HAL
open science

Ecosystem services and landscape : Interactions in a socio-ecological system on the periphery of Mexico city

Antonio Villanueva Villa

To cite this version:

Antonio Villanueva Villa. Ecosystem services and landscape : Interactions in a socio-ecological system on the periphery of Mexico city. Geography. Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France, 2018. Español. NNT : 2018IAVF0020 . tel-02537053

HAL Id: tel-02537053

https://pastel.hal.science/tel-02537053v1

Submitted on 8 Apr 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

agreenium
l'institut agronomique, vétérinaire & forestier de France

AgroParisTech

NNT° : 2018IAVF0020

THESE DE DOCTORAT

préparée à l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech)

pour obtenir le grade de

Docteur de l'Institut agronomique vétérinaire et forestier de France

Spécialité : Sciences de l'environnement

École doctorale n°581
Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

par

Antonio VILLANUEVA VILLA

Services écosystémiques et paysage : Interactions dans un système socio-écologique à la périphérie de la ville de Mexico

Directeur de thèse : **Jacques IMBERNON**
Co-encadrement de la thèse : **Eugenio FIGUEROA B.**

Thèse présentée et soutenue à Montpellier, le 8 novembre 2018 :

Composition du jury :

M. Bruno RAPIDEL, Chercheur, CIRAD	Président et Rapporteur
Mme Lucia ALMEIDA LEÑERO, Professeur, Universidad Nacional Autonoma de Mexico	Rapporteur
Mme Christine MEYNARD, Chargé de recherche, INRA	Examinatrice
Mme Julie LE GALL, Maître de conférence, ENS de Lyon	Examinatrice
M. Eugenio FIGUEROA BENAVIDES, Professeur, Universidad de Chile	Co-encadrant
M. Jacques IMBERNON, Chercheur, CIRAD	Directeur de thèse

UMR TETIS (AgroParisTech-IRSTEA-CIRAD) Territoires, Environnement, Télédétection et Information Spatiale
500 rue Jean François Breton
34093 Montpellier Cedex 5

Agradecimientos

Tengo tantas personas que agradecer y nombrar que podría tener más páginas de agradecimientos que páginas de resultados y a pesar de eso seguro olvidaría a alguien. Tampoco quería poner los agradecimientos en orden de importancia, ni de jerarquía, pero de alguna forma hay que empezar –dicen por ahí-.

En primer lugar, quiero agradecer a mi director de tesis, Jacques Imbernon, quien deposito desde el principio hasta el final su confianza en un doctorate que a veces ni él mismo confiaba en él. Un guia profesional y un amigo siempre dispuesto a escuchar con la puerta abierta de su oficina y de su casa, un gran maestreo. Eugenio Figueroa mi codirector de tesis quien me hablo por primera vez de algo llamado Servicios Ecosistémicos, guia y maestro que se convirtió en amigo en estos años de trabajo.

Un reconocimiento especial a Didier Bazile, quien me hablo por primera vez del Cirad en Chile en mis años de licenciatura. Nunca imagine que terminaría haciendo mi tesis doctoral en aquel lejano lugar del cual me hablo.

Un agradecimiento especial a Bruno Locatelli, por su ayuda, motivación, disposición y gran paciencia en ayudarme con mis ideas muchas veces confusas, un mentor científico.

A las personas que me ayudaron en mi trabajo de terreno en México, Polo Galicia, Lucia Almeida, a sus equipos de trabajos que colaboraron gentilmente conmigo Leo, Laura, Isa, y de otros tantos. Me acuerdo vivamente de todos los rostros, pero no puedo recordar todos sus nombres con claridad. Un gran “Merci” a todos!.

Los amigos que crucé a lo largo de mi tesis compañeros de oficinas, conversaciones, casi una familia, a los doctorantes y amigos Green, Paulo, que además de su tesis era el soporte técnico informático de muchos, a Hermine et ses lapins, a Hasina, Pauline, Caroline, Camile. Seguro que se me olvido alguno, no se ofendan, solo quiero pronto terminar la tesis.

Las ayudas en tiempos difíciles, Abigail Fallot, Antonio y sus niñas encantadoras, Leonor y Almendra, a Vannese Labeyrie, Francois Busquet, Laurence Bonidan por su buena onda, estaré en deuda con Uds. por siempre.

Unas líneas de agradecimiento son poco para don Grabiel de la Vega (Gabriel Poujol), compañero de oficina, de locuras, de aventuras, conversaciones. También otro compañero de cruzada el gringo, Anissou Bawa. Un reconocimiento a quien me ayudo desde los inicios de este viaje a Francia, al gran Andrés Rees y su familia, Sophie y Olivier.

Como no agradecer a mis amigos Driss y Clotilde, dispuestos a escucharme desde artículos científicos hasta del Tarot y que siempre estuvieron dispuestos a prestarme su departamento aunque no cuidase bien de sus plantas ni de su whisky.

La familia quizá debería ir al inicio de esta lista, en especial a mis padres inmortales y siempre presentes Norma y Roberto, a mis hermano y primos; Roberto, Rodrigo, Leonardo, Rubén, Rodrigo, Ximena, Giordano, Claudia, Nanito, Fernandito, Angélica, a mi sobrino Seba que a pesar de la distancia siempre estuvieron disponibles para mí, a mis padres adoptivos que aunque no los llame mucho, siempre pienso en Uds; Alicia, Nelson, Albina y Nestor.

Infinitas gracias al universo por haber cruzado en mi camino a una familia especial y que estará siempre en mi vida, Francesca y su familia; Carlo, Paulina, Renzo, Paulo y a los que están en Chile, Felipe, su esposa y sus hijas, la familia Hermosilla-Ruiz, a los Tatas, a todos los que están, los que no están y a los que estarán.

Gracias especiales, a quien se hizo su lugar en un momento inesperado en esta historia disparatada, gracias Josephine por estar en el momento indicado con las correcciones del francés, las palabras precisas y la sonrisa perfecta. Gracias a su familia por darme el incentivo que necesitaba para terminar esta larga carrera, el delicioso “Sanglier à la moutarde de Betina”.

Y sobre todo un gran agradecimiento a mi mejor y más grande maestro, a quien me escogió para acompañarle en su vida hasta el fin de los tiempos, que a pesar de las ganas de enseñarle cosas, descubro cada día que soy yo quien aprende más con él. Gracias Lucas, hijo mío por mostrarme quien soy, adonde voy y con quien voy.

RESUME IN EXTENSO

Chapitre 1. Services Ecosystémiques et interactions entre nature et société

À notre époque, que certains appellent « Capitalocène », en raison des transformations anthropiques de la planète produites dans une logique capitaliste et de l'exploitation des combustibles fossiles (Malm et Dobenesque 2017), il est très important de comprendre des interactions entre la nature et la société au niveau global et surtout au niveau local pour les contrôler et mieux agir (Crutzen 2002; Malm et Dobenesque 2017) utilisant les concepts de Services Ecosystémiques (SE) et des Systèmes Socio-Ecologiques (SSE) séparément pour déterminer comment et dans quelle mesure ces interactions se produisent (Lamarque 2012; Mouchet et al. 2014). Mais les deux approches n'ont pas abordé les interactions au niveau du paysage qui est pourtant un produit de la perception des interactions entre les facteurs naturels et anthropiques à une échelle temporelle et spatiale (Bertrand et Dollfus 1973; Bastian et al. 2006; Burkhard et al. 2010; Council of Europe 2000; Burkhard et al. 2014).

Cette thèse mobilise conjointement les approches des Services Ecosystémiques (SE) et des Systèmes Socio-Ecologiques (SSE) pour analyser spatialement les interactions entre la nature et la société (Figure a) en intégrant dans ces approches la notion de paysage. Le premier chapitre présente une discussion théorique qui cherche à intégrer les deux approches dans une perspective spatiale. Il montre toutefois que ces deux ne sont pas encore scientifiquement stabilisées et font l'objet de nombreux débats (Bonnin 2012; Lamarque 2012).

Malgré les imprécisions conceptuelles, les SE peuvent être définis comme les flux générés par l'écosystème, y compris les interactions écologiques. Ils n'incluent ni les biens matériaux ni l'intervention humaine (Daily 1997; Costanza et al. 1997; La Notte et al. 2017). Les SSE, de leur côté, peuvent être compris comme des systèmes adaptatifs complexes, où les acteurs sociaux et les composantes biophysiques interagissent à différentes échelles temporelles et spatiales. Dans ces systèmes les institutions et les acteurs ont différents niveaux de pouvoir pour la prise des décisions (McGinnis et Ostrom 2014; Ostrom 2009).

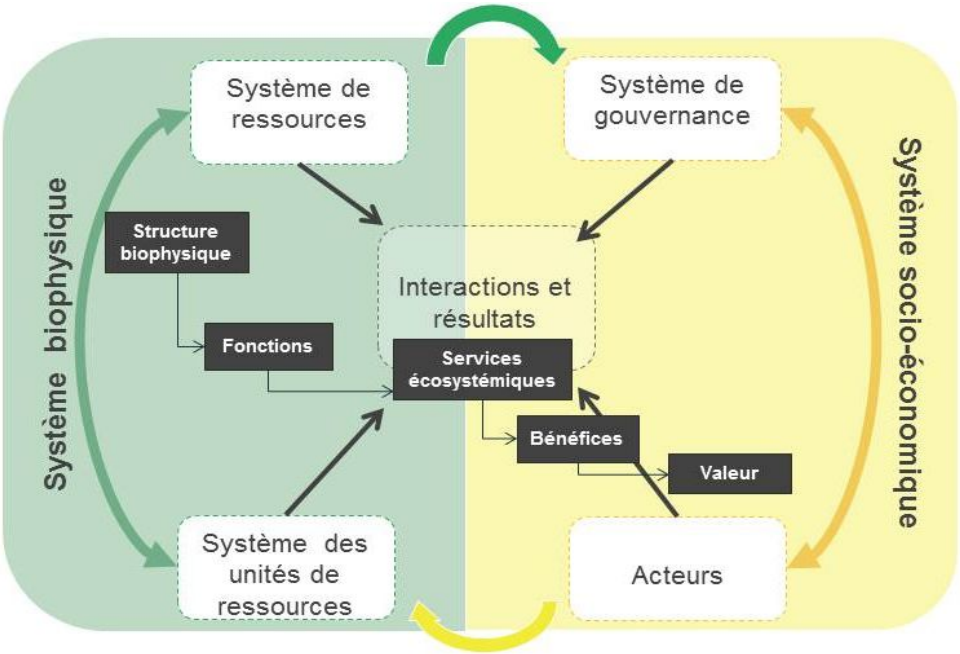


Figure a : La superposition des SSE et des approches en cascade des SE

Chapitre 2. Une forêt sous pression : zone d'étude et problématique

L'étude a été menée dans le « Bosque de Agua » littéralement "la forêt de l'eau", une zone située à la périphérie de la ville de Mexico, dans l'axe volcanique trans-mexicain. Il couvre environ 250 000 hectares (Padilla et al. 2008; Su et al. 2015), mais n'a pas de statut légal de protection, il est composé en réalité de plusieurs aires naturelles protégées (ANP). Ses limites ont été définies selon des critères sociaux et écologiques par l'initiative pour la conservation du « Bosque de Agua » en 2012 (ECOBA 2012).

Le « Bosque de Agua » chevauche trois États mexicains (Etat de Mexico, Etat de Morelos et le Distrito Deferal) et couvre 37 municipalités. Au total, 443 490 personnes vivent dans cette zone selon l'Institut national de géographie et de statistique (INEGI 2010). Toutes ces personnes bénéficient directement des SE fournis par le « Bosque de Agua » (ECOBA 2012). Une mosaïque spatiale de différentes unités de paysage constitue cet espace : des zones urbaines, des zones agricoles, des prairies naturelles et dès les forêts. Avec 64% de la superficie totale, la forêt reste de loin la principale occupation des sols dans la région. Elle est caractérisée par la présence d'*Abies religiosa*, de *Pinus hartwegii* et de *Quercus spp*. (Challenger et Soberón 2008).

Le « Bosque de Agua » est aussi une région d'importance stratégique pour le pays car c'est à la fois une zone de conservation prioritaire et le principal fournisseur d'eau pour les aquifères qui alimentent les plus de 23 millions de personnes vivant dans les zones métropolitaines de Mexico, Toluca et Cuernavaca (Carrera-Hernández et Gaskin 2008; ECOBA 2012; Padilla et al. 2008). Elle comprend plusieurs Aires Naturelles Protégées (ANP) qui couvrent au total 201 744 hectares, soit 79 % de sa superficie totale. Outre des ANP, 59 200 hectares font l'objet de contrats de Paiements pour Services Environnementaux (PES) (Sims et Alix-Garcia 2016). Malgré ce rôle crucial, le « Bosque de Agua » souffre d'une fragmentation croissante de sa connectivité causée par l'étalement urbain, l'expansion agricole et l'exploitation illégale de bois (Kolb et Galicia 2012; Villanueva et Imbernon 2013) (Figure b).

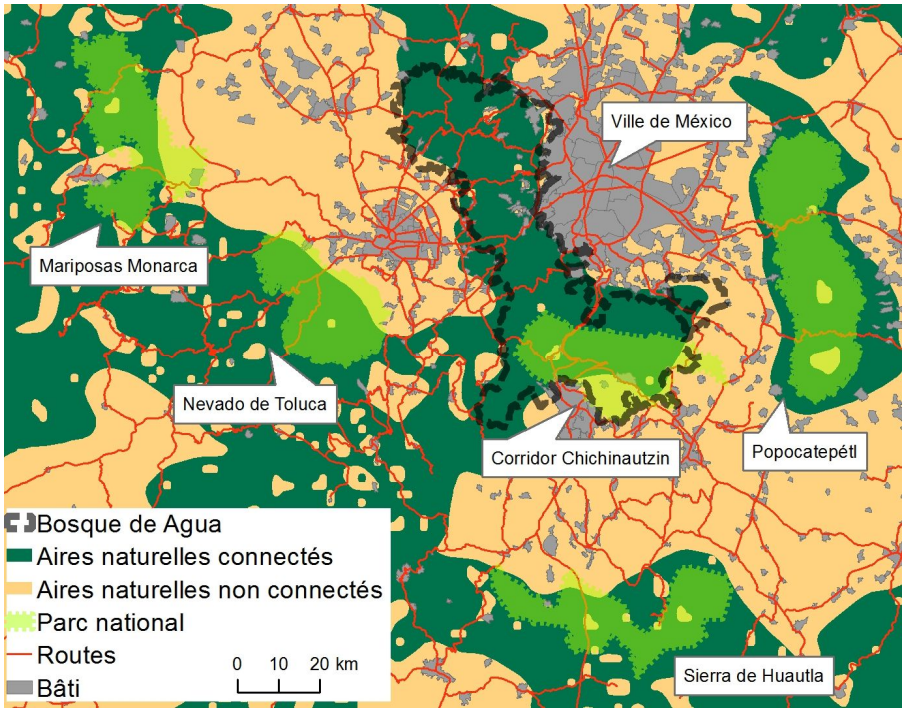


Figure b : Le« Bosque de Agua » dans son contexte régional.

Chapitre 3. Les objectifs de la thèse

La nécessité d'un nouveau paradigme pour la conservation de ces écosystèmes nous amène à nous demander comment les populations locales interagissent avec les SE d'une manière spatialement explicite, et comment ces relations sont modifiées par les intérêts institutionnels. A partir de ce questionnement, l'objectif central de la thèse est d'explorer les interactions entre les systèmes biophysiques et sociaux à travers la perception des acteurs locaux dans un premier temps puis de la modélisation spatiale des SE. Nous cherchons de fait à insérer la dimension spatiale dans l'évaluation des SE par la modélisation et la perception. Nous utilisons pour cela le cadre des sous-systèmes d'Ostrom (2009), en mettant l'accent sur la dimension spatiale de leurs interactions. De là les objectifs spécifiques de la thèse sont les suivant :

I. Modéliser spatialement les Services Écosystémiques à partir de variables biophysiques

III. Analyser les perceptions des Services Écosystémiques par les acteurs locaux

II. Mettre en perspective les instruments de la conservation avec les Services Écosystémiques dans l'espace

IV Analyser les différences entre les modèles biophysiques et les perceptions des SE

Chapitre 4. La modélisation spatiale des SE et sa relation avec le paysage

Dans un première temps, quatre SE ont été modélisés: l'approvisionnement en nourriture (biomasse dans les cultures agricoles), l'approvisionnement en eau, l'approvisionnement en bois (biomasse dans les zones forestières) et la régulation du climat local (stockage du carbone) (Haines-Young et Potschin 2011). Ces SE ont été choisis en fonction de leur pertinence dans la zone d'étude mais aussi de la disponibilité de données spatiales pour les renseigner à l'aide des logiciels InVEST et ArcGIS.

Dans un second temps, ont été retenues quatre variables pour analyser la relation entre les SE et les composants du paysage : Le degré d'intervention anthropique dans le paysage, l'état de la végétation (NDVI), l'altitude et la complexité du paysage (connectivité spatiale). Deux types de statistiques spatiales ont été appliquées pour évaluer les relations entre les variables explicatives du paysage et la distribution spatiale des SE. La première est une régression des moindres carrés (OLS-Ordinary least squares) qui nous donne une vision globale des relations entre les SE et le paysage. La seconde est une régression locale pondérée dans l'espace géographique (GWR-Geographically weighted regression) (Bollen et Barb 1981; Martínez Bascuñán et Rojas Quezada 2016).

Les principaux résultats des corrélations entre paysage et SE nous montrent que les quatre variables paysagères retenues sont capables d'expliquer environ 50 % de la distribution spatiale des SE suivants : l'approvisionnement en eau, de la nourriture, du bois et de la régulation climatique locale. Cependant, ces relations ont une intensité locale qui varie spatialement d'un endroit à l'autre, avec des comportements différents selon le type des ES et la variable du paysage analysé.

On peut constater que l'anthropisation est un facteur important qui influence négativement les SE dans le « Bosque de Agua ». Cependant il existe des contradictions entre l'anthropisation du paysage est l'approvisionnement des SE. Par exemple le SE de l'approvisionnement en eau a une relation positive avec l'anthropisation du paysage, cela signifie que plus l'approvisionnement en eau est important, plus le paysage est

anthropisé. Ce phénomène peut être lié à l'emplacement des zones anthropiques dans les zones de basse altitude. À ces basses altitudes, les eaux de ruissellement de surface et les eaux souterraines s'accumulent également.

Ce phénomène est intéressant car dans le « Bosque de Agua », les zones les plus anthropisées du paysage correspondent à des zones agricoles. Ces résultats révèlent donc l'importance de l'activité agricole dans la contribution des SE. Par contre, les paysages forestiers sont le plus valorisées par les autorités publiques et privées. Les objectifs publics concernant les SE sont centrés sur les services hydrologiques et les réserves de carbone de la forêt

D'autre part, révéler l'importance des interactions entre le paysage et les SE par type de paysage peut aider à intégrer des spécifications dans les stratégies de conservation car c'est dans les paysages que les services écosystémiques sont produits et en même temps modifiés par l'activité anthropique. Pour mieux comprendre les interactions entre paysage et SE il devient de plus en plus important d'orienter les travaux scientifiques et politiques dans le cadre de SSE (Figure c).

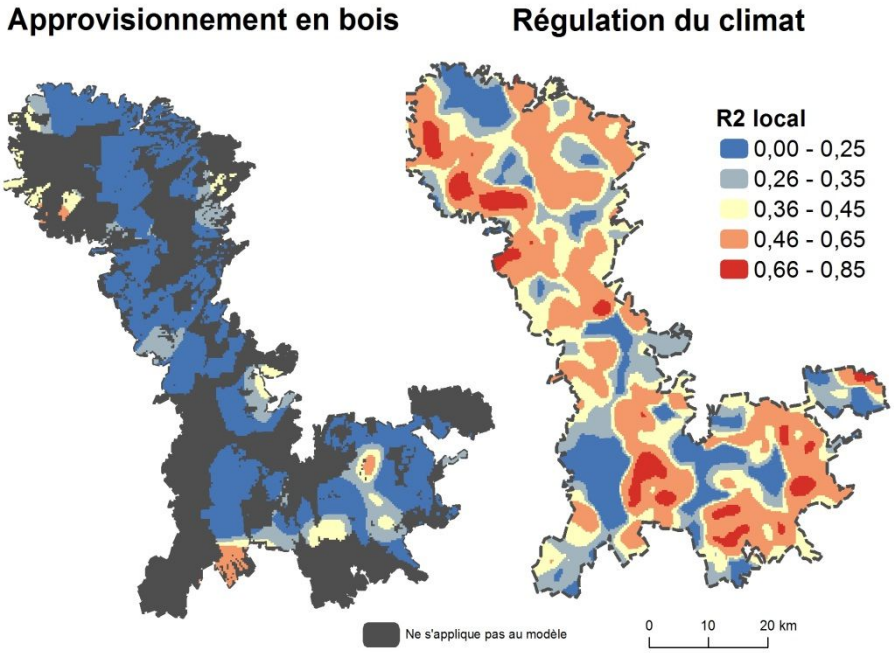


Figure c : Répartition spatiale du R2 pour l'approvisionnement en bois et de la régulation du climat

Chapitre 5. Perceptions des SE par les acteurs locaux

Pour mettre en valeur les perceptions des SE par les acteurs locaux (chapitre 5) on a proposé un photo-questionnaire à 606 personnes dans 12 localités différentes situées dans le Bosque de Agua (six rurales, trois urbaines et trois mixtes). Le choix des localités a été fait par municipalités dans les trois différents Etats. Le photo-questionnaire utilisé (annexes 9.2) est structuré en trois parties. La première partie permet de recueillir des informations sociodémographiques sur la personne interrogée : âge, sexe, éducation et activité économique. La deuxième partie permet d'identifier le type de paysage auquel elle est le plus attachée. La troisième partie identifie la perception qu'ont les habitants de la capacité de chaque type de paysage à fournir les six SE. En premier lieu, trois services d'approvisionnement : la nourriture, le bois, et l'eau. Ensuite, deux services de régulation : la qualité de l'eau et la régulation du climat local. Enfin, un service culturel : la beauté scénique.

Au cours des interviews, il a été demandé à chaque personne sa perception quant à la capacité des quatre paysages à fournir les six ES décrits ci-dessus. La capacité a été évaluée sur une échelle de 6 points : aucune capacité (0), très faible capacité (1), faible capacité (2), capacité moyenne (3), capacité élevée (4) et capacité très élevée (5).

Les principaux résultats sur les perceptions des SE montrent que le « Bosque de Agua » est d'abord perçu comme une beauté scénique et que la ressource en eau apparait secondaire. Ces résultats sont contradictoires avec la réalité sociale du « Bosque de Agua » car il existe une forte dépendance locale liée à l'extraction de bois et à l'activité agricole.

De plus la préférence pour les paysages naturels n'est pas aussi claire que dans les travaux antérieurs (Palomo et al. 2014). Les zones urbaines sont perçues comme le type de paysage avec la plus faible capacité de production de SE en général, mais avec des valeurs élevées pour le SE « beauté scénique », un résultat qui semble paradoxal. De plus, contrairement à d'autres études, les facteurs sociodémographiques ont une influence très faible sur la perception des SE. L'attachement au paysage est la principale variable explicative de la perception des SE dans le « Bosque de Agua ». Les habitants

ayant le plus d'attachement aux paysages naturels perçoivent le « Bosque de Agua » comme ayant une grande capacité à produire des SE (Figure e).

Il existe d'importantes différences dans la perception des paysages naturels. On constant des préférences plus élevées pour les paysages forestiers, tandis que les prairies naturelles sont perçus en tant que paysages anthropiques. Cela peut être une influence négative des politiques de conservation qui concentrent leurs efforts sur les paysages forestiers et, par conséquent, les prairies sont perçues comme ayant une capacité limitée de production de SE.

Ce travail apporte de riches informations sur la perception (qualitative et quantitative) des habitants locaux sur la capacité des différents paysages présents à fournir des SE. Ces informations peuvent être utiles pour analyser la cohérence entre les objectifs de l'initiative pour la conservation du « Bosque d'Agua » et les objectifs des personnes directement affectées par ces politiques.

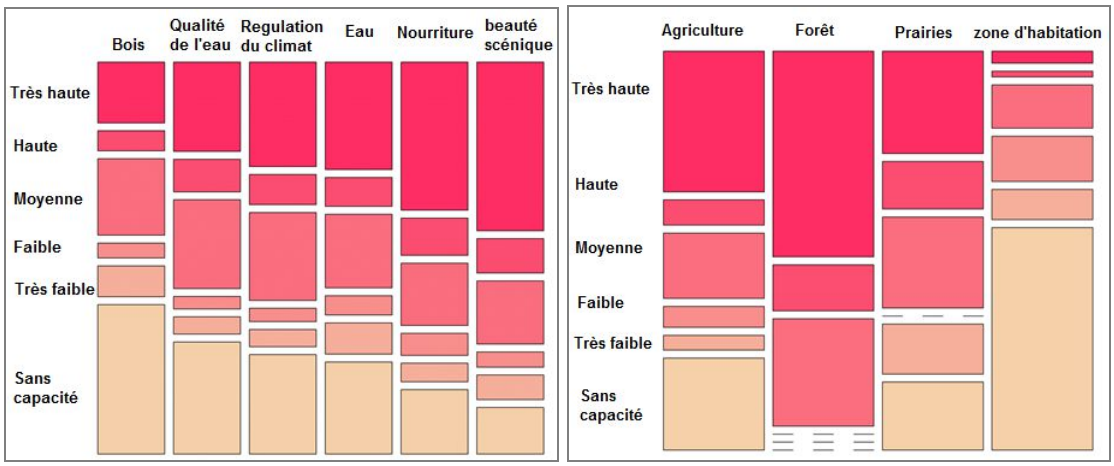


Figure e : Capacité perçue de produire des SE dans le« Bosque de Agua » (la hauteur d'une boîte est proportionnelle au nombre de fois qu'une valeur spécifique est donnée à ce service ou type du paysage). À gauche la perception par type de SE et à droite la perception par type du paysage

Chapitre 6. Une application possible : les instruments de la conservation dans le « Bosque deAgua » au service des SE

Dans le chapitre 6 sont analysés des « points chauds » sur la distribution spatiale des SE et des instruments de conservation (Aires Naturelles Protégées -ANP et zones avec Paiement des Services Environnementaux-aires avec PSE). La méthode de geostatistique Getis-Ord Gi* a permis d'identifier dans l'espace géographique les groupements avec les valeurs les plus élevées et les plus faibles par type de SE. Cette analyse a été faite afin d'identifier les zones avec le plus grand nombre de points chauds des SE dans les ANP et dans les aires avec PSE. Les statistiques des points chauds ont été appliquées aux quatre SE analysés (l'approvisionnement en nourriture, l'approvisionnement en bois, de l'approvisionnement en eau et la contribution locale à la régulation climatique).

Le service de la régulation du climat a la plus grande surface des points chauds (84 931 hectares), ce qui équivaut à 33% de la surface totale du « Bosque de Agua ». Le SE d'approvisionnement en eau a une surface inférieure de points chauds, environ 17% de la surface totale du « Bosque de Agua » (43 121 hectares). Le SE d'approvisionnement en bois (51 231 hectares) et le SE d'approvisionnement de nourriture (50 792 hectares) ont le même pourcentage de surface avec des points chauds (20% de la surface du « Bosque de Agua »). L'analyse des points chauds montre que les SE « approvisionnement de nourriture » et de « bois » ont une importante surface de point chauds dans la zone d'étude. Mais, moins de 26 % de la superficie des points chauds des SE du « Bosque deAgua » ne sont pas protégés par des ANP ni par Aires avec PSE (Figure d).

L'un des résultats les plus importants de notre étude montre que les ANP municipales (à l'échelle locale) sont plus pertinentes pour la conservation des points chauds des SE que les ANP fédérales (à l'échelle nationale). La surface des points chauds des SE dans les ANP municipales représentent 77% de la surface totale ces aires.

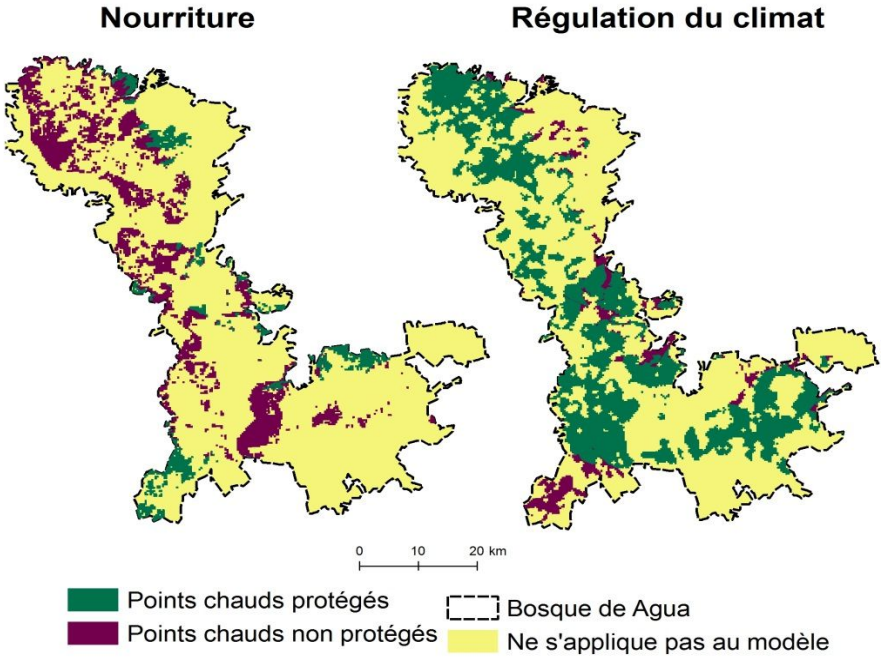


Figure d : Points chauds des SE pour ceux de bois et de la régulation du climat

Bien que l'efficacité des PSE au Mexique fasse encore l'objet d'un débat (Costedoat et al. 2015), le rôle qu'ils jouent dans la préservation des SE dans le « Bosque de Agua » est très important. 85% de leurs surfaces avec PSE sont des points chauds de SE. D'autre part, dans le « Bosque de Agua » la gamme des SE subjacents qui restent inexplorée est large et variée, dont un exemple sont les services produits par les paysages agricoles tels que la conservation des sols, les services culturels (loisirs, beauté du paysage et tourisme), la pollinisation, entre autres. Les paysages agricoles ne sont pas inclus dans les instruments de conservation (ANP et aires avec PSE) en tant que fournisseurs des SE. Ils sont considérés uniquement comme des facteurs anthropiques qui modifient les écosystèmes naturels. Dans cette logique, réfléchir à la préservation des SE avec une approche de SSE est un enjeu majeur pour les politiques et académiques locaux. Sans conteste, l'intégration d'une approche SSE avec une vision spatiale des synergies entre paysage et SE peut aider fortement à la conservation des écosystèmes naturels et assurer l'approvisionnement des SE dans le « Bosque de Agua ».

Chapitre 7. Modélisation biophysique et perceptions des acteurs locaux: deux manières très différentes d'aborder les SE

Il existe des différences entre le discours politique, la réalité biophysique et la perception des acteurs locaux quant à la capacité du « Bosque de Agua » à produire des SE. Les résultats de la modélisation biophysique montrent que la régulation du climat (réserves de carbone) est le service le plus important, tandis que la perception des SE montre que la beauté scénique est perçu comme le SE le plus important. D'autre part, d'après les autorités locales le SE d'approvisionnement en eau serait le service plus important. Dans ce débat révélateur mis en exergue par cette recherche on voit que les intérêts politiques ne prennent pas en compte la perception des acteurs locaux ni le savoir scientifique.

Afin de comparer la perception et les modèles biophysiques, les valeurs des SE ont été transformées en une échelle de 0 à 100. En général pour tous les paysages et SE évalués, les valeurs de la perception sont supérieures à celles des modèles biophysiques. En particulièr, les habitants locaux accordent plus de valeur aux SE pour les paysages naturels et agricoles que les modèles biophysiques.

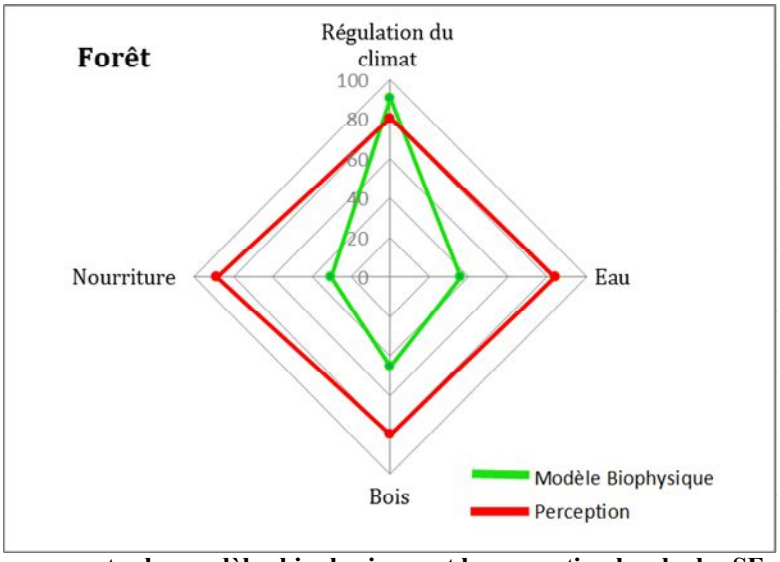


Figure f : Différences entre les modèles biophysiques et la perception locale des SE pour le paysage forestier

Ces résultats nous montrent aussi indirectement l'influence des politiques publiques de conservation sur la perception des acteurs locaux. Par exemple, la capacité de produire du bois est omise par les habitants locaux qui sont conscients de l'impact environnemental et de l'illégalité de cette pratique.

L'approche spatiale des SSE appliquée dans cette thèse aide à l'identification de ce qui est perçu comme étant différent de la réalité et où cela se produit dans le paysage. Ces résultats permettent d'avoir une vision plus large des interactions qui se produisent entre les sociétés et les écosystèmes naturels.

En perspective ce travail révèle quelques pistes de recherche pour l'avenir, notamment ; l'élargissement de la perception à d'autres acteurs (publics, privés) et à d'autres SE, ou la prise en compte de la dimension multi-échelle des interactions entre acteurs et SE.

CONTENIDO DE LA TESIS

INTERACCIONES ENTRE NATURALEZA Y SOCIEDAD EN LA ERA DEL HOMBRE 29

Estructura de la tesis 32

CAPÍTULO 1: SERVICIOS ECOSISTEMICOS E INTERACCIONES ESPACIALES ENTRE NATURALEZA Y SOCIEDAD 36

1. 1. Servicios ecosistémicos: Del concepto científico a los Pagos por Servicios Ambientales 37

1.2. Discusión sobre los Servicios Ecosistémicos 43

1.3. Nuevos cuestionamientos sobre enfoque espacial e interdisciplinario 49

1.5. Integrando los Servicios Ecosistémicos y Sistemas Socio-Ecológicos 53

CAPÍTULO 2: LA MIRADA MEXICANA DE LOS SISTEMAS SOCIO-ECOLOGICOS DE LOS BOSQUES TEMPLADOS 58

2.1. Áreas Naturales Protegidas con Bosques Templados en México 62

2.2. Los Bosques Templados como proveedores de servicios ecosistémicos 66

2.3. Perspectivas del enfoque de sistemas socio-ecológicos en México 69

2.4. Objetivos investigación 72

CAPÍTULO 3: UN BOSQUE BAJO PRESIÓN 75

3.1. Fragmentación del bosque y ocupación de suelos en la faja Volcanica Transmexicana 78

3.2. El Bosque de Agua a la sombra de una megapolis 82

CAPITULO 4: MODELIZACIÓN ESPACIAL DE LOS SE Y SU RELACIÓN CON EL PAISAJE 108

4.1. Metodología de modelización de SE 113

4.1.1. Mapeo de usos de suelos 115

4.1.2. Modelo espacial de provisión de alimentos en suelos de cultivos agrícolas 121

4.1.3. Modelo espacial de provisión de agua 122

4.1.4. Modelo espacial de provisión de madera en áreas de producción silvícola potencial 125

4.1.5. Modelo espacial de regulación del clima local 127

4.1.6. Composición de variables del paisaje 129

4.1.7. Estadísticas y análisis espaciales 134

4.2. Resultados de las modelizaciones espaciales 136

4.2.1. Distribución espacial de los SE 136

4.2.2. Las variables del paisaje 138

4.2.3. Autocorrelación de las variables del paisaje 141

4.2.4. Correlaciones entre los SE y las variables del paisaje 143

4.2.5. Relaciones espaciales locales entre los SE y las variables del paisaje 146

4.3. Discusión del capitulo 148

4.4. Observaciones finales sobre la relación entre el paisaje y los SE 151

CAPITULO 5: PERCEPCIONES DE LOS SE POR PARTE DE LOS ACTORES LOCALES 153

5.1. Metodología de encuesta 157

5.1.1. Localidades encuestadas 157

5.1.2. Estructura del cuestionario 160

5.1.3. Métodos estadísticos y análisis de las encuestas de percepción 163

5.2. Análisis de las percepciones de los actores locales 165

5.2.1. Características demográficas de los encuestados 165

5.2.2. Percepciones del 'Bosque el Agua' como proveedor de SE 167

5.2.3. Percepciones de habitantes del Bosque de Agua sobre los paisajes como proveedores de SE 168

5.2.4. Percepción de múltiples SE por paisaje 170

5.2.5. Explicando las diferencias de percepción sobre los SE 173

5.3. Discusión de las diferencias de percepción sobre los SE 175

5.3.1. El 'Bosque de Agua' como un gran proveedor de belleza escénica 175

5.3.2. ¿Mayor capacidad para producir SE en paisajes naturales? 177

5.3.3. Vinculando la percepción de SE y las políticas ambientales 178

5.3.4. Explicando la percepción de los SE a través del apego al paisaje natural. 179

CAPITULO 6: UNA POSIBLE APLICACIÓN: HERRAMIENTAS DE CONSERVACIÓN EN EL BOSQUE DE AGUA AL SERVICIO DE LOS SE 183

6.1. Metodología para evaluar la coherencia espacial los instrumentos de conservación (ANP y PSA) y la provisión de SE 188

6.2. Análisis de las superposiciones espaciales entre los instrumentos de conservación (ANP y PSA) y puntos calientes de SE 192

6.3. "Bosque de Agua, un "Bosque de vida" 198

CAPITULO 7: MODELIZACIÓN BIOFÍSICA Y PERCEPCIÓN DE LOS ACTORES LOCALES: DOS MANERAS MUY DIFERENTES DE ABORDAR LOS SE 205

7.1. Una mirada espacial del Sistema Socio-Ecológico del Bosque de Agua 205

7.2. Similitudes y divergencias entre modelos biofísicos y la percepción de los SE 209

8. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS 213

9. ANEXOS 245

9.1. Detalle imagen satélite usada en clasificación de cobertura de suelo 245

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Estructura de la tesis 34
Figura 2: Concentración de autores sobre el concepto de SE entre 1997 y 2005 40
Figura 3: Trayectoria del concepto de Servicios ecosistémicos entre 1996 y 2016 **Error! Bookmark not defined.**
Figura 4: Modelo en cascada para el análisis de los servicios de los ecosistemas 50
Figura 5: Integración de los enfoques de sistemas socio-ecológico y cascada de servicios ecosistémicos 56
Figura 6: Disciplinas y enfoques de investigación en los bosques templados de México 60
Figura 7: Principales conflictos ambientales 88
Figura 8: Tipos de paisajes dominantes en el Bosque de Agua 91
Figura 9: Especies con hábitat en el Bosque de Agua 93
Figura 10: Extracción de cortezas y venta en el mercado local de Fabela Tlazala en el Bosque de Agua **Error! Bookmark not defined.**
Figura 11: Taller de intercambio de experiencias de monitoreo en el Bosque de Agua - Parque Totlán 99
Figura 12: Los actores de mayor relevancia para los ecosistemas naturales del bosque de Agua 100
Figura 13: Estructura del capítulo 5 109
Figura 14: Pasos del proceso de calibración y correcciones atmosféricas utilizados en imágen Landsat 8 116
Figura 15: (A) Plantilla de pixel 3x3; (B) Valores de contigüidad para un parche de 4 píxeles **Error! Bookmark not defined.**
Figura 16 : Correlaciones bivariadas entre variables explicativas del paisaje 141
Figura 17: Estructura del capítulo de áreas naturales y SE 184
Figura 18 : Estructura del capítulo 6 153
Figura 19 : Variedad de paisajes y escala de valores para medir la percepción de SE por paisaje 162
Figura 20: Capacidad percibida de producir SE en el Bosque de Agua 167

Figura 21 : Capacidad percibida para suministrar SE por tipo de paisaje _____ 169
Figura 22: Diferencias de percepción de SE por tipo de paisaje _____ 172
Figura 23: Esquema del enfoque espacial de los sistemas socio-ecológicos _____ 208
Figura 24: Comparación entre valores de SE entre modelos biofísicos y percepción 210

INDICE DE MAPAS

Mapa 1: Distribución geográfica de publicaciones científicas sobre Servicios ecosistémicos y de aplicaciones de programas de Pagos para Servicio Ambientales __ 42
Mapa 2. Mapa de la distribución de la distribución de las Áreas Naturales Protegidas y los Programas de Pago de Servicios Ambientales en los bosques templados de México _____ 62
Mapa 3: Áreas naturales protegidas y centros urbanos del valle central de México**Error! Bookmark not defined.**
Mapa 4: Espacios forestales conectados en el eje volcánico central de México _____ 79
Mapa 5: Evolución de la ciudad de México y de sus recursos en agua superficial, desde sus inicios aztecas a la megapolis actual _____ 84
Mapa 6: El Bosque de Agua y la ocupación de tierras en el contexto regional _____ 86
Mapa 7: Acuíferos del Bosque de Agua conectados con las ciudades de Toluca, Cuernavaca y Ciudad de México _____ 90
Mapa 8: Tipo de propiedad en el Bosque de Agua (Antonio Villanueva, 2018) _____ 96
Mapa 9: Beneficiarios locales y regionales de los SE del Bosque de Agua_____ 97
Mapa 10: Tipos de ANP protegidas en el Bosque de Agua _____ 104
Mapa 11: Áreas con Pagos por Servicios Ambientales (PSA) _____ 106
Mapa 12: Clasificación de uso de suelo OBIA_____ 120
Mapa 13: Mapas de la distribución espacial de lo SE _____ 137
Mapa 14: Variables independientes del modelo GWR _____ 140
Mapa 15 : Distribución espacial del R^2 local para los modelos GWR por tipo de SE 147
Mapa 16: Áreas Naturales Protegidas y áreas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) _____ 189
Mapa 17 : Mapas de puntos calientes y puntos fríos por SE _____ 194
Mapa 18 : Superficie de puntos calientes de SE protegidos y no protegidos _____ 196
Mapa 19 : Localidades encuestadas en el Bosque de Agua _____ 158

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Definiciones y terminologías recientes asociadas a los Servicios Ecosistémicos 46

Tabla 2 : clasificación CICES de los Servicios Ecosistémicos 52

Tabla 3: Producción primaria neta (PPN), biomasa, producción de hojarasca, carbono en la hojarasca y carbono en el suelo en bosques templados de México**Error! Bookmark not defined.**

Tabla 4: Producción de hojarasca, y contenidos de carbono, nitrógeno y fósforo en los bosques templados de México **Error! Bookmark not defined.**

Tabla 5: Superficie de bosques templados bajo conservación gubernamental y en sistemas de protección independientes. 63

Tabla 6: Ocupación del suelo en los espacios no conectados del corredor forestal 80

Tabla 7: Presiones antrópicas que afectan los bosques templados de montaña en el eje volcánico central de México 81

Tabla 8 Delegaciones del Distrito Federal y municipios del Estado de México y Morelos que se encuentran dentro del Bosque de Agua. 85

Tabla 9: Descripción de los SE evaluados 114

Tabla 10: Descripción de las clases simplificadas de ocupación de suelo 119

Tabla 11 : Parámetros usados en el modelo de almacenamiento de carbono en InVEST 127

Tabla 12 : Síntesis de las métricas utilizadas como variables independientes del paisaje 129

Tabla 13 : Grados de antropización del paisaje (GN) o nivel de perturbación 131

Tabla 14 : Autocorrelación espacial para las variables explicativas del paisaje 142

Tabla 15 : Modelos OLS entre los SE y las variables del paisaje 145

Tabla 16 : Comparación de modelos GWR y OLS **Error! Bookmark not defined.**

Tabla 17 : Puntos calientes protegidos por tipo de aras naturales 197

Tabla 18: Localidades encuestadas y número de encuestas realizadas por localidad 159

Tabla 19: Perfil de los encuestados 166

Tabla 20 : Influencia de variables explicativas de la percepción de SE en el Bosque de Agua 174

INTERACCIONES ENTRE NATURALEZA Y SOCIEDAD EN LA ERA DEL HOMBRE

La alteración humana de la Tierra es sustancial y creciente. Entre un tercio y la mitad de la superficie terrestre ha sido transformada por la acción humana; la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera ha aumentado en casi un 30 por ciento desde el comienzo de la Revolución Industrial; la humanidad fija más nitrógeno atmosférico que todas las fuentes naturales terrestres combinadas; más de la mitad de toda el agua dulce superficial accesible es utilizada por la humanidad; y cerca de una cuarta parte de las especies de aves en la Tierra han sido llevadas a la extinción (Vitousek 1997; Crutzen 2002; Pennisi 2003; Hobbs et al. 2006; Ostrom 2009).

La era geológica actual, dominada de diversas maneras por el hombre, puede llamarse con razón "Antropoceno" (Crutzen 2007). Se puede decir que el "Antropoceno" comenzó a finales del siglo XVIII, cuando los análisis del aire atrapado en los hielos polares muestran que se experimentó un aumento de las concentraciones de dióxido de carbono y metano en todo el mundo. Este período también coincidió con el diseño de la máquina de vapor de James Watt en 1784 (Crutzen 2007; Palomo et al. 2014).

En otras palabras el concepto de "Antropoceno" se refiere esencialmente a que la Tierra está pasando de su actual edad geológica hacia una nueva y que esta transición geológica se debe a la actividad humana (Campagne 2017; Malm y Dobenesque 2017). Si bien el hombre ha modificado los ecosistemas desde su origen para satisfacer sus necesidades, es a partir de la segunda mitad del siglo XIX que estas modificaciones aumentan exponencialmente. Esta nueva era también es conocida como "Capitaloceno" (Campagne 2017; Malm y Dobenesque 2017). El concepto de "Capitaloceno" atribuye la acelerada degradación de los ecosistemas naturales al modelo económico de producción impuesto a partir de la segunda mitad del siglo XIX (Malm y Dobenesque 2017).

Este modelo basado en el uso de combustibles fósiles y en la producción de bienes de consumo mayor a las necesidades básicas de las sociedades pareciera ser el acelerador a

escala geológica que atenta con la existencia de la “especie homo sapiens” (Campagne 2017; Malm y Dobenesque 2017).

La creciente conciencia de que la mayoría de los ecosistemas de la Tierra están influenciados por los seres humanos y el reconocimiento de que muchos de los ecosistemas resultantes de esta influencia no se parecen a sus precursores naturales han llevado a los ecólogos a distinguir un nuevo tipo de ecosistema (Vitousek 1997). Los nuevos ecosistemas son el resultado de modificaciones antrópicas que influyen en la presencia de especies en combinaciones y abundancias relativas que no han ocurrido previamente dentro de un bioma dado, en el cual la especie humana tiene un papel modificador importante, en el sentido de que estos ecosistemas son el resultado de una acción humana deliberada o inadvertida (Hobbs et al. 2006; Perring et al. 2012).

Algunos ecólogos han argumentado que los ecosistemas nuevos deben ser manejados de manera diferente a los ecosistemas degradados, valorados por los Servicios Ecosistémicos que proporcionan, y no tratados como prioridades de restauración (Hobbs et al. 2006). Más allá de los elementos que definen un nuevo ecosistema en la era del “Antropoceno”, la comprensión de las interacciones entre la naturaleza y la sociedad pueden ayudar a comprender su dinámica actual, donde la especie humana posee un rol clave (Morse et al. 2014).

Las modificaciones antrópicas de los ecosistemas naturales tienen un impacto en la provisión de los Servicios Ecosistémicos. El concepto Servicios Ecosistémicos enfatiza los múltiples beneficios de los ecosistemas para los seres humanos (Daily 1997; Costanza et al. 1997; MEA 2005; Hermann, Schleifer, y Wrbka 2011) y su uso puede facilitar la colaboración entre científicos, profesionales, tomadores de decisiones y otras partes interesadas (de Groot 2010; Vihervaara, Rönkä, y Walls 2010; Galicia, Potvin, y Messier 2015; Locatelli et al. 2017) Aunque el concepto presenta un interés considerable dentro y fuera de la ciencia, es cada vez más discutido y encuentra objeciones multifacéticas (Schröter, van der Zanden, et al. 2014). A pesar de las diferentes opiniones sobre los Servicios Ecosistémicos constituye una poderosa herramienta para la gestión de los ecosistemas naturales, para el ordenamiento territorial y la conservación ambiental (Vihervaara, Kumpula, et al. 2010; Wu 2013; Bastian et al. 2014).

Otro enfoque reciente para entender las interacciones entre la naturaleza y la sociedad que revisamos en esta tesis es el enfoque de Sistemas Socio-Ecológicos de (Ostrom 2009). Este marco proporciona una visión estructurada de las relaciones de un Sistema Socio-Ecológico dividido en cuatro subsistemas que se afectan mutuamente. Es decir como los entornos sociales, económicos y políticos vinculados y los ecosistemas relacionados se influencian mutuamente (McGinnis y Ostrom 2014). Los subsistemas son (i) sistemas de recursos (por ejemplo, un parque protegido que abarca un territorio específico con áreas forestales, vida silvestre y sistemas de agua); (ii) unidades de recursos (por ejemplo, árboles, arbustos y plantas contenidas en el parque, tipos de vida silvestre, y cantidad y flujo de agua); (iii) sistemas de gobernanza (por ejemplo, la gestión de recursos hídricos), el gobierno y otras organizaciones que manejan el parque, las reglas específicas relacionadas con el uso del parque, y cómo se hacen estas reglas); y (iv) los usuarios (por ejemplo, individuos que usan el bosque de diversas maneras para su sustento, recreación o propósitos comerciales). Cada subsistema básico se compone de múltiples variables de segundo nivel (por ejemplo, tamaño de un sistema de recursos, movilidad de una unidad de recursos, nivel de gobernanza, conocimiento de los usuarios del sistema de recursos) (Lebreton 2015).

Numerosas y variadas son las investigaciones sobre Servicios Ecosistémicos y Sistemas Socio-Ecológicos, no obstante limitadas siguen siendo las investigaciones que integran una visión espacialmente explicita de sus interacciones (Lavorel 2010; Lamarque 2012; Bastian et al. 2013; Locatelli, Imbach, y Wunder 2013). Esta tesis se concentra sobre el análisis espacial de las interacciones de la naturaleza y la sociedad en los Sistemas Socio-Ecológicos, considerando los Servicios Ecosistémicos como el elemento central.

Estructura de la tesis

Esta tesis se articula en 7 capítulos, los tres primeros capítulos presentan el marco teórico-conceptual de la investigación, la zona de estudio y los objetivos. Los siguientes tres capítulos son de resultados y muestran las interacciones espaciales entre la distribución espacial de los Servicios Ecosistémicos y la estructura del paisaje, la distribución de Servicios Ecosistémicos y las zonas naturales protegidas, y la percepción de los usuarios locales sobre los Servicios Ecosistémicos. El último capítulo es una síntesis general y alcances finales del trabajo de investigación (Figura 1).

Los siguientes tres capítulos son de resultados de las interacciones espaciales entre los Servicios Ecosistémicos y la estructura del paisaje; la percepción sobre los Servicios Ecosistémicos de los actores locales y; como los instrumentos de conservación protegen los SE. En el último capítulo comparamos las ventajas y desventajas de integrar los modelos biofísicos y la percepción de (Figura 1).

Capítulo 1. Se presenta el estado del arte sobre los conceptos de Servicios Ecosistémicos y Sistemas Socio-Ecológicos y como se conectan estos enfoques para comprender espacialmente las relaciones entre los ecosistemas naturales y la sociedad.

Capítulo 2. Se introduce el contexto del enfoque de Sistemas Socio-Ecológicos de los Bosques Templados en México para comprender los fenómenos complejos de la dialéctica ecosistemas-sociedad.

Capítulo 3. Se plantea el contexto regional y espacial de la zona de estudio sometida a fuertes presiones antrópicas, se presenta el “Bosque de Agua” como un Sistema Socio-Ecológico de Bosques Templados en la periferia de la Megapolis de México DF. En este capítulo, también son presentados los objetivos de investigación.

Capítulo 4. Se presenta la modelización espacial de la provisión potencial de Servicios Ecosistémicos y se analiza su relación con cuatro patrones del paisaje (altitud, estado de la vegetación, nivel de antropización y fragmentación del paisaje). Se buscar establecer donde los patrones del paisaje poseen mayor poder explicativo sobre la distribución

espacial para los diferentes tipos de Servicios Ecosistémicos evaluados (provisión de agua, madera, alimento agrícola y regulación del clima local).

Capítulo 5. Se analiza la relación de las comunidades locales (usuarios locales) con los Sistemas Socio-Ecológicos a través de un foto-cuestionario aplicado en terreno. Se discute la influencia de las percepciones sobre la capacidad intrínseca de producir Servicios Ecosistémicos que poseen los paisajes.

Capítulo 6. Se abordan las conexiones entre provisión de Servicios Ecosistémicos y dimensión espacial de las áreas naturales protegidas y las áreas con pago por Servicios Ambientales. Se busca responder donde se encuentran las áreas de mayor provisión de Servicios Ecosistémicos y si las áreas protegidas son pertinentes espacialmente para conservar la provisión de Servicios Ecosistémicos en el "Bosque de Agua".

Capítulo 7. Consiste en una discusión sintética que integra los capítulos de resultados, donde se argumentan los hallazgos realizados en los análisis de modelos espaciales y percepción de los Servicios Ecosistémicos.

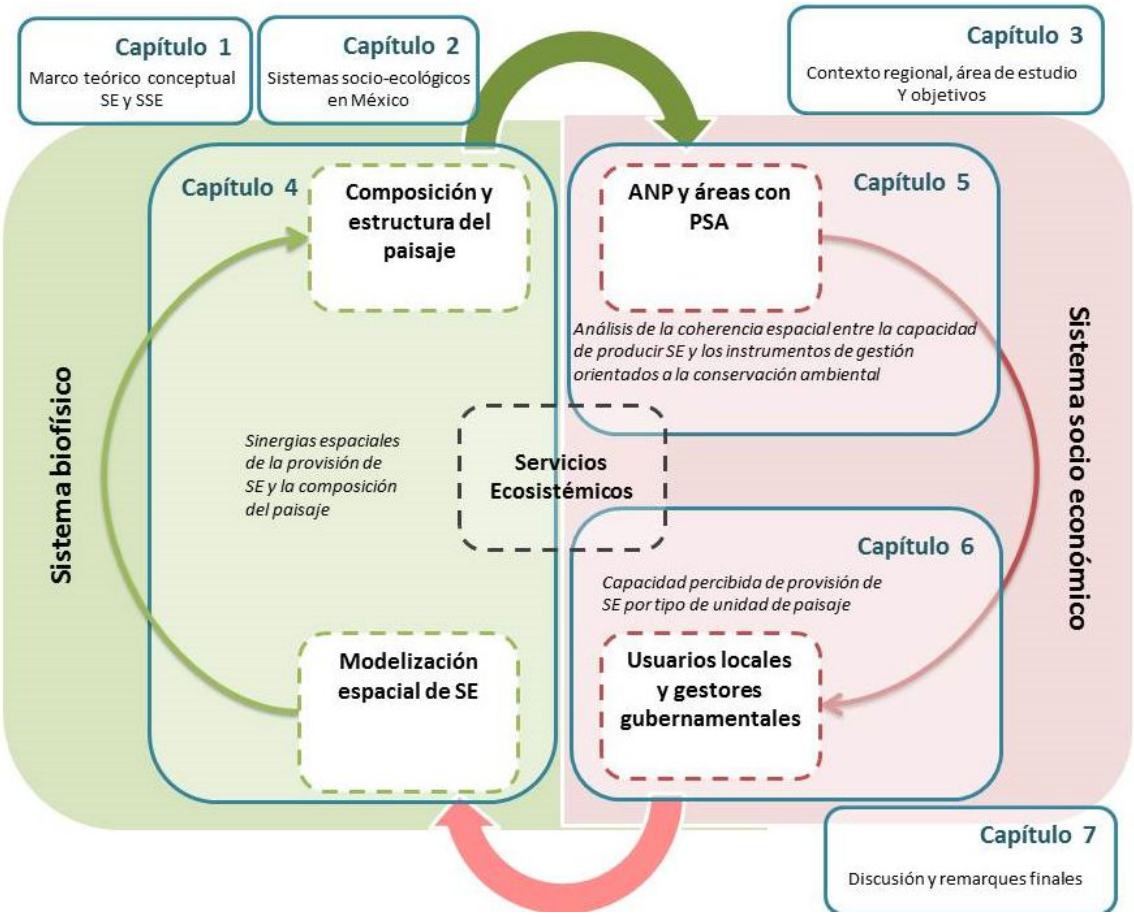


Figura 1 : Estructura de la tesis

CAPÍTULO 1: SERVICIOS ECOSISTEMICOS E INTERACCIONES ESPACIALES ENTRE NATURALEZA Y SOCIEDAD

La noción de que la sociedad se beneficia directa e indirectamente de los ecosistemas naturales ha sido documentada desde la época de la Grecia clásica, no obstante es a partir de la década de los años 70 que comienza a surgir el concepto de Servicios Ecosistémicos para referirse desde un enfoque antropocéntrico a los beneficios que obtenemos de la naturaleza y que contribuyen al bienestar humano.

Los Servicios Ecosistémicos han tomado principalmente dos grandes perspectivas, 1) académica y científica en la cual se discuten aun las ambigüedades teóricas conceptuales, las metodologías de modelización, mapeo y cuantificación monetaria 2) la política-técnica, en la cual se articulan los mecanismos de Pagos por Servicios Ambientales y el diseño de políticas para la conservación basada en los beneficios que se obtienen de los ecosistemas.

A pesar de la controversia científica y de las ambigüedades técnicas, los Servicios Ecosistémicos son reconocidos ampliamente como beneficios asociados al bienestar de las personas, donde los componentes del paisaje y el componente socio-cultural condicionan este bienestar y a su vez las relaciones con la sociedad.

Finalmente, se presenta el esquema de integración entre Servicios Ecosistémicos y Sistemas Socio-Ecológicos que articula la comprensión de las interacciones espaciales entre naturaleza y sociedad para el presente trabajo de investigación.

1. 1. Servicios ecosistémicos: Del concepto científico a los Pagos por Servicios Ambientales

Los ecosistemas producen bienes y servicios que pueden satisfacer distintas necesidades de las personas, desde las más básicas como: contar con aire respirable, alimentación o agua para la bebida y el riego; hasta otras necesidades aparentemente más prescindibles, pero también importantes como las de realización espiritual, y estética o de esparcimiento. En esta línea el concepto de Servicio Ecosistémico (SE) se ha convertido en el modelo ineludible del vínculo entre el funcionamiento del ecosistema y el bienestar humano (Fisher, Turner, y Morling 2009) bajo el argumento de que los SE son fundamentales para el desarrollo y bienestar de la sociedad (Daily 1997; de Groot 2010; Costanza et al. 2014).

A pesar de que los SE son de vital importancia para las sociedades, usualmente la degradación de los ecosistemas naturales está vinculada a las actividades antrópicas asociadas al desarrollo económico, al crecimiento de la población, la extensión de los asentamientos humanos o la industrialización. Estas actividades humanas generan perturbaciones negativas en los SE, que pueden ser atribuidas a una gestión inadecuada de dichos recursos y necesitan un mejor conocimiento de los SE que proveen los ecosistemas naturales (de Groot 2006; Burkhard et al. 2014).

No es nuevo el interés por comprender la relación estrecha entre la naturaleza y la humanidad, numerosos autores han destacado las complejas vinculaciones entre los procesos de la naturaleza y la sociedad y la urgencia de generar antecedentes que contribuyan al conocimiento de SE y su relación con la sociedad puede ser clave para la conservación de los ecosistemas naturales (Marty 2004; Blandin 2007; Descola 2009; Mathevet 2015).

El debate sobre los SE se ha centrado principalmente en dos grandes trayectorias convergentes (i) perspectiva académico y científico, prestando un interés critico en fondo y formas de cómo abordar la relación entre los ecosistemas y la sociedad (ii) un

perspectiva instrumentalización técnica para la implementación de políticas de conservación y gestión ambiental, abordada principalmente a través de los esquemas de Pago por Servicios Ambientales (PSA).

1.1.1. Perspectiva académica y científica de los Servicios Ecosistémicos

En el siglo IV a.C., Platón sugiere que la humanidad depende de los ecosistemas naturales. Este filósofo de la Grecia clásica hizo referencia al papel regulador de los bosques contra la erosión hídrica en la región del Ática y el impacto de las actividades antrópicas sobre los bosques. Esta zona servía como reservorio de madera para las embarcaciones militares y comerciales de la antigua Atenas (Maris 2014; Méral 2012).

A pesar de esta referencia griega antigua, la noción moderna de que la naturaleza brinda servicios a la sociedad tiene su origen formal en la esfera científica anglófona a mediados de los años 70, cuando aparece por primera vez el concepto de *"nature's services"* en el artículo *"How Much Are Nature's Services Worth?"* (Westman, 1977), resaltando el valor social de los ecosistemas y comenzando a referirse a la manera en que las funciones de la naturaleza servían a las sociedades humanas (Gómez-Baggethun et al. 2010). Más tarde, a principios de los años 80 se introduce el concepto de "*ecosystem services*" con las obras de Ehrlich y Ehrlich (1981): "*Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species"* y Ehrlich y Mooney (1983) :*"Extinction, substitution, and ecosystem services"* que inspirará el interés científico y político sobre la relación naturaleza-sociedad.

