
ARTÍCULOS / ARTICLES

FRAGMENTACIÓN ANTROPOGÉNICA DE LOS ECOSISTEMAS DE PUNA EN EL EXTREMO SUR DEL PERÚ

Marco Alberto Navarro Guzmán

Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Latinoamericana CIMA
Administración Técnica Forestal y de Fauna Silvestre Moquegua Tacna - SERFOR – MIDAGRI
marcoang@gmail.com
ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0003-0516-5990>

Miguel Angel Pezo Sardón

Administración Técnica Forestal y de Fauna Silvestre Moquegua Tacna - SERFOR – MIDAGRI
mpezosardon@gmail.com
ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-0496-0215>

Gilbert Christian Riveros Arteaga

Administración Técnica Forestal y de Fauna Silvestre Moquegua Tacna – Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR – MINAGRI
griveros@serfor.gob.pe
ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-8790-0495>

Saret Naysha Frisancho Soto

Facultad de ingeniería Ambiental de la Universidad Latinoamericana CIMA
sareftsoto@gmail.com
ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-1882-0280>

Recibido: 04/01/2020; Aceptado: 16/07/2020; Publicado: 17/06/2021

Cómo citar este artículo/citation: Navarro Guzmán, Marco Alberto; Pezo Sardón, Miguel Angel Pezo Sardón; Riveros Arteaga, Gilbert Christian y Frisancho Soto, Saret Naysha (2021). El planeamiento urbanístico contra el territorio: Fragmentación Antropogénica de los ecosistemas de Puna en el extremo sur del Perú. *Estudios Geográficos*, 82 (290), e058. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.202070.070>

RESUMEN: A pesar de la importancia que tienen los ecosistemas de la ecorregión Puna en la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano, al extremo sur del Perú no se implementan estrategias de conservación y restauración. Por el contrario, durante años se vienen degradando y transformando por la construcción de infraestructura gris de diversas actividades antropogénicas (viales, afianzamiento hídrico, depósitos materiales, crecimiento poblacional, etc.) generándose un evidente proceso de fragmentación cuyo nivel y efectos ecológicos se ignoran. Es por ello que utilizando los principios de la ecología del paisaje, software especializado, revisión de imágenes satelitales y viajes de campo elaboramos una base cartográfica completa de actividades antropogénicas de los años 1975, 2012 y 2050 para interceptarlos a los ecosistemas de la ecorregión Puna del Mapa Nacional y así calcular las métricas o índices de fragmentación. Los resultados indican que al año 2050 el 8,2% de la ecorregión Puna será transformada en infraestructura, triplicándose la cantidad de fragmentos, disminuyéndose gravemente su área (tamaño), complejidad, irregularidad (forma) y aumentando la distancia entre ellos (borde). A nivel de clase, los pajonales de puna serán los más fragmentados, luego la zona periglaciaria, lagunas, bofedales, matorrales y bosques altoandinos, generándose efectos nocivos para la biodiversidad que no están siendo considerados en las políticas de gestión territorial. Esta información científica resulta útil para que las autoridades locales establezcan mecanismos de restauración de los ecosistemas proveedores de recurso hídrico, necesario para la agricultura, ganadería, población, minería, etc., a nivel departamental con miras al desarrollo sostenible.

PALABRAS CLAVE: Ecología del Paisaje; Ecorregiones; Índices de fragmentación; Actividades antropogénicas; Patch Analyst de ArcGIS; Departamento de Tacna

ANTHROPOGENIC FRAGMENTATION OF PUNA ECOSYSTEMS IN THE EXTREME SOUTH OF PERU

ABSTRACT: Despite the importance of the ecosystems of the Puna ecoregion in the provision of essential ecosystem services for human well-being, conservation and restoration strategies are not implemented in the extreme south of Peru. On the contrary, for years they have been degrading and transforming due to the construction of gray infrastructure for various anthropogenic activities (roads, water consolidation, material deposits, population growth, etc.), generating an evident fragmentation process whose level and ecological effects are ignored. That is why, using the principles of landscape ecology, specialized software, satellite image review and field trips, we developed a complete cartographic base of anthropogenic activities from the years 1975, 2012 and 2050 to intercept them to the ecosystems of the Puna ecoregion of the National Map and thus calculate the metrics or fragmentation indices. The results indicate that by 2050 8.2% of the Puna ecoregion will

be transformed into infrastructure, the number of fragments tripling, their area (size), complexity, irregularity (shape) decreasing severely, and the distance between them (edge) increasing. . At the class level, the puna grasslands will be the most fragmented, then the periglacial zone, lagoons, bogs, bushes and high Andean forests, generating harmful effects for biodiversity that are not being considered in territorial management policies. This scientific information is useful for local authorities to establish restoration mechanisms for the ecosystems that provide water resources, necessary for agriculture, livestock, population, mining, etc., at the departmental level with a view to sustainable development.

KEYWORDS: Landscape ecology; Ecoregions; Fragmentation Indices; Anthropogenic Activities; ArcGIS Patch Analyst; Tacna Department

INTRODUCCIÓN

La fragmentación es la principal amenaza a la biodiversidad que conservacionistas, planificadores y ecólogos la entienden como la pérdida y aislamiento de los hábitats de las especies (Collinge, 1996; Wilcove, McLellan y Dobson, 1986) que se da a través de un proceso en donde una entidad se divide en unidades pequeñas llamadas parches, teselas, fragmentos, islotes, etc., los cuales tendrán características muy semejantes entre sí (Forman, 1995) pero también características propias, debido a su nueva frecuencia, tamaño, forma, borde, etc. (Arroyo y Mandujano, 2009; Didham, 1997; Rosselló y Lorenzo, 2017; Saunders, Hobbs y Margules, 1991; Wilcove *et al.*, 1986).

Este proceso genera alteraciones a las condiciones ecológicas de los factores abióticos; p. ej., incidencia de luz, humedad, regímenes de viento y suelo (Nepstad *et al.*, 1999) además de los factores bióticos de los ecosistemas del paisaje (p. ej., crecimiento, reproducción, mortalidad y dispersión) llamados en su conjunto como efectos de la fragmentación (Rutledge, 2003) debido a que se producen diferencias estructurales entre la vegetación del fragmento y la de la matriz circundante y consecuentemente cambios en la distribución de las especies en función de su tolerancia a los efectos de borde (Murcia, 1995) cambiando la composición florística y las relaciones de competencia de la fauna silvestre en el paisaje, al obligarlas a desplazarse hacia zonas más amplias para obtener mayores recursos alimenticios y reproductivos (Rosselló *et al.*, 2017).

La Puna de los andes centrales presenta un relieve mayormente plano con grandes planicies o pampas, coronadas por escarpadas cordilleras donde se ubican los glaciares y nevados que forman los ríos que recorren todo el departamento de Tacna. Por razones fisiográficas y climáticas son considerados ecosistemas de alta fragilidad e importancia para la provisión de servicios ecosistémicos fundamentales, pero a pesar de ello han sido transformados mediante la construcción de gran infraestructura permanente a través de proyectos viales, poblacionales y de afianzamiento hídrico que ha debido generar un alto nivel de frag-

mentación y una serie de cambios que vienen afectando a las especies de flora y fauna silvestres, por lo que es válido preguntarse: ¿en cuánto ha variado la fragmentación de los ecosistemas de Puna por actividades antropogénicas a lo largo del tiempo y cuáles son los posibles efectos generados?

Por tal motivo, el objetivo de la presente investigación fue realizar el cálculo de las métricas o índices de fragmentación tanto a escala de paisaje (total del área de estudio) como de clase (según los tipos de ecosistemas que lo conforman) para relacionarlos con los efectos que puedan estar ocurriendo en contra de la biodiversidad y consecuentemente sobre los servicios ecosistémicos que brinda la Puna del departamento de Tacna. Para ello se utilizó una completa base de datos cartográfica de actividades antropogénicas elaborada para representar 75 años de evaluación, asimismo, la información cartográfica del Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú y la extensión Patch Analyst del ArcGIS. Se espera que la información obtenida contribuya a mejorar las decisiones de las autoridades competentes para la ejecución de medidas de restauración y conservación.

FUENTES Y METODOLOGIA

Descripción detallada del área de estudio

El departamento de Tacna está localizado en el extremo sur del Perú con una superficie territorial de 16 075,73 km², limita por el Noroeste con el departamento de Moquegua, por el Noreste con el departamento de Puno, por el Sur con la República de Chile, por el Este con la República de Bolivia y por el Oeste con el Océano Pacífico (Fig. 1). Está conformado por tres ecorregiones, Desierto de Sechura (56%), Andes centrales (13%) y Puna de los andes centrales (31%). La Puna de los andes centrales se distribuye en varios departamentos al sur del Perú, como Puno, Cusco, Apurímac, Arequipa, Ayacucho y Tacna cuyo rango altitudinal va desde 4150 hasta los 5000 metros, con climas fríos y temperaturas de 0 a 15°C y precipitación media anual entre 250 a 500 mm. Esta ecorregión se caracteriza por su mediana aridez y oxígeno limitado,

