	Natural log of inhabitants in 50 km radius	0.189	0.305
	Number of observations	152	
	R ²	0.44	

Note: OLS results with Huber-White standard errors; significance is indicated with ***, ** and * for 1%, 5% and 10% statistical significance levels respectively.

Estimation of changes in ESV

Table 4.4 shows the estimation results of ESV for each land cover and the total value for the two study years (2000 and 2010). The total ESV increased by approximately 9% over the study period, which was primarily due to the increase in saltmarsh/unconsolidated bottom and coastal lagoon areas. Although the total ecosystem service values demonstrated an increasing tendency during the study period, saltmarsh/forested mangrove ecosystem service values decreased

by 14% while other categories increased. The valuation data assigned the highest economic value to the saltmarsh/unconsolidated bottom category, even when the local market price for this cover is low. The ESV associated with this land cover was the highest because of its extent and economic value of ES, which accounted for approximately 90% of the total value. Although the saltmarsh/forested mangrove covers a large area, the value estimation for this land cover was unexpectedly low. The ESV for the coastal lagoon was also low for the same reason but was also due to the limited available data. Overall, the total ecosystem service value increased by approximately 18 million (2007 USD) between 2000 and 2010. However, our analysis detected significant losses (1.97 million 2007 USD) in saltmarsh/forested mangrove ESV during the study period, which represented a significant cost for the local inhabitants.

Table 4.4. Total ecosystem service values (ESV in 2007 USD $\times 10^6$ per year) estimated for each land cover category, and the overall change between 2000 and 2010.

Land cover	ESV (2007 USD $\times 10^6$ per year)		Change (2000-2010)	
	2000	2010	USD $\times 10^6$	%
Lit	0	0	0	0
Cla	16.10	17.43	1.32	8
Sun	190.57	209.58	19.00	10
Smn	14.3	12.32	-1.97	-14
Riv	2.49	2.57	0.073	3
Aps	0	0	0	0
Urb	0	0	0	0
Agc	0	0	0	0
Lco	0	0	0	0
Total flow	223.47	241.91	18.44	8

Cover symbols: Littoral (Lit), Coastal lagoon (Cla), Saltmarsh/unconsolidated bottom (Sun), Saltmarsh/forested mangrove (Smn), Riverine (Riv), Aquaculture ponds (Aps), Urban (Urb), Agriculture (Agc) and Land cover (Lco).

Spatial analysis of ESV

Once we determined the annual flow of ESV, maps for the two study years (2000 and 2010) were created to illustrate the spatial-temporal distribution of the ecosystem service flows and to illustrate the losses and gains between 2000 and 2010. Figure 4.3 shows the total ecosystem service flow per ha summarized

by 100-ha grids for the case study municipalities (2000 and 2010) and the total losses and gains during the study period. Overall, both annual flow maps show a considerable degree of heterogeneity in the spatial and temporal distribution of the wetlands that provide ecosystem services. For the map of 2000, the highest ESV appears to be concentrated in the central portion of the study area (El Rosario municipality), and the lowest ESV appears to be concentrated at the southern end of the study area (Escuinapa municipality). In contrast, during 2010, the highest ESV appears to be concentrated at the southern end (Escuinapa municipality) and the lowest ESV appears to be concentrated at the central portion of the study area (El Rosario municipality). Moreover, the resulting losses in ESV between 2000 and 2010 appear to be concentrated in the central portion of the study area and the gains tend to be concentrated in the southern end. The areas with the highest gains and losses occur primarily around important coastal lagoons that are distributed along the municipalities of El Rosario and Escuinapa, where saltmarshes and mangroves are prevalent.

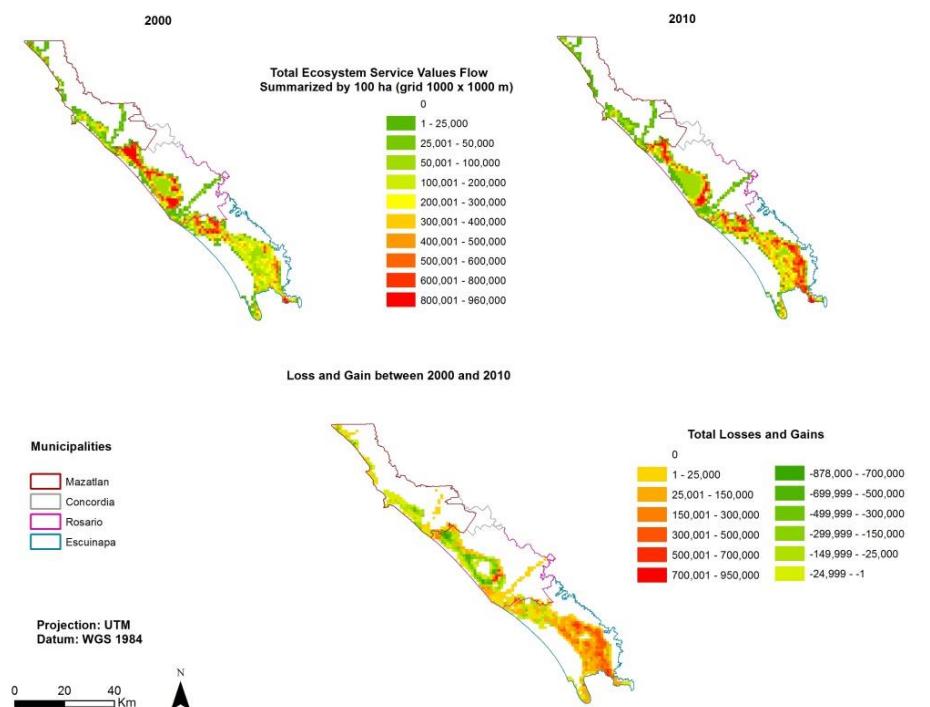


Fig. 4.3. Total ecosystem service value flow (2007 USD value) for 2000 and 2010, and the total losses and gains (bottom) summarized by 100-ha grid for the case study municipalities.

The total ESV (2007 USD) by each land cover in 2010 that could be affected by the “Integrally Planned Center” (IPC) are presented in table 4.5. With a buffer of 1 km from the IPC, the values of the ecosystem service provided by coastal lagoon and saltmarsh/unconsolidated bottom will be affected, losing a total of 5.4 million (2007 USD). The IPC, at a distance of 5 km, will influence a total ecosystem service value of 28 million (2007 USD) that is provided by coastal lagoon and saltmarsh cover (both unconsolidated bottom and forested mangrove). In the buffer of 15 km from the IPC, all of the covers included in this study will be affected, losing a total of 86 million (2007 USD). Overall, the effect of the IPC on the total ecosystem service value increases as the distance from tourism development increases because the influence area over the land covers is larger.

Table 4.5. Total ecosystem service values ($2007\text{ USD} \times 10^6$ per year) estimated for each land cover and buffers at a distance of 1, 5 and 15 km from the “Integrally Planned Center”.

Class/ subclass	ESV- Buffer 1 km ($2007\text{ USD} \times 10^6$ per year)	ESV- Buffer 5 km ($2007\text{ USD} \times 10^6$ per year)	ESV- Buffer 15 km ($2007\text{ USD} \times 10^6$ per year)
Coastal lagoon	0.11	1.15	2.18
Saltmarsh/ unconsolidated bottom	5.33	27.72	80.58
Saltmarsh/ forested mangrove		0.01	2.60
Riverine			1.08
Total	5.44	28.88	86.44

Discussion and conclusions

Remote sensing techniques provide opportunities for environmental monitoring, surveying and land change detection, which can help to save considerable efforts, time and costs compared with traditional ground surveying and mapping methods. In many cases, remote sensing from satellites, combined with GIS, may be the only economically feasible way to gather regular land cover information (Verstraete et al. 1996; Seidl and Moraes 2000). This study shows that Landsat TM images are useful and inexpensive ways to classify LULC

patterns at the local level. However, detailed LULC analyses using sensors with higher resolution or intensifying field surveys are recommended because they have better accuracy in the classification of specific coverage areas.

Based on the estimated size of four land cover categories and the ESV through the value transfer approach, we determined that the total annual ecosystem service values increased by approximately 18 million (2007 USD) from 2000 to 2010. Thus, while there seems to be a 10% and 8% increase in the size of saltmarsh/unconsolidated bottom and coastal lagoon, and a 14% decrease in the saltmarsh/mangrove forested, we estimated only a 9% gain in the value of ecosystem services during the study period.

The changes in extent of coastal lagoon and saltmarsh/unconsolidated bottom covers are largely attributed to the dates in which the images were acquired and the rainfall condition in the different years. The loss of saltmarsh/mangrove forested was perhaps the most important change in the study period, although changes in mangrove coverage are due to interactions between natural wetlands instead of changes in land use. Areas in which those losses occurred may be more vulnerable, and future land use changes could have a significant impact on the ESV of this wetland type. In fact, the capacity of this wetland to supply ecosystem services can be modified by future land use changes that are projected near this area (e.g., tourism developments). In recent studies, impacts to mangroves have been observed. For example, Mendoza et al. (2012) assessed ESV change in the Gulf of Mexico coastal zone and found that land use change (urban sprawl) results in significant loss of the ES in mangroves. Increases in urban areas are some of the signals for regional planners to move to schemas of sustainable development and ecological protection, due to the fragility of these important but fragile environments.

The results demonstrate that Landsat classifications can be used to obtain coarse estimates of changes in ESV. However, for this type of analysis to become valuable for policy formulation and conservation of the wetlands, it is necessary to obtain value coefficients for ecosystem services that more accurately reflect local environmental conditions. Value transfer is inevitably

restricted by the availability of primary valuation studies for the specific ecosystems and services of policy interest, which are subject to modeling choices and limitations in primary data quality and quantity (Ghermandi et al., 2011). In addition, the value transfer method has been criticized for neglecting spatial differences of habitat types, reducing their theoretical value and accuracy (Tallis and Polasky, 2009; Nelson et al., 2009). Despite this, we argue that studies using value transfer may be useful in policy contexts where rough value estimates are sufficient to make judgments regarding the advisability of a policy or project or to inform the policy-makers about the advisability to invest time and resources in a more detailed primary valuation study.

Moreover, one should keep in mind that primary or transferred values are one of the dimensions to be considered in environmental decisions. In addition to monetary evaluations, it is important for instance to make assessments that consider the connection between ecosystem functioning, ecosystem status, biodiversity and ecosystem services. However, this quantitative connection is still poorly understood. Criteria and indicators are needed to comprehensively describe the interaction between the ecological processes and components of an ecosystem and their services (de Groot et al., 2010).

Despite the limitations of the proposed approach, the results of this study represent the first baseline to estimate changes in the value of local-level ecosystem services, which are becoming more urgent and relevant to policy makers. We believe that the current proposal is useful to foster the debate regarding the significant use of remote sensing and value transfer to develop more accurate methodologies. Moreover, given the ongoing trends of tourism developments, the presented spatial value transfer framework is a practical tool for performing more informed cost-benefit analyses to change priorities and to improve wetland conservation measures and policies by taking due consideration of the economic value of wetland contributions to human survival and well-being.

CAPÍTULO 5

Land use/land cover and ecosystem service values provided by coastal wetlands: status and trends

Documento en revisión:

Camacho-Valdez V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Berlanga-Robles, C.A., Nunes, P.A.L.D. Land use/land cover and ecosystem service values provided by coastal wetlands: Status and trends.