El desarrollo de los SE como parte importante de la agenda de investigación fue estimulado por el Programa de Biodiversidad del Instituto Beijer a principios de los años 90. El "Beijer Institute" es un instituto internacional de investigación en economía ecológica que nace en 1977 gracias al auspicio de la Real Academia Sueca de Ciencias y Las Fundaciones Kjell y Märta Beijer. Las prioridades de investigación identificadas en este programa dieron pie a importantes en los años siguientes (Gómez-Baggethun et al. 2010), donde se posicionan los conceptos de *"capital natural"* y la idea de dependencia de la sociedad gracias a los trabajos de Robert Costanza et al. (1997) y Gretchen Daily (1997). Costanza (1997) abordó desde la economía ambiental el valor de los SE del planeta en su artículo "*The value of the world's ecosystem services and natural capital*". Por otro lado, Daily (1997) lo hizo desde la ecología en su libro

"*Nature's services societal dependence on natural ecosystems*", sentó las bases del debate científico sobre el concepto durante los últimos 20 años.

1.1.2. Instrumentalización técnica de los Servicios Ecosistémicos

Una fase de mediatización marca la inclusión del concepto de SE en la política ambiental global. Este interés político se concreta en el año 2005 con el primer esfuerzo global de clasificación y diagnóstico de los servicios ecosistémicos en el *"Millennium Ecosystem Assessment*" (MEA 2005). Esta iniciativa fue fuente de inspiración para otros trabajos a escala global que apuntaban a cuantificar y valorar los Servicios Ecosistémicos. "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB 2010), es una iniciativa global centrada los valores de la biodiversidad y los SE para orientar la toma de decisiones (Haines-Young y Pöthin 2011). Otra iniciativa global es "The Common International Classification of Ecosystem Services" (CICES) (Haines-Young y Pöthin 2011), desarrollado a partir del trabajo de contabilidad ambiental de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA).

Estos trabajos también son los esfuerzos globales más recientes que definen conceptos, tipologías y métodos de valoración de los servicios ecosistémicos para ser incluidos en la toma de decisiones ambientales. No obstante, la utilización de estas iniciativas para promover los programas de conservación ha estado expuesta a críticas que apuntan a la reducción de la complejidad de los sistemas naturales. Una mirada de esta complejidad es la modificación de los ecosistemas por las actividades humanas, considerándose la creación artificial de un ecosistema el grado más alto. Estas modificaciones alteran el flujo y las características de los beneficios que pueden obtener las personas (Gómez-Baggethun et al. 2010; Norgaard 2010). En este contexto, con el fin de influir en la formulación de políticas de gestión ambiental, algunos académicos se han centrado en determinar la importancia de los SE para el bien estar de los seres humanos en términos monetarios (MEA 2005; TEEB 2010; Vihervaara et al. 2010; Summers et al. 2012). Algunos de los métodos propuestos: el valor económico total, el costo económico de la degradación de los ecosistemas y los costos de inversión de detener esta degradación. Bajo esta lógica monetaria del valor de los SE, los PSA han sido uno de los instrumentos más utilizados. Los PSA son transacciones voluntarias y condicionales sobre servicios ecosistémicos bien definidos entre al menos un proveedor y un usuario

(Wunder 2005). Globalmente la implementación de los PSA posee una distribución poco diversificad, donde la mayoría de las iniciativas dependen de fondos públicos (Ezzine-de-Blas, Wunder, et al. 2016).

1.1.3. Los Servicios Ecosistémicos y el Pago por Servicios Ambientales en la literatura científica

Un análisis bibliométrico de las publicaciones indexadas en Web of Sciences (uno de los mayores servicios en línea de información científica) con los conceptos "Ecosystem Service" o "Ecosystem Services" identifica 1384 artículos entre los años 1996 y 2005 y muestra una división entre el enfoque económico de Constanza y el ecológico de Daily (Figura 2). En este periodo, la influencia económica sobre los trabajos científicos aparece muy fuerte, articulada principalmente por el discurso proveniente de la escuela de economía ecológica de la costa oeste de Estados Unidos de América. Sin embargo, ambos planteamientos (económico y ecológico) acentuaban una toma de conciencia sobre la explotación de los recursos naturales y la necesidad de razonar de manera global e interdisciplinaria.

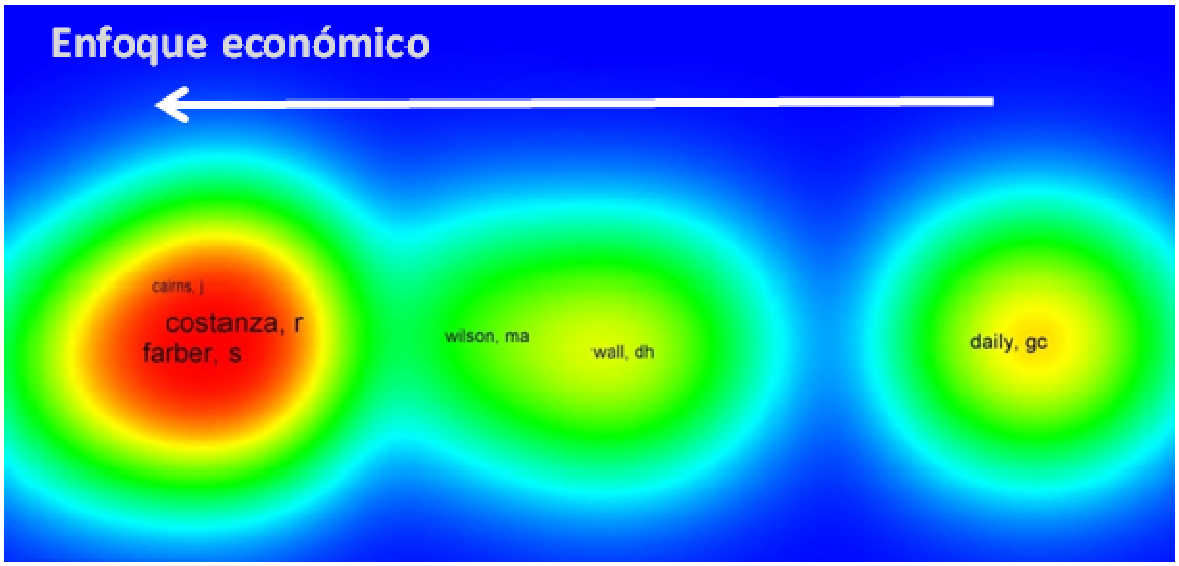
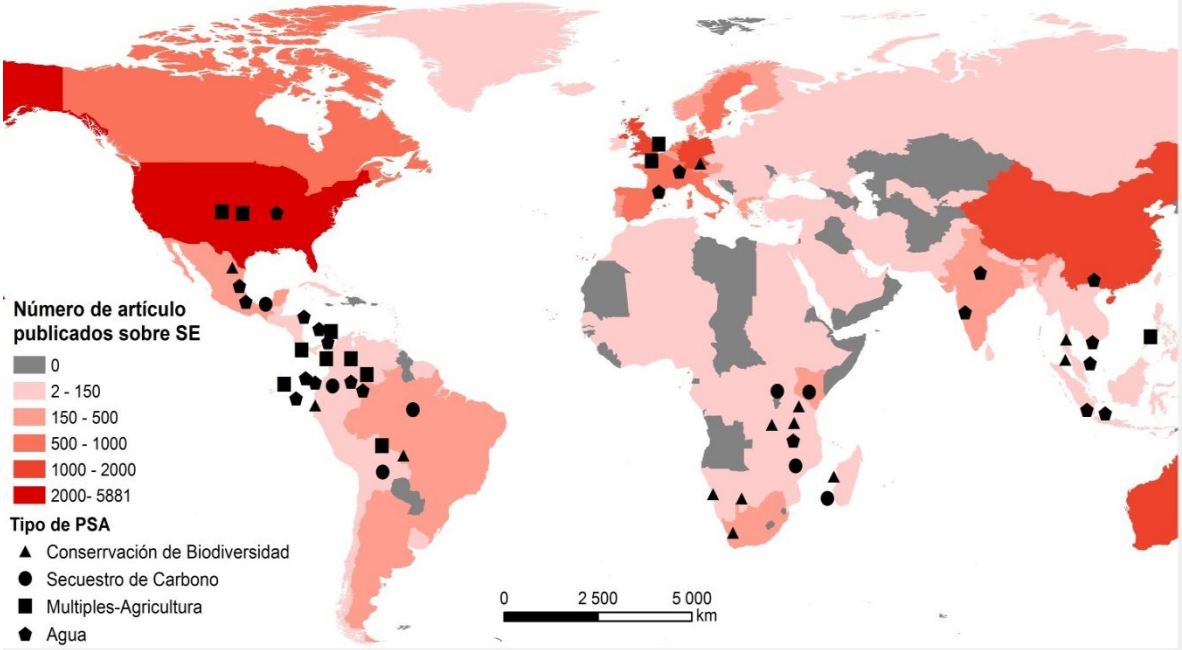


Figura 2: Concentración de autores sobre el concepto de SE entre 1997 y 2005 (Datos de Web os Science, analizados con VOSviewer 1.6.3).

Actualmente las investigaciones científicas sobre los SE se encuentran centradas en la interdisciplina y elaboración de modelos espacio-temporales, pero estos enfoques siguen siendo considerados por algunos autores como limitados a un número de SE (Balvanera et al. 2012; Martínez-Harms y Balvanera 2012; Cavender-Bares et al. 2015) y con ambigüedades en definiciones y clasificación de los servicios ecosistémicos (La Notte et al. 2017). De este modo, Martínez-Harms y Balvanera (2012) plantean que los análisis de modelización en su mayoría se concentran en la cuantificación y modelización de los SE y por tanto existe un vacío importante de conocimiento científico sobre las interacciones espaciales que dificulta la toma de decisiones sobre el manejo de los ecosistemas. Por otro lado, estas autoras también destacan que dichos estudios se realizan en su mayoría a una escala regional o nacional, siendo limitadas las investigaciones a escalas locales.

En éste contexto, la necesidad de desarrollar un marco para evaluar los SE es una prioridad en la investigación interdisciplinaria. Aunque las interpretaciones individuales enriquecen el panorama de la investigación, se debe abordar la ambigüedad sobre los conceptos claves para poder desarrollar y adoptar un marco más riguroso para los Servicios Ecosistémicos (La Notte et al. 2017).

El número de artículos publicados bajo los conceptos de "*Ecosystem Service*" o "*Ecosystem Services*" en la indexación *"Sciences Direct"* entre los años 1997 y 2016 es mucho más amplio en centros de investigación de países desarrollados (Mapa 1). Las aplicaciones de PSA entre los años 2000 y 2014 (Ezzine-de-Blas, Wunder, et al. 2016) poseen mayor presencia en los países en desarrollo y en particular en las áreas de bosques tropicales de América Central (Schomers y Matzdorf 2013).



Mapa 1: Distribución geográfica de publicaciones científicas sobre Servicios ecosistémicos y de aplicaciones de programas de Pagos por Servicio Ambientales

1.2. Discusión sobre los Servicios Ecosistémicos

Desde la aparición del concepto de SE ha surgido un debate científico interdisciplinario no sin contradicciones y ambigüedades revisado por varios autores del medio (Wallace 2007; Bonin y Antona 2012; Lele et al. 2013; Barnaud y Antona 2014; Mulder et al. 2015; La Notte et al. 2017). Este debate ha llevado a algunos autores a declarar el concepto de SE como no estabilizado conceptualmente (Bonin y Antona 2012). Al mismo tiempo, varios investigadores han intentado construir clasificaciones de SE que ayudan homogenizar los estudios internacionales sobre SE (Costanza et al. 1997; Daily 1997; de Groot 2006; Fisher, Turner, y Morling 2009; TEEB 2010; Bateman et al. 2011; Haines-Young y Potschin 2011; Remme, Schröter, y Hein 2014; Maes et al. 2016). A pesar de estos esfuerzos académicos de homogenización, existen ambigüedades en definiciones claves como ecosistemas, funciones, servicios o beneficios, que dificultan la coherencia de un marco conceptual de trabajo común (La Notte et al. 2017). Bajo esta contexto (Boyd y Banzhaf 2007) afirman que la ecología y la economía han fallado en estandarizar las definiciones de los servicios ecosistémicos.

A pesar del debate sobre las definiciones, los SE pueden ser definidos como un conjunto de funciones ecosistémicas útiles para los humanos (Kremen 2005) como consecuencia de los procesos de soporte que actúan en diversas escalas espaciales y temporales (Balmford et al. 2009). Esta definición es ampliamente aceptada. Sin embargo, cuando se intenta clasificar los servicios aplicando un marco teórico de toma de decisiones, varias incertidumbres aparecen. Existen diversas clases semánticas del término "*Servicios Ecosistémicos"*, dependiendo del objetivo específico (Fisher, Turner, y Morling 2009c). De acuerdo con Costanza et al. (1997) los "*Servicios Ecosistémicos"* representan los beneficios obtenidos por las poblaciones humanas, directamente o indirectamente, por las *"funciones ecosistémicas*". En Daily (1997) los "*Servicios "Ecosistémicos"* son condiciones y procesos, como también las actuales funciones del soporte de la vida. No obstante, una de las primeras definiciones de cobertura internacional, aplicada para la redacción de políticas ambientales y conservación, fue la

del Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005) (Tabla 1). Bajo el contexto de que "(…) *en los últimos 50 años, los seres humanos han transformado los ecosistemas más rápida y extensamente que en ningún otro período de tiempo comparable de la historia humana, en gran parte para resolver rápidamente las demandas crecientes de alimento, agua dulce, madera, fibra y combustible. Esto ha generado una pérdida considerable y en gran medida irreversible de la diversidad de la vida sobre la Tierra* (…)" (MEA 2005)

Millennium Ecosystem Assessment (2005) define a los SE como *"(…) todos los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas* (…)*"* (MEA 2005), tales como; servicios de aprovisionamiento, regulación, soporte y culturales. Los SE incluyen productos tales como alimentos, combustible y fibra; servicios reguladores como la regulación del clima y el control de enfermedades; y beneficios no materiales tales como beneficios espirituales o estéticos (MEA 2005), esta definición ilustra una fuerte relación entre los SE y el bienestar de la sociedad, derivados directa o indirectamente desde los sistemas ecológicos. Mientras que para el proyecto TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) los SE son las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano, donde el concepto "*bienes y servicios ecosistémicos*" es utilizado como sinónimo de "*servicios ecosistémicos*" (TEEB 2010).

Para integrar los SE en la toma de decisiones orientadas a la conservación de ecosistemas naturales, las funciones y servicios pueden ser definidos en referencia a una escala de paisaje. El paisaje está sujeto a muchos posibles usos de suelo y provee una multitud de funciones. La vinculación entre usos de suelo y funciones del paisaje ha dado lugar a un interés creciente en los últimos años (Hermann, Schleifer, y Wrbka 2011; Willemen et al. 2012). Por lo tanto, recientemente los términos "*funciones del paisaje"* así como "*servicios del paisaje"* son más importantes en la literatura científica (Bastian y Lütz 2006; de Groot et al. 2010; Willemen et al. 2012). En algunos casos el concepto de funciones del paisaje se emplea como sinónimo de los SE por las disciplinas no ecológicas (Hermann et al. 2011) que buscan relacionar las interacciones entre la población local y los elementos bióticos o abióticos de los ecosistemas.

Las funcione*s* son consideradas como la capacidad de los procesos naturales de proveer bienes y servicios que satisfagan las necesidades humanas, directa o indirectamente. Por

lo tanto, las funciones son el subconjunto de las estructuras biofísicas y procesos que proveen SE o del paisaje (de Groot et al. 2010).

Como hemos visto en párrafos precedentes ha sido ampliamente aceptada la noción de que los ecosistemas proveen SE y que estos representan beneficios asociados al bienestar de las personas (Boyd y Banzhaf 2007; Fisher et al. 2009). No obstante, otro discurso científico más reciente ha sugerido que el bienestar humano no es sólo depende de la naturaleza, sino que también de construcciones socioculturales que responden a las demandas actuales del sistema económico (Hermann et al. 2011). Es decir el bienestar de las sociedades depende de las formas de interactuar con los ecosistemas naturales y estas formas tienen un fuerte componente socio-cultural que condiciona el bienestar humano y las relaciones con la naturaleza (Tabla 1). Por otro lado, los conceptos de funciones ecosistémicas sigue siendo utilizados de manera general con demasiada ambigüedad (Jax 2005) e indistintamente a la de proceso ecológico y/o de SE (La Notte et al. 2017). Algunas investigaciones (Tabla 1) que han evaluado, mapeado o valorado los SE utilizan servicios y beneficios como sinónimos. En algunos casos, los beneficios se consideran recursos naturales tangibles derivados de servicios de provisión (por ejemplo cultivos, madera, agua), o algunos servicios de regulación (por ejemplo agua limpia para usos múltiples proporcionados por la purificación del agua). Sin embargo, los beneficios también pueden ser intangibles (por ejemplo oportunidades recreativas ofrecidas por la naturaleza) (Boyd y Banzhaf 2007; Wallace 2007; Fisher et al. 2009; TEEB 2010; Bateman et al. 2011; Müller y Burkhard 2012; Maes et al. 2016; Mononen et al. 2016; La Notte et al. 2017).

Tabla 1: Definiciones y terminologías recientes asociadas a los Servicios Ecosistémicos

Autor	Estructura Biofísica	Procesos	Funciones	Servicios	Bienes	Beneficios
Boyd y Banzhaf (2007)	Ver definición de proceso	Interacciones biológicas, químicas y físicas entre componentes del ecosistema	Ver definición de procesos ecosistémicos	El uso de activos ecológicos durante algún periodo de tiempo	Cosas directamente disfrutadas o consumidas por los hogares	Un beneficio, por ejemplo el de recreación surge del uso conjunto de los servicios finales de los ecosistemas
Wallance (2007)	Sin información	Las interacciones complejas (eventos, recreaciones u operaciones) entre elementos bióticos y abióticos de los ecosistemas	Ver definición de procesos ecosistémicos	Beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas	Sin información	Los estados finales de existencia, incluidos los requeridos para la supervivencia humana y el éxito reproductivo, que en su conjunto circunscriben el bien estar humano. Estos excluyen el valor intrínseco
Fisher et al. (2009)	Ver definición de Servicios Ecosistémicos	Ver definición de Servicios Ecosistémicos	Ver definición de Servicios Ecosistémicos	Son de naturaleza ecológica, ya que los valores estéticos, la satisfacción cultural y la recreación no son servicios de los ecosistemas. Los Servicios Ecosistémicos son componentes, funciones y/o procesos ecológicos, siempre y cuando haya beneficiarios humanos	Sin información	Un tiene un impacto explícito en los cambios del bien estar humano, como por ejemplo: más comida, mejor caminatas, menos inundaciones. Los valores estéticos, la satisfacción cultural y la recreación son considerados como beneficios

TEEB (2010)	Estructura o proceso biofísico=cobertura vegetal y productividad primaria neta	ver de estructura biofísica	El potencial que tienen los ecosistemas para entregar un servicio que a su vez depende de la estructura y procesos ecológicos	Conceptualización de "cosas útiles" para las personas que provienen de los ecosistemas directa o indirectamente	Sin información	Beneficios para el bienestar generados por Servicios Ecosistémicos
Bateman et al. (2011)	Animales, aves, plantas y sus conexiones	Ciclos de nutrientes por ejemplo	procesos ecológicos primarios	flujo de servicios (resultado de la estructura y los procesos) proporcionado por los activos ecológicos en algún periodo de evaluación	cualquier objeto o construcción que genere bien estar humano (físico o no)	Es el cambio en el bien estar humano generado por un bien (valor de uso y no uso). El mismo bien puede generar diferentes valores, dependiendo del contexto
Muller y Burkhard (2012)	Estructuras y procesos (propiedades de los ecosistemas), productores básicos de los Servicios Ecosistémicos	ver definición de estructura biofísica	Integridad ecológica	contribuciones directas e indirectas de las estructuras y funciones de los ecosistemas	Sin información	Concebido como social, económico y bien estar individual
Spanenberg et al (2014)	La estructura o proceso biofísico, este incluye el tipo de hábitat	ver definición de estructura biofísica	Ejemplo, la producción de madera	Recoger o cosechar madera (que es la actividad humana de retirar el bien natural)	Contribución a aspectos de bien estar como salud y seguridad	disposición para pagar que existan bosques o productos cosechable

Maes et al. (2016)	Arquitectura de un ecosistema como resultado de la interacción entre los medios abióticos, físicos y las comunidades bióticas, en particular la vegetación	Cualquier cambio o reacción que produzca dentro de los ecosistemas, físicos, químicos o biológicos. Se incluyen la descomposición, la producción, el ciclo de nutrientes y los flujos de nutrientes y energía	subconjunto de las interacciones entre las estructuras biofísicas, la biodiversidad y los procesos ecosistémicos que sustentan la capacidad de un ecosistema para proporcionar Servicios Ecosistémicos	Las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bien estar humano (TEEB, 2010). Corresponden al servicio realmente utilizado	Los conceptos "bienes y servicios ecosistémicos " son sinónimos de "Servicios Ecosistémico s"	Cambios positivos en el bien estar y la satisfacción de las necesidades (TEEB, 2010)
Mononen et al. (2016)	Estructuras biofísicas que crean la base para el funcionamiento del ecosistemas	Sin información	Funcionamiento del ecosistema que se necesita para producir Servicios Ecosistémicos	Sin información	La parte utilizada del potencial de los servicios ecosistémicos . Los beneficios también pueden ser no materiales	Valor económico, social, de salud (físico o espiritual) e intrínseco al valor del beneficio
La Notte et al. (2017)	La configuración de los componentes del ecosistema (biótico y abiótico). Esto también se relaciona con el patrón ecológico	ver definición de funciones	Una interacción ecológica entre los componentes de un ecosistema en el tiempo. Los procesos pueden generar varios Servicios Ecosistémicos	Un flujo generado por el ecosistema incluyendo las interacciones ecológicas e información que son útiles para los seres humanos. No incluye bienes ni la intervención humana	Contable como una unidad de biomasa, es un vehículo para el disfrute del Servicio Ecosistémico	generado por el servicio que conduce un cambio en el bien estar humano

Fuente (Boyd y Banzhaf 2007; Wallace 2007; Fisher et al. 2009; TEEB 2010; Bateman et al. 2011; Müller y Burkhard 2012; Maes et al. 2016; Mononen et al. 2016; La Notte et al. 2017).

Para este trabajo de investigación retendremos la definición de La Notte et al. (2017) de SE para quien los SE constituyen un flujo generado por el ecosistema incluyendo las interacciones ecológicas e información que son útiles para los seres humanos. No incluye bienes ni la intervención humana.

1.3. Nuevos cuestionamientos sobre enfoque espacial e interdisciplinario

En las últimas décadas el interés científico y político sobre los SE y la toma de decisiones territoriales ha estado centrado en la pertinencia de la cuantificación biofísica y monetaria de los SE, la complejidad de los modelos ecológicos o el valor intrínseco de los ecosistemas y sus servicios. Sin embargo, la comprensión de las interacciones espaciales sigue siendo limitado (Carpenter et al. 2009; Qiu y Turner 2013; Selmi 2014) y surgen nuevos cuestionamientos con un enfoque espacial. ¿Una visión espacial puede disminuir las controversias asociadas al concepto de SE? ¿Una valoración integrada, socio-cultural, económica y ecológica puede contribuir a mejorar la toma de decisiones sobre ordenamiento territorial? ¿Cuál es la relación entre la dinámica de los Servicios Ecosistémicos y los factores de transformación espacial? (Egoh et al. 2008; de Groot et al. 2010; Hermann et al. 2011; Schröter, Barton, et al. 2014).

1.3.1. "Cascada" de Servicios Ecosistémicos

Dentro de los más recientes enfoques de análisis de SE, se posiciona el modelo de "cascada" propuesto por Haines-Young y Pöthin (2011), el cual conecta los procesos ecosistémicos con los elementos que afectan el bienestar humano. Este enfoque vincula los sistemas naturales a los elementos del bienestar humano, siguiendo un patrón similar a una cadena de producción: desde las estructuras y procesos ecológicos generados por los ecosistemas hasta los servicios, beneficios y valor derivados eventualmente por humanos (La Notte et al. 2017) (Figura 4).

La influencia antrópica sobre los SE en este enfoque se expresan a través de manera negativa (presiones sobre los ecosistemas naturales) y positivas (acciones para frenar la degradación) (Partelow y Winkler 2016). La ventaja de este marco es comunicar efectivamente la dependencia social de los ecosistemas (La Notte et al. 2017).

Los desafíos se presentan cuando se aplica de manera práctica el enfoque de cascada, debido a la presencia simultánea de las dimensiones biofísicas y antrópica. Esto quiere

decir que las observaciones de un enfoque centrado en la esfera ecológica, integra las estructuras biofísicas, procesos y funciones que se consideran como un todo, excluyendo el componente antrópico. Por otro lado, las observaciones reduccionistas centradas en el humano se concentran sobre el uso final de los beneficios (La Notte et al. 2017). Si bien el enfoque de cascada ha sido ampliamente aplicado y discutido, la investigación actual está centrada en el flujo direccional de los SE proporcionado a los seres humanos, mientras que las complejas interacciones con las sociedades humanas que afectan a los ecosistemas han recibido menos atención (Comberti et al. 2015; Davies et al. 2015; Martín-López et al. 2014; Partelow y Winkler 2016).

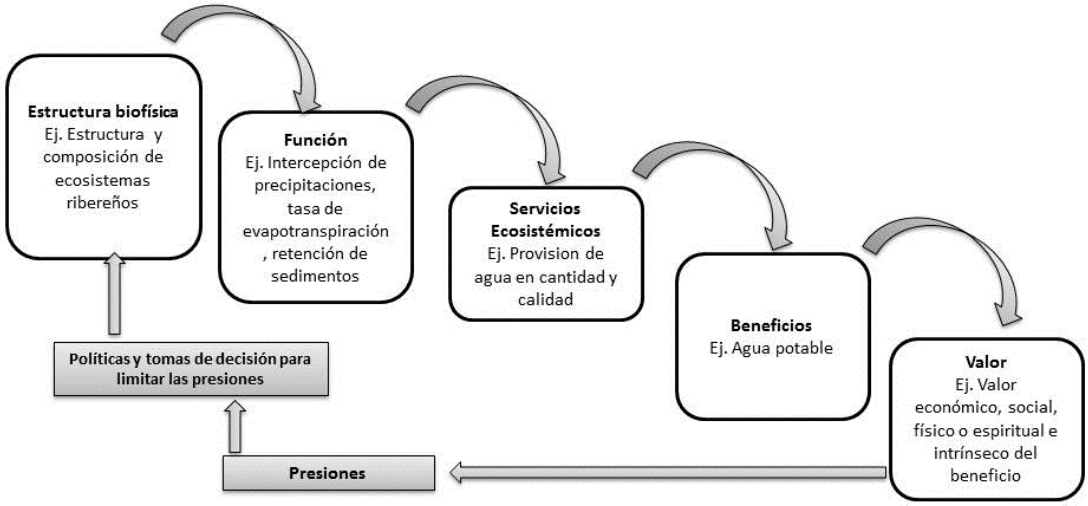


Figura 3: Modelo en cascada para el análisis de los servicios de los ecosistemas, adaptado de Potschin y Haines-Young (2011).

1.3.2. Clasificación de Servicios Ecosistémicos bajo el enfoque de cascada

La clasificación de SE retenida para realizar esta investigación corresponde a una de las más recientes referencias de clasificaciones de SE que destaca a nivel global: la Clasificación CICES propuesta por la Agencia Europea de Medio Ambiente, (European Commission y Directorate-General for the Environment 2014; La Notte et al. 2017). Esta clasificación está basada en el marco de referencia conocido como cascada de SE de Haines-Young y Pöthin (2011); Potschin et al. (2016). Esta clasificación del CICES es una de las de mayor cobertura internacional a través de su aplicación científica, técnica y política, lo que facilita la realización de análisis comparativos posteriores (Haines-Young y Potschin 2014; La Notte et al. 2017; Reid y Mooney 2016). La clasificación divide los SE en tres grandes categorías: (1) Servicios de provisión, entendidos como los productos obtenidos para la nutrición, materiales y las fuentes de energía : alimentos y fibras, agua fresca para consumo humano, madera y recursos genéticos entre otros; (2) Servicios de regulación y mantención, asociados a los beneficios obtenidos de la regulación de los procesos de los ecosistemas, incluyendo, por ejemplo, la regulación del clima; y por ultimo (3) Servicios culturales, que comprenden los beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y la experiencia estética, incluyendo, por ejemplo, los sistemas de conocimiento, las relaciones sociales y los valores estéticos (Tabla 2).

Tabla 2 : clasificación CICES de los Servicios Ecosistémicos

Tipo de SE	Clases	Grupo de SE
Provisión	Nutrición	Alimentos de origen vegetal y animal terrestres
		Alimentos de origen vegetal y animal de agua dulce
		Alimentos de origen marino algas y animales
		Agua para el consumo humano
	Materiales	Materiales de origen biótico (ej. Fibras vegetales sin fines nutricionales
		Materiales de origen abiótico
	Energía	Biocombustibles (biomasa)
		Fuentes de energía abiótica renovables (ej. Solar, eólica)
Regulación y mantenimiento	Restauración del medio físico y control de residuos	Restauración biológica
		Dilución, filtración y secuestro de contaminantes
	Regulación de flujos	Regulación del flujo del aire (ej. Regulación del clima local)
		Regulación de los flujos hídricos (ej. Control de inundaciones)
		Regulación de los flujos de masas (ej. Protección contra la erosión)
	Regulación del medio físico-químico	Regulación de la composición atmosférica (ej. Regulación del clima global)
		Regulación de la calidad del agua (ej. Purificación y circulación del agua y oxigenación)
		Composición y formación del suelo
	Regulación del medio biótico	Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat
		Control de plagas y enfermedades (incluidas especies exóticas invasoras)
		Protección del material genético
Cultural, educativo y científico	Simbólico	Interacciones estéticas y de patrimonio
		espiritual
	Intelectual y experiencial	Recreación y actividades comunitarias
		Información y conocimientos

Fuente: Haines-Young y Pöthin (2011)

1.5. Integrando los Servicios Ecosistémicos y Sistemas Socio-Ecológicos

El enfoque interdisciplinario de los Sistemas Socio-Ecológicos (SSE), desarrollado por Ostrom (2007, 2009), racionaliza la complejidad de las relaciones entre los ecosistemas naturales y la sociedad. Permite abordar estas interacciones e integrar en niveles multiescalares la gestión de ecosistemas naturales (Palomo et al. 2014; Schlüter et al. 2014). El desarrollo del marco de los SSE se basa principalmente en la teoría General de Sistemas (Bertalanffy 1968) y el paradigma de la complejidad (Costanza et al. 1993; Holland 1995; Kauffman 1993). Por tanto, varios conceptos de la teoría de los sistemas como: sistemas complejos, emergencia, resiliencia, vulnerabilidad, capacidad adaptativa y transformabilidad, se emplean para el estudio de los SSE.

Se han desarrollado varios marcos para la investigación de la estructura de los SSE (Gallopin et al. 2001; Holling y Allen 2002; Newell et al. 2005; Ostrom 2007; Redman 1999; Scholz 2011; Tallis et al. 2012). Estos marcos difieren significativamente en su objetivo, enfoques disciplinarios, aplicabilidad, escala temporal social y espacial y conceptualización de los sistemas sociales y ecológicos así como sus interacciones. Sin embargo, la utilización de los SSE fue desde el inicio concebida para la comprensión de las relaciones e interrelaciones entre los sistemas naturales y sociales (Berkes y Folke 1998) que interactúan en un espacio determinado, y no como un sistema que se estructura en torno a un problema exclusivamente ecológico. Es por esta razón, que este enfoque permite identificar, clasificar y organizar los factores percibidos como los más importantes para la comprensión de un fenómeno (McGinnis y Ostrom 2014), proporcionando un lenguaje común que facilita la comprensión de estos sistemas complejos (Nagendra y Ostrom 2014).

Ostrom (2009) y McGinnis y Ostrom (2014) son uno de los autores de mayor referencia que proporcionan este lenguaje común para la comparación de casos y para jerarquizar la gran gama de variables relevantes en el análisis de los SSE y que diferencian cuatro subsistemas (Binder et al. 2013):

(I). Sistema Recursos (RS): Este subsistema es básicamente referido a las estructuras y descripción de los recursos naturales como la localización, distribución, extensión, asociaciones entre especies y ecosistemas. Por ejemplo, un área natural puede estar compuesta de distintos ecosistemas: zona boscosa, zona de pastizal, zona arbustiva o lacustre, con límites y superficies de transición de las áreas de intervención antrópica.

(II). Sistema Unidades de Recursos (RU): Se refiere esencialmente a la cuantificación, flujos y balance de los recursos. Para un área natural estos pueden ser los flujos de agua, de carbono, de semillas o de animales.

(III). Sistema Gobernanza (GS): Es el conjunto de normas y reglas que regulan o establecen modos de gestión de los usos de los recursos naturales. Incluye a las organizaciones e instituciones gubernamentales y no gubernamentales que influyen en la toma de decisiones.

(IV). Sistema Actores (A): Sistema que incluye a las características y composición de las personas o grupos que utilizan los recursos naturales, sea para recreación, sustento vital o con fines comerciales.

Además de las interacciones entre los cuatro subsistemas, cada uno posee variables que se encuentran relacionadas internamente. Esta estructura de los SSE permite analizar las relaciones jerárquicas no lineales de las variables internas y externas de cada subsistema (Ostrom 2007, 2009). Esto quiere decir que, por ejemplo, el subsistema Actores (A) puede utilizar los recursos naturales del subsistema Recursos (R) como respuesta a la historia social, política y cultural de los grupos que han habitado su mismo territorio. A su vez, los procesos responden a una dinámica política nacional y global donde la toma de decisiones externa afecta las interrelaciones entre los subsistemas.

El modelo de los SSE permite una flexibilidad de adaptación. Lebreton (2015) adaptó el modelo centrando su análisis en aspectos específicos como los actores y la gobernanza de la gestión de áreas naturales protegidas. Garcia-Llorente et al (2015) estudió la importancia de los SE para la sociedad en términos espaciales; Lamarque (2012) las relaciones entre ecosistemas y ocupación de suelo; (Pelenc et al. 2011), adaptó el enfoque de los SSE en desarrollo humano y ordenamiento territorial. A pesar de esta variedad de investigaciones empíricas sobre en el análisis de los SSE y SE, las

investigaciones aplicadas con un énfasis espacial continúan siendo escasas (Lamarque 2012; Palomo et al. 2014).

Para abordar el análisis de las interacciones espaciales de los SE esta investigación asume un marco teórico que considera los SE como elementos centrales de los de SES. Los SE pueden ser comprendidos como producto de las interacciones entre los componentes biofísicos y sociales que poseen una dimensión espacio-temporal (Figura 5). Bajo esta lógica sistémica, la provisión de SE puede ser modificada y/o perturbada por las actividades antrópicas (Andersson, McPhearson, et al. 2015; Hamann, Biggs, y Reyers 2015; Huntsinger y Oviedo 2014; Lamarque 2012; Tuvendal y Elmqvist 2011). Este marco teórico integra i) la cascada propuesta por Haines-Young y Pöthin (2011) para identificar y modelizar los SE y ii) los SES de Ostrom (2009) para analizar las interacciones espaciales entre los elementos constituyentes del sistema (Figura 5). A través de este esquema, se adhiere una dimensión espacial e interdisciplinaria a la evaluación de los SE (de Groot et al. 2010; Tuvendal y Elmqvist 2011; Hermann et al. 2011; Tallis et al. 2012; Willemen et al. 2012; Schröter, Barton, et al. 2014; Hamann et al. 2015; Oteros-Rozas et al. 2015; Andersson, McPhearson, et al. 2015; Mononen et al. 2016; Partelow y Winkler 2016).

La dimensión espacial de los SE y sus implicaciones con el bienestar humano, hace del enfoque de SE un marco bien adaptado para analizar las internaciones de un sistema socio-ecológico con una dimensión espacial (Tuvendal y Elmqvist 2011).

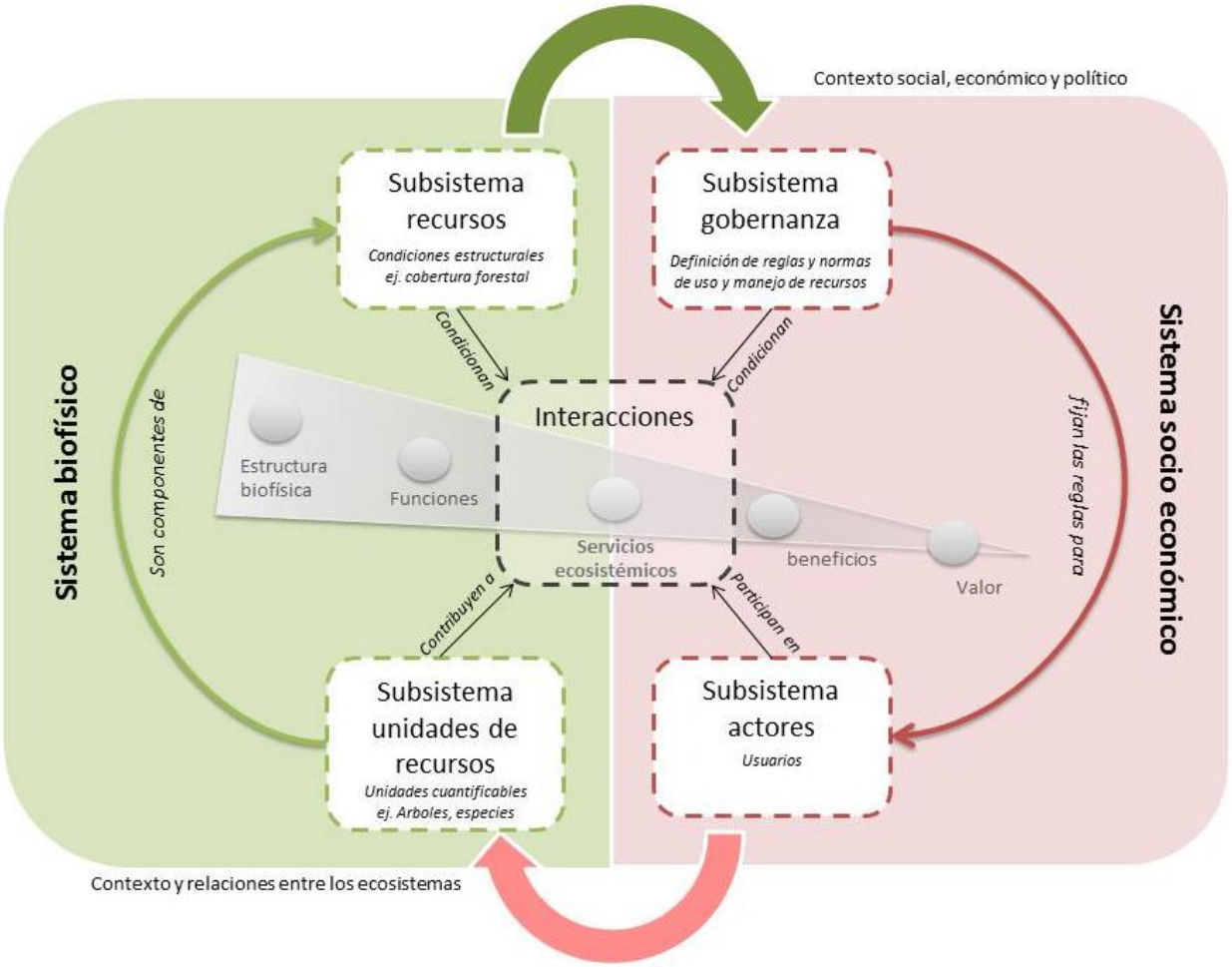


Figura 4: Superposición de los enfoques de sistemas socio-ecológico y cascada de servicios ecosistémicos

CAPÍTULO 2: LA MIRADA MEXICANA DE LOS SISTEMAS SOCIO-ECOLOGICOS DE LOS BOSQUES TEMPLADOS

Adaptado del artículo:

-Galicia, L., Chávez-Vergara, B., Jasso-Flores, I., Bustos, L. A., Guerra de la Cruz, V., Jiménez-Valle, K., Solís, E., López-Cruz, L. X. & **Villanueva, A**. (2018) "Perspectivas del enfoque socio-ecológico en la conservación, aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de México. Madera y Bosques" [online] vol.24, n.2"

A nivel global los bosques templados (BT) ocupan 1 x 10^7 km^2, lo cual representa 25% del área forestal mundial y 8% de la superficie continental libre de hielo. Del 20% de la cobertura forestal que representan los BT, el 5% es ocupado por bosques de encinos (BE), 14% por bosques de pino (BP) y pino-encino (BPE) y 1% por otras coníferas (Rzedowski 1996).

Los BPE están caracterizados por contener una elevada riqueza debido a que son el centro de diversificación de los géneros *Pinus* y *Quercus* a nivel mundial (Ramamoorthy 1993). Históricamente, los BP y BE poseen una tasa de deforestación anual promedio mayor a 0,5% (Masera, Bellon, y Segura 1997; Galicia, Saynes, y Campo 2015), y en algunas regiones tienen mayor tasa de deforestación y de cambio de uso de suelo que los ecosistemas tropicales en México (Kolb y Galicia 2012), esto ha repercutido en la disminución de su extensión y del número de especies que albergan (Rzedowski 1996; Challenger y Soberón 2008). Debido a lo anterior, los bosques templados contienen un alto número de especies amenazadas, en peligro de extinción y sujetas a protección especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010). Por ejemplo, los bosques de coníferas contienen un total de 453 especies en diferentes

categorías de protección. En México la investigación bilógica y ecológica de los ecosistemas de BT ha sido principalmente articulada en tres ejes temáticos (Figura 6).

Los bosques templados de México representan al alrededor del 20% de la cobertura forestal del territorio Mexicano, siendo así la clase de bosque con mayor distribución espacial del país. A pesar de la importancia geográfica que poseen estos bosques, es el tipo de vegetación menos estudiado desde el punto de vista de Sistemas Socio-Ecológicos (SSE). El enfoque de estudio que ha predominado en este tipo de vegetación es el silvícola, guiado por la visión de mantener un flujo continuo de madera para el mercado e ingresos de los propietarios forestales, sin considerar la provisión de otros Servicios Ecosistémicos (SE). Este capítulo presenta un enfoque de Sistemas Socio-Ecológicos que promueva integrar las interdependencias entre la naturaleza y la sociedad que ocurren en los bosques templados. En este contexto es imperativo: 1) entender la influencia de las especies de pinos y encinos de los bosques templados en la estructura y funcionamiento de estos bosques, en particular sobre la productividad primaria; 2) entender el impacto que tienen el cambio de uso del suelo, la extracción regulada y no regulada de biomasa sobre la estructura y el funcionamiento del ecosistema y 3) entender los aspectos sociales y económicos relacionados con diferentes herramientas de conservación (áreas protegidas y pago de servicios ambientales), que representan esquemas de interacción naturaleza-sociedad. Se discute cómo la investigación y evaluación bajo este enfoque puede contribuir a una mejor comprensión de las interacciones entre la naturaleza y la sociedad en México para proteger la diversidad biológica y proteger la provisión de los SE para el bienestar humano.

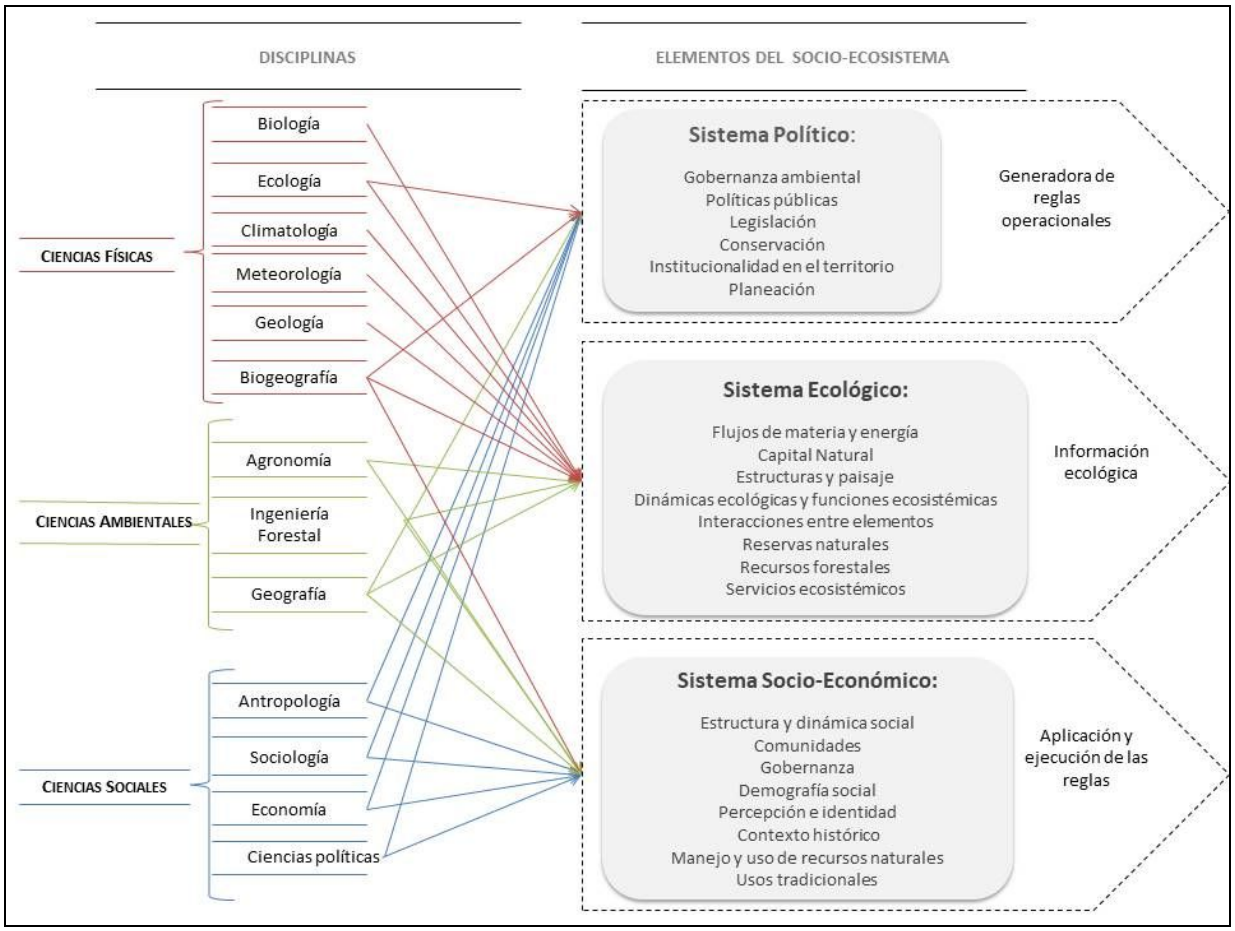


Figura 5: Disciplinas y enfoques de investigación en los bosques templados de México (Galicia et al. 2018).

1) Importancia biológica: Albergan 50 especies de pinos y 140 especies de encinos, que en ambos casos representan 50% y 30% del total a escala mundial para cada género, respectivamente (CONABIO 2001; Valencia 2004). Los principales estudios bajo esta perspectiva usan el enfoque evolutivo de genética de poblaciones y diferentes aspectos botánicos (Aguirre-Planter, Furnier, y Eguiarte 2000; Delgado et al. 1999).

2) Social: En ellos se concentra la mayor parte de la población rural del país, quienes poseen cerca de 70% de las tierras forestales de México en propiedades colectivas llamadas ejidos o comunidades. Por esta razón, los estudios sociales en este ecosistema se han concentrado en estudiar temas de gobernanza (Ruppert y Antinori 2008),

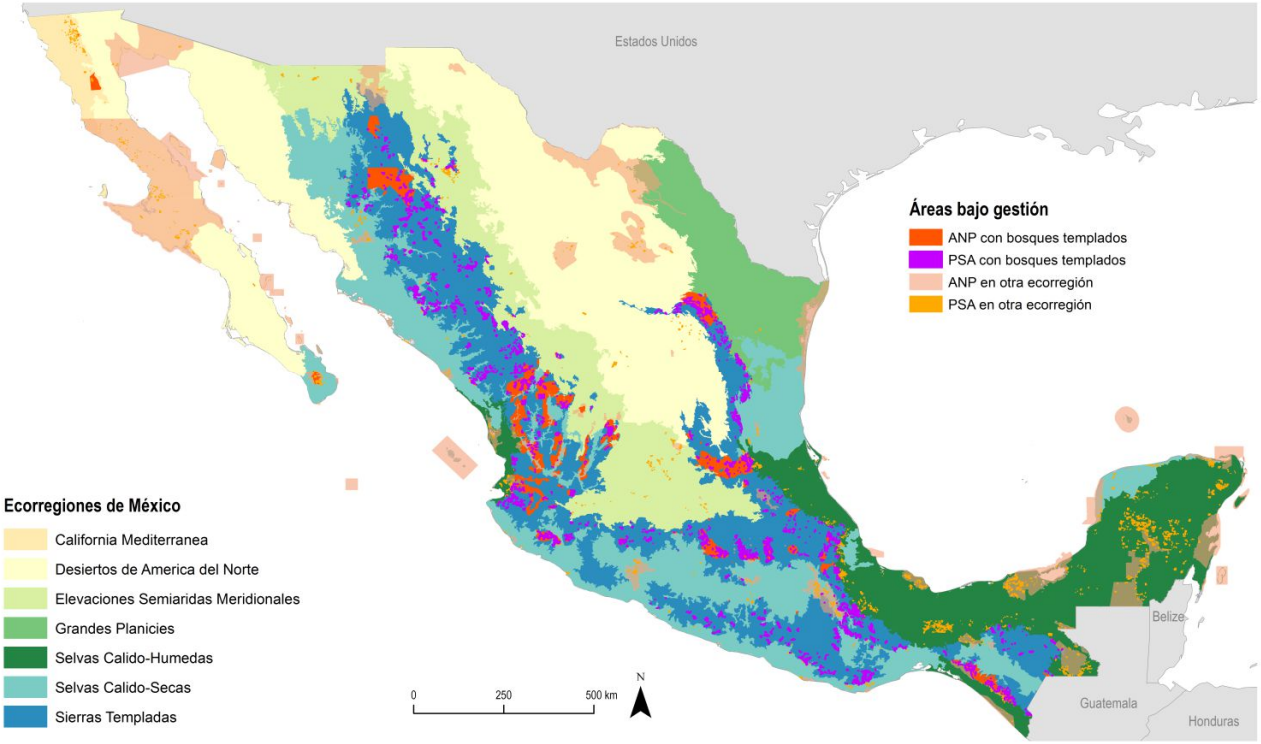
organización comunitaria (Bray et al. 2007) y silvicultura basada en la cooperación social (Antinori y Rausser 2007).

3) Económica: La mayor parte de la producción maderable nacional proviene de los bosques templados y representa 1% del Producto Interno Bruto (PIB) nacional. En este sentido, el manejo forestal comunitario ha sido una herramienta con la cual gobiernos locales en México, han incentivado el aprovechamiento razonable de los ecosistemas naturales, el cual se traduce en mejoras en el bienestar de las comunidades (Bowler et al. 2012; Ellis et al. 2015).

4) Ambiental: Proveen diversos servicios ecosistémicos esenciales para el mantenimiento del capital natural y bienestar social en las diversas regiones forestales del país; los estudios se han concentrado en monitorear el cambio de uso del suelo, las tasas de deforestación y el patrimonio cultural del paisaje (Galicia, Saynes, et al. 2015; Palacio-Prieto 2004; Wallace et al. 2015). La interacción socio-ecológica de los ecosistemas de los Bosques Templados a través del manejo y uso del bosque, además de políticas públicas de conservación como las áreas naturales protegidas (ANP) y el Pago por Servicios Ambientes (PSA) (Wallace et al. 2015) ha generado un sistema complejo de estudio. No obstante, los trabajos académicos que aborden nuevos marcos de análisis e innovadores en los ecosistemas templados de México son escasos.

2.1. Áreas Naturales Protegidas con Bosques Templados en México

Los bosques templados están representados en 57 de las 176 ANP federales (32%) (Mapa 2), de las cuales 11 son Reservas de la Biosfera, 30 Parques Nacionales, 13 áreas de protección de flora y fauna y tres área de protección de recursos naturales que en total ocupan una superficie de 7.942.843 ha (Tabla 3) (Villanueva y Imbernon 2013).



Mapa 2. Distribución de las Áreas Naturales Protegidas y los Programas de Pago por Servicios Ambientales en los bosques templados de México (Galicia et al. 2018).

Tabla 3: Superficie de bosques templados bajo conservación gubernamental y en sistemas de protección independientes

Tipo de superficie	Tipo de administración	Tipos de Vegetación (ha)		
		Bosque de Coníferas	Bosque de Encinos	Total
Superficie en ANP	Federal	1.028.656	998.589	2.027.245
	Estatal	257.419	370.381	627.800
	Municipal	148	5.517	5.665
	Áreas destinadas voluntariamente a la conservación	35.762	11.398	47.160
	Total ANP	1.321.985	1.385.885	2.707.870
Superficie fuera de ANP	Reservas privadas y sociales	15.799	85.625	101.424
	Total de superficie protegida	1.337.784	1.471.510	2.809.294
	SINAP[1]	312.557	457.067	769.624

Fuente: (Galicia et al. 2018)

La concepción más antigua de ANP estuvo enfocada bajo una lógica proteccionista que separaba a las personas de los ecosistemas naturales (West, Igoe, y Brockington 2006; Durand y Vázquez 2011) y las justificaciones para su decreto se basan en principios de protección de recursos hídricos y forestales. La primera ANP decretada en México en el año 1876 fue el Parque Nacional Desierto de los Leones; su estatus de protección estaba fundamentada en la belleza escénica de los paisajes, en el interés histórico del sitio como patrimonio de la nación y su importancia sobre la recarga de acuíferos a nivel regional. A mitad del siglo XX las ANP pasaron de conservar paisajes y recursos

[1] Sistema Nacional de Áreas Protegidas

naturales a concentrar los esfuerzos de conservación de especies y su hábitat (Palomo et al. 2014). A pesar de que algunos estudios cuestionan la efectividad del este enfoque proteccionista de las ANP sobre la conservación de la biodiversidad, es importante señalar que fungen un papel imprescindible sobre el control de la deforestación de los bosques templados (Lebreton et al. 2015).

A pesar de las estrategias aplicadas para su conservación, las ANP en zonas de bosques templados están bajo un acelerado proceso de degradación ambiental dentro y fuera de sus límites (Villanueva y Imbernon 2013). Asimismo, se ha sugerido que los cambios más significativos y la extensión simplificada de especies en las ANP son ocasionados por el tipo manejo. El establecimiento de un ANP instala nuevas reglas en torno al uso y manejo de los recursos naturales, modificando la relación de los habitantes con su entorno, así como la forma en que comprenden y construyen su espacio (Durand y Vázquez 2011).

Las ANP son consideradas por algunos investigadores como estrategias de política pública que afecta el uso de recursos naturales, específicamente los forestales a nivel comunitario (Koleff y Urquiza-Haas 2011). Por ejemplo, hay registro de comunidades que no estuvieron informadas de restricciones para aprovechamientos forestales hasta que solicitaron permisos y fueron negados e incluso hay registro de suspensiones de actividades comunitarias. Debido a esto la conceptualización de las ANP ha cambiado en el tiempo y respondido al contexto político y cultural (Koleff y Urquiza-Haas 2011).

El modelo proteccionista que excluye a los humanos de los ecosistemas (*wilderness approach*) (Palomo et al. 2014) evolucionó a un concepto de conservación que reconoce la complejidad social de las ANP (*socio-ecological approach*) (Durand y Vázquez 2011; Koleff y Urquiza-Haas 2011). A partir de entonces, se estableció el concepto de Reserva de Biosfera que se estableció bajo el objetivo de promover el manejo y la conservación de los ecosistemas, así como la investigación y la educación. Esta categoría de conservación es una muestra temprana del concepto socio-ecológico aplicada a la conservación porque incluye explícitamente a las poblaciones humanas y el uso sustentable de los recursos naturales como parte de las ANP (López Martínez, Pérez Morales, y Gil Guirado 2016). La conservación solo puede ser efectiva si se integra la parte socioeconómica y política, para la construcción de capital social a través

de redes de organización con la inclusión de los dueños de los bosques que permita identificar y atender conflictos sociales en torno al uso de los recursos forestales (Figueroa et al. 2011; López-Medellín et al. 2017). Hoy en día, las ANP se han resignificado, pasando de ser simples fuentes de materia prima y escenarios donde solo importa la protección y conservación de la biodiversidad, a la oferta de beneficios intangibles como los servicios ecosistémicos culturales, reflejando nuevas vinculaciones entre sociedad y naturaleza. Por ejemplo, actualmente existe una fuerte tendencia a crear infraestructura y condiciones para atraer y fomentar el turismo en las ANP, de tal manera que la "conservación pasiva" pueda generar ingresos locales e incentive la conservación. No obstante, dadas las condiciones culturales y sociales que prevalecen en la mayoría de las ANP, es imperativo analizar detenidamente los enfoques, alcances e impactos de estos proyectos de ecoturismo, por las implicaciones que tienen en las relaciones locales, sobre todo en áreas que pueden ser muy sensibles por sus características socio ecológicas. Este es el caso de la reserva de la mariposa monarca, o de las barrancas del cobre-sierra Tarahumara, entre otros, donde los objetivos de desarrollo socioeconómico rebasan los objetivos de conservación biológica.

Para integrar esta nueva perspectiva socioecológica en las ANP es necesario considerar las causas de la problemática ambiental para poder incidir sobre el manejo para la protección y conservación, es decir, entender como los diferentes actores y nuestras instituciones somos los conductores del cambio. Por lo tanto, la inclusión de un marco de análisis socioecológico en los planes de protección y conservación es crucial por al menos tres factores: 1) proporcionaría mayor información acerca de la trayectoria de cambio del paisaje y sus conductores de cambio; 2) facilitaría identificar actividades productivas y tradicionales, de modo que los planes de manejo tendrían que ajustarse a los intereses de explotación comunitario; y 3) los planes de manejo deberían reconocer la importancia de conservar extensiones y especies específicas, pero también actividades y zonas de relevancia cultural con fines de conservación de patrimonio cultural, donde se incluyan prácticas y percepciones sociales sobre el uso de los recursos.

2.2. Los Bosques Templados como proveedores de servicios ecosistémicos

Los ecosistemas de bosque templado en México constituyen un capital natural asociado a un conjunto de servicios estratégicos a nivel nacional, además, son fuente de productos de subsistencia de poblaciones suministrando ingresos económicos, estableciéndose así una relación entre el bienestar de la sociedad humana, la economía y los recursos forestales) (Hinojosa Flores, Skutsch, y Mustalahti 2016). La provisión de madera de especies arbóreas como los pinos y los encinos es uno de los servicios ecosistémicos más explotados en los bosques templados. De la producción del país, aproximadamente 70% se destina como madera aserrada, 18% para celulosa, 7% para combustible directo y carbón. Esto representa cerca de 93% del valor total de la producción silvícola nacional (1.336 millones de dólares), principalmente derivada de los bosques templados de (Galicia y Zarco-Arista 2014). Los bosques templados son grandes proveedores de agua porque son las cabeceras de cuencas en zonas altas, ya que están presentes en 77 de las 110 principales zonas de recarga y purificación de acuíferos en México (Arriaga, Aguilar, y Alcocer 2002). Además, estas zonas son también las de mayor concentración de población humana con más de 30 millones de habitantes y varias zonas metropolitanas, como la ciudad de México, Guadalajara y Puebla (INEGI 2010).

Por esta misma razón, tienen un efecto importante sobre la regulación del clima regional y de la calidad del aire; por ejemplo, en la Ciudad de México a través de los sistemas boscosos circundantes se fijan cada año cerca de 2% de las emisiones de CO_2, lo cual juega un papel importante en la calidad del aire en la Ciudad de México (Chagoya y Gutiérrez 2009). Los servicios de regulación pueden ser cruciales para abatir los costos económicos que generan los eventos meteorológicos extremos (inundaciones, erosión, etc.) (Ellis et al. 2015). Asimismo, estas disyuntivas tienen marcadas repercusiones económicas, debido a que la preponderancia de la extracción de madera reduce la diversificación económica de las comunidades que viven del bosque, aunque en los

últimos años se ha propiciado la diversificación productiva del bosque, incluyendo el turismo (Ellis et al. 2015). Sin embargo, poco se conoce respecto a otros servicios de provisión, así como de soporte, regulación y culturales.

En México el pago por servicios ambientales (PSA) es un esquema que beneficia económicamente al sector forestal. El objetivo de los PSA es compensar a los dueños de los bosques a cambio de mantener la función proveedora de algunos procesos ecológicos que derivan en servicios ambientales específicos como la captación de lluvia y recarga de acuíferos (servicios hidrológicos), el mantenimiento de estructuras naturales que permitan el desarrollo de la fauna silvestre (hábitat para la biodiversidad) y la captura de carbono (Muñoz-Piña et al. 2008). El funcionamiento del esquema considera la participación directa de las comunidades rurales, con acciones muy acotadas de conservación (zanjas y construcción de brechas cortafuego) y protección de partes altas de las cuencas, creación de estructuras para el refugio de la fauna silvestre y la reforestación con especies de rápido crecimiento (McAfee y Shapiro 2010). Sin embargo, estas acciones implican cambios en algunos procesos del suelo (obras de captación de agua, acomodo de materiales) y de la vegetación (reforestaciones con especies no nativas o en lugares inadecuados) que pueden incidir negativamente en la integridad de los ecosistemas que pretenden proteger (Muñoz-Piña et al. 2008; McAfee y Shapiro 2010). Estos aspectos no han sido evaluados en el marco del PSA, ni en los estudios del impacto del manejo de los bosques templados.

En México el impacto del programa no es muy claro, ya que el PSA de los bosques templados proviene de programas gubernamentales, es decir, no existe aún un mercado definido en la región central de México que promueva la oferta y demanda de estos SE (Perevochtchikova 2014) Otro problema subyacente del PSA es la falta de sustento técnico-científico que justifique y dimensiones la provisión de los servicios en función de las características de los ecosistemas, lo cual limita el número de alternativas de manejo que aseguren la sustentabilidad de los mismos (Torres et al. 2016). El PSA hidrológicos es un ejemplo claro de la importancia diferencial de las características ecológicas (composición vegetal, clima, geomorfología, etc.), en la captación de lluvia (Almeida-Leñero et al. 2014), lo cual no se considera en los esquemas de pagos del programa. Las autoridades federales consideran que el programa es exitoso y una alternativa a la pobreza, mientras que las localidades consideran que los pagos son

insuficientes, que deben mejorarse debido al alto costo de oportunidades (en el sentido económico) de conservar áreas forestales. Por ejemplo, el pago a cinco años no permite una gestión forestal adecuada que necesita un horizonte de mínimo 20 años (Fuentes-Pangtay 2009; Perevochtchikova y Oggioni 2013; Almeida-Leñero et al. 2014).