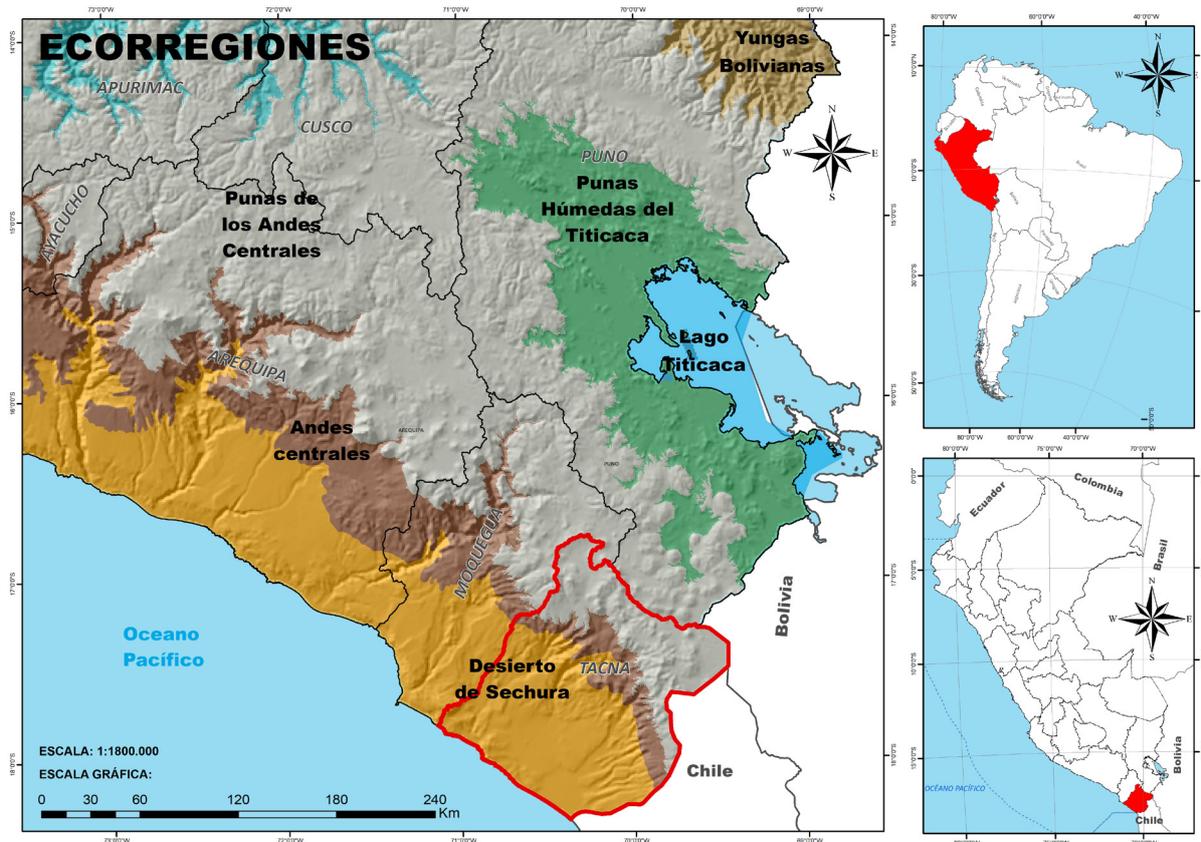
los cuales asociados a los cambios radicales en la temperatura y precipitación (sequías y heladas) han favorecido el desarrollo de especies de flora y fauna muy adaptadas a estas condiciones según el Centro de Datos para la Conservación de la Universidad Agraria de la Molina (CDC UNALM, 2006). En esta ecorregión de clima adverso, sólo algunas especies de flora y fauna silvestres se han adaptado, soportando el frío y aprovechando los pocos recursos que el medio les provee, tales como: *Polylepis tarapacana*, especie que forman los bosques a mayor altura del mundo también llamados queñuales, los bofedales o turberas, los extensos matorrales de tola (tólares) y también los enormes pastizales de *Stipa ichu* "ichu" también llamados pajonales. Las aves representativas de esta ecorregión son *Lessonia oreas* "negrito andino", *Buteo polyosoma* "aguilucho", *Vultur gryphus* "cóndor", *Phoenicopterus andinus* y *Ph. Chilensis* "parihuanas", mientras que los mamíferos representativos son *Vicugna vicugna* "vicuña", *Puma concolor* "puma", *Lagidium peruanum* "vizcacha", *Hippocamelus antisensis* "taruca o venado

andino", *Rhea pennata* "Suri o avestruz andina" entre otras (Ordenanza Regional N° 001-2012-CR/GOB.REG. TACNA, 2012).

Ecosistemas de la Ecorregión Puna

Para representar a los ecosistemas de la ecorregión Puna, se descargó la información geoespacial oficial del Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú del Ministerio del Ambiente (MINAM, 2018a) y se recortó lo correspondiente al área de estudio (Fig. 2) con el que pudimos observar un hipotético estado natural de los fragmentos (ecosistemas) que componen el paisaje en ausencia de la fragmentación de origen antropogénico. Dentro de los principales encontramos a los bofedales o también llamadas turberas quienes a pesar de su poca distribución geográfica son esenciales para alimentar y refugiar a la fauna silvestre, utilizada también por el hombre andino local como soporte alimenticio de su única actividad económica posible, la crianza de camélidos sudamericanos domésticos (alpacas) mientras cumplen funciones fundamentales en

FIGURA 1.
ÁREA DE ESTUDIO.



Ubicación del departamento de Tacna en el Perú y Sudamérica así como su representatividad en Ecorregiones donde se observa la distribución nacional de la Ecorregión Puna de los andes centrales en los departamento del sur del Perú. Fuente: CDC UNALM (2006). Elaboración propia.

la naturaleza, como la regulación del ciclo hidrológico a través de la acumulación de agua provenientes de la precipitación o desglaciación al interior del subsuelo (infiltración) y por la fijación de carbono durante el proceso de descomposición de la materia orgánica inundada (con formación de turba).

Los pajonales, los matorrales, los bosques altoandinos y las demás formaciones vegetales también son útiles como fuente de alimento y/o refugio de vida silvestre y soporte para la crianza de otros animales domésticos de las poblaciones rurales (llamas, corderos, chivos, etc.) asimismo, contribuyen en la estabilidad del suelo evitando la erosión y mejorando la formación de escorrentías superficiales que se constituyen en los ríos que trasladan el agua hacia las demás ecorregiones, como los ríos Uchusuma, Caplina, Sama, Locumba entre otros y también hacia los países vecinos como el río Maure.

Los ecosistemas que conforman la ecorregión Puna de los andes centrales (Tabla 1) se encuentran perfectamente adaptados a las difíciles condiciones climáticas, cumplen importantes procesos dentro de la regulación del ciclo hidrológico que ha permitido el abastecimiento de agua hacia las demás ecorregiones que conforman el departamento de Tacna durante muchísimos años, las cuales presentan una mayor aridez pero también mejores condiciones para la productividad agrícola, pecuaria, minera, turística entre otras, siendo además donde se han asentado las más grandes y antiguas ciudades del departamento. El abastecimiento de agua superficial y subterránea proveniente de la Puna se da en los Andes centrales (<250 mm de precipitación media anual) y el desierto de Sechura (100 a 200 mm) y entre las dos concentran

aproximadamente el 95% de la población del departamento (de trescientos mil habitantes).

Actividades Antropogénicas

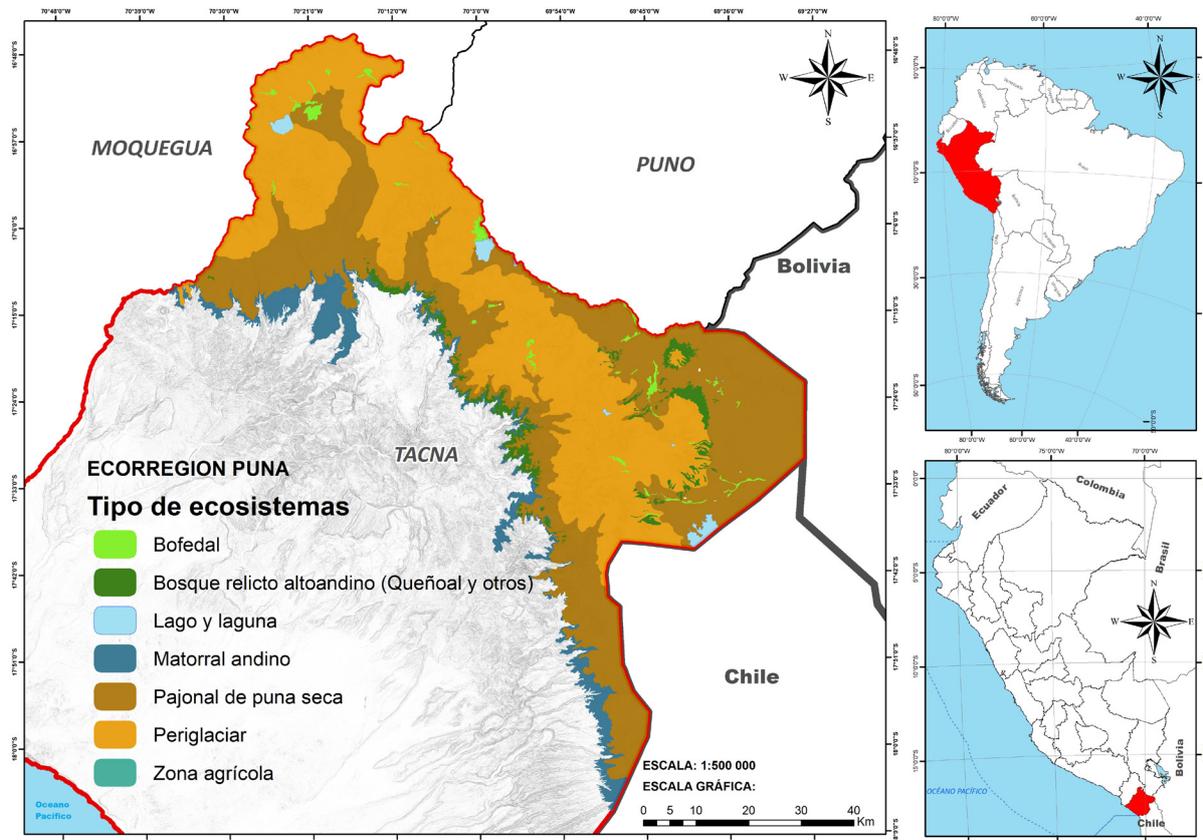
Como actividad antropogénica se ha considerado a toda aquella infraestructura artificial permanente construida por el hombre (carreteras, canales, diques de contención, partidores de agua, túneles, represas, canteras, depósitos de materiales excedentes, etc.) que haya reemplazado la superficie natural de los ecosistemas de forma parcial o en su totalidad. Para ello se definió un periodo de estudio de 75 años de evaluación, iniciándose en el año 1975 hacia una prospectiva al año 2050, seleccionándose un periodo intermedio equidistante (año 2012) en el que se culminaba un estudio de zonificación ecológica y económica que contenía información relevante para el presente estudio. Para identificarlas y elaborar las bases de datos de las actividades antropogénicas por periodo de evaluación, se realizó primeramente una interpretación visual de imágenes satelitales disponibles (Pacheco, Franco, Cáceres, Navarro y Jove, 2019), las cuales fueron del Google Earth, Imagen Landsat 5 TM de Julio/1975 con resolución de 30 m, imagen Quickbird de píxel de 2,4 m x 2,4 m de Setiembre/2012 e imagen Quickbird de píxel de 2,4 m x 2,4 m de Marzo/2019 (para la proyección del año 2050). Además, para la base de datos de 1975 se cartografiaron actividades antropogénicas utilizando información secundaria disponible y para el año 2012 se utilizó la base de datos geoespacial del mencionado estudio Zonificación Ecológica y Económica de la Región Tacna – ZEE Tacna (Ordenanza Regional N° 016-2012-CR/GOB.REG.TACNA, 2013). Para el año

TABLA 1.
ECOSISTEMAS DE LA ECORREGION PUNA.