Abstract

This study analyzes land use dynamics and temporal patterns of the ecosystem service value in the southern coastal zone of Sinaloa. We combined remote sensing techniques and Markov chains models to estimate change trends in land use/land cover together with an ecosystem service value approach. The results indicated that the total flow of ecosystem service value tend to increase over the time (15 million (2007 USD) on average), presumably a result of the highest value worldwide assigned to saltmarsh/unconsolidated bottom wetlands. This coverage showed an 8% (on average) increase in area during the study period. The most notable transition probability was observed between natural wetlands, highlighting littoral and saltmarsh (both unconsolidated bottom and forested mangrove) as the classes with the highest probability of change over the time. In this sense, the southern part of the study area is the most susceptible to change, where saltmarshes (both unconsolidated bottom and forested mangrove) are prevalent.

Keywords: land use management, remote sensing, GIS, wetland, ecosystem service values.

Introduction

There is no doubt about the increasing interest on the ecosystem service concept observed in the last decade (Fisher et al., 2009; Seppelt et al., 2011). The significance of this concept arises since the publication of the Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005), where among other findings, the global decline of 15 of the 25 listed ecosystem services seems to have a large and negative impact on future human welfare. One of the calls from the MA was for increasing and concerting research on measuring, modeling and mapping ecosystem services, and as a result, the efforts to identify, quantify and value the ecosystem services have increased (Troy and Wilson, 2006; Wallace, 2007). In fact, identifying the economic value of these services is necessary to reveal their societal value, providing standardized metrics to facilitate comparisons among attributes and differing scenarios in policy assessment focused on their conservation and management (NRC, 2005).

Provisioning of the ecosystem services depends on ecosystem functions and changes over space due to natural and human causes, modifying land cover, land use and climate. As a result, many ecosystems are systematically degraded, causing a decline on the ecosystem services provision (Brander et al., 2012). Although the impact of human activities is persuasive to all natural ecosystems worldwide, the coastal wetlands have been particularly affected. Land use /land cover (LULC) changes are directly or indirectly responsible for the loss of 40% of coastal wetlands worldwide and are the main sources of the pollutants discharged into coastal environments (Halpern et al., 2008). In many parts of the world wetlands are rapidly being converted to salt evaporation ponds, agriculture, aquaculture, housing developments, roads, ports, hotels and golf courses, thereby resulting in reduced or modified biodiversity, altered functional processes and diminishing provision of ecosystem services to society, causing substantial social and environmental costs (Turner et al., 2000).

Mexico is not an exception to this global trend, as tourism infrastructure and agricultural activities have been recently developed along the coast causing changes on land use patterns, resulting in degradation and loss of natural

ecosystems and their functions, consequently, a decline in the provision of ecosystem services to local communities occurs (Martinez et al., 2007).

In northwest Mexico, the southern coastal zone of Sinaloa embraces ecologically important wetland zones with a high degree of naturalness, which are at risk mainly as consequence of land use changes promoted by the government to reactivate the regional development. Thus, a large investment (~950,000 USD) plans to build-up one of the biggest resorts in the country, called Integrally Planned Center - Playa Espiritu (CIP – Playa Espiritu), planned to be twice as large as Cancun, Quintana Roo, Mexico. The new tourism development will occupy an area of 2,300 hectares along 12 km of coast and will have 44,000 rooms, 2 marinas and golf facilities near to important ecosystems (Semarnat, 2011). In this context, it is important to generate information related to the landscape changes and the ecosystem service value provided by wetlands in this zone, contributing to the quantification of current status of wetlands as well as information of trends in the economic value of wetland ecosystem services that can be compared directly against the economic value of alternative public investments, highlighting the importance of wetlands as natural capital. Therefore the main objective of this study was to assess LULC change trends analyzing possible changes on ecosystem service values (ESV) provided by wetlands.

Study area

The southern coastal zone of Sinaloa (SCZS) is located in northwestern Mexico. It is limited by Mazatlan to the north and Teacapan to the south, with about 120 km coastline and a total area around 2500 km². The SCZS includes the municipalities of Mazatlan, Concordia (without coastline), El Rosario, and Escuinapa, all of them with similar environmental conditions, including diverse coastal wetlands, as mangroves, saltmarshes, and estuarine and fluvial systems. The climate of the region is warm and humid with rainfall in the summer between 928 and 1,457 mm and an annual average temperature of between 22 and 26 °C (INEGI, 2010).

The most important wetland ecosystems in the study area are represented by the Estero de Urias and the Presidio river at Mazatlan, the Huizache-Caimanero lagoon system and the Baluarte river in Rosario, and diverse lagoons and saltmarsh ecosystems integrated to the Marismas Nacionales (Sinaloa) system, which also includes the Teacapan estuary in Escuinapa (Fig. 5.1).

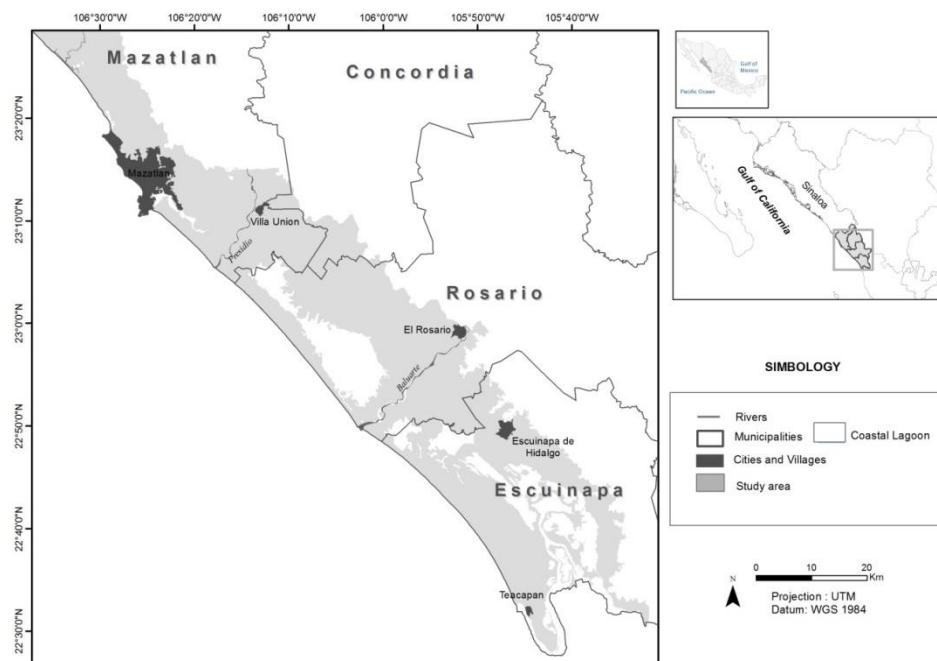


Fig. 5.1. Study area. Southern coast of Sinaloa, northwest Mexico.

There are more than 35 urban and rural zones in the region, all of them less than 5,000 inhabitants, with the exception of Mazatlán, Villa Union, El Rosario, and Escuinapa (all connected by federal highways). Among them, Mazatlán is the most important city, with a population of more than 381,000 inhabitants, 87% of the total municipal, and infrastructure to support tourism, fishing, harboring, industry, and other economic activities (INEGI 2010). Besides islands which belong to the Gulf of California and mangrove systems, there are no federally protected areas in the region. These systems have been granted special protection status in Mexican environmental regulations and there is a federal law project to protect the wetlands of Marismas Nacionales (Sinaloa).

Methods

The methodological approach used here included three steps: (i) production of LULC thematic maps, (ii) estimation of change trends using Markov chains and (iii) analysis of annual ESV flow based on wetland type and change tendencies.

LULC classification

In this study, the land cover data sets were produced from multi-spectral Landsat TM imagery (path/row: 31/44), acquired during the dry season in May 2000 and March 2010. Both images were clear and nearly free of clouds. The image processing was conducted using algorithms supplied by IDRISI Taiga software. ESRI ArcGis 9.3 was used for GIS development and output of the final coverage maps. The Landsat data were geographically projected to the UTM zone 13 North (WGS84) and limited to the boundaries of the physiographic province of the Pacific Coastal Plain (PCP) using a masking process.

Each image was independently classified into six informational classes using a supervised method with the maximum likelihood algorithm, integrating training sites previously digitized on-screen from a false color composite scene to define spectral signatures. The training sites were selected based on the experience of the user, with a sample size of 30-70 pixels by each class (Campbell, 1996). The output maps were updated with line and polygon vectors of features such as channels, rivers, shrimp farms, and rural and urban areas, which were on-screen digitized from QuickBird images of 2002-2010 available from Google Earth to produce a total of eight LULC categories (Table 5.1). The 2010 image was the first to be classified because it was the only one with enough recent field information to validate the accuracy of the classification.

The validation of the output map was performed with field data obtained with a Garmin Rino 650 Global Positioning System (GPS) with precision up to 2 m, including 40 points per class to ensure statistical significance (Ramsey III et al., 2001). An error matrix was constructed using this information as reference data and compared by cross tabulation with pixels from the classification. Coincidences between both data sets (main diagonal) were used to estimate the overall accuracy (%). The Kappa coefficient estimator (K') was used as measure

of the correspondence between the classification and the reference data at landscape level. K' values range from -1.0 to 1.0; when K' is close to 1.0, it indicates that the applied classification process is superior to a random classification (Congalton and Green, 1999). Once the overall accuracy and K' values were greater than, or equal to 80% and 0.8, respectively, the final map was accepted for further analysis. Regarding the whole process, we assumed a similar accuracy for the 2000 classification. Furthermore, a cross-tabulation detection matrix, which showed quantitative data of the overall LULC changes between 2000 and 2010 in the study area, was produced. This step was accomplished by summarizing the cover of each LULC type from 2000 and calculating how each one changed in the following decade (2010).

Table 5.1. Definitions of LULC types in southern Sinaloa.

ID	Type	Description
1	Littoral	Intertidal marine wetland
2	Coastal lagoon	Subtidal estuarine wetland
3	Saltmarsh class/ unconsolidated bottom	Intertidal estuarine wetland: intermediate floodplains by tidal action including land without vegetation
4	Saltmarsh class/ forested mangrove	Forested-shrub estuarine wetland: plant association formed by one or a combination of the four species of mangrove
5	Riverine	Permanent riverine wetland
6	Aquaculture ponds	Human-made wetland: ponds for shrimp
7	Urban	Land used for towns and villages
8	Agriculture	Agricultural fields
9	Land cover	Land cover: tropical forests, secondary succession.