Lo anterior sugiere que el PSA espera pasivamente favorecer la permanencia del esquema a través del desarrollo de un mercado definido, e incrementar la cantidad de áreas bajo este programa. Es decir, el enfoque socioecológico en este programa aun esta desvinculado, ya que los dueños no dimensionan la importancia de los SE que sus bosques proveen, sino el ingreso fijo que reciben por realizar actividades previamente definidas y acotadas, independientemente de las características de sus recursos forestales. Adicionalmente, la efectividad de los programas de PSA debe de ser calificada a través del monitoreo y de evaluaciones ecológicas y sociales, así como reconocer la percepción de las autoridades y comunidades locales sobre los efectos, beneficios y expectativas del PSA (Perevochtchikova y Oggioni 2013; Costedoat et al. 2015). No obstante, las investigaciones para dimensionar y valorar los SE, así como el monitoreo de su desempeño implican altos costos que el programa no ha podido asumir, y se mantiene la inercia del pago fijo independiente de las características particulares de cada caso.

2.3. Perspectivas del enfoque de sistemas socio-ecológicos en México

La aplicación del enfoque de Sistemas Socio-Ecológicos en los bosques templados es clave para el mantenimiento, el uso sostenible y la resiliencia de los bosques; y para asegurar el uso de bienes tangibles e intangibles, y el ingreso de las comunidades forestales. En México, los bosques y la gente que vive de ellos están estrechamente unidas y funcionan dentro de sistemas adaptativos complejos (las relaciones y retroalimentaciones entre las estructuras y procesos ecológicos con las estructuras y procesos sociales, e instituciones están intrínsecamente vinculados).

Las necesidades sociales a través de los usos consuntivos (SE de provisión) y no consuntivos (SE culturales) y las elecciones de las prácticas de manejo afectan los procesos ecosistémicos que brindan los SE, su flujo y distribución, por lo cual deben ser entendidos e incorporados en las decisiones de gobierno, elucidando efectos de las decisiones de manejo en ambos componentes del Sistema Socio-Ecológico. Asimismo, es necesario desarrollar nuevas alternativas en la toma de decisiones de manejo y gobernanza para promover acciones humanas que permitan el uso sostenible en estos ecosistemas (Galicia y Zarco-Arista 2014).

La aplicación del concepto de servicios ecosistémicos en un marco de socio-ecosistemas permite identificar las interacciones de socio-ecosistemas e integrarlas en la toma de decisiones aplicadas al manejo forestal, las ANP y el PSA en los bosques templados de México; subrayando la importancia de regular y fortalecer el sistema de control y seguimiento de los actores sociales y sus actividades.

En México, el principal uso consuntivo de los bosques templados es a través del aprovechamiento forestal, que es la forma más elaborada de interacción entre las comunidades con los ecosistemas. Con el tiempo esta relación ha evolucionado hacia una integración de las comunidades con los bosques en un contexto de mercado. Sin embargo, el interés de los propietarios por el aprovechamiento de sus recursos

maderables ha ido más allá de la iniciativa gubernamental de incrementar la oferta nacional de madera, a un papel más activo de los productores en la búsqueda de oportunidades para el aprovechamiento de otros productos no maderables, o el pago por servicios ecosistémicos. Si bien es cierto que internacionalmente no ha presenta resultados unívocos, en el caso mexicano parece ser una herramienta útil para la construcción de sustentabilidad (Segura-Jujnovsky et al. 2012), principalmente porque las comunidades recuperan el sentimiento de propiedad sobre sus recursos, a pesar de los problemas de inequidad al interior de las propias comunidades (Perevochtchikova 2016). Reconocer la historia de uso de los recursos forestales y sus impactos sobre los ecosistemas forestales es una manera de identificar efectivamente cuáles han sido los efectos positivos y negativos del manejo de recursos forestales.

La implementación de instrumentos de política pública, como las ANP y el PSA, requieren del establecimiento de las interacciones entre los diferentes elementos biofísicos, sociales y los instrumentos económicos y políticos que conforman un Sistema Socio-Ecológico. Los SE deben tener la capacidad de demostrar la relación causal entre el cambio en un atributo del ecosistema y una medida resultante de bienestar humano o social. Por ejemplo, es vital reconocer cómo las decisiones de manejo, las ANP o el PSA pueden contribuir al aprovisionamiento de SE, como el secuestro de carbono en suelos para la mitigación del clima, entre otros.

Existe un consenso en la relevancia de la valuación económica de los SE como instrumento importante en la toma de decisiones de conservación de los ecosistemas y de los servicios que proveen para el bienestar de las sociedades (Costanza et al. 1997; de Groot, Wilson, y Boumans 2002; Daily et al. 2009). Una alternativa es la posibilidad de utilidades directas de los bienes y servicios para los pobladores y la implementación de incentivos locales para la conservación. Para esto es necesario establecer mecanismos de gobernanza para toma de decisiones incluyentes y esquemas para el desarrollo de capacidades locales. En este sentido, el enfoque socioecológico favorece la transición de un esquema de exclusión de la parte social a uno de participación e inclusión de las comunidades locales y otros múltiples actores.

Finalmente, las ANP se han resignificado, pasando de ser simples fuentes de materia prima y escenarios donde solo importa la protección y conservación de la biodiversidad,

a la oferta de beneficios intangibles como los servicios ecosistémicos culturales, reflejando nuevas vinculaciones entre sociedad y naturaleza. Sin embargo, pocos estudios en relación con las áreas protegidas se han centrado en variables ecológicas y socioculturales en estos territorios ecológicamente frágiles, para orientar planes y programas encaminados a lograr tanto la conservación de los recursos naturales como el uso y disfrute de los recursos.

2.4. Objetivos investigación

En una era denominada por un modelo económico basado en la acumulación de riqueza y el consumo de combustibles fósiles, los ecosistemas naturales son sensibles a la especulación inmobiliaria, a la expansión agrícola a la actividad silvícola entre otras actividades antrópicas que explotan los recursos naturales con fines comerciales que degradan y separan el binomio sociedad-naturaleza.

En efecto, las actividades antrópicas que degradan los ecosistemas naturales y las deficiencias del modelo actual de gestión ambiental de los bosques templados en la zona central de México tienen consecuencias negativas en la provisión de SE (Villanueva y Imbernon 2013; Galicia et al. 2018) A pesar de que existe un interés creciente en la integración de SE y SSE, son pocas las investigaciones que analizan la dimensión espacial de las interacciones entre las sociedades y los ecosistemas (Lamarque 2012).

La necesidad de un nuevo paradigma para la conservación de los ecosistemas de montaña en México (Villanueva y Imbernon 2013; Galicia y Zarco-Arista 2014; Lebreton 2015; Rees Catalán 2015; Galicia et al. 2018) nos lleva a interrogarnos **¿cómo interactúa la población local con la provisión de SE de una manera espacialmente explícita, y cómo estas relaciones son modificadas por los intereses institucionales en el Bosques de Agua?**. Desde este cuestionamiento, el objetivo central de la tesis es explorar las interacciones entre los sistemas biofísicos y sociales a través de la percepción de los actores locales y la modelización espacial de SE.

El marco de esta investigación incluye los cuatro subsistemas de Ostrom (2009) enfocándose en la dimensión espacial de sus interacciones. Sistema Usuario para responder cual es la capacidad por tipo de paisaje de producir servicios ecosistémicos percibidos por los actores locales; Sistema Biofísico y Recursos para el análisis de la relación entre provisión de servicios ecosistémicos y los patrones del paisaje; Sistema Gobernanza centrado en la coherencia espacial entre los instrumentos de conservación y la capacidad de producir SE.

La investigación es aplicada en el área correspondiente al Bosque de Agua, uno de los Sistemas Socio-Ecológicos de bosques templados de montaña en México. Se declinan en la tesis tres objetivos específicos:

i. Modelizar espacialmente la provisión de SE a partir de variables biofísicas

ii. Analizar las percepciones de los SE por parte de los actores locales

iii. Poner los instrumentos de conservación (ANP y áreas con PSA) en perspectiva respecto a la distribución espacial de los SE

iv. Analizar las diferencias entre los modelos biofísicos y las percepciones de los SE

A continuación (Tabla 4) se presenta un cuadro de síntesis de las definiciones claves utilizadas en la tesis:

Tabla 4: Conceptos claves aplicados en la tesis

Concepto	Definición utilizada
Servicios Ecosistémicos (SE)	Flujo generado por un ecosistema incluyendo las interacciones ecológicas e información que son útiles para los seres humanos. No incluye bienes ni la intervención humana (La Notte et al. 2017)
Sistemas Socio-Ecológicos (SSE)	Sistemas adaptativos complejos, donde los actores sociales y los componentes biofísicos interactúan en diferentes escalas temporales y espaciales, institucionales y los actores poseen distintas esferas y niveles de decisión (Ostrom 2009).
Interacciones espaciales	Relaciones entre flujos, localizaciones y distancias horizontales de fenómenos físicos y/o sociales en el espacio geográfico que modifican los paisajes(Barreteau et al. 2016).
Modelo espacial	Simplificación estadística de información física o social susceptible de ser cartografiada y que representa un fenómeno en el espacio geográfico. (Wooldridge 2012).
Percepción social	Procesos sensoriales y cognitivos a través de los cuales los individuos construyen sus propios referencias culturales (Garrido, Elbakidze, y Angelstam 2017; Lévy y Lussault 2003).
Paisaje	Producto de la percepción multisensorial de las interacciones entre factores naturales y antrópicos en una escala temporal y espacial (Bertrand y Dollfus 1973; Bastian, Krönert, y Lipský 2006; Burkhard, Kroll, y Müller 2010).

Pago por Servicios Ambientales (PSA)	En México, corresponden a una compensación económica a los dueños de bosques para mantener la función proveedora de algunos SE específicos como la captación de lluvia y la recarga de acuíferos (servicios hidrológicos), el mantenimiento de estructuras naturales que permitan el desarrollo de la fauna silvestre (hábitat para la biodiversidad) o la acumulación de biomasa (captura de carbono) (Muñoz-Piña et al. 2008).

CAPÍTULO 3: UN BOSQUE BAJO PRESIÓN

Adaptado de los artículos:

-**Villanueva, A.** and Imbernon J. 2013. "Réalité et contraintes d'un corridor biologique dans la zone central du Mexique." Bois et Forêts des Tropiques 67 (318): 41–50.

-**Antonio Villanueva** and Jacques Imbernon (Reality and constraints of a biological corridor in the central zone of Mexico (2014). Natural Capital Project Annual Meeting and Training. March 26-28, 2014. Stanford University, Palo Alto, CA.

-**Antonio Villanueva** and Jacques Imbernon (2014). "Dinámica de ocupación de suelo y de fragmentación de los ecosistemas naturales en el valle central de México". VIII Congreso Internacional De Ordenamiento Territorial Y Ecológico Política Territorial, Actividad Económica Y Desarrollo Sostenible Perú, Cusco, 11 al 15 de agosto 2014

-*Vista de la ciudad de Toluca desde los límites del bosque del Nevadode Toluca* (© Jorge Neyra, 2011)

Este capítulo aborda el contexto regional y local del Bosque de Agua. En primer lugar son presentadas las principales actividades antrópicas que ejercen presión sobre los ecosistemas naturales del Bosque de Agua. Actividad agrícola, tala ilegal, extracción de materiales de construcción y expansión urbana son las principales factores de transformación del paisaje del Bosque de Agua. La fragmentación y degradación de ecosistemas forestales constituyen actualmente un desafío para las autoridades e investigadores locales.

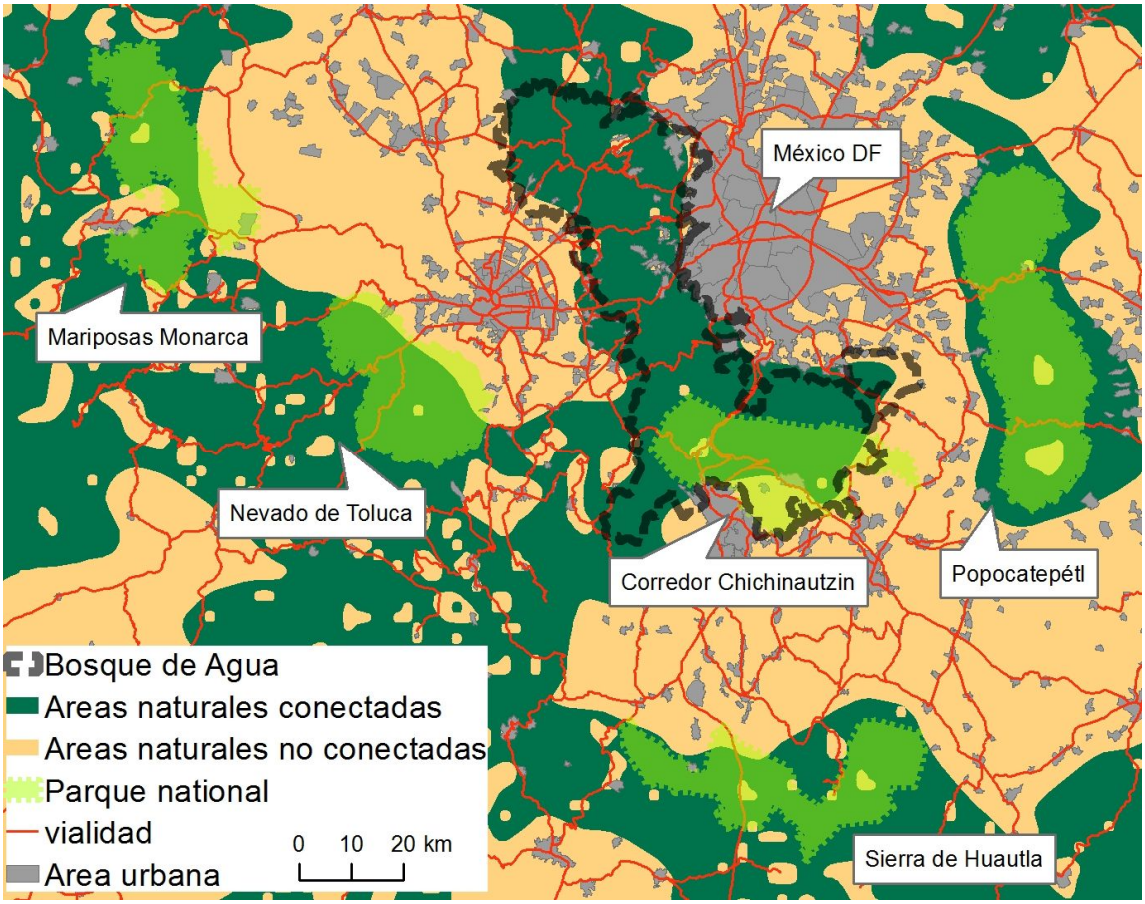
En una segunda etapa son presentadas las características históricas, sociales, físicas, biológicas y administrativas del Bosque de Agua. Históricamente está zona ha estado sometida a fuertes transformaciones del paisaje. Desde los tiempos prehispánicos las interacciones entre la utilización de sus recursos naturales del Bosque de Agua y la sociedad ha sido un desafío mayor. Actualmente, el Bosque de Agua está situado a las afueras de una de las megalópolis más grandes del mundo, México DF (ECOBA 2012). Al mismo tiempo posee una riqueza endémica mayor de especies de flora y fauna que le otorgan un estatus importante para la conservación.

3.1. Fragmentación del bosque y ocupación de suelos en la faja Volcanica Transmexicana

La zona central de la faja Volcánica Transmexicana es un espacio prioritario para la conservación de la biodiversidad debido a su alto grado de endemismo de especies de flora y fauna. En esta zona, las Áreas Naturales Protegidas son numerosas y constituyen una reserva forestal importante para la provisión de SE en la faja Volcánica Transmexicana (Puig 2001; Maass et al. 2006; Challenger y Soberón 2008).

A pesar de la legislación y los mecanismos de conservación vigentes en estas áreas, en la realidad esta protección no ha sido totalmente eficaz. En muchos casos hay una degradación de los ecosistemas que contribuye a una creciente fragmentación de ecosistemas naturales. Estudios sobre la degradación y conectividad de ecosistemas naturales de la región central a escala regional son escasos y poco detallados. El trabajo de Villanueva e Imbernon (2013)[2], identifica la realidad y las dificultades de la conectividad de los ecosistemas forestales y la alta fragmentación de los ecosistemas forestales y de pastizales (Mapa 3).

[2] En el marco del proyecto de investigación "SELINA". Financiado por ANR de Francia y Conacyt de México.



Mapa 3: Espacios forestales conectados en la faja volcánica Transmexicana

La agricultura es una de las actividades antrópicas que más ejerce presión por los cambios de uso de suelo en esta zona sobre los ecosistemas naturales, en particular sobre los pastizales y matorrales que aparecen muy fragmentados. De hecho, estos ecosistemas son los más frágiles del corredor frente a la presión antrópica ejercida por la agricultura, la urbanización, la extracción de materiales de construcción y la tala ilegal. En los espacios no conectados por ecosistemas forestales naturales la agricultura representa el 61% de la superficie (Tabla 5).

Tabla 5: Ocupación del suelo en los espacios no conectados del corredor forestal

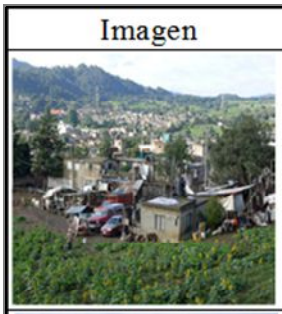
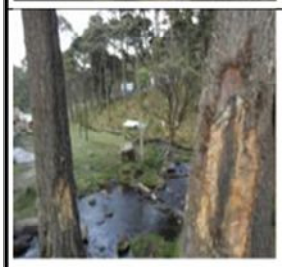
Clases	Superficie (km^2)	Representatividad (%)
Asentamiento humano	2.096	6,8
Agricultura	19.020	61,69
Bosque	4.157	13,48
Arbustos y pastizal	5.165	16,75
Espacios sin uso identificado	38	0,13
Cuerpos de agua	355	1,15
Total	30.831	100

Adaptado de Villanueva et Imbernon (2013)

De acuerdo con (Bezaury-Creel y Gutiérrez Carbonell 2009; Carrera-Hernández y Gaskin 2008) una de las principales causas de perdida de bosque en la zona central de México es la degradación por la agrícola y la expansión urbana irregular. En el bosque de Agua en particular, los pastizales naturales están siendo amenazados por monocultivos de papas, avenas y forraje para ganado (Foto 1, Tabla 6).

Foto 1: Tractor aplicando plaguicidas y herbicidas en el campo de papas, cultivado en zona de pastizales naturales del Bosque de Agua de México. (© Conservation International / foto de Jürgen Hoth)

Tabla 6: Presiones antrópicas que afectan los bosques templados de montaña en la faja volcánica Transmexicana

Imagen	Actividad	Efectos	Localización
	Asentamientos irregulares	Fragmentación forestal y pérdida de hábitat, conflictos sociales, contaminación de cursos de agua	Suelo de conservación D.F.
	Actividad agrícola	Fragmentación forestal, cambio de uso de suelo, degradación de suelos.	Periferia este y oeste del nevado de Toluca
	Extracción de material de construcción	Pérdida de suelo, deforestación, contaminación	Santiago tlazala, Bosque de agua, sector norte
	Extracción de corteza forestal en arboles vivos para la obtención de resina (ocoteo)	Degradación de la vegetación y susceptibilidad a plagas en los árboles	Santiago Tlazala, "Bosque de agua"
	Tinas ciegas	Degradación y destrucción de perfiles de suelo. Posibles inundaciones.	Parque Nacional Izta-Popo

Fuente: Fotografías trabajo de terreno Antonio Villanurva, Mayo 2015

3.2. El Bosque de Agua a la sombra de una megapolis

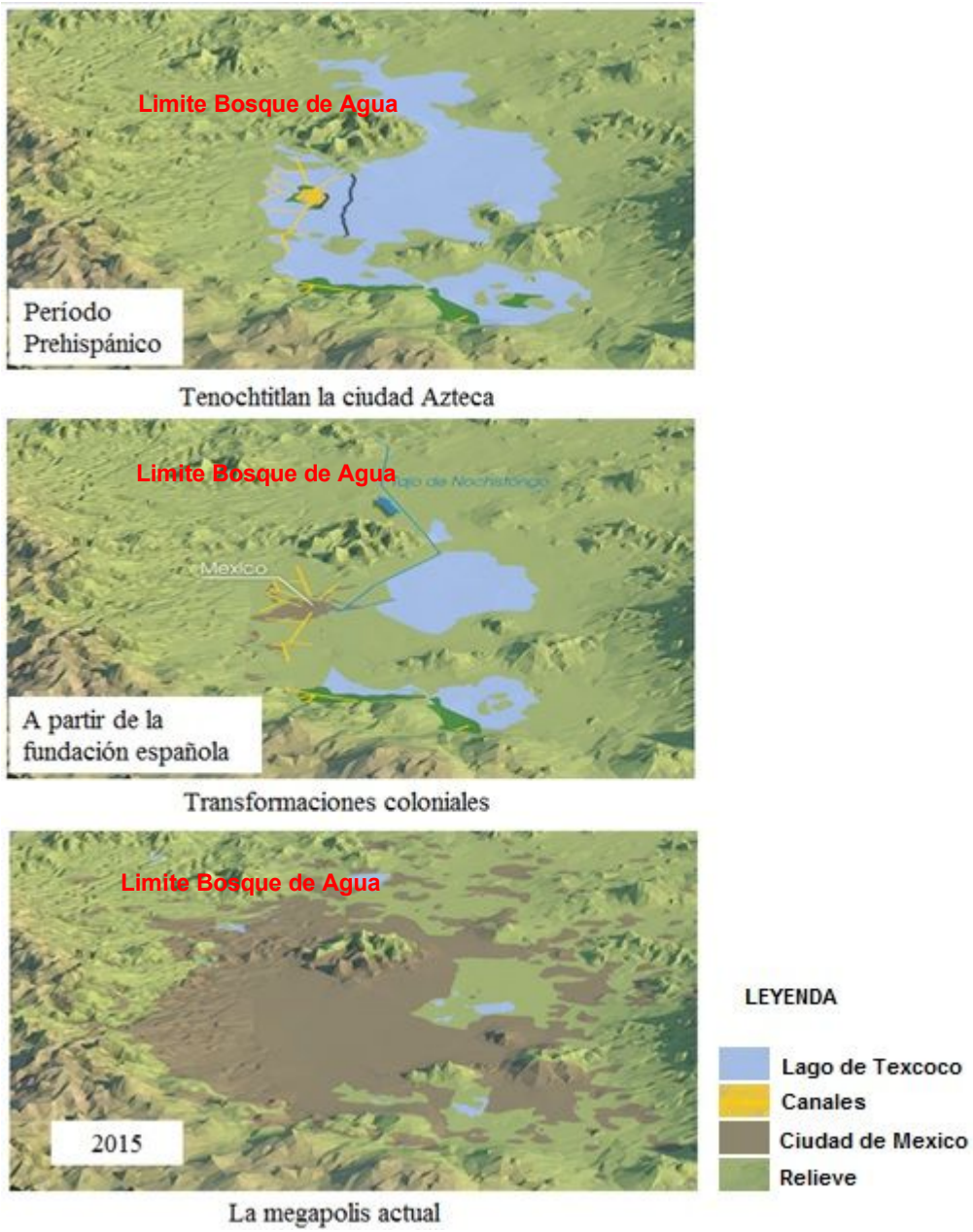
El nombre "Bosque de Agua" fue propuesto inicialmente por investigadores de la Universidad de Xochimilco y especialistas del grupo ambientalista internacional Greenpeace, que desarrollaron el estudio *"Zonificación para la Conservación de los Bosques del Sur de la Cuenca de México, Sureste de la Cuenca del Lerma y Norte de la Cuenca del Balsas"* 2006-2008 (Greenpeace México 2008). Como parte del estudio fue generada una serie de cartografías con los límites actuales del Bosque de Agua que cubre un área compartida por el Distrito Federal y los estados de México y Morelos. Posteriormente, en los artículos publicados por Beatriz Padilla y colaboradores para el Journal of Wilderness (agosto 2008) y la revista Newsweek (marzo 2010), se refirió al "Gran Bosque de Agua" con la idea de asociar el concepto de abastecimiento de agua (entre otros servicios ecosistémicos) para las comunidades y las ciudades de la región. La 'Estrategia para la conservación del Bosque de Agua 2012-2030' (ECOBA 2012) la redefine nuevamente con el nombre "Bosque de Agua". Pero la referencia es mucho más antigua ya que los indígenas del periodo prehispánico llamaban al Volcán Ajusco (el más alto de la región) "lugar donde brota el agua" o donde "florece el agua" que en lengua indígena náhuatl es "Axosco" o "Axochco" (Ortega y Medina 1987).

Esta zona ha estado sometida a una histórica transformación de la estructura del paisaje. Desde los tiempos prehispánicos las interacciones entre la utilización de sus recursos naturales del Bosque de Agua y la sociedad ha sido un desafío mayor. Comienza con los Aztecas que fundaron la ciudad de Tenochtitlan (antigua ciudad de México) en 1325 sobre una isla del lago Texcoco. Durante los siglos siguientes, los aztecas buscaran controlar el recurso hídrico gracias a la construcción de canales, diques y un complejo sistema de riego, las chinampas (Mapa 4), que permitió el desarrollo y crecimiento de la ciudad.

En el año 1521, la ciudad fue conquistada por los españoles. Tenochtitlán fue devastada y la ciudad española, Ciudad de México, fue construida sobre sus ruinas. Para construir la ciudad colonial, los españoles modificaron la tipología del lugar. Fueron

gradualmente secados los lagos a través de canales que desviaban el agua desde las montañas de abastecimiento. Cinco siglos más tarde, en el siglo XIX, mientras que algunos lagos desaparecieron y la extensión de la ciudad aumento considerablemente, la Ciudad de México se convierte en la capital oficial del México independiente.

Es sólo desde la década de 1950 que México conocerá la explosión demográfica y la expansión urbana. El área metropolitana pasa de 3 millones de personas a unos 15 millones en 1990 y 21 millones actualmente. El área urbana se extiende en nuestros días a 55 kilómetros de diámetro de norte a sur. La rápida expansión de la zona metropolitana de la Ciudad de México y el cambio de las características estructurales realizadas por los colonos españoles sitúan hoy en día a esta zona frente a numerosos problemas ambientales y urbanos.



Mapa 4: Evolución de la ciudad de México y de sus recursos en agua superficial, desde sus inicios aztecas a la megapolis actual (© Canal Arte 2015)

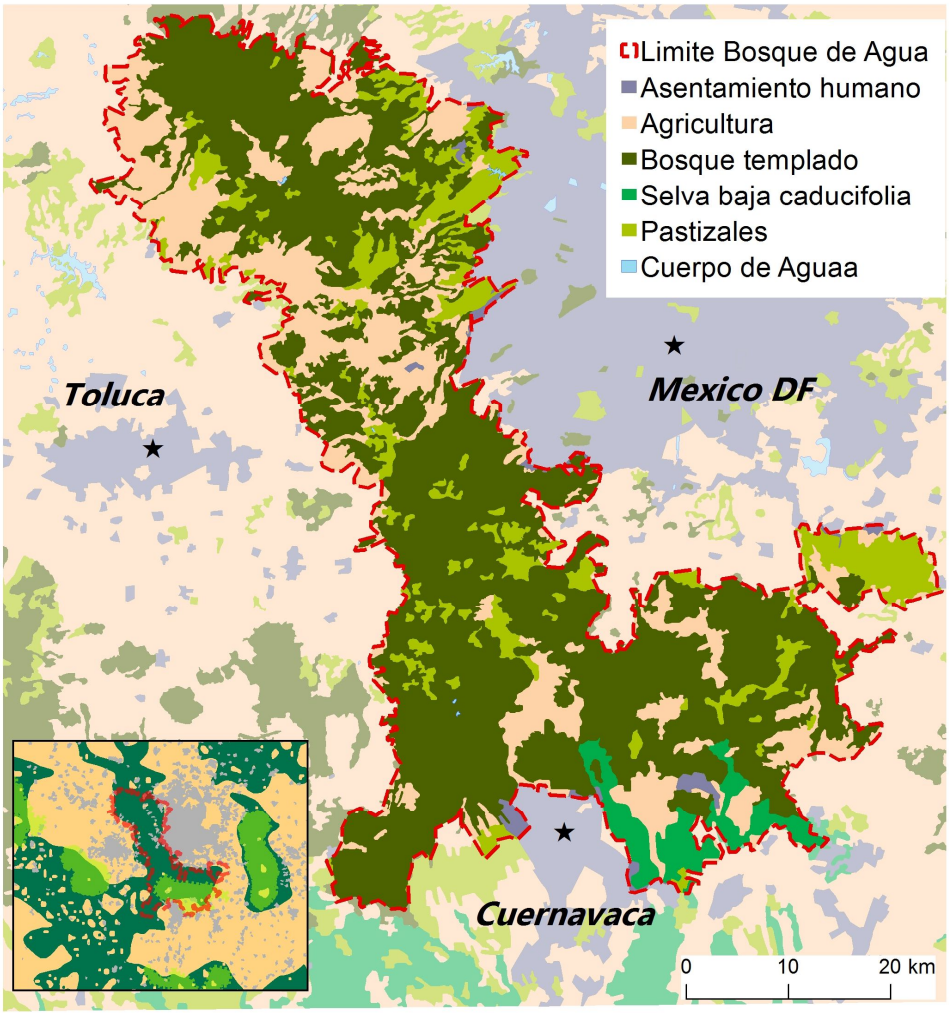
Actualmente, el Bosque de Agua está situado a las afueras de una de las megalópolis más grandes del mundo (Mapa 5). Tiene una superficie de 250 000 hectáreas aproximadamente. Esta área está dividida en 3 Estados (Ciudad de México, Estado de México y Morelos), 31 municipios y 7 delegaciones dentro de estos Estados (Tabla 7). Debido a la superposición de estas límites jurisdiccionales, la gobernanza ambiental del Bosque de Agua se ha vuelto cada vez más difícil, ya que las decisiones de gestión ambiental deben estar alineadas con todas las autoridades Municipales, Estatales y Federales, además de conflictos políticos que depende muchas veces de intenciones políticas asociadas a los gobiernos Estatales y locales de turno (INEGI 2010).

Tabla 7 Alcaldías de la Ciudad de México y municipios del Estado de México y Morelos que se encuentran dentro del Bosque de Agua

Distrito Federal (Alcaldias)	**Estado de México** (Municipios)	**Estado de Morelos** (Municipios)
1.Cuajimalpa de Morelos	1.Malinalco	1.Cuernavaca
2. Álvaro Obregón	2.Ocuilan	2.Huitzilac
3.Magdalena Contreras	3.Tianguistenco	3.Miacatlán
4.Tlalpan	4.Xalatlaco	4.Jiutepec
5.Milpa Alta	5.Ocoyocac	5.Tepoztlán
6.Xochimilco	6.Lerma	6.Tlalnepantla
7.Tlahuac	7. Huixquilucan	7.Tlayacapan
	8.Xonacatlán	8.Totolapan
	9.Otzolotepec	9.Yautepec
	10.Temoaya	
	11.Naucalpan de Juárez	
	12.Jilotzingo	
	13.Atizapan de Zaragoza	
	14.Isidro Fabela	
	15.Nicolás Romero	
	16.Jiquipilco	
	17.Villa del Carbón	
	18.Morelos	
	19. Juchitepec	
	20.Tenango del Aire	
	21.Chalco	
	22.Temamatla	

Fuente (ECOBA 2012)

El Bosque de Agua es una zona dominada por bosques templados, aproximadamente 150 000 hectáreas cubren su superficie (Mapa 5), caracterizado por especies nativas como *Abies religiosa, Pinus hartwegii* y *Qu*ercus *spp*.(Challenger y Soberón 2008). Alberga una importante proporción de la biodiversidad de México: tres de sus seis zonas ecológicas, cinco de sus nueve tipos de ecosistemas, 4% de las especies de plantas y hongos, 6% de las especies de invertebrados, y el 7% de todas las especies de vertebrados conocidos en México (Romero, Velázquez, y Almeida-Leñero 1999).



Mapa 5: El Bosque de Agua y la ocupación de tierras en el contexto regional (Antonio Villanueva 2018)

El Bosque de Agua es la fuente de agua que alimenta a los acuíferos que abastecen a más de 23 millones de personas en las áreas metropolitanas de la Ciudad de México, Toluca y Cuernavaca (Carrera-Hernández y Gaskin 2008; Padilla et al. 2008; ECOBA 2012). Pero a pesar de su importancia para los recursos hídricos y la biodiversidad, esta zona se encuentra bajo fuertes presiones humanas, particularmente el crecimiento urbano de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (Foto 2), la expansión agrícola y la tala ilegal. Estas presiones están provocando fragmentación del bosque y pérdida de conectividad entre los ecosistemas naturales (Kolb y Galicia 2012; Villanueva y Imbernon 2013c).

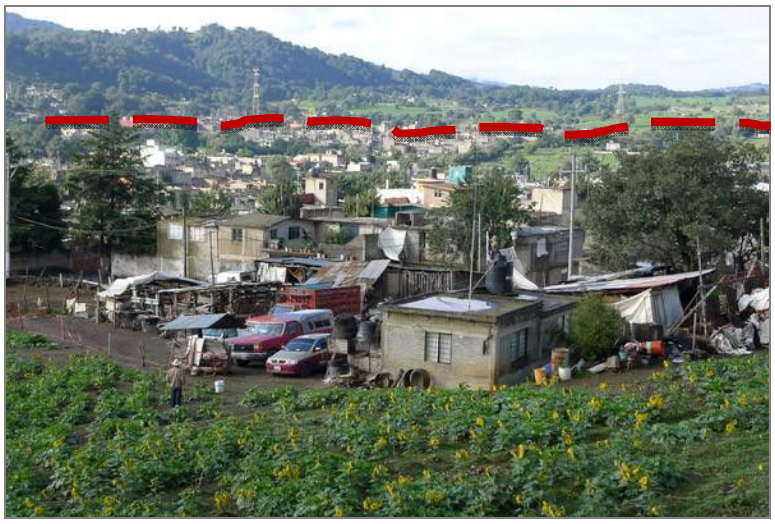


Foto 2: Expansión urbana en los límites del Bosque de Agua con Ciudad de México. La línea roja segmentada ilustra la frontera entre el Bosque de agua y Ciudad de México
(© Jurgen Hoth, 2014)

Recientemente fue creada una estrategia regional para la conservación del Bosque de Agua (ECOBA 2012), una iniciativa no gubernamental que busca generar las bases de una gestión de ecosistemas naturales sustentable y regional. Esta iniciativa se encuentra aún en fase de implementación y coordinación de los actores locales y políticos. Si bien ha logrado grandes avances en materia de sensibilización y coordinación de las instituciones gubernamentales y privadas en materia de conservación, esta iniciativa no posee un marco teórico conceptual. No permite abordar la complejidad de las interacciones del Bosque de Agua y la conciliación de los intereses sobre los recursos naturales.

A pesar de los alcances indicativos de la estrategia, ésta ha permitido sintetizar las principales amenazas para la conservación del área del Bosque de Agua, donde persisten los conflictos ambientales identificados por Velazquez y Romero (1999) y Padilla et al. (2008) y que tienen un impacto negativo en los ecosistemas naturales. En el Bosque de Agua los principales conflicto para la conservación de los ecosistemas naturales identificados por la estrategia del Bosque de Agua a través de talleres participativos con los actores locales pueden ser divididos en cuatro grandes grupos; (1) expansión urbana, (2) extracción forestal, (3) actividad agrícola y (4) ganadera son las principales fuentes de degradación de los ecosistemas naturales en el Bosque de Agua. Asociada a estos grupos de conflictos se sitúan actividades extractivas de recursos naturales en interacción con los recursos ecosistémicos. Como provisión como leña, madera para construcción alimentos, y agua para consumo humano o agrícola. A pesar de que no existen cifras oficiales sobre el impacto de estas acciones antrópicas sobre el Bosque de Agua en particular, la clasificación realizada por la estrategia para la conservación del Bosque de Agua nos entrega una visión sobre como los actores locales identifican las problemáticas ambientales en el Bosque de Agua (figura 6).

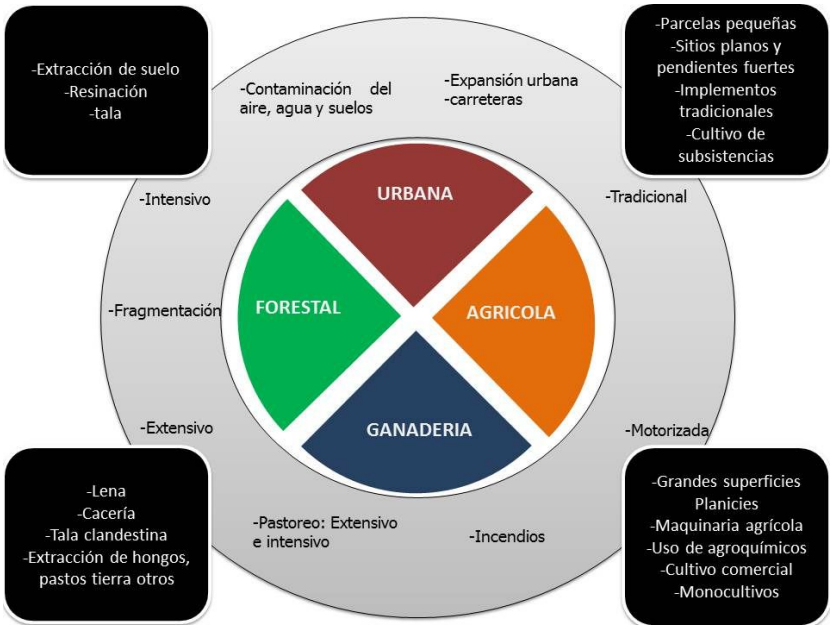
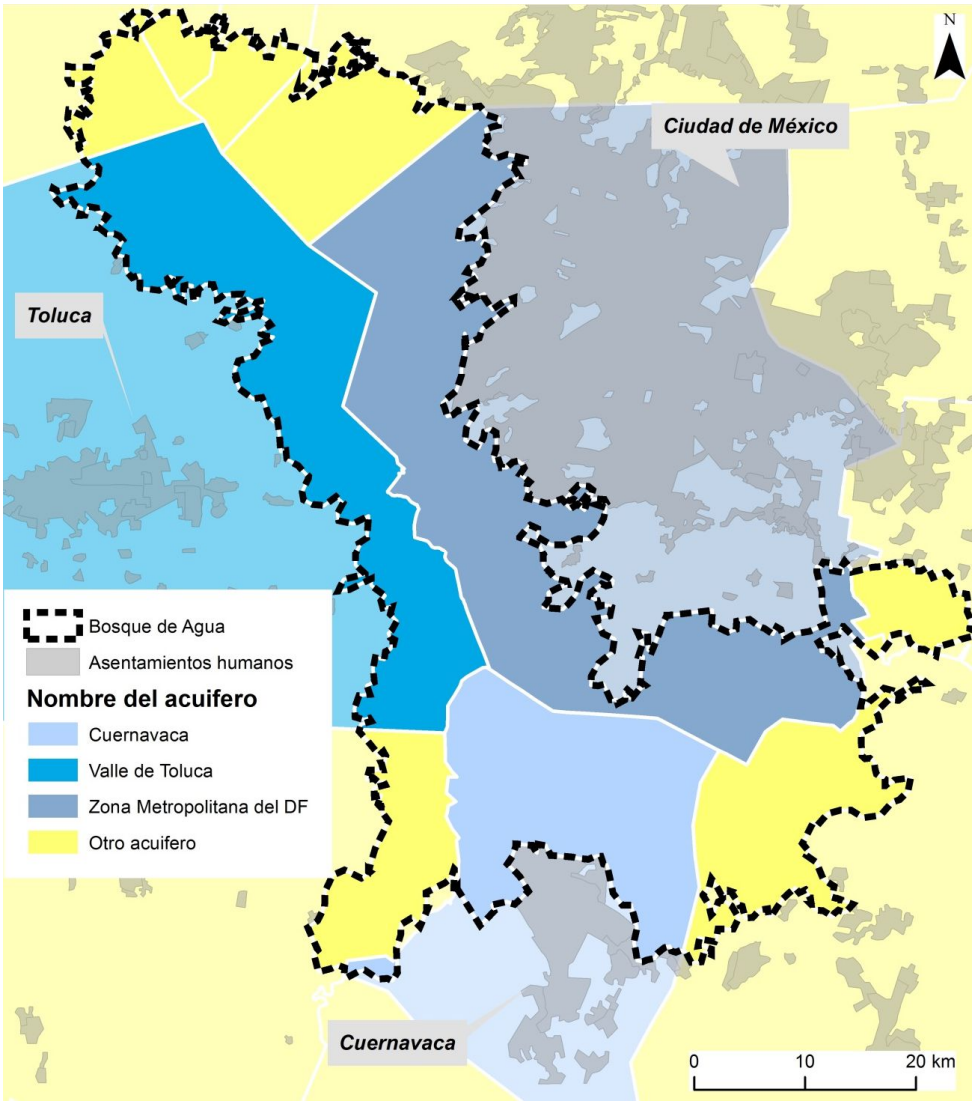


Figura 6: Principales conflictos ambientales (Adaptado de (Romero et al. 1999; Padilla et al. 2008).

3.2.1. Bosque de Agua: Paisajes naturales al servicio de la sociedad

El Bosque de Agua está caracterizado por una variación de elevaciones entre 1 800 y 3 930 metros sobre el nivel del mar asociada a una gradiente de temperatura que permite una gran diversidad biológica (Padilla et al. 2008). Está situado en la parte alta de las tres cuencas más importantes de México (México, Balsas y Lerma) y tiene un rol importante en el ciclo hidrológico de tres acuíferos que alimentan a aglomeraciones urbanas muy grandes: ciudad de México, Toluca y Cuernavaca (Mapa 6) (CONABIO 2001). El paisaje del Bosque de Agua está dominado por la vegetación natural pero aparece como un mosaico en el que destaca el bosque de Pino (21%), el bosque de Oyamel (14%), la agricultura de temporal (22%) y los pastizales naturales e inducidos (13%). Pero la composición del paisaje del Bosque de Agua está influenciada en gran medida por su gradiente altitudinal (Figura 7). No obstante los límites son relativos, existiendo diferentes asociaciones de paisajes como asentamientos humanos sobre los 2 000 metros de altitud o pastizal bajo los 3 000 metros.



Mapa 6: Acuíferos del Bosque de Agua conectados con las ciudades de Toluca, Cuernavaca y Ciudad de México

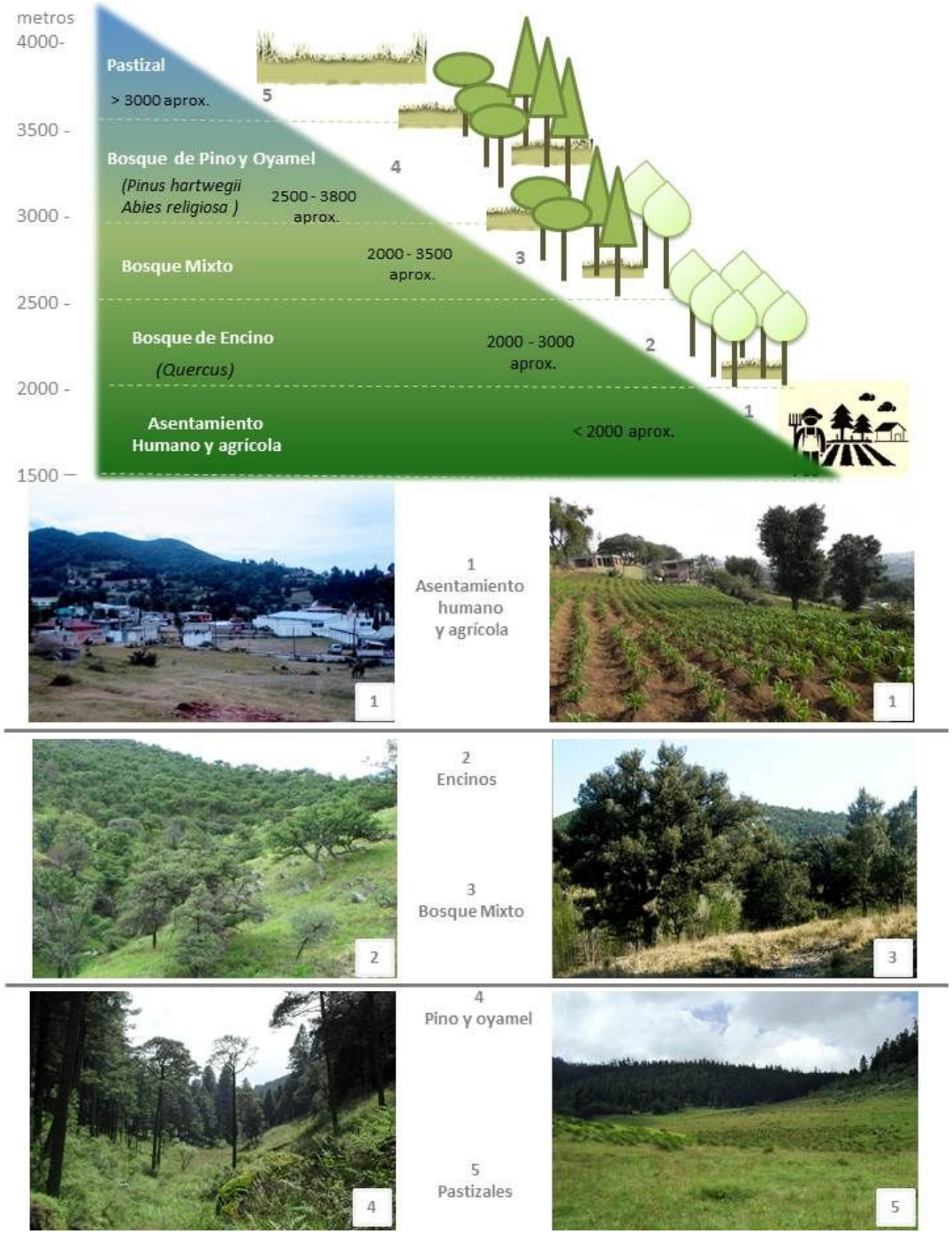


Figura 7: Tipos de paisajes dominantes en el Bosque de Agua
(Fotos © Antonio Villanueva, trabajo de terreno 2015)

3.2.2. Bosque de Agua, hábitat de especies endémicas

Además de los acuíferos que abastece de agua a las zonas metropolitanas de las ciudades que lo rodean, el Bosque de Agua provee una amplia gama de SE y beneficios a los habitantes locales y a las zonas metropolitanas. Estos SE son la regulación climática, de acumulación del carbono, el esparcimiento social y el hábitat para especies endémicas de anfibios, reptiles y mamíferos (Padilla et al. 2008; ECOBA 2012). No obstante la conciencia sobre la provisión de SE, no existen investigaciones científicas a escala del Bosque de Agua que analicen las interacciones espaciales entre los SE y la composición de la estructura del paisaje o la percepción de los actores locales en el marco de un SSE.

Pese a las fuertes presiones antrópicas y la relativa falta de acciones y programas de conservación integrados, el Bosque de Agua todavía es hábitat para la vida silvestre, refugio de grandes mamíferos como el venado cola blanca (*Odoicoleus virginianus*), el coyote (*Canis latrans*), y cinco de los seis felinos silvestres que se encuentran en México: el puma (*Puma concolor*), el lince (*Lynx rufus*), el ocelote (*Felis pardalis*), el tigrillo (*Felis weiddi*), y el jaguarundi (*Felis yagouaroundi*) (Padilla et al. 2008). Tambien para otras especies emblematicas de esta zona son el Conejo de los volcanes (*Romerolagus diaz*) o una gran variedad de anfibios como la rana de árbol plegada (*Hyla plicata*) entre otros (Figura 8).

Romerolagus diazi
(Conejo de los volcanes o Teporingo), Montanas a las afueras de Ciudad de Mexico
(©Jurgen Hoth , 2014)

Hyla plicata
(rana de árbol plegada)
Proximidad de la laguna Zempoala
(©Antonio Villanueva , 2014)

Odoicoleus virginianus
(Venado de cola blanca),
Montanas de la zona central del eje volcánico central
(©Leopoldo Galicia , 2015)

Felis pardalis (ocelote)
Especie en peligro de extinción
(© Márcio Motta)

Figura 8: Especies emblemáticas con hábitat en el Bosque de Agua

3.2.3. Los actores y usuarios del Bosque de Agua

Para el caso del Bosque de Agua no existen investigaciones que analicen el sistema de actores en su conjunto. Sin embargo existen trabajos que han abordado el estudio de los actores y la gobernanza ambiental a escala local en el Bosque de Agua como en Morelos y las localidades de Hitzilac, Tres Marias, Coajomulco y Tepoztlán (Paz 2005), o en la cuenca del rio Magdalena y los núcleos agrarios de la Magdalena Atlitic, Ejidos de San Nicolás Totolapan, San Mateo Tlatenango y Santa Rosa Xochiac zona (Schteingart y Salazar 2003; Almeida Leñero et al. 2017). A su vez, la propuesta no gubernamental de enfoque conservacionista "Estrategia para la conservación del Bosque de Agua 2012-2030" (ECOBA 2012) identifica los principales actores ambientales que tienen un rol para la conservación de esta zona.

Dada las características político-administrativas de la zona de estudio, los actores que juegan un papel son numerosos y variados, y asociados fuertemente a las ANP. La complicación para el análisis de los actores deriva de que cada ANP posee una red de actores por si sola y que las ANP están articuladas según su naturaleza en Federales, Estatales, Municipales y Comunitarias. No obstante, intentaremos sintetizar los principales actores y sus acciones precisas en el Bosque de Agua de manera de tener una visión global de la organización tipo del Bosque de Agua. Para algunas ANP del Bosque de Agua, investigaciones previas han desarrollado tipologías de actores según su relación con los ecosistemas naturales (Paz 2005). Estas tipologías agrupan los actores en usuarios directos e indirectos, gestores y administradores.

Los usuarios directos son las personas que de manera individual o colectiva se benefician directamente de los SE de manera material o simbólica (agricultores, madereros, los que extraen suelos, ganaderos, artesanos, mujeres que venden productos agrícolas y de recolección, los jornaleros agrícolas, etc.); pero asimismo, todos aquellos habitantes de la zona que sin pertenecer al sector primario, expresan a través de sus prácticas un intereses respecto a los SE.

Los usuarios indirectos son aquellos que se benefician de los recursos de la zona sin hacer una apropiación directa de ellos o "in situ". Son principalmente las empresas de

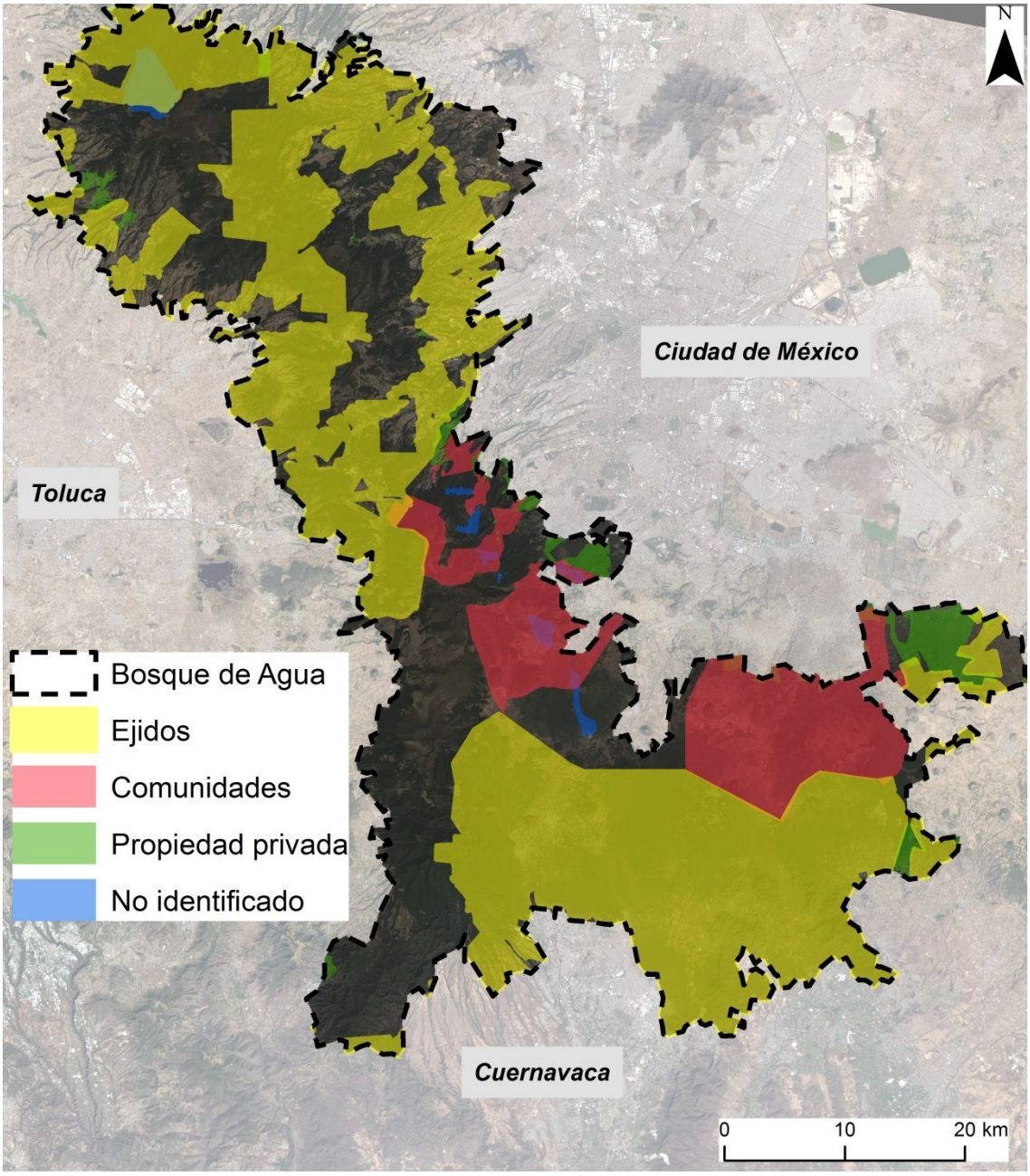
explotación agrícola de riego, silvícolas o de extracción de material de construcción como arena y tepojal.

Los administradores son los encargados de regular las prácticas sobre los recursos. Son autoridades agrarias locales, federales, ayuntamientos, delegaciones, dependencias ambientales federales o estatales y dependencias estatales o federales encargadas del desarrollo agropecuario.

Los usuarios directos de mayor relevancia a escala local son los *comuneros* y *ejidatarios*. La diferencia esencial entre ejidos y comunidades, es que estas últimas están constituidas por núcleos agrarios de carácter indígena (Lebreton et al. 2015). A partir de la reforma agraria post revolucionaria de 1910 fueron institucionalizadas las propiedades agrarias colectivas (*ejidos*). Estas son propiedades en principio integrada por campesinos y constituidas por tierras en propiedad inalienable, intransferible, inembargable e imprescriptible; sujeto a su aprovechamiento y explotación a las modalidades establecidas en la ley, bajo la orientación del estado en cuanto a la organización de su administración interna (Lebreton et al. 2015).

Estudios recientes han abordado el importante papel de las comunidades y ejidos en la conservación de los ecosistemas naturales, y particularmente en ecosistemas forestales de montaña de la zona central de México. Se han centrado en el alcance de los mecanismos de gestión, los cuales no han sido efectivos en muchos casos e históricamente no han incluidos los conocimientos y saberes locales de las localidades sobre los ecosistemas naturales (Paz 2005; Brenner 2010; Boyer 2015; Costedoat et al. 2015; Lebreton 2015; Rees Catalán 2015).

En el Bosque de Agua los núcleos agrarios (ejidos y comunidades) son numerosos y cubren 178 568 hectáreas, un 70% aproximadamente de la superficie total del Bosque de Agua (Mapa 7). Estos núcleos agrarios tienen una doble función: son los beneficiarios directos, pero al mismo tiempo son administradores locales de los recursos naturales, ya que pueden fijar las reglas colectivas de explotación de sus recursos naturales.

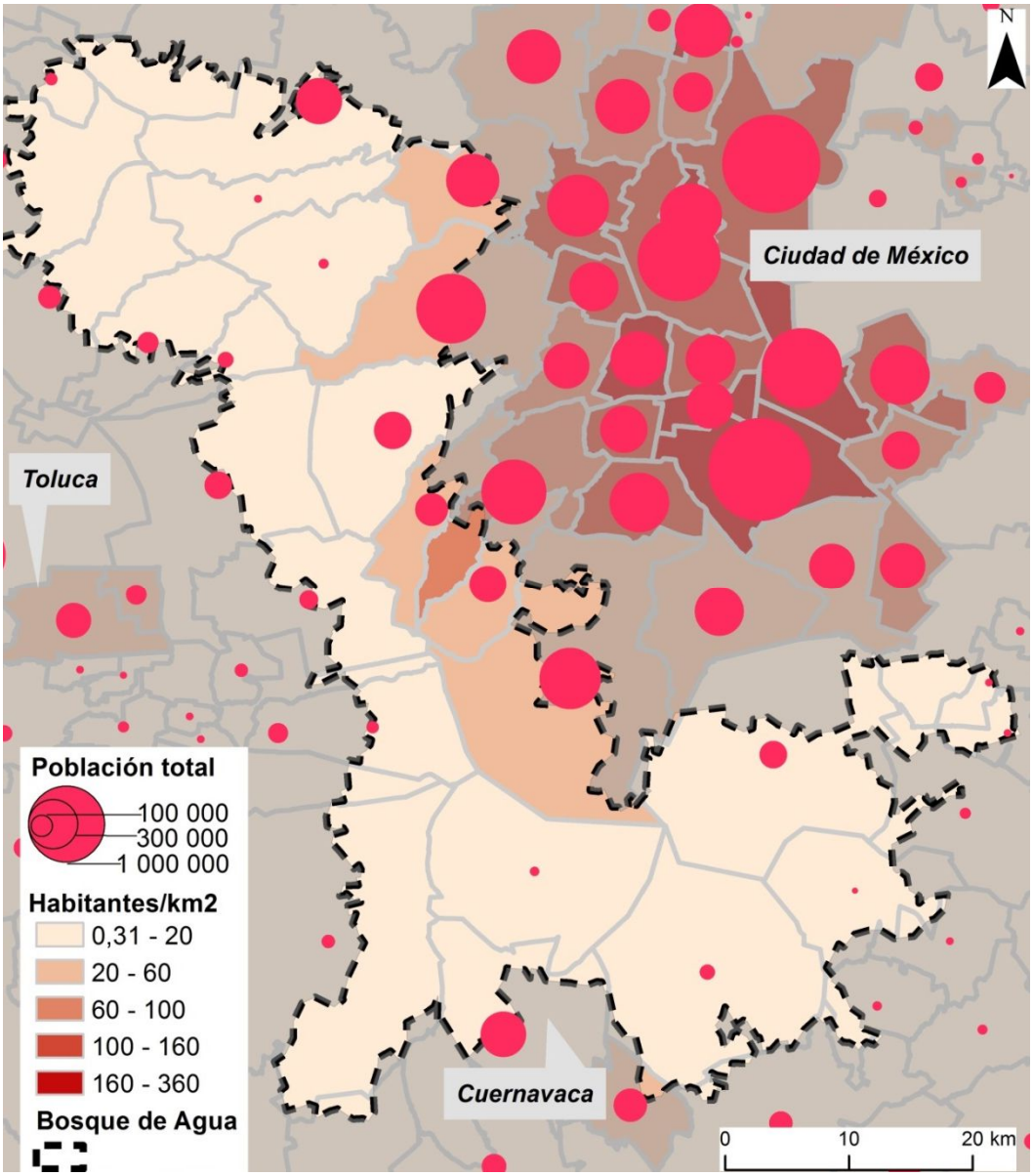


Mapa 7: Tipo de propiedad en el Bosque de Agua
Fuente: Realizado con datos ECOBA (2012)

Por otro lado los habitantes locales, poseen en muchos casos una estrecha relación de aprovechamiento irregular con los recursos naturales, siendo muchas veces su única fuente de ingresos. Si bien algunas de las actividades extractivas ilegales (ej. tala ilegal) y no maderables (ej. extracción de cortezas en arboles vivos de pie) son reconocidas como practicas locales comunes, los impactos negativos en los ecosistemas no ha sido documentado con precisión. En total, el Bosque de Agua posee una demanda interna de

SE que alcanza un total de 400 mil habitantes aproximadamente repartidos en 579 localidades (ECOBA 2012).

Los beneficiarios indirectos del Bosque de Agua alcanzan aproximadamente 22 millones de habitantes que corresponden principalmente a los habitantes de las ciudades de Toluca, Cuernavaca y México D.F (Mapa 8). Estos se benefician de los servicios de abastecimiento de agua, de regulación del clima a escala regional, el abastecimiento de materiales de construcción, los servicios de recreación y turismo (ECOBA 2012).



Mapa 8: Beneficiarios locales y regionales de los SE del Bosque de Agua

Fuente: Realizado con datos Conabio, 2014

Aproximadamente el 80% del Bosque de Agua está bajo alguna figura de protección formal (Área protegida federal, estatal, municipal), siendo las comunidades y ejidos locales los principales actores del Bosque de Agua de esta protección. Los administradores de las áreas protegidas corresponden principalmente a las instituciones gubernamentales que fijan y controlan las reglas de uso de los SE. Debido a la importante presencia de ANP federales uno de actores de mayor notoriedad es CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) que tiene a su cargo la administración de estas áreas, y una serie de programas emblemáticos en beneficio de las comunidades locales. También CONAFOR (Comisión Nacional Forestal) promueve la actividad silvícola y, de manera contradictoria, la conservación de los bosques, y PROFEPA (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente) fiscaliza el cumplimiento de las normas en materia de conservación ambiental. Estos tres organismos son dependientes de la SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) que corresponde a un Ministerio de medio ambiente.