Nº	Símbolo	Nombres	Descripción	Superficie (km²)
1	Bo	Bofedal	Ecosistema andino hidromórfico con vegetación herbácea de tipo hidrófila, que se presenta sobre suelos planos, en depresiones o ligeramente inclinados.	53,1
2	Br - a	Bosque relicto altoandino	Ecosistema forestal constituido por bosque relicto altoandino dominado por asociaciones de "queñua" (<i>Polylepis</i> spp.).	155,3
3	L	Laguna	Los lagos son extensiones de agua de gran tamaño y profundidad.	40,5
4	Ma	Matorral	En el Matorral de puna seca se aprecian áreas extensas de "tola" (<i>Parastrephia</i> spp.), Así como <i>Lepidophyllum quadrangulare</i> , <i>Baccharis</i> spp. y otras especies.	329,0
5	Pjps	Pajonal	Ecosistema altoandino con vegetación herbácea	2133,2
6	Zp-gla	Zona periglaciaria	Ecosistema altoandino, generalmente ubicado encima de 4 500 metros.	2140
7	Agri	Zona Agrícola	Comprende las áreas dedicadas a cultivos. Pueden ser cultivos transitorios, es decir, aquellos que después de la cosecha deben volver a sembrar para seguir produciendo	0,7

Simbología, nombres, superficie y descripción de los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna según el Ministerio del Ambiente del Perú. Fuente: Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a).

FIGURA 2.
ECOSISTEMAS DE LA ECORREGION PUNA.



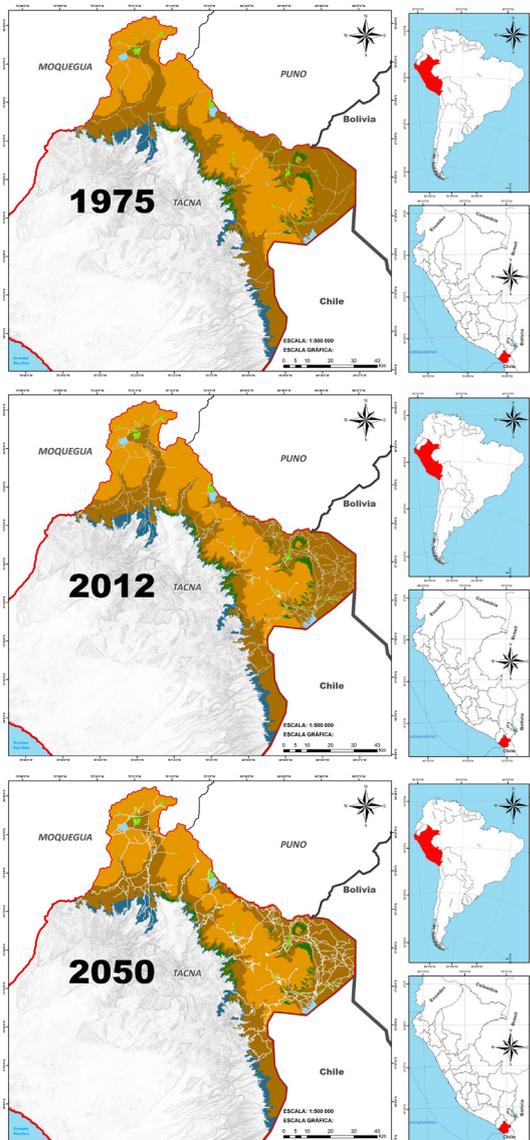
Representación cartográfica de los siete tipos de ecosistemas de la Ecorregión Puna del departamento de Tacna de acuerdo a la información oficial del Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a). Elaboración Propia.

2050, además de toda la cartografía obtenida desde 1975 hasta el 2019 debidamente verificada durante los viajes de campo realizados desde el año 2015, se incorporó la cartografía de los futuros proyectos (viales, hídricos, etc.) de acuerdo al Plan Regional de Desarrollo concertado Tacna al 2021 (Ordenanza Regional N° 001-2016-CR/GOB.REG.TACNA, 2016), como el Proyecto Vilavilani II, Embalse Calientes Santa Cruz, Embalse Jarumas II, Canal Chiquitoma, etc., referidos también en el Plan de Gestión de los Recursos Hídricos Caplina Locumba de la Autoridad Nacional del Agua (ANA, 2015) con un horizonte al año 2029 y cuya necesidad al año 2050 es puesta de manifiesto por el Centro Nacional de Planeamiento Estratégico – CEPLAN (Urrunaga, 2013). Asimismo, se le agregó un buffer de 50 metros que representaría un área de influencia de la infraestructura cuando esta ya se encuentre instalada, que se manifestaría por su uso futuro durante la operación y el mantenimiento (Velázquez, 2017).

Cálculo de métricas o índices de fragmentación

Para calcular los índices de fragmentación del hipotético estado natural (EN) de la ecorregión Puna y durante los tres periodos de evaluación con actividad antropogénica (1975, 2012 y 2050) fue necesario primero utilizar el ArcMAP del software ArcGIS v10.5 para superponer las cartografías de las actividades antropogénicas elaboradas con la capa de los ecosistemas de la ecorregión Puna (Fig. 2) y proceder a cortarlos (clip), es decir, retirar de los ecosistemas lo que se superpone con las actividades antropogénicas, formándose tres nuevas capas vectoriales denominadas analizadores de métricas (Fig. 3) a los que utilizando la extensión Patch Analyst v5.2 (Rempel, Kaukinen y Carr, 2012) del ArcGIS v. 10.5 (ESRI, 2018) se les calculó las métricas o índices de fragmentación que se detallan y explican en la Tabla 2 tanto a nivel del paisaje (conjunto del área de estudio) como a nivel de clase, que son las estructuras agrupadas en cada una de las categorías en las que se le clasificó, es decir, los tipos de ecosistemas (Elkie, Rempel y Carr, 1999).

FIGURA 3.
ANALIZADORES DE METRICAS.



Representación cartográfica de las capas denominadas Analizadores de métricas, que representan a los ecosistemas de la ecorregión Puna que vienen siendo "cortados" por las diferentes actividades antropogénicas cartografiadas (carreteras, canales, represas, centros poblados, etc.) en cada periodo de evaluación (1975, 2012 y 2050). Se observa como la superficie natural es reemplazada por el área de cada actividad antropogénica (representadas por líneas y polígonos blancos en forma de red) y como es que en cada año evaluado, esta infraestructura artificial se transforma en los nuevos límites de los ecosistemas, modificando su conectividad, áreas y formas. Fuente: Elaboración Propia.

Cada métrica (índice de fragmentación) o grupo de ellas, representa características particulares del paisaje y de los ecosistemas que lo conforman, p. ej. NumP, TLA, CA, MPS, PSSD y PSCoV son índices de área, superficie, densidad y variabilidad que muestra

básicamente la estructura del área de estudios o de los ecosistemas y el grado de fragmentación que van presentando, el AWMSI y el AWMPFD son índices de forma que muestra las topologías del paisaje y de sus fragmentos, permitiendo analizar los cambios en las morfologías. Asimismo, los índices TE, MPE y ED son de ecotono y hábitat interno, que permite calcular relaciones ecológicas entre el hábitat que se forma en el borde del fragmento con el hábitat interno del mismo. Además el SDI y SEI son índices de diversidad del paisaje que permiten caracterizar la homogeneidad del conjunto de fragmentos que lo conforman. (Vila, Varga, Llausàs y Ribs, 2006).

Considerando que estos índices están altamente correlacionados entre sí (Fahrig, 2003), la evaluación de la fragmentación fue analizada mediante tablas y gráficos de tendencias, agrupándose según el tipo de análisis (paisaje o clase), por el tipo de métrica (forma, tamaño, borde, diversidad) y por el año de evaluación (Estado natural, año 1975, 2012 y 2050). Asimismo, para analizar la fragmentación a nivel de clase, se consideró de manera particular la evaluación de las tendencias obtenidas para cinco índices que Santos y Tellería (2006) señalan como los principales de la fragmentación, como son: i) pérdida de área de hábitat (CA), ii) disminución del tamaño medio (MPS), iii) aumento del número de los fragmentos de hábitat (NumP), iv) aumento del borde total (TE) y v) aumento de la relación perímetro/superficie (ED). Asimismo, se analizó la evolución espacial y temporal de tres índices vectoriales, el Indicador de Forma (SI), que adopta valores menores (cerca de 1) cuando el fragmento es regular (en forma de círculo) mientras que los valores altos indican mayor irregularidad, la Relación Perímetro/Área (PAR) cuyos valores altos indican que los fragmentos presentes tienen mayor perímetro (son más irregulares) mientras que al fragmentarse disminuye su perímetro y adoptan una superficie cada vez más regular y la Dimensión Fractal (FD) que también expresa la complejidad mediante valores cercanos a 1 para fragmentos con perímetros simples mientras que los valores más altos de FD (cerca de 2) representan fragmentos con perímetros complejos basados en su geometría. (Mas y Correa, 2000).

RESULTADOS

Se ha calculado que la ecorregión Puna del departamento de Tacna ocupa un área total (TLA) de 4853,16 km² divididos en las áreas de cada clase (CA), es decir en 338 fragmentos (NumP) de siete tipos de ecosistema que lo conforman (Figura 2). Este TLA del hipo-

TABLA 2.
INDICES DE FRAGMENTACIÓN.