Markov analysis of LULC

Markov chains, a spatial transition model, has been widely used to model LULC changes (Bell, 1974; Robinson, 1978; Fan et al., 2008; Berlanga-Robles and Ruiz-Luna, 2011). The Markov chain analysis follows a stochastic process in which distinct LULC categories are considered as states of the chain. A chain is defined as a stochastic process having the property that the value of the process at time t , X_t , depends only on its value at time $t-1$, X_{t-1} , and not on the sequence of values $X_{t-2}, X_{t-3}, \dots, X_0$ that the process passed through in arriving at X_{t-1} (Weng, 2002). The Markov chain can be expressed as:

$$P\{X_t = a_j | X_0 = a_0, X_1 = a_1, \dots, X_{t-1} = a_{t-1}\} = P\{X_t = a_j | X_{t-1} = a_{t-1}\} = P_{ij}$$

where the conditional probabilities P_{ij} are called single-step transition probabilities or simply transition probabilities of the Markov chain; P_{ij} represents the probability that the process makes the transition from state i to state j in a given period of time. P_{ij} can be estimated from the values observed in the change detection matrix by tabulating the observed area of data i and j (n_{ij}) and dividing it by the sum of the number of times (n_i) that state i has occurred (Weng, 2002)

Markov Chain analysis was implemented using the Idrisi Taiga® Markov module, that produces matrices expressing the probabilities that a particular class pixel could change to other class or to maintain it without change in the next period (Eastman, 2009). The 2000 and 2010 land-cover maps were first used as input to generate the transition matrix and then to obtain the predicted LULC changes. However, this analysis has limitations as Markov Chain analysis does not consider spatial distribution.

Validation

The observed land-cover changes between sequences can be represented as hectares in a contingency matrix. The validity of predicted land-cover changes between sequences based on Markov Chain analysis can be examined by considering their statistical independence (Weng, 2002). A way of testing for statistical independence is to use the chi-squared (χ^2) test and compare the observed and the expected events. The test statistic is typically given the notation K^2 instead of X^2 to differentiate it from its distribution, which is chi-square (Iacono et al., 2012). This (K^2) can be given by:

$$K^2 = \sum \sum \frac{(o_{ij} - e_{ij})^2}{e_{ij}} \text{ and } e_{ij} = \frac{(\sum_j o_{ij})(\sum_i o_{ij})}{\sum \sum o_{ij}}$$

where o_{ij} are the observed values in the contingent matrix (the number of cells in the ij -th cell), and e_{ij} are the expected values. The chi-squared (K^2) statistic can be computed and the variable, ρ , obtained from a chi-squared distribution table

assuming $(C-1)^2$ degrees of freedom, where C is the number of classes in the contingency matrix. Any computed ρ value less than the selected critical value (e.g. 5%) will lead to the conclusion that the null hypothesis can be rejected, indicating some level of dependency between successive land use states.

Estimation of ESV

Several methods are used to estimate the monetary value for each specific service provided by wetlands (Barbier et al., 1997; Barbier, 2007; de Groot et al., 2002; Turner et al., 2008). In this study, the value coefficients obtained by Camacho-Valdez et al. (2013) were used to obtain estimates of ESV. Based on the data set provided by Ghermandi et al. (2010), which used value reference from empirical studies, Camacho-Valdez et al. (2013) applied a value transfer method to derive economic values for ecosystem services provided by coastal wetlands in southern Sinaloa coast, validating the method through a meta-regression model.

The ESV for each land cover type and the total flow for the two study years (2000 and 2010) were calculated multiplying the value coefficients obtained from Camacho-Valdez et al. (2013) by the area covered by each land cover type. The change in ESV was estimated by summarizing the value of each LULC type from 2000 and calculating how each one changed in the following decade (2010). Based on the projecting land cover areas (ha) obtained through Markov chains we calculated the total flow in the horizon year (2020) using the same value coefficients than in previous years (2000 and 2010). Therefore, the ESV's were compared across the three study years. In this analysis we consider only the natural wetland categories.

Results

Overall trend in the LULC

The LULC maps for 2000 and 2010 are displayed in figure 5.2. The overall accuracy for the 2010 LULC map was determined in 83% and the Kappa statistic in $K' = 0.81$, statistically proving that the output classification was better than one produced by chance. The dominant LULC for the three study years

were saltmarsh unconsolidated bottom, coastal lagoon and agriculture categories. The most affected categories were littoral, saltmarsh/forested mangrove and agriculture, decreasing over time. The area of the other categories by contrast, increased. Agriculture, saltmarsh unconsolidated bottom and coastal lagoon were the covers that contributed most to the transformation of the landscape in the two study years. Whereas the saltmarsh/unconsolidated bottom and coastal lagoon wetlands had a net gain of 1,718 ha and 1,990 ha respectively, saltmarsh/forested mangrove had a net loss of 1,567 ha during the study period (Fig. 5.3).

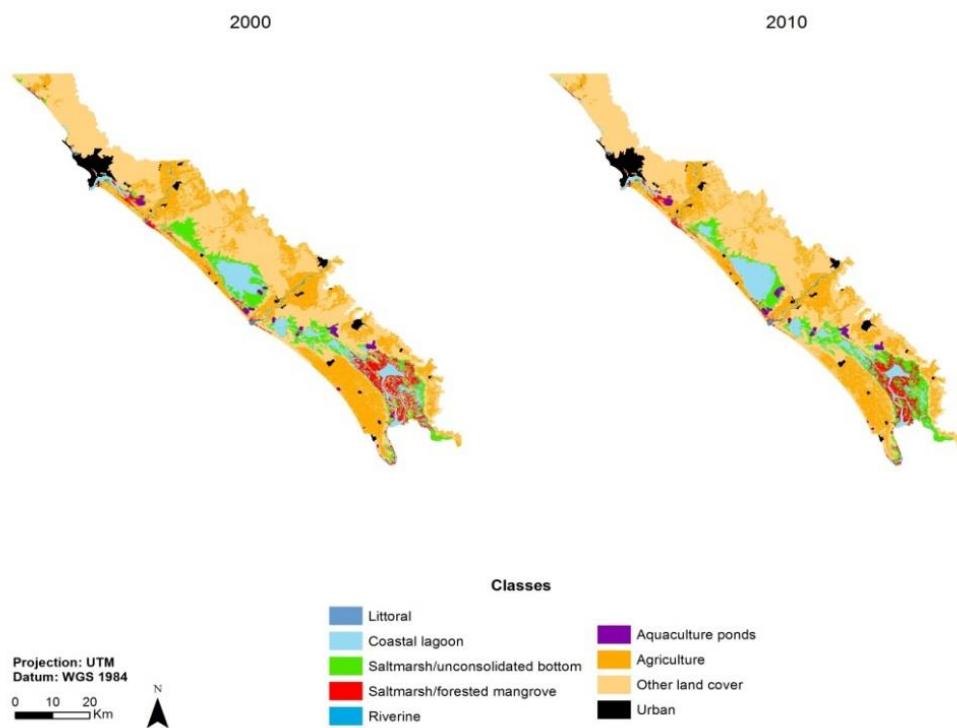


Fig. 5.2. Classification of land use and land cover in the southern coast of Sinaloa from 2000 and 2010 Landsat TM imagery

Table 5.2 shows the LULC change matrix from 2000 to 2010. It is clear that there has been a significant change (8% of the total area) during the 10 year period. Despite the coastal lagoon and saltmarsh/unconsolidated bottom classes have increased in area (by 8% and 10% respectively), saltmarsh/forested mangrove have a considerable decrease in area (by 14%). From this percentage of change in saltmarsh/forested mangrove class, 6% results from

coastal lagoon and 2% from saltmarsh/unconsolidated bottom. Although some of the observed changes in the matrix were due to interactions between natural wetlands, a significant proportion was a result of the change to land cover (non-wetland inland covers), aquaculture ponds and agriculture classes.

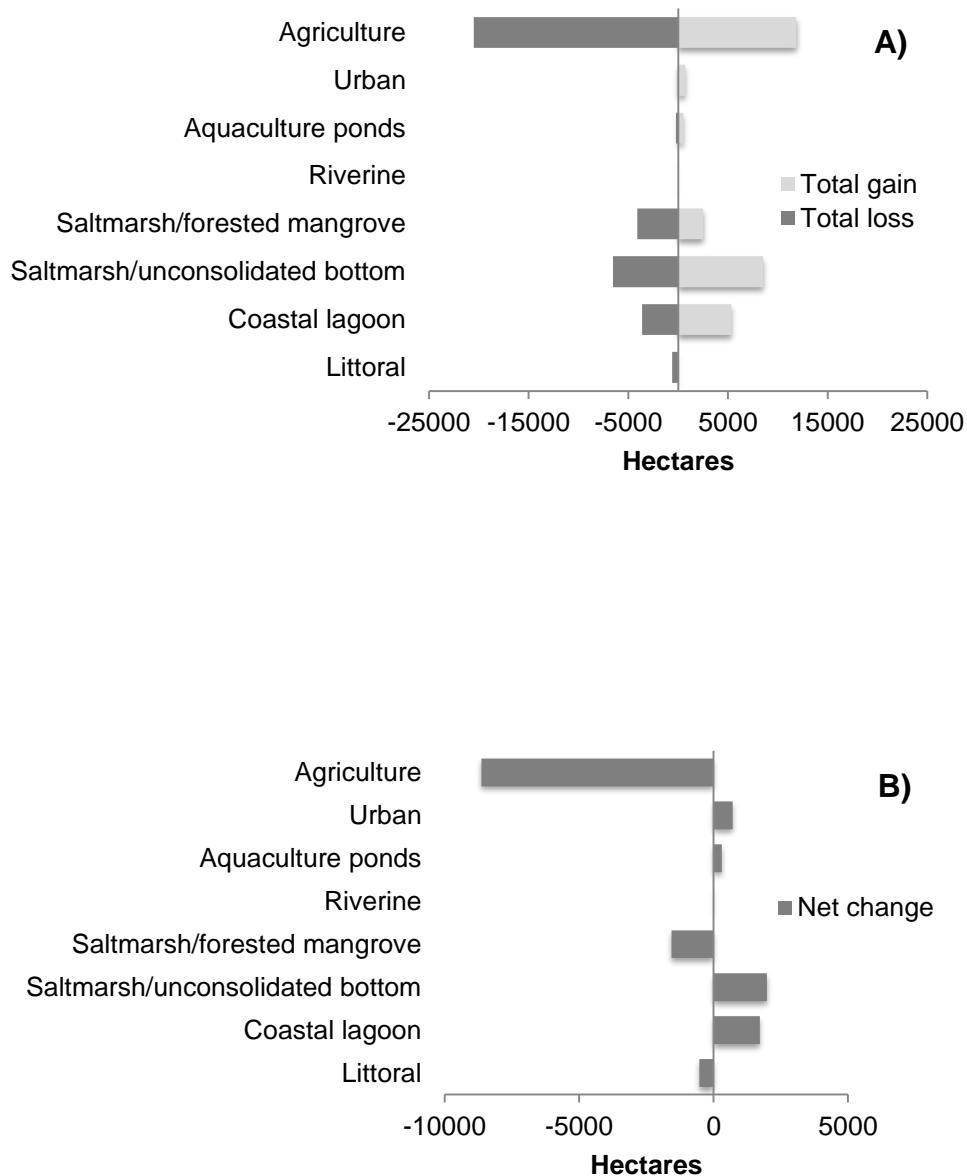


Fig. 5.3. a) Total gain and losses and b) net changes by each cover.

Table 5.2. LULC change detection matrix (ha) for 2000-2010.

		2000								Total 2010		
		Lit	Cla	Sun	Smn	Riv	Aps	Urb	Agc	Lco		
2010		Lit	1,090	7	1	0	0	0	29	25	1,152	
		Cla	2	17,189	4,395	638	0	6	0	286	3	22,520
		Sun	1	2,453	13,420	2,665	0	29	0	3,354	16	21,938
		Smn	1	566	153	7,270	0	18	0	1,731	63	9,801
		Riv	0	4	0	6	978	0	0	14	4	1,006
		Aps	0	90	271	5	0	2,208	0	120	31	2,725
		Urb	0	0	0	0	0	8,166	706	1	8,872	
		Agc	33	8	60	49	0	9	0	40,389	11,703	52,251
		Lco	553	484	1649	734	0	153	0	20,354	111,120	135,048
Total 2000			1,681	20,802	19,948	11,368	978	2,423	8,166	60,885	129,063	255,313
Change (ha)			-529	1,718	1,990	-1,567	29	302	706	-8,634	5,985	21,370
Change (%)			-31	8	10	-14	3	12	9	-14	5	8

Cover symbols: Littoral (Lit), Coastal lagoon (Cla), Saltmarsh/unconsolidated bottom (Sun), Saltmarsh/forested mangrove (Smn), Riverine (Riv), Aquaculture ponds (Aps), Urban (Urb), Agriculture (Agc) and Land cover (Lco).

Stability of LULC-Markov analysis

Values contained in the cross-tabulation detection matrix for the period 2000-2010 are shown in Table 5.2. The calculated value of K^2 derived from the analysis was 1.3×10^6 (64 d.f.; $\alpha=0.05$). This result therefore reveals that the land-cover classes are statistically dependent and hence the null hypothesis of independence can be rejected. The estimated probabilities for each type of cover are shown in Table 5.3. The resistance of a class to change can be observed on the diagonal of the matrices; in other words, the diagonal elements are the fraction of pixels that showed the same LULC at the initial time and the final time (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2011). In this terms, littoral and saltmarsh (both unconsolidated bottom and forested mangrove) were the classes most susceptible to change, whereas coastal lagoon, riverine, aquaculture ponds and urban categories were the most resistant to change, highlighting the riverine and urban classes with the better stability. The most notable transition probability was observed between natural wetlands. According to the Table 5.3, saltmarsh/forested mangrove has been transformed into saltmarsh/unconsolidated bottom with a transformation probability of 0.23; at the

same time saltmarsh/unconsolidated bottom decreased, transformed into coastal lagoon class and saltmarsh/forested mangrove with probabilities of 0.22 and 0.02, respectively. Littoral class is also transformed into agriculture with the probability of 0.33.

Extend of LULC categories

Table 5.4 reveals that the most extensive wetland categories during the study years (2000, 2010 and the predicted 2020) were coastal lagoon and saltmarsh (both unconsolidated bottom and forested mangrove) which covers 21% of the area. Agriculture cover also contributes to the total area with a 20%, following by urban cover (3%) and aquaculture ponds (1%). Coastal lagoon and saltmarsh/unconsolidated bottom categories showed an increase in the period 2000-2010 while other categories (littoral, saltmarsh/forested mangrove and agriculture) showed a decrease. This trend continues over the predicted period 2010-2020 (Table 5.4).

Table 5.3. Estimates of LULC transitional probabilities.

		Class								
		Lit	Cla	Sun	Smn	Riv	Aps	Urb	Agc	Lco
Class	Lit	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.02
	Cla	0.00	0.83	0.12	0.03	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00
	Sun	0.00	0.22	0.67	0.01	0.00	0.01	0.00	0.08	0.00
	Smn	0.00	0.06	0.23	0.64	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00
	Riv	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Aps	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.91	0.00	0.06	0.00
	Urb	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
	Agc	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.00	0.01	0.86	0.09
	Lco	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.66	

Cover symbols: Littoral (Lit), Coastal lagoon (Cla), Saltmarsh/unconsolidated bottom (Sun), Saltmarsh/forested mangrove (Smn), Riverine (Riv), Aquaculture ponds (Aps), Urban (Urb), Agriculture (Agc) and Land cover (Lco).

Table 5.4. Total estimated area (ha) of each LULC in 2000, 2010 and the predicted year 2020.

Land cover type	2000		2010		2020	
	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%
Lit	1,681	0.66	1,152	0.45	807	0.32
Cla	20,802	8.15	22,520	8.82	24,302	9.52
Sun	19,948	7.81	21,938	8.59	23,269	9.11
Smn	11,368	4.45	9,801	3.84	8,934	3.50
Riv	978	0.38	1,006	0.39	1,034	0.41
Aps	2,423	0.95	2,725	1.07	3,035	1.19
Urb	8,166	3.20	8,872	3.48	9,611	3.76
Agc	60,885	23.85	52,251	20.47	47,057	18.43
Lco	129,063	50.55	135,048	52.89	137,263	53.76
Totals	255,313	100	255,313	100	255,313	100

Cover symbols: Littoral (Lit), Coastal lagoon (Cla), Saltmarsh/unconsolidated bottom (Sun), Saltmarsh/forested mangrove (Smn), Riverine (Riv), Aquaculture ponds (Aps), Urban (Urb), Agriculture (Agc) and Land cover (Lco).

Variation of ESV

Table 5.5 shows the temporal patterns of ESV associated only with natural wetland cover types. The ESV of saltmarsh (both unconsolidated bottom and forested mangrove) accounts for 90% of the total ESV average, followed by coastal lagoon (7%), and riverine (1%). Overall, the total ecosystem service value increased over the time, amounts about 15 million (2007 USD) on average.

The increase in the total ESV during the study period is presumably a result of the highest value worldwide assigned to saltmarsh/unconsolidated bottom, coverage that showed an 8% (on average) increase in area. However, the projected trend in our analysis shows a significant decline in the ESV provided by saltmarsh/forested mangrove (12% on average), which could represents a significant cost for the local inhabitants.

Table 5.5. Temporal patterns of ecosystem service values (ESV in 2007 US\$ $\times 10^6$ per year) estimated for each land cover category, and the overall change between the study years.

Land cover	ESV (2007 US\$ $\times 10^6$ per year)			% Change	
	2000	2010	2020	2000-2010	2010-2020
Lit	0	0	0	0	0
Cla	16.10	17.43	18.81	8	8
Sun	190.57	209.58	222.29	10	6
Smn	14.3	12.32	11.23	-14	-9
Riv	2.49	2.57	2.64	3	3
Aps	0	0	0	0	0
Urb	0	0	0	0	0
Agc	0	0	0	0	0
Lco	0	0	0	0	0
Total flow	223.47	241.91	254.98	8	5

Cover symbols: Littoral (Lit), Coastal lagoon (Cla), Saltmarsh/unconsolidated bottom (Sun), Saltmarsh/forested mangrove (Smn), Riverine (Riv), Aquaculture ponds (Aps), Urban (Urb), Agriculture (Agc) and Land cover (Lco).

Discussion and conclusions

Remote sensing and GIS provide comprehensive information on the direction, incidence and location of LULC changes. In many cases, applications from both technologies result the only economically feasible way to gather regular land cover information useful for management purposes (Verstraete et al. 1996; Seidl and Moraes 2000). Here, the potential of multi-temporal Landsat TM data analysis provides with accurate and economical means to map and analyze trends over the time that can be used as inputs in management decision making, regarding wetlands in southern Sinaloa.

Together with other analytical tools that allow some forecast level, as it happen with Markov chains that output transition probabilities, it is possible to produce indicators on the direction (from one class to another) and extent (ha) of LULC change in the future. Regarding results from Markov chains, the classes littoral and saltmarsh (both unconsolidated bottom and forested mangrove) highlight as those with the highest probability of change for the next period. These results are consistent with findings from Berlanga-Robles and Luna-Ruiz (2011) for the northern coast of Nayarit, founding that saltmarsh was the type of wetland more susceptible to change. Disregarding the absence of spatial

information, from LULC maps it is evident that south to the study area is more susceptible to change, as saltmarshes (both unconsolidated bottom and forested mangrove) are prevalent.

The total ecosystem service value flow by each wetland category was estimated based only in the land cover areas that results from the projection derived from Markov chains. Results indicate that change rates in the total ecosystem service value decreases during the next period after 2010, with a total flow of ecosystem service value increasing 15 million (2007 USD) on average, mostly as consequence of the unconsolidated saltmarsh increasing, even when the analysis indicates stability in terms of value in the natural wetland of the study area over the coming years. This positive trend in the total ESV flow contrasts with the trends found in other studies. For example Kreuter et al. (2001) and Zhao et al. (2004) conducted assessments on ecosystem service value and in both studies found that the total annual ecosystem service value decline over the time, a reduction attributed mainly to the effect of the urban sprawl on land covers. In this sense our study suggests that there is still no influence of urban sprawl on the ESV provided by natural wetland. However, this context could change in the future and the rapid population growth and urban expansion could lead to a decline in ecosystem services. Focusing only in the ESV estimations by each wetland, the decline in the ESV of saltmarsh/forested mangrove category over the time was the most important change in the study period, although changes affecting the value in mangrove coverage are due to interactions between natural wetlands instead of changes in land use. The provision of ecosystem services and the ESV of this wetland type could be altered if this change trends continues. However, their contribution to the total flow is not significant (5% on average), thus the impact of its variation is relatively small in monetary terms.

Has been widely recognized the importance of ESV as a useful tool in enhancing land use planning (Turner et al., 2000). Unfortunately, due to the underlying uncertainties and constraints in the present ESV model, introducing the spatial component, it is still difficult to encourage policy makers to

incorporate such models in the environmental management studies, even when ESV estimation continues as an efficient element to guide decision or policy making.

Therefore, in future research, more accurate assessment methods incorporating the spatial dimension to the evaluation methods for ESV are urgently needed to encourage policy makers that ESV is a useful tool in practice and that it can help achieve sustainable land use and regional development (Wu et al., 2013).

CAPÍTULO 6

Discusión general

Definición y clasificación de los servicios ecosistémicos

A pesar de que los humedales proporcionan una gran variedad de servicios ecosistémicos, que pueden tener un valor potencial significativo, este valor ha sido ignorado a menudo y aún menospreciado, favoreciendo la explotación intensiva, el uso inadecuado y permitiendo la posibilidad de cambios, que en conjunto resultan en la degradación de estos ecosistemas. El debate sobre cuál es el valor de los ecosistemas, o de manera más general, del ambiente o de la naturaleza, ha puesto de manifiesto el hecho de que el concepto de valorar el ambiente es complejo y multidimensional (Turner et al., 2008).

En un marco de trabajo para evaluar los servicios ecosistémicos, se recomienda como primer paso su definición, para posteriormente llevar a cabo la valoración de los mismos dentro de un marco teórico definido, siendo esto parte de los objetivos del presente estudio. Así, en el capítulo 2 se hace una revisión de las propuestas más aceptadas sobre el concepto de servicios ecosistémicos y su clasificación. Refiriéndonos específicamente a la valoración de los servicios ecosistémicos, de manera general, estos han sido clasificados basándose en sus funciones (de Groot, 2002), en la importancia del bienestar que obtiene el humano de los ecosistemas (MA, 2003), en las características de los valores de uso directo, indirecto o de no uso (Barbier, 1997), o en el suministro de servicios intermedios y finales (Turner et al., 2008). Si bien no existe un concepto unificador, la clasificación propuesta por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2003) es ampliamente aceptada y es vista como un punto de partida útil. Sin embargo, de acuerdo a la revisión realizada en esta investigación, se recomienda tomar los conceptos de esta clasificación como no estáticos, es decir, que necesariamente tienen que ir evolucionando. En este sentido, y considerando las diversas propuestas de clasificación, con sus diferencias y coincidencias y asumiendo que los procesos de los ecosistemas y las características innatas de los servicios ecosistémicos son altamente dinámicos y complejos, hace que en un principio, no sea posible unificar criterios en la clasificación de los servicios ecosistémicos y que por consecuencia exista una pluralidad de tipologías que pueden ser útiles para

diferentes propósitos (Camacho-Valdez y Ruiz-Luna, 2012). Sin embargo, es importante conocer la diversidad de conceptos y sistemas de clasificación, sus ventajas y debilidades, para enriquecer la percepción general que sobre los servicios ecosistémicos se tiene, haciendo más viable su valoración en los términos en los que la sociedad requiere, aportando elementos para una futura unificación y estandarización de conceptos y sistema de clasificación de los servicios ecosistémicos.

Métodos de valoración económica

Cuando se intenta incluir todo tipo de servicios ecosistémicos en un enfoque económico, uno de los problemas que se enfrentan, es que muchos de estos servicios no están valorados en el mercado. Para que los investigadores valoren los usos de los humedales y los tomadores de decisiones los tengan en cuenta al elaborar políticas que afecten a los ecosistemas, es necesario un marco teórico para diferenciar y clasificar sus valores (Barbier et al., 1997). Los economistas ambientales han elaborado una verdadera taxonomía de valores en torno a la naturaleza de los servicios ecosistémicos integrados en el valor económico total (VET). El VET permite, conceptualmente, agrupar la totalidad de los diferentes valores económicos de la biodiversidad biológica, distinguiendo las diferentes maneras en que éstos benefician al ser humano (Pearce y Morán, 1994). En términos generales, el VET está formado por *valores de uso y no uso*. Los valores de uso se derivan del uso actual del medio ambiente, y suelen dividirse en valores de uso *directo*, *indirecto* y de *opción*. Son valores de *uso directo*, en cuanto proporcionan beneficios a los seres humanos, a través de productos y servicios (e.g. pesca, combustibles y recreación). Los valores de *uso indirecto* corresponden principalmente a las funciones ecológicas y el papel regulador o de apoyo de éstas con respecto a las actividades económicas que se asocian al recurso en cuestión (Pearce y Morán, 1994; Barbier et al., 1997). En tanto que el valor del ambiente como un beneficio potencial, es conocido como *valor de opción*. Finalmente el *valor de*

no uso es un valor asignado a un bien el cual no está relacionado con su uso actual o potencial, es decir, se asocia al valor intrínseco del recurso biológico.

Los distintos valores que se les da a los servicios ecosistémicos pueden ser excluyentes, alternos o competitivos, por lo que no siempre es posible considerar que el valor económico total asociado a un servicio, es la simple suma de los diferentes valores de uso o no uso. Al respecto, la economía ambiental necesariamente ha tenido que adoptar diversas metodologías que pretenden asignar valores económicos a los recursos naturales y estos valores son generados a partir de las preferencias o la voluntad de los individuos para mantener o cambiar el estado de su ambiente y/o nivel de riesgo que implica un deterioro ambiental. Estas preferencias individuales o colectivas constituyen la base de la medida de los beneficios, definiendo el valor económico de un recurso natural como la sumatoria de los montos que están dispuestos a pagar todos los individuos involucrados en el uso o manejo de dicho recurso. Los métodos más utilizados para valorar los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales, son el método de valoración contingente (Farber, 1988; Bateman y Langford, 1997), precio hedónico (Lupi et al., 1991; Doss y Taff, 1996), método de costo de viaje (Ramdial, 1975; Cooper y Loomis, 1993), esquema de función de producción (Acharya y Barbier, 2000), costo de oportunidad (Leitch y Hovne, 1996; Sathirathai y Barbier, 2001) y costo de reemplazo (Breaux et al., 1995; Emerton y Kekulandala, 2002).

Cuando existen restricciones en los recursos humanos y monetarios o cuando no existen datos suficientes y hay muy poco tiempo para realizar un estudio de valoración, el método de transferencia de valores representa una solución útil en los estudios de valoración de los servicios ecosistémicos. Aunque este método se utiliza cada vez más para la toma de decisiones, los debates académicos con respecto a la validez del método continúan (Troy y Wilson, 2006; Johnston y Rosenberger, 2010). Los estudios primarios de valoración siempre serán la mejor opción para la recopilación de información sobre el valor de los servicios ecosistémicos. Sin embargo, cuando no es factible llevar a cabo un estudio primario, la transferencia de valores será la

segunda mejor estrategia y el punto de partida para evaluación de la gestión y para el diseño de políticas ambientales, inclusive para iniciar la discusión académica sobre la validez o no de su aplicación para propósitos normativos (de la Lanza et al., 2013). Basándonos en los argumentos anteriores, en este estudio se optó por utilizar un esquema de transferencia de valor con la finalidad de generar estimaciones de referencia de los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales costeros de la región.

Distribución espacial del valor de los servicios ecosistémicos

El uso de datos de percepción remota y los SIG ha demostrado su capacidad de proporcionar una información completa sobre la dirección, la velocidad y la ubicación de los usos del suelo y los cambios de cobertura como resultado de una rápida urbanización. En muchos casos, la percepción remota, combinada con los SIG, puede ser la única forma económicamente viable para reunir información regular sobre los usos de suelo (Verstraete et al 1996; Seidl y Moraes 2000). Sin embargo, al trabajar con análisis del paisaje se debe tener en cuenta que se está trabajando con cierto grado de incertidumbre en los datos generados. Por lo tanto, un paso fundamental en estas evaluaciones es proporcionar información de la exactitud de los mapas de coberturas derivados de la percepción remota (Hou et al., 2013). El mapa temático generado en esta etapa de la investigación fue aceptado después de un proceso de validación, alcanzando una exactitud alta (95%) y un estimador del coeficiente de Kappa de 0.94, indicándonos una fuerte coincidencia entre los datos de referencia y el mapa temático generado. En donde, el tipo de humedal más representativo, en términos de superficie, fueron las lagunas costeras.

Se aplicó un modelo básico de meta-regresión con el objetivo de identificar las variables estadísticamente significativas en explicar la variación de los valores derivados de la literatura de valoración revisada. Los resultados indican que los métodos de valoración, el tamaño del humedal y el PIB per capita son variables importantes en explicar la variación en los valores. Sugiriendo que el método de valoración contingente es estadísticamente

significativo, teniendo un efecto positivo en los valores de los humedales, contrastando con el método de función de producción, el cual tiene un efecto negativo en el valor. Es decir que dependiendo del método de valoración que se esté utilizando el efecto en el valor será diferente, generando valores más altos (valoración contingente) o más bajos (función de producción). El coeficiente de la variable tamaño del humedal es bajo, negativo y significativo, sugiriendo una significativa disminución en los valores con respecto a la extensión del humedal. Es decir, entre mayor extensión tenga el humedal, el valor asignado será menor. Con respecto a la variable del PIB per capita, esta muestra una relación positiva con el valor de los humedales, sugiriendo que los ingresos tienen un importante efecto en el valor de los servicios ecosistémicos.

Basándonos en las estimaciones de los servicios ecosistémicos obtenidas a través del esquema de transferencia de valor directa y siendo validado este proceso con la aplicación de un meta-análisis, se determinó que el beneficio que obtienen las comunidades costeras de esta zona asciende a más de mil millones de dólares al año, destacando la zona del sur del área de estudio (Escuinapa) con la concentración de valores más alto, en donde las marismas y los manglares son algunos de los humedales con mayor presencia. Este resultado tiene que ser tratado como una estimación conservadora debido que en la literatura revisada para llevar a cabo la transferencia de valores hay servicios ecosistémicos de cierto tipo de humedales que han sido más estudiados que otros. Por ejemplo, se encontró que los manglares son el humedal que con mayor frecuencia se evalúa, a diferencia de las lagunas, humedal con menor representación en la literatura de valoración. En este sentido, las lagunas costeras a pesar de ser un humedal importante en términos de superficie, están subvaloradas económicaamente debido a la limitada disponibilidad de datos de valoración. Esta falta de datos no es exclusiva de esta investigación, varios autores han reportado dificultades en la integración de datos de valoración a partir de fuentes heterogéneas (Pendleton et al., 2007; Troy y Wilson, 2006; Brenner et al., 2010), destacando que si bien la literatura de valoración ha aumentado en los últimos años, ésta continúa sesgada a cierto

tipo de servicios ecosistémicos y de humedales. Por lo tanto, las estimaciones obtenidas en este estudio deben considerarse como el valor mínimo, ya que, algunos servicios ecosistémicos proporcionados por determinados humedales no se están contabilizando. En el futuro, se recomienda incorporar otro tipo de literatura en este tipo de análisis (reportes técnicos, tesis doctorales, documentos de gobierno, entre otros) con el objetivo de incorporar más datos y generar valores más representativos para cierto tipo de humedales.

A pesar de estas limitaciones, podemos argumentar que estudios de valoración, aplicando el método de transferencia de valores, puede ser de utilidad en contextos en los que las estimaciones de valor aproximadas son suficientes para mejorar en gran medida los análisis costo-beneficio para proyectos de gran escala que pueden afectar grandes extensiones de tierra, como ocurre en muchas localidades costeras del mundo, en donde se proyectan grandes desarrollos turísticos en el corto plazo (e.g. CIP-Playa Espíritu) o bien para tener una primera aproximación de los costos derivados de impactos negativos sobre ambientes costeros (de la Lanza et al., 2013). De hecho, estas estimaciones y el análisis espacial que se llevó a cabo es un referente muy importante a nivel regional, ya que puede ayudar para promover un mejor manejo de la zona costera, ubicando las zonas prioritarias de conservación y delimitando claramente las áreas destinadas para otros usos como la agricultura y acuicultura.

Análisis de los patrones de cobertura/ uso de suelo y los valores de los servicios ecosistémicos

La región de la costa del sur de Sinaloa, integra diversos tipos de humedales y otros ecosistemas que conservan un alto grado de naturalidad y que se encuentran en riesgo por las transformaciones que se tienen programadas para el corto plazo, como la propuesta de creación del CIP – Playa Espíritu, en Escuinapa. En este sentido, estimar las variaciones en los valores de los servicios ecosistémicos, resultado de los cambios en el uso de suelo, es

fundamental para implementar medidas de protección con respecto a estos ecosistemas.

Para lograr lo anterior, se generaron y compararon dos mapas temáticos (2000 y 2010) con una exactitud de 83% ($K' = 0.81$), los cuales, se derivaron del procesamiento digital de imágenes de satélite. Con respecto a la valoración de los servicios ecosistémicos, se utilizó una función meta-analítica de transferencia para predecir o estimar el valor anual por unidad de superficie (ha) para cada tipo de cobertura, debido a que es considerada como la más precisa dentro de los métodos de transferencia de valores, ya que los coeficientes de variabilidad estimados en la regresión se combinan con datos del contexto local incorporados en las variables exploratorias, permitiendo con esto que se incorpore en la función una mayor variación de las características del lugar , la cual no puede ser incluida al utilizar otros método de transferencia de valores (Kirchhoff et al., 1997; Smith and Huang, 1995; Bergstrom and Taylor, 2006).

En general, se observó que las tendencias de cambio se debieron a las interacciones entre los humedales naturales y no a los cambios en el uso de suelo, contrastando esto con los resultados obtenidos en otros estudios en la región, en donde los cambios en los humedales se les atribuye principalmente a la agricultura y la actividad acuícola (Alonso-Pérez et al., 2003; Berlanga y Ruiz, 2007). La tendencia general negativa de la marisma/ecotopo humedal arbustivo forestal (manglar) fue quizá el comportamiento más importante durante el periodo de estudio, teniendo una pérdida en superficie de aproximadamente 1,500 ha. Esta tendencia se ha encontrado en otros estudios realizados en la región (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007), quienes reportan que la cobertura de manglar mostró tendencias de cambio negativas, estimando una tasa de deforestación de 0.64%. De acuerdo con esta tendencia general, las zonas en donde ocurren modificaciones en la cobertura de manglar pueden ser más vulnerables y los futuros cambios de uso de suelo en la región podrían tener impactos significativos en el valor de los servicios ecosistémicos de este tipo de humedal. De hecho, la capacidad de este humedal para suministrar servicios ecosistémicos podría verse afectada por cambios en los usos de suelo, como la

propuesta de creación del CIP – Playa Espíritu, en la parte sur del área de estudio.

Con base en las estimaciones de superficie y el valor de los servicios ecosistémicos de cada una de las categorías de humedales naturales, se determinó que el valor total anual incrementó aproximadamente 18 millones de dólares (precios de 2007) durante un periodo de 10 años, a diferencia de lo que se esperaba. Este incremento se le atribuye a los altos valores asignados a la marisma (ecotopo fondo no consolidado) en la literatura especializada, no así a nivel local. Esta cobertura que mostró un 10 % de aumento en superficie produjo una tendencia positiva en el valor total de los servicios ecosistémicos, lo que contrasta con las tendencias encontradas en otros estudios, en donde por lo general, las estimaciones en los valores de los servicios ecosistémicos disminuyen a lo largo del tiempo, reducción atribuida principalmente al efecto de la expansión urbana sobre las coberturas de tierras (Kreuter et al., 2001; Zhao et al., 2004; Liu et al., 2012; Wu et al., 2013). En este sentido, si bien nuestros resultados nos indican una tendencia general positiva en el valor que proporcionan los humedales, ésta podría verse modificada por futuros cambios en el uso de suelo y en la valoración primaria a nivel local.

De acuerdo a lo anterior, se considera que la marisma/ecotopo fondo no consolidado es un humedal de gran importancia en esta región, no sólo por su extensión sino por el valor en los servicios ecosistémicos que está aportando. Y aunque la camaronicultura cubre una pequeña proporción del paisaje en la zona de estudio, esta actividad por lo general se desarrolla en este tipo de humedales, situación que podría alterar la dinámica natural de estos ecosistemas, reduciendo su capacidad para suministrar servicios ecosistémicos. De ahí que es imperativo que en la futura formulación de políticas de uso de suelo, la conservación y restauración de este tipo de humedal sea una prioridad.

Análisis de tendencias de cambio y escenarios futuros

Combinando la percepción remota, los SIG y las cadenas de Markov, en este estudio, se analizaron temporalmente y se predijeron los cambios en el paisaje. El análisis basado en cadenas de Markov produjo indicadores de la dirección de los cambios a futuro en las coberturas y uso de suelo, destacando las marismas (ecotopo fondo no consolidado y humedal arbustivo forestal) como las clases con la mayor probabilidad de cambio a lo largo del tiempo. Estos resultados son consistentes con el trabajo de Berlanga-Robles y Luna-Ruiz (2011), realizado en la costa norte de Nayarit, en donde encuentran que la marisma fue el tipo de humedal más susceptible al cambio. En este sentido, la parte sur del área de estudio es la más susceptible a cambiar, zona en donde las marismas y los manglares son frecuentes.

Basándonos en las superficies de cambio (ha) proyectadas para las cuatro categorías de humedal a través del análisis de Markov y en las estimaciones de valor, se calculó el flujo de valor total en el futuro. Encontrando que el flujo total aumenta a lo largo del tiempo. Sin embargo, el porcentaje de este cambio en el valor de los servicios ecosistémicos disminuye con el tiempo. Indicándonos, en caso de continuar esta tendencias, una posible estabilidad en el valor de los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales en los siguientes años. La disminución en el valor de los servicios ecosistémicos de la marisma/ ecotopo humedal arbustivo forestal (manglar) fue el cambio más importante durante el periodo de estudio. Y aunque, estos cambios se hayan debido a las interacciones entre los humedales naturales y no a los cambios en el uso de suelo, el suministro de servicios ecosistémicos por parte de este humedal puede verse afectado si esta tendencia de cambio continúa. Sin embargo, la contribución de la marisma/ ecotopo humedal arbustivo forestal (manglar) al flujo total no es significativa (5% en promedio) por lo que el impacto de su variación será relativamente menor en términos monetarios.

El enfoque propuesto sugiere que la integración de la percepción remota y el análisis de Markov, en conjunto con el enfoque de transferencia de valores, ofrece un análisis de las tendencias de cambio en los valores de los servicios

ecosistémicos en la región, el cual puede ayudar a los tomadores de decisión a mejorar las estrategias de conservación de los humedales.

En general, los valores generados en este trabajo ilustran qué equivalencia monetaria pueden tener los humedales en relación a los servicios que prestan; y representan además las estimaciones iniciales del costo que supondría para la sociedad en el caso de que estos ecosistemas se perdieran o se vieran modificados.

Cada alternativa que se elija con respecto a un ecosistema, ya sea conservarlo en su estado natural o convirtiéndolo a otro uso, va a tener implicaciones en términos de valores ganados o perdidos. La decisión en cuanto a qué uso darle a determinado ecosistema, sólo debe hacerse si las pérdidas y ganancias se analizan y evalúan correctamente; de ahí la importancia académica de este tipo de estudios, los cuales pueden servir de base en la planeación de políticas medio-ambientales.

CAPÍTULO 7

Conclusiones

- La percepción remota y los sistemas de información geográfica, en combinación con el método de transferencia de valores, son útiles para evaluar los cambios en coberturas de tierra y para proporcionar estimaciones de referencia en los valores de los SE proporcionados por los humedales.
- El proceso de clasificación generó cuatro clases de humedales naturales, uno de ellos incluyendo dos biotopos (fondo no consolidado y humedal arbustivo forestal), una clase de humedales artificiales, una clase urbana, una agrícola y una última clase con las coberturas restantes integradas en cobertura terrestre. De los humedales, la clase lagunas costeras fue la cobertura con más superficie, sólo arriba de la clase marisma/ecotopo fondo no consolidado. La clase con menor representación en términos de cobertura fueron los ríos.
- De acuerdo al método empleado, al menos mil millones de dólares (precios de 2003) es el beneficio que obtienen de los humedales las comunidades de esta región. Esto implica que cada año los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales costeros tienen una importante contribución al bienestar de las comunidades locales y que en caso de que estos ecosistemas se vieran alterados por futuros cambios de uso de suelo, esto podría tener impactos significativos en el suministro de los servicios ecosistémicos y por ende en la economía de las comunidades locales.
- La tendencia general negativa del manglar fue quizá el cambio más importante durante el periodo de estudio, considerándolo con esto como el humedal más vulnerable a impactos producidos por futuros proyectos de desarrollo en la región, sin embargo, de acuerdo con los resultados del análisis de transferencia de valores, su importancia desde el punto de vista económico resulta menor que el de las marismas de fondos no consolidados y por tanto el impacto de su variación es relativamente menor en términos monetarios.
- La marisma, tanto en su estrato arbustivo-arbóreo, como de fondos no consolidados, es un humedal de gran importancia en esta región, no sólo por

su extensión sino por el valor de los servicios ecosistémicos que aportan a las comunidades locales de la región.

- El análisis de Markov utilizado en este estudio nos sirvió para predecir los cambios en las coberturas y uso de suelo, destacando las marismas y manglares como las clases con la mayor probabilidad de cambio a lo largo del tiempo. En este contexto, la parte sur del área de estudio es la más susceptible a cambiar, zona en donde las marismas y los manglares son frecuentes.
- El esquema de transferencia de valor espacial descrito en este estudio puede ser aplicado en ecosistemas similares a nivel regional o nacional, el cual, puede permitir a los tomadores de decisión visualizar espacialmente el valor de los servicios ecosistémicos en diferentes escalas geográficas, identificando áreas críticas en el suministro de servicios ecosistémicos.

Literatura citada

A

- Aguilar, M.J., 1996. Development and evaluation of GIS-Based models for planning and management of coastal aquaculture: a case study in Sinaloa, Mexico. PhD Thesis, Institute of Aquaculture, University of Stirling. 373 pp.
- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C. A., Mitchelson-Jacob, G., 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean Coast. Manag.* 46(6), 583-600.

B

- Bai, Y., Zhuang, C., Ouyang, Z., Zheng, H., Jiang, B., 2011. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecol. Complex.* 8, 177–183.
- Bal, F., Nijkamp, P., 2001. In search of valid results in a complex economic environment: The potential of meta-analysis and value transfer. *Eur. J. Oper. Res.* 128 (2), 364–384.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81 (May): 169-193.
- Barbier, E.B., 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Econ. Pol.* 22, 177-229.
- Barbier, E.B., Strand, I., 1998. Valuing mangrove-fishery linkages: a case study of Campeche, Mexico. *Environ. Res. Econ.* 12, 151-166.
- Barbier, E.B., Acreman, M.C., Knowler, D., 1997. Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.
- Bateman, I.J., Ennew, C., Lovett, A.A., Rayner, A.J., 1999. Modelling and mapping agricultural output values using farm specific details and environmental databases. *J. Agr. Econ.* 50, 488–511.

- Bateman, I.J., Jones, L.P., Lovett, A.A., Lake, I.R., Day, B.H., 2002. Applying Geographical Information Systems (GIS) to environmental and resource economics. *Environ. Res. Econ.* 22, 219-269.
- Bateman, I.J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Dubgaard, A., Hasler B, et al., 2009. Making benefit transfers work: deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe. In: CSERGE working paper EDM 09–10, centre for social and economic research on the global environment. University of East Anglia.
- Bell, E., 1974. Markov analysis of land use change: an application of stochastic processes to remotely sensed data. *Socio Econ. Plan. Sci.* 8, 311–316.
- Bergstrom, J.C., Taylor, L.O., 2006. Using meta-analysis for benefits transfer: Theory and practice. *Ecol. Econ.* 60, 351-360.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2002. Land use mapping and change detection in the coastal zone of Northwest Mexico using remote sensing techniques. *J. Coast. Res.* 18 (3), 514-522.
- Berlanga, C.A., Ruiz, L.A., 2003. Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecol.* 18, 159-171.
- Berlanga, C.A., Ruiz, L.A., 2007. Análisis de la tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat. *Universidad y Ciencia: Trópico húmedo.* 23 (1), 29-46.
- Berlanga, C.A., Ruiz, L.A., De la Lanza, G., 2008. Esquema de clasificación de los humedales en México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.* 66, 25-46.
- Berlanga-Robles, C.A., García-Campos, R.R., López-Blanco, J., Ruiz-Luna, A., 2010. Patrones de cambio de coberturas y usos del suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000). *Investigaciones geográficas.* 72, 7-22.

- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., Hernández-Guzmán, R., 2011. Impact of shrimp farming on mangrove forest and other coastal wetlands: the case of Mexico. In: Sladonja, B. (Ed.), Aquaculture and the Environment - a Shared Destiny. InTech, ISBN 978-953-307-749-9, pp. 17-30.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2011. Integrating remote sensing techniques, geographical information systems (GIS), and stochastic models for monitoring land use and land cover (LULC) changes in the northern coastal region of Nayarit, Mexico. *GIScie Remote Sens.* 48 (2), 245-263.
- Boyd, J., Banzhaf, J., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.* 63, 616–626.
- Brander, L.M., Florax, R.J.G.M., Vermaat, J.E., 2006.. The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environ. Res. Econ.* 33, 223–50.
- Brander, L.M., Bräuer, I., Gerdes, H., Ghermandi, A., Kuik, O., Markandya, A., Navrud, S., Nunes, P.A.L.D., Schaafsma, M., Vos, H., Wagtendonk, A., 2012. Using meta-analysis and GIS for value transfer and scaling up: Valuing climate change induced losses of European Wetlands. *Environ. Res. Econ.* 52 (3), 395-413.
- Brenner, J., Jiménez, J.A., Sardá, R., Garola, A., 2010. An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean. Coast. Manag.* 53, 27-38.
- Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J., Crowards, T.C., Turner, R.K., 1999. A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Region. Environ. Chang.* 1, 47-57.
- Brouwer, R., 2000.. Environmental value transfer: State of the art and future prospects. *Ecol. Econ.* 32, 137–152.
- Burkhard, B., Kroll, F., Muller, F., Windhorst, W., 2009. Landscapes capacity to provide ecosystem services: a concept for land cover based assessments. *Landscape online*15, 1–22.

C

- Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Biociencias*. 1 (4), 3-15.
- Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A. Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., 2013. Valuation of ecosystem services provided by coastal wetlands in northwest Mexico. *Ocean Coast. Manag.* 78, 1-11.
- Campbell, J.B., 1996. *Introduction to Remote Sensing*, second ed. Taylor and Francis, London.
- Carpenter, S.R., DeFries, R., Dietz, T., Mooney, H.A., Polasky, S., Reid, W.V., Scholes, R.J., 2006. Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science*. 314, 257–258.
- Carson, R., 2006. *Silent spring*. Boston, MA. Houghton Mifflin Company.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C., 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4, 2138–2152.
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biol. Conser.* 120, 549–565.
- Congalton, R.G., Green, K., 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*, Lewis Publisher, USA.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387 (15), 253–260.
- Costanza, R., Perez-Maqueo, O., Martinez, M.L., Sutton, P., Anderson, S., Mulder, K., 2008. The value of coastal wetlands for hurricane protection. *Ambio* 37, 241-248.
- Costanza, R. 2008. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biol. Conser.* 141, 350–352.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., LaRoe, E.T., 1979. *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

D

- Daily, G.C., 1997. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington, DC: Island Press.
- De Groot, R.S., 1992. Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making. Wolters-Noordhoff, Amsterdam.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7 (3), 260-272.
- De la Lanza, E.G., Ruiz, A., Fuentes P. Camacho, V., et al., 2013. Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de México. *Investigación ambiental, ciencia y política pública*, Instituto Nacional de Ecología. 5(1), 7-32.
- Di Gregorio, A., Jansen, L.J.M., 2005. Land cover classification system classification concepts and user manual. Software version (2). Version revised by Di Gregorio A. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

E

- Eade, J.D, Moran, D., 1996. Spatial economic valuation: benefits transfer using geographic information systems. *J. Environ. Manag.* 48, 97–110.
- Eamus, D., Macinnis-Ng, C., Hose, G.C., Zeppel, M.J.B., Taylor, D.T., Murray, B.R., 2005. Ecosystem services: an ecophysiological examination. *Aust. J. Bot.* 53, 1–19.
- Eastman, J.R., 2009. IDRISI 16: The Taiga Edition. Clark Labs, Worcester, Mass.

- EEA, 2010. Scaling up Ecosystem Benefits: a Contribution to the Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) Study. European Environment Agency, Copenhagen.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Bode, M., Richardson, D.M., 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biol. Cons.* 142, 553–562.
- Ehlers, M., Jadkowski, M.A., Howard, R.R., Brostuen, D.E., 1990. Application of SPOT data for regional growth analysis and local planning. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 56, 175–180.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B. et al., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J. Appl. Ecol.*, 47 (2), 377-385.
- Eshet, T.M. Baron, M., Shechter, M., 2007. Exploring benefit transfer: Disamenities of waste transfer stations. *Environ. Resour. Econ.* 37 (3), 521-547.

F

- Fan, F., Wang, Y., Wang, Z., 2008. Temporal and spatial change detecting (1998-2003) and predicting of land use and land cover in core corridor of Pearl River delta (China) by using TM and ETM + images. *Environ. Monit. Assess.* 137, 127-147.
- Farber, S., Costanza, R., Childers, D.L., Erickson, J., Gross, K., Grove, M., et al., 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience*. 56, 121–13 3.
- Farman, J.C., Gardiner, B.G., Shanklin, J.D., 1985. Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction. *Nature*. 315, 207–210.
- Fisher, B., Turner, K.R., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643-653.
- Fisher, B., Bateman, I., Turner, R.K., 2011. Valuing ecosystem services: Benefits, values, space and time. *Ecosystem Services Economics (ESE)*. Working Paper Series. 3. The United Nations Environment Programme.

Freeman, A.M. III., 2010. The wealth of nature: Valuing ecosystem services. Proceedings EEPSEA Impact Conference, Vietnam.

G

Gascoigne, W.R., Hoag, D., Koontz, L., Tangen, B.A., Shaffer, T.L., Gleason, R.A., 2011. Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA. *Ecol. Econ.* 70 (10), 1715-1725.

Ghermandi, A., van den Bergh, J.C.J.M., Brander, L.M., de Groot, R.S., Nunes, P.A.L.D., 2010. Values of natural and human-made wetlands: a meta-analysis. *Water Resour. Res.* 46.

Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., Portela, R., Rao, N., Teelucksingh, S.S., 2011. Recreational, cultural and aesthetic services from estuarine and coastal ecosystems. In: Wolanski, E., McLusky, D.S. (Eds.), 2011. Treatise on Estuarine and Coastal Science, vol. 12. Elsevier, Amsterdam, pp. 217-237.

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R. 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas.* 16, 4-14.

Groffman, P.M., Driscoll, C.T., Likens, G.E., Fahey, T.J., Holmes, R.T., Eagar, C., Aber, J., 2004. Nor gloom of night: a new conceptual model for the Hubbard Brook ecosystem study. *Bioscience.* 54, 139–148.

Gutiérrez, N.C., et al. 1996. Una introducción al estudio económico-ecológico del mangle en la costa sur de Tamaulipas. Instituto de Ecología y Alimentos. Universidad Autónoma de Tamaulipas.

H

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M.,

- Steneck, R., Watson, R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*. 319 (5865), 948–952.
- Hammack, J., Brown, G.M., 1974. Waterfowl and wetlands: toward a bio-economic analysis. *Resources for the future*. John Hopkins University Press, Washington, D.C.
- Harris, P.M., Ventura, S.J., 1995. The integration of geographic data with remotely sensed imagery to improve classification in an urban area. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 61, 993–998.
- Harwood, J., Stokes, K., 2003. Coping with uncertainty in ecological advice: Lessons from fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 18, 617–622.
- Hedgepeth, J.L., 1983. Brackish waters, estuaries, and lagoons. In: Kinne, O. (Ed.), 1983. *Marine Ecology*, vol. 5. John Wiley and Sons, New York, USA, pp. 739-757.
- Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *J. Environ. Manag.* 127 (supplement), 117-131.

I

- Iacono, M., Levinson, D., El-Geneidy, A., Wasfi, R., 2012. A Markov Chain Model of Land Use Change in the Twin Cities, 1958-2005.
- INEGI., 1991. Datos básicos de la geografía de México: Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 142 p.
- INEGI., 1995. Escuinapa, Estado de Sinaloa, cuaderno estadístico municipal, México: Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 168 p.
- INEGI., 2010. Anuario estadístico de Sinaloa 2010: Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 553 p.

J

- Jensen, J.R., Hodgson, M., Christensen, E., Mackey, H.E., Tinney, L., Sharitz, R., 1986. Remote sensing of inland wetlands: a multi-spectral approach. *Photogram. Eng. Remote Sensing.* 52, 87–100.
- Johnston, R.J., Besedin, E.Y., Wardwell, R.F., 2003. Modeling relationships between use and nonuse values for surface water quality: A meta-analysis. *Water Resour. Res.* 39 (12).
- Johnston, R.J., Rosenberger, R.S., 2010. Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *J. Econ. Surv.* 24 (3), 479-510.
- Jørgensen, S.E. 2010. Ecosystem services, sustainability and thermodynamic indicators. *Ecol. Complexity.* 7, 311–313.

K

- Kirchhoff, S., Colby, B.G., LaFrance, J.T., 1997. Evaluating the performance of benefit transfer: An empirical inquiry. *J. Environ. Econ. Manag.* 33, 75–93.
- Kleinbaum, D.G., Klein, M., 2002. Logistic Regression. A Self-Learning Text, second ed. Springer, N.Y. 513 p.
- Konarska, K.M., Sutton, P.C., Castellon, M., 2002. Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation: a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. *Ecol. Econ.* 41 (3), 491-507.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol. Letters.* 8, 468–479.
- Kreuter, U.P., Harris, H.G., Matlock, M.D., Lacey, R.E., 2001. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecol. Econ.* 39, 333-346.
- Kumar, M., Kumar, P., 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecol. Econ.* 64, 808-819.

L

- Lara Dominguez., A.L., Yañez Aranciba, A., Seijo, J.C., 1998. Valuación económica de los ecosistemas. Estudio de caso de los manglares en campeche. En: Benitez, H., Vega, E., Peña Jimenez, A., Ávila Foucat, S. (editores). Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Instituto Nacional de Ecología.
- Lautenbach, S., Kugel, C., Lausch, A., Seppelt, R., 2011. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecol. Indic.* 11, 676–687.
- Lavorel, S., Grigulis, K., 2012. How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *J. Ecol.* 100, 128–140.
- Leschine, T.M., Wellman, K.F., Green, T.H., 1997. The economic value of wetlands: wetlands role in flood protection in Western Washington. Ecology Publication no. 97-100, Washington State Department of Ecology.
- Levin, L.A., Boesch, D.F., Covich, A., Dahm, C., Ersleus, C., Ewel, K.C., Kneib, R.T., Moldenke, A., Palmer, M.A., Snelgrove, P., Strayer, D., Weslawskil, J.M., 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4, 430–451.
- Li, R.Q., Dong, M., Cui, J.Y., Zhang, L.L., Cui, Q.G., He, W.M., 2007. Quantification of the impact of land-use changes on ecosystem services: A case study in Pingbian County, China. *Environ. Monit. Assess.* 128 (1–3), 503–510.
- Li, T.H., Li, W.K., Qian, Z.H., 2010. Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecol. Econ.* 69 (7), 1427–1435.
- Luck, G.W., Chan, K.M.A., Fay, J.P., 2009. Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. *Conserv. Lett.* 2, 178–188.

Luisetti, T., Turner, R.K., Hadley, D., Morse-Jones, S., 2010. Coastal and marine ecosystem services valuation for policy and management (No. 10-04). CSERGE working paper EDM.

M

Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liquete, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., La Notte, A., Zulian, G., Bouraoui, F., Paracchini, M.L., Braat, L., Bidoglio, G., 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosys. Serv.* 1, 31-39.

Martínez, M.L., Intralawan, A., Vazquez, G., Perez-Maqueo, O., Sutton, P., Landgrave, R., 2007. The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecol. Econ.* 63 (2–3), 254–272.

Mendoza-González, G., Martínez, M.L., Lithgow, D., Pérez-Maqueo, O., Simonin, P., 2012. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecol. Econ.* 82, 23-32.

Millennium Ecosystem Assessment., 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press.

Millennium Ecosystem Assessment., 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute.

Metzger, M.J., Rounsevell, M.D.A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., Schroter, D., 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agr. Ecosyst. Environ.* 114, 69–85.

N

Naidoo, R., Adamowicz, W.L., 2006. Modelling opportunity costs of conservation in transitional landscapes. *J. Soc. Conser. Biol.* 20 (2), 490–500.

- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Ricketts, T.H., 2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105 (28), 9495-9500.
- National Research Council (NRC), 2005. *Valuing Ecosystem Services: towards better environmental decision-making*. National Academies Press, Washington, D.C.
- Navrud, S., Ready, R., 2007. Lessons learned for environmental value transfer, in: Navrud, S., Ready, R. (Eds.). *Environmental Value Transfer: Issues and Methods. The Economics of Non-Market Goods and Resources*. Volume 9., Springer, The Netherlands, pp, 283-290.
- Nelson, E., Polasky, S., Lewis, D.J., Plantinga, A.J., Lonsdorf, E., White, D., Bael, D., Lawler, J.J., 2008. Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 105, 9471–9476.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M.R. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7 (1), 4–11.
- Norgaard, R.B., Bode, C., 1998. Values Reading Group. Next, the value of God, and other reactions. *Ecol. Econ.* 25, 37-39.

O

- Ojeda, M.I., Mayer, A.S., Salomon, B.D., 2008. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecol. Econ.* 65 (1), 155-166.
- Oñate-Valdivieso, F., Bosque Sendra, J., 2010. Application of GIS and remote sensing techniques in generation of land use scenarios for hydrological modeling. *J. Hydrol.* 395 (3), 256-263.

P

Pendleton, L., Atiyah, P., Moorthy, A., 2007. Is the non-market literature adequate to support coastal and marine management?. *Ocean Coast. Manag.* 50, 363– 78.

Ponce-Palafox, J.T., Ruiz-Luna, A., Castillo-Vargas Machuca, S., García-Ulloa, M., Arredondo-Figueroa, J.L., 2011. Technical, economics and environmental analysis of semi-intensive shrimp (*Litopenaeus vannamei*) farming in Sonora, Sinaloa and Nayarit states, at the east coast of the Gulf of California, Mexico. *Ocean Coast. Manag.* 54, 507-513.

R

Ramsey, E.W., Laine, S.C., 1997. Comparison of Landsat Thematic Mapper and high resolution photography to identify change in complex coastal wetlands. *J. Coastal Res.* 13, 281–292.

Ramsey III, E.W., Nelson, G.A. Sapkota, S.K., 2001. Coastal change analysis program implemented in Louisiana. *J. Coastal Res.* 17 (1), 53-71.

Robinson, V.B., 1978. Information theory and sequences of land use: an application. *Prof. Geogr.* 30 (2), 174-179.

Rosenberger, R.S., Loomis, J. B., 2000. Using meta-analysis for benefit transfer: In sample convergent validity tests of an outdoor recreation database. *Water Resour. Res.* 36 (4), 1097–1107.

Rosenberger, R.S., Stanley, T.D., 2006. Measurement, generalization, and publication: Source of error in benefit transfer and their management. *Ecol. Econ.* 60 (2), 372-378.

Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A. 1999. Modifications in coverage patterns land use in the landscape around the Huizache-Caimanero lagoon system, Sinaloa, México: a multitemporal analysis using Landsat images. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 49, 37-44.

Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2003. Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landsc. Ecol.* 18, 159-171.

S

Sachs, J.D., Reid, W.V., 2006. Environment-investments toward sustainable development. *Science*. 312, 1002.

Sanjurjo, E., 2004. Estimación de la demanda por los servicios recreativos del manglar en Marismas Nacionales: una aplicación de la metodología de valoración contingente en La Tobarra. II Congreso Anual de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales (ALEAR). Oaxaca, México.

Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., et al., 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Saville, A., Bailey, R.S., 1980. The assessment and management of the herring stocks in the North Sea and to the west of Scotland. *Rapports et Proce's-Verbaux des Reunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*.

Scheierling, S. M., Loomis, J.B., Young, R.A., 2006. Irrigation water demand: A meta-analysis of price elasticities. *Water Resour. Res.* 42, W01411, doi:10.1029/2005WR004009.

Seidl, A.F., Moraes, A.S., 2000. Global valuation of ecosystem services: Application to the Pantanal da Nhecolandia, Brazil. *Ecol. Econ.* 33, 1–6.

Semarnat, 2011. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Regional para el Proyecto "Centro Integralmente Planeado Costa Pacífico" en el Municipio de Escuinapa, Sinaloa. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 76 p.

Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.* 48 (3), 630-636.

Sokal, R., 1974. Classification: purposes, principles, progress, prospects. *Science*. 185, 111-123.

T

Tallis, H., Polasky, S., 2009. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1162, 265-283.

TEEB., 2010. The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations, Kumar P (Eds.), Earthscan, London and Washington.

Tietenberg, T., 1992. Environmental and natural resource economics. New York, USA: Harper Collins Publishers.

Tietenberg, T.H., 1993. Using economic incentives to maintain our environment. Reprinted in: Daly, H.E. y Kenneth N. Townsend (eds.). *Valuing the Earth. Economics, ecology, ethics*. Cambridge: The MIT Press 315-324 pp.

Troy, A., Wilson, M.A., 2006. Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecol. Econ.* 60, 435-449.

Turner, R.K., van den Bergh, J.C.J.M., Soderqvist, T., Barendregt, A., Straaten, J., Maltby, E., van Ierland, E.C., 2000. Ecological economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecol. Econ.* 35, 7-23.

Turner, R.K., Georgiou, S., Fisher, B., 2008. *Valuing Ecosystem Services: The Case of multi-functional wetlands*. London: Cromwell Press.

U

UNEP., 2011. Economic Analysis of Mangrove Forests: A case study in Gazi Bay, Kenya. UNEP.

U.S. Environmental Protection Agency., 2004. Ecological benefits assessment strategic plan. Washington. DC: SAB Review Draft.

V

Verstraete, M.M., Pinty, B., Myneni, R.B., 1996. Potential and limitations of information extraction on the terrestrial biosphere from satellite remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 58, 201–214.

W

Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biol. Conser.* 139, 235–246.

Weng, Q., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modeling. *J. Environ. Manage.* 64(3), 273–284.

Westman, W., 1977. How much are nature's services worth? *Science*. 197, 960–964.

Westmoreland, S., Stow, D.A., 1992. Category identification of changed land-use polygons in an integrated image processing/geographic information system. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 58, 1593–1599.

Whitten, S.M., Bennett, J.W., 1998. Private and Social Values of Wetlands. Research Reports. School of Economics and Management, University College, The University of South Wales, Canberra.

Wilson, M., Troy, A., Costanza, R., 2004. The economic geography of ecosystem goods and services: revealing the monetary value of landscapes through transfer methods and Geographic Information Systems, in: Dietrich, M., Straaten, V.D. (Eds.), *Cultural Landscapes and Land Use*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 69–94.

Woodward, R.T., Wui, Y.S., 2001. The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecol. Econ.* 37, 257-270

WDI, World Development Indicators., 2006. World Bank.

Z

Zhao, B., Kreuter, U., Lia, B., Ma, Z.J., Chen, J.K., Nakagoshi, N., 2004. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy*. 21, 139–148

Apéndices

Lista de publicaciones

1. Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Berlanga-Robles, C.A., Nunes, P.A.L.D. Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands. (aceptada con correcciones mayores en *Environmental Management*).
2. Camacho-Valdez V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., 2013. Valuation of Ecosystem Services provided by coastal wetlands in northwest Mexico. *Ocean and Coastal Management*. 78, 1-11.
3. De la Lanza G., Ruiz A., Fuentes P., Camacho V. et al., 2013. Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de México. *Revista Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública-INE*. 5 (1), 7-32.
4. Camacho-Valdés V. y Ruiz-Luna, A., 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Biociencias*. 1 (4), 3-15.

Asistencia a congresos

Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Berlanga-Robles, C.A., Nunes, P.A.L.D., 2013. The analysis of land use and ecosystem service values changes in the northern coast of Mexico. 7th Biennial Conference of the U.S. Society for Ecological Economics, held together with the 5th Annual Conference of Biophysical Economics. Del 9 al 12 de junio en Universidad de Vermont, Burlington, Vermont, EUA. Presentación Poster.

Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., 2012. Integration of economic valuation and spatial analysis as a tool to preserve coastal wetlands in Southern Sinaloa, Mexico. 19th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics. Del 27 al 30 de junio en Praga, República Checa. Presentación Poster.

Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., 2012. Integration of economic valuation and spatial analysis as a tool to preserve coastal wetlands in Southern Sinaloa, Mexico. 12th Biennial Conference of the International Society for Ecological Economics, Ecological Economics and Rio +20: Challenges and Contributions of a Green Economy. Del 16 al 19 de junio en Río de Janeiro, Brasil. Presentación Oral.

Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., 2012. 2010. Integración de la valoración económica y el análisis espacial como herramienta para la conservación de los humedales costeros del sur de Sinaloa. 1^{er} Congreso Internacional de la Sociedad Mesoamericana de Economía Ecológica con el trabajo. Del 24 al 26 de noviembre. Presentación Oral.

Curriculum Vitae

Vera Camacho Valdez nació el 11 de febrero de 1974 en la Ciudad de México. En 1998, obtuvo el título de oceanóloga por la Universidad Autónoma de Baja California. Durante el 2004 recibió el título de maestra en ciencias con especialidad en Manejo de Recursos Marinos por el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN, en donde su investigación se enfocó en la morfodinámica costera. Su experiencia laboral incluye el trabajo como técnico en el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN (2000-02) y en la Universidad Autónoma de Baja California (2004-05). También ha trabajado como profesora investigadora asociada en la Universidad del Mar (2007-09). A principios de 2010 inició sus estudios de doctorado en el Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Su interés de investigación incluye la economía ecológica y ambiental, con énfasis en la evaluación de los servicios ecosistémicos, el análisis espacial (SIG) y el manejo costero.