Si bien se han abierto instancias de coordinación para articular un dialogo entre los varios actores gubernamentales, estos no han sido del todo exitosos en la zona. Por ejemplo CONAFOR a través de sus programas de reforestación promueve la conservación de los bosques, mientras que SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural) favorece el desarrollo agrícola y el fomento de las actividades agropecuarias que algunas veces se expanden en remplazo de áreas de bosque o pastizal natural. Otro ejemplo de falta de coordinación entre CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) y SAGARPA, La primera se encarga de regular y proteger el recurso hídrico, mientras que SAGARPA busca su aprovechamiento y explotación para satisfacer la creciente demanda hídrica para une agricultura de riego.

A escala estatal, los principales actores que intervienen son en la administración de ecosistemas naturales son la Procuraduría Ambiental y Ordenamiento Territorial del Distrito Federal (PAOT), la Secretaría de Medio Ambiente del DF (SUMA), la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de México y la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Morelos. Cada uno es sujeto a los cambios políticos estatales y a la asignación de recursos financieros para temas ambientales.

En el marco de la estrategia para la conservación del Bosque de Agua se han realizado importantes esfuerzos para reunir a los diferentes actores para discutir formas de cooperación y coordinación orientadas a la conservación (Figura 9).

Figura 9: Taller de intercambio de experiencias de monitoreo en el Bosque de Agua - Parque Totlán, Cuajomulco, municipio de Huitzilac, Morelos - 6 de octubre de 2015
(© Antonio Villanueva, trabajo de terreno 2015)

Si bien el concepto de gestores está íntimamente vinculado al de administradores, de acuerdo a la tipología de actores utilizada, se han separado para darle un sentido de promoción a favor de la conservación a este grupo. Dentro del grupo de los gestores se encuentran las Universidades, ONG y otras organizaciones que promuevan la conservación. La Universidad Autónoma de Estado de México, la Universidad Autónoma del Estado de Morelos y la Universidad Autónoma de Chapingo son los principales actores académicos que intervienen en el Bosque de Agua. Contribuyen a la caracterización social y de los ecosistemas naturales del área a través de estudios científicos. Por otro lado, las principales ONG internacionales que han estado presentes en la zona a favor de su conservación son Greenpeace, Rare y Naturalia, que han contribuido a difundir la importancia para la conservación de esta zona. A escala nacional, los principales actores movilizados para la conservación del Bosque de Agua son la Fundación Biósfera del Anáhuac A.C. (FUNBA), la asociación ambiental Pronatura, el Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sustentable (CCMSS), el Centro Mexicano de Derecho Ambiental A.C. (CEMDA) y las iniciativas “Bosque de Agua”, Reforestamos México y Guardianes de los Árboles. También hay que agregar en

este apartado algunos ejidos y/o comunidades que funcionan como gestores del Bosque de Agua. Algunas de estas son Huitzilac, Coajomulco y La Magdalena, entre otras.

Si bien hay actores que poseen más de un papel a la vez, fue asignado a cada actor según su participación más relevante como usuarios, administradores o gestores, identificando la escala federal, estatal o local en la que participan (Figura 10). Se observa mayor número de actores que funcionan como administradores y de estos la mayoría son gubernamentales y dependientes del nivel Federal, descentralizados a través de dependencias Estatales. Mientras que los ejidos y comunidades son usuarios y gestores que son en relación directa con el Bosque de Agua. Pero muchas veces los ejidos o comunidades no poseen las instancias reales de participar en las decisiones sobre la gestión del Bosque de Agua. En este caso las asimetrías de poder entre los actores generas prácticas excluyentes tanto en la concepción como en el diseño y establecimiento de los planes, programas de conservación de los ecosistemas naturales.

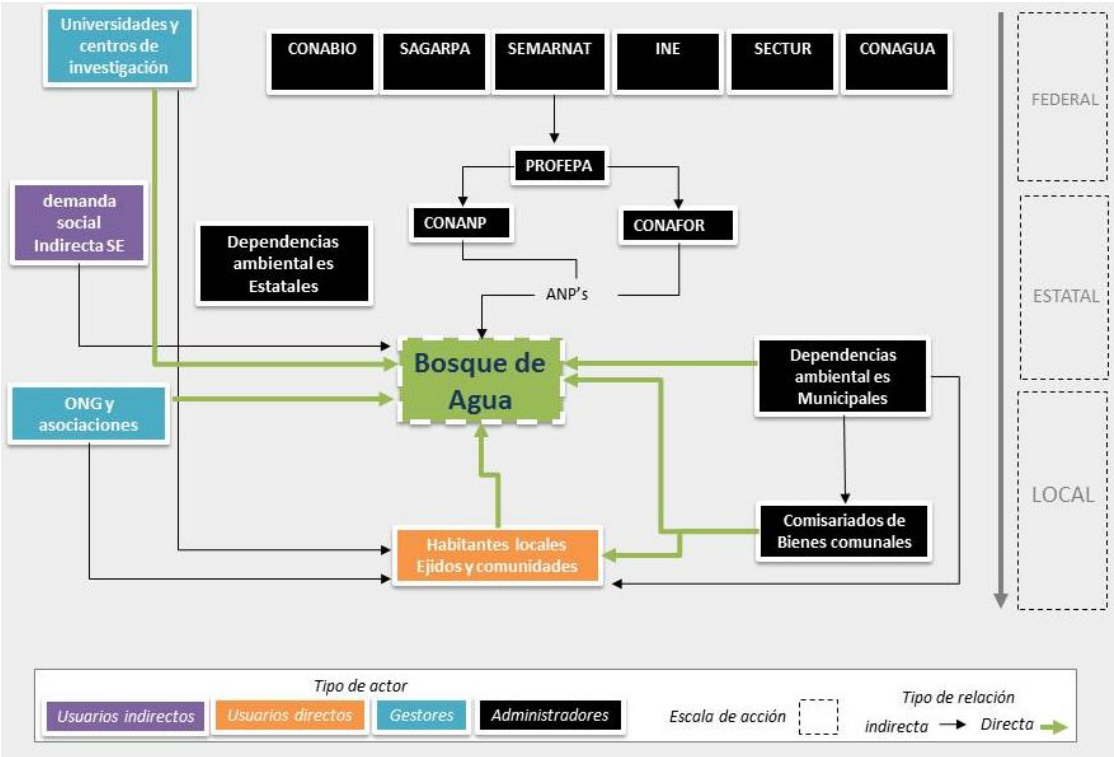


Figura 10: Los actores de mayor relevancia para los ecosistemas naturales del bosque de Agua

Glosario de instituciones que intervienen en el Bosque de Agua

SEMARNAT: Secretaria del Medio Ambiente y de Recursos Naturales, es responsable a nivel nacional de promover la protección, restauración y conservación de los ecosistemas y recursos natrales y los bienes y servicios ambientales de México.

CONAGUA: Es la Comisión Nacional del Agua de México, un organismo administrativo desconcentrado de la Secretaría de SEMARNAT, cuya responsabilidad es administrar, regular, controlar y proteger las aguas nacionales.

CONANP: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, órgano descentralizado de la SEMARNAT. Posee bajo su administración todas las áreas naturales protegidas federal del país.

CONAFOR: Organo descentralizado de la SEMARNAT. Su objetivo principal es favorecer las actividades productivas de conservación y de restauración en el dominio forestal. Su campo de acción va más allá de las áreas naturales protegidas ya que ella tiene derecho a intervenir en todas las áreas donde los bosques están presentes.

PROFEPA: Es la instancia de control federal para la aplicación de normas ambientales. Organo descentralizado de la SEMARNAT. Su objetivo es controlar las leyes en favor del medio ambiente sean respetadas.

FMCN: Es el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. Institución no gubernamental, que colecta, administra y distribuye fondos económicos y técnicos del sector privado y de filantropía a programas de conservación.

CONABIO: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Esta encargado de difundir, promover, y apoyar actividades relacionadas a la biodiversidad de México. Su campo de acción va más allá de las ANP.

SAGARPA: Es la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México. Esta encargada de fomentar el desarrollo rural, agrícola y ganadero (incluyendo semillas, plantas, entre otros), regula las actividades relacionadas con la pesca. Fomenta, como actividad extra, todas las artesanías en conjunto con la SEDESOL.

INECC: Es el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, organismo público que tiene la responsabilidad de realizar investigaciones y generar información científica y técnica sobre problemas ambientales. Impulsa la protección ambiental y promover el uso sustentable de los recursos naturales.

SECTUR: Es la Secretaría de Turismo de a la que le corresponde el despacho de las funciones relacionadas con el desarrollo de la industria turística.

CCMSS: El Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible es una Asociación Civil sin fines de lucro legalmente constituida en el Distrito Federal el 3 de mayo de 1996 comprometida con las comunidades campesinas que habitan las regiones forestales de México que impulsa la puesta en marcha de estrategias regionales de manejo de territorios rurales, el aprovechamiento sustentable los recursos naturales y el mejoramiento de las condiciones de vida de la población rural

.

3.2.4. Los instrumentos de conservación en Bosque de Agua

Al igual que en el resto de México, dentro de las ANP en el Bosque de Agua (Mapa 9) existen asentamientos humanos que dependen de sus ecosistemas naturales (ECOBA 2012). Lamentablemente, los esfuerzos de conservación han sido históricamente orientados a la restricción y control de acceso a las comunidades, siendo los enfoques participativos insuficientes para conciliar los intereses públicos y privados sobre el uso de los recursos naturales (Figueroa y Sánchez-Cordero 2008; Santana-Medina et al. 2013). Durand et al. (2011) sugieren que el establecimiento de un área protegida instala nuevas reglas en torno al uso y manejo de los recursos naturales modificando la relación de los habitantes con su entorno, así como la forma en que la comprenden y construyen. Esto disminuye el interés de los habitantes por los programas y acciones de conservación y protección, ya que las propuestas políticas son promovidas por organismos externos a las comunidades que viven en la zona (Durand y Vázquez 2011; Palomo et al. 2013).

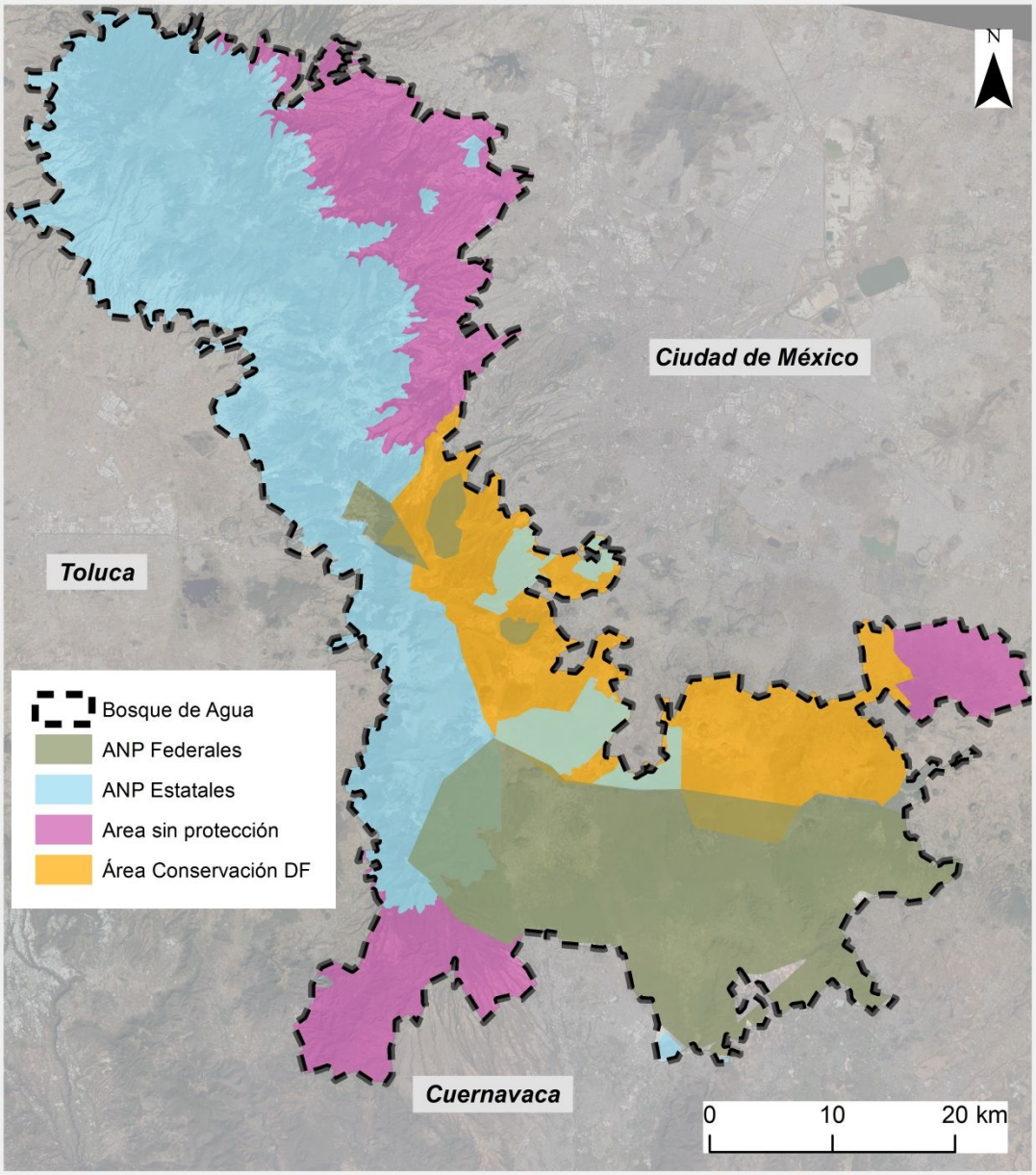
La participación de los pueblos indígenas y de la sociedad civil en su conjunto en la creación y gestión de las ANP son disposiciones legales cubiertas por la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (2015). Sin embargo, en muchos casos de ANP no han sido incluidas eficientemente las consultas públicas para combinar los objetivos de conservación con las necesidades de la comunidad local (Brown 2003, Grainger 2003, Bastante y Smith 2004, Anthony 2007, Reed 2008).

La ley de protección ambiental en México exige que las ANP posean programas de manejo y de ordenamiento ecológico (LGEEPA 2015) dentro del primer año después de ser asignada la categoría oficial del ANP. No obstante, un número importante de ANP con presencia de bosques templados no contaron con dichos instrumentos hasta muchas décadas después de su decreto oficial. Ejemplo de esto son los Parques Nacionales Pico de Orizaba (DOF, 1937), Cofre de Perote (DOF, 1937), Izta-Popo (DOF, 1935), Malinche (DOF, 1938), Zempoala (DOF, 1936), Nevado de Colima (DOF, 1936), entre otras. Por lo que el uso y aprovechamiento de recursos forestales en tales áreas no estuvo regulado hasta hace pocos años. Investigaciones recientes han demostrado las dificultades de un modelo de conservación participativo en México que incluya de

manera efectiva los grupos de actores y su participación en la toma de decisiones (Galicia y Zarco-Arista 2014; Rees Catalán 2015; Lebreton 2015).

A pesar de la función importante rol de las ANP para la conservación de ecosistemas naturales en México la superficie que abarcan las ANP constituye tan solo el indicador de la expresión territorial con cobertura legal, pero no de la efectividad en el manejo de dichas áreas. Evaluaciones espaciales precedentes han demostrado una relativa efectividad de las ANP en la conservación de ecosistemas naturales, estas revelan tasas de transformación de uso de suelo con vegetación natural por suelo agrícola y asentamientos humanos del orden del 60-70% (Bezaury-Creel y Gutiérrez Carbonell 2009). En este sentido, los pocos trabajos que se han realizado en México para evaluar la efectividad del manejo de las ANP federales y estatales indican que si bien un buen número de ANP ha tenido una función importante en revertir o detener procesos de cambio de uso del suelo, todavía hay un alto porcentaje de ANP en las que los procesos de cambio han sido más intensos que en sus respectivos contextos geográfico (Bezaury-Creel y Gutiérrez Carbonell 2009).

Asimismo, es indispensable la comprensión de los mecanismos y procesos espaciales que determinan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Young *et al.* 2006), SE (Liu *et al.* 2007) y sustentabilidad (Berkes *et al.* 1998) como respuestas a las actividades humanas y cambios en políticas de aprovechamiento de los recursos naturales de los bosques templados de montaña.



Mapa 9: Tipos de ANP protegidas en el Bosque de Agua
Realizado con datos ECOBA (2012)

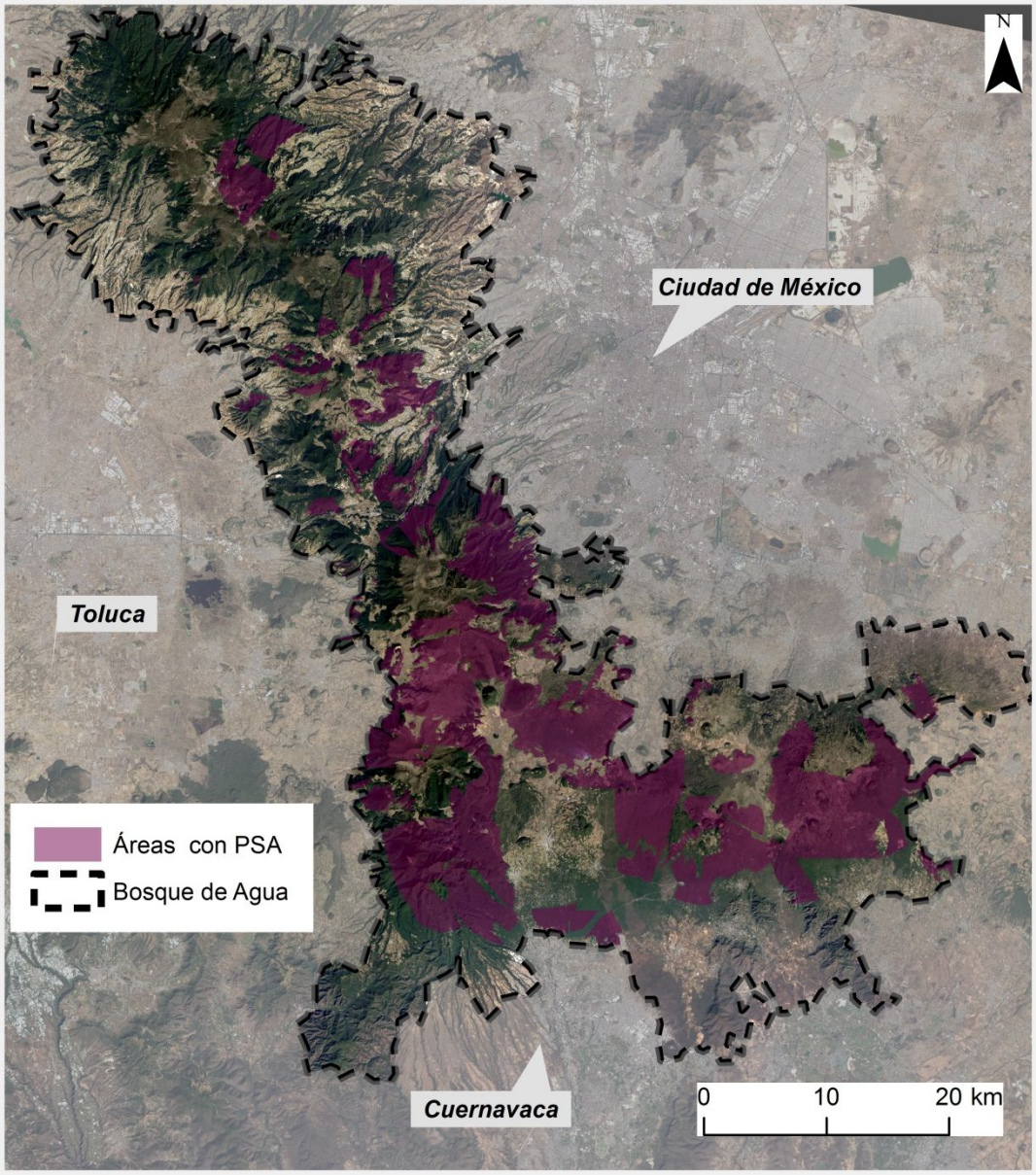
Por otro lado los PSA son otro tipo de instrumento clave actualmente para la conservación de los SE en los Bosques templados del Bosque de Agua (Mapa 10) pero no se disponen de elementos suficientes para evaluar su contribución en el mantenimiento de la provisión de SE. Una década después de la implementación de los PSA en México es importante incorporar mejor en las evaluaciones las dimensiones ecológicas y sociales. Es decir, reconocer cuál es la percepción de las autoridades y comunidades locales sobre los efectos, beneficios y expectativas del PSA. Pero también

realizar evaluaciones ecológicas que permitan estimar efectivamente la recuperación y mantenimiento de la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas gracias al programa (Costedoat et al. 2015; Perevochtchikova y Oggioni 2014).

Estudios recientes en México han expuesto que los habitantes de comunidades agrarias tienen poca claridad acerca de los PSA (Fuentes-Pangtay 2009; Alix-Garcia, Shapiro, y Sims 2012; Almeida-Leñero et al. 2014).

Desatacando el desconocimiento, la falta de transparencia en torno a la utilización de los recursos en las comunidades agrarias, la poca claridad para identificación de sitios adecuados y la desconfianza en las instituciones que administran los recursos. Por otro lado la percepción del programa es relativa y a veces opuesta entre los actores involucrados. Fuentes-Pangtay (2009), Almeida et al. (2014) y Perevochtchikova y Oggioni (2014) muestran que las autoridades federales consideran el programa exitoso y una alternativa a la pobreza, mientras que las localidades consideran que los pagos son insuficientes, que pueden y deben mejorarse debido al alto costo de oportunidades económicas de conservar áreas forestales. El impacto de la gestión forestal sobre el suministro de servicios ambientales depende del enfoque con el cual son manejados los bosques (van Oudenhoven y de Groot 2013). En los últimos 25 años las prácticas de manejo forestal han mejorado en México y algunos usuarios del bosque (principalmente comunidades y ejidos) se han preocupado por perfeccionarlo. No obstante, la proporción de bosques manejados con criterios ambientales es muy baja: sólo 6% de las áreas forestales en México están bajo algún programa de manejo (Galicia, Potvin, et al. 2015)

Una de las zonas de mayor conflicto por el uso de los recursos naturales es la zona central de la Faja Volcánica Transmexicana, la cual está bajo fuerte demanda por recursos naturales- Ej., madera, agua para el consumo humano y alimentos agrícolas, entre otros-, vinculados a un proceso histórico de aumento demográfico ha tenido un impacto negativo en la provisión de SE de esta región (Galicia y Zarco-Arista 2014).



Mapa 10: Áreas con Pagos por Servicios Ambientales (PSA)
Realizado con datos ECOBA (2012)

CAPITULO 4: MODELIZACIÓN ESPACIAL DE LOS SE Y SU RELACIÓN CON EL PAISAJE

Adaptado de los artículos:

-**Antonio Villanueva** and Jacques Imbernon (2014). "Dinámica de ocupación de suelo y de fragmentación de los ecosistemas naturales en el valle central de México". VIII Congreso Internacional De Ordenamiento Territorial Y Ecológico Política Territorial, Actividad Económica Y Desarrollo Sostenible Perú, Cusco, 11 al 15 de agosto del 2014

-**Antonio Villanueva**, Pierre Mokondoko; Manuel Fuenzalida; Leopoldo Galicia; Eugenio Figueroa B. (En preparación). "Mapping of spatial relationships between landscape patterns and ecosystem services in periphery of Mexico City". *Applied Geography*

Este capítulo (Figura 11) está centrado en el análisis de las relaciones entre la distribución espacial de los SE y los patrones del paisaje en el Bosque de Agua. En una primera etapa fueron realizadas modelizaciones espaciales de los servicios de provisión: de alimentos, de agua, de madera y regulación del clima local. En una segunda etapa se realiza un análisis de correlaciones espaciales entre los resultados de modelos de SE y algunas variables del paisaje; el estado de la vegetación, la altitud y la complejidad estructural del paisaje. Este análisis busca identificar donde y cuáles son las variables del paisaje que poseen mayor influencia en la distribución espacial de SE.

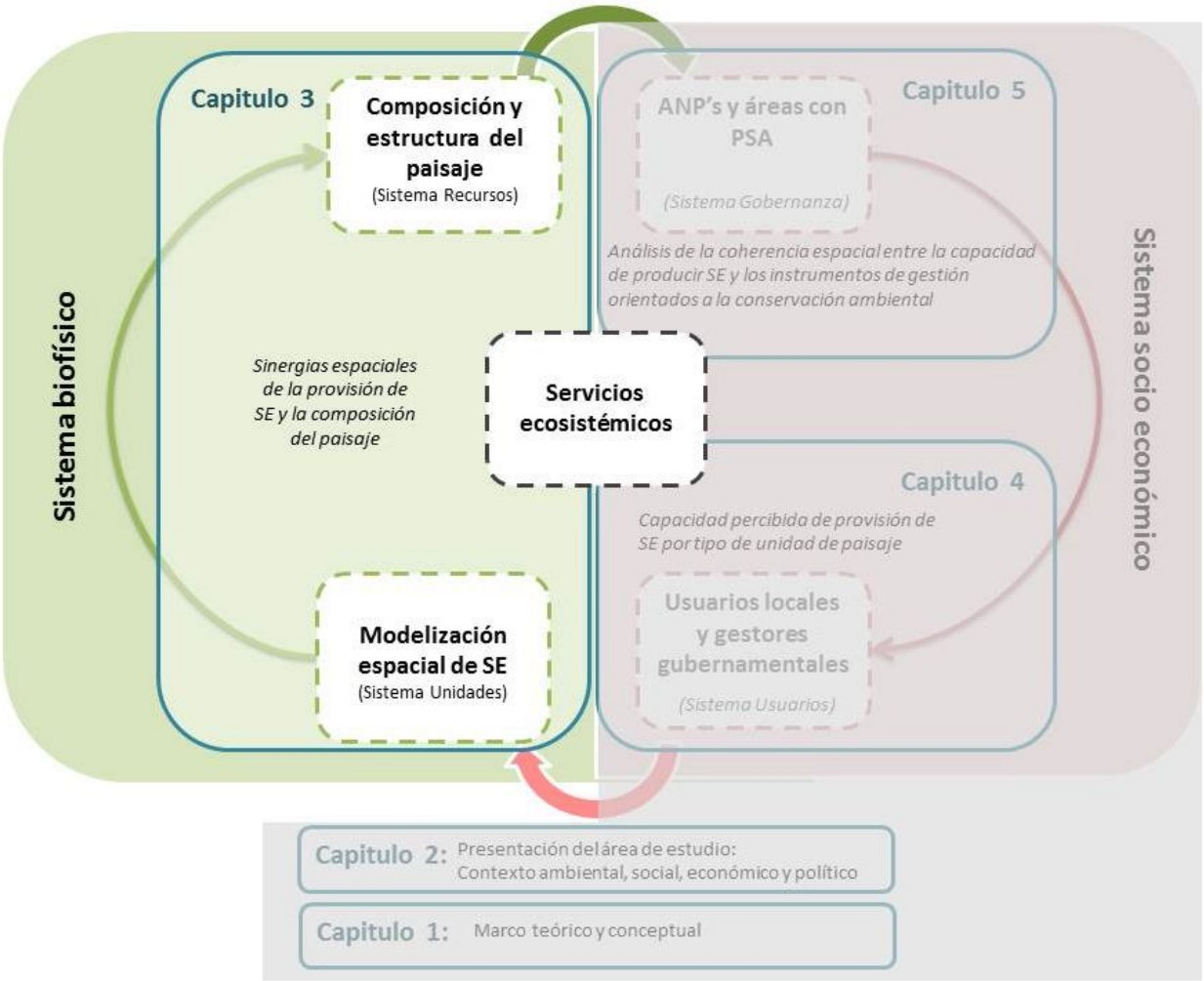


Figura 11: Estructura del capítulo 4

Bajo la visión interdisciplinaria del enfoque de Sistemas Socio-Ecológicos (SSE) (Crutzen 2002; Palomo et al. 2014) se profundiza la comprensión de las interacciones entre la distribución espacial de los Servicios Ecosistémicos (SE) y entre los patrones y funciones del paisaje (Nelson et al. 2009; Frank et al. 2012; Schröter, Remme, y Hein 2012; Reyers et al. 2013; Fremier 2013; Burkhard et al. 2014; Burrough, McDonnell, y Lloyd 2015; Saturni, Jaffé, y Metzger 2016; Locatelli et al. 2017).

Un paisaje en el contexto de la ecología del paisaje puede ser definido como el resultado de las interacciones entre la sociedad y los ecosistemas naturales a través de factores natural y de las actividades antrópicas que tienen lugar en un espacio-tiempo determinado (Brossard y Wieber 1984; Turner 1989; Burel y Baudry 1999; Armenteras y Vargas 2015). Donde los patrones del paisaje son definidos como la composición (ej. Tipo de vegetación, hábitat, cobertura de suelo) y estructura (heterogeneidad, gradiente, fragmentación) del paisaje (Forman y Gordon 1986; Turner 1989; McGarigal y Cushman 2002) y que pueden ser un aporte importante en el análisis espacial de los SE (Hermann, Schleifer, y Wrbka 2011; Estoque y Murayama 2013).

Una de las herramientas principales del análisis espacial de los SE es la modelización, la cual ha ganado cada vez más atención en la investigación científica y en la toma de decisiones de ordenamiento territorial (Nelson et al. 2009; Nelson y Daily 2010; Fuentes-Bazan, Mansion, y Borsch 2012; Olosutean 2015; Plieninger et al. 2015; Grêt-Regamey et al. 2016). Específicamente, la modelización de SE ha sido utilizado para identificar las áreas con más provisión de SE y en casos contrarios las áreas más sensibles a las transformaciones antrópicas (Egoh et al. 2008; Tallis y Polasky 2011; Locatelli et al. 2013; Bastian 2013; Labrière et al. 2016).

Uno de los desafíos más importantes para la modelización espacialmente explicita de los SE es la falta de datos apropiados para su cuantificación (Burkhard et al. 2012; Hou, Burkhard, y Müller 2013). En esta línea, en los últimos años se ha producido un aumento de herramientas informáticas, sistemas de información geográficos e imágenes de teledetección espacial que contribuyen fuertemente a las estimaciones y modelizaciones de SE (Bagstad, Semmens, y Winthrop 2013; Olosutean 2015). No obstante, los estudios que analizan la distribución espacial de SE y los patrones del

paisaje siguen siendo limitados (Lamarque, Quétier, y Lavorel 2011; Mouchet et al. 2014) y pocos han sido orientados a la identificación de zonas sensibles a las variaciones del paisaje (Grêt-Regamey et al. 2014). A pesar de que los estudios siguen siendo escasos en esta materia, investigaciones recientes han demostrado la importancia de la comprensión de las interacciones espaciales de los SE en un SSE y como este tipo de análisis pueden ser de gran ayuda para conciliar el aprovechamiento de los recursos naturales y protección de los SE (Lamarque, Quétier, et al. 2011; Mouchet et al. 2014; Nassl y Löffler 2015).

A pesar de que los bosques templados del centro de México son una zona de interés prioritario para la conservación debido a que proveen una amplia variedad de SE (regulación del clima local, regulación hídrica, provisión de agua, hábitat para especies animales, recreación, alimentos entre otros) (ECOBA 2012), no han sido exploradas las interacciones entre los SE y los patrones del paisaje que constituyen un SSE. Por otro lado, estudiar desde el punto de vista espacial las relaciones entre el paisaje y los SE puede entregar claridad en el ámbito de las decisiones políticas territoriales (Kareiva 2011; Burkhard et al. 2014).

Investigaciones recientes se han concentrado en modelización espacial de SE y análisis estadísticos de las relaciones con el paisaje (análisis espaciales pero no explícitos) (Lamarque, Quétier, et al. 2011; Labrière et al. 2015). Esto quiere decir que han utilizado un conjunto de variables espaciales para realizar análisis estadísticos sin guardar atributos espaciales como la localización de las unidades estudiadas. Una técnica que permite analizar la correlación espacial de forma explícita de fenómenos en el paisaje es la correlación geográficamente pondera (GWR), pero son escasas las investigaciones aplicadas a los SE y su correlación con los patrones (Sheehan, Strager, y Welsh 2013; Martínez Bascuñán y Rojas Quezada 2016; Georganos 2016; Tenerelli, Demšar, y Luque 2016).

En los Bosques templados de la zona central de México hay ciertas variables del paisaje con mayor influencia sobre los ecosistemas naturales (Delgado-Balbuena et al. 2013). Dentro de las variables que destacan en las proximidades de una de las zonas más pobladas del planeta, son los efectos de la antropización sobre el paisaje, fundamentales para mejorar la conservación de los ecosistemas naturales y entender las interacciones

entre la sociedad y la naturaleza (Galicia, Potvin, et al. 2015). Por otro lado, uno de los factores físicos más influyentes sobre las características bióticas del paisaje en las áreas montañosas de México es la gradiente altitudinal, ya que determinan para el tipo de especies y ecosistema denominate (Challenger y Soberón 2008).

El objetivo central de este capítulo es analizar la relación espacial entre SE y los patrones del paisaje a través de un modelo de regresión ponderado espacialmente. Para esto fueron utilizados los modelos espaciales de SE y algunas variables del paisaje; (1) Influencia antrópica en el paisaje, (2) estado de la vegetación, (3) altitud y (4) complejidad estructural del paisaje. En este contexto, la pregunta central que se busca responder es: **¿Cómo y dónde influyen variables del paisaje la distribución espacial de los SE?.**

El capítulo está organizado de la siguiente manera: se describe las metodologías de modelización por SE, se presentan las variables independientes consideradas en el estudio y el modelo estadístico de análisis utilizado, y al final se discute la distribución espacial de los valores de SE y su correlación espacial de acuerdo a las variables del paisaje.

4.1. Metodología de modelización de SE

Fueron evaluados 4 SE: provisión de alimento agrícola (proxy = biomasa en cultivos agrícolas), provisión de agua (proxy = rendimiento hídrico), provisión de madera (proxy = biomasa en predios de vocación forestal) y regulación del clima local (proxy = almacenamiento de carbono) de acuerdo a la clasificación común internacional CICES (Haines-Young y Potschin 2011). Estos servicios y sus proxies fueron seleccionados en base a su relevancia empírica en la zona de estudio y la disponibilidad de datos espaciales de fuentes oficiales y científicas.

Los servicios de provisión de agua y regulación climática fueron modelizados con el software InVEST. Es una de las herramientas más completas y eficientes para la generación de modelos espaciales determinísticos de SE (Tallis y Polasky 2009; Isely et al. 2010; Kareiva 2011; Goldstein et al. 2012; Bagstad et al. 2013). Fue desarrollada por las universidades de Stanford y Minnesota, el World Wildlife Fund y The Nature Conservancy. Utiliza una amplia variedad de datos espaciales, incluyendo los usos de suelos y datos biofísicos en forma de tablas de coeficientes (Nelson y Daily 2010; Duarte, Ribeiro, y Paglia 2016).

Los servicios de provisión de alimentos agrícolas y de madera fueron estimados a partir de la cobertura de stock de biomasa elaborado por el programa para la reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques de las Naciones Unidas (REED+) en colaboración con la Universidad de Maryland (VCF), la Comisión Nacional Forestal (Conafor), la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) y el Proyecto "Fortalecimiento de la preparación REDD+ en México y fomento a la cooperación Sur-Sur" (Proyecto México-Noruega). Esté trabajo está basado en la integración de aproximadamente 26 000 datos de campo del inventario Forestal y de Suelos (INFyS) de la Comisión Nacional Forestal de México (CONAFOR) con observaciones de satélite (Landsat) y de radar (ALOS- PALSAR), así como datos de elevación y pendiente derivados del conjunto de datos de la Misión

Topográfica Radar Shuttle. El mapa de estos servicios fue producido con una resolución espacial (pixel) de 30m x 30m (Cartus et al. 2014) (Tabla 8).

Tabla 8: Descripción de los SE evaluados

Categoría de SE	Sub categoría	descripción CICES	Descripción	Soporte
Provisión	Alimento	alimentos provenientes de sistemas agrícolas	Biomasa en suelo agrícolas	REDD+
Provisión	Agua	disponibilidad de Agua para consumo humano	Estimación de la cantidad promedio anual de agua producida por una cuenca	InVEST
Provisión	Madera	Madera para uso comercial (material de construcción y leña)	Estimación del valor neto de la extracción de madera legal	REDD+
Regulación y Mantenimiento	Regulación climática	regulación del clima local	Estimación del almacenamiento de carbono	InVEST

4.1.1. Mapeo de usos de suelos

Pre-procesamiento de imágenes satelitales

La clasificación de ocupación de suelo fue realizada a partir de una imagen del sensor Landsat-OLI 8, una imagen capturada el 2014-02-16 (Anexos 9.1) con resolución de 30 metros. Las imágenes Landsat son una fuente de información de libre acceso y de alta calidad para realizar estudios a escala regional y análisis de la dinámica de cambios de ocupación de suelo (Bonn et al. 1992; Chander, Markham, y Helder 2009). Correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas son requeridas para realizar estudios y clasificación de alta precisión (Chuvieco Salinero 1996; Campbell 2011). Estos pasos de pre-procesamiento están diseñados para compensar las distorsiones geométricas y eliminar o reducir los efectos atmosféricos y angulares en los valores registrados por el sensor satelital. Las correcciones geométricas de las imágenes implican modelar la relación entre la imagen y un sistema geométrico de referencia (Bonn et al. 1992; Girard, Girard, y Courault 1999). Para esto se utilizó la cobertura nacional "red de carreteras" (CONABIO 2001), identificando puntos invariables de referencia en las imágenes y esta cobertura.

Las correcciones radiométricas y atmosféricas de las imágenes Landsat han requerido varios pasos (Figura 14). Los números digitales (ND) de las imágenes han sido convertidos a valores de radiancia espectral basados en los parámetros de calibración de los captores satelitales. La conversión de radiancia espectral a reflectancia espectral en el techo de la atmosfera se realiza usando la fórmula expresada en la Figura 14, etapa 2. Reflectancia espectral es una medida estandarizada que depende del grado de iluminación (irradiancia) (Chander et al. 2009; Roy et al. 2014; Rozenstein et al. 2014).

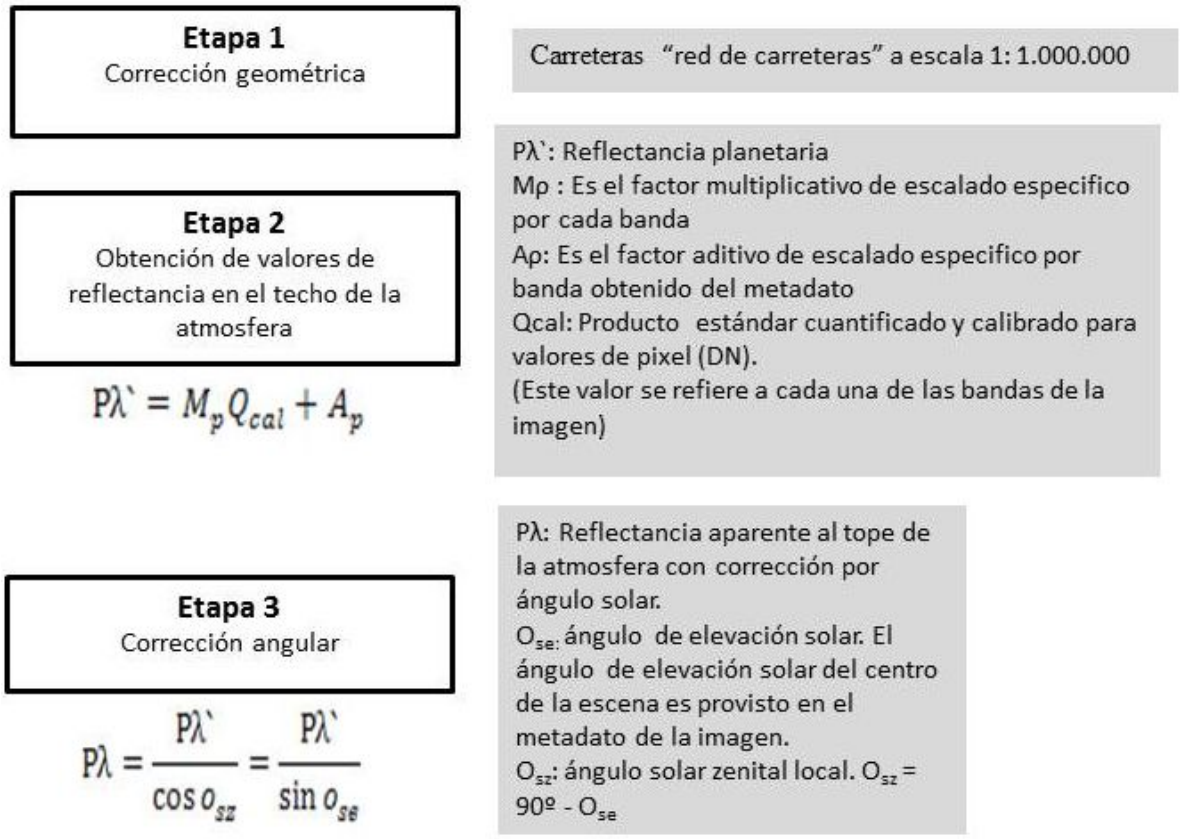


Figura 12: Pasos del proceso de calibración y correcciones atmosféricas utilizados en imágen Landsat 8 (Chander et al. 2009; Roy et al. 2014; Rozenstein et al. 2014).

Método de clasificación de imágenes

Una vez estandarizadas las imágenes en valores de reflectancia exo-atmosférica se realizó una clasificación de suelo orientada a objetos (OBIA) y un trabajo de campo durante el año 2015.

El Método de clasificación OBIA permiten el uso de una amplia gama de información adicional de un conjunto de pixeles similares entre si sobre la base de sus propiedades espectrales, tamaño, forma, textura y contexto, es decir los pixeles que rodean al objeto de la imagen (Harken y Sugumaran 2005; Cánovas-García y Alonso-Sarría 2015). Estos métodos requieren mayor conocimiento de la información a extraer y de la zona de estudio; no obstante, poseen resultados de mayor calidad que los basados únicamente en el valor espectral del pixel (Sparfel, Gourmelon, y Le Berre 2010).

Método de control de calidad de la clasificación

Para evaluar la precisión de la clasificación de las imágenes, se confrontaron segmentos de control de ocupación de suelo con las clasificaciones realizadas. De esta manera se elaboró una matriz de confusión que recoge los conflictos que se presentan entre clases. Se trata de una matriz bidimensional cuadrada donde la información de los segmentos corresponde a las columnas y la clasificación a las líneas. La diagonal de dicha matriz expresa el número de pixeles en donde se produce acuerdo entre las dos fuentes (clasificación y segmentos de control). La relación entre el número de pixeles correctamente asignados y el total, expresa la fiabilidad global del mapa. La precisión global de las clasificaciones es estimada a partir de la media de porcentajes de pixeles correctamente bien clasificados (MPCC) (Ecuación 1) (Barima, Sabas Sadaiou Yao et al. 2009).

$$\mathrm{MPCC} = \frac{1}{m}\sum_{i=1}^{n} a_i$$

Ecuación 1

Donde;
i : Clase de ocupación de suelos
a_i: Número de pixeles bien clasificados en la matriz para la clase i
m: Número total de pixeles incluidos en la matriz.

El coeficiente de Kappa (K) entrega otra estimación de la calidad de la clasificación. Donde, K es una medida de la diferencia entre la exactitud lograda en la clasificación con un clasificador automático y la probabilidad de lograr una clasificación correcta con un clasificador aleatorio. Este índice varía entre 0 y 1, donde a mayor proximidad del 1 mayor es la confiabilidad esperada en la clasificación. (Barima, Sabas Sadaiou Yao et al. 2009; Congalton 1991). La expresión matemática que define K es (Ecuación 2):

$$\mathrm{K} = \frac{N\sum_{i=1}^{r} x_{ii} - \sum_{i=1}^{r}(x_i * x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^{r}(x_i * x_{+i})}$$

Ecuación 2

Donde ;
r: Numero de filas (clases) en la matriz
x_{ii}: Número de pixeles en la fila i y en la columna i, es decir pixeles bien clasificados que son sobre la diagonal mayor de la matriz
x_{+i}:Numerode pixeles de la columna i
x_i: Numero de pixeles de lafila i
N:Numero total de pixeles en la matriz

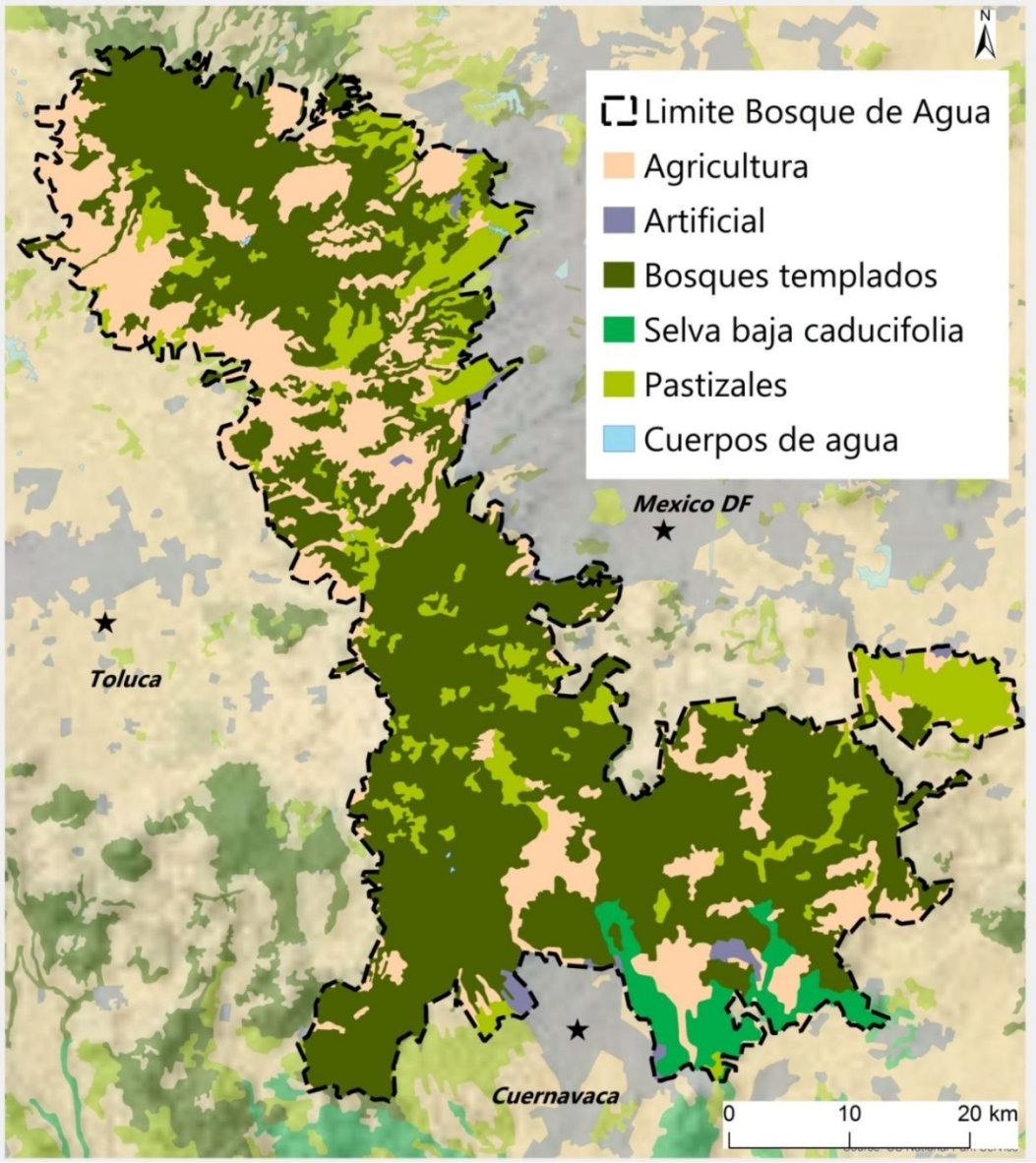
Definición de las clases de ocupación de suelo

La definición de las clases de ocupación de suelo se basó en la ocupación de suelo realizada por la Comisión Nacional de la Biodiversidad de México a escala de 1/250 000[è] (INEGI 2013). Esta información es poco detallada para análisis locales, pero nos permite tratar el conjunto de la región y tener una referencia para la clasificación de las imágenes Landsat. Para facilitar el análisis de la fragmentación y minimizar la confusión de las clasificaciones, este mapa de referencia de ocupación de suelos fue simplificado en seis clases: agricultura, artificial, bosque templado, selva baja caducifolia, pastizal y cuerpos de agua (Tabla 9, Mapa 11).

Tabla 9: Descripción de las clases simplificadas de ocupación de suelo

Clase	Descripción	Clase	Descripción
Agricultura	Espacios mayoritariamente ocupados por cultivos agricolas	Selva baja caducifolia	Bosque caducifolio incluye las comunidades de tintales, bucidales y pucteales (*Haematoxylon campechianum, Bucida espinosa, Bucida buceras*)
Artificial	Los espacios mayoritarios son dominados por áreas urbanas, residencias, industriales	Pastizal natural	El matorral tropical o subtropical (*Alnus firmifolia, Arbustus glandulosa, Arbustus xalapensis, Alnusa caminata, Quercus barvinervis, Cupresus lindleyi.*
Bosque templado	Formaciones forestales densas principalmente constituidas por coniferas templadas y forestales mixtas. Las especies *Abies religiosa* (Oyamel), *Cedrela odorata* (Cedro) y *Pinus spp.* (Pino) son mayoritarias	Cuerpos de agua	Cuerpos de agua naturales o artificiales

Descripción en base a Challenger y Soberón (2008); INEGI (2014); fotos de terreno Antonio Villanueva (2014)



Mapa 11: Clasificación de uso de suelo OBIA

La confiabilidad global de la clasificación OBIA realizada es elevada con un 97,37%. Esto quiere decir que la probabilidad de que esta clasificación corresponda a la realidad es de un 97,37%. El coeficiente de Kappa calculado es de 0,95, siendo también un indicador de confiablidad alto.

4.1.2. Modelo espacial de provisión de alimentos en suelos de cultivos agrícolas

Directa o indirectamente lo que se consume para alimento humano procede de las plantas y su biomasa (Romero 2013). Pero no tan solo el aporte de la biomasa es nutricional, sino que también provee una importante fuente de material orgánico para la formación de suelos, abono y fertilizante natural para los cultivos, forraje para ganado y pueden contribuir a la disminución de agroquímicos en la actividad agrícola (Mendoza-Ponce y Galicia 2010; Tappeiner et al. 2008). Por otro lado, los cultivos agrícolas que poseen una gestión y prácticas adecuadas pueden contribuir en la reducción del calentamiento global gracias a la captura de carbono (Matthews 2000; Barnes et al. 2016). La biomasa de cualquier planta contiene en su composición química un promedio de 45% de Carbono (Romero 2013), siendo un importante regulador del ciclo de carbono (Mendoza-Ponce y Galicia 2010).

La actividad agrícola en el Bosque de Agua representa un 61% de la superficie total (250000 hectáreas), donde la actividad agrícola posee características principalmente de subsistencia o en pequeña producción comercial orientada a mercados locales y corresponden a ciclos de rápida rotación. En el área de estudio, los principales cultivos son papa, avena y trigo (ECOBA 2012; Villanueva y Imbernon 2013; Lebreton 2015). Para obtener un modelo de la capacidad potencial de provisión de alimentos en agro-ecosistemas a escala regional fue estimado el almacenamiento de biomasa en áreas agrícola a partir de la cobertura de biomasa elaborado por el programa REED+ (Cartus et al. 2014) y excluyendo los otros tipos de suelo (bosques, asentamientos humanos y pastizales naturales).

.

4.1.3. Modelo espacial de provisión de agua

Los ecosistemas juegan un papel vital en el ciclo hidrológico global, ya que regulan el flujo y la purificación del agua (TEEB 2010; Tallis et al. 2013; Hamel y Guswa 2014; Fu et al. 2017). La vegetación y los bosques influyen en la cantidad y calidad del agua disponible localmente y regionalmente. No obstante escasos y poco precisos son los estudios que han realizado análisis de este SE en una de las zonas más pobladas del mundo, como la zona central de México (Jujnovsky et al. 2012).

La regulación del ciclo hidrológico es uno de los servicios tangibles de mayor impacto en el mundo entero y su perturbación ha modificado la disponibilidad y vulnerabilidad sobre la población rural, incidiendo principalmente en la obtención de agua potable y para uso de riego agropecuario (Hamel y Guswa 2015).

El rendimiento de agua es definido como la cantidad de escurrimiento superficial y subterráneo de agua a través del paisaje determinado (Tallis y Polasky 2009). El modelo utilizado requiere información previa tales como mapa de uso de suelo, precipitación anual media, evapotranspiración potencial anual media, profundidad del suelo, contenido de agua disponible en la vegetación, profundidad de la raíz de las plantas, límite de cuencas y sub cuencas y los atributos biofísicos por tipo de uso de suelo (Mendoza et al. 2011; Tallis et al. 2013).

Para calcular el rendimiento hídrico (Y_{xj}) se utilizó el módulo "Water Yield" de InVEST ®, basado en los principios del balance hídrico en una escala espacio temporal, considerando la curva de Budyko (Zhang et al. 2007) y la precipitación anual. El (Y_{xj}) anual a nivel geoespacial con SIG por pixel (30 m x 30 m) del paisaje (Y_{xj}), definido en la Ecuacion 3:

$$\mathrm{Y}_{xj} = \left(1 - \frac{\mathrm{AET}_{xj}}{P_{xj}}\right) P_{xj}$$

(Ecuación 3)

Donde,

AET_{xj} es la evapotranspiración real anual por píxel "*x*" para cada tipo de cobertura el uso del suelo "*j*", y P_{xj} es la precipitación anual en ese píxel "*x*" según el tipo de uso de suelo "*j*". El cálculo de la evapotranspiración (AET_{xj}) se estableció a partir de una aproximación de la curva de Burdyko, desarrollada por Zhang et al. (2001) (Zhang, Dawes, y Walker 2001) (Ecuación 4).

$$\frac{AET_{xj}}{P_{xj}} = \frac{1 - w_x * R_{xj}}{1 + w_x * R_{xj} + \frac{1}{R_{xj}}}$$

(Ecuación 4)

Donde,

El coeficiente w_x (Ecuación 5) indica el agua disponible para las plantas. Este coeficiente adimensional representa la diferencia relativa en la forma en que las plantas utilizan el agua del suelo para la transpiración Zhang et al. (2001). Puede ser estimado según la ecuación (4):

$$w_x = \left(\frac{AWC_x}{P_{xj}}\right) Z$$

(Ecuación 5)

AWC_x (mm) es estimado a partir de la textura del suelo y la profundidad efectiva de las raíces. AWC se calcula como la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente de la planta. El parámetro Z corresponde a la constante de Zhang y representa la estacionalidad de las precipitaciones generalmente varía entre 0.5 y 2 (Zhang et al. 2001), con 0.5 como valor típico de los biomas de pastizal natural y 2 para los biomas forestales.

R_{xj} es el índice de sequía de Budyko (1974). Valores mayores a 1 significan que la celda es potencialmente árida. Este índice está basado en la relación entre la evapotranspiración potencial y la precipitación a nivel de píxel "*x*" para el uso de suelo "*j*" (Ecuación 6).

$$R_{xj} = \frac{k_{(xj)} * ET_{0(x)}}{P_{xj}}$$

(Ecuación 6)

En donde,

ETo(x) es la evapotranspiración de referencia para la celda "x" y $K_{(xj)}$ es el coeficiente de evapotranspiración de las plantas asociado al tipo de suelo "j" de la celda "x". ETo(x) representa la demanda climática y $K_{(xj)}$ determina las características de la vegetación en cada celda "*x*" (Tallis et al. 2013).

Integrar espacialmente estos parámetros para identificar donde se almacena el agua para un área determinada puede ser una contribución importante en la gestión del recurso hídrico y en el conocimiento del paisaje.

4.1.4. Modelo espacial de provisión de madera en áreas de producción silvícola potencial

La provisión de madera proporcionada por los bosques templados mexicanos representa el 93% (US $ 1,336 millones) del valor total de la silvicultura en los bosques mexicanos. Pero existen pocos estudios que lo consideran un SE, sino en general es más bien visto como extracción de madera asociada a la degradación de ecosistemas naturales (Galicia y Zarco-Arista 2014).

La población local tiene un papel importante en la conservación y gestión forestal en México (Barton Bray y Merino Pérez 2004; Bray 2013). Las empresas forestales comunitarias son el principal mecanismo para la explotación forestal comunitaria. Esto implica realizar inventarios forestales y planes de manejo, obtener permisos de explotación y recursos para realizar la extracción forestal (Gerez y Purata 2008). Las características de las empresas forestales comunitarias varían según la gobernanza de cada ejido y/o comunidad (Antinori y Bray 2005). La superficie de explotación por comunidad o ejido está asociada a la propiedad forestal a explotar y al proyecto presentado. No obstante, La superficie de bosques con potencial comercial bajo algún programa de explotación corresponde a un 25% de la superficie boscosa (Bray et al. 2007; Gasca Zamora 2014).

Para generar el modelo espacial de provisión de madera fue realizada una estimación de la disponibilidad potencial de biomasa aérea en bosques en propiedad de comunidades o ejidos. El tronco es la principal fuente comercial de madera en la explotación comercial de madera en México y la biomasa contenida en el tronco para bosques templados en zonas con características similares al área de estudio corresponde a un 89% de la biomasa aérea total (Ecuación 7) (Mendoza-Ponce y Galicia 2010)

$$b_s = \sum_{j=1}^{J} (0{,}89 * a_i)$$

(Ecuación 7)

Donde,

b_s= Biomasa forestal disponible con potencial comercial en ejidos y comunidades; a_i = Biomasa aérea forestal.

a_i= Se utiliza el mapa de biomasa forestal aérea estimado por el programa REED+

4.1.5. Modelo espacial de regulación del clima local

El modelo InVEST de almacenamiento de carbono se basa en una simplificación del ciclo de carbono y genera un mapa del total de carbono (Mg C ha^{-1}) almacenado para una fecha específica en un paisaje determinado. El modelo considera las reservas de carbono en la biomasa aérea (corteza, troncos, ramas, hojas), biomasa subterránea (los sistemas radiculares vivos de la biomasa aérea), biomasa contenida en el suelo (componentes orgánicos del suelo) y materia orgánica muerta (residuos vegetales, materia muerta en pie) (Conte et al. 2011; Tallis y Polasky 2011). Esta información se agrega a través de tablas de coeficientes de carbono para cada uso de suelo. Se determinaron los coeficientes por tipo de uso de suelo con una revisión bibliográfica de los datos de carbono disponible para la zona de estudio (Tabla 10).

Tabla 10 : Parámetros usados en el modelo de almacenamiento de carbono en InVEST

Uso de suelo	C_above	C_below	C_soil	C_dead	Fuente
Bosque Templado	103,37	13,46	47,60	5,29	(Mendoza-Ponce y Galicia 2010; Ordóñez et al. 2008)
Asentamiento Humano	0	0	0	0	(Tallis et al. 2013)
Agricultura	0,5	0,2	82	0,6	(Ordóñez et al. 2008)
Pastizal	2,84	0,47	90,00	0,7	(Mendoza-Ponce y Galicia 2010; Ordóñez et al. 2008)
Selva baja caducifolia	47,40	6,70	76,20	11,09	(Jaramillo et al. 2003; Návar 2009)

C_above= Carbono en biomasa aérea **C_below=** carbono en biomasa subterránea; **C_soil=** Carbono contenido en la materia organica del suelo; **C_dead=**Carbono contenido en materia orgánica muerta. Todos los valores son expresados en Mg C ha^{-1}. (megagramos de carbono almacenado por hectárea)

La reserva de carbono para un paisaje es la suma de las reservas de carbono de los cuatros tipos de almacenes de carbono para un tiempo t (Ecuación 8) (Conte et al. 2011);

$$C_t = \sum_{j=1}^{J} \left(C_{aj} + C_{bj} + C_{sj} + C_{oj} \right)$$

(Ecuación 8)

Donde,

C_t=Total de carbono acumulado para un paisaje en un tiempo t; j= Uso de suelo ; C_{aj}= Toneladas de carbono acumulado por hectárea en biomasa aérea; C_{bj}= Toneladas de carbono acumulado por hectárea en biomasa subterránea; C_{sj}= Toneladas de carbono acumulado por hectárea en biomasa contenida en el suelo; C_{oj}= Toneladas de carbono acumulado por hectárea en biomasa muerta.

4.1.6. Composición de variables del paisaje

Para analizar la influencia del paisaje sobre la distribución espacial de SE fueron seleccionadas cuatro variables de patrones del paisaje: influencia antrópica, estado de la vegetación, altitud y complejidad del paisaje (Tabla 11). Estas variables fueron escogidas debido al importante rol que poseen para la provisión de los SE en el Bosque de Agua (Padilla et al. 2008; ECOBA 2012).

Tabla 11 : Síntesis de las métricas utilizadas como variables independientes del paisaje

Dimensión	Factor	Variable	Descripción	Rango
Morfología del paisaje	Complejidad del paisaje	Índice de contigüidad de los parches	evalúa la conectividad espacial, o contigüidad de los parches	Entre 0 y 1
Antrópica	Influencia antrópica	Índice de antropización del paisaje	Mide el grado de intervención antrópica en el paisaje	Entre 0 y 1
Físicas	Estado de la vegetación	NDVI	Este índice refleja la cantidad de biomasa conocida como "fotosintéticamente activa"	Entre -1 y 1
	Relieve	Altitud	Señala la altura sobre el nivel medio del mar	Entre 1220 y 3932

El área correspondiente al Bosque de Agua (250 000 ha), se dividió en cuadrantes de 10 hectáreas, y se consideró que esta superficie era la adecuada por el nivel de resolución espacial de la información; además, porque la escala de trabajo seleccionada puede aportar información que ayude a tomar decisiones sobre dónde invertir recursos para la conservación e identificar áreas clave útiles para evaluaciones posteriores a escalas más finas (Flores-Maldonado et al. 2015). Del área dividida resultaron 29 765 cuadrantes, y a cada uno de ellos se les asignó un identificador numérico individual. Los registros geográficos de las especies se desplegaron sobre el área y, posteriormente, se cuantificó

los números de registros y de especies para cada cuadrante. Estos cuadrantes fueron definidos con el objeto de reducir la multicolinealidad entre las variables para los análisis estadísticos de correlación espacial.