Índice	Nombre	Tipo	Descripción
SDI	Índice de Diversidad de Shannon	Diversidad	Valora la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad, a partir de la diversidad de fragmentos. Es igual a cero cuando solo hay un parche y crece a medida que aumentan.
SEI	Índice de Equidad de Shannon	Diversidad	Medida de distribución de parches y su abundancia. Este índice es igual a cero cuando la distribución observada de los parches es baja, y se acerca a la unidad cuando los parches aumentan.
AWMSI	Índice ponderado por el área del promedio de la forma	Forma	Igual a 1 cuando los parches tienden a la circularidad AWMSI, se incrementa el valor cuando tienden a ser irregulares.
AWMPFD	Promedio ponderado por el área de la dimensión fractal de los parches	Forma	Calcula el grado de complejidad de cada fragmento a partir de la relación entre área y perímetro. El índice AWMPFD presenta unos límites teóricos que están entre 1 y 2; los valores más altos indican mayor complejidad y los valores cercanos a 1 indican formas geométricas más sencillas.
TE	Borde total	Borde	Perímetro total de los parches.
ED	Densidad de bordes	Borde	Cantidad de perímetro respecto al área total del paisaje. Es la suma total de todas las longitudes de borde de una clase (TE), dividido entre el área total del paisaje.
MPE	Media de perímetro de borde	Borde	Expresa la longitud media del perímetro (TE) de los espacios para cada tipo de clase. Se calcula con la división del valor total del perímetro de clase (TE) por el número total de manchas (NumP).
MPS	Tamaño medio del parche	Densidad y tamaño	Representa el promedio del área de los parches contenidos en una clase. Debe analizarse conjuntamente con la desviación estándar del tamaño del parche (PSSD)
NumP	Número de parches por clase	Densidad y tamaño	Cantidad de parches que posee una determinada clase, indica el grado de subdivisión de la clase.
PSSD	Desviación estándar del tamaño del parche	Densidad y tamaño	Desviación estándar del área de los parches. A mayor desviación mayor diversidad en el tamaño de los parches.
PSCoV	Coefficiente de varianza del tamaño del parche	Densidad y tamaño	Expresa la desviación estándar del tamaño del parche en porcentaje (%), es decir, de cuanto fue la variación por cada clase.
TLA	Área total del paisaje	Área	Suma de las áreas de todos los parches en un paisaje
CA	Área de la "clase"	Área	Medida de composición de paisaje, es el área de cada clase.

Descripción de las métricas o índices utilizados para determinar la evolución de la fragmentación por actividad antropogénica en los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna. Fuente: Rempel *et al.* (2012)

tético estado natural de la ecorregión varía a través del tiempo debido a la fragmentación ocasionada por la construcción de infraestructura gris en reemplazo de la cobertura natural. Concretamente los resultados indican que en 1975 el valor de TLA disminuyó en 1,22%, en el año 2012 en un 4,51% y para el 2050 se calcula un TLA de 4457,36 km², es decir que para ese año se habrá transformado un total de 395,8 km² de cobertura natural por infraestructura artificial, es decir el 8,2% del paisaje de Puna (Tabla 3). Asimismo, observamos cómo la perturbación humana incide en las tendencias positivas de los índices NumP, SDI y SEI pero negativas de MPS, MPE, PSCoV, AWMSI, AWMPFD, PSSD y TLA (Fig. 4) las cuales se analizarán y discutirán en adelante, así como las implicancias o efectos ecológicos que podrían estar presentándose en contra de la biodiversidad.

Las métricas calculadas a nivel de clase (Tabla 4) indican la variabilidad en forma, borde, densidad y tamaño de los fragmentos por cada tipo de ecosistema

de Puna desde su estado natural (EN) hasta los que se formaran en el año 2050, presentando tendencias positivas del NumP, PSCoV, TE, ED (número de fragmentos, coeficiente de variación del tamaño, borde total y densidad del borde respectivamente) que confirman el incremento del número de fragmentos por cada tipo de ecosistema, acompañado de tendencias negativas del MPS, MPE, AWMSI, AWMPFD y PSSD, con lo que comprobamos que los nuevos fragmentos vienen adoptando formas regulares o circulares y una baja complejidad y del CA (área de clase) relacionado a la disminución del tamaño de cada fragmento. Observamos que todos los ecosistemas de Puna incrementan su número de fragmentos (NumP) directamente proporcional al reemplazo de su área (CA), siendo los pajonales de puna los que pasan de 13 fragmentos de forma natural a 61 en 1975 (+469%), 451 para el 2012 (+3469%) y 441 para el 2050, estableciéndose una transformación máxima del CA del 12%. Los resultados demuestran que a pesar de que la transforma-

TABLA 3.
MÉTRICAS O INDICES DE FRAGMENTACION A NIVEL DE PAISAJE (ÁREA DE ESTUDIO).

Años/Variación	Tipo de métricas o índices de fragmentación									
	Diversidad		Forma		Borde	Densidad, tamaño y variabilidad				
	SDI	SEI	AWMSI	AWMPFD	MPE	MPS	NumP	PSCoV	PSSD	TLA (km ²)
EN	1,1	0,5	6,4	1,3	16353	1435,8	338	986,2	14160,7	4853,1
1975	1,1	0,5	3,5	1,2	14504,9	1072,5	447	480,8	5157,2	4794,4
Variación (%) EN - 1975	0	0	-44,7	-3	-11,3	-25,2	32,2	-51,2	-63,5	-1,2
2012	1,1	0,5	2,9	1,2	8676,0	457,4	1013	597,2	2732,4	4634,3
Variación (%) EN - 2012	0	7	-53,9	-3	-46,9	-68,1	199,7	-39,4	-80,7	-4,5
2050	1,1	0,5	2,8	1,2	8618,0	459,9	969	595,8	2741,1	4457,3
Variación (%) EN - 2050	0	7	-54,8	-3	-47,3	-67,9	186,6	-39,578	-80,6	-8,1

Resultado del cálculo de las métricas a nivel de paisaje y su variación durante periodos de evaluación Estado Natural, 1975, 2012 y 2050. Fuente: Elaboración propia.

TABLA 4.
MÉTRICAS O INDICES DE FRAGMENTACION A NIVEL DE CLASE (TIPO DE ECOSISTEMAS).

Temporalidad	Ecosistema	Forma		Borde			Densidad. Tamaño. Variabilidad				
		AWMSI	AWMPFD	MPE	TE	ED	MPS	NumP	PSCoV	PSSD	CA
EN	Bo	2,5	1,2	8259,1	346 8	0,7	126,5	42	135,5	171,4	5314,8
1975	Bo	2,3	1,2	6624,6	351 1	0,7	99,1	53	153,6	152,2	5252,8
2012	Bo	2,3	1,2	5137,1	354 4	0,7	73,5	69	176,6	129,9	5076,2
2050	Bo	2,2	1,2	5561,8	339 2	0,7	79,3	61	164,2	130,3	4839,8
EN	Br-a	4,1	1,3	8195,8	1090 0	2,2	116,8	133	261,3	305,3	15536,3
1975	Br-a	4,1	1,3	7471,7	1090 8	2,2	106,0	146	276,0	292,7	15482,8
2012	Br-a	4,0	1,3	6559,5	1095 4	2,3	91,9	167	296,0	272,1	15353,6
2050	Br-a	4,0	1,3	6908,2	1077 6	2,4	97,3	156	286,5	279,0	15 1
EN	L	1,7	1,2	7659,3	84252,3	0,1	368,4	11	153,1	564,1	4052,7
1975	L	1,7	1,2	7659,5	84254,7	0,1	368,4	11	153,1	564,0	4052,4
2012	L	1,5	1,2	3939,2	98480	0,2	150,2	25	217,2	326,4	3755,8
2050	L	1,4	1,2	5722,8	91565,1	0,2	225,8	16	166,0	374,9	3613,6
EN	Ma	4,7	1,3	9604,8	1191000	2,4	265,3	124	510,4	1354,5	32906,3
1975	Ma	3,7	1,3	9018,6	126261	2,6	231,7	140	369,6	856,5	32446,2
2012	Ma	3,6	1,2	7389,1	133005	2,8	177,2	180	391,9	694,8	31908,9
2050	Ma	3,5	1,2	7240,1	130323	2,9	172,6	180	397,2	685,8	31076,9
EN	Pjps	7,5	1,3	135772	176503	3,6	16409,7	13	235,8	38 6	213326
1975	Pjps	4,0	1,2	39192,8	239076	4,9	3435,7	61	210,8	7244,6	209583
2012	Pjps	2,6	1,2	9212,2	415471	8,9	439,0	451	315,5	1385,6	198010
2050	Pjps	2,5	1,2	8732,7	385114	8,6	421,2	441	317,4	1337,3	185776
EN	Zp-gla	5,9	1,2	171522	102928	2,1	35667,2	6	221,9	79179,1	214003
1975	Zp-gla	3,0	1,2	51392,8	128482	2,6	8498,6	25	190,3	16179,7	212465
2012	Zp-gla	3,0	1,2	15057,9	174671	3,7	1804,0	116	409,5	7389,31	209270
2050	Zp-gla	3,0	1,2	15000,6	168006	3,7	1832,0	112	403,9	7401	205186
EN	Agri	1,9	1,2	4321,0	8642,1	0,0	36,4	2	68,2	24,8	72,8
1975	Agri	1,8	1,2	1839,9	7359,8	0,0	17,4	4	146,1	25,5	69,8
2012	Agri	2,1	1,3	1797,9	8989,6	0,0	12,1	5	154,8	18,7	60,6
2050	Agri	2,0	1,3	2632,6	7897,9	0,0	17,5	3	98,5	17,3	52,7

Resultados del cálculo de las métricas a nivel de clase o por tipo de ecosistemas, donde se observa su variación en los periodos de evaluación. Fuente: Elaboración Propia.

ción del área del paisaje y de los ecosistemas de Puna tenga un porcentaje bajo y poco representativo (12%), esto provoca una acelerada formación de nuevos frag-

mentos de menor tamaño y con graves cambios en su complejidad y regularidad, que de seguro, vienen afectando a la biodiversidad.

Los gráficos de tendencias de las métricas o índices de fragmentación a nivel de la ecorregión Puna se presentan en la Figura 4 mientras que a nivel de clase (ecosistemas) en la Figura 5, en todos se observan cambios de acuerdo al periodo de evaluación. El incremento de los índices de diversidad (SDI y SEI) indica el crecimiento del número de fragmentos de la ecorregión Puna, es decir, se ha venido formado un número mayor de fragmentos con similares características en forma y tamaño que incrementan su distribución espacial y homogeneidad.