Influencia antrópica

Para estudiar el efecto de la transformación por acción humana sobre los diversos sistemas biológicos, son necesarios métodos sistemáticos, comparativos y cuantitativos, que permitan establecer el efecto de la antropización sobre los diferentes elementos de los ecosistemas. En este trabajo el Índice de antropización del paisaje se define como un indicador de la morfología del paisaje que varía de 0 a 1 (Martínez-Dueñas 2018), según el nivel de antropización de las coberturas del suelo (Rojas et al. 2015; Martínez-Dueñas 2018). Se formula con la ecuación 7 que propone una relación entre las categorías de coberturas del suelo. Usualmente el concepto de cobertura del suelo se usa para describir. Por ejemplo: hierba, asfalto, árboles, suelo desnudo, agua, etc. Muchas veces los usos de suelo están asociados a sus coberturas del suelo. Es usual que una cobertura forestal sea etiquetada como uso de suelo forestal (Ecuación 9) (Turner, Meyer, y Skole 1994; Camacho-Sanabria et al. 2015).

$$\sum_{i=1}^{n} CSi * GNi/ST$$

(Ecuación 9)

Dónde: CS= Superficie total de cada una de las coberturas de suelo i, GN= Grado de antropización definido para cada cobertura i y ST= Superficie t

Para generar este índice, fueron consideradas las principales clases de paisajes presentes en el Bosque de Agua : forestales, pastizales, zonas agrícolas y de asentamientos humanos (Villanueva y Imbernon 2013) (Tabla 12).

Tabla 12 : Grados de antropización del paisaje (GN) o nivel de perturbación

Cobertura de suelo	GN
Bosque	0
Matorral y pastizal natural	0,25
Terreno agrícola	0,50
Superficie construida	1

Fuente: Modificado de Martínez-Dueñas (2018)

Estado de la vegetación

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) permite tener una visión de estado de la vegetación. El NDVI se utiliza frecuentemente como sustituto de las propiedades de la vegetación y a menudo está correlacionado con variables físicas del paisaje (Krishnaswamy et al. 2009). Es uno de los índices más comunes para el monitoreo de la vegetación, por tanto uno de los más robustos y fiables (Krishnaswamy et al. 2009). Para abordar la influencia del estado de la vegetación en la provisión de SE, fue incluida esta variable física del paisaje en el modelo GWR. El NDVI fue derivado de las bandas infrarrojo cercano (NIR) y rojo (RED) disponibles en el satélite Landstat 8 con una resolución espacial de 30 metros para una imagen captura el 2014-02-16 (Anexos 9.1). Se calcula según la siguiente expresión (Ecuación 10):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

(Ecuación 10)

La lógica detrás del uso del índice se basa en la fuerte reflectancia de la vegetación verde que se despliega en la porción cercana al infrarrojo del espectro mientras absorbe la radiación fotosintéticamente activa (PAR) en longitudes de onda entre la sección roja. El índice toma valores de 0 a 1. Los valores de NDVI muy bajos pueden corresponder a

una falta total de vegetación, vegetación desértica escasa, nubes o cuerpos de agua. Los valores muy alto a un bosque tropical denso.

Altitud

Consideramos la altitud media para cada cuadrante de 10 hectáreas a partir del Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0) a una resolución de 15x15 metros. La altitud como variable de análisis fue considerada debido a su función en la distribución de la biodiversidad animal y vegetal de la zona (Carrera-Hernández y Gaskin 2008; Padilla et al. 2008). En las áreas montañosas de México, los cambios en la distribución de las especies de plantas y forestales pueden asociarse a la heterogeneidad ambiental inducida por el relieve (Challenger y Soberón 2008). Los patrones de vegetación que se observan típicamente a lo largo de los gradientes altitudinales, son el resultado de complejas interacciones entre factores como la elevación, el grado de exposición a la radiación solar y la posición en el relieve, entre otros (Baruck et al. 2016).

Complejidad estructural del paisaje

Uno de los indicadores de la morfología del paisaje que nos otorga una visión sintética de la complejidad estructural del paisaje es el Índice de Contigüidad (Forman 1995; Cheek et al. 2016). Este índice (LaGro 1991) evalúa la forma del paisaje con base en la conectividad y cercanía entre fragmentos del mismo tipo cobertura de suelo.

Hemos utilizado el software Fragstats (McGarigal y Cushman 2002) para calcular el índice de contigüidad como medida de la configuración espacial dentro de cada área mínima de análisis (10 hectáreas) (Ecuación 11).

$$CONTIG = \frac{\left[\frac{\sum_{r=1}^{Z} C_{ijr}}{a_{ij}}\right] - 1}{V - 1}$$

(Ecuación 11)

Donde;

cijr = Valor de contigüidad para el píxel r en el parche j.
v = suma de los valores de una plantilla de celdas de 3 por 3
aij = área del parche j en términos de número de celdas.

El índice de contigüidad evalúa la conectividad espacial (contigüidad) de los pixeles de una clase de cobertura de suelo determinada. Un valor de 0 indica que ningún píxel clasificado como cobertura de suelo "j" es contiguo a cualquier otro píxel clasificado como cobertura de suelo "j". En el otro extremo, un valor de 1 indica que todos los píxeles clasificados como cobertura de suelo "j" son contiguos entre sí (Entwisle et al. 2005).
En primer lugar se construye un mapa binario en el cual se asigna un valor de 1 a los pixeles del tipo de parche de interés y un valor de 0 a los demás pixeles (las demás clases) (LaGro 1991). Luego se construye una plantilla de 3x3 celdas, a la cual se le asigna un valor de 2 a las celdas horizontales y verticales y un valor de 1 a las diagonales y a la central. Se hace circular la plantilla sobre cada parque de la capa binaria y se obtiene una imagen en la cual cada pixel contiene un valor ***C*** que es la suma de los productos del valor de cada celda de la platilla por el valor de cada uno de los 9 pixeles de la capa binaria superpuesta (LaGro 1991).

El índice de contigüidad del parche es la sumatoria de todos los ***C*** del parche del tipo de uso de suelo de interés normalizada por el área del parche en cantidad de pixeles; a esta división se le resta 1 y luego se divide por la suma de los valores de la plantilla.

4.1.7. Estadísticas y análisis espaciales

Una serie de pasos estadísticos fueron aplicados previamente al modelo de regresión geográficamente ponderada (Geographically weighted regression – GWR) (Fotheringham, Charlton, y Brunsdon 1998; LeSage 2008).
El primer paso de los análisis estadísticos consistió en la exploración de las variables independientes del paisaje (influencia antrópica, estado de la vegetación, altitud, complejidad del paisaje). Se realizó un análisis de correlación de Pearson para evaluar la multicolinealidad entre las variables, entendida como una fuerte relación lineal entre las variables independientes. Para explorar la correlación que poseen las variables independientes fue aplicada una matriz de correlación de Pearson de 2x2 (Bollen y Barb 1981; Martínez Bascuñán y Rojas Quezada 2016). Usualmente para este tipo de análisis son descartados los valores con correlaciones superiores a 0,8 para evitar posibles problemas de multicolinealidad (Martínez Bascuñán y Rojas Quezada 2016). Luego fue aplicado el índice de Moran (Fotheringham, Brunsdon, y Charlton 2002; Patel y Waters 2012) a las cuatro variables de análisis para verificar la presencia (ausencia) de autocorrelación espacial y observar la aleatoriedad espacial de la variable independiente observada (Martínez Bascuñán y Rojas Quezada 2016).

Para evaluar las relaciones entre las variables explicativas del paisaje y la distribución espacial de los SE fueron utilizados dos tipos de modelos. El primero una regresión de mínimos cuadrados (OLS) que nos entrega una visión global de las relaciones y el segundo una visión local ponderada espacialmente (GWR) (Bagheri, Holt, y Benwell 2009; Martínez Bascuñán y Rojas Quezada 2016).

Para evaluar el tipo de relación (positivas o negativas) entre las variables independientes del paisaje y la distribución espacial de SE fue aplicado una regresión de mínimos cuadrados (OLS) por cada SE (Kala et al. 2017). Este tipo de modelo se utiliza frecuentemente en las ciencias sociales. La identificación y medición de las relaciones permite comprender mejor lo que sucede en un lugar, prever el lugar donde es probable

que suceda algo o comenzar a examinar las causas que hacen que algo suceda en un lugar determinado (Wooldridge 2012).

El modelo GWR es una regresión local no paramétrica ponderada según la localización espacial de las unidades de análisis, con el fin de capturar las variaciones geográficas (Fotheringham et al. 2002). Las diferencias en la utilización de un modelo estadístico global (OLS) y un modelo local como GWR se basan principalmente en la capacidad de este último de ser representado espacialmente (Fotheringham et al. 2002). El modelo GWR resulta ventajoso para conocer la heterogeneidad del espacio y facilita el análisis desde una perspectiva global a un análisis local, obteniendo un mayor grado de detalle y precisión (Lloyd y Shuttleworth 2005).

El modelo GWR cuestiona el supuesto implícito en las regresiones estándar de que un modelo puede aplicarse por igual a toda el área geográfica analizada, cuando en realidad pueden presentarse importantes variaciones tanto en el modelo completo como en la relación específica entre la variable dependiente y algunas de sus variables explicativas (Mennis 2006). Así, un modelo GWR podría funcionar mejor en ciertas zonas y algunas variables cobrar mayor importancia en ciertas regiones que en otras o incluso tener efectos opuestos.

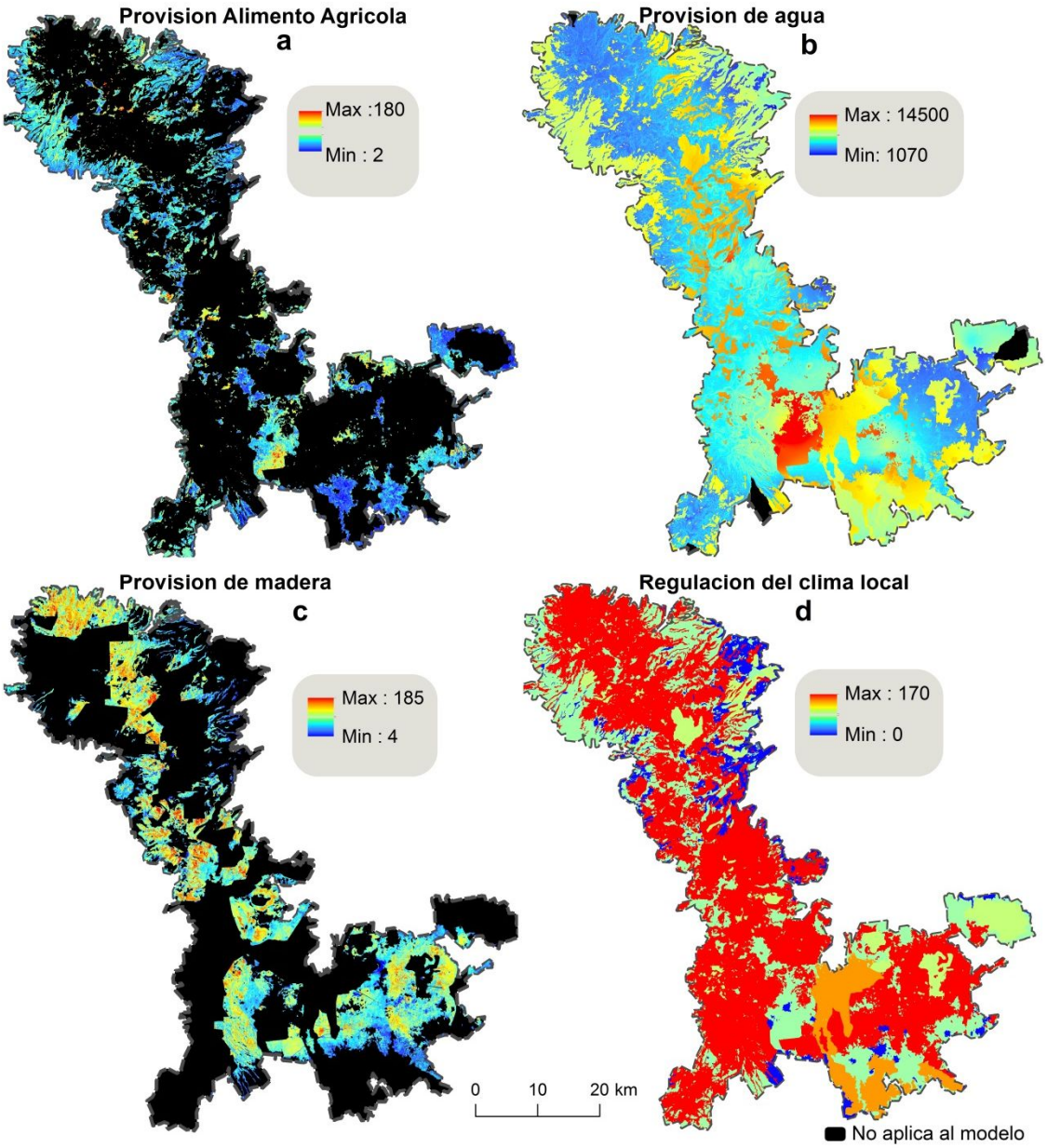
Para la asignación de los pesos del modelo GWR fue utilizado un esquema de ponderación conocido como Kernel adaptativo (con variación espacial), el cual asigna medidas de variaciones de densidad más grandes, donde éstos se encuentran de forma dispersa, y medidas menores donde están más concentrados (Georganos 2016).

Finalmente son comparados los dos modelos realizados (OLS) y GWR basado en los estadísticos de AIC, el criterio de información de Akaike (AIC) es una medida del valor de adaptación del modelo - cuanto menor sea el valor, mayor será el rendimiento del modelo y R^2 el cual es una medida de la calidad relativa de un modelo estadístico y nos refleja la capacidad explicativa del modelo (Mennis 2006).

4.2. Resultados de las modelizaciones espaciales

4.2.1. Distribución espacial de los SE

Todos los resultados corresponden a valores de stock registrados para el año 2014 y basadas en las coberturas de uso de suelo. La distribución espacial de provisión de alimentos=biomasa aérea en suelos agrícolas) posee un promedio de 90 toneladas por hectárea al año en los agrosecosistemas del Bosque de Agua, sus valores varían entre 2 y 180 (σ=20) toneladas de biomasa agrícola por hectárea en predios agrícolas (Mapa 12 a). A su vez la provisión de agua posee un promedio anual por subcuencas de 6 412 m^3 por hectárea con valores mínimos 4 918 m^3 y máximos de 9 230 m^3 (σ=907) (Mapa 12 b). La capacidad promedio provisión de madera es de 80 toneladas de madera por hectárea de stock al año 2014, con valores mínimos de 4 y máximos de 185 (σ=27) (Mapa 12 c). Finalmente, la regulación del clima local está garantizada por el carbono almacenado en el área de estudio, el cual es en promedio 132 Mg C de stock por hectárea, con valores mínimos de 0 y máximos de 170 (σ.=49) (Mapa 12 d). Los servicios de almacenamiento de carbono y provisión de agua cubren toda la extensión del bosque de agua, mientras que los servicios de biomasa agrícola y maderable están limitados a las zonas agrícolas y forestales respectivamente. El color gris en la carta, señala donde no aplican espacialmente los modelos de SE generados. Las áreas grises corresponden en los modelos de provisión de alimento y provisión de madera corresponden a las áreas donde la cobertura de suelo no corresponde a cobertura agrícola o cobertura forestal maderable.



Mapa 12: Mapas de la distribución espacial de lo SE: a) servicios de alimentos (biomasa agrícola), b) provisión de agua, c) provisión de madera (biomasa maderable) y d) regulación del clima local (almacenes de carbono)

4.2.2. Las variables del paisaje

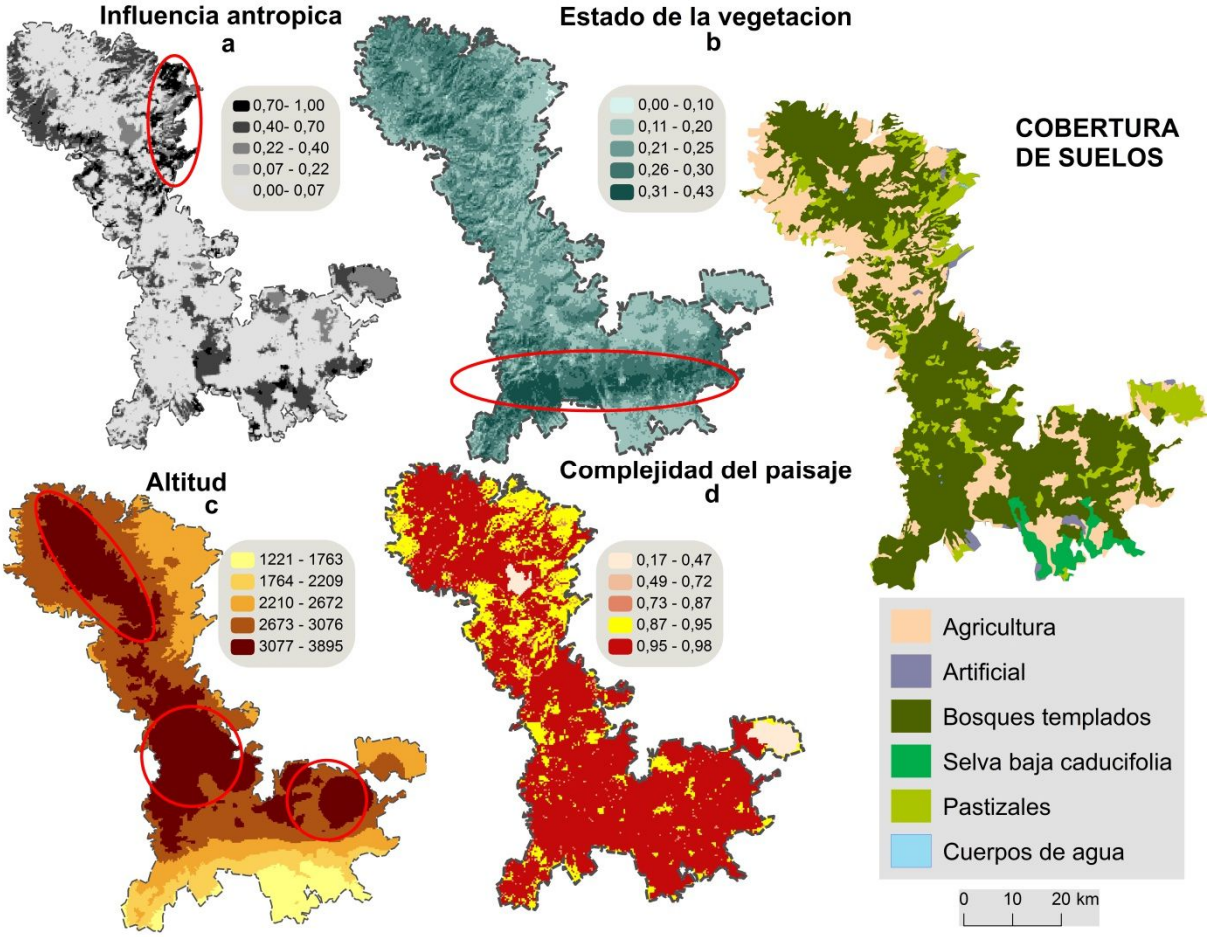
Con valores que van entre 0 y 1, el índice de antropización del paisaje posee un promedio de 0,18, lo cual nos indica que el paisaje del Bosque de Agua globalmente es un paisaje con baja intervención antrópica, equivalente a no más del 18%. En general en los ecosistemas de montaña de Latinoamérica la intervención antrópica es baja. Estudios recientes muestran que globalmente las intervenciones antrópicas en Latinoamérica varían entre un 10 y 20% en los paisajes de montaña (ej. Colombia, México, Chile, Perú) (Plaza-Ortega, Valencia-Rojas, y Figueroa-Casas 2017).

En el Mapa 14,a, las zonas más oscuras muestran las áreas de mayor antropización. En círculos rojos se destacan las áreas donde se concentran los valores más altos. Estos están en la zona norte este y en la periferia del Bosque de Agua. En caso contrario, vemos que las zonas grises claro son áreas con muy baja influencia antrópica. En el Bosque de Agua las áreas de mayor influencia antrópica (valores entre 0,7 y 1) corresponden a 10 000 hectáreas aproximadamente un 4% de la superficie total y las zonas sin intervención corresponde a un 96% de la superficie total (240 000 hectáreas aproximadamente).

El índice de vegetación normalizado (NDVI) para el área de estudio posee una media de 0,22. Se observa mayor concentración de valores altos en el área sur del Bosque de Agua. Destaca en una elipse roja en el Mapa 14,b. Estas zonas de mayor valor de NDVI corresponden a zonas de tipo de boque caducifolio y de bosque templado. Otros estudios revelan que el NDVI para bosques templado consideran que para este tipo de ecosistemas naturales valores entre 0,1 y 0,5 son bajos (Galicia et al. 2014). Valores modestos de NDVI registrados en esta investigación nos señalan la variabilidad estacional de este indicador y la ventaja de integrar otras variables ambientales en el análisis (Galicia et al. 2014). No obstante considerando el valor registrado para este estudio nos parece razonable el contar con este valor mínimo en el periodo seco del año y más soleado del año entre diciembre y marzo (INEGI 2010).

La altitud media varía entre 1 221 y 3 895 metros donde las áreas de menor altitud están concentradas en el área sur y periférica del Bosque de Agua (Mapa 13, c). Las zonas más altas corresponden a bosques templados y las más bajas a áreas antrópicas y agrícolas. Gutiérrez de MacGregor (2003) han demostrado la importante influencia de la altitud en la intervención antrópica en México, el 49% de la población se encuentra entre 1000 y 3000 metros de altitud (Gutiérrez de MacGregor 2003). En el Bosque de Agua 51% de las áreas antrópicas están entre los 2 000 y 2 700 metros de altitud y solo el 9% se encuentra bajo los 1 500 m.

Finalmente, el índice de contigüidad del paisaje posee un promedio de 0,95. Este valor nos aporta una visión de un paisaje con alta contigüidad (fragmentación baja), En general se observa mayor presencia de valores cercanos a 1, mientras que las áreas con baja continuidad del paisaje son reducidas. El bosque aparece poco fragmentado, mientras que las áreas agrícolas de la periferia muestran valores de discontinuidad mayores. Se puede observar que las áreas de mayor continuidad parecieran estar relacionadas espacialmente con las áreas de cobertura forestal. En efecto, el 65% (160 000 hectáreas aproximadamente) de las coberturas de suelo natural (bosques y pastizal) poseen baja heterogeneidad, en otras palabras las coberturas vegetales del Bosque de Agua son en su mayoría continuas y poco fragmentadas.



Mapa 13: Variables independientes del modelo GWR

4.2.3. Autocorrelación de las variables del paisaje

Las correlaciones bivariadas realizadas entre las variables explicativas del paisaje son todas inferiores a (+/-) 0,25 (Figura 13) y están bajo el nivel aceptado de 0,8 para descartar variables de análisis de este tipo (Martínez Bascuñán y Rojas Quezada 2016). En otras palabras, que las correlaciones entre las variables del paisaje aplicadas sean todas muy bajas nos permite descartar la multicolinealidad entre ellas.

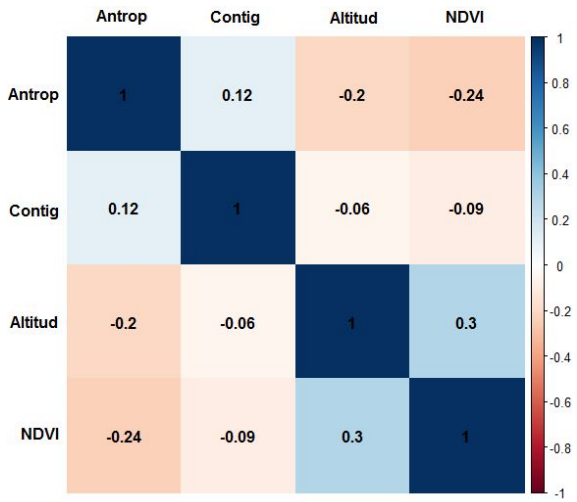


Figura 13 : Correlaciones bivariadas entre variables explicativas del paisaje

Por otro lado, la autocorrelación espacial es estadísticamente significativa para todas las variables del paisaje (Tabla 13). Los p-valor "0" para todas las variables del paisaje nos señalan que la hipótesis nula puede ser rechazada para todas las variables del paisaje (hipótesis nula=los valores de distribución espacial de las variables del paisaje no son procesos aleatorios). En otras palabras hay menos del 1% de probabilidad de que la distribución espacial de los patrones del paisaje correspondan al resultado de una casualidad aleatoria (Índice de Moran) (Tabla 13). El índice de Moran nos indica que la distribución espacial de las variables del paisaje no se distribuye aleatoriamente (Tabla 13). Los valores del Índice de Moran positivos significa que los valores bajos se

agrupan cerca de otros valores bajos , en caso contrario valores altos se agrupan de otros valores altos (Ramirez y Falcón 2015).

Tabla 13 : Autocorrelación espacial para las variables explicativas del paisaje

Variable	Moran's I	Z-score	p-valor
Antropización del paisaje	0,8108	194,3656	0,0000
NDVI	0,7895	189,2714	0,0000
Altitud	0,7506	179,9543	0,0000
Contigüidad del paisaje	0,2186	52,5496	0,0000

4.2.4. Correlaciones entre los SE y las variables del paisaje

Para evaluar las relaciones entre paisaje y los SE realizamos una estimación de modelos de mínimos cuadrados (OLS). Los modelos OLS entre los SE y las variables del paisaje muestran un grado de confianza del 95%. Los valores de P-valor (valores cercanos a 0) en la Tabla 14, nos muestra que todas las variables del paisaje (Antropización del paisaje, contigüidad del paisaje, NDVI y altitud) son significativas respecto a los cuatro SE evaluados, excepto variable altitud en el SE de provisión de agua (p-valor= 0,0859).

De manera global para todos los SE evaluados entre menor sea la complejidad del paisaje, mayor será la provisión de SE, excepto para el servicio de alimento agrícola donde a mayor complejidad del paisaje mayor es la cantidad de alimentos agrícolas disponibles esperado. La relación entre antropización y la provisión de los SE es negativa descontado el SE de provisión de agua, donde a mayor antropización del paisaje, mayor es la provisión de agua esperada. Finalmente, para todos los SE el NDVI y la altitud tienen una positiva con la provisión de SE. Es decir a mejor cobertura vegetal y a mayor altitud mayor es la provisión de SE esperada para todos los SE (Tabla 14, signo de coeficientes +/-).

Particularmente, El SE de regulación del clima local muestra dos relaciones positivas y dos negativas (Tabla 14), las cuales se traducen en que a menor grado de antropización del paisaje (coeficiente=-0,1001) y a menor complejidad del paisaje (coeficiente=-3,7820) mayor cantidad de carbono almacenado, mientras que en el caso contrario, entre mejor cobertura de la vegetación (NDVI) (coeficiente=-15,6335) y a mayor rango de altitud (coeficiente=-0,0142) mayor es la cantidad de carbono almacenado en el Bosque de Agua. Cabe destacar que la correlación positiva más fuerte para el SE de regulación del clima local corresponde al NDVI, mientras que la relación negativa más fuerte corresponde a la complejidad del paisaje.

Para el caso del SE de provisión de agua, tres de las variables son significativas; antropización del paisaje, contigüidad de los parches y NDVI (p-valor cercanos a 0) (Tabla 14), mientras que la variable de altitud se encuentra bajo el nivel de confianza

explicativo del modelo. Los coeficientes nos muestran dos relaciones positivas y dos negativas, esto quiere decir que a mayor nivel de antropización (coeficiente=2,3678) y mejor cobertura la vegetación (NDVI) (coeficiente=1 135) mayor es la disponibilidad de agua. En caso contrario a menor complejidad del paisaje (menor contigüidad) (coeficiente=-1 072) y a menor altitud (coeficiente=-0,5285) mayor disponibilidad de agua.

Para el caso del SE de provisión de alimento agrícola los coeficientes nos muestran tres relaciones positivas y una negativa, las cuales se traducen en que a mejor estado de la vegetación (NDVI) (coeficiente=95,8601), mayor complejidad del paisaje (coeficiente=3,7563) y mayor altitud (coeficiente=0,0707), mayor será el nivel de alimentos agrícolas disponible. Al mismo tiempo al ser considera la agricultura como una cobertura de suelo antropizados, podemos afirmar que en el Bosque de Agua a menor el grado de antropización del paisaje (coeficiente=-0,0978), mayor es la disponibilidad de alimentos para el consumo humano son disponibles.

El modelo aplicado para el SE de provisión de madera nos muestran dos relaciones positivas y dos negativas las cuales se traducen en a menor antropización (coeficiente=-0,2948) y menor contigüidad del paisaje (coeficiente=-30,9869) puede ser esperada una aumento de la provisión de madera, mientras que entre mayor sea la altitud (coeficiente=0,0736) y mejor el estado de la vegetación (NDVI) (coeficiente=57,8242), mayor disponibilidad de madera puede ser esperada en los predios con vocación extractiva (Tabla 14).

Tabla 14 : Modelos OLS entre los SE y las variables del paisaje

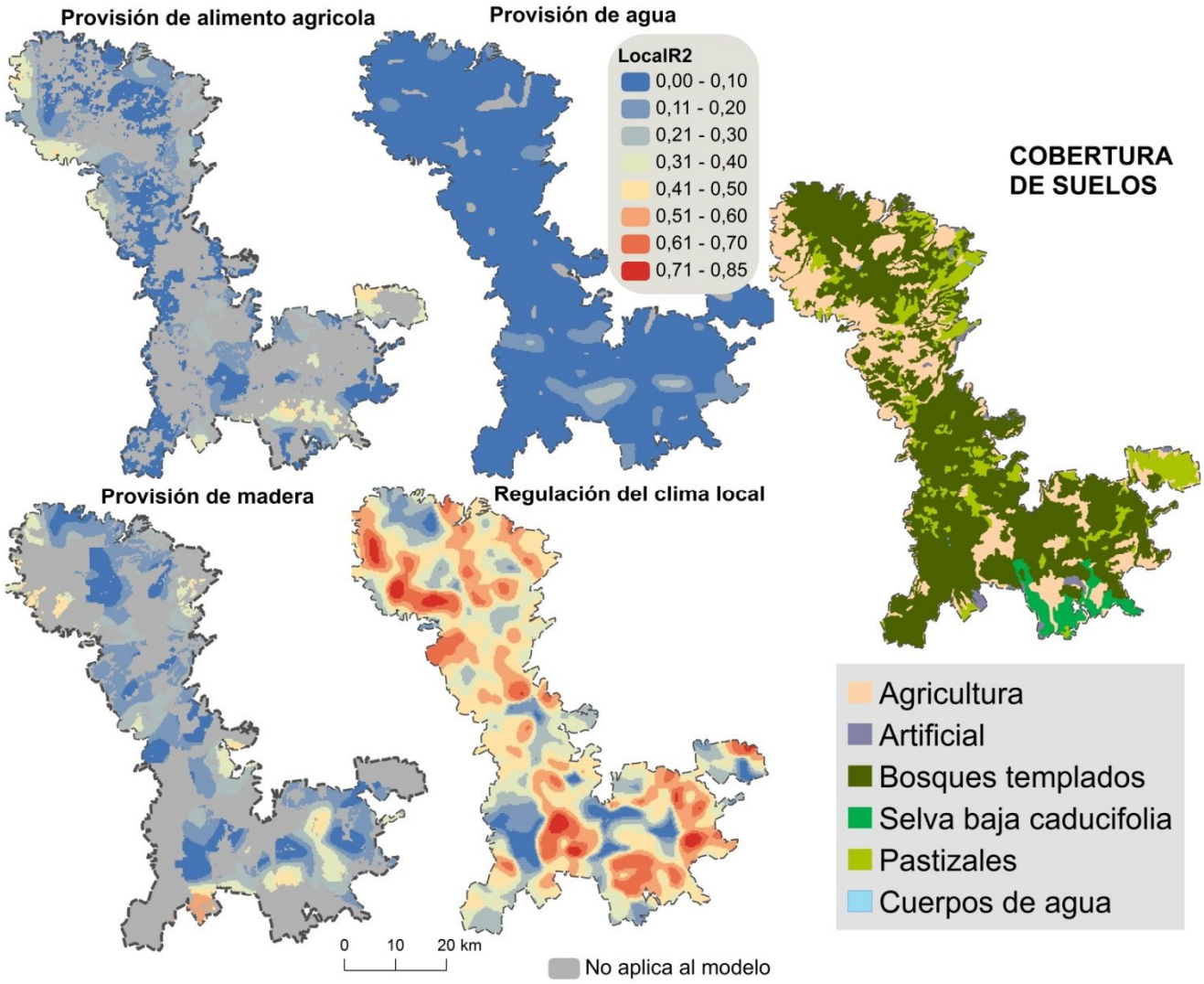
Tipo de SE	Variables del paisaje	Coeficiente	P-valor*	Error estándar
Regulación del clima local	Intercepto	9,272	0,0000*	0,071
	Antropización	-0,100	0,0000*	0,001
	NDVI	15,633	0,0000*	0,295
	Altitud	0,014	0,0000*	0,00
	Contigüidad	-3,782	0,0000*	0,209
Provisión de agua	Intercepto	5623,193	0,0000*	62,587
	Antropización	2,367	0,0000*	0,573
	NDVI	1135,976	0,0000*	259,882
	Altitud	-0,528	0,0859	0,307
	Contigüidad	-1072,152	0,0000*	184,117
provisión de alimentos agrícolas	Intercepto	26,431	0,0000*	0,684
	Antropización	-0,0978	0,0000*	0,006
	NDVI	95,860	0,0000*	2,984
	Altitud	0,070	0,0000*	0,004
	Contigüidad	3,756	0,0170*	1,574
Provisión de madera	Intercepto	60,897	0,0000*	1,003
	Antropización	-0,294	0,0000*	0,009
	NDVI	57,824	0,0000*	3,904
	Altitud	0,0736	0,0000*	0,004
	Contigüidad	-30,986	0,0000*	2,555

4.2.5. Relaciones espaciales locales entre los SE y las variables del paisaje

Como fue mencionado anteriormente, la ventaja principal de los modelos GWR es que es posible geovisualizar las variaciones locales del modelo general y evaluar donde espacialmente se ajusta mejor el modelo. En el Mapa 14 podemos ver las zonas con mayor y menor valor de R^2 local. En azul las zonas con menor valor de R^2 y en rojo las zonas con valores más altos de R^2 para los diferentes SE. La distribución espacial de los ajustes locales generados con el GWR (R^2 local) proporcionó información con respecto a la variación del poder explicativo del modelo para cada uno de los SE evaluados, demostrando que el modelo tiene una mejor capacidad explicativa en la distribución espacial del SE de regulación climática (R^2 promedio de 0,41) y peor capacidad explicativa para el SE de provisión de agua (R^2 promedio de 0,043) (Mapa 14).

El modelo WGR para el servicio de provisión de alimento no presenta áreas de análisis local superiores 0, 49 y los valores para el servicio de provisión de agua no superar los 0,27.

Por otro lado los servicios de provisión de madera y regulación del clima local poseen valores de R^2 locales más elevados. Para el caso del SE de provisión de madera 1 425 hectáreas corresponden a R^2 sobre 0,50, esta superficie se encuentra preferentemente en bosques de tipo templado mixto. Para el modelo del SE de regulación del clima local, 79 000 hectáreas poseen valores de R^2 sobre 0,50 siendo el SE con mejor ajuste local. La mayor parte de esta superficie se encuentra en suelos de tipo de bosque templado (51%, equivalente a 40000 ha) y suelo agrícola (36% o 28 000 ha).



Mapa 14 : Distribución espacial del R^2 local para los modelos GWR por tipo de SE

4.3. Discusión del capitulo

A la luz de la escasez de estudios hasta la fecha sobre las relaciones espaciales entre paisaje y provisión de SE, esta investigación llena vacíos críticos de conocimiento sobre la naturaleza y diversidad de estas relaciones en los paisajes montañosos de periferia de ciudad de México. En línea con investigaciones precedentes, los SE en el Bosque de Agua son altamente influenciados por las características del paisaje (Galicia y Zarco-Arista 2014). En esta investigación revelamos que tan solo cuatro variables del paisaje son capaces de explicar sobre un 50% la distribución espacial de los SE de provisión de agua, alimento, madera y regulación del clima local. No obstante, estas relaciones poseen una intensidad local que varía espacialmente de un lugar a otro, con diferentes comportamientos por tipo de SE y variable del paisaje analizada.

4.3.1. Modelo global versus local

Los métodos estadísticos estándar, como la regresión global, asumen que la misma relación ocurre de la misma manera en todas partes del espacio y por lo tanto producen un valor global promediado que es válido para todo el conjunto de datos, pero que de hecho puede no ser válido en ninguna parte (Sheehan et al. 2013; Tenerelli et al. 2016). En línea con otras investigaciones (Martínez Bascuñán y Rojas Quezada 2016), el rendimiento del modelo GWR sobrepasan ampliamente los modelos clásicos como OLS. Se obtuvo que los modelos OLS muestran un R^2 promedio para los SE de 0,22 mientras que el promedio de R^2 para los GWR es de 0,50. Lo que implica una mejora del modelo en un 100%.

Los modelos globales OLS muestran que todas las variables del paisaje son significativas, excepto altitud para el modelo de provisión de agua. Sin embargo, los resultados de la regresión global son sólo promedios de la región total estudiada y ocultan una gran cantidad de variación espacial interesante en las relaciones que aparecen en el análisis local (Bagheri et al. 2009). Esto se convierte en un problema

cuando se trata de entender cómo cambian las relaciones entre las variables a lo largo del espacio investigado. En este sentido el modelo GWR posee mejor performance para explicar relaciones espaciales entre la distribución geográfica de los SE y las estructura y composición del paisaje.

En esta investigación el uso combinado de los modelos GWR y OLS nos permiten tener una visión global y local de como las variables del paisaje explican la distribución espacial de los SE.

4.3.2. Efectos de la antropización en la distribución espacial de SE

la degradación de los ecosistemas naturales provocados por la antropización, tales como erosión, fragmentación, contaminación poseen un impacto negativo en la provisión de los SE (Amara 2010; Kettle y Koh 2014; Salas Lopez 2016). Si bien los resultados obtenidos en esta investigación nos señala una relación negativa entre el grado de antropización y la capacidad de producir SE para tres de los cuatro SE evaluados (regulación del clima, provisión de alimento y provisión de madera). Lo que se traduce es que a mayor antropización menor es la predicción de provisión de SE. De modo más específico, la antropización de las coberturas vegetales es un factor importante que influye en la modificación de los SE de paisajes de montaña (Padilla et al. 2008; Locatelli et al. 2017). No obstante, los modelos OLS muestran que en el Bosque de Agua el impacto negativo en la provisión de SE no aplica para todos los SE analizados. El SE de provisión de agua posee una relación positiva con la antropización del paisaje, este fenómeno puede estar relacionado con el emplazamiento de áreas antrópicas en zonas de menos altitud, y que a su vez la escorrentía superficial y subterránea se acumula en zonas de baja altitud (Padilla et al. 2008). Este fenómeno es interesante ya que en el Bosque de Agua, las zonas que presentan mayor antropización del paisaje corresponden a zonas agrícolas (Villanueva y Imbernon 2013). Por tanto revela el importante rol de la actividad agrícola en la contribución de uno de los SE más importantes y más valorados en el Bosque de Agua por las autoridades públicas y privadas. De hecho este ES de provisión de agua es la clave de la estrategia de conservación de esta zona titulada “Bosque de Agua” (ECOBA 2012), pero los

esfuerzos están concentrados en las coberturas forestales y su relación con los servicios hidrológicos y de almacenes de carbono (Perevochtchikova 2016).

A pesar que a escala global estudios han revelado la función de la agricultura en los SSE, donde casi el 40% de la superficie terrestre del mundo se ha transformado en agricultura, ya sea para de cultivos o para el pastoreo de ganado, lo que permite enormes oportunidades para la humanidad y un mayor desarrollo económico (Ramankutty et al. 2008).

Mientras que las coberturas de suelo agrícolas no son consideradas en los programas asociados a los SE en el Bosque de Agua (Perevochtchikova 2016). A pesar de que esta investigación e investigaciones precedentes revelan el importante rol de la agricultura sobre algunos SE. De acuerdo con W. Zhang et al. (2007) los ecosistemas agrícolas pueden contribuir en la provisión de SE si los cultivos agrícolas poseen los adecuados manejos sustentables. Estudios precedentes han demostrado que en el Bosque de Agua las actividades agrícolas utilizan pesticidas y agroquímicos con importantes consecuencias tales como la contaminación de las napas freáticas y de cursos de agua superficiales para los ecosistemas naturales del Bosque de Agua (ECOBA 2012; Villanueva y Imbernon 2013). No obstante, los impactos negativos sobre algunos los ecosistemas naturales la actividad agrícola en la zona sigue siendo una fuente importante de contribución de algunos de los SE tales como el SE de provisión de agua y alimentos, pero también para otros SE no evaluados en esta investigación pero examinados por otros autores ej. Servicios culturales como recreación o belleza escénica o de retención de nutrientes (Andersson, Nykvist, et al. 2015). Por otro la cobertura agrícola está situada en segunda posición después de las coberturas forestales para el caso del servicio de mayor ajuste local “SE de regulación climática” El 35% de la capacidad explicativa del modelo corresponde a suelo antrópico de características agrícolas.

4.4. Observaciones finales sobre la relación entre el paisaje y los SE

Este trabajo no escapa a limitaciones metodologías, los modelos realizados fueron construidos con un conjunto limitado patrones del paisaje y SE (cuatro de cada uno en este caso). Por alcances metodológicos no se comparan los modelos por tipo de SE y el debate sobre agricultura y SE es apenas entreabierto, tampoco se profundizado porqué los paisajes agrícolas proveen ciertos servicios de manera muy cercana a los paisajes de bosques.

Pero a pesar de estas limitaciones esta investigación proporciona una visión regional sobre el comportamiento de las interacciones espaciales entre SE y patrones del paisaje para una de las zonas más sensibles de México central en términos provisión de SE y transformación del paisaje por razones antrópicas. Bajo esta lógica y desde el punto de vista metodológico se observan ventajas comparativas del análisis espacial local GWR respecto al modelo global OLS, no obstante un enfoque complementarios de los estadísticos pueden servir para comprender mejor los fenómenos espaciales de interacciones entre los patrones del paisajes y los SE.

Este tipo de análisis espaciales permiten contribuir con la evaluación de los tipos de cobertura del paisaje ya que los resultados de esta investigación contribuyen a entender mejor cuales son las relaciones espaciales entre los SE de regulación del clima local, provisión de agua, provisión de alimentos agrícolas, provisión de madera y las variables del paisaje en Bosques templados de México. Los resultados muestran que no siempre las relaciones entre las coberturas del paisaje antrópicas y la provisión de SE es negativa. Pueden existir casos donde la provisión de SE puede ser mayor en suelos antrópicos como el agrícola. Por el contrario cantidad no es calidad, en futuras investigaciones se debe hacer atención con la influencia de los pesticidas en la provisión del SE hídrico.

Por otro lado revelar la importancia de las interacciones del paisaje y los SE por tipo de cobertura de suelo puede ayudar a integrar especificaciones en las estrategias de conservación del paisaje, donde los esfuerzos están enfocados hacia algunos tipos de coberturas como las forestales. Siendo cada vez más importante enfocar los trabajos bajo una mirada de SSE que permitan articular los SE en suelos antrópicos y naturales.

CAPITULO 5: PERCEPCIONES DE LOS SE POR PARTE DE LOS ACTORES LOCALES

Adaptado del artículo:

-Villanueva, A., Ezzine-de-Blas D., Imbernon J., Figueroa B E., Galicia L., Almeida-Leñero L., (en preparación). "Local perceptions of the capacity of Mexican mountain forests to provide ecosystem services"

Este capítulo está centrado en la percepción que tienen los habitantes locales sobre los SE que son producidos por el Bosque de Agua (Figura 14). Se exploran las relaciones entre la percepción y las variables socio-demográficas, tipo de paisaje y apego al paisaje, estableciendo cuales son los paisajes percibidos con mayor capacidad de producir SE y cuáles son las variables más influyentes en la percepción de los habitantes locales en el Bosque de Agua.

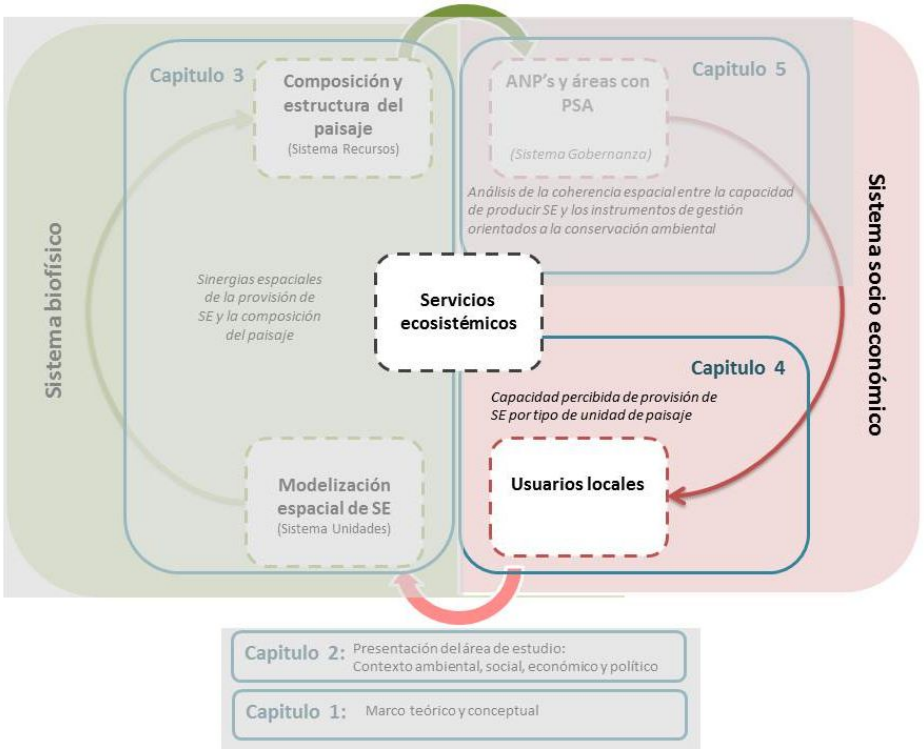


Figura 14 : Estructura del capítulo 5

En las últimas décadas el enfoque de SE ha sido largamente centrado en los aspectos biofísicos o económicos (Balvanera et al. 2012; Pirard y Lapeyre 2014; Beery et al. 2016), mientras que la percepción social de SE asociados a los paisajes ha recibido una limitada atención (Lamarque, Tappeiner, et al. 2011; Palomo et al. 2014). En orden de la influencia en las políticas ambientales, algunas investigaciones se han centrado en determinar la importancia de SE para las sociedades en términos monetarios, usando métodos tales como el valor económico de SE, el costo de degradación de ecosistemas naturales y el costo de inversión para remplazar, reparar o mitigar la degradación de estos ecosistemas naturales. Sin embargo, los enfoques monetarios no abarcan la diversidad de percepciones e intereses de los actores locales (de Groot et al. 2010; Karrasch, Klenke, y Woltjer 2014).

Algunos estudios (Lamarque, Quétier, et al. 2011; López-Santiago et al. 2014) han evaluado las percepciones socio-culturales de los SE con enfoques no económicos y han comparado las percepciones de diferentes paisajes y SE. Dichos estudios analizan las interacciones socioculturales en un territorio y los procesos sensoriales y cognitivos a través de los cuales los individuos construyen sus propios referencias culturales (Lévy y Lussault 2003; Garrido et al. 2017). En otros estudios, el paisaje se conceptualiza como un producto de la percepción multisensorial de las interacciones entre factores naturales y antrópicos en una escala temporal y espacial (Bertrand y Dollfus 1973; Council of Europe 2000; Bastian et al. 2006; Burkhard et al. 2014). Así, la percepción social de SE puede ser entendida como la percepción social de la capacidad de los paisajes para proporcionar servicios (Agbenyega et al. 2009; García-Llorente et al. 2012).

Por otro lado el paisaje es un concepto ambiguo con múltiples interpretaciones (Albert et al. 2014). Una reciente revisión realizada por Leibenath and Gailing (2012) señala que por lo menos cuatro definiciones principales del paisaje se encuentran comúnmente en la literatura: *"(1) espacio físico o complejo ecosistémico; (2) en el contexto de las relaciones entre la humanidad y el medio ambiente; (3) como expresión metafórica; y (4) como construcción social, o término en el discurso cotidiano"* (página 5, en Bastian et al. 2014; Alamgir et al. 2016; Eastburn et al. 2017).

Algunos autores establecen el vínculo entre el paisaje y los SE utilizando el concepto de servicios de paisaje. En este sentido consideran el paisaje como un Sistemas Socio-Ecológicos complejo, que abarcan aspectos culturales (Hermann et al. 2011c). En esta investigación, consideramos el paisaje como el resultado de la percepción multisensorial de las interacciones entre los factores naturales y antrópicos (Bertrand y Dollfus 1973; Bastian et al. 2006; Burkhard et al. 2010).

Por lo general, las características socio demográficas de las personas como su educación, ingresos, género y edad se han utilizado para explicar la percepción de los SE (Martín-López et al. 2012; Iniesta-Arandia et al. 2014; García-Llorente et al. 2015). Sin embargo, otras características pueden influir en la percepción de los SE, como la sensación de apego al paisaje (Kaltenborn y Bjerke 2002; Gobster et al. 2007; Cottet, Piégay, y Bornette 2013). El apego al paisaje se puede definir como el vínculo emocional que las personas desarrollan hacia un paisaje del cual se sienten parte y también como una entidad construida a través de la interacción con los ecosistemas (Walker y Ryan 2008; Ramos et al. 2016). De esta forma, se espera que una alta apreciación de los SE y el conocimiento ecológico local se relacionen con un fuerte apego al paisaje (Oteros-Rozas et al. 2014).

En este capítulo presenta la percepción de los habitantes locales del Bosque de Agua sobre los SE. Estas percepciones son analizadas a través de las características sociodemográficas, estado de conservación de los paisajes y apego al paisaje, para luego ser analizados los principales mecanismos que explican la construcción de estas percepciones. Se busca generar información para el análisis de lo que realmente se proporciona como SE por el Bosque de Agua (modelos biofísicos) y lo que se percibe por parte de los habitantes locales, y cómo esta complementariedad proporciona información sobre las relaciones entre los grupos de interés. También como la situación particular del Bosque de Agua, la proximidad a las grandes ciudades y la fragmentación de ecosistemas naturales pueden explicar estas relaciones.

Este capítulo está organizado de la siguiente manera. La Sección 2 describe las localidades encuestadas, la recopilación de datos y los métodos estadísticos aplicados. La Sección 3 presenta los patrones sociodemográficos de la población encuestada, los resultados de la capacidad percibida para suministrar SE por tipo de servicio, unidad de

paisaje y apego al paisaje. La sección 4 muestra la influencia del apego al paisaje y las variables sociodemográficas.; Finalmente, en la sección 5 presentamos y analizamos los resultados encontrados, enfocándonos en las similitudes y contrastes sobre la percepción de las personas.

5.1. Metodología de encuesta

5.1.1. Localidades encuestadas

Para seleccionar las localidades de análisis fue aplicada una muestra aleatoria estratificada, según el tipo de localidad (urbana, rural, mixta) con un nivel de confianza de la muestra del 95%. También fueron consideradas las condiciones de acceso y seguridad para realizar las entrevistas (Miles y Huberman 1994), los encuestados fueron contactados cara a cara en su domicilio en encuestas de una duración promedio de 1 hora. Durante tres meses, de marzo a mayo de 2015, entrevistamos a 606 personas en 12 localidades diferentes (seis rurales, tres urbanas y tres mixtas) (Mapa 15). Las cuales fueron estratificadas por municipio en tres estados diferentes (Tabla 15). Los cuestionarios con aplicados con el apoyo de un equipo de 6 encuestadores locales (estudiantes en maestría de ciencias ambientales y geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Mapa 15 : Localidades encuestadas en el Bosque de Agua (en base shapefiles INEGI, 2013 y datos de terreno 2015)

La colaboración de los informantes clave (investigadores locales e instituciones gubernamentales) fue decisiva para proporcionar acceso a las localidades para la aplicación de las entrevistas cara a cara. Durante tres meses, de marzo a mayo de 2015, encuestamos a 606 personas en 12 localidades diferentes (seis rurales, tres periurbanas y tres mixtas) (Tabla 15). Tres localidades ─ Villa del Carbon, Ocoyoacac y San Miguel de Topilejo ─ corresponden a los 5 kilómetros de influencia tampón del área de estudio, pero generalmente se incluyen en los estudios del Bosque de Agua (ECOBA 2012). Las

localidades seleccionadas tienen paisajes dominados por bosques templados mixtos, donde la altitud tiene una influencia muy importante en la variedad de ecosistemas naturales, con excepción de Tepoztlán, que tiene un ecosistema dominado por selva baja caducifolia (Challenger y Soberón 2008). Para evitar situaciones poco realistas con respecto a las personas que expresan su percepción de las SE en un lugar que han estado visitando durante unos días, se excluyó a los turistas encuestados. Los encuestados se limitaron a ciudadanos, habitantes locales y permanentes del Bosque de Agua con de 18 años de edad o más, y los cuestionarios se sometieron a pruebas previas mediante muestreo previo para mejorar la redacción de la encuesta y adaptarla al contexto del estudio de caso (García-Llorente et al. 2016).

Tabla 15: Localidades encuestadas y número de encuestas realizadas por localidad

Estado	Municipio	Localidad	Tipo	Altitud (m)	Encuestados (n)
Distrito Federal	La Magdalena Contreras	La Magdalena	Mixta	2,755	86
	Tlalpan	Parres (El Guarda)	Rural	3,001	53
	Cuajimalpa de Morelos	San Lorenzo Acopilco	Urbana	2,916	44
	Tlalpan	San Miguel Topilejo	Urbana	2,649	49
Estado de México	Jiquipilco	Jiquipilco	Rural	2,760	42
	Ocoyoacac	La Marquesa	Rural	3,050	35
		Ocoyoacac	Urbana	2,601	56
	Isidro Fabela	Tlazala de Fabela	Rural	2,808	47
	Villa del Carbón	Villa del Carbón	Mixta	2,598	54
Estado de Morelos	Huitzilac	Coajomulco	Rural	2,657	39
	Totolapan	Nepopualco	Rural	2,055	36
	Tepoztlán	Tepoztlán	Mixta	1,703	65
Total encuestados					606

5.1.2. Estructura del cuestionario

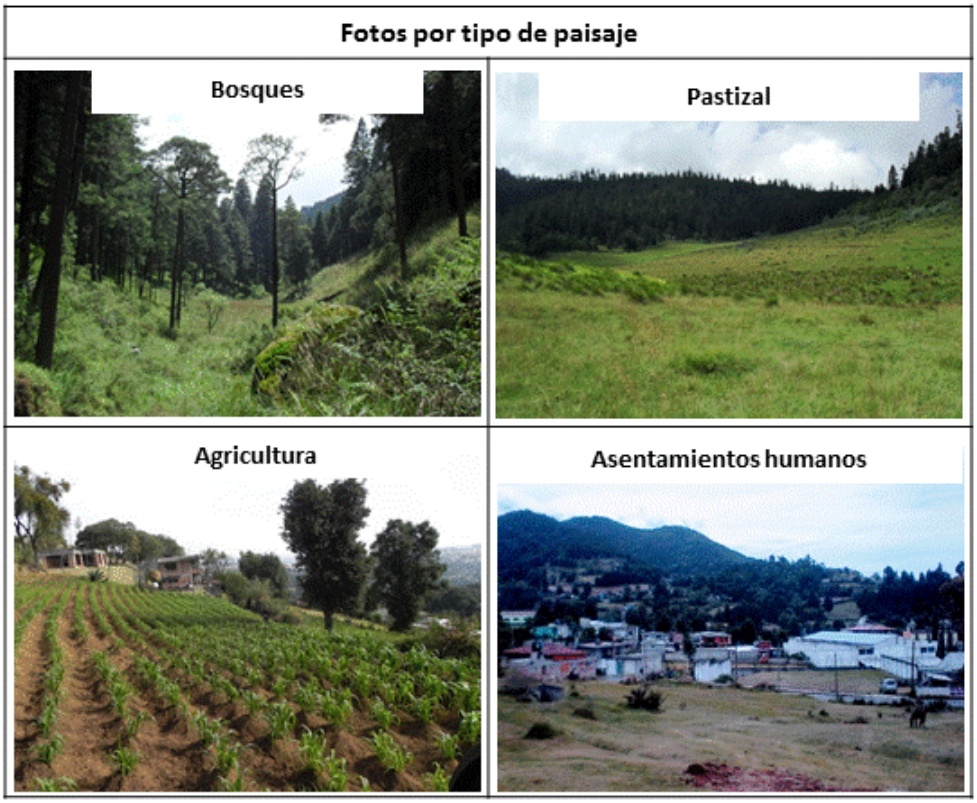
Los datos se obtuvieron mediante cuestionarios fotográficos, un enfoque seleccionado para estimular visualmente a los entrevistados y para invitarlos a responder (Martin-Lopez, Montes, y Benayas 2007; García-Llorente et al. 2012). Los foto-cuestionarios constituyen una técnica utilizada para evaluar las percepciones de las personas sobre los ecosistemas. (Sagie et al. 2013) y los valores del paisaje (López Martínez et al. 2016). Otros autores han demostrado que las respuestas sobre los parámetros del paisaje físico se correlacionan fuerte y positivamente con las respuestas basadas en fotos del mismo paisaje (Buhyoff y Wellman 1979; Schroeder 1987; Arriaza et al. 2004; Gruehn y Roth 2010).

El cuestionario (Anexos 9.2) se estructuró en tres partes. La primera parte recolectó información sociodemográfica sobre el entrevistado: edad, género, educación y actividad económica. La segunda parte le pidió al entrevistado que identificara el tipo de paisaje al que se sentía más apegado. Para esta investigación el apego al paisaje se define como una relación afectiva entre las personas y el paisaje que va más allá de la cognición, la preferencia o el juicio (Riley 1992; Brown, Raymond, y Corcoran 2015). La tercera parte registró la percepción del entrevistado respecto a la capacidad de cada tipo de paisaje analizado para suministrar servicios ecosistémicos. En primer lugar, seleccionamos los SE más importantes de la zona sobre la base de la Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos "Common International Classification of Ecosystem Services" (CICES) (Haines-Young y Potschin 2011) y en consultas con expertos e investigadores locales (Padilla et al. 2008; ECOBA 2012; Lopez-Morales 2012; WWF 2013; Bergen 2015) e informantes clave (profesores de la Universidad Nacional Autónoma de México, expertos y funcionarios de agencias gubernamentales y profesionales y expertos de ONGs locales).

El cuestionario (Figura 15) fue construido en base a un conjunto de seis SE. En primer lugar, tres servicios de provisión: alimentos (en áreas naturales y en cultivos agrícolas), madera (madera para combustible) y suministro de agua (agua para usos agrícolas y

potables). Luego, dos servicios de regulación: la calidad del agua y la regulación del clima local. Finalmente, un servicio cultural: la belleza escénica (Haines-Young y Potschin 2011). En segundo lugar, para describir el paisaje a los entrevistados, identificamos cuatro paisajes que han sido probados por la literatura como de especial relevancia (Burel y Baudry 2003). Estos cuatro elementos son (i) bosques, definidos como áreas cubiertas por árboles con copas cerradas (estimadas en un 75% o más de cobertura de copas por las especies respectivas como pino, roble, abeto y Pinus hartwegii, bosques caducifolios y bosques mixtos); (ii) pastizales naturales, que se producen cuando el paisaje está dominado por pastizales subalpinos o con árboles dispersos; (iii) paisajes agrícolas, donde predominan las actividades agrarias; y (iv) asentamientos humanos cuando el paisaje está dominado por zonas urbanas, antrópicas, de construcción y otras zonas edificadas (Galicia y García-Romero 2007).

Durante la entrevista, se pidió a cada entrevistado que reportara su propia evaluación de la capacidad de cada uno de estos cuatro paisajes para proporcionar los seis SE descritos anteriormente. La capacidad se evaluó utilizando una escala de 6 puntos: ninguna capacidad (valorada en 0 en análisis posteriores), capacidad muy baja (1), capacidad baja (2), capacidad media (3), capacidad alta (4) y capacidad muy alta (5) (Burkhard et al. 2012).



Escala de percepción					
0	1	2	3	4	5
Sin capacidad	Muy baja capacidad	Baja capacidad	Media capacidad	Alta capacidad	Muy alta capacidad

Figura 15 : Variedad de paisajes y escala de valores para medir la percepción de SE por paisaje

5.1.3. Métodos estadísticos y análisis de las encuestas de percepción

Para identificar las diferencias de percepción de los habitantes locales del Bosque de Agua medidas con datos ordinales fueron utilizadas estadísticas no paramétricas basadas en rangos y frecuencias, tales como Kruskal-Wallis (prueba para comparar rangos medios) y Krustal-Nemenyi (pruebas de pares para múltiples comparaciones de sumas de rangos medios).

En sentido estricto, los datos obtenidos a través de la escala de 6 puntos son datos ordinales: sabemos que un valor es más alto que otro, pero no conocemos la distancia entre los valores. En este caso, utilizamos estadísticas como la distribución de frecuencias (Van den Berg y Koole 2006). Sin embargo, es aceptable suponer que las distancias entre los valores posteriores (por ejemplo, entre "Muy bajo valor" y "Bajo valor", o entre "Bajo valor" y "Medio valor") son similares (Knapp 1990; Norman 2010), lo que hace posible considerar los datos como datos de intervalo y utilizar estadísticas como medios y pruebas no paramétricas, como Kruskal-Wallis (prueba para comparar rangos medios) y Krustal-Nemenyi (pruebas por pares para comparaciones múltiples de sumas de rango promedio) . Así, siguiendo a Dunn (1964), realizamos estas dos pruebas no paramétricas para analizar las diferencias en las percepciones de los encuestados con respecto a la capacidad de los paisajes para producir SE. Utilizamos estas pruebas para comparar los rangos medios mediante comparaciones por pares de los valores del servicio del ecosistema por grupos de características demográficas sociales, tipo de paisaje y apego al paisaje.

Finalmente usamos una regresión logística ordenada (Christensen 2015; Frondel, Simora, y Sommer 2017) para analizar la influencia de las variables explicativas en las percepciones de los actores locales sobre la capacidad de los paisajes para producir SE. El apego al paisaje, el tipo de paisaje, el género, la edad, la educación y la actividad económica fueron consideradas como potenciales variables explicativas. El Criterio de Información de Akaike (AIC) (Casado-Arzuaga, Madariaga, y Onaindia 2013) se usó

para seleccionar el mejor modelo entre todas las posibles combinaciones de variables independientes (Christensen 2015; Frondel et al. 2017). Todas las pruebas se llevaron a cabo en el software estadístico RStudio (R Core Team 2016).

5.2. Análisis de las percepciones de los actores locales

5.2.1. Características demográficas de los encuestados

La mayoría de los 606 entrevistados fueron mujeres (52.6%) y menores de 40 años (51.2%) (Tabla 16). Los dos grupos educativos están balanceados: educación primaria (48.3%) y educación secundaria (51.7%). Las actividades de los encuestados se distribuyen en servicios (20.8%), agricultura (30.4%) e inactivos (44.9%), donde los servicios incluyen vendedores locales de artesanías y vendedores ambulantes de snacks y alimentos, la actividad agrícola está orientada a la subsistencia o pequeños mercados locales, y los encuestados inactivos son amas de casa, estudiantes y personas jubiladas. En la zona de estudio el grupo de inactivos es un grupo diverso, complejo y difícil de categorizar con precisión debido a que hay mucha actividad económica informal (Padilla et al. 2008; INEGI 2014). Existen importantes imprecisiones sobre la actividad informal en México y en áreas rurales como en Bosques templados lo es aún más (Pérez 2005; INEGI 2014). No obstante existen algunas actividades reconocidas por ONG's y autoridades de gobierno locales (WWF 2013; Hoth 2014). Pequeños mercados locales, aseo doméstico, vendedores ambulantes, peones agrícolas sin contrato o cazadores ilegales son algunas de las actividades registradas por otros autores en estas áreas de estudio(Greenpeace México 2008).

Tabla 16: Perfil de los encuestados

Variables	Categorías	Frecuencia	Porcentaje
Género	**Femenino**	**319**	**52,6**
	Masculino	287	47,4
Edad	18-25	96	15,8
	25-30	55	9,1
	30-35	86	14,2
	35-40	73	12,0
	40-45	107	17,7
	45-50	42	6,9
	50-55	67	11,1
	55-and_over	80	13,2
Educación	Secundaria	313	51,7
	Primaria	293	48,3
Sector de actividad económica	Agricultura	184	30,4
	Sin actividad	272	44,9
	Servicios	126	20,8

5.2.2. Percepciones del 'Bosque el Agua' como proveedor de SE

De acuerdo con las percepciones de los habitantes locales, el Bosque de Agua tiene una mayor capacidad para producir belleza escénica (SE estéticos y recreativos) que para regular la calidad del agua o el clima (servicios de regulación). En promedio, los encuestados clasificaron la belleza escénica como el SE con el valor percibido más alto, seguido por los alimentos, mientras que la madera fue el SE con el valor percibido más bajo (Figura 16). Entre esos valores extremos estaban los tres servicios de regulación (clima, calidad y cantidad del agua).

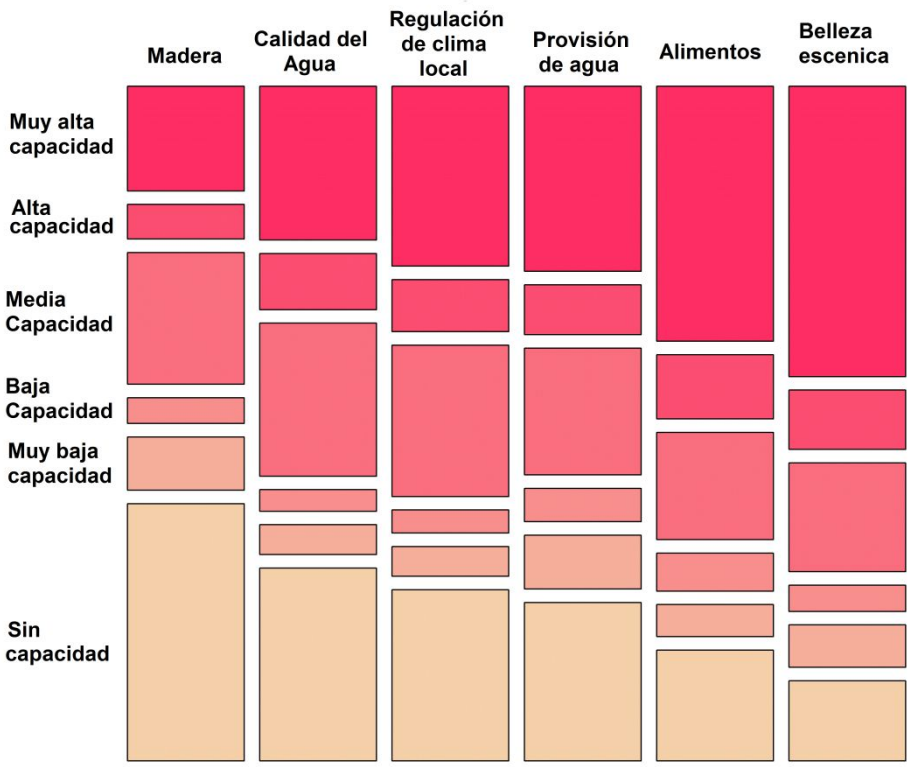


Figura 16: Capacidad percibida de producir SE en el Bosque de Agua (la altura de un cuadro es proporcional al número de veces que se le da un valor específico a este servicio)

5.2.3. Percepciones de habitantes del Bosque de Agua sobre los paisajes como proveedores de SE

Los cuatro tipos de paisajes analizados (bosque, pastizal, agricultura y asentamientos humanos) fueron percibidos con significativas diferencias de capacidad de provisión para todos los SE (Prueba Kruskall-Wallis) (Figura 17). Al clasificar los paisajes de acuerdo a su relevancia para proporcionar ES, nuestros datos muestran que las percepciones permiten ordenar estos cuatro paisajes en tres grupos de importancia, desde los más naturales (o sin mucha intervención antrópica) a los menos naturales o más intervenidos (con intervención antrópica más abundante) (es decir, como bosques, pastizales y agricultura a paisajes totalmente intervenidos (asentamientos humanos) (Prueba de Nemenyi; $P<0.05$).

Los bosques son el tipo de paisaje más valorado (media = 4,3), la agricultura (media = 2,9) y los pastizales naturales (media = 2,9), conforman el segundo grupo de paisajes y muestran una capacidad percibida muy cercana para producir ES. Estos también poseen rangos muy similares (Prueba de Nemenyi; valor p = 0,094), a pesar de ser paisajes diferentes y finalmente, los asentamientos humanos (media = 0,9).

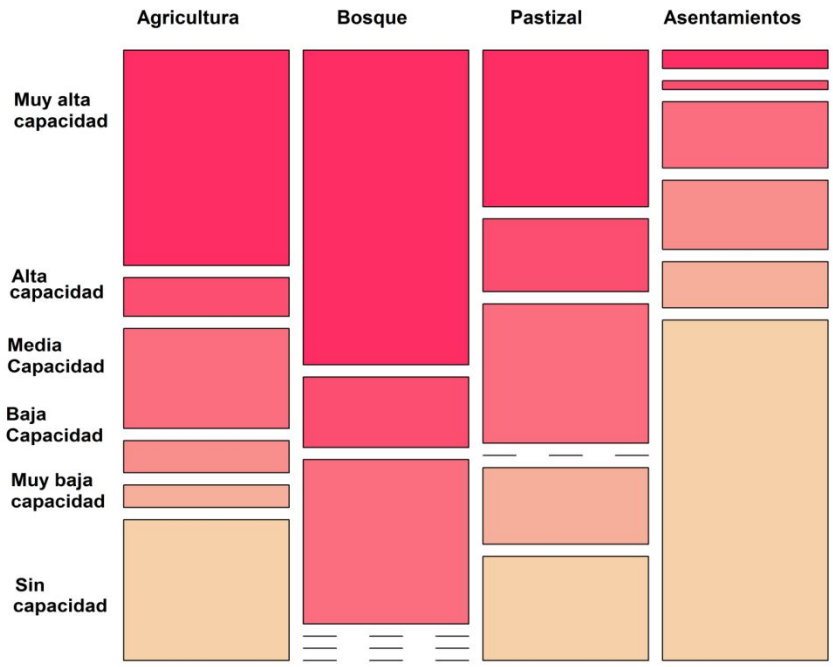


Figura 17 : Capacidad percibida para suministrar SE por tipo de paisaje (la altura de un cuadro es proporcional al número de veces que se le da un valor específico a este paisaje)

5.2.4. Percepción de múltiples SE por paisaje

La Figura 18 muestra las percepciones de los entrevistados con respecto a la capacidad de cada uno de los cuatro paisajes (bosque, pastizal, agrícola y asentamiento humano) para proporcionar cada uno de los seis SE considerados simultáneamente.

En la Figura 18 (paisaje forestal), es posible ver que el punto rojo sobre el eje de la belleza escénica está mucho más cerca del círculo exterior 100% que el punto azul sobre el mismo eje (mucho más cerca del círculo del 50%). Esto indica que los entrevistados clasifican la capacidad del paisaje forestal para proporcionar el SE de belleza escénica como más alta en promedio que la capacidad de este mismo SE en los otros tres paisajes.

Los entrevistados clasifican el paisaje forestal como el paisaje de mayor rango para proporcionar el SE de belleza escénica (entre todos los puntos del eje de belleza escénica para los otros tres paisajes. En otras palabras, el paisaje forestal se percibe inequívocamente como el más capaz de los cuatro paisajes para proporcionar el SE de belleza escénica. Además, el paisaje forestal es percibido con mayor capacidad para proporcionar cualquiera de los seis SE analizados que los otros tres paisajes (el hexágono rojo está, en toda su extensión, más cerca del círculo exterior del 100% que el hexágono azul).

En caso contrario, los entrevistados perciben inequívocamente el paisaje de asentamiento humano como el menos capaz de los cuatro paisajes para proporcionar cualquiera de los seis SE. Se puede desprender que los entrevistados perciben el paisaje de los asentamientos humanos como el menos capaz de los cuatro paisajes analizados para proporcionar cualquiera de los seis SE estudiados. Bajo esta constatación se puede afirmar que los ecosistemas menos intervenidos son percibidos con mayor capacidad de proveer SE que los ecosistemas más intervenidos (el hexágono rojo está, en toda su extensión, más cerca del 0% dentro del círculo que el hexágono azul).

Por otro lado, los pastizales naturales y los paisajes agrícolas fueron valorados de manera similar, alcanzando posiciones cercanas a la media de otros paisajes (Figure 18). Sin embargo, en general, más personas dieron más valor a los SE en el paisaje agrícola que en paisajes de pastizal (Prueba Kruskall-Wallis, P<0.01). Aunque las respuestas a las encuestas muestran un gran número de respuestas con un valor "muy alto" para los SE de los alimentos y el aprovisionamiento en el paisaje agrícola (Figura 18), pocas respuestas poseen valores "muy alto", en relación con el aprovisionamiento de madera y agua en el paisaje agrícola. Los pastizales naturales (Figura 18) tienen una similitud de valores de aprovisionamiento de SE (alimentos, madera y agua) en rangos medios de otros paisajes (Prueba Kruskall-Wallis, P<0,10), excepto los servicios de aprovisionamiento y regulación de agua con respuestas altas "muy alto" y "muy alto valor", el servicio de belleza escénica fue el peor valorado en los pastizales naturales.

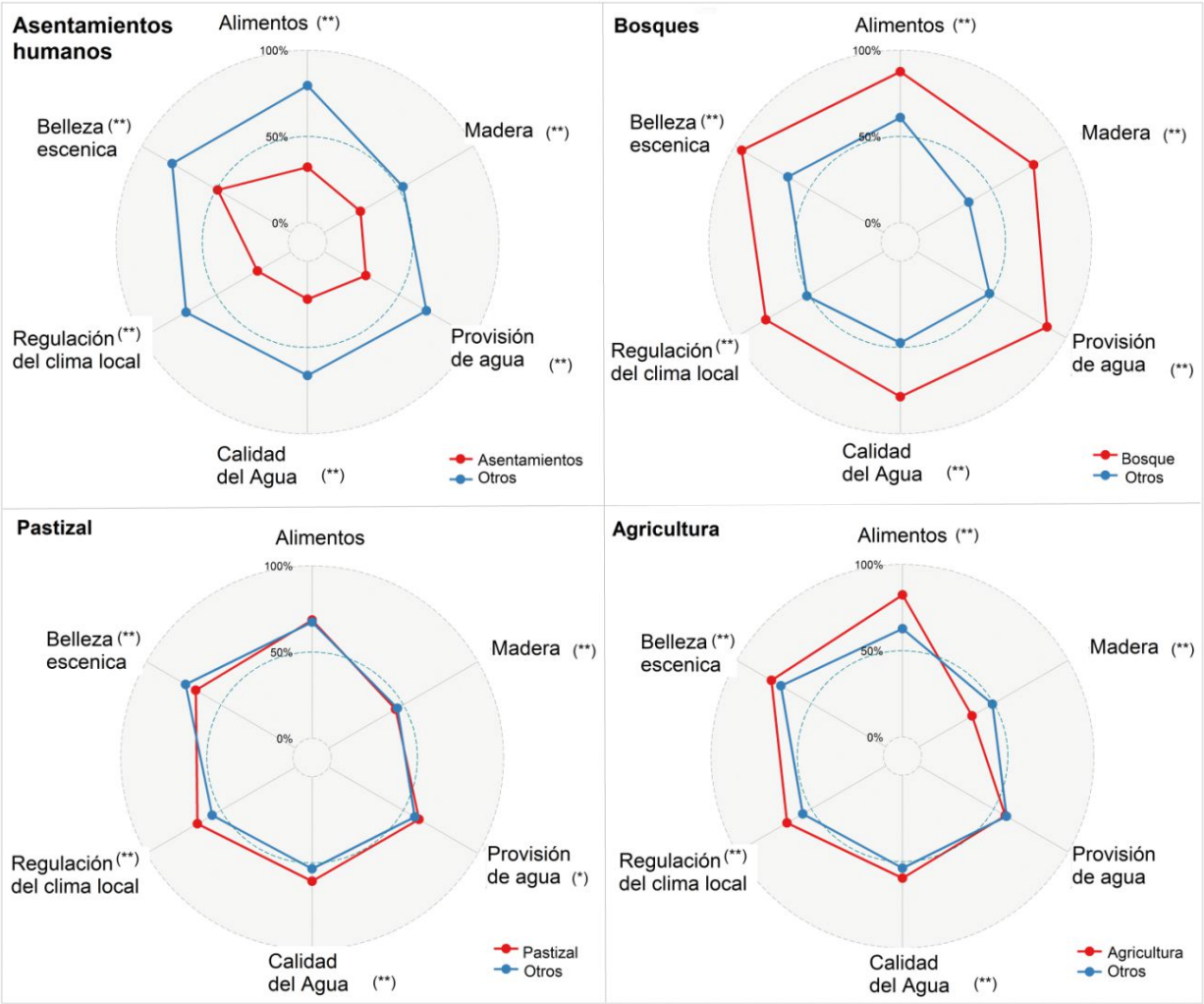


Figura 18: Diferencias de percepción de SE por tipo de paisaje (comparación del rango del valor medio en porcentaje del rango máximo). Los símbolos después del nombre del SE indican diferencias significativas entre los valores del servicio en el paisaje en comparación con otros según una prueba de Kruskall-Wallis :(** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, + $p < 0.10$).

5.2.5. Explicando las diferencias de percepción sobre los SE

El apego al paisaje es la principal variable explicativa del valor asignado por una persona a cualquiera de los seis SE estudiados (P > 0,001), siendo además una relación positiva. En comparación del apego al paisaje agrícola, los paisajes naturales (como los bosques y los pastizales) son los SE mejor valorados por los habitantes del Bosque de Agua encuestados. Por otro lado, los factores sociodemográficos tienen una influencia muy baja en los valores de capacidad del ES (P >= 0, 01) (Tabla 17).

Excluyendo las variables no significativas del análisis, podemos observar dos grupos según la capacidad explicativa y el tipo de relaciones (+/-) por variables y el valor atribuido a los SE. El primer grupo de variables tiene una previsibilidad positiva con respecto al valor del SE declarado en las encuestas. El tipo de paisaje forestal, el apego al paisaje de pastizales, el apego al paisaje forestal, el apego al paisaje de asentamientos humanos y la educación primaria tienen coeficientes de predictibilidad >0,1 (Tabla 17). Es necesario tener cuidado al analizar las variables del apego al paisaje, ya que hay muy pocas personas con apego a los pastizales (n=15). Por otro lado hay pocas personas que se sientan apegadas al paisaje de asentamiento humano (n=63). Sin embargo, la mayoría de la gente se siente apegada a los bosques (n=385). Por un lado, las personas vinculadas a los bosques parecen estar más inclinadas a dar un valor muy alto a los SE que las personas vinculadas a la agricultura o a los asentamientos humanos. A diferencia del primer grupo, las variables del segundo grupo tienen una mayor significación estadística (<0,001), pero con valores de predictibilidad negativos en la evaluación del SE. De la importancia más baja a la más alta de la predictibilidad podemos identificar las variables; tipo de paisaje de los pastizales y edad avanzada con probabilidades similares (valor estimado=-0,13). Además, la variable de paisaje de los asentamientos humanos tiene el mayor valor de las relaciones negativas con la percepción de los SE (Valor estimado =-2,17).

Tabla 17 : Influencia de variables explicativas de la percepción de SE en el Bosque de Agua

Variables	Coeficiente	p > z	Nivel de significación
Apego al paisaje forestal	0.29970	1.35e-15	***
Apego al paisaje pastizal	0.90811	< 2e-16	***
Apego al paisaje de asentamiento humano	0.24776	1.72e-05	***
Hombres	0.01911	0.55441	
Adultos mayores	-0.13452	0.00226	**
Jóvenes	0.03694	0.35831	
Educación primaria	0.10684	0.00544	**
No activos Económicamente	0.05710	0.15823	
Actividad_ servicios	-0.02345	0.62956	
Tipo de paisaje forestal	1.24231	< 2e-16	
Tipo de paisaje pastizal	-0.13179	0.00256	**
Tipo de paisaje de asentamientos humanos	-2.17147	< 2e-16	***

Nivel de significación: 0,001 '**'; 0,01 '*'

Interpretar el modelo la intercepción de referencia para cada grupo de variables corresponde a: tipo de paisaje = agricultura paisajística; apego al paisaje = apego a la agricultura; socio demografía: secundaria).

5.3. Discusión de las diferencias de percepción sobre los SE

5.3.1. El 'Bosque de Agua' como un gran proveedor de belleza escénica

Las percepciones de los entrevistados concuerdan con el hecho de que los paisajes con menor intervención antrópica poseen mayor capacidad de proveer SE que los paisajes más naturales (con menor intervención antrópica). Esto se debe a que en nuestro análisis los paisajes forestales y de asentamientos humanos se encuentran en diferentes extremos con respecto a las percepciones de los entrevistados sobre su capacidad para proporcionar SE. Por otro lado, a pesar que los asentamientos humanos son percibidos como el tipo de paisaje con menor capacidad de producir SE (Prueba Kruskall-Wallis, $P<0.01$), estos exhiben valores altos para proveer el SE de belleza escénica, un resultado que parece paradójico.

En el Bosque de Agua revelamos una fuerte percepción de la capacidad de producir belleza escénica en promedio para todos los SE. A diferencia de otras investigaciones que sugieren una importante dependencia social de los ecosistemas naturales de los países no industrializados (Gómez-Baggethun y Groot 2010; Casado-Arzuaga et al. 2013), nuestros resultados indican que los encuestados de Bosque de Agua expresaron una fuerte apreciación por la belleza de los paisajes del Bosque de Agua, pero no una dependencia económica ligada a la extracción de los recursos.

En el Bosque de Agua, así como en otros SSE de montaña, los SE de provisión de alimentos son de gran importancia para las economías basadas en la agricultura (Briner et al. 2013) y en los paisajes forestales, la alimentación está asociada con la extracción de hongos y la caza (Padilla et al. 2008). En esta investigación el SE de alimentos fue percibido como el segundo más importante.

La iniciativa de preservación Bosque de Agua basa su estrategia técnico-política en la capacidad de abastecimiento de agua del bosque para atender la demanda interna y

externa de la zona (ECOBA 2012). No obstante, este SE, posee el tercer lugar para los habitantes locales, para los habitantes locales el Bosque de Agua tiene más capacidad de producir SE de belleza escénica y alimentos que producir Agua y al mismo tiempo, en muchas entrevistas fue planteado el problema de escasez de agua.

Otra contradicción identificada con políticas públicas para la conservación es que si bien la extracción de madera es un medio de subsistencia para muchas familias en esta zona (Padilla et al. 2008), el de abastecimiento de madera fue valorado con muy baja capacidad en el Bosque de Agua por los habitantes locales. Lo cual muestra conciencia sobre una actividad que es percibida como negativa, por tanto la respuesta es ausencia del SE, resultado que también pareciera ser contradictorio con la actividad de tala ilegal que existe en el Bosque de Agua.

5.3.2. ¿Mayor capacidad para producir SE en paisajes naturales?

Estudios precedentes han demostrado que la presencia de paisajes naturales tiene una influencia positiva en la percepción de los SE, mientras que la modificación antrópica del paisaje se percibe negativamente (García-Llorente et al. 2012; Schirpke et al. 2013; Rosley, Rahman, y Lamit 2014). Esto quiere decir que los individuos tienen una tendencia a preferir y evaluar positivamente los paisajes naturales. Por el contrario, nuestros resultados sugieren que el valor atribuido a los SE no disminuye en relación con la modificación antrópica del paisaje. Se observan dos grupos el primero de valores extremos; Bosques con valores muy altos y asentamientos humanos con valores muy bajos. El segundo grupo de paisajes agrícolas y de pastizales las personas les atribuyen valores muy cercanos. Es interesante destacar que el paisaje agrícola (paisaje antrópico) fue mejor valorado que el pastizal (paisaje natural). La preferencia por los paisajes naturales en nuestra investigación no es tan clara como en trabajos precedentes. Esto puede ser a que la multifuncionalidad y la complejidad de la composición del paisaje agrícola en asociación con las prácticas tradicionales en pequeña escala pueden inducir un valor de percepción positivo (Stamps 2004; Rosley et al. 2014).

Es probable que los jóvenes y las personas de mediana edad hayan recibido una educación ambiental más formal y que, como trabajadores activos en los PSA, comprendan mejor algunos de los servicios más abstractos suministrados por los ecosistemas naturales, como la regulación del clima y los servicios de calidad del agua. Este es otro resultado que se muestra en oposición con investigaciones precedentes sobre los conocimientos de las personas jóvenes y mayores. Se les atribuye mayor conciencia sobre el estado y las características de los ecosistemas naturales a las personas de edad avanzada, pero en este caso las personas jóvenes poseen una noción más clara sobre la provisión de SE.

5.3.3. Vinculando la percepción de SE y las políticas ambientales

Las percepciones de las personas sobre los SE pueden variar como consecuencia de los instrumentos o estrategias de gestión ambiental (Rodríguez et al. 2006; Lamarque, Tappeiner, et al. 2011; Martín-López et al. 2012; Page y Bellotti 2015). La mayor parte del área de Bosque de Agua está bajo algún tipo de protección forestal y recibe PSA. Estas herramientas de gestión ambiental orientadas a la preservación de los bosques pueden tener implicaciones sobre el bajo valor asignado a los SE de suministro de madera, sin afectar el alto valor percibido para los otros servicios de suministro, regulación y culturales. Esto puede ser debido a que los PSA se centran en los SE proporcionados por la conservación de los bosques, la reforestación y la explotación sustentable de los bosques.

Por otra parte, los mecanismos de manejo y preservación de los ecosistemas templados de México han puesto de relieve la importancia de los bosques sobre otros ecosistemas naturales en comparación con los pastizales o los paisajes agrícolas (Galicia, Potvin, et al. 2015). Para la zona estudiada, existen importantes diferencias de valoración de los paisajes naturales. Los resultados muestran una percepción a favor de los paisajes forestales, los pastizales fueron valorados como paisajes antrópicos, es decir con muy poca capacidad de producir SE. Esto a diferencia del caso de los Bosques, puede ser una influencia negativa de las políticas de conservación que concentra sus esfuerzos solamente en paisajes forestales y por tanto los pastizales son percibidos con escaza capacidad de producir SE.

5.3.4. Explicando la percepción de los SE a través del apego al paisaje natural

Otros estudios han demostrado que las personas con apego a los paisajes naturales dan mayores valores a los SE (Martín-López et al. 2012; Iniesta-Arandia et al. 2014). En nuestro estudio las variables de apego al paisaje tienen una importante capacidad explicativa, pero la relación entre apego a los paisajes naturales y asignación de altos valores de SE no es tan fuerte. En esta investigación, las personas que se sienten apegadas a los paisajes antrópicos evalúan la SE con valores tan altos como las personas que se sienten apegadas al paisaje forestal y a diferencia de otras investigaciones (Martin-Lopez et al. 2007; Martín-López et al. 2012; Iniesta-Arandia et al. 2014), la percepción de los SE (en relación con el modelo explicativo) en el Bosque de Agua está débilmente influenciada por variables sociodemográficas (Naah y Guuroh 2017).

Por otro lado estudios han demostrado que el conocimiento de la población mayor generalmente se asocia con una percepción positiva de los SE (Oteros-Rozas et al. 2014). Sin embargo, en esta investigación las personas jóvenes y de mediana edad valoran más la SE que las personas mayores. Esta contradicción puede estar dada por una mayor permeabilidad de los conceptos de SE y PSA de los jóvenes, a través de las escuelas y los programas de educación ambiental, a los cuales la personas mayores no tuvieron acceso.

Las interacciones entre los efectos de la sociedad sobre los ecosistemas naturales y la percepción de los SE no siempre son obvias (Meijaard et al. 2013). Por ejemplo, en nuestro caso de estudio, el sentimiento de la gente con apego a los paisajes agrícolas significa mayores valores a los SE del paisaje agrícola. De hecho lo hicieron debajo de gente que está apegada a otros paisajes. Dado que la valoración social incluye implícitamente juicios morales y éticos de cómo entendemos un SSE (Kenter et al. 2015), las personas que están en contacto directo con los ecosistemas naturales a través de la actividad agrícola a diario pueden dar un menor valor a los servicios de los ecosistemas porque tienen una noción negativa de su actividad.

Por otro lado se ha demostrado anteriormente (Castro et al. 2014; Castro, Vaughn, et al. 2015) la importancia de incluir cuantitativamente la percepción de los actores locales en la gestión ambiental. Por el contrario, los estudios anteriores en el área estudiada se han centrado en análisis cualitativos de la percepción de las instituciones gubernamentales y de los representantes locales (ECOBA 2012; Perevochtchikova y Rojo Negrete 2015; Pérez-Campuzano, Avila-Foucat, y Perevochtchikova 2016), pero no directamente en las personas que habitan estas localidades, que tienen un conocimiento ecológico diferente al de los agentes externos y que es determinante en la gestión ambiental.

Al incluir la percepción de los habitantes locales sobre la capacidad de los paisajes para proveer SE podemos profundizar en la construcción técnica y política de las políticas públicas de conservación. Esto es debido a que podemos tener acceso a su opinión sobre los SE y sobre la importancia de los paisajes. Muchas veces las personas sienten que las políticas de conservación no satisfacen sus necesidades y que no son adaptadas a su realidad cotidiana. Incluir la percepción de los actores locales cualitativamente y cuantitativamente permite generar información útil y detallada para diseñar políticas que las personas sientan que impactan su vida cotidiana. También, se puede identificar si los objetivos de las políticas son coherentes con los objetivos de las personas afectadas directamente por estas políticas generando así lineamientos más eficientes.

5.4. Comentarios finales sobre la percepción de los SE en el Bosque de Agua

Analizamos las relaciones entre el paisaje, las variables sociodemográficas y la percepción de los SE y encontramos que las personas otorgan mayor capacidad de producir SE a los paisajes naturales que a los paisaje antrópico. Pero las capacidades de los pastizales y del paisaje agrícola son muy cercanas. Las relaciones entre la percepción de los SE y las variables sociodemográficas no son significativas para explicar las respuestas de los encuestados. Las variables que tienen mayor influencia para entender la percepción de los SE en los bosques templados mexicanos son el tipo de paisajes y el apego al paisaje. Por otro lado, las características sociodemográficas de la población, como el género, la edad, la educación y la ocupación, parecen tener poca importancia en la percepción de los SE. Estos resultados indican que para entender mejor la relación entre las comunidades locales se deben incluir indicadores de apego al paisaje que revelen el sentimiento de apego que la gente tiene hacia su entorno.

Esta investigación genera información para una mejor comprensión de los SE con el fin de hacer frente a los desafíos de las interacciones entre los ecosistemas y la sociedad. Los ecosistemas menos atractivos desde el punto de vista estético, como los pastizales o las áreas agrícolas, tienen un papel importante en la sostenibilidad del Bosque de Agua y podrían incluirse en los programas para mejorar la gestión ambiental. La importancia de este tipo de paisajes radica en la multifuncionalidad de estos paisajes para la provisión de SE. El paisaje agrícola por ejemplo es un paisaje antrópico, pero a la vez es capaz de proveer paisajes visualmente atractivos, por tanto puede producir belleza escénica y al mismo tiempo aportar a la regulación climática y de las temperaturas locales a través del stock de carbón.

Nuestros resultados muestran que la población local considera de alta capacidad el paisaje agrícola para proveer SE como belleza escénica, regulación y provisión de agua, como también regulación del clima local, incluso por encima de los SE del paisaje pastizal.

CAPITULO 6: UNA POSIBLE APLICACIÓN: HERRAMIENTAS DE CONSERVACIÓN EN EL BOSQUE DE AGUA AL SERVICIO DE LOS SE

En este capítulo abordamos como las áreas naturales protegidas y las áreas con pago por servicios ambientales aseguran la provisión de los SE. Analizamos las interacciones espaciales entre las áreas naturales protegidas, las áreas con pago por servicios ambientales, respecto a las áreas con mayor capacidad de producir SE (puntos calientes). Para analizar la efectividad de las áreas naturales protegidas y áreas con Pago de Servicios Ambientales fueron identificadas las zonas con mayor capacidad de producir SE con una técnica de puntos calientes, esta técnica estadística de agrupación (Gi*) permite identificar las agrupaciones espaciales de valores más altos y más bajos. Finalmente, se realiza un análisis espacial de las áreas naturales protegidas y áreas con pago de servicios ambientales para identificar qué áreas cubren mayor superficie de puntos calientes por SE y por servicios múltiples (Figura 19).

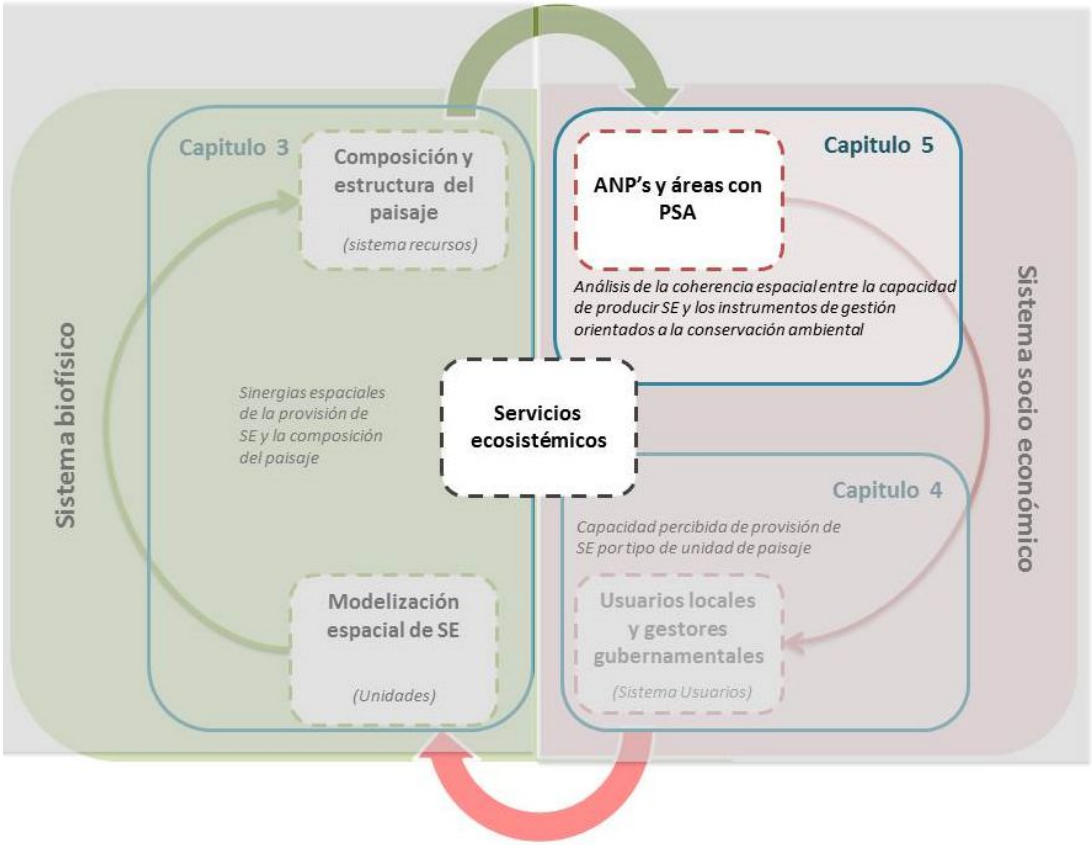


Figura 19: Estructura del capítulo 6

Mientras se registra un aumento de áreas naturales protegidas en el mundo, al mismo tiempo ha sido documentada una degradación de ecosistemas y disminución de la biodiversidad y SE globalmente (Palomo et al. 2014). El acierto parcial de las áreas naturales protegidas ha empujado cuestionamientos sobre la efectividad del modelo de conservación de ecosistemas naturales e inspirado reflexiones sobre nuevos paradigmas de conservación que permitirían integrar eficientemente las dimensiones ecológicas y sociales tales como el modelo de Sistemas Socio Ecológico (SSE) o de Servicios Ecosistémicos (SE) (Palomo et al. 2014; Pearson 2016).

Actualmente, las Áreas Naturales Protegidas son la estrategia más conocida y aceptada para la conservación de ecosistemas (Dudley et al. 2008; Castro, Martín-López, et al. 2015). Han sido definidas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN - en ingles "International Union for Conservation of Nature") como un "*espacio geográfico claramente definido, reconocido, resguardado y manejado con estatus jurídico con el fin de asegurar a largo plazo la conservación de la naturaleza como también los Servicios Ecosistémicos y sus valores asociados"* (Asamblea general IUCN, Barcelona, 2008) (Pesche y Méral 2016). De esta manera se establece un vínculo jurídico y técnico para la conservación de los SE.

La gran mayoría de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) han seguido históricamente el paradigma convencional de "islas" de conservación, el cual excluye las áreas forestales de las actividades antrópicas, por tanto, no considera los componentes sociales, culturales y políticos (Andam et al. 2008). En México las ANP en sus inicios tenían como fin conservar el recurso hídrico y forestal (Zonas Protectoras Forestales), sin considerar el resto de los SE. En la práctica la evolución de la conservación ha sido lenta y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) sigue definiendo a las áreas protegidas como *"porciones terrestres o acuáticas del territorio nacional representativas de los diversos ecosistemas, en donde el ambiente original no ha sido esencialmente alterado y que producen beneficios ecológicos"*.

En la mayoría de las ANP de México existen asentamientos humanos dentro de sus límites que dependen de sus ecosistemas naturales. Lamentablemente, los esfuerzos de

conservación han sido históricamente orientados a la restricción y control de acceso a las comunidades, siendo los enfoques participativos insuficientes para conciliar los intereses públicos y privados sobre el uso de los recursos naturales (Figueroa y Sánchez-Cordero 2008; Santana-Medina et al. 2013).

Por otro lado, recientemente se han incluido los Pago por Servicios Ambientales (PSA) como estrategia complementaria para asegurar la provisión de SE en las ANP (Pesche y Méral 2016). En México los PSA fueron incorporados hace ya una década, pero aún sus contribuciones en la conservación de ecosistemas naturales no son claros (Perevochtchikova 2014; Costedoat et al. 2015). La evidencia de México muestra que los PSA han tenido un impacto limitado en la conservación, ya que en sus primeros años los pagos fueron asignados en áreas con bajo riesgo de degradación ambiental, principalmente en las ANP (Costedoat et al. 2015).

En los bosques templados de México, el objetivo de los PSA es compensar económicamente a los dueños de bosques para mantener la función proveedora de algunos SE específicos como la captación de lluvia y la recarga de acuíferos (servicios hidrológicos), el mantenimiento de estructuras naturales que permitan el desarrollo de la fauna silvestre (hábitat para la biodiversidad) o la acumulación de biomasa (captura de carbono) (Muñoz-Piña et al. 2008).

Para la gobernanza ambiental los instrumentos normativos espacialmente explícitos para la conservación como las ANP y las áreas con PSA son claves (Brenner 2010), ya que en estas áreas se llevan acuerdos en varios niveles espaciales e involucra actores del territorio sumamente heterogéneos como instituciones privadas, del estado, actores locales (Lebreton 2015; Rees Catalán 2015).

Por otro lado es sabido que el establecimiento de ANP influye positivamente en la conservación de la biodiversidad y la provisión de SE (Chape et al. 2005; Spanò et al. 2017). De hecho, a menudo los puntos calientes de SE se encuentran especialmente dentro de los límites de las áreas naturales protegidas (García-Nieto et al. 2013; Palomo et al. 2013). Por otro lado también otros estudios han revelado que gran cantidad de puntos calientes de SE se encuentran fuera de las ANP (Davids et al. 2016).

El término ‘puntos calientes’ se ha utilizado genéricamente en varias disciplinas para describir una región o valor que es mayor en relación con su entorno. En esta investigación utilizaremos la definición de puntos calientes como un área que exhibe una agrupación significativa de altos valores en la distribución espacial de los SE (Bagstad et al. 2017; Harris et al. 2017).

Uno de los retos más importantes en los bosques templados del centro de México propuestos por la iniciativa del Bosque de Agua es conciliar la integración y administración de los instrumentos de conservación de los ecosistemas naturales, ya que las decisiones de gestión ambiental deben integrar las autoridades Municipales, Estatales y Federales, además de conflictos políticos que dependen muchas veces de intenciones políticas asociadas a los gobiernos Estatales y locales de turno (ECOBA 2012; Lebreton 2015; Rees Catalán 2015).

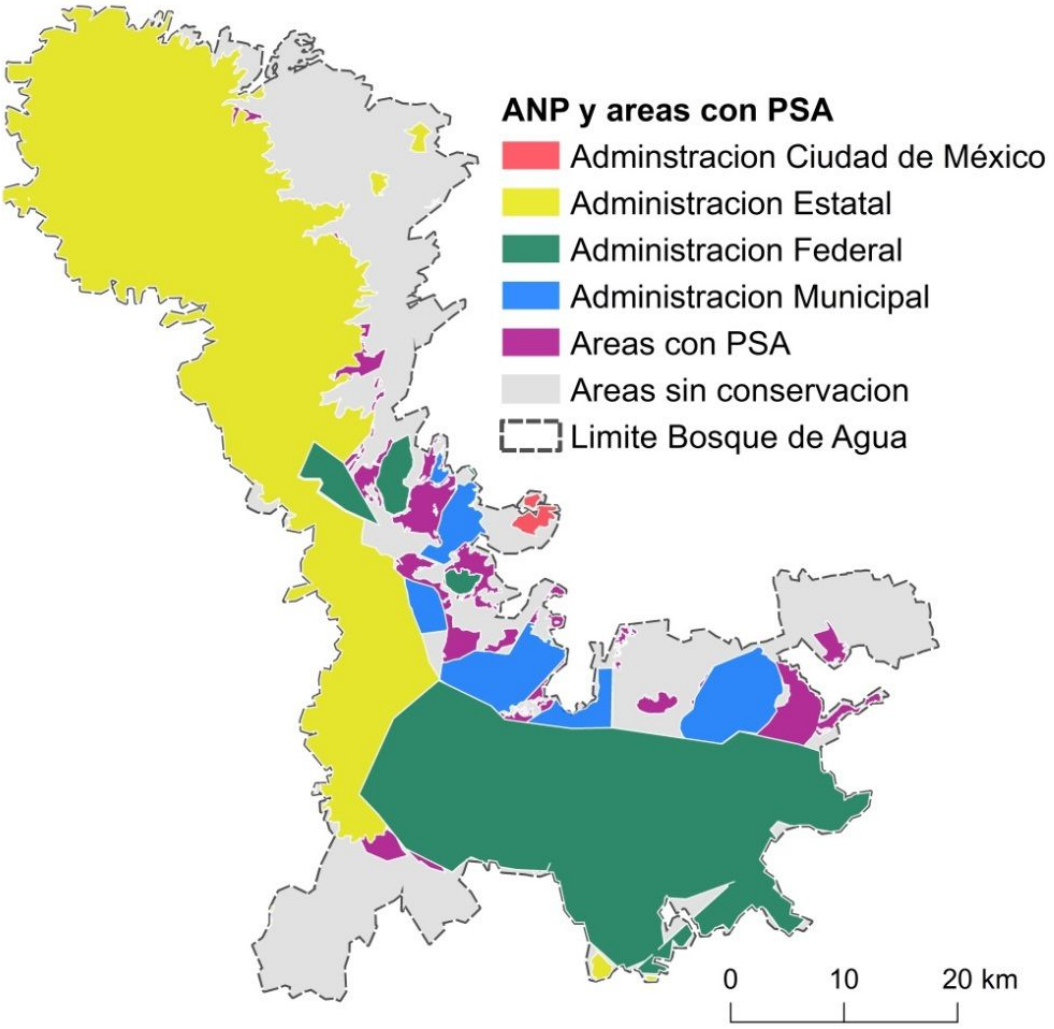
Esta investigación intenta aportar al debate de los SE y las ANP al interior del Bosque de Agua, identificando donde están localizadas las áreas con alta y baja provisión de SE para cuatro SE evaluados (regulación del clima local, provisión de alimento agrícola, provisión de madera y provisión de agua); luego determinar en qué medida los puntos calientes se encuentran protegidos por las ANP y áreas con PSA.

6.1. Metodología para evaluar la coherencia espacial los instrumentos de conservación (ANP y PSA) y la provisión de SE

6.1.1. Contexto espacial de ANP y áreas con PSA en el Bosque de Agua

Un 67% (171 907 ha) del total de la superficie del Bosque de Agua se encuentra protegida por ANP. Las áreas Estatales (93 759 hectáreas, equivalentes a 37% total del Bosque de Agua) y Federales (63 122 hectáreas o 25% de la superficie total del Bosque de Agua) poseen la mayor superficie en el Bosque de Agua, las superficies más pequeñas son las áreas municipales y las áreas de conservación de Ciudad de México (710 hectáreas o 0,3% área total del Bosque de Agua) (Mapa 16).

En el Bosque de Agua la superficie total de Áreas con PSA al año 2009 fue de 75 773 hectáreas, un 85% de esta superficie se encuentra en superposición con ANP de carácter estatal o federal y solamente un 16% son complementarias a la conservación de ecosistemas naturales. En esta investigación fueron considerados para los análisis espaciales aquellas áreas con PSA fuera de ANP para evitar análisis con errores de doble conteo de información. La superficie total áreas con PSA considerada es de (11 768 hectáreas) (Mapa 16).



Mapa 16: Áreas Naturales Protegidas y áreas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA)

6.1.2. Metodología para identificar los puntos calientes de SE

Se utilizaron los datos generados en el capítulo Capitulo 4 de modelización espacial de SE (servicios de provisión de alimento, madera, agua y regulación del clima local). A partir de estas estimaciones por unidades mínimas de análisis (1 ha) se generaron modelos de puntos calientes para cada SE.

Para entender dónde en el paisaje existen agrupaciones locales de valores altos de SE fue examinado el índice Gi*, el cual mide la intensidad de la agrupación de valores altos o bajos (Bagstad et al. 2017; Harris et al. 2017). Varias son las técnicas utilizadas precedentemente para la definición de puntos calientes de fenómenos y patrones espaciales. Una de las más robustas corresponde al índice Gi*, este es un estadístico espacial diseñado por Getis y Ord (2010) que mide el grado de asociación que resulta de la concentración ponderada de puntos (Getis y Ord 2010). Esta técnica permite visualizar espacialmente los puntos calientes y fríos de un fenómeno espacial (Timilsina et al. 2013). Es decir, áreas con niveles significativamente altos de reservas de SE, para este caso reservas de carbono, agua, madera y alimento agrícola. Una entidad con un valor alto es interesante, pero es posible que no sea un punto caliente estadísticamente significativo. Para ser un punto caliente estadísticamente significativo, una entidad debe tener un valor alto y también estar rodeada por otras entidades con valores altos; donde la suma local para una entidad (unidad mínima de análisis) y sus vecinos se compara proporcionalmente con la suma de todas las entidades (Getis y Ord 2010; Ramirez y Falcón 2015).

Utilizamos la extensión de Estadísticas Espaciales del software ArcGIS 10.2 para calcular las Gi* y realizar el análisis de puntos calientes. Los puntos calientes se forman cuando en un entorno de vecindad, los valores que alcanza la variable analizada son altos; por el contrario, los segundos se originan cuando los valores son bajos. Esta técnica permite detectar la presencia de puntos calientes o fríos, siempre que posea una significación estadística al presentar valores próximos a los alcanzados en el entorno inmediato. El cálculo de esta técnica se define en la Ecuación 12 (Bhunia et al. 2013; Ruktanonchai et al. 2014):

$$G_i^* = \frac{\sum_j w_{ij}(d)x_j}{\sum_j w_{ij}}$$

(Ecuación 12)

Donde,

Donde G_i^* es la estadística calculada para cada unidad mínima de análisis, (d) es la distancia que define a los valores vecinos (distancia del vecino más cercano en este caso), w_{ij} es el peso espacial, x_j es el valor del SE, en este caso generado para cuatro SE (Regulación del clima local, provisión de agua, madera y alimento agrícola). Luego de obtener los puntos calientes para cada SE individualmente, estos mapas de SE reclasificados se superpusieron y sumaron para obtener un nuevo mapa de suministro de servicios múltiples.

Una vez definidos las agrupaciones de valores más altos o puntos calientes de SE fue analizada la correspondencia espacial en términos de superficies de puntos calientes que están dentro o fuera de ANP y las áreas con PSA. Este análisis fue realizado con ayuda del software ArcGis 10.2. y su herramienta de análisis espacial “Intersección”.

6.2. Análisis de las superposiciones espaciales entre los instrumentos de conservación (ANP y PSA) y puntos calientes de SE

Los resultados de este capítulo se pueden dividir en dos grupos. (1) Superficies y distribución espacial de puntos calientes por SE; y (2) superposición espacial de los instrumentos de conservación (ANP y PSA).

En primer lugar, para las superficies de puntos calientes de SE sobre 90% de confiabilidad estadística, el total de superficie para los cuatro SE evaluados es de 160 356 hectáreas. Es decir, la mayoría de la superficie total del Bosque de Agua (62%) posee puntos calientes para al menos uno de los cuatro SE evaluados, mientras que la superficie de puntos fríos cubre una superficie de 68 051 (26% de la superficie total del Bosque de Agua).

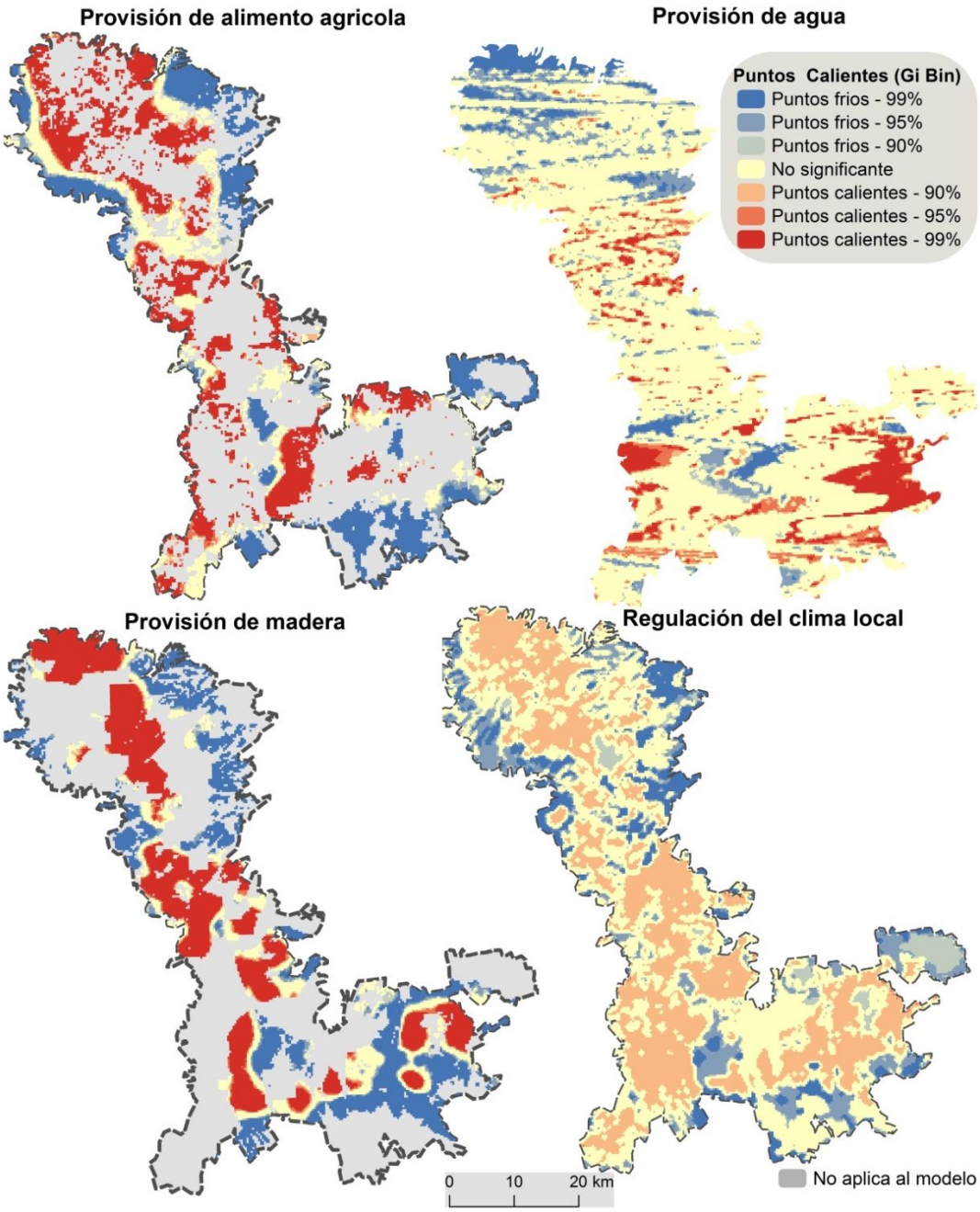
Se pueden observar tres grupos de SE según la superficie de puntos calientes (sobre 90% de confiabilidad). El SE de regulación del clima local posee la mayor superficie de puntos calientes. Las 84 931 hectáreas de puntos calientes del SE de regulación del clima local corresponden al 33% de la superficie del Bosque de Agua. En caso contrario el SE de provisión de agua posee una superficie más baja de puntos calientes equivalente al 17% de la superficie del Bosque de Agua (43 121 hectáreas). El modelo espacial de provisión de Agua presenta formas geométricas poco naturales, y por tanto se debe guardar cuidado con estos resultados.

Finalmente, los SE de provisión de madera (51 231 hectáreas) y alimento agrícola (50 792 hectáreas) poseen el mismo porcentaje de superficie con puntos calientes (20% de la superficie del Bosque de Agua) (Mapa 17).

El SE con menor concentración de puntos fríos corresponde al SE de provisión de alimento agrícola (38 912 hectáreas). En caso contrario el SE regulación del clima local posee la mayor superficie de puntos fríos (60 394 hectáreas). Los SE de previsión de

madera y agua poseen superficies bastate similares 43 667 hectáreas y 43 393 hectáreas respectivamente.

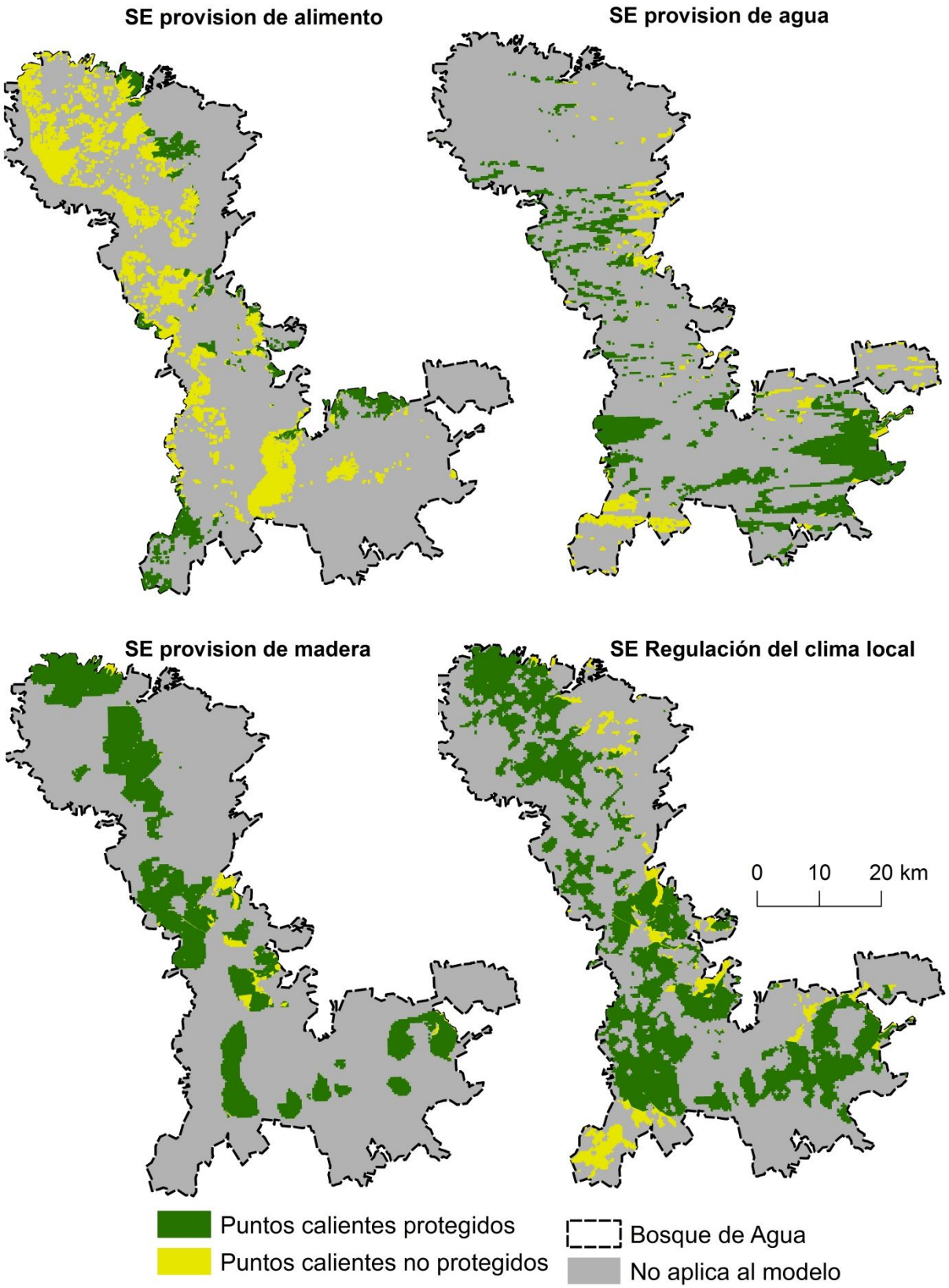
Según la relación entre superficie de puntos calientes y superficie de puntos fríos se pueden identificar relativamente dos grupos, los servicios de alimento y regulación del clima local son los más altos, con una representación de puntos calientes sobre 57% del área del Bosque de Agua, mientras que los servicios de madera y provisión agua son los SE con menor representatividad de puntos calientes (inferior a 54%).



Mapa 17 : Mapas de puntos calientes y puntos fríos por SE

En términos de superficie protegida, las ANP y los áreas con PSA en el Bosque de Agua aseguran la protección de 130 890 hectáreas de puntos calientes de SE, equivalente a un 81% de la superficie del Bosque de Agua, donde el Estado de México (70 695 ha) posee mayor superficie de puntos calientes protegidos, luego el estado de Morelos (37 628 ha) y finalmente la Ciudad de México posee la menor superficie (13 161 hectáreas). El SE de regulación del clima local posee la mayor superficie de puntos calientes protegidos (84 933 ha). Por otro lado, los SE de provisión de madera y alimentos poseen 50 000 ha de puntos calientes protegidas cada uno. Finalmente, el SE con menor superficie de puntos calientes protegidos es el SE de provisión de agua (43 121 hectáreas) (Mapa 18).

Por tipo de Área Natural Protegida, podemos identificar tres grupos según la superficie de puntos calientes de SE protegida. 1) Áreas Federales y Estatales: Del total de puntos calientes bajo protección, las mayor cantidad se encuentran en ANP estatales (68 681 hectáreas) y federales (40 812 ha), juntas suman un 69% del total de puntos calientes bajo protección. 2) Áreas Municipales y con áreas con PSA: Las áreas con PSA y las áreas de administración municipal protegen entre el 6% (9 962 ha) y 7% (11 037 hectáreas) respectivamente de los puntos calientes de SE bajo protección. 3) Finalmente, las áreas de conservación de administración de Ciudad de México posee un 0,2% (390 ha) de los puntos calientes de SE (Mapa 18).



Mapa 18 : Superficie de puntos calientes de SE protegidos y no protegidos

Los resultados de la proporción entre superficie total por tipo de área natural protegida y la superficie con puntos calientes nos muestran que las áreas a escala local poseen mayor pertinencia en la conservación de los SE. Las áreas con PSA poseen mayor pertinencia al momento de resguardar los SE ya que el 85% de su superficie (9 962 hectáreas) son puntos calientes de SE y las áreas protegidas con administración municipal poseen el 77% (11 037 hectáreas) de su superficie con puntos calientes.

Por otro lado, las áreas protegidas de mayor superficie y de mayor escala administrativa (Estatales y Federales), poseen menor pertinencia en la conservación de los SE dado que la relación entre lo protegido y los puntos calientes de SE es menor que las áreas locales (PSA y municipales). Así, las áreas de administración Estatal poseen el 73% (68 681 hectáreas) bajo protección y las áreas Fedéreles poseen el 64% (40 812 hectáreas) (Tabla 18).

De los resultados se desprende que el número de puntos calientes de provisión de SE es bastante alto para todos los tipos de ANP, no obstante se observan 28 864 hectáreas de puntos de calientes de SE sin proteger que equivalen casi a la mitad de toda la superficie sin proteger en el Bosque de Agua.

Tabla 18 : Puntos calientes protegidos por tipo de aras naturales

Tipo ANP	Área total por tipo ANP (ha)	Área puntos calientes (ha)	Porcentaje (%)
Área con PSA	11 760	9 963	84,7
Municipal	14 315	11 038	77,1
Estatal	93 759	68 681	73,3
Federal	63 122	40 813	64,7
DF	710	389	54,8
Áreas sin protección	71 090	28 864	40,6

6.3. “Bosque de Agua, un “Bosque de vida”

6.3.1. Bosque de Agua, más que un proveedor de agua

Los SE de provisión de agua y regulación climática son los más importantes para la estrategia de conservación del Bosque de Agua y para la asignación de PSA en los bosques templados de la misma área de estudio (ECOBA 2012; Perevochtchikova y Rojo Negrete 2015). Tanto así, que CONAFOR (Comisión Nacional Forestal de México), encargada de coordinar el programa de esquemas de PSA define que *“Los servicios ambientales influyen directamente en el mantenimiento de la vida, generando beneficios y bienestar para las personas y las comunidades”* (CONAFOR 2017). Lamentablemente esta definición incluye solo paisajes forestales y naturales, dejando afuera otros paisajes tan beneficios para la sociedad como pueden ser los paisajes agrícolas (Wratten et al. 2012). Existen varios ejemplos donde los incentivos a través de PSA en predios agrícolas ha mejorado la calidad de los ecosistemas (Lipper y Neves 2011). “*Las prácticas agrícolas y ganaderas que maximizan las sinergias con las funciones de los ecosistemas, como aquellas que rigen los ciclos del agua y de los nutrientes, la fijación del nitrógeno y el control natural de las plagas, tienen la capacidad de mejorar la calidad del suelo, realizar un uso más eficiente del agua disponible, aumentar la resistencia al cambio climático y mejorar los ingresos y la producción alimentaria, a la vez que fomentan y protegen los servicios medioambientales*” (Royal Society of London, 2009; Godfray et al., 2010; FAO, 2007; Molden, 2007; Pretty et al., 2006; PASOLAC, 1999; WOCAT, 2007; FAO, 2009c en Lipper y Neves 2011).

El análisis de los puntos calientes nos muestra que no tan solo los SE hídricos y de captura de carbono son importantes en el Bosque de Agua, sino que también los servicios de provisión de alimento y madera. Este punto es importante ya que en general estos dos últimos SE son considerados como detrimentos de los ecosistemas naturales y por tanto no son habitualmente asociados como una contribución al bien estar en bosques templados de la zona central de México (Galicia y Zarco-Arista 2014). Dado

que el SE de provisión de agua en el Bosque de Agua según los resultados de este trabajo no produce el mayor número de puntos calientes, sino que el SE de regulación del clima local es el de mayor cobertura de puntos calientes, podríamos hablar de un Bosque de Aire o Bosque de Vida haciendo referencia a su capacidad relativa de producir otros SE.

Sumado a lo anterior cabe destacar que esta investigación solo considero un numero restringido de SE (cuatro en total) dejando fuera una amplia gama de SE, como los culturales u otros de regulación presentes en Bosques templados de la zona central de México (Almeida-Leñero et al. 2014; Galicia, Potvin, et al. 2015).

En términos de la superficie efectiva con puntos calientes, el SE de regulación del clima local, posee la mayor superficie. No obstante de acuerdo a otros investigadores los habitantes locales de esta zona se benefician en mayor medida de otros SE tales como de provisión agrícola y de madera (Bergen 2015; Carrera-Hernández y Gaskin 2008; Hoth 2014), ya que los beneficios que obtienen son más directos (Galicia, Potvin, et al. 2015), pero las autoridades locales no asignan la importancia necesaria a este tipo de SE ni a los suelos agrícolas bajo una mirada de sistemas socio-ecológicos (Galicia et al. 2018).

Por otro lado, las estadísticas de puntos calientes de SE acotados al Bosque de Agua carecen de la visión de flujos complejos de provisión de SE hídricos, donde una fuente emisora de SE puede constituir un ecosistema completo, como un humedal que puede producir SE de provisión y aprovecharse lejos de la fuente emisora (Burkhard et al. 2012; Goldenberg et al. 2017). En este caso el Bosque de Agua puede ser considerado como una fuente emisora de SE de provisión de agua, donde dicho SE no es aprovechado por los habitantes locales debido al ciclo hidrológico y factores físicos de la topografía. Sino que este SE de provisión de agua es aprovechado por las aglomeraciones antrópicas ubicadas en cotas inferiores y en las afueras del Bosque de Agua.

6.3.2. ¿ANP y PSA al servicio de los Servicios Ecosistémicos?

Las ANP y PSA consideran en sus objetivos políticos y teóricos los SE (Perevochtchikova 2014), pero al no considerar de manera efectiva los SE a través de indicadores precisos existe una importante fracción de SE sin proteger. Esta investigación revela que al menos un 26% de la superficie de los puntos calientes de SE en el Bosque de Agua no se encuentran bajo protección de ANP ni en áreas PSA.

En términos de superficie, la mayoría de las áreas con PSA se encuentren en superposición con ANP. La superposición de áreas con propósitos de conservación genera un efecto de "doble protección" o de "doble valoración", en vez extender la superficie protegida del Bosque de Agua. Esta superposición entre ANP protegidas y áreas con PSA se explica debido a que la asignación de PSA en sus inicios en México fueron asignados de preferencia en ANP con bosques de carácter Federal, donde sus objetivos eran de carácter social asistencial más que ecológicos (Ezzine-de-Blas, Dutilly, et al. 2016).

Además de la asignación de PSA solo en áreas forestales, el 26% de la superficie de puntos calientes de SE no protegida puede estar asociado a que no se entregan SE actualmente en México en áreas agrícolas. Esto asociado a que no existe en México un instrumento de conservación de ecosistemas naturales o PSA integrador que permita conciliar las necesidades antrópicas de extracción de recursos naturales y conservación de SE (Galicia et al. 2018).

Actualmente, no hay elementos concretos para determinar la efectividad de las áreas con PSA en los bosques templados de la zona central de México (Perevochtchikova 2014) y tampoco el acierto de la gestión participativa en las ANP en esta región (Lebreton 2015; Rees Catalán 2015). Bajo esta lógica existe un gran número de áreas protegidas en el Bosque de Agua (79% del total de la superficie del Bosque de Agua), no obstante hay una gran superficie de ANP y áreas con PSA en superposición y al mismo tiempo una vasta superficie de puntos calientes de SE no protegida 26% (68 051 hectáreas). Bajo este escenario, si fuera expandida el PSA en áreas agrícolas existiera mayor número de puntos calientes de SE protegidos. Otras experiencias muestran la efectividad de los PSA en suelos agrícolas y su contribución en el mantenimiento de los SE como la conservación de suelos (Power 2010), mientras que investigaciones locales

evidencian que el PSA no logra ser un incentivo económico real en áreas de bosques en México efectivas para impedir la deforestación y fragmentación de ecosistemas naturales (Rojas-López et al. 2012).

6.4. Recomendaciones finales sobre los instrumentos de conservación y la provisión de los SE

Las ANP y las áreas con PSA no son complementarias sino más bien estas se encuentran en superposición y por tanto no representan una efectiva complementariedad a pesar de poseer ambos instrumentos objetivos orientados a la conservación de SE.

Para enfrentar los desafíos de la conservación de SE bajo un paradigma de sistemas socio-ecológicos en el Bosque de Agua, es necesaria una visión integradora que permita articular los diferentes instrumentos y niveles de administración territorial destinados a la conservación de los ecosistemas naturales y los SE.

En el Bosque de Agua hay dos SE que cubren toda la superficie de estudio (regulación del clima local y provisión de agua) y los otros dos SE (provisión de madera y alimento agrícola) están circunscritos a los usos de suelos donde existe actividad forestal y agrícola. Por tanto se debe tener cuidado con los análisis comparativos, no obstante los resultados nos muestran una visión inédita de la provisión de SE y su distribución espacial en la zona periférica de una de la ciudades más grandes del mundo (Ciudad de México).

Además, los SE como herramienta para definir las áreas prioritarias para la conservación de ecosistemas naturales puede contribuir en la toma de decisiones, ordenación y gestión integral de los territorios. En esta lógica es necesaria una integración de instrumentos de conservación espacialmente explícitos en el Bosque de Agua, tales como ANP y áreas con PSA bajo una lógica de sistemas socio-ecológicos.

Por otro lado es necesario ampliar el espectro de SE ecosistémicos evaluados y la escala espacial para definir la superficie a proteger del Bosque de Agua en función de los flujos espaciales de SE que permita generar una visión de contexto bajo un enfoque de sistemas-socio ecológicos multiescalar. Variada es la gama de SE que subyacen en el Bosque de Agua sin explorar, ejemplo de ellos son los servicios producidos por los paisajes agrícolas tales como como; retención de suelo, servicios culturales (recreación, belleza escénica y turismo), polinización, entre otros. Estos paisajes agrícolas no se

encuentran incluidos en los instrumentos de conservación (ANP y PSA) como elementos proveedores de SE sino que siguen siendo considerados solamente como factores de modificación de los ecosistemas forestales. En este sentido, es necesaria una visión que integre los paisajes agrícolas y forestales como parte de un SSE regional llamado Bosque de Agua que proveen diferentes SE en diferentes escalas y sinergias espaciales.

CAPITULO 7: MODELIZACIÓN BIOFÍSICA Y PERCEPCIÓN DE LOS ACTORES LOCALES: DOS MANERAS MUY DIFERENTES DE ABORDAR LOS SE

7.1. Una mirada espacial del Sistema Socio-Ecológico del Bosque de Agua

El concepto de SE es una de las más recientes contribuciones innovadoras para la conservación de los ecosistemas naturales basada en una visión antropocéntrica de la conservación de la naturaleza. Es decir conservar para las sociedades y sus necesidades. Un concepto con raíces en economía, una economía diseñada para entender el funcionamiento de nuestro sistema económico actual y que da nombre a una nueva era geológica, la del "Capitalocène". Por tanto el concepto de SE pareciera estar bajo una lógica dominada por la acumulación de capital, recursos y al parecer también la acumulación de los beneficios que nos otorgan los ecosistemas naturales, aunque los economistas digan que solo es una forma de medir, el mensaje mediático es claro "cuánto valen los ecosistemas naturales".

Por otro lado, un reciente enfoque que puede integrar los SE en su análisis son los SSE. Este enfoque divide la relación entre la sociedad y la naturaleza en cuatro subsistemas (Recursos, Unidades, Gobernanza y Usuarios). En el primer capítulo de esta tesis fueron presentados ambos conceptos (SE y SEE) y como pueden ser aplicados para comprender espacialmente las interacciones entre sociedad y la naturaleza.

No obstante antes de la aparición en la escena política y científica de los conceptos de SE y SSE la disciplina de la geografía ya racionalizaba la relación entre la sociedad y la naturaleza a través del concepto de "paisaje". El concepto de paisaje puede ser entendido como un producto espacial de las interacciones entre las sociedad y

naturaleza y que por tanto incluye procesos biofísicos, de gobernanza y procesos sociales como la percepción (Jakob 2013; Fischer 2018).

Este enfoque de paisaje puede enriquecer los marcos de análisis de los SE y los SSE ya que existen importantes vacíos espaciales en el análisis de los SE y los SSE. Estos enfoques no consideran de forma explícita los fenómenos espaciales en sus análisis. Esta tendencia desafía a los geógrafos a proponer trabajos que apunten a mejorar el enfoques interdisciplinarios (David et al. 2012). En este sentido la noción de paisaje es un medio poderoso para reducir este vacío de información sobre la capacidad de provisión de SE por tipo de paisaje y su importancia para comprender las interacciones entre la sociedad y los ecosistemas naturales (Hermann, Schleifer, y Wrbka 2011d). Bajo esta lógica interdisciplinaria y espacial, el mapeo de los SE es fundamental para evaluar el estado actual del medio ambiente y desarrollar políticas pertinentes que resguarden la provisión de los SE en los diferentes SSE (Englund, Berndes, y Cederberg 2017; Felix, Louise, y Rudolf 2011).

En la Figura 20, se puede ver el SSE del Bosque de Agua con sus sistemas biofísicos y socio-económicos espacialmente explícitos. Donde el sistema biofísico se resume en la composición y estructura del paisaje. Cuatro mapas (a la izquierda de la Figura 20) muestran los fenómenos de: estado de la vegetación (NDVI) grado de antropización del paisaje, altitud y complejidad del paisaje y como estos influyen en la distribución espacial de provisión de los SE (mapas de SE al centro de la Figura 20). Las flechas nos indican la dirección de la influencia que ejercen los componentes biofísicos del paisaje sobre los SE.

En el sistema socio-económico del Bosque de Agua (a la derecha de la Figura 20) podemos ver las Áreas naturales protegidas (ANP) y áreas con PSA y su influencia sobre SE, ya que este enfoque espacial nos permite identificar donde y cuáles de estas áreas son capaces de asegurar la provisión de SE. Este resultado nos muestra que existe un gran número de valores altos de SE (puntos calientes) 28 000 hectáreas que no se encuentran protegidos por las ANP y las áreas con PSA y que se concentran en las coberturas de bosques.

Esto puede ser un problema que debiera despertar el interés de las autoridades locales ya que las áreas agrícolas y de pastizales producen SE que contribuyen al bienestar de los

habitantes locales y de los habitantes de las grandes ciudades que rodean el Bosque de Agua (Toluca, Cuernavaca y Ciudad de México), aproximadamente 30 millones de personas. Pero estas coberturas del suelo no son incluidas en la asignación de PSA en el Bosque de Agua para ningún tipo de SE. Es decir en el Bosque de Agua solo se pagan actualmente por Servicios Ambientales hidrológicos y de regulación del clima local exclusivamente en áreas cubiertas por bosques templados. Otros estudios han mostrado que algunas actividades que son pagadas por servicios ambientales dañan otro tipo de ecosistemas naturales como los pastizales. Actividades como la construcción de tinas ciegas en áreas de pastizales naturales para captar agua se convierten en trampas para especies de animales nativos y lugares de acumulación de basuras (Fotos 3).

Foto 3: Tinas ciegas en áreas del Bosque de Agua Sector Laguna de Zempoala (Antonio Villanueva, trabajo de terreno, 2015)

Por otro lado, la percepción de los usuarios locales nos muestran cómo perciben los habitantes locales el Bosque de Agua en términos de su capacidad de provisión de SE. los resultados señalan que los paisajes naturales son percibidos con mayor capacidad de provisión de SE, pero existe una preferencia por los paisajes forestales, mientras que los paisajes de pastizales naturales son apreciados de manera similar a los paisajes agrícolas.

Se resume (Figura 20) la importante contribución de incluir explícitamente el enfoque espacial en el análisis de un SSE ya que permite identificar al mismo tiempo donde y con qué intensidad se producen las interacciones entre algunos elementos claves del sistema biofísico y socio-económico en el Bosque de Agua.

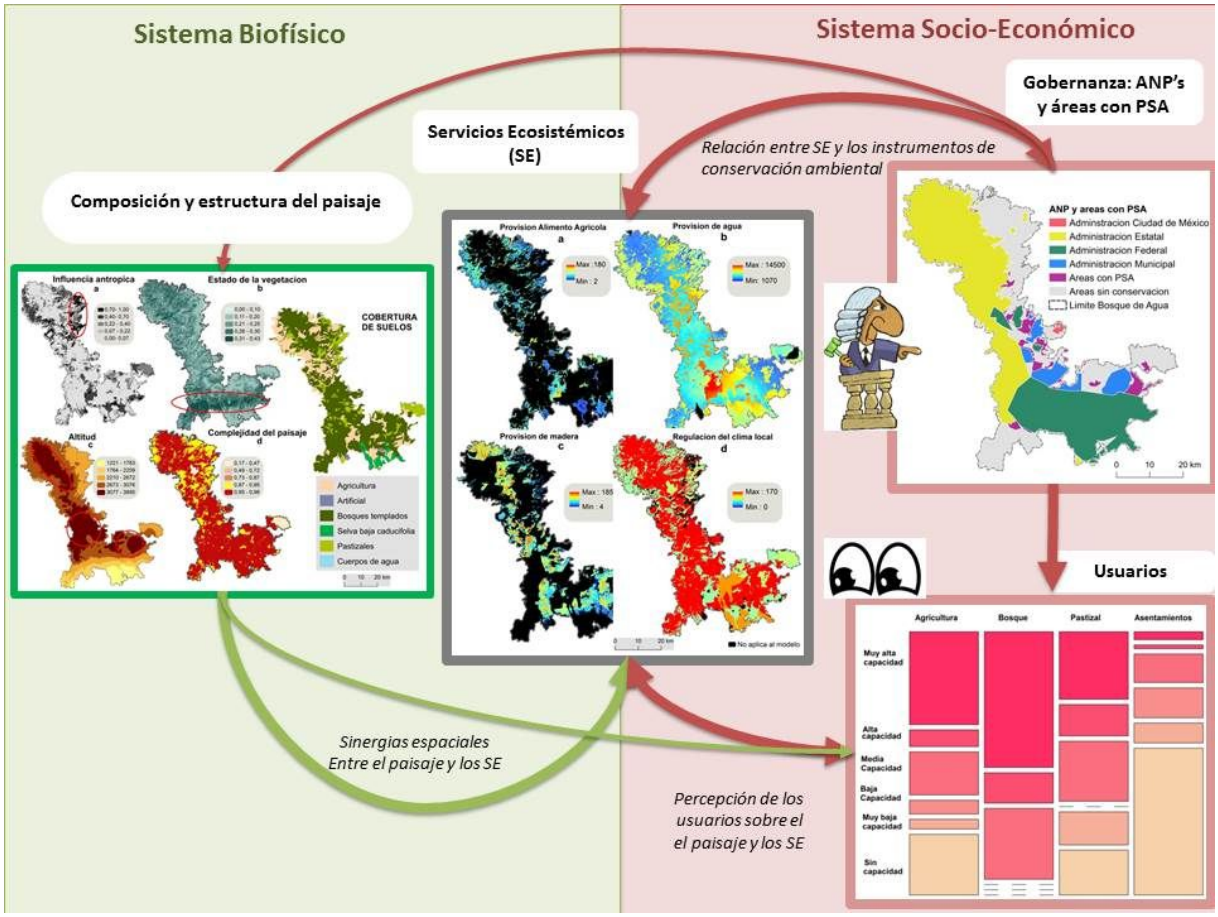


Figura 20: Esquema del enfoque espacial de los sistemas socio-ecológicos

7.2. Similitudes y divergencias entre modelos biofísicos y la percepción de los SE

Los modelos biofísicos nos muestran que el SE más importante es la regulación del clima local (almacenes de carbono), mientras que la percepción de los SE nos muestra que el Bosque de Agua posee mayor capacidad el SE cultural de belleza escénica. Por otro lado, las autoridades locales argumentan, que el SE de provisión de agua es el más importante en esta región (varios artículos de prensa y blog, una campana política y mediática activista) y es considerado un elemento de seguridad nacional debido a su importante valor hídrico para las grandes ciudades que la rodean.

Con el objeto de comparar las encuestas y los resultados de los modelos biofísicos los valores de los SE fueron transformados en una escala de 0 a 100 para obtener escalas relativas de fácil comparación. Debido a que no fue evaluado el mismo número de SE en los modelos biofísicos y las encuestas, fueron promediados los valores de regulación del agua y provisión del agua obtenidos en las encuestas. En el primero tenemos cuatro SE (Provisión de madera, provisión alimentos, provisión de agua y regulación del clima local). Mientras que en la encuesta fueron evaluados seis SE (Provisión de madera, provisión alimentos, provisión de agua y regulación del clima local, regulación del agua y belleza escénica). Para algunos académicos el SE de provisión de agua puede ser entendido como un servicio de regulación y/o de provisión si es destinado a consumo humano directamente.

En la Figura 21 podemos observar los promedios relativos de valores reclasificados entre 0 a 100 para todos los SE por tipo de paisaje para los modelos biofísicos (línea verde) y la percepción (línea roja). En la Figura 21 podemos ver que la capacidad percibida por los habitantes locales es mayor (relativamente) que la capacidad obtenida a partir de los modelos biofísicos para los paisajes naturales (bosques y pastizal) y el paisaje agrícola. En caso contrario para el caso del paisaje de asentamiento humano la percepción está por debajo de la modelización biofísica. En la Figura 21 también se observa que los valores para percepción son mucho más equilibrados por tipo de paisaje

para los diferentes SE. Esto puede estar asociado a la influencia del paisaje sobre la percepción de las personas y una tendencia a valorar el paisaje sobre los SE.

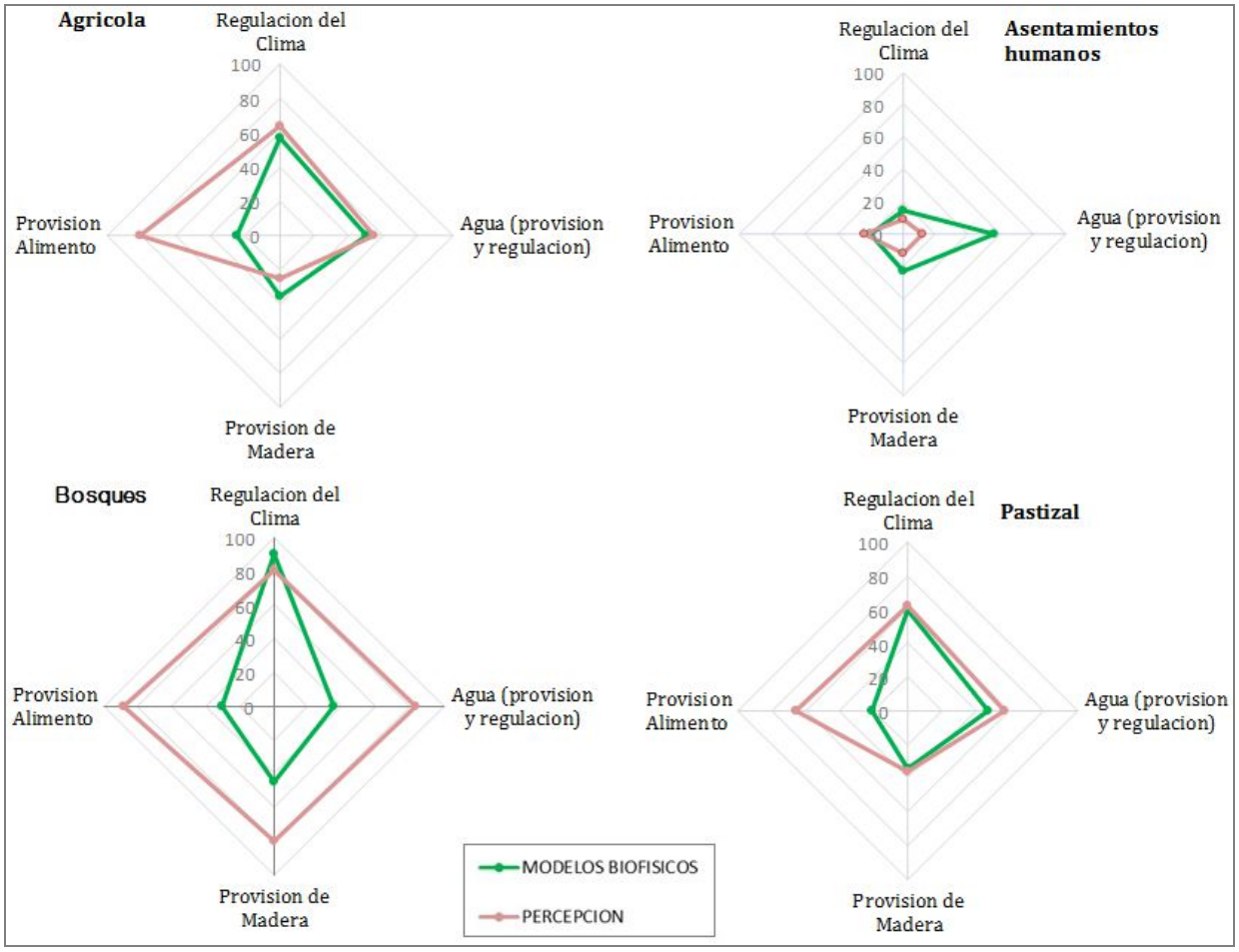


Figura 21: Comparación entre valores de SE entre modelos biofísicos y percepción

El SE de belleza escénica no fue incluido en el análisis comparativo por falta de información para el modelo biofísico. Pero estudios precedentes han demostrado correlaciones positivas entre los SE de belleza escénica y provisión de agua en paisajes forestales de montaña (Locatelli et al. 2013) y otras investigaciones han mostrado correlaciones positivas entre la presencia de paisajes naturales y las preferencias sociales por los SE culturales (García-Llorente et al. 2012; Casalegno et al. 2013). Gracias a estas experiencias precedentes, podríamos pensar que el SE de belleza escénica tiene un comportamiento parecido a la provisión de agua y por tanto guardar la

hipótesis de que el SE de belleza escénica en la modelización biofísica, está por debajo del promedio obtenido en las encuestas de percepción.

Esta visión comparativa entre la modelización biofísica y la percepción nos permite ver que las personas valoran más los SE en los paisajes que los modelos biofísicos hechos a distancia por académicos e investigadores en el Bosque de Agua. Estos resultados también nos muestran indirectamente la influencia de las políticas públicas de conservación de los bosques. Las personas del Bosque de Agua valoran de manera muy alta la capacidad de los bosques de proveer SE. Un ejemplo, es que la capacidad de producir leña es omitida por los habitantes locales ya que son conscientes de los daños en el ecosistema y el impacto ambiental.

Estos resultados debieran interesar las instituciones públicas para considerar de manera más efectiva la percepción de los habitantes locales en el diseño de políticas de conservación. En esta región se han realizado varios estudios que revelan que la presencia antrópica ha dañado severamente los ecosistemas naturales (Villanueva y Imbernon 2013; Galicia y Zarco-Arista 2014; Bergen 2015) pero son pocos los estudios que han mostrado en esta región montañosa de México que es necesaria una mejor comprensión de la percepción de los habitantes locales para contribuir positivamente en la conservación (Lebreton 2015; Rees Catalán 2015).

Pocas veces la presencia humana es considerada como un elemento positivo para la conservación de la naturaleza, pero en algunos contextos la presencia humana ha logrado mantener ciertos ecosistemas naturales bajo protección. Este tipo de influencia positiva sobre la conservación puede llevarse a cabo donde aquella división entre la cultura y la naturaleza no son integradas por las sociedades en sus prácticas cotidianas, sino que muy por el contrario donde la naturaleza es parte de la sociedad, costumbres e historia (Descola 2009).

De esta forma, un enfoque espacial puede ser de gran ayuda para la aplicación de un enfoque de SSE en la gestión de los ecosistemas naturales de los bosques templados de México. Identificar qué es lo que se percibe diferente a la realidad y donde ocurre en el en el paisaje permite tener una visión más completa de las interacciones que ocurren entre las sociedades y los ecosistemas naturales.

Este tipo de enfoque puede permitir a las autoridades locales afinar las políticas de conservación y buscar soluciones a la degradación de los ecosistemas naturales o incluir en los esquemas de PSA paisajes como los agrícolas. Por ejemplo, si bien la producción de alimentos en áreas agrícolas corresponde a bienes privados, pueden incluirse otros tipos de SE que estén relacionados con las prácticas agrícolas. Regulación del clima local, podría estar asociado al incentivo de cultivos de rotación, o la disminución de pesticidas con la regulación y provisión de agua. Otro ejemplo es la disminución de monocultivos y el incentivo de policultivos asociados a la belleza escénica.

La integración de los enfoques biofísicos y de percepción de los SE bajo el esquema de SSE permite agregar una dimensión sistémica de dos realidades que pocas veces se pueden conciliar, debido a las técnicas y metodologías no compatibles para la comparación. Los modelos biofísicos de los SE suelen ser evaluados con metodologías cuantitativas y la percepción usualmente ha sido explorada cualitativamente. Además de permitir una integración de lo "real" y lo "percibido" el enfoque espacial permite a su vez agregar una dimensión explicita del espacio geográfico que carece el modelo de SSE. Agregar esta dimensión espacial sirve para ampliar la visión abstracta del enfoque socio-económico del SSE pudiendo identificar donde espacialmente ocurren estas interacciones y cuál es el papel que juega el paisaje.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Agbenyega, Olivia, Paul J. Burgess, Matthew Cook, y Joe Morris. 2009. "Application of an Ecosystem Function Framework to Perceptions of Community Woodlands". *Land Use Policy* 26(3):551–57.

Aguirre-Planter, Erika, Glenn R. Furnier, y Luis E. Eguiarte. 2000. "Low Levels of Genetic Variation within and High Levels of Genetic Differentiation among Populations of Species of Abies from Southern Mexico and Guatemala". *American Journal of Botany* 87(3):362.

Albert, Christian, James Aronson, Christine Fürst, y Paul Opdam. 2014. "Integrating Ecosystem Services in Landscape Planning: Requirements, Approaches, and Impacts". *Landscape Ecology* 29(8):1277–85.

Alix-Garcia, J. M., E. N. Shapiro, y K. R. E. Sims. 2012. "Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program". *Land Economics* 88(4):613–38.

Almeida-Leñero, L., D. Revollo-Fernandez, A. Caro-Borrero, F. Figueroa, M. D. Espinosa, G. Cruz, y M. Mazari-Hiriart. 2014. "El Pago por Servicios Ambientales en México 2010: una evaluación multidisciplinaria". Pp. 155–180 en *Pago por Servicios Ambientales en México. Un acerca miento para su estudio*. Mexico: Colmex.

AlmeidaLeñero, Lucía, Julieta Jujnovsky, Alya Ramos, Monica Espinosa, Maria de Jesús Ordoñez, y Mariana Nava. s. f. "Manejo integral del ecosistema en la cuenca del río Magdalena".

Amara, Rachid. 2010. "Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord". *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Hors-série 8).

Andam, K. S., P. J. Ferraro, A. Pfaff, G. A. Sanchez-Azofeifa, y J. A. Robalino. 2008. "Measuring the Effectiveness of Protected Area Networks in Reducing Deforestation". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(42):16089–94.

Andersson, Erik, Timon McPhearson, Peleg Kremer, Erik Gomez-Baggethun, Dagmar Haase, Magnus Tuvendal, y Daniel Wurster. 2015. "Scale and context dependence of ecosystem service providing units". *Ecosystem Services* 12:157–64.

Andersson, Erik, Björn Nykvist, Rebecka Malinga, Fernando Jaramillo, y Regina Lindborg. 2015. "A Social–Ecological Analysis of Ecosystem Services in Two Different Farming Systems". *AMBIO* 44(S1):102–12.

Antinori, Camille y David Barton Bray. 2005. “Community Forest Enterprises as Entrepreneurial Firms: Economic and Institutional Perspectives from Mexico”. *World Development* 33(9):1529–43.

Antinori, Camille y Gordon Rausser. 2007. “Collective Choice and Community Forestry Management in Mexico: An Empirical Analysis”. *The Journal of Development Studies* 43(3):512–36.

Armenteras, Dolors y Orlando Vargas. 2015. “Patrones del paisaje y escenarios de restauracion: Acercando escalas”. 12.

Arriaga, L., V. Aguilar, y J. Alcocer. 2002. “Aguas continentales y diversidad biológica de México. México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad”. México, D.F.

Arriaza, M., J. F. Cañas-Ortega, J. A. Cañas-Madueño, y P. Ruiz-Aviles. 2004. “Assessing the Visual Quality of Rural Landscapes”. *Landscape and Urban Planning* 69(1):115–25.

Bagheri, Nasser, Alec Holt, y George L. Benwell. 2009. “Using Geographically Weighted Regression to Validate Approaches for Modelling Accessibility to Primary Health Care”. *Applied Spatial Analysis and Policy* 2(3):177–94.

Bagstad, Kenneth J., Darius J. Semmens, Zachary H. Ancona, y Benson C. Sherrouse. 2017. “Evaluating Alternative Methods for Biophysical and Cultural Ecosystem Services Hotspot Mapping in Natural Resource Planning”. *Landscape Ecology* 32(1):77–97.

Bagstad, Kenneth J., Darius J. Semmens, y Robert Winthrop. 2013. “Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona”. *Ecosystem Services* 5:40–50.

Balmford, Andrew, James Beresford, Jonathan Green, Robin Naidoo, Matt Walpole, y Andrea Manica. 2009. “A Global Perspective on Trends in Nature-Based Tourism” editado por W. V. Reid. *PLoS Biology* 7(6):e1000144.

Balvanera, Patricia, María Uriarte, Lucía Almeida-Leñero, Alice Altesor, Fabrice DeClerck, Toby Gardner, Jefferson Hall, Antonio Lara, Pedro Laterra, Marielos Peña-Claros, y others. 2012. “Ecosystem services research in Latin America: The state of the art”. *Ecosystem Services* 2:56–70.

Barima, Sabas Sadaiou Yao, N. Barbier, I. Bamba, D. Traore, Jean Lejoly, y Jan Bogaret. 2009. “Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne”. *Bois et Forêts des Tropiques* 63/299:15–25.

Barnaud, Cécile y Martine Antona. 2014. “Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept”. *Geoforum* 56:113–23.

Barnes, Andrew, Lee-Ann Sutherland, Luiza Toma, Keith Matthews, y Steven Thomson. 2016. “The effect of the Common Agricultural Policy reforms on intentions towards food production: Evidence from livestock farmers”. *Land Use Policy* 50:548–58.

Barreteau, Olivier, David Giband, Michael Schoon, Juliette Cerceau, Fabrice DeClerck, Stéphane Ghiotti, Thomas James, Vanessa A. Masterson, Raphael Mathevet, Sylvain Rode, Francesco Ricci, y Clara Therville. 2016. “Bringing Together Social-Ecological System and Territoire Concepts to Explore Nature-Society Dynamics”. *Ecology and Society* 21(4).

Barton Bray, David y Leticia Merino Pérez. 2004. *La experiencia de las comunidades forestales en México: veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales : Instituto Nacional de Ecología : Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible.

Baruck, Jasmin, Othmar Nestroy, Giacomo Sartori, Denis Baize, Robert Traidl, Borut Vrščaj, Esther Bräm, Fabian E. Gruber, Kati Heinrich, y Clemens Geitner. 2016. “Soil classification and mapping in the Alps: The current state and future challenges”. *Soil mapping, classification, and modelling: history and future directions* 264, Part B:312–31.

Bastian, Olaf. 2013. “The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites”. *Ecological Indicators* 24:12–22.

Bastian, Olaf, Karsten Grunewald, Ralf-Uwe Syrbe, Ulrich Walz, y Wolfgang Wende. 2014. “Landscape Services: The Concept and Its Practical Relevance”. *Landscape Ecology* 29(9):1463–79.

Bastian, Olaf, Rudolf Krönert, y Zdeněk Lipský. 2006. “Landscape Diagnosis on Different Space and Time Scales – A Challenge for Landscape Planning”. *Landscape Ecology* 21(3):359–74.

Bastian, Olaf y Michael Lütz. 2006. “Landscape functions as indicators for the development of local agri-environmental measures”. *Ecological Indicators* 6(1):215–27.

Bastian, Olaf, Ralf-Uwe Syrbe, Matthias Rosenberg, Doreen Rahe, y Karsten Grunewald. 2013. “The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services”. *Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services* 4:15–24.

Bateman, Ian J., Georgina M. Mace, Carlo Fezzi, Giles Atkinson, y Kerry Turner. 2011. “Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments”. *Environmental and Resource Economics* 48(2):177–218.

Beery, Thomas, Sanna Stålhammar, K. Ingemar Jönsson, Christine Wamsler, Torleif Bramryd, Ebba Brink, Nils Ekelund, Michael Johansson, Thomas Palo, y Per

Schubert. 2016. “Perceptions of the Ecosystem Services Concept: Opportunities and Challenges in the Swedish Municipal Context”. *Ecosystem Services* 17:123–30.

Bergen, Molly. 2015. “Connections and contradictions grow in Mexico’s ‘Water Forest’ | Human Nature - Conservation International Blog”. Recuperado 24 de mayo de 2016 (http://blog.conservation.org/2015/06/connections-and-contradictions-grow-in-mexicos-water-forest/).

Berkes, Fikret y Carl Folke, eds. 1998. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge, U.K. ; New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Bertalanffy, Ludwig von. 1968. *General system theory: foundations, development, applications*. Revised edition. New York: George Braziller, Inc.

Bertrand, Georges y Olivier Dollfus. 1973. “Le paysage et son concept”. *Espace géographique* 2(3):161–63.

Bezaury-Creel, Juan y David Gutiérrez Carbonell. 2009. *Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México.

Bhunia, Gouri Sankar, Shreekant Kesari, Nandini Chatterjee, Vijay Kumar, y Pradeep Das. 2013. “Spatial and Temporal Variation and Hotspot Detection of Kala-Azar Disease in Vaishali District (Bihar), India”. *BMC Infectious Diseases* 13(1).

Binder, Claudia R., Jochen Hinkel, Pieter W. G. Bots, y Claudia Pahl-Wostl. 2013. “Comparison of Frameworks for Analyzing Social-Ecological Systems”. *Ecology and Society* 18(4).

Blandin, Patrick. 2007. *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*. Versailles: Éditions Quæ.

Bollen, Kenneth A. y Kenney H. Barb. 1981. “Pearson’s R and Coarsely Categorized Measures”. *American Sociological Review* 46(2):232.

Bonin, Muriel y Martine Antona. 2012. “Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. Introduction au dossier”. *VertigO-la revue électronique en sciences de l’environnement* 12(3).

Bonn, Ferdinand J., Association des universités partiellement ou entièrement de langue française, UREF, y Agence universitaire de la francophonie. 1992. *Précis de télédétection*. Sillery, Québec: Presses de l’Université du Québec.

Bonnin, Marie. 2012. “L’émergence des services environnementaux dans le droit international de l’environnement : une terminologie confuse”. *VertigO* (Volume 12 numéro 3).

Bowler, Diana E., Lisette M. Buyung-Ali, John R. Healey, Julia PG Jones, Teri M. Knight, y Andrew S. Pullin. 2012. "Does Community Forest Management Provide Global Environmental Benefits and Improve Local Welfare?" *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(1):29–36.

Boyd, James y Spencer Banzhaf. 2007. "What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units". *Ecological Economics* 63(2–3):616–26.

Boyer, Christopher R. 2015. *Political landscapes: forests, conservation, and community in Mexico*. Durham: Duke University Press.

Bray, David B., Elvira Duran Medina, Leticia Merino Pérez, Juan Manuel Torres Rojo, y Alejandro Velasquez Montes. 2007. "NUEVA EVIDENCIA: Los Bosques Comunitarios de México protegen el ambiente, disminuyen la pobreza y promueven la paz social".

Bray, David Barton. 2013. "When the State Supplies the Commons: Origins, Changes, and Design of Mexico's Common Property Regime". *Journal of Latin American Geography* 12(1):33–55.

Brenner, Ludger. 2010. "Gobernanza ambiental, actores sociales y conflictos en las Áreas Naturales Protegidas mexicanas". *Revista mexicana de sociología* 72(2):283–310.

Briner, Simon, Robert Huber, Peter Bebi, Ché Elkin, Dirk R. Schmatz, y Adrienne Grêt-Regamey. 2013. "Trade-Offs between Ecosystem Services in a Mountain Region". *Ecology and Society* 18(3).

Brossard, Thierry y Jean-Claude Wieber. 1984. "Le paysage : trois définitions, un mode d'analyse et de cartographie". *Espace géographique* 13(1):5–12.

Brown, Greg, Christopher M. Raymond, y Jonathan Corcoran. 2015. "Mapping and Measuring Place Attachment". *Applied Geography* 57:42–53.

Buhyoff, Gregory J. y John D. Wellman. 1979. "Seasonality Bias in Landscape Preference Research". *Leisure Sciences* 2(2):181–90.

Burel, Francoise y Jacques Baudry. 1999. *Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications*. Lavoisier Tec et Doc. Paris, France.

Burel, Francoise y Jacques Baudry. 2003. *Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications*. Science Publishers.

Burkhard, Benjamin, Marion Kandziora, Ying Hou, y Felix Müller. 2014. "Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification". *Landscape Online* 1–32.

Burkhard, Benjamin, Franziska Kroll, y Felix Müller. 2010. “Landscapes‘ Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments”. *Landscape Online* 1–22.

Burkhard, Benjamin, Franziska Kroll, Stoyan Nedkov, y Felix Müller. 2012. “Mapping Ecosystem Service Supply, Demand and Budgets”. *Ecological Indicators* 21:17–29.

Burrough, P. A., Rachael McDonnell, y Christopher D. Lloyd. 2015. *Principles of geographical information systems*. Third edition. Oxford ; New York: Oxford University Press.

Camacho-Sanabria, José Manuel, José Isabel Juan Pérez, Noel Bonfilio Pineda Jaimes, Edel Gilberto Cadena Vargas, y Luis Carlos Bravo Peña. 2015. “en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña”. 21:20.

Campagne, Armel. 2017. *Le capitalocène: aux racines historiques du dérèglement climatique*. Paris: Éditions Divergences.

Campbell, James B. 2011. *Introduction to remote sensing*. 5th ed. New York: Guilford Press.

Cánovas-García, Fulgencio y Francisco Alonso-Sarría. 2015. “Optimal Combination of Classification Algorithms and Feature Ranking Methods for Object-Based Classification of Submeter Resolution Z/I-Imaging DMC Imagery”. *Remote Sensing* 7(4):4651–77.

Carpenter, S. R., H. A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. S. DeFries, S. Diaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perrings, W. V. Reid, J. Sarukhan, R. J. Scholes, y A. Whyte. 2009. “Science for Managing Ecosystem Services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(5):1305–12.

Carrera-Hernández, J. J. y S. J. Gaskin. 2008. “Spatio-Temporal Analysis of Potential Aquifer Recharge: Application to the Basin of Mexico”. *Journal of Hydrology* 353(3–4):228–46.

Cartus, Oliver, Josef Kellndorfer, Wayne Walker, Carol Franco, Jesse Bishop, Lucio Santos, y José Fuentes. 2014. “A National, Detailed Map of Forest Aboveground Carbon Stocks in Mexico”. *Remote Sensing* 6(6):5559–88.

Casado-Arzuaga, Izaskun, Iosu Madariaga, y Miren Onaindia. 2013. “Perception, Demand and User Contribution to Ecosystem Services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt”. *Journal of Environmental Management* 129:33–43.

Casalegno, Stefano, Richard Inger, Caitlin DeSilvey, y Kevin J. Gaston. 2013. “Spatial Covariance between Aesthetic Value & Other Ecosystem Services” editado por T. Preis. *PLoS ONE* 8(6):e68437.

Castro, Antonio J., Berta Martín-López, Enrique López, Tobias Plieninger, Domingo Alcaraz-Segura, Caryn C. Vaughn, y Javier Cabello. 2015. "Do Protected Areas Networks Ensure the Supply of Ecosystem Services? Spatial Patterns of Two Nature Reserve Systems in Semi-Arid Spain". *Applied Geography* 60:1–9.

Castro, Antonio J., Caryn C. Vaughn, Jason P. Julian, Marina García Llorente, y Kelsey N. Bowman. 2015. "Social Perception and Supply of Ecosystem Services — A Watershed Approach for Carbon Related Ecosystem Services". en *Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function*, editado por Y.-H. Lo, J. A. Blanco, y S. Roy. InTech.

Castro, Antonio J., Peter H. Verburg, Berta Martín-López, Marina Garcia-Llorente, Javier Cabello, Caryn C. Vaughn, y Enrique López. 2014. "Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis". *Landscape and Urban Planning* 132:102–10.

Cavender-Bares, Jeannine, Patricia Balvanera, Elizabeth King, y Stephen Polasky. 2015. "Ecosystem Service Trade-Offs across Global Contexts and Scales". *Ecology and Society* 20(1).

Chagoya, J. y L. Gutiérrez. 2009."Esquema de pago por servicios ambientales de la Comisión Nacional Forestal, México", Turrialba, Costa Rica.

Challenger, Jorge y Antony Soberón. 2008. "Los ecosistemas terrestres, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad."

Chander, Gyanesh, Brian L. Markham, y Dennis L. Helder. 2009. "Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors". *Remote Sensing of Environment* 113(5):893–903.

Chape, S., J. Harrison, M. Spalding, y I. Lysenko. 2005. "Measuring the Extent and Effectiveness of Protected Areas as an Indicator for Meeting Global Biodiversity Targets". *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360(1454):443–55.

Cheek, Brandon D., Timothy B. Grabowski, Preston T. Bean, Jillian R. Groeschel, y Stephan J. Magnelia. 2016. "Evaluating Habitat Associations of a Fish Assemblage at Multiple Spatial Scales in a Minimally Disturbed Stream Using Low-Cost Remote Sensing: EVALUATING FISH ASSEMBLAGE HABITAT ASSOCIATIONS AT MULTIPLE SCALES". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26(1):20–34.

Christensen, Rune Haubo B. 2015. *A Tutorial on fitting Cumulative Link Models with the ordinal Package*. R-package version 2011.09-13.

Chuvieco Salinero, Emilio. 1996. *Fundamentos de teledetección espacial*. Madrid: Ediciones Rialp.

Comberti, C., T. F. Thornton, V. Wyllie de Echeverria, y T. Patterson. 2015. "Ecosystem services or services to ecosystems? Valuing cultivation and

reciprocal relationships between humans and ecosystems". *Global Environmental Change* 34:247–62.

CONABIO. 2001. "Estrategia nacional sobre biodiversidad de México. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad."

CONAFOR. 2017. "Compromiso por los servicios ambientales". *Comisión Nacional Forestal Blog*. Recuperado (https://www.gob.mx/conafor/articulos/compromiso-por-los-servicios-ambientales?idiom=es)).

Congalton, Russell G. 1991. "A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data". *Remote Sensing of Environment* 37(1):35–46.

Conte, Marc, Erik Nelson, Karen Carney, Cinzia Fissore, Nasser Olwero, Andrew J. Plantinga, Bill Stanley, y Taylor H. Ricketts. 2011. "Natural capital: theory & practice of mapping ecosystem services". en *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*.

Costanza, R., L. Wainger, C. Folke, y K. G. Mäler. 1993. "Modelling complex ecological economic systems: towards an evolutionary dynamic understanding ok people and nature". *BioScience* (43):545–55.

Costanza, Robert, Ralph d'Arge, Rudolf De Groot, Stephen Farber, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, Shahid Naeem, Robert V. O'neill, y Jose Paruelo. 1997. "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *nature* 387(6630):253–260.

Costanza, Robert, Rudolf de Groot, Paul Sutton, Sander van der Ploeg, Sharolyn J. Anderson, Ida Kubiszewski, Stephen Farber, y R. Kerry Turner. 2014. "Changes in the global value of ecosystem services". *Global Environmental Change* 26:152–58.

Costedoat, Sébastien, Esteve Corbera, Driss Ezzine-de-Blas, Jordi Honey-Rosés, Kathy Baylis, y Miguel Angel Castillo-Santiago. 2015. "How Effective Are Biodiversity Conservation Payments in Mexico?" editado por P. Adam. *PLOS ONE* 10(3):e0119881.

Cottet, Marylise, Hervé Piégay, y Gudrun Bornette. 2013. "Does Human Perception of Wetland Aesthetics and Healthiness Relate to Ecological Functioning?" *Journal of Environmental Management* 128:1012–22.

Council of Europe. 2000. "European Landscape Convention". Treaty Series(176).

Crutzen, Paul J. 2002. "Geology of mankind". *Nature* 415(6867):23–23.

Crutzen, Paul J. 2007. "La géologie de l'humanité : l'Anthropocène". *Ecologie & politique* 34(1):141.

Daily, Gretchen C. 1997. *Introduction: What Are Ecosystem Services? Nature's Services: Societal Dependece on Natural Ecosystems*. Island Press. Washington, DC: Gretchen C. Daily.

Daily, Gretchen C., Stephen Polasky, Joshua Goldstein, Peter M. Kareiva, Harold A. Mooney, Liba Pejchar, Taylor H. Ricketts, James Salzman, y Robert Shallenberger. 2009. "Ecosystem Services in Decision Making: Time to Deliver". *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):21–28.

David, Gilbert, Émilie Mirault, Gwenaëlle Pennober, y Christophe Révillion. 2012. "Unités Paysagères et services écosystémiques, l'exemple des récifs coralliens". *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Hors-série 14).

Davids, Rashieda, Mathieu Rouget, Richard Boon, y Debra Roberts. 2016. "Identifying Ecosystem Service Hotspots for Environmental Management in Durban, South Africa". *Bothalia* 46(2).

Davies, Kathryn K., Karen T. Fisher, Mark E. Dickson, Simon F. Thrush, y Richard Le Heron. 2015. "Improving Ecosystem Service Frameworks to Address Wicked Problems". *Ecology and Society* 20(2).

Delgado, Patricia, Daniel Pinero, Alvaro Chaos, Nidia Perez-Nasser, y Elena R. Alvarez-Buylla. 1999. "High Population Differentiation and Genetic Variation in the Endangered Mexican Pine Pinus rzedowskii (Pinaceae)". *American Journal of Botany* 86(5):669.

Delgado-Balbuena, J., J. T. Arredondo, H. W. Loescher, E. Huber-Sannwald, G. Chavez-Aguilar, M. Luna-Luna, y R. Barretero-Hernandez. 2013. "Differences in Plant Cover and Species Composition of Semiarid Grassland Communities of Central Mexico and Its Effects on Net Ecosystem Exchange". *Biogeosciences* 10(7):4673–90.

Descola, Philippe. 2009. *Par-delà nature et culture*. Nachdr. Paris: Gallimard.

Duarte, Gabriela Teixeira, Milton Cezar Ribeiro, y Adriano Pereira Paglia. 2016. "Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation" editado por P. De Marco Júnior. *PLOS ONE* 11(5):e0154573.

Dudley, Nigel, Andalusia (Spain), IUCN World Commission on Protected Areas, Fundación Biodiversidad, y IUCN--The World Conservation Union, eds. 2008. *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland, Switzerland: IUCN.

Durand, Leticia y Luis Bernardo Vázquez. 2011. "Biodiversity Conservation Discourses. A Case Study on Scientists and Government Authorities in Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico". *Land Use Policy* 28(1):76–82.

ECOBA. 2012. "Estrategia Regional para la Conservación del Bosque de Agua".

Egoh, Benis, Belinda Reyers, Mathieu Rouget, David M. Richardson, David C. Le Maitre, y Albert S. van Jaarsveld. 2008. "Mapping ecosystem services for planning and management". *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127(1–2):135–40.

Ehrlich y Mooney. 1983. "Extinction, substitution, and ecosystem services". *BioScience* 33:248–254.

Ehrlich, Paul R. y Anne H. Ehrlich. 1981. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. 1st ed. New York: Random House.

Ellis, Edward, Karen Kainer, José Sierra-Huelsz, Patricia Negreros-Castillo, Dawn Rodriguez-Ward, y Maria DiGiano. 2015. "Endurance and Adaptation of Community Forest Management in Quintana Roo, Mexico". *Forests* 6(12):4295–4327.

Englund, Oskar, Göran Berndes, y Christel Cederberg. 2017. "How to Analyse Ecosystem Services in Landscapes—A Systematic Review". *Ecological Indicators* 73:492–504.

Entwisle, Barbara, Ronald Rindfuss, Paul Stern, John Weeks, Dennis Larson, y Debbie Fugate. 2005. "Patterns of urban land use as assessed by satellite imagery: An application to Cairo, Egypt".

Estoque, Ronald C. y Yuji Murayama. 2013. "Landscape pattern and ecosystem service value changes: Implications for environmental sustainability planning for the rapidly urbanizing summer capital of the Philippines". *Landscape and Urban Planning* 116:60–72.

European Commission y Directorate-General for the Environment. 2014. *Mapping and Assessment of Ecosystems and Their Services: Indicators for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 : 2nd Report - Final, February 2014.* Luxembourg: Publications Office.

Ezzine-de-Blas, Driss, Céline Dutilly, José-Alberto Lara-Pulido, Gwenolé Le Velly, y Alejando Guevara-Sanginés. 2016. "Payments for Environmental Services in a Policymix: Spatial and Temporal Articulation in Mexico" editado por A. Zia. *PLOS ONE* 11(4):e0152514.

Ezzine-de-Blas, Driss, Sven Wunder, Manuel Ruiz-Pérez, y Rocio del Pilar Moreno-Sanchez. 2016. "Global Patterns in the Implementation of Payments for Environmental Services" editado por A. García-Gallego. *PLOS ONE* 11(3):e0149847.

Felix, Müller, Willemen Louise, y de Groot Rudolf. 2011. "Ecosystem Services at the Landscape Scale: the Need for Integrative Approaches". *Landscape Online*.

Figueroa, F., V. Sanchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, y M. Inaje. 2011. "Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso

del suelo y la vegetación. ¿Un índice es suficiente?." *Revista Mexicana de Biodiversidad* (82):951–63.

Figueroa, Fernanda y Víctor Sánchez-Cordero. 2008. "Effectiveness of Natural Protected Areas to Prevent Land Use and Land Cover Change in Mexico". *Biodiversity and Conservation* 17(13):3223–40.

Fischer, Alexandra Paige. 2018. "Forest Landscapes as Social-Ecological Systems and Implications for Management". *Landscape and Urban Planning* 177:138–47.

Fisher, Brendan, R. Kerry Turner, y Paul Morling. 2009. "Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making". *Ecological Economics* 68(3):643–53.

Flores-Maldonado, José Juan, Irene Ruvalcaba-Ortega, Antonio Moreno-Talamantes, Mario Alberto García-Aranda, Susana Favela-Lara, y José Ignacio González-Rojas. 2015. "Representatividad geográfica y ambiental del inventario de especies arbustivas en el Área de Protección de Recursos Naturales 'Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 004 Don Martín', Coahuila, México". *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86(3):809–22.

Forman, R. T. T. y M. Gordon. 1986. "Landscape Ecology". *Environmental Conservation*, ohn Wiley & Sons, 620.

Forman, Richard TT. 1995. "Some general principles of landscape and regional ecology". *Landscape Ecology* 10(3):133–142.

Fotheringham, A. S., M. E. Charlton, y C. Brunsdon. 1998. "Geographically Weighted Regression: A Natural Evolution of the Expansion Method for Spatial Data Analysis". *Environment and Planning A* 30(11):1905–27.

Fotheringham, A. Stewart, Chris Brunsdon, y Martin Charlton. 2002. *Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships*. Chichester, England ; Hoboken, NJ, USA: Wiley.

Frank, Susanne, Christine Fürst, Lars Koschke, y Franz Makeschin. 2012. "A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics". *Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services* 21:30–38.

Fremier. 2013. "Understanding Spatiotemporal Lags in Ecosystem Services to Improve Incentives". *BioScience* 63(6):472–82.

Frondel, Manuel, Michael Simora, y Stephan Sommer. 2017. "Risk Perception of Climate Change: Empirical Evidence for Germany". *Ecological Economics* 137:173–83.

Fu, Qi, Bo Li, Ying Hou, Xu Bi, y Xinshi Zhang. 2017. "Effects of Land Use and Climate Change on Ecosystem Services in Central Asia's Arid Regions: A Case Study in Altay Prefecture, China". *Science of The Total Environment* 607–608:633–46.

Fuentes-Bazan, Susy, Guilhem Mansion, y Thomas Borsch. 2012. “Towards a species level tree of the globally diverse genus Chenopodium (Chenopodiaceae)”. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 62(1):359–74.

Fuentes-Pangtay, Tajin. 2009. “Analisis de los programas de pago o compensacion por servicios ambientales en la cuenca del Pixiquiac: fortalezas y debilidades en el contexto local. Documento técnico. Proyecto:NCMA3-08-03.SENDASA.C.”

Galicia, L., B. Chávez-Vergara, M. Kolb, I. Jasso-Flores, L. Rodríguez-Bustos, E. L. Solís, V. Guerra de la Cruz, E. Pérez-Campuzano, y A. Villanueva. 2018. “Perspectivas del enfoque socio-ecológico en la conservación, aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de México. Madera y Bosques”. *Madera y Bosques*.

Galicia, Leopoldo, María Luisa Cuevas Fernández, Laura Merit González Ramírez, y Stephane Couturier. 2014. “Detección de cambio ambiental en selvas y bosques de México con percepción remota: un enfoque multiescalar de espacio y tiempo”. *Interciencia* 39(6).

Galicia, Leopoldo y Arturo García-Romero. 2007. “Land use and land cover change in highland temperate forests in the Izta-Popo National Park, central Mexico”. *Mountain Research and Development* 27(1):48–57.

Galicia, Leopoldo, Catherine Potvin, y Christian Messier. 2015. “Maintaining the high diversity of pine and oak species in Mexican temperate forests: a new management approach combining functional zoning and ecosystem adaptability”. *Canadian Journal of Forest Research* 45(10):1358–68.

Galicia, Leopoldo, Vinisa Saynes, y Julio Campo. 2015. “Biomasa Aérea, Subterránea y Necromasa en una Cronosecuencia de Bosques Templados con Aprovechamiento Forestal”. *Botanical Sciences* 93(3):473.

Galicia, Leopoldo y Alba Esmeralda Zarco-Arista. 2014. “Multiple Ecosystem Services, Possible Trade-Offs and Synergies in a Temperate Forest Ecosystem in Mexico: A Review”. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10(4):275–88.

Gallopin, Gilberto C., Silvio Funtowicz, Martin O’Connor, y Jerry Ravetz. 2001. “Science for the Twenty-First Century: From Social Contract to the Scientific Core”. *International Social Science Journal* 53(168):219–29.

García-Llorente, Marina, Antonio J. Castro, Cristina Quintas-Soriano, Iván López, Hermelindo Castro, Carlos Montes, y Berta Martín-López. 2016. “The value of time in biological conservation and supplied ecosystem services: A willingness to give up time exercise”. *Journal of Arid Environments* 124:13–21.

García-Llorente, Marina, Irene Iniesta-Arandia, Bárbara A. Willaarts, Paula A. Harrison, Pam Berry, María del Mar Bayo, Antonio J. Castro, Carlos Montes, y Berta Martín-López. 2015. “Biophysical and Sociocultural Factors Underlying

Spatial Trade-Offs of Ecosystem Services in Semiarid Watersheds". *Ecology and Society* 20(3).

García-Llorente, Marina, Berta Martín-López, Irene Iniesta-Arandia, César A. López-Santiago, Pedro A. Aguilera, y Carlos Montes. 2012. "The Role of Multi-Functionality in Social Preferences toward Semi-Arid Rural Landscapes: An Ecosystem Service Approach". *Environmental Science & Policy* 19–20:136–46.

6.

García-Nieto, Ana P., Marina García-Llorente, Irene Iniesta-Arandia, y Berta Martín-López. 2013. "Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries". *Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services* 4:126–38.

Garrido, Pablo, Marine Elbakidze, y Per Angelstam. 2017. "Stakeholders' Perceptions on Ecosystem Services in Östergötland's (Sweden) Threatened Oak Wood-Pasture Landscapes". *Landscape and Urban Planning* 158:96–104.

Gasca Zamora, José. 2014. "Gobernanza y gestión comunitaria de recursos naturales en la Sierra Norte de Oaxaca". *Región y sociedad* 26(60):89–120.

Georganos, Stefanos. 2016. *Exploring the Spatial Relationship between NDVI and Rainfall in the Semi-Arid Sahel with Geographically Weighted Regression*. Unpublished.

Gerez, P. y S. E. Purata. 2008. "Guia Practica Forestal de Silvicultura Comunitaria".

Getis, Arthur y J. K. Ord. 2010. "The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics". *Geographical Analysis* 24(3):189–206.

Girard, Michel C., Colette M. Girard, y Dominique Courault. 1999. *Traitement des données de télédétection*. Paris: Dunod.

Gobster, Paul H., Joan I. Nassauer, Terry C. Daniel, y Gary Fry. 2007. "The Shared Landscape: What Does Aesthetics Have to Do with Ecology?" *Landscape Ecology* 22(7):959–72.

Goldenberg, Romain, Zahra Kalantari, Vladimir Cvetkovic, Ulla Mörtberg, Brian Deal, y Georgia Destouni. 2017. "Distinction, Quantification and Mapping of Potential and Realized Supply-Demand of Flow-Dependent Ecosystem Services". *Science of The Total Environment* 593–594:599–609.

Goldstein, J. H., G. Caldarone, T. K. Duarte, D. Ennaanay, N. Hannahs, G. Mendoza, S. Polasky, S. Wolny, y G. C. Daily. 2012. "Integrating Ecosystem-Service Tradeoffs into Land-Use Decisions". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(19):7565–70.

Gómez-Baggethun, Erik y Rudolf de Groot. 2010. "Chapter 5. Natural Capital and Ecosystem Services: The Ecological Foundation of Human Society". Pp. 105–21

en *Issues in Environmental Science and Technology*, editado por R. M. Harrison y R. E. Hester. Cambridge: Royal Society of Chemistry.

Gómez-Baggethun, Erik, Rudolf de Groot, Pedro L. Lomas, y Carlos Montes. 2010. "The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes". *Special Section - Payments for Environmental Services: Reconciling Theory and Practice* 69(6):1209–18.

Greenpeace México. 2008. "Presentan estudio de zonificación del Gran Bosque de Agua". Recuperado 12 de febrero de 2018 (http://www.greenpeace.org/mexico/es/Noticias/2008/Julio/presentan-estudio-de-zonificac/).

Grêt-Regamey, Adrienne, Jürg Altwegg, Elina A. Sirén, Maarten J. van Strien, y Bettina Weibel. 2016. "Integrating Ecosystem Services into Spatial Planning—A Spatial Decision Support Tool". *Landscape and Urban Planning*.

Grêt-Regamey, Adrienne, Sven-Erik Rabe, Ricardo Crespo, Sven Lautenbach, Andrea Ryffel, y Barbara Schlup. 2014. "On the Importance of Non-Linear Relationships between Landscape Patterns and the Sustainable Provision of Ecosystem Services". *Landscape Ecology* 29(2):201–12.

de Groot, R. S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, y L. Willemen. 2010. "Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making". *Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences* 7(3):260–72.

de Groot, Rudolf. 2006. "Function-Analysis and Valuation as a Tool to Assess Land Use Conflicts in Planning for Sustainable, Multi-Functional Landscapes". *Landscape and Urban Planning* 75(3–4):175–86.

dde Groot, Rudolf S., Matthew A. Wilson, y Roelof M. .. Boumans. 2002. "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services". *Ecological Economics* 41(3):393–408.

Gruehn, Dietwald y Michael Roth. 2010. "Landscape preference study of agricultural landscapes in Germany". *Journal of Landscape Ecology* 9:67–78.

Gutiérrez de MacGregor, María Teresa. 2003. "Desarrollo y distribución de la población urbana en México". *Investigaciones geográficas* (50):77–91.

Haines-Young, R. y M. Potschin. 2014. "Typology/Classification of Ecosystem Services. In: Potschin, M. and K. Jax (eds): OpenNESS Ecosystem Services Reference Book. EC FP7 Grant Agreement no. 308428."

Haines-Young, Roy y Marion Potschin. 2011. "Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 Update". en *expert meeting on ecosystem accounts organized by the United Nations Statistics Division, the European Environment Agency and the World Bank, London, December. Available from: cices. eu/wpcontent/uploads/2009/11/CICES_Update_Nov2011. pdf*.

Hamann, Maike, Reinette Biggs, y Belinda Reyers. 2015. “Mapping social–ecological systems: Identifying ‘green-loop’ and ‘red-loop’ dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use”. *Global Environmental Change* 34:218–26.

Hamel, P. y A. J. Guswa. 2014. “Uncertainty Analysis of a Spatially-Explicit Annual Water-Balance Model: Case Study of the Cape Fear Catchment, NC”. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 11(10):11001–36.

Hamel, P. y A. J. Guswa. 2015. “Uncertainty Analysis of a Spatially Explicit Annual Water-Balance Model: Case Study of the Cape Fear Basin, North Carolina”. *Hydrology and Earth System Sciences* 19(2):839–53.

Harken, James y Ramanathan Sugumaran. 2005. “Classification of Iowa wetlands using an airborne hyperspectral image: a comparison of the spectral angle mapper classifier and an object-oriented approach”. *Canadian Journal of remote sensing* 31(2):167–174.

Harris, Nancy L., Elizabeth Goldman, Christopher Gabris, Jon Nordling, Susan Minnemeyer, Stephen Ansari, Michael Lippmann, Lauren Bennett, Mansour Raad, Matthew Hansen, y Peter Potapov. 2017. “Using spatial statistics to identify emerging hot spots of forest loss”. *Environmental Research Letters* 12(2):024012.

Hermann, Anna, Sabine Schleifer, y Thomas Wrbka. 2011. “The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review”. *Living Reviews in Landscape Research* 5(1):1–37.

Hinojosa Flores, Isaías Daniel, Margaret Skutsch, y Irmeli Mustalahti. 2016. “Impacts of Finnish Cooperation in the Mexican Policy Making Process: From the Community Forest Management to the Liberalization of Forest Services”. *Forest Policy and Economics* 73:229–38.

Hobbs, Richard J., Salvatore Arico, James Aronson, Jill S. Baron, Peter Bridgewater, Viki A. Cramer, Paul R. Epstein, John J. Ewel, Carlos A. Klink, Ariel E. Lugo, David Norton, Dennis Ojima, David M. Richardson, Eric W. Sanderson, Fernando Valladares, Montserrat Vila, Regino Zamora, y Martin Zobel. 2006. “Novel Ecosystems: Theoretical and Management Aspects of the New Ecological World Order”. *Global Ecology and Biogeography* 15(1):1–7.

Holland, J. H. 1995. *Hidden order: how adaptation builds complexity*. Addison Wesley, Reading, MA.

Holling, C. S. y Craig R. Allen. 2002. “Adaptive Inference for Distinguishing Credible from Incredible Patterns in Nature”. *Ecosystems* 5(4):319–28.

Hoth, Jurgen. 2014. “Urban Jungle: No Forest, No Water for Mexico City | Human Nature - Conservation International Blog”. Recuperado 24 de mayo de 2016

(http://blog.conservation.org/2014/03/urban-jungle-no-forest-no-water-for-mexico-city/).

Hou, Y., B. Burkhard, y F. Müller. 2013. "Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment". *Integrated land-use and regional resource management – A cross-disciplinary dialogue on future perspectives for a sustainable development of regional resources* 127, Supplement:S117–31.

Huntsinger, Lynn y José L. Oviedo. 2014. "Ecosystem Services Are Social–Ecological Services in a Traditional Pastoral System: The Case of California's Mediterranean Rangelands". *Ecology and Society* 19(1).

INEGI. 2010. "Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)". *INEGI*. Recuperado 24 de mayo de 2016 (http://www.inegi.org.mx/).

INEGI. 2013. "Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie V (capa unión)".

INEGI. 2014. "Guía para la interpretación de cartografía : uso del suelo y vegetación : escala 1:250, 000 : serie V".

Iniesta-Arandia, Irene, Marina García-Llorente, Pedro A. Aguilera, Carlos Montes, y Berta Martín-López. 2014. "Socio-cultural valuation of ecosystem services: uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being". *Ecological Economics* 108:36–48.

Isely, Elaine Sterrett, Paul Isely, Saichon Seedang, Kenneth Mulder, Kurt Thompson, y Alan D. Steinman. 2010. "Addressing the Information Gaps Associated with Valuing Green Infrastructure in West Michigan: INtegrated Valuation of Ecosystem Services Tool (INVEST)". *Journal of Great Lakes Research* 36(3):448–57.

Jakob, Michael. 2013. *Le paysage*. Ifolio éditions.

Jaramillo, Victor J., J. Boone Kauffman, Lyliana Rentera-Rodriguez, Dian L. Cummings, y Lisa J. Ellingson. 2003. "Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes". *Ecosystems* 6(7):609–29.

Jax, Kurt. 2005. "Function and 'Functioning' in Ecology: What Does It Mean?" *Oikos* 111(3):641–48.

Jujnovsky, Julieta, Teresa Margarita González-Martínez, Enrique Arturo Cantoral-Uriza, y Lucia Almeida-Leñero. 2012. "Assessment of Water Supply as an Ecosystem Service in a Rural-Urban Watershed in Southwestern Mexico City". *Environmental Management* 49(3):690–702.

Kala, Abhishek K., Chetan Tiwari, Armin R. Mikler, y Samuel F. Atkinson. 2017. "A Comparison of Least Squares Regression and Geographically Weighted Regression Modeling of West Nile Virus Risk Based on Environmental Parameters". *PeerJ* 5:e3070.

Kaltenborn, Bjørn P. y Tore Bjerke. 2002. “Associations between environmental value orientations and landscape preferences”. *Landscape and urban planning* 59(1):1–11.

Kareiva, Peter M., ed. 2011. *Natural capital: theory & practice of mapping ecosystem services*. New York: Oxford University Press.

Karrasch, Leena, Thomas Klenke, y Johan Woltjer. 2014. “Linking the Ecosystem Services Approach to Social Preferences and Needs in Integrated Coastal Land Use Management – A Planning Approach”. *Land Use Policy* 38:522–32.

Kauffman, S. 1993. *The origins of order*. New York: Oxford University Press.

Kenter, Jasper O., Liz O’Brien, Neal Hockley, Neil Ravenscroft, Ioan Fazey, Katherine N. Irvine, Mark S. Reed, Michael Christie, Emily Brady, Rosalind Bryce, Andrew Church, Nigel Cooper, Althea Davies, Anna Evely, Mark Everard, Robert Fish, Janet A. Fisher, Niels Jobstvogt, Claire Molloy, Johanne Orchard-Webb, Susan Ranger, Mandy Ryan, Verity Watson, y Susan Williams. 2015. “What are shared and social values of ecosystems?” *Ecological Economics* 111:86–99.

Kettle, C. J. y L. P. Koh. 2014. “Global Forest Fragmentation: Introduction.” Pp. 1–4 en *Global forest fragmentation*, editado por C. J. Kettle y L. P. Koh. Wallingford: CABI.

Knapp, Thomas R. 1990. “Treating ordinal scales as interval scales: an attempt to resolve the controversy.” *Nursing research* 39(2):121–123.

Kolb, Melanie y Leopoldo Galicia. 2012. “Challenging the Linear Forestation Narrative in the Neo-Tropic: Regional Patterns and Processes of Deforestation and Regeneration in Southern Mexico: Challenging the Linear Forestation Narrative in the Neo-Tropic”. *The Geographical Journal* 178(2):147–61.

Koleff, Patricia y Tania Urquiza-Haas. 2011. *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*. México, D.F.: CONABIO.

Kremen, Claire. 2005. “Managing Ecosystem Services: What Do We Need to Know about Their Ecology?: Ecology of Ecosystem Services”. *Ecology Letters* 8(5):468–79.

Krishnaswamy, Jagdish, Kamaljit S. Bawa, K. N. Ganeshaiah, y M. C. Kiran. 2009. “Quantifying and mapping biodiversity and ecosystem services: Utility of a multi-season NDVI based Mahalanobis distance surrogate”. *Remote Sensing of Environment* 113(4):857–67.

La Notte, Alessandra, Dalia D’Amato, Hanna Mäkinen, Maria Luisa Paracchini, Camino Liquete, Benis Egoh, Davide Geneletti, y Neville D. Crossman. 2017. “Ecosystem Services Classification: A Systems Ecology Perspective of the Cascade Framework”. *Ecological Indicators* 74:392–402.

Labrière, Nicolas, Yves Laumonier, Bruno Locatelli, Ghislain Vieilledent, y Marion Comptour. 2015. "Ecosystem Services and Biodiversity in a Rapidly Transforming Landscape in Northern Borneo" editado por E. Webb. *PLOS ONE* 10(10):e0140423.

Labrière, Nicolas, Bruno Locatelli, Ghislain Vieilledent, Selly Kharisma, Imam Basuki, Valéry Gond, y Yves Laumonier. 2016. "Spatial Congruence between Carbon and Biodiversity across Forest Landscapes of Northern Borneo". *Global Ecology and Conservation* 6:105–20.

LaGro, James. 1991. "Assessing patch shape in landscape mosaics". *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 57(3):285–293.

Lamarque, Pénélope. 2012. "Une approche socio-écologique des services écosystémiques. Cas d'étude des prairies subalpines du Lautaret". Universté de Grenoble, Grenoble.

Lamarque, Pénélope, Fabien Quétier, y Sandra Lavorel. 2011. "The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management". *Comptes Rendus Biologies* 334(5–6):441–49.

Lamarque, Pénélope, Ulrike Tappeiner, Catherine Turner, Melanie Steinbacher, Richard D. Bardgett, Ute Szukics, Markus Schermer, y Sandra Lavorel. 2011. "Stakeholder Perceptions of Grassland Ecosystem Services in Relation to Knowledge on Soil Fertility and Biodiversity". *Regional Environmental Change* 11(4):791–804.

Lavorel, Sandra. 2010."Distribution des services écsystémiques à l`´echelle du paysage: Le role des traits fontionnels végétaux". Presentado en Ecologie 2010.

Lebreton, Clotilde. 2015. *Gouvernance(s) sur un volcan. Controverses, arrangements et reconfigurations autour des instruments participatifs d'une aire naturelle protégée mexicaine (le Nevado de Toluca)*. Lyon, École normale supérieure.

Lebreton, Clotilde, Stéphane Héritier, Paul Arnould, y Jacques Imbernon. 2015. "La forêt des convoitises : cent ans de politiques sociales, libérales et environnementales dans les Parcs nationaux du Mexique (1910-2013)". *VertigO* (Volume 15 Numéro 1).

Lele, Sharachchandra, Oliver Springate-Baginski, Roan Lakerveld, Debal Deb, y Prasad Dash. 2013. "Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives". *Conservation and Society* 11(4):343.

LeSage, James P. 2008. "An Introduction to Spatial Econometrics". *Revue d'économie industrielle* (123):19–44.

Lévy, Jacques y Michel Lussault, eds. 2003. *Dictionnaire de la géographie*. Paris: Belin.

LGEEPA. 2015. *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*.

Lipper, Leslie y Bernardete Neves. 2011. “Pagos por servicios ambientales: ¿qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?” 32.

Lloyd, Chris y Ian Shuttleworth. 2005. “Analysing Commuting Using Local Regression Techniques: Scale, Sensitivity, and Geographical Patterning”. *Environment and Planning A* 37(1):81–103.

Locatelli, Bruno, Pablo Imbach, y Sven Wunder. 2013. “Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica”. *Environmental Conservation* 41(01):27–36.

Locatelli, Bruno, Sandra Lavorel, Sean Sloan, Ulrike Tappeiner, y Davide Geneletti. 2017. “Characteristic Trajectories of Ecosystem Services in Mountains”. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(3):150–59.

López Martínez, Francisco, Alfredo Pérez Morales, y Salvador Gil Guirado. 2016. “In Landscape Management All of Us Have Something to Say. A Holistic Method for Landscape Preservability Evaluation in a Mediterranean Region”. *Land Use Policy* 51:172–83.

López-Medellín, X., L. B. Vázquez, D. Valenzuela-Galván, y E. Wehncke. 2017. “Percepciones de los habitantes de la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla: hacia el desarrollo de nuevas estrategias de manejo participativo”. *Interciencia* 42:10.

Lopez-Morales, Carlos. 2012. *Valoración de servicios hidrológicos por costo de reemplazo: Análisis de escenarios para el Bosque de Agua*. *Documento de trabajo de la Dirección General de Investigación en Ordenamiento Ecológico y Conservación de Ecosistemas*. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología.

López-Santiago, César A., Elisa Oteros-Rozas, Berta Martín-López, Tobias Plieninger, Esther González Martín, y José A. González. 2014. “Using Visual Stimuli to Explore the Social Perceptions of Ecosystem Services in Cultural Landscapes: The Case of Transhumance in Mediterranean Spain”. *Ecology and Society* 19(2).

Maass, Sergio Franco, Héctor Hugo Regil García, Carlos González Esquivel, y Gabino Nava Bernal. 2006. “Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000”. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 61:38–57.

Maes, Joachim, Camino Liquete, Anne Teller, Markus Erhard, Maria Luisa Paracchini, José I. Barredo, Bruna Grizzetti, Ana Cardoso, Francesca Somma, Jan-Erik Petersen, Andrus Meiner, Eva Royo Gelabert, Nihat Zal, Peter Kristensen, Annemarie Bastrup-Birk, Katarzyna Biala, Chiara Piroddi, Benis Egoh, Patrick Degeorges, Christel Fiorina, Fernando Santos-Martín, Vytautas Naruševičius, Jan Verboven, Henrique M. Pereira, Jan Bengtsson, Kremena Gocheva, Cristina Marta-Pedroso, Tord Snäll, Christine Estreguil, Jesus San-Miguel-Ayanz, Marta Pérez-Soba, Adrienne Grêt-Regamey, Ana I. Lillebø, Dania Abdul Malak, Sophie Condé, Jon Moen, Bálint Czúcz, Evangelia G. Drakou, Grazia Zulian, y

Carlo Lavalle. 2016. “An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020”. *Ecosystem Services* 17:14–23.

Malm, Andreas y Étienne Dobenesque. 2017. *L’anthropocène contre l’histoire: le réchauffement climatique à l’ère du capital*.

Maris, Virginie. 2014. *Nature à vendre: les limites des services écosystémiques*.

Martínez Bascuñán, Marcela y Carolina Rojas Quezada. 2016. “Geographically weighted regression for modelling the accessibility to the public hospital network in Concepción Metropolitan Area, Chile”. *Geospatial Health* 11(3).

Martínez-Dueñas, William. 2018. “Estudio Integrado del Grado de Antropización (Inra) a Escala del Paisaje: Propuesta Metodológica y Evaluación”.

Martínez-Harms, María José y Patricia Balvanera. 2012. “Methods for Mapping Ecosystem Service Supply: A Review”. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8(1–2):17–25.

Martin-Lopez, B., C. Montes, y J. Benayas. 2007. “The Non-Economic Motives behind the Willingness to Pay for Biodiversity Conservation”. *Biological Conservation* 139(1–2):67–82.

Martín-López, Berta, Erik Gómez-Baggethun, Marina García-Llorente, y Carlos Montes. 2014. “Trade-Offs across Value-Domains in Ecosystem Services Assessment”. *Ecological Indicators* 37:220–28.

Martín-López, Berta, Irene Iniesta-Arandia, Marina García-Llorente, Ignacio Palomo, Izaskun Casado-Arzuaga, David García Del Amo, Erik Gómez-Baggethun, Elisa Oteros-Rozas, Igone Palacios-Agundez, Bárbara Willaarts, José A. González, Fernando Santos-Martín, Miren Onaindia, Cesar López-Santiago, y Carlos Montes. 2012. “Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences” editado por K. Bawa. *PLoS ONE* 7(6):e38970.

Marty, Pascal. 2004. *Forêts et sociétés: logiques d’action des propriétaires privés et production de l’espace forestier ; l’exemple du Rouergue*. Paris: Univ.

Masera, Omar, Mauricio R. Bellon, y Gerardo Segura. 1997. “Forestry Options for Sequestering Carbon in Mexico: Comparative Economic Analysis of Three Case Studies”. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 27(sup001):227–44.

Mathevet, Raphaël. 2015. *Pour une géographie de la conservation: biodiversités, natures et sociétès*. Paris: l’Harmattan.

Matthews, Emily, ed. 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: forest ecosystems*. Washington, DC: World Resources Institute.

McAfee, Kathleen y Elizabeth N. Shapiro. 2010. “Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State”. *Annals of the Association of American Geographers* 100(3):579–99.

McGarigal, Kevin y Samuel A. Cushman. 2002. “The Gradient Concept of Landscape Structure: Or, Why Are There So Many Patches”. *Available at the following websites: www. umass. edu/landeco/pubs/pubs. html*.

McGinnis, Michael D. y Elinor Ostrom. 2014a. “Social-Ecological System Framework: Initial Changes and Continuing Challenges”. *Ecology and Society* 19(2).

McGinnis, Michael D. y Elinor Ostrom. 2014b. “Social-Ecological System Framework: Initial Changes and Continuing Challenges”. *Ecology and Society* 19(2).

MEA. 2005a. *Ecosystems and Human Well-Being: General Synthesis : A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press.

MEA. 2005b. *Rapport de synthèse de l`´Evaluation des Écosystèmes pour le Millénaire*. Millennium Ecosystem Assesment.

Meijaard, Erik, Nicola K. Abram, Jessie A. Wells, Anne-Sophie Pellier, Marc Ancrenaz, David L. A. Gaveau, Rebecca K. Runting, y Kerrie Mengersen. 2013. “People’s Perceptions about the Importance of Forests on Borneo” editado por S. T. Turvey. *PLoS ONE* 8(9):e73008.

Mendoza, Guillermo, Driss Ennaanay, Marc Conte, Michael Tood Walter, David Freyberg, Stacie Wolny, Lauren Hay, Sue White, Erik Nelson, y Luis Solorzano. 2011. “Water supply as an ecosystem service for hydropower and irrigation”. P. 365 en *Natural capital: theory & practice of mapping ecosystem services*. New York, USA.

Mendoza-Ponce, A. y L. Galicia. 2010. “Aboveground and Belowground Biomass and Carbon Pools in Highland Temperate Forest Landscape in Central Mexico”. *Forestry* 83(5):497–506.

Mennis, Jeremy. 2006. “Mapping the Results of Geographically Weighted Regression”. *The Cartographic Journal* 43(2):171–79.

Méral, Philippe. 2012. “Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes”. *Natures Sciences Sociétés* 20(1):3–15.

Miles, Matthew B. y A. M. Huberman. 1994. *Qualitative data analysis: an expanded sourcebook*. 2nd ed. Thousand Oaks: Sage Publications.

Mononen, L., A. P. Auvinen, A. L. Ahokumpu, M. Rönkä, N. Aarras, H. Tolvanen, M. Kamppinen, E. Viirret, T. Kumpula, y P. Vihervaara. 2016. “National ecosystem service indicators: Measures of social–ecological sustainability”. *Developing and Applying Ecosystem Services Indicators in Decision-Support at Various Scales* 61, Part 1:27–37.

Morse, Nathaniel B., Paul A. Pellissier, Elisabeth N. Cianciola, Richard L. Brereton, Marleigh M. Sullivan, Nicholas K. Shonka, Tessa B. Wheeler, y William H. McDowell. 2014. "Novel Ecosystems in the Anthropocene: A Revision of the Novel Ecosystem Concept for Pragmatic Applications". *Ecology and Society* 19(2).

Mouchet, Maud A., Pénélope Lamarque, Berta Martín-López, Emilie Crouzat, Pierre Gos, Coline Byczek, y Sandra Lavorel. 2014. "An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services". *Global Environmental Change* 28:298–308.

Mulder, Christian, Elena M. Bennett, David A. Bohan, Michael Bonkowski, Stephen R. Carpenter, Rachel Chalmers, Wolfgang Cramer, Isabelle Durance, Nico Eisenhauer, Colin Fontaine, Alison J. Haughton, Jean-Paul Hettelingh, Jes Hines, Sébastien Ibanez, Erik Jeppesen, Jennifer Adams Krumins, Athen Ma, Giorgio Mancinelli, François Massol, Órla McLaughlin, Shahid Naeem, Unai Pascual, Josep Peñuelas, Nathalie Pettorelli, Michael J. O. Pocock, Dave Raffaelli, Jes J. Rasmussen, Graciela M. Rusch, Christoph Scherber, Heikki Setälä, William J. Sutherland, Corinne Vacher, Winfried Voigt, J. Arie Vonk, Stephen A. Wood, y Guy Woodward. 2015. "10 Years Later". Pp. 1–53 en *Advances in Ecological Research*. Vol. 53. Elsevier.

Müller, Felix y Benjamin Burkhard. 2012. "The Indicator Side of Ecosystem Services". *Ecosystem Services* 1(1):26–30.

Muñoz-Piña, Carlos, Alejandro Guevara, Juan Manuel Torres, y Josefina Braña. 2008. "Paying for the Hydrological Services of Mexico's Forests: Analysis, Negotiations and Results". *Ecological Economics* 65(4):725–36.

Naah, John-Baptist S. N. y Reginald T. Guuroh. 2017. "Factors Influencing Local Ecological Knowledge of Forage Resources: Ethnobotanical Evidence from West Africa's Savannas". *Journal of Environmental Management* 188:297–307.

Nagendra, Harini y Elinor Ostrom. 2014. "Applying the Social-Ecological System Framework to the Diagnosis of Urban Lake Commons in Bangalore, India". *Ecology and Society* 19(2).

Nassl, Michael y Jörg Löffler. 2015. "Ecosystem Services in Coupled Social–Ecological Systems: Closing the Cycle of Service Provision and Societal Feedback". *Ambio* 44(8):737–49.

Návar, José. 2009. "Allometric Equations for Tree Species and Carbon Stocks for Forests of Northwestern Mexico". *Forest Ecology and Management* 257(2):427–34.

Nelson, Erik J. y Gretchen C. Daily. 2010. "Modelling ecosystem services in terrestrial systems". *F1000 Biology Reports*.

Nelson, Erik, Guillermo Mendoza, James Regetz, Stephen Polasky, Heather Tallis, DRichard Cameron, Kai MA Chan, Gretchen C. Daily, Joshua Goldstein, Peter M. Kareiva, Eric Lonsdorf, Robin Naidoo, Taylor H. Ricketts, y MRebecca Shaw. 2009. "Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales". *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):4–11.

Newell, Barry, Carole L. Crumley, Nordin Hassan, Eric F. Lambin, Claudia Pahl-Wostl, Arild Underdal, y Robert Wasson. 2005. "A Conceptual Template for Integrative Human–Environment Research". *Global Environmental Change* 15(4):299–307.

Norgaard, Richard B. 2010. "Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder". *Special Section - Payments for Environmental Services: Reconciling Theory and Practice* 69(6):1219–27.

Norman, Geoff. 2010. "Likert Scales, Levels of Measurement and the 'Laws' of Statistics". *Advances in Health Sciences Education* 15(5):625–32.

Olosutean, Horea. 2015. "Methods for Modeling Ecosystem Services: A Review". *Management of Sustainable Development* 7(1).

Ordóñez, J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez, y O. Masera. 2008. "Carbon Content in Vegetation, Litter, and Soil under 10 Different Land-Use and Land-Cover Classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico". *Forest Ecology and Management* 255(7):2074–84.

Ortega, J. A. y Medina. 1987. "Zaguán abierto al México Republicano (1820-1830)". *Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F.*

Ostrom, E. 2007. "A Diagnostic Approach for Going beyond Panaceas". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(39):15181–87.

Ostrom, E. 2009. "A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems". *Science* 325(5939):419–22.

Oteros-Rozas, Elisa, Berta Martín-López, Tim M. Daw, Erin L. Bohensky, James R. A. Butler, Rosemary Hill, Julia Martin-Ortega, Allyson Quinlan, Federica Ravera, Isabel Ruiz-Mallén, Matilda Thyresson, Jayalaxshmi Mistry, Ignacio Palomo, Garry D. Peterson, Tobias Plieninger, Kerry A. Waylen, Dylan M. Beach, Iris C. Bohnet, Maike Hamann, Jan Hanspach, Klaus Hubacek, Sandra Lavorel, y Sandra P. Vilardy. 2015. "Participatory Scenario Planning in Place-Based Social-Ecological Research: Insights and Experiences from 23 Case Studies". *Ecology and Society* 20(4).

Oteros-Rozas, Elisa, Berta Martín-López, José A. González, Tobias Plieninger, César A. López, y Carlos Montes. 2014. "Socio-cultural valuation of ecosystem

services in a transhumance social-ecological network". *Regional Environmental Change* 14(4):1269–1289.

van Oudenhoven, Alexander P. E. y Rudolf S. de Groot. 2013. "Trade-offs and synergies between biodiversity conservation, land use change and ecosystem services". *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 9(2):87–89.

Padilla, Beatriz, Francisco Romero, Fernando Jaramillo, Flora Guerrero, y Raul Barrios. 2008. "The water forest of Mexico City". *International Journal of Wilderness*.

Page, Girija y Bill Bellotti. 2015. "Farmers value on-farm ecosystem services as important, but what are the impediments to participation in PES schemes?" *Science of The Total Environment* 515–516:12–19.

Palacio-Prieto, J. L. 2004. *Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial*. México, D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México : SEDESOL, Secretaría de Desarrollo Social : SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales : Instituto Nacional de Ecología.

Palomo, I., C. Montes, B. Martin-Lopez, J. A. Gonzalez, M. Garcia-Llorente, P. Alcorlo, y M. R. G. Mora. 2014. "Incorporating the Social-Ecological Approach in Protected Areas in the Anthropocene". *BioScience* 64(3):181–91.

Palomo, Ignacio, Berta Martín-López, Marion Potschin, Roy Haines-Young, y Carlos Montes. 2013. "National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows". *Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services* 4:104–16.

Partelow, Stefan y Klara J. Winkler. 2016. "Interlinking Ecosystem Services and Ostrom’s Framework through Orientation in Sustainability Research". *Ecology and Society* 21(3).

Patel, Alka y Nigel Waters. 2012. "Using Geographic Information Systems for Health Research". en *Application of Geographic Information Systems*, editado por B. M. Alam. InTech.

Paz, Fernanda. 2005. *La participación en el manejo de áreas naturales protegidas: actores e intereses en conflicto en el corredor biológico Chichinautzin, Morelos*. Cuernavaca, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro regional de Investigaciones Multidisciplinarias.

Pearson, Richard G. 2016. "Reasons to Conserve Nature". *Trends in Ecology & Evolution* 31(5):366–71.

Pelenc, Jérôme, Didier Bazile, Jorge Negrete, y Sébastien Velut. 2011. "La Campana (Chili) - Fontainebleau (France) : les services écosystémiques dans deux réserves de biosphère en zone métropolitaine, 2 sons de cloche!"

Pennisi, E. 2003. “SYSTEMS BIOLOGY: Tracing Life’s Circuitry”. *Science* 302(5651):1646–49.

Perevochtchikova, María. 2014. *Pago por servicios ambientales en México: un acercamiento para su estudio*. Primera edición. México, D.F: El Colegio de México.

Perevochtchikova, María. 2016. *Estudio de los efectos del Programa de Pago por Servicios Ambientales experiencia en Ajusco, México*.

Perevochtchikova, Maria y Julia Oggioni. 2014. “Global and Mexican analytical review of the state of the art on ecosystem and environmental services: A geographical approach”. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* 2014(85):47–65.

Perevochtchikova, Maria y Iskra Alejandra Rojo Negrete. 2015. “The Perceptions about Payment Schemes for Ecosystem Services: Study Case of the San Miguel and Santo Tomás Ajusco Community, Mexico”. *Ecosystem Services* 14:27–36.

Pérez, Juan Froilán Martínez. 2005. “El sector informal en México”. 16.

Pérez-Campuzano, Enrique, V. S. Avila-Foucat, y María Perevochtchikova. 2016. “Environmental policies in the peri-urban area of Mexico City: The perceived effects of three environmental programs”. *Cities* 50:129–36.

Perring, Michael P., Rachel J. Standish, Kristin B. Hulvey, Lori Lach, Tim K. Morald, Rebecca Parsons, Raphael K. Didham, y Richard J. Hobbs. 2012. “The Ridgefield Multiple Ecosystem Services Experiment: Can restoration of former agricultural land achieve multiple outcomes?” *Recent advances in restoration ecology: Examining the modern Australian agro-ecological and post-mining landscapes* 163:14–27.

Pesche, Denis y Philippe Méral. 2016. *Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société.* Versailles: Editions Quae.

Pirard, Romain y Renaud Lapeyre. 2014. “Classifying Market-Based Instruments for Ecosystem Services: A Guide to the Literature Jungle”. *Ecosystem Services* 9:106–14.

Plaza-Ortega, Vianny, Mónica Patricia Valencia-Rojas, y Apolinar Figueroa-Casas. 2017. “Aplicacion del indice integrado relativo de antropizacion (INRA) en un ecosistema de alta motaña”. *Revista Luna Azul* (44).

Plieninger, Tobias, Claudia Bieling, Nora Fagerholm, Anja Byg, Tibor Hartel, Patrick Hurley, César A. López-Santiago, Nidhi Nagabhatla, Elisa Oteros-Rozas, Christopher M. Raymond, Dan van der Horst, y Lynn Huntsinger. 2015. “The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning”. *Open Issue* 14:28–33.

Potschin, Marion, R. H. Haines-Young, Robert Fish, y R. Kerry Turner. 2016. *Routledge Handbook of Ecosystem Services*.

Power, A. G. 2010. "Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies". *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365:2959–71.

Puig, Henri. 2001. "Diversité spécifique et déforestation: l'exemple des forêts tropicales humides du Mexique". *Bois et Forêts des tropiques* 268(2):41–55.

Qiu, J. y M. G. Turner. 2013. "Spatial Interactions among Ecosystem Services in an Urbanizing Agricultural Watershed". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(29):12149–54.

Ramamoorthy, T. P., ed. 1993. *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. New York: Oxford University Press.

Ramankutty, Navin, Amato T. Evan, Chad Monfreda, y Jonathan A. Foley. 2008. "Farming the Planet: 1. Geographic Distribution of Global Agricultural Lands in the Year 2000: GLOBAL AGRICULTURAL LANDS IN 2000". *Global Biogeochemical Cycles* 22(1):n/a-n/a.

Ramirez, Liliana y Vilma Falcón. 2015. "Autocorrelación Espacial: Analogías Y Diferencias Entre El Indice De Moran Y El Indice Getis Y Ord. Aplicaciones Con Indicadores De Acceso Al Agua En El Norte Argentino."

Ramos, Isabel Loupa, Fátima Bernardo, Sónia Carvalho Ribeiro, y Veerle Van Eetvelde. 2016. "Landscape Identity: Implications for Policy Making". *Land Use Policy* 53:36–43.

Redman, Charles L. 1999. "Human Dimensions of Ecosystem Studies". *Ecosystems* 2(4):296–98.

Rees Catalán, Andrés K. 2015. "The Monarch Butterfly Biosphere Reserve: An Exemplary Participative Approach?" *Environmental Development* 16:90–103.

Reid, Walter V. y Harold A. Mooney. 2016. "The Millennium Ecosystem Assessment: Testing the Limits of Interdisciplinary and Multi-Scale Science". *Current Opinion in Environmental Sustainability* 19:40–46.

Remme, Roy P., Matthias Schröter, y Lars Hein. 2014. "Developing Spatial Biophysical Accounting for Multiple Ecosystem Services". *Ecosystem Services* 10:6–18.

Reyers, Belinda, Reinette Biggs, Graeme S. Cumming, Thomas Elmqvist, Adam P. Hejnowicz, y Stephen Polasky. 2013. "Getting the Measure of Ecosystem Services: A Social–Ecological Approach". *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(5):268–73.

Riley, Robert B. 1992. "Attachment to the Ordinary Landscape". Pp. 13–35 en *Place Attachment*, editado por I. Altman y S. M. Low. Boston, MA: Springer US.

Rodríguez, Jon, T. Douglas Beard Jr, Elena Bennett, Graeme Cumming, Steven Cork, John Agard, Andrew Dobson, y Garry Peterson. 2006. "Trade-offs across space, time, and ecosystem services". *Ecology and society* 11(1).

Rojas, Carolina, Einer Sepúlveda-Zúñiga, Olga Barbosa, Octavio Rojas, y Carolina Martínez. 2015. "Patrones de Urbanización En La Biodiversidad de Humedales Urbanos En Concepción Metropolitano". *Revista de Geografía Norte Grande* (61):181–204.

Rojas-López, Odilia, Manuel de Jesús González-Guillen, Armando Gómez- Guerrero, y José Luis Romo-Lozano. 2012. "Renta de la tierra y pago de servicios ambientales en la Sierra Norte de Puebla". *Revista mexicana de ciencias forestales* 3(11):41–56.

Romero, Anirebis Martínez. 2013. "Revisión bibliográfica. La biomasa de los cultivos en el agroecosistema. sus beneficios agroecológicos". *Cultivos Tropicales* 35(1):11–20.

Romero, Francisco J., Alejandro Velázquez, y Lucía Almeida-Leñero. 1999. *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la cuenca de México bases para el ordenamiento ecológico*. México, D.F: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco Secretaría de Medio Ambiente.

Rosley, Muhamad Solehin Fitry, Syumi Rafida Abdul Rahman, y Hasanuddin Lamit. 2014. "Biophilia Theory Revisited: Experts and Non-Experts Perception on Aesthetic Quality of Ecological Landscape". *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 153:349–62.

Roy, D. P., M. A. Wulder, T. R. Loveland, Woodcock C.E., R. G. Allen, M. C. Anderson, D. Helder, J. R. Irons, D. M. Johnson, R. Kennedy, T. A. Scambos, C. B. Schaaf, J. R. Schott, Y. Sheng, E. F. Vermote, A. S. Belward, R. Bindschadler, W. B. Cohen, F. Gao, J. D. Hipple, P. Hostert, J. Huntington, C. O. Justice, A. Kilic, V. Kovalskyy, Z. P. Lee, L. Lymburner, J. G. Masek, J. McCorkel, Y. Shuai, R. Trezza, J. Vogelmann, R. H. Wynne, y Z. Zhu. 2014. "Landsat-8: Science and Product Vision for Terrestrial Global Change Research". *Remote Sensing of Environment* 145:154–72.

Rozenstein, Offer, Zhihao Qin, Yevgeny Derimian, y Arnon Karnieli. 2014. "Derivation of Land Surface Temperature for Landsat-8 TIRS Using a Split Window Algorithm". *Sensors* 14(4):5768–80.

Ruktanonchai, Corrine W., Deepa K. Pindolia, Catherine W. Striley, Folakemi T. Odedina, y Linda B. Cottler. 2014. "Utilizing Spatial Statistics to Identify Cancer Hot Spots: A Surveillance Strategy to Inform Community-Engaged Outreach Efforts". *International Journal of Health Geographics* 13(1):39.

Ruppert, Ch. y A. Antinori. 2008. "Mexican and German Communal Forestry: An Accountability Framework for Comparing Governance."

Rzedowski, Jerzy. 1996. “Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México”. *Acta Botánica Mexicana* 35:25–44.

Sagie, Hila, Avigail Morris, Yodan Rofè, Daniel E. Orenstein, y Elli Groner. 2013. “Cross-cultural perceptions of ecosystem services: A social inquiry on both sides of the Israeli–Jordanian border of the Southern Arava Valley Desert”. *Journal of Arid Environments* 97:38–48.

Salas Lopez, Alex. 2016. “Effects of land-use changes in the functional diversity of ants and their participation in ecosystem functions”. Theses, Université de Guyane.

Santana-Medina, Nathalia, Sergio Franco-Maass, Ernesto Sánchez-Vera, Jacques Imbernon, y Gabino Nava-Bernal. 2013. “Participatory Generation of Sustainability Indicators in a Natural Protected Area of Mexico”. *Ecological Indicators* 25:1–9.

Saturni, Fernanda Teixeira, Rodolfo Jaffé, y Jean Paul Metzger. 2016. “Landscape Structure Influences Bee Community and Coffee Pollination at Different Spatial Scales”. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 235:1–12.

Schirpke, Uta, Sonja Hölzler, Georg Leitinger, Maria Bacher, Ulrike Tappeiner, y Erich Tasser. 2013. “Can We Model the Scenic Beauty of an Alpine Landscape?” *Sustainability* 5(3):1080–94.

Schlüter, Maja, Jochen Hinkel, Pieter W. G. Bots, y Robert Arlinghaus. 2014. “Application of the SES Framework for Model-Based Analysis of the Dynamics of Social-Ecological Systems”. *Ecology and Society* 19(1).

Scholz, Roland W. 2011. *Environmental Literacy in Science and Society: From Knowledge to Decisions*. Cambridge: Cambridge University Press.

Schomers, Sarah y Bettina Matzdorf. 2013. “Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries”. *Payments for Ecosystem Services and Their Institutional Dimensions: Analyzing the Diversity of Existing PES Approaches in Developing and Industrialized Countries* 6:16–30.

Schroeder, Herbert W. 1987. “Dimensions of Variation in Urban Park Preference: A Psychophysical Analysis”. *Journal of Environmental Psychology* 7(2):123–41.

Schröter, Matthias, David N. Barton, Roy P. Remme, y Lars Hein. 2014. “Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway”. *Ecological Indicators* 36:539–51.

Schröter, Matthias, Roy P. Remme, y Lars Hein. 2012. “How and Where to Map Supply and Demand of Ecosystem Services for Policy-Relevant Outcomes?” *Ecological Indicators* 23:220–21.

Schröter, Matthias, Emma H. van der Zanden, Alexander P. E. van Oudenhoven, Roy P. Remme, Hector M. Serna-Chavez, Rudolf S. de Groot, y Paul Opdam. 2014.

"Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments: Ecosystem Services as a Contested Concept". *Conservation Letters* 7(6):514–23.

Schteingart, Martha y Clara Salazar. 2003. "Expansión urbana, protección ambiental y actores sociales en la ciudad de México". *Estudios demográficos y urbanos* 433–460.

Segura-Jujnovsky, Julieta, Teresa Margarita González-Martínez, Enrique Arturo Cantoral-Uriza, y Lucia Almeida-Leñero. 2012. "Assessment of Water Supply as an Ecosystem Service in a Rural-Urban Watershed in Southwestern Mexico City". *Environmental Management* 49(3):690–702.

Selmi, Wissal. 2014. *Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine : application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg*. Strasbourg.

SEMARNAT. 2010. "NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo."

Sheehan, Kenneth R., Michael P. Strager, y Stuart A. Welsh. 2013. "Advantages of Geographically Weighted Regression for Modeling Benthic Substrate in Two Greater Yellowstone Ecosystem Streams". *Environmental Modeling & Assessment* 18(2):209–19.

Spanò, Marinella, Vincenzo Leronni, Raffaele Lafortezza, y Francesco Gentile. 2017. "Are Ecosystem Service Hotspots Located in Protected Areas? Results from a Study in Southern Italy". *Environmental Science & Policy* 73:52–60.

Sparfel, Lénaig, Françoise Gourmelon, y Iwan Le Berre. 2010. "Approche orientée-objet de l'occupation des sols en zone côtière". *Télédétection* 8(4):237–256.

Stamps, Arthur E. 2004. "Mystery, Complexity, Legibility and Coherence: A Meta-Analysis". *Journal of Environmental Psychology* 24(1):1–16.

Tallis, H. T., T. Ricketts, A. D. Guerry, S. A. Wood, R. Sharp, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero, K. Vigerstol, y others. 2013. "InVEST 2.5. 3 User's Guide. The natural capital project". *Stanford, Available at http://ncp-dev. stanford. edu/~ dataportal/invest-releases/documentation/current_release/, last accessed February* 22:2015.

Tallis, Heather, Harold Mooney, Sandy Andelman, Patricia Balvanera, Wolfgang Cramer, Daniel Karp, Stephen Polasky, Belinda Reyers, Taylor Ricketts, Steve Running, Kirsten Thonicke, Britta Tietjen, y Ariane Walz. 2012. "A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change". *BioScience* 62(11):977.

Tallis, Heather y Stephen Polasky. 2009. "Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management". *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162(1):265–83.

Tallis, Heather y Stephen Polasky. 2011. “Assessing multiple ecosystem services: an integrated tool for the real world”. Pp. 34–50 en *Natural Capital*, editado por P. Kareiva, H. Tallis, T. H. Ricketts, G. C. Daily, y S. Polasky. Oxford University Press.

Tappeiner, Ulrike, Erich Tasser, Georg Leitinger, Alexander Cernusca, y Gottfried Tappeiner. 2008. “Effects of Historical and Likely Future Scenarios of Land Use on Above- and Belowground Vegetation Carbon Stocks of an Alpine Valley”. *Ecosystems* 11(8):1383–1400.

TEEB, ed. 2010. *The Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of Teeb*. Geneva: UNEP.

Tenerelli, Patrizia, Urška Demšar, y Sandra Luque. 2016. “Crowdsourcing Indicators for Cultural Ecosystem Services: A Geographically Weighted Approach for Mountain Landscapes”. *Ecological Indicators* 64:237–48.

Timilsina, Nilesh, Francisco J. Escobedo, Wendell P. Cropper, Amr Abd-Elrahman, Thomas J. Brandeis, Sonia Delphin, y Samuel Lambert. 2013. “A Framework for Identifying Carbon Hotspots and Forest Management Drivers”. *Journal of Environmental Management* 114:293–302.

Torres, Iván, Beatriz Pérez, Juan Quesada, Olga Viedma, y José M. Moreno. 2016. “Forest shifts induced by fire and management legacies in a Pinus pinaster woodland”. *Forest Ecology and Management* 361:309–17.

Turner, B. L., William B. Meyer, y David L. Skole. 1994. “Global Land-Use/Land-Cover Change: Towards an Integrated Study”. *Ambio* 23(1,):91–95.

Turner, Monica Goigel. 1989. “Landscape ecology: the effect of pattern on process”. *Annual review of ecology and systematics* 20(1):171–197.

Tuvendal, Magnus y Thomas Elmqvist. 2011. “Ecosystem Services Linking Social and Ecological Systems: River Brownification and the Response of Downstream Stakeholders”. *Ecology and Society* 16(4).

Valencia, S. 2004. “Diversidad del Género QUercus (Fagaceae) en México”. 22.

Van den Berg, Agnes E. y Sander L. Koole. 2006. “New Wilderness in the Netherlands: An Investigation of Visual Preferences for Nature Development Landscapes”. *Landscape and Urban Planning* 78(4):362–72.

Vihervaara, Petteri, Timo Kumpula, Ari Tanskanen, y Benjamin Burkhard. 2010. “Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland”. *Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences* 7(3):410–20.

Vihervaara, Petteri, Mia Rönkä, y Mari Walls. 2010. “Trends in Ecosystem Service Research: Early Steps and Current Drivers”. *Ambio* 39(4):314–24.

Villanueva, Antonio y Jacques Imbernon. 2013. “Réalité et contraintes d’un corridor biologique dans la zone central du Méxique”. *Bois et Forêts des Tropiques* 67(318):41–50.

Vitousek, P. M. 1997. “Human Domination of Earth’s Ecosystems”. *Science* 277(5325):494–99.

Walker, Amanda J. y Robert L. Ryan. 2008. “Place Attachment and Landscape Preservation in Rural New England: A Maine Case Study”. *Landscape and Urban Planning* 86(2):141–52.

Wallace, Jessica, Núria Aquilué, Chelsea Archambault, Sophie Carpentier, Xavier Francoeur, Marie-Hélène Greffard, Isabelle Laforest, Leopoldo Galicia, y Christian Messier. 2015. “Present Forest Management Structures and Policies in Temperate Forests of Mexico: Challenges and Prospects for Unique Tree Species Assemblages”. *The Forestry Chronicle* 91(03):306–17.

Wallace, Ken J. 2007. “Classification of ecosystem services: Problems and solutions”. *Biological Conservation* 139(3–4):235–46.

West, Paige, James Igoe, y Dan Brockington. 2006. “Parks and Peoples: The Social Impact of Protected Areas”. *Annual Review of Anthropology* 35(1):251–77.

Westman, W. E. 1977. “How Much Are Nature’s Services Worth?” *Science* 197(4307):960–64.

Willemen, L., A. Veldkamp, P. H. Verburg, L. Hein, y R. Leemans. 2012. “A multi-scale modelling approach for analysing landscape service dynamics”. *Journal of Environmental Management* 100:86–95.

Wooldridge, Jeffrey M. 2012. *Introductory Econometrics: A Modern Approach*.

Wratten, Stephen D., Mark Gillespie, Axel Decourtye, Eric Mader, y Nicolas Desneux. 2012. “Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services”. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 159:112–22.

Wu, Jianguo. 2013. “Landscape Sustainability Science: Ecosystem Services and Human Well-Being in Changing Landscapes”. *Landscape Ecology* 28(6):999–1023.

Wunder, S. 2005. “Payments for Environmental Services: Some nuts and bolts”. *CIFOR, Center for International Forestry Research, Bogor.* Paper No. 42.

WWF. 2013. “Mexico City water forest”. Recuperado 24 de mayo de 2016 (http://wwf.panda.org/wwf_news/?204658/Mexico-City-water-forest).

Zhang, L., W. R. Dawes, y G. R. Walker. 2001. “Response of Mean Annual Evapotranspiration to Vegetation Changes at Catchment Scale”. *Water Resources Research* 37(3):701–8.

Zhang, Wei, Taylor H. Ricketts, Claire Kremen, Karen Carney, y Scott M. Swinton. 2007. “Ecosystem services and dis-services to agriculture”. *Special Section - Ecosystem Services and Agriculture* 64(2):253–60.

9. ANEXOS

9.1. Detalle imagen satélite usada en clasificación de cobertura de suelo


```
GROUP = L1_METADATA_FILE
  GROUP = METADATA_FILE_INFO
    ORIGIN = "Image courtesy of the U.S. Geological Survey"
    REQUEST_ID = "0501402160849_00027"
    LANDSAT_SCENE_ID = "LC80260472014047LGN00"
    FILE_DATE = 2014-02-16T20:37:26Z
    STATION_ID = "LGN"
    PROCESSING_SOFTWARE_VERSION = "LPGS_2.3.0"
  END_GROUP = METADATA_FILE_INFO
  GROUP = PRODUCT_METADATA
    DATA_TYPE = "L1T"
    ELEVATION_SOURCE = "GLS2000"
    OUTPUT_FORMAT = "GEOTIFF"
    SPACECRAFT_ID = "LANDSAT_8"
    SENSOR_ID = "OLI_TIRS"
    WRS_PATH = 26
    WRS_ROW = 47
    NADIR_OFFNADIR = "NADIR"
    TARGET_WRS_PATH = 26
    TARGET_WRS_ROW = 47
    DATE_ACQUIRED = 2014-02-16
    SCENE_CENTER_TIME = 17:00:50.7669542Z
    CORNER_UL_LAT_PRODUCT = 19.83430
    CORNER_UL_LON_PRODUCT = -100.21084
    CORNER_UR_LAT_PRODUCT = 19.83579
    CORNER_UR_LON_PRODUCT = -98.03359
    CORNER_LL_LAT_PRODUCT = 17.72533
    CORNER_LL_LON_PRODUCT = -100.19587
    CORNER_LR_LAT_PRODUCT = 17.72665
    CORNER_LR_LON_PRODUCT = -98.04554
    CORNER_UL_PROJECTION_X_PRODUCT = 373200.000
    CORNER_UL_PROJECTION_Y_PRODUCT = 2193600.000
    CORNER_UR_PROJECTION_X_PRODUCT = 601200.000
    CORNER_UR_PROJECTION_Y_PRODUCT = 2193600.000
    CORNER_LL_PROJECTION_X_PRODUCT = 373200.000
    CORNER_LL_PROJECTION_Y_PRODUCT = 1960200.000
    CORNER_LR_PROJECTION_X_PRODUCT = 601200.000
    CORNER_LR_PROJECTION_Y_PRODUCT = 1960200.000
    PANCHROMATIC_LINES = 15561
    PANCHROMATIC_SAMPLES = 15201
    REFLECTIVE_LINES = 7781
    REFLECTIVE_SAMPLES = 7601
    THERMAL_LINES = 7781
    THERMAL_SAMPLES = 7601
    FILE_NAME_BAND_1 = "LC80260472014047LGN00_B1.TIF"
    FILE_NAME_BAND_2 = "LC80260472014047LGN00_B2.TIF"
```

```
  FILE_NAME_BAND_3 = "LC80260472014047LGN00_B3.TIF"
  FILE_NAME_BAND_4 = "LC80260472014047LGN00_B4.TIF"
  FILE_NAME_BAND_5 = "LC80260472014047LGN00_B5.TIF"
  FILE_NAME_BAND_6 = "LC80260472014047LGN00_B6.TIF"
  FILE_NAME_BAND_7 = "LC80260472014047LGN00_B7.TIF"
  FILE_NAME_BAND_8 = "LC80260472014047LGN00_B8.TIF"
  FILE_NAME_BAND_9 = "LC80260472014047LGN00_B9.TIF"
  FILE_NAME_BAND_10 = "LC80260472014047LGN00_B10.TIF"
  FILE_NAME_BAND_11 = "LC80260472014047LGN00_B11.TIF"
  FILE_NAME_BAND_QUALITY = "LC80260472014047LGN00_BQA.TIF"
  METADATA_FILE_NAME = "LC80260472014047LGN00_MTL.txt"
  BPF_NAME_OLI = "LO8BPF20140216164508_20140216173142.01"
  BPF_NAME_TIRS = "LT8BPF20140216164114_20140216173235.01"
  CPF_NAME = "L8CPF20140101_20140331.03"
  RLUT_FILE_NAME = "L8RLUT20130211_20431231v09.h5"
END_GROUP = PRODUCT_METADATA
GROUP = IMAGE_ATTRIBUTES
  CLOUD_COVER = 0.17
  IMAGE_QUALITY_OLI = 9
  IMAGE_QUALITY_TIRS = 9
  ROLL_ANGLE = -0.001
  SUN_AZIMUTH = 136.70648243
  SUN_ELEVATION = 48.97437089
  EARTH_SUN_DISTANCE = 0.9879873
  GROUND_CONTROL_POINTS_MODEL = 461
  GEOMETRIC_RMSE_MODEL = 6.679
  GEOMETRIC_RMSE_MODEL_Y = 4.642
  GEOMETRIC_RMSE_MODEL_X = 4.802
  GROUND_CONTROL_POINTS_VERIFY = 179
  GEOMETRIC_RMSE_VERIFY = 3.655
END_GROUP = IMAGE_ATTRIBUTES
GROUP = MIN_MAX_RADIANCE
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_1 = 778.65790
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_1 = -64.30183
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_2 = 797.35522
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_2 = -65.84586
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_3 = 734.75598
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_3 = -60.67639
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_4 = 619.58765
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_4 = -51.16575
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_5 = 379.15674
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_5 = -31.31089
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_6 = 94.29283
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_6 = -7.78673
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_7 = 31.78173
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_7 = -2.62455
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_8 = 701.20270
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_8 = -57.90555
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_9 = 148.18306
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_9 = -12.23701
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_10 = 22.00180
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_10 = 0.10033
  RADIANCE_MAXIMUM_BAND_11 = 22.00180
  RADIANCE_MINIMUM_BAND_11 = 0.10033
END_GROUP = MIN_MAX_RADIANCE
GROUP = MIN_MAX_REFLECTANCE
```

```
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_1 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_1 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_2 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_2 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_3 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_3 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_4 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_4 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_5 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_5 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_6 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_6 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_7 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_7 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_8 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_8 = -0.099980
  REFLECTANCE_MAXIMUM_BAND_9 = 1.210700
  REFLECTANCE_MINIMUM_BAND_9 = -0.099980
END_GROUP = MIN_MAX_REFLECTANCE
GROUP = MIN_MAX_PIXEL_VALUE
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_1 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_1 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_2 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_2 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_3 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_3 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_4 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_4 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_5 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_5 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_6 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_6 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_7 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_7 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_8 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_8 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_9 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_9 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_10 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_10 = 1
  QUANTIZE_CAL_MAX_BAND_11 = 65535
  QUANTIZE_CAL_MIN_BAND_11 = 1
END_GROUP = MIN_MAX_PIXEL_VALUE
GROUP = RADIOMETRIC_RESCALING
  RADIANCE_MULT_BAND_1 = 1.2863E-02
  RADIANCE_MULT_BAND_2 = 1.3172E-02
  RADIANCE_MULT_BAND_3 = 1.2138E-02
  RADIANCE_MULT_BAND_4 = 1.0235E-02
  RADIANCE_MULT_BAND_5 = 6.2634E-03
  RADIANCE_MULT_BAND_6 = 1.5577E-03
  RADIANCE_MULT_BAND_7 = 5.2501E-04
  RADIANCE_MULT_BAND_8 = 1.1583E-02
  RADIANCE_MULT_BAND_9 = 2.4479E-03
  RADIANCE_MULT_BAND_10 = 3.3420E-04
  RADIANCE_MULT_BAND_11 = 3.3420E-04
  RADIANCE_ADD_BAND_1 = -64.31469
```

```
    RADIANCE_ADD_BAND_2 = -65.85902
    RADIANCE_ADD_BAND_3 = -60.68853
    RADIANCE_ADD_BAND_4 = -51.17599
    RADIANCE_ADD_BAND_5 = -31.31715
    RADIANCE_ADD_BAND_6 = -7.78829
    RADIANCE_ADD_BAND_7 = -2.62507
    RADIANCE_ADD_BAND_8 = -57.91713
    RADIANCE_ADD_BAND_9 = -12.23945
    RADIANCE_ADD_BAND_10 = 0.10000
    RADIANCE_ADD_BAND_11 = 0.10000
    REFLECTANCE_MULT_BAND_1 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_2 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_3 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_4 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_5 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_6 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_7 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_8 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_MULT_BAND_9 = 2.0000E-05
    REFLECTANCE_ADD_BAND_1 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_2 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_3 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_4 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_5 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_6 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_7 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_8 = -0.100000
    REFLECTANCE_ADD_BAND_9 = -0.100000
  END_GROUP = RADIOMETRIC_RESCALING
  GROUP = TIRS_THERMAL_CONSTANTS
    K1_CONSTANT_BAND_10 = 774.89
    K1_CONSTANT_BAND_11 = 480.89
    K2_CONSTANT_BAND_10 = 1321.08
    K2_CONSTANT_BAND_11 = 1201.14
  END_GROUP = TIRS_THERMAL_CONSTANTS
  GROUP = PROJECTION_PARAMETERS
    MAP_PROJECTION = "UTM"
    DATUM = "WGS84"
    ELLIPSOID = "WGS84"
    UTM_ZONE = 14
    GRID_CELL_SIZE_PANCHROMATIC = 15.00
    GRID_CELL_SIZE_REFLECTIVE = 30.00
    GRID_CELL_SIZE_THERMAL = 30.00
    ORIENTATION = "NORTH_UP"
    RESAMPLING_OPTION = "CUBIC_CONVOLUTION"
  END_GROUP = PROJECTION_PARAMETERS
END_GROUP = L1_METADATA_FILE
END
```

9.2. Fotocuestionario aplicado a los habitantes locales del Bosque de Agua

Nombre de localidad	
Edad	
18-25	
25-30	
30-35	
35-40	
40-45	
45-50	
50-55	
55 +	
Educación	
Sin educación	
Primaria	
Secundaria	
Universitaria	
Actividad económica principal	
¿Con que paisaje siente un mayor apego?	
Forestal	
Pastizal	
Lacustre	
Agricola	
Asentamiento humano	

¿Según el paisaje de la imagen cual es la capacidad de :?	0	1	2	3	4	5	Paisaje dominado por bosque
	Sin importancia	Muy baja importancia	Baja importancia	Media importancia	Alta importancia	Muy alta importancia	
Proveer alimentos cultivados para el consumo humano							
Proveer de madera (leña o material de construcción)							
Proveer agua -cantidad (residencial, Industrial o agricola)							
Regular la calidad del agua (agua limpia)							
Regular el clima local							
Belleza del paisaje							

¿Según el paisaje de la imagen cual es la capacidad de :?	0	1	2	3	4	5
	Sin importancia	Muy baja importancia	Baja importancia	Media importancia	Alta importancia	Muy alta importancia
Proveer alimentos cultivados para el consumo humano						
Proveer de madera (leña o material de construcción)						
Proveer agua -cantidad (residencial, Industrial o agricola)						
Regular la calidad del agua (agua limpia)						
Regular el clima local						
Belleza del paisaje						

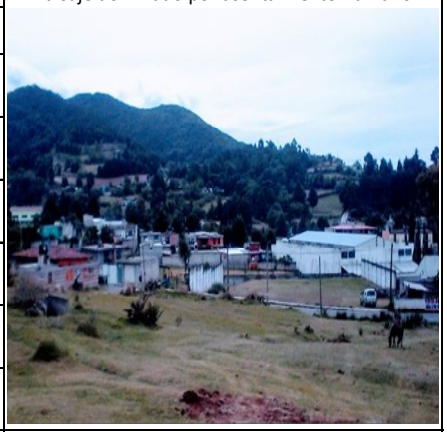
Paisaje dominado por pastizal

¿Según el paisaje de la imagen cual es la capacidad de :?	0	1	2	3	4	5
	Sin importancia	Muy baja importancia	Baja importancia	Media importancia	Alta importancia	Muy alta importancia
Proveer alimentos cultivados para el consumo humano						
Proveer de madera (leña o material de construcción)						
Proveer agua -cantidad (residencial, Industrial o agricola)						
Regular la calidad del agua (agua limpia)						
Regular el clima local						
Belleza del paisaje						

Paisaje dominado por agricultura

¿Según el paisaje de la imagen cual es la capacidad de :?	0	1	2	3	4	5
	Sin importancia	Muy baja importancia	Baja importancia	Media importancia	Alta importancia	Muy alta importancia
Proveer alimentos cultivados para el consumo humano						
Proveer de madera (leña o material de construcción)						
Proveer agua -cantidad (residencial, Industrial o agricola)						
Regular la calidad del agua (agua limpia)						
Regular el clima local						
Belleza del paisaje						

Paisaje dominado por asentamiento humano



agreenium
l'institut agronomique, vétérinaire & forestier de France

Ecole Doctorale ABIES

Title: Ecosystem services and landscape: Interactions in a socio-ecological system on the periphery of Mexico City

Keywords: Ecosystem services, socio ecological system, spatial modelling, landscape, temperate Forest, Mexico

Abstract : In an era dominated by strong anthropogenic transformations, the search for new approaches to reconcile human activities and natural ecosystems is becoming increasingly important. In this sense, the concepts of "Ecosystem Services" and "Socio-Ecological Systems" are increasingly used in different scientific disciplines and are taken into account in political spheres to draw attention to the benefits that humans derive from ecosystems. These concepts lead to the study of complex links between society and nature, where the spatial dimension and landscape characteristics have a strong influence. However, few studies have been applied in a spatial approach.

This thesis presents a research on the spatial dimension of Ecosystem Services, in particular those of the temperate forests of the mountains on the periphery of Mexico City. Ecosystems have an important role to the human well-being through many ecosystem services. These Ecosystem Services are the result of complex interactions between nature and society.

The Central Valley (central zone) of Mexico is a priority area for biodiversity conservation due to the high degree of endemism of the fauna and flora species present. In this zone where several protected natural areas are located, a public-private initiative is seeking to create a new conservation category that includes the management of all these areas. This initiative is known as the "Bosque de Agua" (Water Forest). However, in the "Bosque de Agua" the spatial stakes between nature and society are subject to strong anthropic pressures which are due to mining and agricultural activities and to the urban spread of large conurbations. In this space, these pressures lead to the degradation of natural ecosystems. Research is needed to analyze the spatial dimension of interactions between nature and society, by studying the synergy between Socio-Ecological Systems and Ecosystem Services.

The thesis introduces the conceptual framework used to study the links between Ecosystem Services and Socio-Ecological Systems. It is considered in this research that Ecosystem Services are at the center of the "Bosque de Agua" Socio-Ecological Ecological System.

In the spatial modelling section, four Ecosystem Services were evaluated (water supply, wood supply, food supply and local climate regulation).The results of this section include a map of Ecosystem Services by identifying hotspots of Ecosystem Services. These results make explicit in space, through geographically weighted regressions, the impact of landscape characteristics on Ecosystem Services. In addition, the spatial coherence of protected natural areas and the spatial distribution of Ecosystem Services were assessed in terms of area. The objective is to create a typology of natural areas according to the surface area of protected and unprotected Ecosystem Services hotspots.

Finally, a third result relates to the perception of local inhabitants of the intrinsic capacity of the "Bosque de Agua" to provide Ecosystem Services. The perceived capacity was assessed through field photo questionnaires.

agreenium
l'institut agronomique, vétérinaire & forestier de France

Ecole Doctorale ABIES

Titre : Services écosystémiques et paysage : Interactions dans un système socio-écologique à la périphérie de la Ville de Mexico

Mots-clés : Services cosystémiques, système socio-écologique, modélisation spatiale, paysage, foret tempère, Mexique centrale

Résumé : Dans une époque dominée par de fortes transformations anthropiques, la recherche de nouvelles approches pour concilier les activités humaines et les écosystèmes naturels devinent de plus en plus importantes. En ce sens, les concepts de « Services Ecosystémiques »et de « Systèmes Socio-Ecologiques » sont de plus en plus utilisés dans différentes disciplines scientifiques et sont pris en compte dans les sphères politiques pour attirer l'attention sur les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes. Ces concepts conduisent à l'étude des liens complexes entre la société et la nature, où la dimension spatiale et les caractéristiques du paysage ont une forte influence. Cependant, peu d'études ont été appliquées dans le cadre d'une approche spatiale.

Cette thèse présente une recherche sur la dimension spatiale des Services Ecosystémiques, en particulier ceux des forêts tempérées des montagnes à la périphérie du Mexico DF. Les écosystèmes jouent un rôle important dans le bien être humain par le biais de nombreux services écosystémiques. Ces Services Ecosystémiques sont le résultat des interactions complexes entre la nature et la société.

Le Valle Central (zone centrale) du Mexique est un espace prioritaire pour la conservation de la biodiversité du fait du haut degré d'endémisme des espèces de faune et de flore présente. Dans cette zone où se situent plusieurs aires naturelles protégées, une initiative publique-privée cherche à créer une nouvelle catégorie de conservation qui inclut la gestion de toutes ces aires. Cette initiative est connue sous le nom de « Bosque de Agua » (Foret d'eau). Or, au « Bosque de Agua » les enjeux spatiaux entre nature et société font l'objet de pressions anthropiques fortes qui sont dues aux activités minières et agricoles et à l'étalement urbain des grandes conurbations. Dans cet espace, ces pressions entraînent la dégradation des écosystèmes naturels. Des recherches sont nécessaires pour analyser la dimension spatiale des interactions entre la nature et la société, en étudiant la synergie entre Systèmes-Socio-Ecologiques et Services Ecosystémiques.

La thèse introduit le cadre conceptuel utilisé pour étudier les liens entre les Services Ecosystémiques et les Systèmes Socio-Ecologiques. On considère dans cette recherche que les Services Ecosystémiques se trouvent au centre du Système Socio-Ecologique « Bosque de Agua ».

Dans la partie sur modélisation spatiale ont été évalué quatre services (la provision d'eau, la provision de bois, la provision de nourriture et la régulation du climat local). Les résultats de cette partie incluent une carte des Services Ecosystémiques en identifiant les zones sensibles « points chauds » (hotspots) des Services Ecosystémiques. Ces résultats rendent explicite dans l'espace, par le biais de régressions pondérées géographiquement, l'impact des caractéristiques du paysage sur les Services Ecosystémiques.

Par ailleurs, la cohérence spatiale des aires naturelles protégées et la distribution spatiale des services écosystémiques ont été évaluées en termes de superficie. L'objectif est de créer une typologie des zones naturelles en fonction de la surface des points chauds des Services Ecosystémiques protégés et non protégés.

Finalement, un troisième résultat porte sur la perception qu'ont les habitants locaux de la capacité intrinsèque du « Bosque de Agua » de fournir Services Ecosystémiques. La perception des habitants locaux a été évaluée par le biais des photoquestionaires effectué sur le terrain.