El AWMPFD y el AWMSI son índices de forma y miden la irregularidad de los fragmentos de la ecorregión Puna, cuyo valor viene disminuyendo en el tiempo, lo que significa que los nuevos fragmentos tienen formas menos irregulares, volviéndose circulares (formas simples) como se observa en la Figura 4. La disminución del MPE significa que dentro de la Puna de los andes centrales, se ha venido formando una mayor cantidad de fragmentos cuyos bordes tienen perímetros cada vez más pequeños. El MPS y PSSD indican una disminución en el área de los nuevos fragmentos de los ecosistemas de Puna que guarda mucha relación con el elevado incremento de NumP (número de fragmentos) y con la disminución del PSCoV, que es la variación del tamaño de los fragmentos en porcentaje (%).

El comportamiento de las métricas vectoriales representadas en la Figura 6a como el SI (Índice de forma), PAR (Relación Perímetro/área) y FD (Dimensión fractal) nos muestran espacialmente los lugares donde se produjeron mayores cambios dentro de la ecorregión Puna (fragmentación) al medir la irregularidad, tamaño y complejidad respectivamente, los cuales son representados gráficamente por colores, siendo que la ecorregión Puna en su hipotético estado natural presentaba fragmentos con formas irregulares que en la Figura 6a se presentan de color morado, pero que a medida que se van fragmentando por la presencia de las actividades antropogénicas, disminuyen los valores de SI, volviéndose fragmentos de formas más regulares que son representados por colores fucsias y amarillos. Igualmente, la mayor cantidad de fragmentos en su estado natural presentan valores de PAR altos que se muestran de color verde oscuro, pero que al fragmentarse disminuyen su valor mostrándose inevitablemente de colores verdes claros y amarillos. También se observa la variación progresiva de la dimensión fractal (FD) en el tiempo, cuyos colores oscuros representan mayor complejidad en la geometría de los ecosistemas en su estado natural, pero que se vuelven de colores más claros al transcurrir del tiempo

ya que la fragmentación les quita complejidad. Los cambios de estos valores también significan cambios en los patrones ecológicos naturales y por ende cambios en la biodiversidad.

DISCUSIÓN

El principal reto de los investigadores en ecología del paisaje es calcular adecuadamente las métricas o índices que se generan en un proceso de fragmentación (incremento del aislamiento de coberturas naturales y de la conectividad entre coberturas artificiales Turner, Gardner y O'Neill (2001) para relacionarlos con los efectos negativos sobre la biodiversidad que puedan haberse ocasionado (Fahrig, 2003). Este desafío fue comentado por Vila *et al.* (2006) quienes encontraron que la mayor parte de los trabajos de investigación realizados por aquellos años se desarrollaron de forma casi exclusiva en clave ecológica, siendo pocas las experiencias que asocian los aspectos sociales, económicos y culturales que permitan explicar mejor la situación actual y los cambios en la dinámica de los paisajes. Es por ello que fue sumamente importante conocer y describir la importancia de la dinámica territorial de la ecorregión Puna para el departamento de Tacna y como se asocian sus principales valores ecológicos con las actividades antropogénicas, para finalmente calcular las métricas o índices de la fragmentación con el uso de software especializado y confiable, como el Patch Analyst del ArcGIS, el cual fue usado también por Galindo, Pérez, Reynoso, Rosas y Gonzales (2019) para determinar la fragmentación del paisaje y la conservación de *Leopardus pardalis* en México, por De León, Pinedo y Martínez (2013) para analizar la fragmentación del paisaje en cuchillas de la Zarca - México o por Correa, Volante y Seghezze (2012) para analizar la fragmentación en bosques nativos del norte argentino, entre otras investigaciones de comprobada calidad.

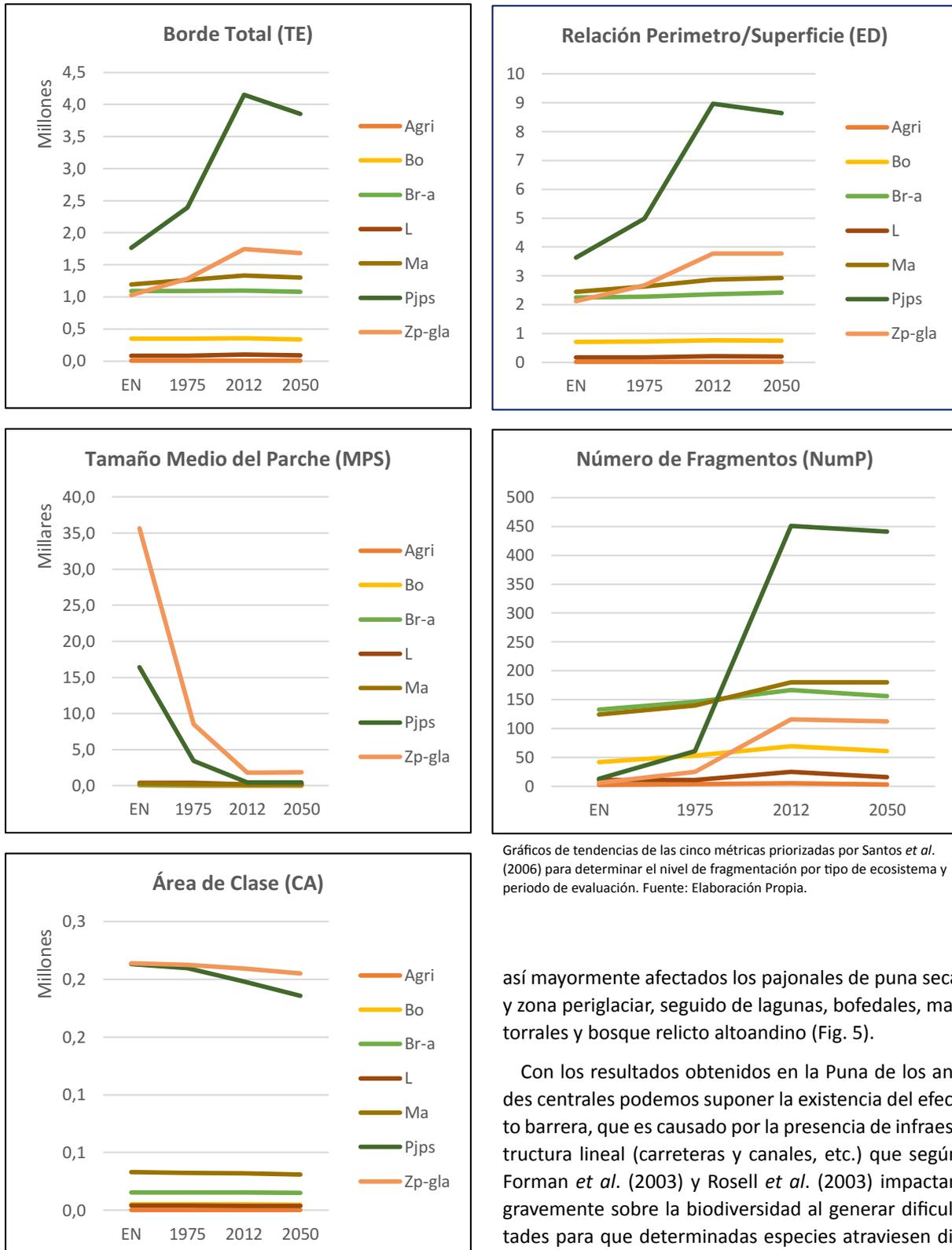
Con tal garantía, pusimos especial énfasis en observar las tendencias de las cinco principales métricas o índices que según Santos *et al.* (2006) si existieran en ellos cambios simultáneos, demostraría un alto nivel de fragmentación que estaría incidiendo perniciosamente sobre la supervivencia de la biodiversidad (Andrén, 1994; Fahrig, 2003; Saunders *et al.*, 1991) Los resultados nos indican que entre los ecosistemas de Puna existen diferentes tendencias de las métricas o índices evaluados, algunos cambian ligeramente mientras que otras abruptamente, pero al analizarlas conceptualmente, todas demuestran que existe un proceso de fragmentación en el paisaje, resultando

FIGURA 4.
TENDENCIAS DE LAS METRICAS A NIVEL DE PAISAJE.



Gráfico de tendencias (flecha roja) de cada una de las métricas evaluadas a nivel de paisaje con el Patch Analyst v5.2 en los ecosistemas de la Ecorregión Puna del departamento de Tacna al extremo sur del Perú. Fuente: Elaboración Propia.

FIGURA 5.
TENDENCIA DE LAS METRICAS A NIVEL DE CLASE.



Gráficos de tendencias de las cinco métricas priorizadas por Santos *et al.* (2006) para determinar el nivel de fragmentación por tipo de ecosistema y período de evaluación. Fuente: Elaboración Propia.

así mayormente afectados los pajonales de puna seca y zona periglaciaria, seguido de lagunas, bofedales, matorrales y bosque relicto altoandino (Fig. 5).

Con los resultados obtenidos en la Puna de los andes centrales podemos suponer la existencia del efecto barrera, que es causado por la presencia de infraestructura lineal (carreteras y canales, etc.) que según Forman *et al.* (2003) y Rosell *et al.* (2003) impactan gravemente sobre la biodiversidad al generar dificultades para que determinadas especies atraviesen dicha infraestructura, con lo que reduce su capacidad

para desplazarse por el territorio y entre los fragmentos. De manera extensa y expansiva se ha construido infraestructura lineal en los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna como se observa en la Figura 6b y por testimonios de los pobladores locales este efecto sucedió durante la construcción y sigue sucediendo durante el funcionamiento de las mismas, al encontrarse fauna muerta principalmente en canales de trasvase de agua, bocatomas, represas, o al observarse la imposibilidad de su paso en los cercos perimétricos altos que se han instalado en algunas zonas. Es necesario no confundir el efecto barrera con la muerte de fauna por atropello en carreteras, ya que si bien es cierto son dos problemas que se generan por la fragmentación, son opuestos porque para que ocurra un atropellamiento, la fauna silvestre ha debido transitar o cruzar libremente por la infraestructura instalada (cero efecto barrera) (Grilo, Ascensão y Bissonette, 2011) pero es necesario que ambos se investiguen a mayor profundidad y puedan buscarse soluciones conjuntas.

También es posible suponer la ocurrencia del efecto área, relacionado con la variación del tamaño de los fragmentos temporal y espacialmente, ya que las métricas o índices a nivel de paisaje (Tabla 2) y de clase (Tabla 3) que las representan, MPS, PSCoV y PSSD resultan con tendencias negativas desde el estado natural hasta todo el período de evaluación (Fig. 4). Este efecto influye en la reducción de la biodiversidad según la teoría biogeográfica de MacArthur y Wilson (1967) y el modelo presentado por Gurrutxaga y Lozano (2008), quienes señalan que se pierde la mitad de las especies del fragmento cuando se reduce 10 veces su tamaño.

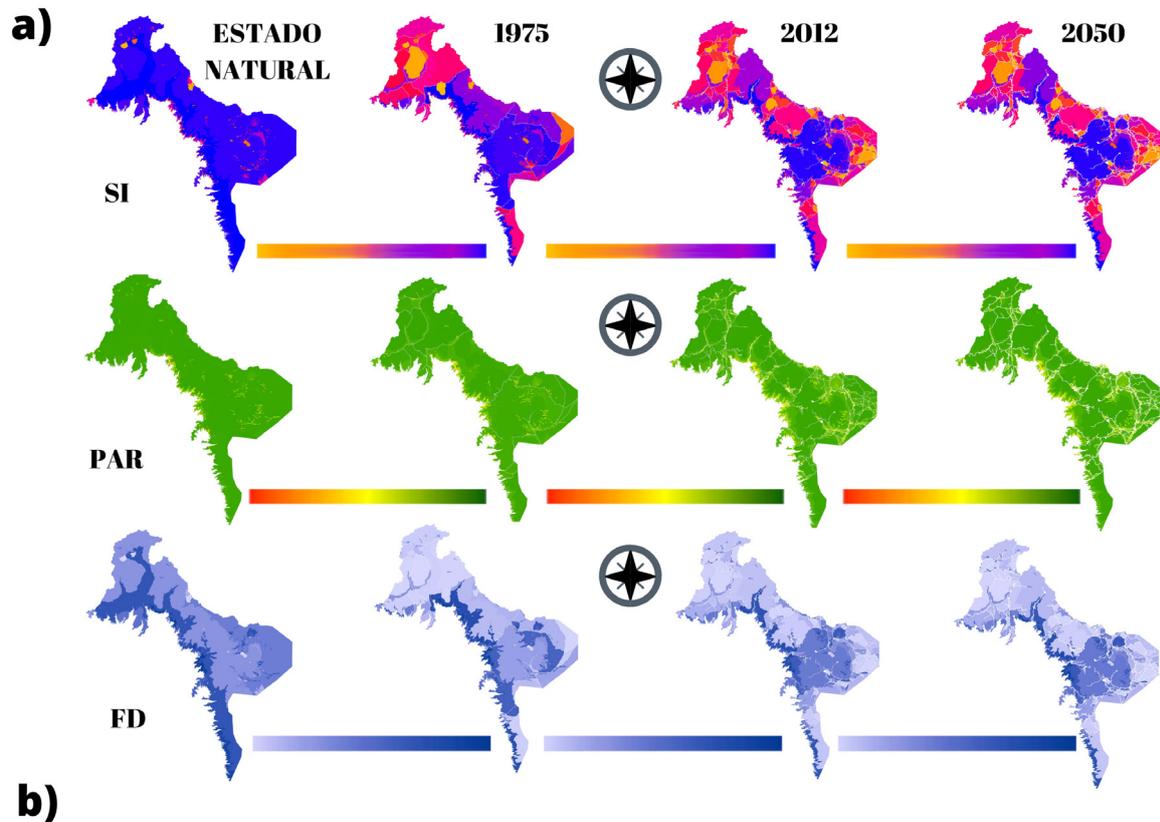
Asimismo, las tendencias negativas obtenidas de la métrica MPE y positivas de TE y ED (Fig. 4) indican la posible existencia de un efecto borde que según Santos *et al.* (2006) sucede cuando se forma una banda perimetral de hábitat con condiciones diferentes o adversas para muchas de las especies, semejante a una microzonificación de los nuevos fragmentos, con un hábitat de borde o periférico de baja calidad ecológica seguido de un hábitat interior de alta calidad, debido a la incidencia de múltiples factores físicos y bióticos con graves consecuencias para la supervivencia de las poblaciones (Fletcher, 2005; Janzen, 1983; 1986; Murcia, 1995; Ries, Fletcher, Battin y Sisk, 2004). Para Turton y Freiburger (1997), existen tres tipos de efecto de borde: i) el abiótico, o cambios físicos en las condiciones del ambiente como viento, variabilidad de temperatura, penetración lateral de luz y reducida

humedad, ii) el biológico directo, o cambios en la distribución y abundancia de las especies, como la proliferación de la vegetación secundaria a lo largo del margen, invasiones arbóreas o de plantas y de animales generalistas y iii) el biológico indirecto, o cambios en las interacciones de las especies cerca del borde, debido a que en su conjunto se crea una alteración de los procesos ecológicos como los ciclos de nutrientes y en los flujos de energía. Es necesario investigar cuáles son los tipos de bordes que se han generado en la puna de los andes centrales.

Es por ello que para confirmar la presencia de estos efectos de la fragmentación, es imperioso realizar estudios poblacionales de las especies de flora o fauna o de su dinámica ecológica, como el de Verga, Peluc, Landi y Galetto (2018) quienes evaluaron los efectos de la fragmentación de los bosques en la alimentación de las aves, determinando que la abundancia de frutos no se afecta por el área ni por el borde de los nuevos fragmentos y que la abundancia de semillas aumentó al reducirse el área, con mayor abundancia en el borde respecto al interior, mientras que la abundancia de artrópodos no se afectó en verano, pero sí en invierno, aumentando con la reducción del área y observándose una mayor abundancia en el borde respecto al interior. Es obvio pensar que estos cambios afectaran de alguna manera el comportamiento de las aves o de alguno de los componentes de su red trófica.

Estos ejemplos nos obliga a pensar en cuáles serían las implicancias ecológicas que vienen sucediendo en las aves que habitan los ecosistema de Puna, pero también directamente sobre la vegetación y sus procesos fenológicos, como Chacoff, Morales y Vaquera (2004) quienes determinaron que la proporción de semillas abortadas de *Acacia aroma* aumentó mientras disminuyó el tamaño del fragmento, y que la depredación fue un 14% menor en fragmentos pequeños que grandes y que al fragmentarse aumentó la proporción de semillas sanas en un 20%. Tinajero y Rodríguez (2012) obtuvieron 1806 registros del cernícalo americano y aguililla cola roja en áreas naturales y áreas fragmentadas, resultando que el cernícalo americano tuvo 1164 (64%) registros (51% de área fragmentada y 49% de área natural) y el aguililla cola-roja con 642 registros (35%) (70% de área fragmentada y 30% de área natural). Asimismo, Wolff, Schauber y Edge (1997) determinaron que la reducción del movimiento del ratón de campo de cola gris entre los pequeños fragmentos fue el efecto más obvio de la fragmentación al calcular que 6% de hembras y 15% de machos

FIGURA 6.
REPRESENTACION CARTOGRAFICA DE LOS INDICES VECTORIALES DE FRAGMENTACION Y FOTOGRAFIAS.



a) Representación cartográfica de la fragmentación a través de los índices vectoriales SI (Índice de forma), PAR (Relación Área/perímetro) y FD (Dimensión fractal) cartografiados por el Patch Analyst v5.2 desde su estado natural hasta la prospectiva para el año 2050. Fuente: Elaboración Propia. **b)** Fotografías de la infraestructura lineal (canales y carreteras) construidas sobre los ecosistemas de la ecorregión Puna del Departamento de Tacna.

se mudaron entre pequeños fragmentos en una semana, en comparación con el 60% moviéndose distancias comparables en fragmentos más grandes.

Estos estudios que relacionan la fragmentación con los efectos sobre la biodiversidad, nos permite vincular los resultados de la fragmentación de los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna con las bajas densidades poblacionales que tienen las especies de fauna silvestres características, como el *Rhea pennata* "suri", *Lama guanicoe* "guanaco" y *Vicugna vicugna* "vicuña", que ha generado sus categorías de amenaza En Peligro Crítico – CR (Suri y Guanaco) y Casi Amenazado – NT (vicuña) del Decreto Supremo 004-2014 MINAGRI (2014) y del Listado de especies de Fauna Silvestre CITES- Perú (MINAM. 2018b), ya que según lo señalan Hanski, Poyry, Pakkala y Kuussaari (1995) y Brook, Tonkyn, O'grady y Frankham (2002) un mayor número de fragmentos de menor tamaño, impone un límite sobre el tamaño poblacional haciéndolas vulnerables a extinciones locales, por lo que es urgente realizar una evaluación de los efectos barrera, área y borde, para tomar medidas de conectividad, como la instalación de pasos de fauna (viaductos, túneles o ecoductos) con cercos que faciliten el cruce de las especies y la conexión entre fragmentos. Es necesario considerar lo señalado por Galindo *et al.* (2019) sobre la relación directa que existe entre la acelerada pérdida y fragmentación del hábitat con el elevado riesgo a lograr la conservación de las especies, hecho que resulta similar en la ecorregión Puna, ya que vienen habitando ecosistemas cada vez más fragmentados como los que se observan en la Figura 6a.

Con la información obtenida en la presente investigación se podrán diseñar estudios científicos de diversidad florística y de fauna, redes tróficas, flujos energéticos, etc., en diferentes lugares de la ecorregión Puna de acuerdo a los niveles de fragmentación que presenten, para incrementar el conocimiento respecto a la dinámica de las especies que nos permita planificar su pronta restauración, de acuerdo a lo señalado por Montoya (2019) al referirse que las interacciones ecológicas entre especies y las redes ecológicas son componentes esenciales para comprender claramente el funcionamiento de los ecosistemas y sus principios para la restauración, tal como Gascon *et al.* (1999) señalan que la reducción de los hábitats ocasionada por la fragmentación, incrementa la presencia de especies de flora y fauna generalista e invasora (Rivard, Poitevin, Plasse, Carleton y Currie, 2000 y With, 2002), que altera los procesos ecológicos habituales de los ecosistemas de Puna. Esto también fue

demostrado por Carbajal, Leal y Molina (1993) quienes observaron que en fragmentos de bosques existe una composición florística y diversidad diferente en comparación con bosques continuos (no fragmentados); además, Condori (2012) encontró la misma diferencia en zonas fragmentadas y no fragmentadas al estudiar la flora en algunas comunidades campesinas del departamento de Puno en el Perú.

Entonces, es necesario e imprescindible iniciar a implementar mecanismos de restauración de ecosistemas de Puna, porque a nivel mundial se viene promoviendo la gestión del territorio bajo el enfoque ecosistémico (Andrade, 2007), que dentro de sus doce principios indica que para garantizar la conservación de los ecosistemas se deberá considerar los efectos de la fragmentación en zonas propias y adyacentes para establecer objetivos de conservación a largo plazo con mecanismos dirigidos prioritariamente hacia los servicios ecosistémicos bajo un contexto económico. Por tal razón, es necesario aplicar este enfoque en la gestión de los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna, ya que uno de sus principales servicios ecosistémicos es la regulación hídrica y el abastecimiento de agua a las grandes ciudades y que la OECD (2012) pronostican como un recurso altamente restringido para el año 2050.

Esta problemática de restricción de agua ya se ha evidenciado en el departamento de Tacna declarándose permanentemente la emergencia por estrés hídrico en todas sus cuencas (Decreto Supremo N° 004-2009-AG, 2009) y que contrariamente a abordarlo bajo el enfoque ecosistémico o mediante la conservación y restauración de los ecosistemas de Puna, se desarrollaron aún más proyectos de extracción y canalización de agua (superficiales y/o subterránea) y cada vez más grandes, que vienen fragmentando a los bofedales, glaciares y lagunas como ecosistemas reguladores de calidad y cantidad de agua, cuya fragmentación demostrada en el presente estudio, es una de sus principales amenazas (Sotil y Flores, 2014).

Encontrándose con similar problemática, como es la degradación de los ecosistemas de cabeceras de cuencas proveedores de recurso hídrico por fragmentación, Velásquez (2017) propuso la suma de esfuerzos por parte de todas las instituciones locales para conservar y garantizar la continuidad y calidad de los servicios allí generados. De igual forma, proponemos una articulación multisectorial y de permanente coordinación institucional que priorice la conservación de los ecosistemas de Puna bajo el enfoque ecosistémico, con la implementación de eficientes mecanismos

de restauración que, en lo posible, logre recuperar la conectividad de los ecosistemas que fueron fragmentados durante los primeros 37 años evaluados en la presente investigación (desde 1975 al 2012).

El Perú, a través de la Asociación Peruana de Arquitectura del paisaje, se ha comprometido a desarrollar y poner en práctica las propuestas de la Iniciativa Latinoamericana del Paisaje (LALI por sus siglas en inglés), declarando su responsabilidad de conducir la planificación, el diseño y la administración del paisaje bajo los principios, objetivos, campos de acción y desafíos de esta importante iniciativa, como son el reconocimiento, la valoración, la protección, la gestión y la planificación sostenible del paisaje, mediante la adopción de convenios (leyes, acuerdos, decretos y ordenanzas) que reconozcan la diversidad y los valores locales, nacionales y regionales, tanto tangibles como intangibles del paisaje, así como los principios y procesos pertinentes para salvaguardarlo. Muñoz y Gómez (2017) diseñaron una propuesta metodológica para la gestión de los páramos colombianos bajo esta iniciativa, simulando su implementación, concluyendo que la clasificación paisajística en áreas y tipos de paisaje permite un desglose iterativo interesante, permitiendo su aplicabilidad en distintos lugares y a diferentes escalas, por lo que podría aplicarse en la Puna de los andes centrales del departamento de Tacna.

Lamentablemente algunas autoridades aún mantienen el enfoque centralista de gestión territorial, aquel que da prioridad solo a la inversión pública dentro de las ciudades, excluyendo a los ecosistemas y procesos ecológicos que proveen de los servicios ecosistémicos fundamentales para la sostenibilidad del paisaje, sin comprender que la fragmentación al afectar a la biodiversidad, a sus procesos y a sus servicios, también afecta el bienestar (actual y futuro) de las personas, por lo tanto la conectividad en el departamento de Tacna deberá involucrar tanto a las poblaciones humanas, sus intereses económicos y poblacionales (ciudades), como a los ecosistemas de la Puna de los andes, es decir, evitando aislar a las ciudades con su entorno, compartiendo y respetando la cultura rural y urbana y mutuamente reconociendo su existencia, importancia e influencia (Guevara, 2015).

CONCLUSIONES

Los ecosistemas de la Puna de los andes son importantes por su variabilidad y compleja adaptación climática, pero se vuelven trascendentales e imprescindibles dentro de la gestión territorial por su ubicación geográfica y valores ecológicos que presentan,

ya que durante muchos años han provisto de bienes y servicios ecosistémicos a las demás ecorregiones (como el recurso hídrico) las cuales tienen mayor aridez, están mayormente habitadas y se desarrollan la mayor cantidad de actividades económicas productivas. Esta valiosa capacidad de provisión de servicios ecosistémicos hídricos, debería lograr transformar la equivocada percepción que se tiene sobre los ecosistemas de Puna -áreas silvestres poco productivas- por el concepto de sitios fundamentales para el bienestar humano, prioritarios para su conservación y restauración.

La variación de las métricas obtenidas en los dos niveles de evaluación (paisaje y clase) así como en los periodos evaluados, como es el gran incremento de los NumP en todo el paisaje al año 2012 (más del 300%) y en los pajonales de puna (hasta en más de 3000%) y la caída acelerada de los índices de forma, señalan que los ecosistemas no solo están siendo fragmentados rápidamente, sino que también están perdiendo irregularidad y complejidad, lo que incide directamente en la ecología de las especies poniendo en riesgo su capacidad de respuesta ante nuevos escenarios generados por el hombre. Sin duda, la capacidad adaptativa de las especies a los cambios en los factores bióticos y abióticos es algo que debe preocuparnos y deberían evaluarse constantemente, incluyendo también a los efectos que pueden venir siendo generados por el cambio climático.

A pesar que los índices señalan un bajo porcentaje de reemplazo de cobertura natural en el paisaje (cambio de TLA de 8,2%), los demás indicadores demuestran el proceso de fragmentación que viene sucediendo en la ecorregión Puna del departamento de Tacna, siendo muy probable que los efectos estén altamente relacionados con los procesos de extinción de las especies de flora y fauna silvestres locales y con la pérdida de uno de los más importantes servicios ecosistémicos, el recurso hídrico, por lo que es vital reconocer la necesidad de revertirla y gradualmente recuperar la conectividad entre los ecosistemas, para ello existen diferentes mecanismos de conservación y restauración con diferentes opciones de financiamiento que es posible gestionar a través de la participación gubernamental, como los Mecanismos de Retribución por Servicio Ecosistémico Hídrico (MRSEH), el Pago por Servicio Ambientales (PSA), la compensación ambiental, entre otros.

También se hace necesario generar mayor información científica de calidad respecto a los efectos que genera la fragmentación en los ecosistemas y en las

especies, correctamente señalados en la presente investigación, como el efecto área, borde y barrera, para que de manera urgente, las instituciones y autoridades competentes inviertan los recursos económicos necesarios (a través de proyectos) para la implementación de mecanismos de restauración, manejo sostenible y conservación estratégica de esta importante ecorregión con alta diversidad biológica y proveedora de servicios ecosistémicos. Dentro de los proyectos prioritarios que se concluyen en la presente investigación y que deberán ser complementadas con mayores estudios, será la construcción de puentes de fauna en zonas donde existe atropellamiento o muerte por caídas, al igual que el tapado de los canales de conducción de agua y la recuperación de la cobertura vegetal natural a través de la acumulación rustica de agua de lluvias que mejore la humedad del suelo y el éxito reproductivo de las semillas dispersas.

Asimismo, la información científica presentada exige que las autoridades cambien urgentemente el equivocado y desfasado enfoque centralista de gestión territorial por el enfoque ecosistémico y de ciudades sostenibles, en el que se incluya dentro de los planes, programas y proyectos departamentales, todas las iniciativas y esfuerzos en pro de la sostenibilidad a nivel de cuencas hidrográficas que conecte a las ciudades con su entorno rural y natural, ya sea contiguo o lejano, en función a los ecosistemas (no fragmentados o restaurados) y los servicios ecosistémicos, y que este cambio sea respaldado e impulsado por la población desde sus propios espacios de participación y decisión.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA. (2015). Plan de gestión de los recursos hídricos de la cuenca Caplina - Locumba. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua. Proyecto de Modernización de la Gestión de los Recursos Hídricos. 204p. Recuperado de <http://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/88>
- Andrade A. (2007). *Aplicación del Enfoque Ecosistémico en Latinoamérica*. CEM - UICN. Bogotá, Colombia. 89p. Recuperado de <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/CEM-007.pdf>
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Arroyo, V. y Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology* 30: 497-514. <https://doi.org/10.1007/s10764-009-9355-0>
- Brook, B. W., Tonkyn, D. W., O'grady, J. J. y Frankham, R. (2002). Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species. *Conservation Ecology*. 6(1), 16. <https://doi.org/10.5751/es-00387-060116>
- CDC-UNALM. (2006). *Análisis del Recubrimiento Ecológico del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado*. Lima: CDC-UNALM/TNC. 170p. Recuperado de <http://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/descargarPublicacionAdjunto.action?strIdInterno=90997759952601664082706845058069081691>
- Chacoff, N. P., Morales, J. M. y Vaquera M. (2004). Efectos de la Fragmentación Sobre la Absorción y Depredación de Semillas en el Chaco Serrano. *Biotropica* 36(1), 109-117. [https://doi.org/10.1646/0006-3606\(2004\)036\[0109:EDLFLS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2004)036[0109:EDLFLS]2.0.CO;2)
- Condori, G. (2012). Influencia de la Fragmentación en la Diversidad de la Flora Silvestre y en los Cambios de Uso de Suelo y Cobertura Vegetal en Huerta Huaraya, Puno. *Ecosistemas* 21(1-2), 230-234. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/369>
- Collinge, S. K. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36(1), 59-77. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(96\)00341-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(96)00341-6)
- Correa, J. J., Volante, J. y Seghezze, L. (2012). Análisis de la fragmentación y la estructura del paisaje en bosques nativos del norte argentino. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* 16(1), 97-103. Recuperado de https://www.academia.edu/25178669/An%C3%A1lisis_de_la_fragmentaci%C3%B3n_y_la_estructura_del_paisaje_en_bosques_nativos_del_Norte_Argentino
- Decreto Supremo N°004-2009-AG. (2009). Declaran agotados los recursos hídricos superficiales de las cuencas de los ríos Caplina, Sama y Locumba. *Diario Oficial El Peruano*, Lima, Perú, 08 de febrero del 2009. Recuperado de https://www.midagri.gob.pe/portal/download/pdf/marcolegal/normaslegales/decretosupremos/ds_004_2009_ag.pdf
- Decreto Supremo N°004-2014-MINAGRI. (2014). Aprueban la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas

- de fauna silvestre legalmente protegidas. *Diario Oficial El Peruano*, Lima, Perú, 08 de abril del 2014. Recuperado de <https://www.midagri.gob.pe/portal/download/pdf/marcolegal/normaslegales/decretosupremos/2014/ds04-2014-minagri.pdf>
- De León, G. D., Pinedo, A. y Martínez, J. H. (2013). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas*, 0(84), 42-53. <http://dx.doi.org/10.14350/rig.36568>
- Didham, R. K. (1997). *The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia*. Pp. 55-70. En: Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University Chicago Press, Chicago, London.
- Elkie, P., Rempel, R. y Carr, A. (1999). *Patch Analyst User's Manual*, Ont. Min. Natur. Resour. Northwest Sci. & Technol., Thunder Bay, Ont. TM-002.
- ESRI. (2018). ArcGIS Desktop Help 10.5 Geostatistical Analyst. Recuperado de <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/index.html>
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34 (1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fletcher, R. J. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* 74: 342-352. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00930.x>
- Forman, R. (1995). *Land Mosaics, The Ecology of Landscape and Regions*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 656p.
- Forman, R., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T. y Winter, T. (2003). *Road Ecology. Science and Solutions*. Island Press, Washington. 129p.
- Galindo, R., Pérez, M., Reynoso, R., Rosas, O. y González, C. (2019). Cambio de uso de suelo, fragmentación del paisaje y la conservación de *Leopardus pardalis* Linnaeus, 1758. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 10(52), 149-169. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i52.395>
- Gascon C., Lovejoy, T., Bierregaard, R., Malcom, J., Stouffer, P., Vasconcelos, H., Laurance, W., Zimmerman, B., Tocher, M. y Borges, S. (1999). Matrix-habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91(2-3), 223-229. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00080-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00080-4)
- Grilo, C., Ascensão, F., Santos, M. y Bissonette, J. (2011). Do well connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57(4), 707-716. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0478-6>
- Gurrutxaga, M. y Lozano, P. J. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 69(265), 519-543. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0427>
- Hanski, I., Poyry, J., Pakkala, T. y Kuussaari, M. (1995). Multiple equilibria in metapopulation dynamics. *Nature*, 377, 618-621. <https://doi.org/10.1038/377618a0>
- Janzen, D. (1983). No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41(3), 402-410. <https://doi.org/10.2307/3544100>
- Janzen, D. (1986). *The eternal external threat*. En: M.E.Soulé (ed.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*: 286-303. Sinauer, Sunderland.
- MacArthur, R. y Wilson, E. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. 203 pp.
- Mas, J. y Correa, J. (2000). Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones geográficas*, 43, 42-59. <https://doi.org/10.14350/rig.59123>
- MINAM. (2018b). *Listado de especies de Fauna Silvestre CITES- Perú*. Dirección General de Diversidad Biológica. Lima. Perú: Ministerio del Ambiente. 135p. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/simposio-peruano-de-especies-cites/wp-content/uploads/sites/157/2018/08/Listado-FAUNA-CITES-FINAL.pdf>
- MINAM (2018a). *Mapa nacional de ecosistemas del Perú: Memoria descriptiva*. Dirección de monitoreo y de Evaluación de los Recursos Naturales del Territorio, Lima-Perú: Ministerio del Ambiente. 63p. Recuperado de <http://geoservidor.minam.gob.pe/recursos/intercambio-de-datos/>
- Montoya, D. (2019). Restauración de redes ecológicas: Escalas espacial y temporal, estabilidad y cambio global. *Revista Ecosistemas*, 28(2), 11-19. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.202070.070>

- www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/1706
- Muñoz, D. A. y Gómez, J. (2017). Propuesta metodológica para la gestión de los paisajes de páramo en el marco de la Iniciativa Latinoamericana del Paisaje (LALI). *Perspectiva Geográfica*, 21(2), 225. <https://doi.org/10.19053/01233769.5850>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2), 58-62. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)88977-6)
- Nepstad, D. C, Verssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. y Brooks, V. (1999). Largescale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505-508. <https://doi.org/10.1038/19066>
- OECD (2012). OECD Environmental Outlook to 2050, OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-en>
- Ordenanza Regional Nº 001-2012-CR/GOB.REG.TACNA. (2012). Aprueban el Plan Maestro del ACR Vilacota Maure 2012 - 2017. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 08 de febrero del 2012. Recuperado de <https://legislacionnp.org.pe/plan-maestro-2012-2016-del-acr-vilacota-maure/>
- Ordenanza Regional Nº 016-2012-CR/GOB.REG.TACNA. (2013). Aprueban la Zonificación Ecológica y Económica de Tacna. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 18 de enero del 2013. Recuperado de <https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/modifican-la-ordenanza-regional-n-016-2012-cr-gobregtacna-ordenanza-n-018-2013-crgobregtacna-1053975-1/>
- Ordenanza Regional Nº 001-2016-CR/GOB.REG.TACNA. (2016). Aprueban el Plan de Desarrollo Regional Concertado Tacna hacia el 2021. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 22 de Abril del 2016. <https://busquedas.elperuano.pe/download/url/aprueban-el-plan-de-desarrollo-regional-concertado-tacna-h-ordenanza-no-001-2016-crgobregtacna-1370266-2>
- Pacheco, M., Franco, P., Cáceres, C., Navarro, M., y Jove, C. (2019). Aplicación de técnicas SIG para la cobertura superficial y distribución del bosque de *Polylepis* en la zona andina de Moquegua 2018. *Ciencia & Desarrollo*, (23), 26-32. <https://doi.org/10.33326/26176033.2018.23.753>
- Rempel, R., Kaukinen, D. y Carr, A. (2012). *Patch Analyst and Patch Grid*. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario. Recuperado de <https://learn.opengeoedu.de/en/monitoring/landschaftstrukturmasse/software/patch-analyst-arcmap-plugin>
- Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J. y Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 491-522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>
- Rivard, D. H., Poitevin, J., Plasse, D., Carleton, M. y Currie, D. J. (2000). Species richness and changes in species composition in Canada's national parks: With-in park habitat and the regional context. *Conservation Biology*, 14(4), 1099-1110. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98247.x>
- Rosell C., Álvarez, G., Cahill, S., Campeny, R., Rodríguez, A. y Séiler, A. (2003). *La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España*. Organismo Autónomo. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 341p.
- Roselló, R. y Lorenzo, J. (2017). Natura 2000 network fragmentation caused by road infrastructures in Mallorca. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 43(1), 329-349. <http://dx.doi.org/10.18172/cig.3203>
- Rutledge, D. (2003). Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Department of Conservation PO Box 10-420 Wellington, New Zealand. 26p. Recuperado de <https://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/DSIS98.pdf>
- Santos, T. y Tellería, J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2), 3-12. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/180>
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5(1), 18-32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Sotil, J. y Flores, E. (2014). Lineamientos para el desarrollo de proyectos de inversión pública en recuperación de bofedales. Informe Técnico del

- Proyecto de Recuperación de Bofedales. Convenio Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales y el Ministerio del Ambiente. 16p. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/397287925/Estrategia-de-Adaptacion-Al-Cambio-Climatico-Para-Humedales-Altoandinos>
- Tinajero, R., y Rodríguez, R. (2012). Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta zoológica mexicana*, 28(2), 427-446. <https://doi.org/10.21829/azm.2012.282844>
- Turner, M., Gardner, R. y O'Neill, R. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: patterns and process*. EUA: Springer. Recuperado de http://www.andreasaltelli.eu/file/repository/Landscape_Ecology_in_Theory_and_Practice_.pdf
- Turton, S. y Freiburger, H. (1997) *Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia*. In *Tropical forest remnants. Ecology, management and conservation of fragmented communities* (eds. Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. Jr.) 4554 (University of Chicago Press, Chicago, 1997).
- Urrunaga, R. (2013). La Infraestructura en el Perú al 2050: Agua, electricidad y Transporte. Lima Perú: Centro Nacional de Planeamiento Estratégico. 76p. Recuperado de <https://www.ceplan.gob.pe/wp-content/uploads/2016/03/infraestructuraperu2050.pdf>
- Velásquez, P. (2017). *Caracterización de la estructura del paisaje y su estado de conservación en las cuencas de cabecera de Medellín* (Tesis de Grado Especialización en Sistemas de Información Geográfica). Facultad de Ingenierías, Universidad de San Buenaventura, Medellín. Recuperado de http://bibliotecadigital.usb.edu.co/bitstream/10819/3690/1/Caracterizacion_Estructura_Paisaje_Velasquez_2017.pdf
- Verga, E. G., Peluc, S., I., Landi, M. y Galetto, L. (2018). Forest fragmentation effect on potential food sources for birds in Córdoba. *Ecología Austral*, 028 (02), 339-352. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.429>
- Vila, J, Varga, D., Llausàs, A. y Ribs, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology): una interpretación desde la geografía. *Documents d'analisi geogràfica*, 48, 151-166. Recuperado de <https://dugi-doc.udg.edu/handle/10256/1824>
- Wilcove, D., McLellan, C. y Dobson, A. (1986). *Habitat fragmentation in the temperate zone*. En: Soule, M. E. (Ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Pp. 237-256, Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates
- With, K.A. (2002). The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology* 16(5), 1192-1203. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01064.x>
- Wolff, J. O., Schaubert, E. M. y Edge, W. D. (1997). Effects of Habitat Loss and Fragmentation on the Behavior and Demography of Gray-Tailed Voles. *Conservation Biology*, 11(4), 945-956. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96136.x>

RECONOCIMIENTOS

Al Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR del Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego (MIDAGRI), por su apuesta en el desarrollo de investigación que permita gestionar adecuadamente el patrimonio forestal y de fauna silvestre del Perú, así como por las facilidades otorgadas para el manejo del software licenciado ArcGIS v10.5.3 y de la extensión Patch Analyst Tools v5.2, además del respaldo técnico y logístico otorgado durante los trabajos de evaluación de campo en los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna.