

UNIVERSIDAD JORGE BASADRE GROHMANN

Escuela de Posgrado

MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE

**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS ECOLÓGICOS
PRODUCIDOS POR LA FRAGMENTACIÓN
ANTROPOGÉNICA DE LOS ECOSISTEMAS
DE PUNA DEL DEPARTAMENTO
DE TACNA**

TESIS

PRESENTADA POR:

MARCO ALBERTO NAVARRO GUZMÁN

Para optar el Grado Académico de:

**MAESTRO EN CIENCIAS (*MAGISTER SCIENTIAE*) CON MENCIÓN
EN GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE**

TACNA – PERÚ

2022

UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE

**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS ECOLÓGICOS PRODUCIDOS POR LA
FRAGMENTACIÓN ANTROPOGÉNICA DE LOS ECOSISTEMAS DE PUNA
DEL DEPARTAMENTO DE TACNA**

**Tesis sustentada y aprobada el 15 de julio del 2022; estando el jurado calificador
integrado por:**

PRESIDENTE : _____



Dr. Pablo Juan Franco León

SECRETARIO : _____



Dr. Nataniel Mario Linares Gutiérrez

MIEMBRO : _____



Dr. Giovanni Ademhir Aragón Alvarado

ASESOR : _____



Dr. Giovanni Ademhir Aragón Alvarado

DEDICATORIA

El presente trabajo de investigación está dedicado a Jehová, nuestro Dios, reflejado en la honra a mis padres, en el amor y compromiso con mi esposa e hijos Ismael (6), Ashlin (11) y Scarlett (23), al respeto y cariño hacia mis hermanos, cuñados, sobrinos, en especial a mi sobrina Stephanie, y al aprecio mutuo de mis amistades.

AGRADECIMIENTOS

A la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann de Tacna por la formación recibida durante mi estadía en la Maestría en Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible, asimismo por el financiamiento con fondos canon, sobre canon y regalías mineras para el desarrollo de la presente investigación y por la designación de un excelente jurado calificador.

A mi asesor de tesis de posgrado, Dr. Giovanni Aragón Alvarado y a mi coasesor Dr. Eduardo Oyague Passuni, por su gran apoyo en la planificación, desarrollo, redacción y sustentación de la presente investigación.

A mis amigos y colegas que amablemente contribuyeron en el desarrollo de la presente investigación a través de sus aportes científicos y conocimientos, principalmente a Cesar Jove, Javier Ignacio y Cesar Cáceres.

A los pobladores de la zona altoandina de Tacna quienes amablemente ayudaron en la presente investigación; al Sr. Amadeo Tapia por su apoyo en la instalación de equipos de medición y en la atención durante los viajes de campo programados en la presente investigación, así como al Sr. Francisco Capacuti Ordoñez.

A mis compañeros de trabajo del Gobierno Regional de Tacna, especialmente al Gobernador Regional, Ing. Juan Tonconi Quispe y al Gerente General, Abg. Luis Valdivia Salazar, por la confianza brindada y designarme como Gerente Regional de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, para dirigir la implementación del Sistema Regional de Gestión Ambiental en el departamento de Tacna junto a un grupo maravilloso de colaboradores, esperando estar a la altura de tan noble e importante cargo.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	XIV
<i>ABSTRACT</i>	XV
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
1.1. Descripción del problema	4
1.1.1. Antecedentes del problema	4
1.1.2. Problemática de la investigación	5
1.2. Formulación del problema	7
1.2.1. Problema general	7
1.2.2. Problemas específicos	7
1.3. Justificación e importancia	7
1.4. Alcances y limitaciones	9
1.5. Objetivos	10
1.5.1. Objetivo General	10
1.5.2. Objetivo Específicos	10
1.6. Hipótesis	10
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	11
2.1. Antecedentes del estudio	11
2.2. Bases teóricas	13
2.2.1. Ecosistemas de la Ecorregión Puna (MINAM, 2018a)	13
2.2.1.1. Bofedales	13

2.2.1.2. Bosques relicto altoandino	14
2.2.1.3. Lago y laguna	14
2.2.1.4. Matorral andino	14
2.2.1.5. Pajonal de puna seca	15
2.2.1.6. Periglaciario	15
2.2.1.7. Zona agrícola	15
2.2.2. Biodiversidad en la Ecorregión Puna	16
2.2.3. Fragmentación de ecosistemas y sus índices	18
2.2.4. Actividades antropogénicas en la Ecorregión Puna	20
2.2.4.1. Infraestructura para el afianzamiento hídrico	20
2.2.4.2. Infraestructura vial	20
2.2.5. La Biodiversidad y sus servicios	21
2.3. Definición de términos	23
2.3.1. Ecosistemas	23
2.3.2. Fragmentación de ecosistemas	23
2.3.3. Paisaje	23
2.3.4. Efectos ecológicos	24
2.3.5. Antropogénico	24
2.3.6. Biodiversidad o diversidad biológica	24
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN	25
3.1. Tipo y diseño de la investigación	25
3.1.1. Tipo de estudio	25
3.1.2. Nivel de investigación	25
3.2. Población y muestra	25
3.2.1. Población	25

3.2.2. Muestra	26
3.3. Operacionalización de variables	27
3.3.1. Identificación de las variables	27
3.3.2. Caracterización de las variables	27
3.3.3. Operacionalización de las variables	27
3.4. Técnicas e instrumentos para la recolección de datos	29
3.4.1. Cartografiado de las actividades antropogénicas	29
3.4.2. Delimitación de los ecosistemas	34
3.4.3. Evaluación de la flora silvestre	34
3.4.4. Medición de la temperatura del suelo	38
3.4.5. Medición de la temperatura ambiental y humedad relativa	41
3.4.6. Materiales e instrumentos	42
3.5. Procesamiento y análisis de datos	43
3.5.1. Cálculo de los índices de fragmentación	43
3.5.2. Identificación de los ecosistemas más fragmentados al 2021	49
3.5.3. Evaluación de los efectos ecológicos en zonas fragmentadas	52
3.5.3.1. El efecto barrera	52
3.5.3.2. El efecto área	54
3.5.3.3. El efecto borde	55
CAPÍTULO IV: RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN	60
4.1. Base cartográfica de las actividades antropogénicas	60
4.2. Ecosistemas de la ecorregión Puna	62
4.3. Valores de los índices de fragmentación	63
4.4. Ecosistemas con mayor fragmentación antropogénica al año 2021	66
4.5. Efectos ecológicos producidos por la fragmentación antropogénica	71

4.5.1. Efecto Barrera	71
4.5.2. Efecto Área	73
4.5.2.1. Variación de la cobertura vegetal	73
4.5.2.2. Variación de los índices de diversidad	77
4.5.2.3. Cambios en la abundancia poblacional	78
4.5.3. Efecto Borde	82
DISCUSIONES	87
CONCLUSIONES	93
RECOMENDACIONES	95
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98
ANEXOS	112
Matriz de consistencia	112
Panel fotográfico	114
Cartografiado de las de actividades antropogénicas	114
Trabajo de campo para evaluar el efecto área y borde	118
Datos importantes de la investigación	120
Coordenadas donde se instalaron los <i>ibutton Termochron</i> e <i>Hygrochrom</i>	120

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Tipos y características de los índices de fragmentación	19
Tabla 2.	Tipos de bienes y servicios ecosistémicos	22
Tabla 3.	Tamaño mínimo (muestra) para evaluar flora en matorral y herbazal	27
Tabla 4.	Base cartográfica de las actividades antropogénicas al año 2021	60
Tabla 5.	Tipos de ecosistemas que se distribuyen en la ecorregión Puna	64
Tabla 6.	Valores y variación de los índices de fragmentación en su estado natural (EN) y al 2021	65
Tabla 7.	Resultados de la evaluación de flora silvestre en la temporada seca (de agosto a setiembre) en las cuatro parcelas evaluadas por zona (Zona 1 Estado Natural y Zona 2 Fragmentada al 2021).	75
Tabla 8.	Resultado de la evaluación de flora silvestre en temporada húmeda (de noviembre a diciembre) en las cuatro parcelas evaluadas por zona (Zona 1 Estado Natural y Zona 2 Fragmentado al 2021)	76
Tabla 9.	Cálculo de la abundancia de la flora silvestre en temporada seca y húmeda y por zonas de acuerdo a su nivel de fragmentación.	79
Tabla 10.	Cuadro comparativos de los valores calculados para la temperatura del suelo, ambiental y la humedad relativa por cada mes evaluado.	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Ubicación de la Ecorregión Puna de los Andes Centrales en el Perú y su aproximación al departamento de Tacna.	17
Figura 2.	Vista aérea de la ecorregión Puna en la interfaz del Google Earth Pro (software libre) con el que se complementó la identificación de las actividades antropogénicas construidas en sus ecosistemas	30
Figura 3.	Interfaz ArcMap del ArcGIS v10.5 con una imagen satelital LANDSAT utilizada para el cartografiado de las actividades antropogénicas	31
Figura 4.	Evaluación en campo de las infraestructuras artificiales (actividad antropogénica) para su referenciación y cartografiado	31
Figura 5.	Interfaz ArcMap del ArcGIS v10.5 con las líneas y polígonos de colores (según tipo) que representan a las actividades humanas cartografiadas	32
Figura 6.	Interfaz ArcMap del ArcGIS v10.5 que muestra el acercamiento (mayor escala visual) de la base cartográfica construida como ejemplo de la adecuada manipulación a la que fue sometida	33
Figura 7.	Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a) que sirvió como insumo para determinar la fragmentación de los ecosistemas de Puna	35
Figura 8.	Esquema utilizado para el establecimiento de parcelas de 1 m ² (1m x 1m) para la evaluación de flora en los fragmentos de los ecosistemas de Pajonal de Puna Seca	36
Figura 9.	Accesorio utilizado para la rápida delimitación de una parcela de evaluación de flora silvestre con la medida de 1 m ²	37
Figura 10.	Evaluación de flora silvestre en Pajonal de Puna Seca (PjPS) en zonas donde mantienen su estado natural (Zona 1) y fragmentado al 2021 (Zona 2)	37
Figura 11.	Medición de la cobertura con ayuda de un especialista en flora	38
Figura 12.	Forma de instalación de los sensores (Ibutton) en los transectos seleccionados para la medición de la temperatura del suelo	39

- Figura 13. Sensor Ibutton enterrado a 20 cm de la superficie del suelo para realizar la lectura de su temperatura 40
- Figura 14. Equipos y materiales necesarios para la medición y lectura de la temperatura del suelo 40
- Figura 15. Instalación de los sensores Hygrochrom para medir la temperatura ambiental y humedad relativa 41
- Figura 16. Sensores Ibutton instalado en los transectos definidos para la presente investigación 43
- Figura 17. Interfaz ArcMap con la capa vectorial de los ecosistemas que se encuentran ubicados en la ecorregión Puna del departamento de Tacna, archivo vectorial denominado Analizador_metrica_EN.shp 45
- Figura 18. Ecosistemas fragmentados por las actividades antropogénicas, donde los espacios blancos entre ellos representan los bordes de los nuevos fragmentos al reemplazarse la infraestructura artificial sobre los ecosistemas, archivo denominado Analizador_métricas_2021.shp 46
- Figura 19. Interfaz ArcMap mostrando el acercamiento visual a mayor escala de los ecosistemas fragmentados donde se observan a mayor detalle los espacios en blanco o nuevos bordes 47
- Figura 20. Interface Spatial Statistics (Estadísticas espaciales) del complemento Patch Analyst Tools v5.2 del ArcGIS v10.5 con el que se calcularon los índices de fragmentación a los insumos previamente cargados 48
- Figura 21. Interfaz ArcMap con los valores de los índices de fragmentación 50
- Figura 22. Interfaz ArcMap con los valores y ubicación de los índices vectoriales SI (Shape index) o índice de forma, PAR (Perimeter/Area Relation) o relación perímetro área y FD (Fractal Dimension) o Dimensión fractal, que evalúan la complejidad y regularidad de los fragmento. 51
- Figura 23. Interfaz ArcMap con las actividades antropogénicas coloreadas de acuerdo a su ponderación al efecto barrera sobre el nicho ecológico del Suri

(Navarro et al., 2021) y los individuos reportados en el Censo Nacional del Suri 2016 (SERFOR, 2018b)	53
Figura 24. Representación gráfica de la evaluación de la cobertura vegetal en campo a través del porcentaje que cubre cada especie dentro de la superficie (1m ²) de las parcelas evaluadas	56
Figura 25. Interfaz del software OneWireViewer para la lectura de información de los dataloggers del tipo Ibutton que fueron instalados para medir la temperatura del suelo, ambiental y humedad relativa	57
Figura 26. Tablas Excel con los valores de temperatura del suelo, ambientales y humedad relativa obtenidos de los sensores ibutton instalados en la etapa de recolección de información	58
Figura 27. Gráficos obtenidos por el software Onewireviewer con el que se generaron las interpretaciones básicas de la data contenida en los dispositivos Ibutton instaladas	59
Figura 28. Mapa de la base cartográfica de las actividades antropogénicas en la ecorregión Puna clasificadas por colores donde se evidencia que la mayor representatividad en superficie es de las vías	61
Figura 29. Ecosistemas de la ecorregion Puna de los andes centrales	62
Figura 30. Gráficos de tendencias de los cinco índices que Santos y Tellería (2006) atribuyen a un alto nivel de fragmentación antropogénica	66
Figura 31. Evolución del indicador vectorial PAR en el Pajonal de Puna Seca (PjPS) desde su estado natural (EN) hasta el 2021 (fragmentado)	67
Figura 32. Evolución del índice vectorial SI (índice de forma) en el Pajonal de Puna Seca, desde su estado natural (EN) hasta el 2021 (fragmentado)	68
Figura 33. Evolución del índice vectorial FD (Dimensión fractal) desde su estado natural (EN) hasta el año 2021 (fragmentado).	69

Figura 34. Ubicación de las zonas con fragmentos de PjPS que han mantenido su estado natural (Zona 1 EN) y aquellos altamente fragmentados al año 2021 (Zona 2 Frag2021)	70
Figura 35. Mapa de evaluación del efecto barrera sobre el nicho ecológico de <i>Rhea tarapacensis</i>	72
Figura 36. Comparación de la cobertura vegetal entre la Zona 1 Estado Natural y la Zona 2 Fragmentada al 2021 en diferente temporada (seca y húmeda).	74
Figura 37. Comparación de los índices de diversidad entre la Zona 1 Estado Natural y la Zona 2 Fragmentado al 2021. Puede notarse la diferencia	77
Figura 38. Diferencia entre los índices de diversidad en temporada seca y húmeda de acuerdo a la variedad de vegetación	78
Figura 39. Variación de la abundancia poblacional de flora silvestre en zonas con diferente nivel de fragmentación antropogénica	80
Figura 40. Abundancia relativa de las especies de flora	81
Figura 41. Representación de la abundancia relativa de especies de flora en las zonas evaluadas para determinar su variación y la ocurrencia del efecto área.	82
Figura 42. Comportamiento de los valores MIN, MAX, PRO y DS de la temperatura del suelo y su comparación por zonas evaluadas.	84
Figura 43. Gráfico de variación de la temperatura ambiental según la zona evaluada y los parámetros calculados.	85
Figura 44. Comportamiento de los valores MÍN, MÁX, PRO y DS de la humedad relativa y su comparación por zonas evaluadas.	86

RESUMEN

La fragmentación de los ecosistemas por actividad antropogénica es uno de los mayores problemas de la tierra, ocasionado por el desordenado crecimiento poblacional y la instalación de infraestructura permanente, generando efectos ecológicos que afectan a la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos, no pudiéndose reducir incluso bajo los principios y mecanismos que la evaluación del impacto ambiental propone. Es así que, siendo la ecorregión Puna del departamento de Tacna importante proveedor de servicios, se identificó una superficie de actividades antropogénicas de 26 730,22 hectáreas que representa el 5,51 % del total de la ecorregión (485 316 ha) y se calcularon 15 índices de fragmentación que determinaron que se viene generando un serio proceso de fragmentación al año 2021, resultando que, el Pajonal de Puna Seca (PjPS) es el ecosistema más fragmentado por el elevado cambio de sus principales índices (cinco) p. ej. NumP que varió en 4 038 %. Aun así, se ha delimitado zonas que mantienen su estado natural (Zona 1) y las fragmentadas al año 2021 (Zona 2), donde se demostró la presencia de los efectos ecológicos, como el efecto barrera al nicho ecológico del Suri o *Rhea tarapacensis* en dos zonas que limitan su paso por los ecosistemas de Puna, una de 19,6 km en Tarata y otro de 39,2 km en Palca. Asimismo, se ha determinado la presencia del efecto área al encontrarse variación entre zonas en la abundancia de flora (46,7 %), en los índices de diversidad (H' de -18,9 %, Dsi de -15,4 % y J de -9,3 %) y en la cobertura vegetal (14 %). Por último, las condiciones ambientales del PjPS según sus zonas evaluadas, cambiaron mensualmente (de agosto a diciembre), como es el caso de la temperatura del suelo, temperatura ambiental y la humedad relativa demostrándose la presencia del efecto borde. Los resultados sustentan futuras acciones de restauración para la recuperación de la conectividad entre fragmentos, como el tapado de los canales, programas de reforestación en áreas degradadas, instalación de pasos de fauna en carreteras, entre otros que son parte de las recomendaciones del presente trabajo de investigación.

Palabras claves: Biodiversidad, Biótico, Abiótico, *Rhea tarapacensis*, Tacna

ABSTRACT

The fragmentation of ecosystems due to anthropogenic activity is one of the greatest problems on earth, caused by the disorderly population growth and the installation of permanent infrastructure, generating ecological effects that affect biodiversity and ecosystem services, and cannot be reduced even under the principles and mechanisms that the environmental impact assessment proposes. Thus, being the Puna ecoregion of the department of Tacna an important provider of services, an area of anthropogenic activities of 26 730,22 hectares was identified, which represents 5,51 % of the total of the ecoregion (485 316 ha) and 15 fragmentation indices were calculated. which determined that a serious fragmentation process is being generated by the year 2021, resulting in the Pajonal de Puna Seca (PjPS) being the most fragmented ecosystem due to the high change in its main indices (five) p. eg NumP that varied by 4 038 %. Even so, areas that maintain their natural state (Zone 1) and those fragmented by 2021 (Zone 2) have been delimited, where the presence of ecological effects was demonstrated, such as the barrier effect to the ecological niche of Suri or *Rhea tarapacensis* in two zones that limit its passage through the Puna ecosystems, one of 19,6 km in Tarata and another of 39,2 km in Palca. Likewise, the presence of the area effect has been determined by finding variation between zones in the abundance of flora (46,7 %), in the diversity indices (H' of -18,9 %, Dsi of -15,4 % and J of -9,3 %) and in the vegetal cover (14 %). Finally, the environmental conditions of the PjPS according to its evaluated zones, changed monthly (from August to December), as is the case of soil temperature, environmental temperature and relative humidity, demonstrating the presence of the edge effect. The results support future restoration actions for the recovery of connectivity between fragments, such as the covering of channels, reforestation programs in degraded areas, installation of wildlife crossings on highways, among others that are part of the recommendations of the present study research.

Keywords: Biodiversity, Biotic, Abiotic, *Rhea tarapacensis*, Tacna.

INTRODUCCIÓN

El caótico desarrollo de la humanidad mediante el desordenado crecimiento poblacional y el acelerado cambio de uso de los ecosistemas naturales por la instalación de sistemas productivos artificiales, ha generado muchos fenómenos perjudiciales en la tierra, siendo la fragmentación de los ecosistemas, aquel que más ha venido incrementándose exponencialmente durante los últimos cincuenta años. Particularmente, la fragmentación antropogénica se debe principalmente al reemplazo parcial o total de la infraestructura natural por infraestructura gris o artificial que es construida por el hombre dentro de los ecosistemas, los cuales han provocado cambios, variaciones o alternaciones en sus componentes bióticos y abióticos, ocurriendo efectos ecológicos que influyen negativamente sobre la diversidad biológica.

La fragmentación antropogénica de un ecosistema consiste en la división de su superficie original en más fragmentos del mismo tipo, pero cuyos tamaños, formas, complejidad, regularidad y bordes han cambiado sustancialmente por la presencia de la actividad humana (Arroyo y Mandujano, 2009; Didham, 1997; Rosselló y Lorenzo, 2017; Saunders, Hobbs y Margules, 1991; Wilcove et al., 1986). Este particular fenómeno provoca una serie de variaciones en sus factores bióticos y abióticos, el mismo que genera cambios radicales en la dinámica ecológica natural mediante la ocurrencia de efectos ecológicos que al manifestarse prolongadamente en el tiempo devienen en procesos acelerados de degradación y extinción de su biodiversidad y la consecuente pérdida de los servicios ecosistémicos que ellos producen, afectándose a todo ser vivo que dependa directa o indirectamente de los mismos.

Los factores abióticos definen los componentes físicos y químicos del ecosistema (temperatura, precipitación, humedad, etc.) y son aquellos que regulan la presencia del componente vivo o biótico. La interacción de ambos define sus límites y los diferencia, formándose así los distintos tipos de ecosistemas que existen en la tierra. Asimismo, son los que determinan la producción de los servicios ecosistémicos de los que ha dependido la humanidad desde siempre, por ejemplo, los bosques amazónicos del oriente peruano presentan condiciones abióticas particulares (mayor temperatura, alta humedad relativa, elevada precipitación, baja radiación solar, entre otras) que propicia una biodiversidad

específica (en ecosistemas, especies y genes) y servicios ecosistémicos importantes para la humanidad (fijación de carbono, regulación del clima, entre otros) pero que difieren de los que se generan en los ecosistemas de Puna seca en donde los factores bióticos y abióticos son distintos (mayor radiación, temperatura y menor precipitación, entre otros).

La ecología del paisaje es la disciplina científica que viene siendo comúnmente utilizada para estudiar los procesos de fragmentación de los ecosistemas en el mundo, nace de la combinación entre la geografía y la biología y busca integrar el desarrollo de la vida del hombre con la conservación de la naturaleza a través de la estrecha convivencia que debe darse a partir del uso adecuado del territorio. Para aplicarla, se han desarrollado múltiples herramientas tecnológicas que han facilitado su uso, como los sistemas de información geográfica, la teledetección o el uso de imágenes satelitales y software especializado.

Considerando entonces, que en la ecorregión Puna de los Andes centrales del departamento de Tacna existen importantes ecosistemas vitales para la provisión de servicios ecosistémicos para la humanidad, es que se plantea la presente investigación en donde se aplicaron los principios de la ecología del paisaje y sus herramientas para determinar si la actividad antropogénica instalada sobre ella al año 2021 (obras de afianzamiento hídrico, carreteras, canteras, represas, entre otros) ha provocado cambios en los índices de fragmentación de los ecosistemas y, asimismo determinar cuál sería el tipo de ecosistema más fragmentado. Para ello, se calcularon los índices de fragmentación relacionados al tamaño, la densidad, la variabilidad y la forma de los fragmentos de los ecosistemas en su estado natural y en su condición actual, para lo cual se utilizó la extensión *Patch Analyst Tools v5.2* del *software* ArcGIS v10.5.

Sin embargo, para poder determinar si la fragmentación antropogénica efectivamente viene afectando a la biodiversidad de los ecosistemas de la ecorregión Puna fue necesario evaluar la presencia de los principales efectos ecológicos (barrera, área y borde) a través de la determinación de los cambios en los principales componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas, para lo cual se realizaron mediciones *in situ* de la temperatura del suelo, temperatura ambiental y la humedad relativa, así como una evaluación completa de flora que permitió realizar cálculos en los índices de diversidad,

cobertura vegetal entre otros, que al compararlos entre los ecosistemas altamente fragmentados y los poco fragmentados, demostraron su influencia en la salud y buen estado de conservación de los mismos.

En lugares donde existe un elevado valor bioecológico, como los evaluados en el presente ámbito de estudio, se podrá obtener información confiable generada a partir de investigaciones serias que apliquen disciplinas científicas modernas e innovadoras, y se contribuirá en la correcta toma de decisiones en materia de planificación y ordenamiento territorial, así como en la formulación de políticas de aprovechamiento de recursos naturales sin perjudicar su alta biodiversidad, asimismo permitirá sustentar técnicamente acciones de recuperación del estado de conservación de los ecosistemas a través del planteamiento de mecanismos (programas o proyectos) de restauración ecológica.

En el primer capítulo se describe que la fragmentación antropogénica de los ecosistemas es un problema mundial, que viene siendo estudiado por investigadores en diferentes países y que puede estar sucediendo en la Puna del departamento de Tacna por la infraestructura gris instalada. Si toda la población depende de sus ecosistemas, es necesario evaluar los posibles efectos ecológicos. En el segundo capítulo se describen los conceptos generados sobre los índices de fragmentación y lo que sus valores y variaciones indican; además, se especifican las características de los ecosistemas de Puna y de las actividades antropogénicas propias. En el tercer capítulo se describen los métodos utilizados, el método estratificado para seleccionar la muestra del estudio, así como las técnicas de recolección de datos para la evaluación de flora silvestre (parcelas de 1 m² para recuento y medida de plantas) y la instalación de los *ibutton Termochron* (10) e *Hygrochrom* (10), por transectos lineales de 20 m, y del procesamiento realizado para el cálculo de los índices de fragmentación (*Patch Analyst Tools v5.2* del ArcGIS 10.5), de diversidad de flora (Shannon, Simpson y Pielou) y la variación de los factores abióticos como la temperatura del suelo, ambiental y la humedad relativa (mínimo, máximo, promedio y desviación estándar). En el cuarto capítulo se presentan los resultados del estudio, en el que se demuestra la presencia de los efectos ecológicos comunes como el de barrera (al nicho ecológico del *Rhea tarapacensis*), área (reducción de la vegetación silvestre) y borde (cambio en los factores abióticos), que confirman la fragmentación antropogénica en los ecosistemas de Puna.

CAPÍTULO I:

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Descripción del problema

1.1.1. Antecedentes del problema

Son tres ecorregiones las que conforman el territorio del departamento de Tacna: el Desierto de Sechura (57 %) los Andes Centrales (13 %) y la Puna de los Andes Centrales (30 %) las mismas que difieren principalmente por el gradiente altitudinal que ocupan. Según el Centro de Datos para la Conservación de la Universidad Nacional Agraria La Molina (CDC UNALM, 2006) la Puna de los Andes centrales está cubierta por ecosistemas que albergan una biodiversidad característica y donde se producen fenómenos ambientales importantes que, en su conjunto, propician el desarrollo de diversos procesos ecológicos fundamentales para el ciclo hidrológico y la regulación hídrica, lo que le permite ser la fuente de agua para las zonas adyacentes, de menor altitud y con bajos niveles de precipitación.

Entonces, siendo de vital importancia la conservación de estos ecosistemas (y de sus importantes procesos) llama la atención que no se tenga información cuantitativa y cualitativa del visible deterioro ambiental que se viene generando por la construcción acelerada de infraestructura artificial y menos aún del seguimiento (o monitoreo) al proceso de fragmentación originada por cada una de las obras allí encontradas.

Sin embargo, Frisancho (2019) desarrolló una investigación descriptiva sobre la presencia de la fragmentación antropogénica en la cuenca del Maure (parte de la ecorregión Puna) del departamento de Tacna, en la cual realizó un inventario de las actividades antropogénicas durante tres temporalidades sobre los polígonos de cobertura vegetal presentes en ella. Bajo los principios de la ecología del paisaje y el uso de software especializado, describió un proceso de fragmentación progresivo ocasionado por la actividad humana desde el año 1975 hasta el año 2018, evidenciándose así la variación de los índices de fragmentación de cada cobertura analizada. De este modo, la autora concluye que existen suficientes evidencias de un proceso de fragmentación pero que es necesario comprobarlo y detallarlo aún más a través de la evaluación y medición de los efectos ecológicos que podrían estar perjudicando a la biodiversidad existente.

De igual manera Navarro, Riveros, Pezo y Frisancho (2021) evaluaron el proceso de fragmentación en los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna pero de manera multitemporal y con proyección al año 2050, sin contar con un valor al año 2021, en el que utilizando información secundaria concluyeron que al año 2050, el 8,2 % de la ecorregión Puna será transformada en infraestructura artificial y a la vez se habrá triplicado la cantidad de fragmentos, disminuyéndose gravemente sus áreas (tamaños), complejidad, irregularidad (forma) y aumentando la distancia entre ellos (borde). Esta investigación tampoco evidencia cambios en los componentes bióticos o abióticos ni evalúa la presencia de efectos ecológicos.

Entonces, siendo la mayor causa de la fragmentación de ecosistemas, la construcción de carreteras, de acuerdo a lo señalado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España (2010), ya que, son infraestructuras complejas que limitan el movimiento de las especies de fauna silvestre por sus hábitats, reduciendo el tamaño y afectando la disponibilidad de los recursos, es que preocupa que no se tenga cuantificado este efecto sobre las especies de flora y fauna silvestre que hay en los ecosistemas de la ecorregión Puna, peor aun cuando ya existen indicios de la reducción de sus densidades poblacionales, como es el caso del Suri, del guanaco, de la vicuña, de la queñua entre otros, al encontrarse en las más altas categorías de peligro de extinción de acuerdo a la normativa nacional e internacional. Por todo ello es urgente y necesario determinar la existencia de los efectos ecológicos producto de la fragmentación antropogénica para proponer mecanismos de restauración.

1.1.2. Problemática de la investigación

Cuando se viaja hacia la ecorregión Puna del departamento de Tacna es evidente observar las modificaciones totales y/o parciales que han sufrido sus ecosistemas al instalarse infraestructura artificial por casi 50 años. Los pobladores altoandinos realizan cuestionamientos sobre si es posible continuar con este tipo de construcciones ya que afectan los ecosistemas vitales para ellos así como para el desarrollo de sus actividades, mientras que los colectivos ambientalistas cuestionan que este tipo de proyectos se desarrollen en estos ecosistemas solo bajo la regulación de los lineamientos que propone el Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental (SEIA) en el Perú, el que solo

considera la identificación prospectiva de sus posibles impactos ambientales sin contemplar la acumulación de los impactos generados por las obras antiguas, es decir, no considera su evolución y acumulación en el tiempo ni mucho menos los efectos ecológicos que están ocasionando. Si dentro de la gestión del territorio no se considera el efecto acumulado de la fragmentación, cada pequeño cambio incrementará progresivamente el daño estructural (Nepstad et al., 1999) del ecosistema, al continuar provocando modificaciones en los patrones ambientales que podrían estar limitando su funcionamiento y, por ende, poniendo en riesgo la provisión de cualquier servicio ecosistémico (Rutledge, 2003).

Esto se agrava además porque mucha de la infraestructura artificial destinada a diferentes actividades humanas dentro de la ecorregión Puna del departamento de Tacna, como carreteras, canales de agua, centros poblados, represas, bocatomas y puentes, fueron construidas desde el año 1975 y cada año con mayor intensidad, incluso, la mayoría de estas obras se han ejecutado sin contar con estudios de impacto ambiental (recién implementado desde el año 2009 en adelante al reglamentarse la Ley del Sistema de Evaluación del Impacto Ambiental) que pudo haber mitigado este efecto, consecuencia de la deficiencia institucional y vacío normativo de la legislación ambiental peruana durante las décadas de los ochenta y noventa.

Por ejemplo, según el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR, 2018b) las poblaciones de Suri *Rhea tarapacensis*, especie de ave corredora característica de la ecorregión Puna de los andes centrales del Sur del Perú (Tacna, Moquegua y Puno), han disminuido, esto según los datos comparativos de los Censos Nacionales de los años 2016 y 2007. Teóricamente esta situación está asociada a la ocurrencia de un efecto ecológico propio de la fragmentación, que es el efecto área, el cual limita la disponibilidad de hábitat de las especies en los paisajes y que, al fragmentarse, disminuyen las capacidades para desarrollar sus principales funciones dentro de su nicho ecológico, en el que se incluye la reproducción y la disponibilidad de alimento. Asimismo, esta situación del suri puede estar asociada a la ocurrencia del efecto barrera, que es aquel que limita el traslado de los individuos de esta especie hacia otros fragmentos de un mismo nicho ecológico donde naturalmente se alimentaban o realizaban el intercambio genético, pudiéndose estar formando metapoblaciones susceptibles a la extinción.

1.2. Formulación del problema

1.2.1. Problema general

En la actualidad, existen muy pocos trabajos científicos y bibliografía referencial sobre los efectos ecológicos que la fragmentación antropogénica ha generado en los ecosistemas de la Puna del departamento de Tacna, por lo que se plantea la siguiente pregunta de investigación:

¿La presencia de los efectos ecológicos producidos por la fragmentación antropogénica afecta a la biodiversidad de los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna en el año 2021?

1.2.2. Problemas específicos

- a. ¿Cómo se distribuyen espacialmente las actividades antropogénicas en la ecorregión Puna del departamento de Tacna?
- b. ¿Cuáles son los valores de los índices de fragmentación que generan las actividades antropogénicas en los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna?
- c. ¿Cuáles son los tipos de ecosistemas más fragmentados de la ecorregión Puna del departamento de Tacna?
- d. ¿Cuáles son los efectos ecológicos de la fragmentación y de qué manera afecta a la biodiversidad de los ecosistemas en la Puna del departamento de Tacna?

1.3. Justificación e importancia

La investigación surge porque la población humana en el mundo depende casi por completo de los ecosistemas naturales y de los servicios ambientales que estos proporcionan, como la provisión de alimentos, agua pura, la contención de patógenos, la regulación climática, la satisfacción espiritual y el placer estético (Costanza, *et al.*, 1997) por lo que es necesario mantenerlos y conservarlos. Esta finalidad suprema obliga a reconocer que los ecosistemas de la ecorregión Puna son fundamentales para la provisión de importantes servicios ecosistémicos pero también mantienen una grave condición de presión por parte de la humanidad, que lo hace vulnerable y hace que sus servicios

ambientales se encuentren en riesgo a degradarse, tal y como lo indican los datos de La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Reid *et al.*, 2005) con datos estadísticos mundiales que se relacionan con nuestro problema, como es el incremento acelerado de áreas cultivables entre los años 1975 al 2005 que ha sido muy superior a lo sucedido entre 1700 y 1850; además en el mundo se han destruido el 20 % de los arrecifes de coral y otro 20 % se encuentra degradado, asimismo ya se ha perdido el 35 % de los manglares y se ha cuadruplicado la cantidad de agua en reservorios después de 1960, duplicándose la extracción de agua. Asimismo, se ha determinado que existe mayor homogeneidad en la distribución de especies en todo el mundo, al haberse incrementado en mil veces las tasas de extinción en el planeta y entre el 10 % y el 30 % de los mamíferos, aves y anfibios del mundo están actualmente amenazados.

Además, surge porque no existe la confirmación de los efectos ecológicos en los ecosistemas de la ecorregión Puna, solo datos descriptivos, pero peor, así este proceso de fragmentación se confirme, no existe por parte de los gobiernos ni de ninguna otra institución, respuestas claras para luchar contra el proceso de fragmentación, ya sea mediante la adecuada implementación de los planes, programas o estrategias nacionales (desarrollo sostenible, biodiversidad, cambio climático, etc.) o promoviendo acuerdos multilaterales para abordar los problemas mundiales señalados. Entre los acuerdos globales más importantes figura el Convenio sobre Diversidad Biológica sobre el Cambio Climático, sobre Humedales (Ramsar), o La lucha contra la Desertificación, los cuales el Perú es parte firmante (MINAM, 2014)

Estas evaluaciones globales que sustentan los programas y estrategias mundiales de lucha contra la degradación de los ecosistemas en el mundo, son solo referenciales en la escala local o regional del departamento de Tacna, siendo necesario complementarlos con estudios científicos a una escala adecuada, siguiendo los principios que propone el Sistema Nacional de Gestión Ambiental en el Perú, que indica que la planificación hacia el desarrollo sostenible deberá adecuarse al nivel y escala más descentralizada posible de la gestión territorial (MINAM, 2014).

Es por ello, que los resultados de la presente investigación permitirán poner en agenda, de los actores locales y gestores del territorio, los problemas que ocasiona la

presencia de los efectos ecológicos producto de la fragmentación antropogénica en los ecosistemas de la ecorregión Puna y cómo viene afectando su estructura y funcionamiento, limitando los fenómenos y procesos ecológicos que producen los servicios ecosistémicos importantes para las poblaciones humanas, como es el servicio de abastecimiento y regulación hídrica. En ecosistemas fragmentados, la provisión sostenible de sus servicios es irregular y pueden agotarse, lo que ya ha venido sucediendo en el departamento de Tacna desde hace algunos años al declararse en emergencia hídrica todas sus cuencas, resultando importante identificar el nivel de fragmentación de los ecosistemas y los efectos que generan sobre la biodiversidad, con la finalidad de proponer futuros mecanismos de restauración.

1.4. Alcances y limitaciones

La presente investigación utilizó los principios de la ecología del paisaje para determinar la ocurrencia de la fragmentación de los ecosistemas de la Ecorregión Puna del departamento de Tacna originada por actividad antropogénica, mediante el uso de software especializado al año 2021.

Asimismo, se ha determinado el grado de obstrucción para el paso de la fauna silvestre por cada infraestructura cartografiada, determinándose la ocurrencia del efecto barrera en el nicho ecológico del Suri ubicando dos zonas como las más afectadas.

Además, se ha realizado una evaluación de la flora silvestre, donde se determinó la ocurrencia del efecto área a través del cálculo y comparación de los índices de biodiversidad, análisis de la cobertura vegetal y abundancia entre ecosistemas en su estado natural y fragmentado al 2021. El alto costo para la importación y compra de trampas Pitfall entre otros instrumentos, generado por la pandemia y el alza del dólar, no permitió realizar la evaluación de las consecuencias del efecto área sobre los insectos.

Finalmente, con la ayuda de dispositivos especializados para medir la temperatura del ambiente, del suelo y humedad relativa, se cuantificó los cambios en estos factores abióticos en los ecosistemas fragmentados en comparación con los que se mantienen en su estado natural, demostrándose la presencia del efecto borde. El alto precio de los

piranómetros de silicio, provocado por la pandemia y el alza del dólar, no permitió su uso en la presente investigación y poder evaluar la variación de la radiación solar.

La presente investigación se desarrolló dentro de los límites de la Ecorregión Puna que se encuentra ubicado exclusivamente en el departamento de Tacna, por lo que los resultados de la presente investigación no podrán ser extrapolados o utilizados para describir similares procesos y efectos ecológicos en otros departamentos en el Perú u otros países que tienen cobertura de ecorregión Puna.

1.5. Objetivos

1.5.1. Objetivo General

Evaluar los efectos ecológicos producidos por la fragmentación antropogénica y los factores que afectan a la biodiversidad de los ecosistemas en la Ecorregión Puna del departamento de Tacna.

1.5.2. Objetivo Específicos

- a. Cartografiar la infraestructura artificial de las actividades antropogénicas construidas en los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna.
- b. Calcular los valores de los índices de fragmentación antropogénica que presentan los ecosistemas de la Puna del departamento de Tacna.
- c. Identificar los tipos de ecosistemas con mayor nivel de fragmentación en Puna del departamento de Tacna.
- d. Determinar los cambios en los factores bióticos y abióticos que los efectos ecológicos producen durante la fragmentación antropogénica en los ecosistemas de la Puna del departamento de Tacna.

1.6. Hipótesis

Se evidencia la presencia de los efectos ecológicos al producirse la fragmentación antropogénica mediante la variación de los factores bióticos y abióticos que afectan a la biodiversidad de los ecosistemas de la Puna del departamento de Tacna en el año 2021.

CAPÍTULO II:

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes del estudio

Velásquez (2017) investigó la *Caracterización de la Estructura del Paisaje y su Estado de Conservación en las Cuencas de Cabecera de Medellín*. En este trabajo se utilizó la extensión *Patch Analyst* del software ArcGIS v10.2 para evaluar la fragmentación de ecosistemas de las cuencas mencionadas. Como resultado, el trabajo identificó el estado actual de las cuencas de cabecera de Medellín con una muy baja conectividad y muy alto nivel de fragmentación, proponiendo que las instituciones locales sumen esfuerzos para conservar la cabecera y garantizar la continuidad y calidad de los procesos ecológicos fundamentales.

Lara y Gandini (2014) realizaron la investigación titulada *Análisis de la fragmentación de pastizales en la pampa deprimida de Buenos Aires* específicamente en la Pampa Deprimida de la provincia de Buenos Aires, en la región central donde se encuentra la distribución original del pajonal, utilizando una imagen Landsat TM y calculando las principales métricas del pajonal con el software FRAGSTATS v4.1. Determinaron un estado avanzado de fragmentación en el pajonal, sobre todo en la región oeste del área de estudio.

García y Defler (2013) realizaron el *Análisis preliminar de la pérdida y fragmentación del hábitat de Callicebus caquetensis* a través de un análisis espacial con el *Patch Analyst Tools* de Arcview v3.2 obteniendo índices de fragmentación basados en el mapa de coberturas de la Amazonia Colombiana. Determinaron que el número de fragmentos se incrementó en un 40 % de 1989 al 2002 y el tamaño medio de estos disminuyó de 9,15 ha a 3,75 ha. En relación a la especie evaluada, se evidenció el efecto área al encontrarse una grave reducción del tamaño de los fragmentos.

Condori (2012) realizó la investigación *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*, en la cual identificó a 52 especies de flora silvestre en dos tipos de zonas (Fragmentada y no fragmentada). En la primera (ZF) encontró solo a 20

especies distribuidas en 2 200 individuos, 17 géneros y 6 familias, mientras que en la ZNF identificó a 49 especies distribuidas en 3778 individuos, 39 géneros y 17 familias. Con esto se evidenció la presencia del efecto área y borde en las zonas fragmentadas.

Asimismo, Littlea y Larab (2010) realizaron una investigación denominada *Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile*, en el que se plantea aplicar los principios y prácticas de la restauración ecológica en las cuencas fragmentadas por actividades antropogénicas y así recuperar la provisión de agua. Además, promueve una política regional que integre los aspectos ambientales, económicos y sociales donde se incluya el incremento de la investigación científica y educación. El trabajo descrito se relaciona con la presente investigación porque identifica actividades antropogénicas similares a los de la ecorregión Puna del departamento de Tacna, como las represas, diques o canales para el desvío o traslado del agua, que han servido para regular la oferta hídrica durante los períodos de escasez y mayor demanda desde hace muchos años.

Además, Gonzales et al. (2016) realizaron la investigación titulada *Identificación de sitios de referencia potenciales para restauración en la región Chignahuapan - Zacatlán en México* utilizando el análisis de imágenes satelitales y considerando actividad antropogénica para la determinación de sus variables de estudio, al igual que Jiménez et al. (2005) quienes tomaron en cuenta al pisoteo y depredación de pastos y gramíneas como un punto importante para los programas de restauración en el estado de Nuevo León en México, en el que consideran las diferentes altitudes y tipos de vegetación en las que se lleva a cabo la restauración. Dicha investigación se relaciona con el presente trabajo en la selección de áreas donde se implementan mecanismos de restauración.

SERFOR, Bioversity-Perú e ICRAF (2018) elaboraron un libro síntesis de todas las experiencias de restauración ecológica realizadas en el Perú, indicando la importancia de identificar zonas fragmentadas y degradadas a nivel nacional para la implementación de un Plan Nacional de Restauración Ecológica.

Asimismo, SERFOR (2018a) presentó el mapa de sitios prioritarios para restauración en 5 departamentos del Perú, Amazonas (308 826 ha), San Martín (300 910 ha), Ucayali (259 161 ha), Apurímac (244 307 ha) y Madre de Dios (152 307 ha). La

identificación de las áreas prioritarias y las estrategias de restauración se realizan aplicando la Metodología de Evaluación de las Oportunidades de Restauración (ROAM) la cual fue diseñada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y el Instituto Mundial de Recursos (WRI) y tiene un enfoque de paisaje forestal basado en una mirada integral de gestión de la tierra según las actividades y los recursos.

Finalmente, Frisancho (2019) determinó los cambios en la fragmentación de la cobertura vegetal en la cuenca del Maure del departamento de Tacna desde 1975 hasta el 2018. El trabajo de Frisancho se relaciona con la presente investigación en el uso del mismo software y en su ámbito, la cuenca del Maure, que representa una parte de la superficie de la Puna de los andes centrales.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Ecosistemas de la Ecorregión Puna (MINAM, 2018a)

El Mapa Nacional de los Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a) fue elaborado cartográficamente basándose en el concepto que estableció el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), en el que se indica que “un ecosistema es un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional”. Este instrumento técnico presenta a todos los ecosistemas del territorio peruano debidamente cartografiados y categorizados resultando útil para realizar estudios sobre su estado de conservación y manejo sostenible y en el caso que así lo requiera, planear acciones de recuperación. También es útil durante las evaluaciones y monitoreos del estado de la biodiversidad y para la construcción de mapas temáticos sobre distribución de ecosistemas a diferentes escalas, como la escala departamental. Las definiciones para cada uno de los ecosistemas presentes en la ecorregión Puna se describen a continuación según el Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a):

2.2.1.1. Bofedales

Es un ecosistema andino hidromórfico (término geológico que indica suelos entre dos zonas caracterizados por un exceso de humedad permanente con vegetación herbácea de tipo hidrófila) que se presenta en los Andes sobre planicies, en depresiones o

ligeramente inclinados; inundados de agua con vegetación densa y compacta siempre verde, de porte almohadillado o en cojín; la fisonomía de la vegetación corresponde a herbazales de 0,1 a 0,5 metros. Los suelos orgánicos pueden ser profundos (turba). Este ecosistema está considerado como un humedal andino.

2.2.1.2. Bosques relicto altoandino

Es un ecosistema forestal constituido por bosque relicto altoandino dominado por asociaciones de “queñua” (*Polylepis spp.*), que se extienden por más de 0,5 hectáreas, con árboles de una altura superior a 2 metros y una cubierta del suelo superior al 10 %; comúnmente restringidos a laderas rocosas o quebradas; distribución actual en parches o islas de vegetación.

2.2.1.3. Lago y laguna

Los lagos son extensiones de agua de gran tamaño y profundidad, separadas del mar, pudiendo contener agua dulce, salobre o salada considerados también como humedales altoandinos, sobre los 4 000 y 3 800 metros de altitud respectivamente. Las lagunas son depósitos naturales de agua de menor profundidad de régimen permanente o temporal y de distintas capacidades de almacenamiento.

2.2.1.4. Matorral andino

Los ecosistemas andinos distribuidos a lo largo del país incluyen tres tipos de matorral (de montaña, de puna seca y andino), que oscilan entre los 1 500 y los 4 500 metros de altitud. Se caracteriza por la presencia de vegetación leñosa y arbustiva de diversa composición y estructura, con una cobertura del suelo superior al 10 %, que se extiende a más de 0,5 hectáreas, y una altura no superior a los 4 metros relativos al suelo. En el matorral de la puna seca se encuentran grandes áreas de "tola" (*Parastrephia spp.*), así como *Lepidophyllum quadrangulare*, *Baccharis spp.*, etc.; en el matorral montano se observa arbustos robustos y árboles de hasta dos metros y medio de altura. En los matorrales andinos predominan las epífitas, los arbustos dispersos y las cactáceas.

2.2.1.5. Pajonal de puna seca

Es un ecosistema altoandino con vegetación herbácea, puede ocupar terrenos llanos o montañosos o montañosos con pendiente suave a moderadamente suave, el suelo es arenoso con bajo contenido de materia orgánica, la tasa de cobertura del suelo es menor al 35 % y la altura máxima generalmente no supera los 1,5 metros. El clima es fuertemente estacional, con estaciones secas muy severas, especialmente en el sur y el oeste. Por lo general, consiste en céspedes dominados por pastos bajos y arbustos dominados por pastos dendríticos polimórficos vigorosos, a menudo con hojas duras, rígidas y espinosas. Variedad de arbustos resinosos, vegetación saxicola intercalada con afloramientos rocosos (a menudo asociados a arbustos) y canllares (como *Margyricarpus sp.*).

2.2.1.6. Periglacial

Son ecosistemas de los altos andes que se ubican generalmente a más de 4 500 metros de altitud. El suelo se expone a muchas grietas (productos de deshielo), presentes en algunas áreas con vegetación dinámica que soporta el frío (generalmente de forma continua). La vegetación es baja y escasa (generalmente no más de 30 o 40 cm), representada por varios pastos, asteráceas, líquenes, plantas en forma de almohadillas compactas, etc. Cabe señalar que algunas de estas zonas ya no están asociadas con los glaciares. El área está formada por glaciares, que son bloques de hielo que se acumulan en el nivel más alto (por encima de los 5 000 metros de altitud) de la cordillera y consiste en fragmentos de rocas caracterizados por un equilibrio entre la acumulación y el derretimiento de nieve y hielo.

2.2.1.7. Zona agrícola

Incluye áreas dedicadas al cultivo. Estas pueden ser plantas de aire libre, aquellas plantas que deben sembrarse después de la cosecha para seguir produciendo (ciclos vegetativos cortos, de unos meses a dos años); o perennes, plantas que tienen un ciclo vegetativo de más de dos años, sin sembrar, es decir, pueden cosecharse varias veces.

En las imágenes de teledetección, por lo general tienen forma de polígonos regulares (cuadrados, rectángulos y posiblemente triángulos).

2.2.2. Biodiversidad en la Ecorregión Puna

Según el CDC-UNALM (2006) las Punas de los Andes Centrales se encuentran ubicadas en los departamentos de Puno, Cusco, Apurímac, Moquegua, Tacna, Arequipa, Ayacucho y una pequeña parte en Huancavelica. El rango altitudinal va desde 4 150 metros de altitud hasta los 5 000. El clima es frío, con temperaturas entre los 0 y 15°C y la precipitación promedio anual oscila entre 250 y 500 mm (Figura 1).

La vegetación es seca consistiendo principalmente de pastos de los géneros *Calamagrostis*, *Agrostis* y *Festuca*. También existen los bofedales, y tolares (*Parasthrepia lepidophylla*), yaretales (*Azorella compacta*) y rodales de *Puya raimondii*. También se pueden observar bosques relictos de *Polylepis spp* y *Buddleja sp*. En esta ecorregión predomina la aridez y limitado oxígeno, los mismos que al manifestarse frecuentemente junto a los cambios repentinos de clima como las sequías y heladas, han especificado el desarrollo de especies adaptadas a condiciones extremas. Entre estas adaptaciones se observan cambios morfológicos de las hojas, desarrollo lento y elevado contenido resinoso. Para la fauna silvestre, los herbívoros desarrollan fuerte dentadura principalmente de los incisivos para alimentarse de plantas duras, así como una piel especial y pelaje denso para soportar las bajas temperaturas y los fuertes vientos. Los insectos tienden a ser más oscuros, probablemente para capturar más luz y, en general, hay muchas especies que tienen poca capacidad de vuelo debido a los fuertes vientos. Algunas plantas endémicas de la zona son *Diplostephium tovarii* y *Ribes brachybotrys*. Con respecto a endemismos de fauna, se incluye al suri (*Pterocnemia pennata*) y al roedor *Punomys lemminus*. La fauna más representativa del lugar está constituida por la vicuña (*Vicugna vicugna*), el guanaco (*Lama guanicoe*), la chinchilla (*Chinchilla brevicaudata*), la vizcacha (*Lagidium sp.*), la Taruka (*Hippocamelus antisensis*), y el carpintero andino (*Colaptes rupicola*). Las especies más amenazadas de aves incluyen a *Cinclodes aricomae*, *Conirostrum tamarugense* y la gallareta gigante (*Fulica gigantea*).

El departamento de Tacna está distribuido en tres grandes ecorregiones, el desierto de Sechura, Los Andes Centrales y la Puna de los Andes Centrales. El desierto de Sechura ocupa el 57 % del territorio del departamento, mientras que los Andes centrales con un 13 % y la Puna de los andes centrales con un 30 % (Figura 1)

Figura 1.

Ubicación de la Ecorregión Puna de los Andes Centrales en el Perú y su aproximación al departamento de Tacna. Fuente CDC UNALM (2006)



2.2.3. Fragmentación de ecosistemas y sus índices

La fragmentación de los ecosistemas se calcula aplicando los principios de la ecología del paisaje, que estudia la interacción de los patrones espaciales con los procesos ecológicos, es decir, las causas y consecuencias de la heterogeneidad espacial, y desarrolla el funcionamiento de estas interacciones a través de modelos en la teoría de múltiples escalas. Por tanto, es necesario medir la composición y configuración del paisaje (Turner et al., 2001).

La configuración del paisaje se define como la organización específica de los elementos espaciales, la composición del paisaje, por su parte, es la variedad y riqueza de los fragmentos que contiene. Estos dos elementos de la configuración del paisaje se pueden medir en términos de medidas del paisaje (Tabla 1) a lo largo del tiempo para resaltar un proceso ecológico determinado (Turner et al., 2001), como la fragmentación.

Las métricas de paisaje se pueden clasificar según el nivel de análisis. Analizar esta información en segmentos individuales es el nivel de parche o fragmento (por ejemplo, tamaño de parche, índice de forma del parche); analizar información de todos los parches del mismo tipo es el nivel de clase (por ejemplo, tamaño promedio de parche, índice de forma promedio); pero cuando se quiere analizar todos los elementos presentes en el área de estudio (riqueza de parche, índice de Shannon) se habla de la escala del paisaje. A través del análisis de las métricas (índices) en cualquier nivel y a lo largo del tiempo, se pueden estudiar procesos ecológicos importantes como la fragmentación, la pérdida de cobertura, la perturbación de los espacios naturales, la degradación de los ecosistemas entre otros. (Bocco, 2013).

Tabla 1.

Tipos y características de los índices de fragmentación

Índice	Nombre	Tipo	Descripción
SDI	Índice de Diversidad de Shannon	Diversidad	La diversidad del paisaje, la heterogeneidad, proviene de la diversidad de fragmentos. Es cero cuando solo hay un parche y aumenta con más parches.
SEI	Índice de Equidad de Shannon	Diversidad	Mide la distribución y abundancia de los parches. Este índice es cero cuando la distribución de los parches observados es pequeña y tiende a ser uniforme a medida que aumentan los parches.
AWMSI	Índice ponderado por el área del promedio de la forma	Forma	Igual a 1 cuando los parches tienden a volverse circulares. Se incrementa su valor cuando tienden a ser irregulares.
AWMPFD	Promedio ponderado por el área de la dimensión fractal de los parches	Forma	Calcula la complejidad de cada fragmento a partir de la relación entre área y perímetro. El límite teórico para este índice es de 1 a 2; los valores más altos indican una mayor complejidad y los valores más cercanos a 1 indican una geometría más simple.
TE	Borde total	Borde	Perímetro total del parche.
ED	Densidad de bordes	Borde	El número total de perímetros en comparación con el 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	Es la longitud media del perímetro (TE) de los espacios para cada tipo de clase. Se calcula dividiendo el valor total del perímetro de clase (TE) por el número total de parches (NumP).
MPS	Tamaño medio del parche	Densidad y tamaño	Es el promedio del área de los parches contenidos en una clase. Se analiza conjuntamente con la desviación estándar del tamaño del parche (PSSD)
NumP	Número de parches por clase	Densidad y tamaño	Es la cantidad de parches que posee una clase, indicando 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	Calcula 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.

Fuente: Rempel et al. (2012)

2.2.4. Actividades antropogénicas en la Ecorregión Puna

2.2.4.1. Infraestructura para el afianzamiento hídrico

Frisancho (2019) recopila una serie de canales y obras de infraestructura para el afianzamiento hídrico en la Cuenca del Maure, que representaría una cuarta parte del total de la Puna de los Andes Centrales, entre ellas destacan el canal de Calachaca como el más grande construido al extremo sur de Tacna, muy cerca de la frontera con Chile, el mismo que traslada agua hacia Tacna por la sub cuenca del Uchusuma hacia la cuenca del Caplina que luego es entregada a la empresa prestadora de servicios de agua potable (EPS Tacna) para uso poblacional. Este canal está conectado con una red de canales de diversos tamaños para el acopio de agua. Otra obra importante destacada es el túnel de Kovire.

Al extremo norte de la Puna de los andes centrales (frontera con Moquegua) se observa la instalación de pequeños canales orientados principalmente para el riego de la actividad agrícola.

Grandes represas

Dentro de las más grandes e importantes tenemos a la represa de Jarumas I en el distrito de Ticaco, Paucarani en el distrito de Palca y Casiri en Tarata. En proyecto aún se tiene a la represa de Jarumas II en Ticaco y de Calientes en Candarave.

2.2.4.2. Infraestructura vial

El Ministerio de Transportes y Comunicaciones (MTC, 2018) pone a disposición de los interesados, la descarga de los datos espaciales para la elaboración de la cartografía sectorial a nivel nacional, regional, local y vecinal. Entre las vías más importantes que se encuentran en la Puna de los Andes Centrales del departamento de Tacna se encuentran:

- Tacna – Collpa – La Paz
- Tacna – Tarata – Mazocruz - Binacional
- Tacna – Tarata – Candarave – Binacional
- Tacna – Locumba – Candarave – Binacional

- Tacna – Tarata - Susapaya – Vilacota – Queullire – Binacional

2.2.5. La Biodiversidad y sus servicios

Vargas et al. (2012) demostraron que un ecosistema es un área de cualquier tamaño en la que existe una estrecha relación o conexión entre componentes físicos (abióticos) y bióticos (biológicos). Es un complejo organizado que, si hay cambios en algunos subsistemas, se modifican otros componentes y así regulan también el funcionamiento de todo el ecosistema. Asimismo, muestran que los ecosistemas son capaces de repararse a sí mismos cuando no existen obstáculos para su regeneración.

De acuerdo a lo señalado por el MINAM (2018a) los ecosistemas son complejos dinámicos de comunidades vegetales, animales y microbianas que interactúan con sus entornos abióticos y, como unidad funcional, constituyen el patrimonio natural de una nación. Por proveer bienes y servicios a la población, constituyen capital natural y por lo tanto, su uso debe ser sostenible y protegido por políticas nacionales, sectoriales y regionales. Sin embargo, los ecosistemas experimentan cambios rápidos debido a la influencia humana, factores sociodemográficos, sistemas económicos y políticos; esto puede llevar a una reducción en el suministro de bienes y servicios de los ecosistemas, lo que puede impactar severamente el bienestar de las personas si no se hace nada para mejorar la situación.

Asimismo, en el Perú se han identificado 36 ecosistemas continentales: 11 en la zona de selva, 3 en la Yunga, 11 en la Cordillera de los Andes, 9 en la zona costera y 2 en la superficie acuática; como herramienta en la gestión pública, estos se entienden como una unidad funcional que se puede definir en el territorio en el que se ubique, como bosques, humedales, pantanos, cerros, praderas costeras, etc. (MINAM, 2018a)

Tabla 2.

Tipos de bienes y servicios ecosistémicos

TIPO	DEFINICIÓN	EJEMPLOS
SOPORTE, HÁBITAT O BASE	Son los servicios necesarios para generar otros servicios como los procesos naturales básicos.	- El ciclo de los nutrientes. - La formación de suelos. - La producción primaria. - El mantenimiento de la biodiversidad.
PROVISIÓN (SUMINISTRO)	Son los beneficios que las personas obtienen de los bienes y servicios que se originan directamente de los ecosistemas.	- Alimentos. - Fibra y resinas. - Los recursos genéticos. - Variedad de combustibles. - Medicinas naturales, farmacéuticos. - Agua.
REGULACIÓN	Son los beneficios de los procesos de regulación de los ecosistemas.	Regulación de la calidad del aire. Regulación del clima. Regulación hídrica. Control de la erosión. Purificación del agua y tratamiento de aguas de desecho. Regulación de enfermedades. Regulación de plagas. Polinización. Regulación de riesgos naturales. Secuestro de carbono.
CULTURAL	Son los beneficios intangibles que los seres humanos obtienen de los ecosistemas.	Valores espirituales y religiosos. Valores estéticos, belleza paisajística. Recreación y ecoturismo. Sentido de identidad y pertenencia.

Fuente: Ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos (Ley 30215, 2014)

Los servicios ecosistémicos son el resultado del adecuado funcionamiento de los ecosistemas y son definidos por la Ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos (Ley 30215, 2014) como los beneficios económicos, sociales y ambientales, directos e indirectos, que las personas obtienen del buen funcionamiento de los ecosistemas. Entre ellos, se cuenta con la regulación hídrica en cuencas, el mantenimiento de la biodiversidad, el secuestro de carbono, la belleza paisajística, la formación de suelos y la provisión de recursos genéticos, entre otros que se muestran en la Tabla 2.

2.3. Definición de términos

2.3.1. Ecosistemas:

Los ecosistemas son "complejos dinámicos de comunidades vegetales, animales y microbianas y sus entornos abióticos que interactúan como una unidad funcional para proporcionar a los seres humanos importantes servicios ecosistémicos como el suministro de alimentos y agua, la regulación del clima, la regulación del agua, la belleza del paisaje y los valores espirituales para el desarrollo sostenible del ser humano y de la sociedad en su conjunto (MINAM, 2018a).

2.3.2. Fragmentación de ecosistemas:

La fragmentación es una de las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad. La infraestructura de transporte lineal se considera uno de los principales contribuyentes a este fenómeno debido al efecto de fragmentación de las unidades ambientales que atraviesan. Sin embargo, la inclusión de efectos de fragmentación en los métodos de evaluación es escasa y desigual, y hay muchos indicadores de fragmentación en la literatura. (European Commission, 1999).

2.3.3. Paisaje:

El término paisaje como se usa en ecología tiene varios conceptos: Es una extensión del terreno donde se incluyen elementos que interactúan y se repiten en el espacio (Forman y Godron, 1986). Es la suma de las unidades físicas, ecológicas y geográficas que componen todos los modelos naturales y humanos (Naveh y Lieberman,

1984). Es un sistema complejo que genera simultáneamente tierras identificables, formadas y mantenidas por la interacción de factores abióticos, bióticos y humanos (Zonneveld, 1995). Es una escala espacial adecuada para estudiar procesos ecológicos (Farina, 2004), en todos los casos representa un campo común de investigación y sus límites representan una amplia gama de modelos espaciales, en tiempo y en el espacio que pueden medirse.

2.3.4. Efectos ecológicos:

Se refiere a los efectos directos que pueden estar generándose en los ecosistemas fragmentados y que afectan negativamente sobre la biodiversidad. Santos y Tellería (2006) los describen como tres importantes efectos que ocurren paralelamente i) la pérdida en la cantidad de hábitat disponible y como consecuencia la disminución de la densidad poblacional de las especies (número de individuos por unidad de superficie) a lo que se conoce como el efecto área; ii) el aumento de la distancia entre los fragmentos, con la consecuente dificultad para el intercambio de individuos entre las poblaciones aisladas denominado efecto barrera y iii) el aumento de la relación entre el perímetro y la superficie, por consiguiente, una mayor exposición del hábitat fragmentado a múltiples interferencias procedentes de los hábitats periféricos, conocidos como “matriz de hábitat” fenómeno llamado también como el efecto borde.

2.3.5. Antropogénico:

Se refiere a que es originado por intervención directa del hombre a través de sus actividades.

2.3.6. Biodiversidad o diversidad biológica:

La biodiversidad del Perú está representada por muchos ecosistemas, especies de flora y fauna, diversidad genética que ha contribuido y seguirá contribuyendo al desarrollo global y al desarrollo sostenible (MINAM, 2014).

CAPÍTULO III:

METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1. Tipo y diseño de la investigación

3.1.1. Tipo de estudio:

Descriptivo comparativo

3.1.2. Nivel de investigación:

Correlacional

3.2. Población y muestra

3.2.1. Población

La población estuvo constituida por toda la superficie de los ecosistemas con diferentes niveles de fragmentación que recubren al año 2021 las 485 316 hectáreas de la ecorregión Puna de los andes centrales del departamento de Tacna. Esta importante ecorregión se distribuye dentro de las provincias de Candarave, Tarata y Tacna a más de 3800 metros de altitud, limitando con los departamentos de Moquegua y Puno y con los países de Bolivia y Chile como lo señalan Rodríguez et al. (2012) al ubicarlo al norte y al sur del trópico en el altiplano chileno, argentino, boliviano y peruano con altitudes superiores a los 3000 metros y que se extiende desde 10° latitud Norte en Cajamarca, Perú hasta casi la 32° latitud Sur en San Juan, Argentina.

En la ecorregión Puna del departamento de Tacna, la densidad humana rural es muy baja y la principal actividad económica es el pastoreo de ganado camélido sudamericano para la producción de fibra y carne de llama o alpaca comercializada en ferias o por acopio. La ocupación del territorio se da principalmente por el establecimiento de comunidades campesinas de grandes extensiones de terreno, como las de Vilavilani, Talabaya, Alto Perú, Ancomarca, Pampa Huyuni, Chiluyo, Kovire Chillicollpa, Maure Kallapuma, Coracorani y cada uno con sus respectivos anexos, en los cuales se han creado algunos centros poblados. Asimismo, se encuentran poblaciones muy antiguas de posesionarias de predios privados como Mamaraya, Vilacota, Calientes,

entre otros, que mantienen baja población rural, pero en su conjunto, con alta insatisfacción por la escasa presencia de las instituciones del estado, por el traslado de agua afectando sus ecosistemas naturales y por la poca provisión de servicios básicos como agua potable, desagüe y electrificación.

3.2.2. Muestra

Para seleccionar la muestra se utilizaron los resultados de la evaluación de la fragmentación de los ecosistemas de la ecorregión Puna, en donde se lograron identificar dos tipos de fragmentos, aquellos que conservaban sus indicadores al estado natural (EN) y otros que habían cambiado radicalmente, mostrándose altamente fragmentados al año 2021 (Frag2021). En este análisis se encontraron solo dos zonas que mantienen fragmentos de ecosistemas en su estado natural (una en el distrito de Candarave y la otra en el distrito de Palca) distanciadas en los extremos sur este y noroeste, y con más de 30 zonas fragmentadas que contrariamente se encuentran dispersas en toda la superficie de la ecorregión Puna, tal y como se observa en la Figura 33.

Para seleccionar las dos zonas de muestreo, uno en estado natural y otro fragmentado al 2021, se aplicó el criterio de que ambas zonas diferenciadas por su estratificación (nivel de fragmentación) se encuentren cerca y accesibles a una importante vía o carretera para trasladar fácilmente la logística necesaria para la evaluación de flora y la instalación de equipos de medición, por lo que se seleccionó la zona EN del distrito de Palca y una zona Frag2021 en el mismo distrito, que fue la del anexo de Rosaspata.

Dentro de las zonas de muestreo seleccionadas, se definieron al azar las unidades muestrales o parcelas que mínimamente se requirieron para aplicar la metodología propuesta para la evaluación de la flora silvestre, la medición de la temperatura ambiental, del suelo y de la humedad relativa. Para definir los tamaños mínimos requeridos para la unidad muestral de flora de acuerdo a las características ecosistémicas se utilizó como referencia la Tabla 3 de tamaños mínimos de unidades muestrales (MINAM, 2015).

Tabla 3.

Tamaño mínimo (muestra) para evaluación de flora en matorral y herbazal

Coberturas	Unidad Muestral	Tamaño mínimo
Matorrales en general	Parcela	100 m ²
Herbazal en general	Parcela	1-2 m ²
	Transecto	100 registros

Fuente: MINAM (2015)

3.3. Operacionalización de variables

3.3.1. Identificación de las variables

- a. Índices de fragmentación o métricas:** Son los patrones espaciales de los ecosistemas que conforman la ecorregión Puna del departamento de Tacna. Estos se hallaron utilizando el ArcGIS v10.5 y su complemento Patch Analyst Tools v5.2.
- b. Efectos ecológicos:** Son aquellos cambios en los patrones bióticos y abióticos de los ecosistemas que vienen afectando negativamente a la biodiversidad, los cuales se midieron a través de indicadores.

3.3.2. Caracterización de las variables

Variable independiente

Se ha considerado a los indicadores de fragmentación como son el índice de forma (SI), la relación perímetro área (PAR) y la dimensión fractal (FD)

Variable dependiente

Se ha considerado como variable dependiente a los efectos ecológicos como el efecto barrera (limitación para cruzar otros fragmentos); el efecto área (la variación en los índices de diversidad de flora, la densidad poblacional y cobertura vegetal) y el efecto borde (variación de la temperatura del suelo, del ambiente y la humedad relativa).

3.3.3. Operacionalización de las variables

Operacionalización de las variables de investigación

VARIABLE	TIPO	CATEGORIZACIÓN O DIMENSIONES	DEFINICIÓN	OPERACIONALIZACIÓN			
				INDICADOR	NIVEL DE MEDICIÓN	UNID. DE MEDIDA	VALOR
Índices de Fragmentación.	Independiente	Forma	Indica la forma de los fragmentos,	SI	Ordinal	No tiene	De 1 a más
		Complejidad	Señala la complejidad a través de su geometría	FD	Ordinal	No tiene	De 1 a 2
		Regularidad	Señala su regularidad a través de su perímetro y tamaño.	PAR	Ordinal	No tiene	De 0 a 1
Efectos ecológicos	Dependiente	Efecto barrera	Impedimento a pasar por los fragmentos	Longitud	Ordinal	Km	A calcular
		Efecto área	Disminución de las poblaciones de flora	Índices de diversidad	Ordinal	No tiene	A calcular
				Cobertura vegetal	Ordinal	%	A calcular
				Abundancia	Ordinal	%	A calcular
Efecto borde	Zonificación de los fragmentos	Variación	Ordinal	Temperatura del suelo y del ambiente, Humedad relativa	%	A calcular	

3.4. Técnicas e instrumentos para la recolección de datos

3.4.1. Cartografiado de las actividades antropogénicas

Se identificó cada una de las actividades antropogénicas en la ecorregión Puna del departamento de Tacna siendo toda aquella infraestructura artificial que haya sido construida por el hombre (carreteras, canales, diques de contención, partidores de agua, túneles, represas, canteras, depósitos de materiales excedentes, etc.) en reemplazo total o parcial de la superficie de los ecosistemas naturales.

Con ayuda de software especializado, ArcGIS v10.5, se construyó la base de datos de las actividades antropogénicas al año 2021, el cual fue inicialmente tomando información secundaria del estudio de Zonificación Ecológica y Económica de la Región Tacna (Ordenanza Regional N° 016-2012-CR/GOB.REG.TACNA, 2013). Por escala geográfica de trabajo (1:50 000) y por su periodo de elaboración (2006 - 2012) este no se encontraba actualizado ni presentaba detalles necesarios para la presente investigación, por lo que se construyó información primaria mediante técnicas de interpretación visual de imágenes satelitales disponibles en internet (Pacheco, et al., 2019) a través del software libre *Google Earth Pro* (Figura 2) y también con imágenes Landsat 5 TM o Quickbird de píxel de 2.4 m × 2.4 m (Figura 3) descargadas de portales oficiales y georreferenciadas con el ArcGIS v10.5.

Además, se completó y perfeccionó la base de datos de las actividades antropogénicas cartografiadas mediante medición y georreferenciación *in situ* de cada una de las infraestructuras artificiales ubicadas dentro de los ecosistemas de Puna que fueron visitadas durante las salidas de campo con la ayuda de un GPS navegador (Figura 4). Finalmente, se logró tener una base de datos completa cumpliendo con el objetivo específico 1, el mismo que pudo ser manejado fácilmente con el software ArcGIS v10.5 (Figura 5) y permitió manipularlos durante todo el proceso de la presente investigación, como editarlos, acércalos, alejarlos, etc. (Figura 6).

Figura 2.

Vista aérea de la ecorregión Puna en la interfaz del Google Earth Pro (software libre) con el que se complementó la identificación de las actividades antropogénicas construidas en sus ecosistemas.

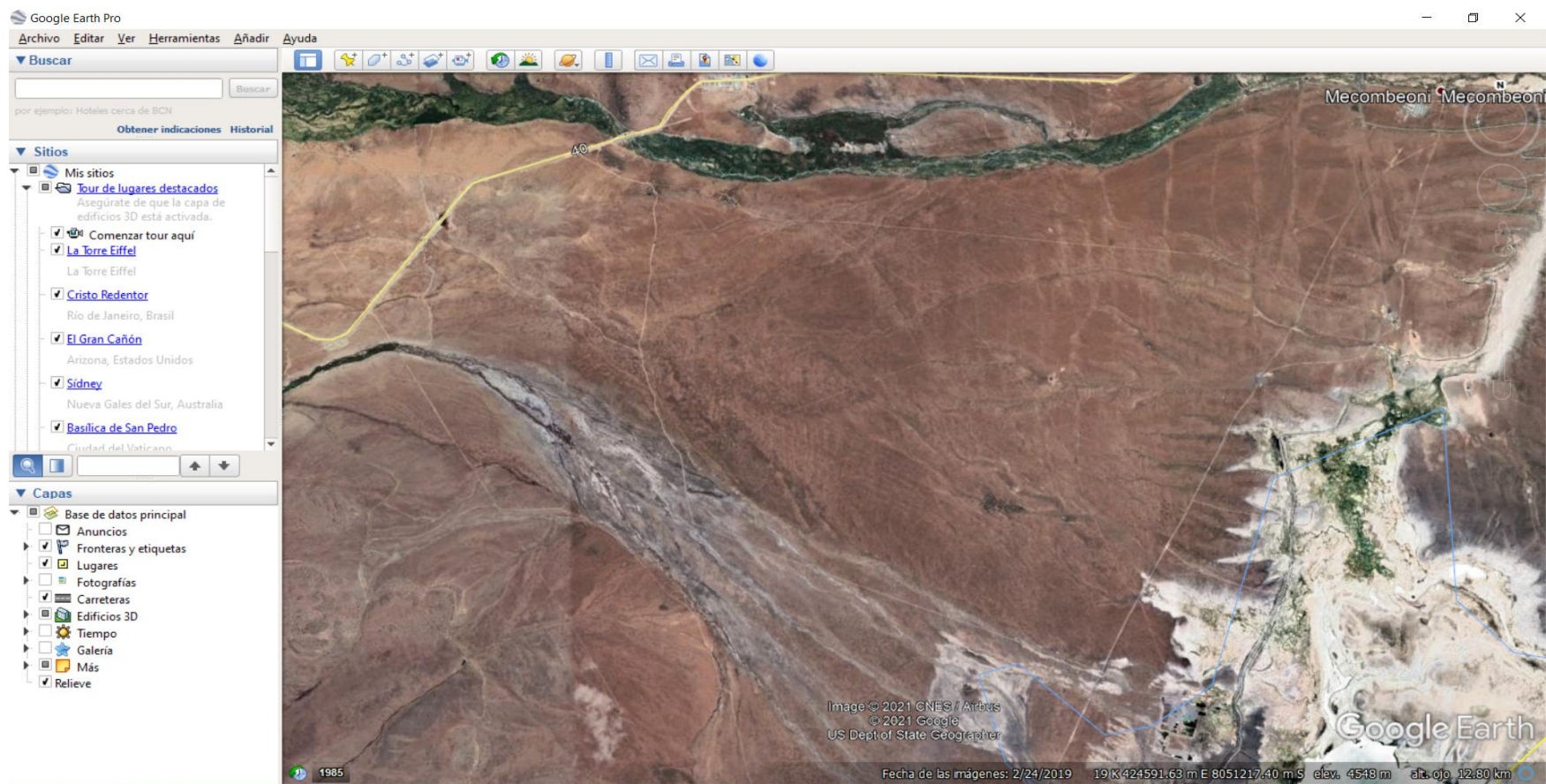


Figura 3.

Interfaz ArcMap del ArcGIS v10.5 con una imagen satelital LANDSAT utilizada para el cartografiado de las actividades antropogénicas.

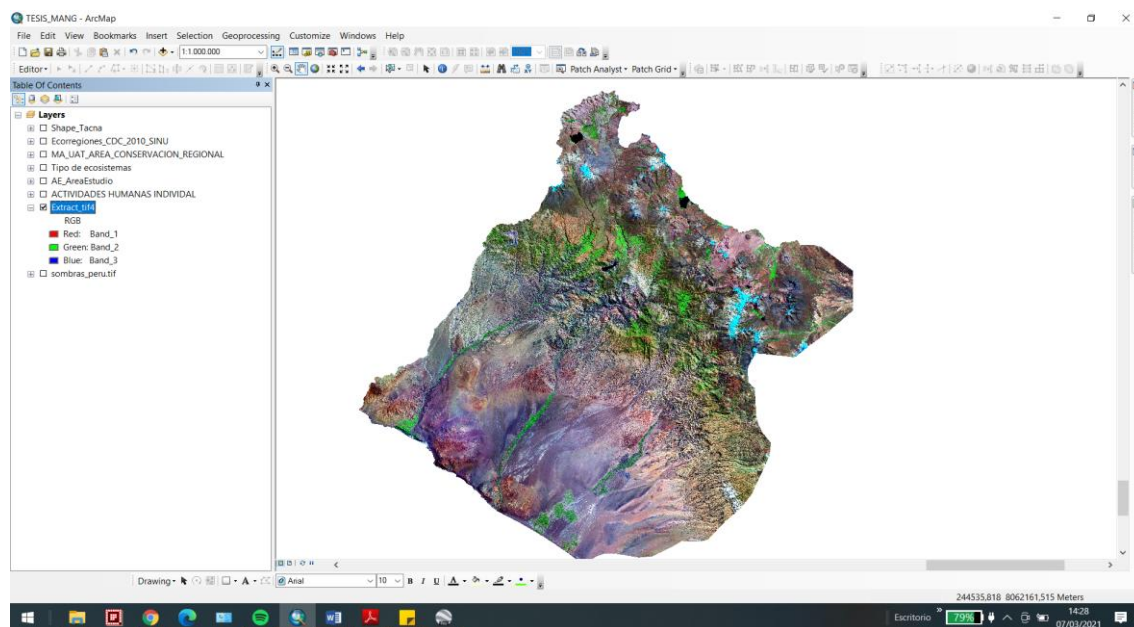


Figura 4.

Evaluación en campo de las infraestructuras artificiales (actividad antropogénica) para su referenciación y cartografiado.



Figura 5.

Interfaz ArcMap del ArcGIS v10.5 con las líneas y polígonos de colores (según tipo) que representan a las actividades humanas cartografiadas

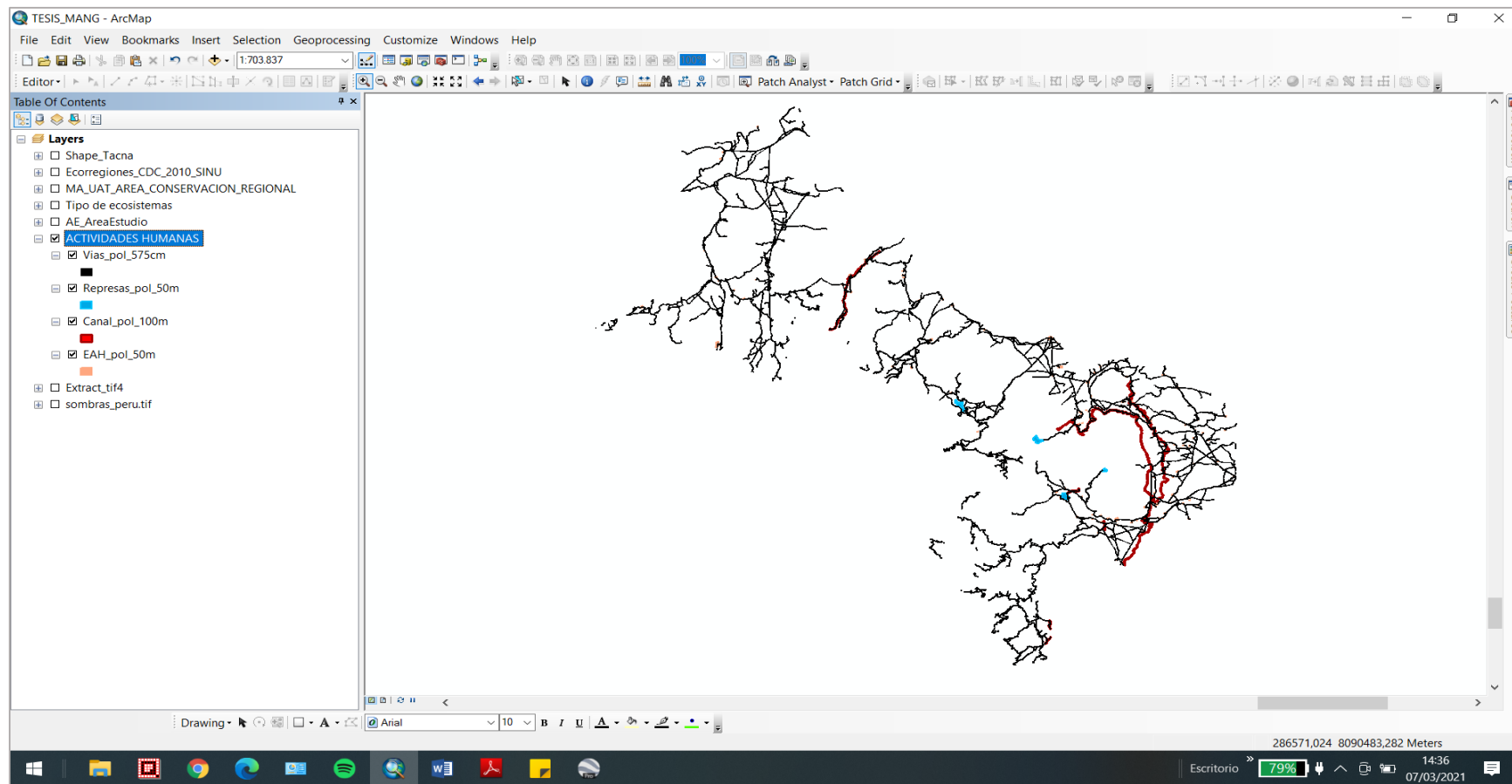
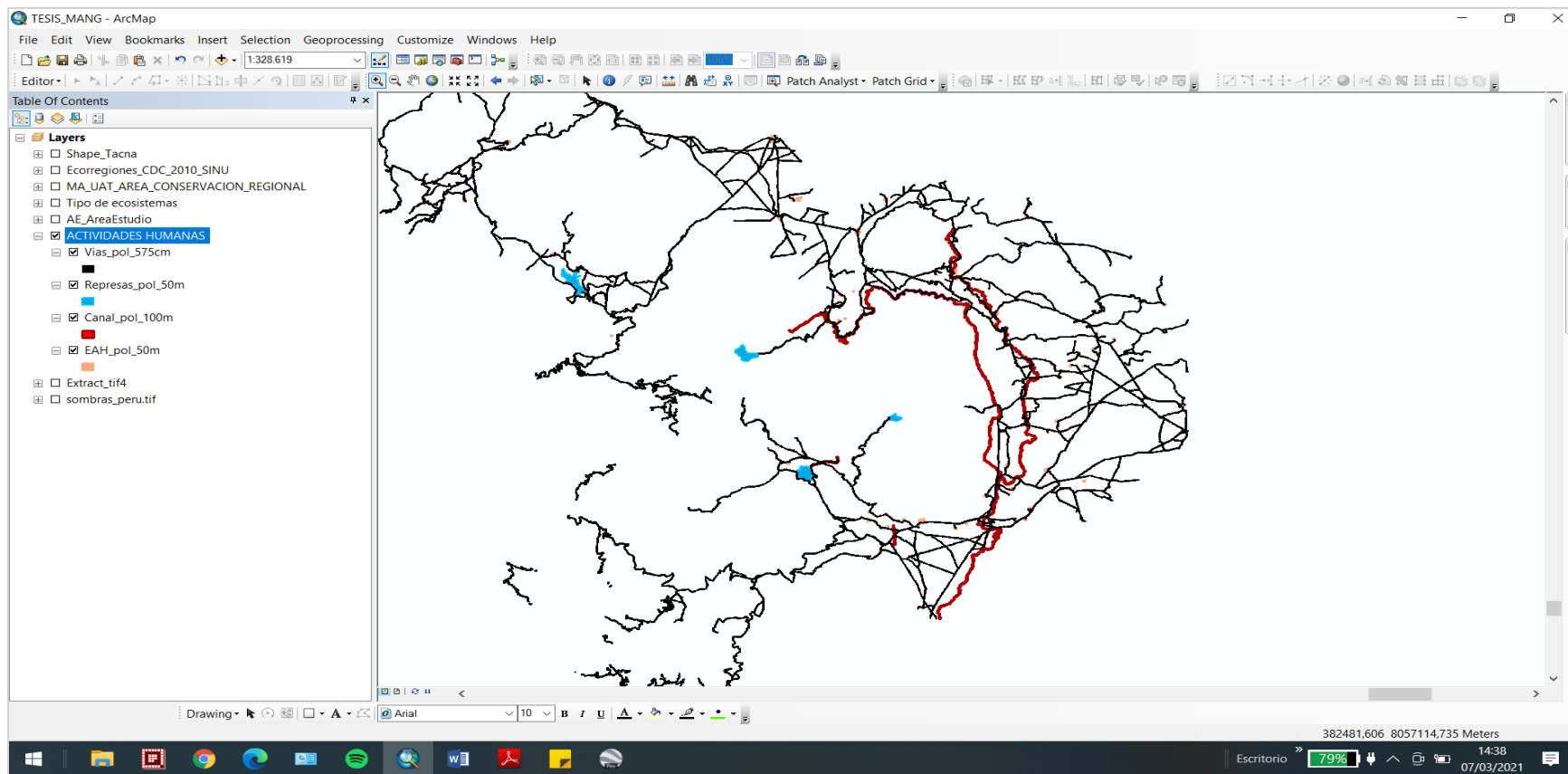


Figura 6.

Interfaz ArcMap del ArcGIS v10.5 que muestra el acercamiento (mayor escala visual) de la base cartográfica construida como ejemplo de la adecuada manipulación a la que fue sometida



3.4.2. Delimitación de los ecosistemas

Se delimitó la superficie de los ecosistemas que se distribuyen en la ecorregión Puna del departamento de Tacna mediante la descarga de la base de datos cartográfica del Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a) desde el geoservidor del Ministerio del Ambiente, para luego cargarlo en el ArcGIS v10.5 (Figura 7) donde fue interceptado con el shape de Ecorregiones propuesto por el CDC UNALM (2006) también descargado desde su página web oficial. El recorte territorial respectivo se realizó utilizando la herramienta clip del ArcMap del ArcGIS v10.5.

3.4.3. Evaluación de la flora silvestre

Para la evaluación de la flora silvestre se consideró lo recomendado por la Guía de Evaluación de Flora del Ministerio del Ambiente (MINAM, 2015) es decir a través del establecimiento de parcelas con un tamaño mínimo de 1m^2 (1m x 1m), es por ello que dentro de los dos fragmentos seleccionados (Zona 1 Estado Natural y Zona 2 Fragmentado al 2021) se evaluaron cuatro parcelas en cada uno de ellos (Figura 8) utilizando un accesorio elaborado en tubo de PVC con las medidas necesarias para realizarlo rápidamente (Figura 9). Asimismo se contó con el apoyo de dos especialistas en botánica (Figura 10) del Herbario Takana de la UNJBG con quien se procedió a contar y medir a cada individuo de flora ubicada en el transecto (Figura 11), realizando al mismo tiempo, su identificación taxonómica en campo para evitar coleccionar individuos o parte de ellos, tanto en temporada seca (evaluación entre los meses de agosto y setiembre 2021) como en temporada húmeda (evaluación realizada entre los meses de noviembre y diciembre 2021) con lo que fue posible completar una tabla en Excel con los valores necesarios para la etapa de procesamiento de información.

Figura 7.

Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a) que sirvió como insumo para determinar la fragmentación de los ecosistemas de Puna

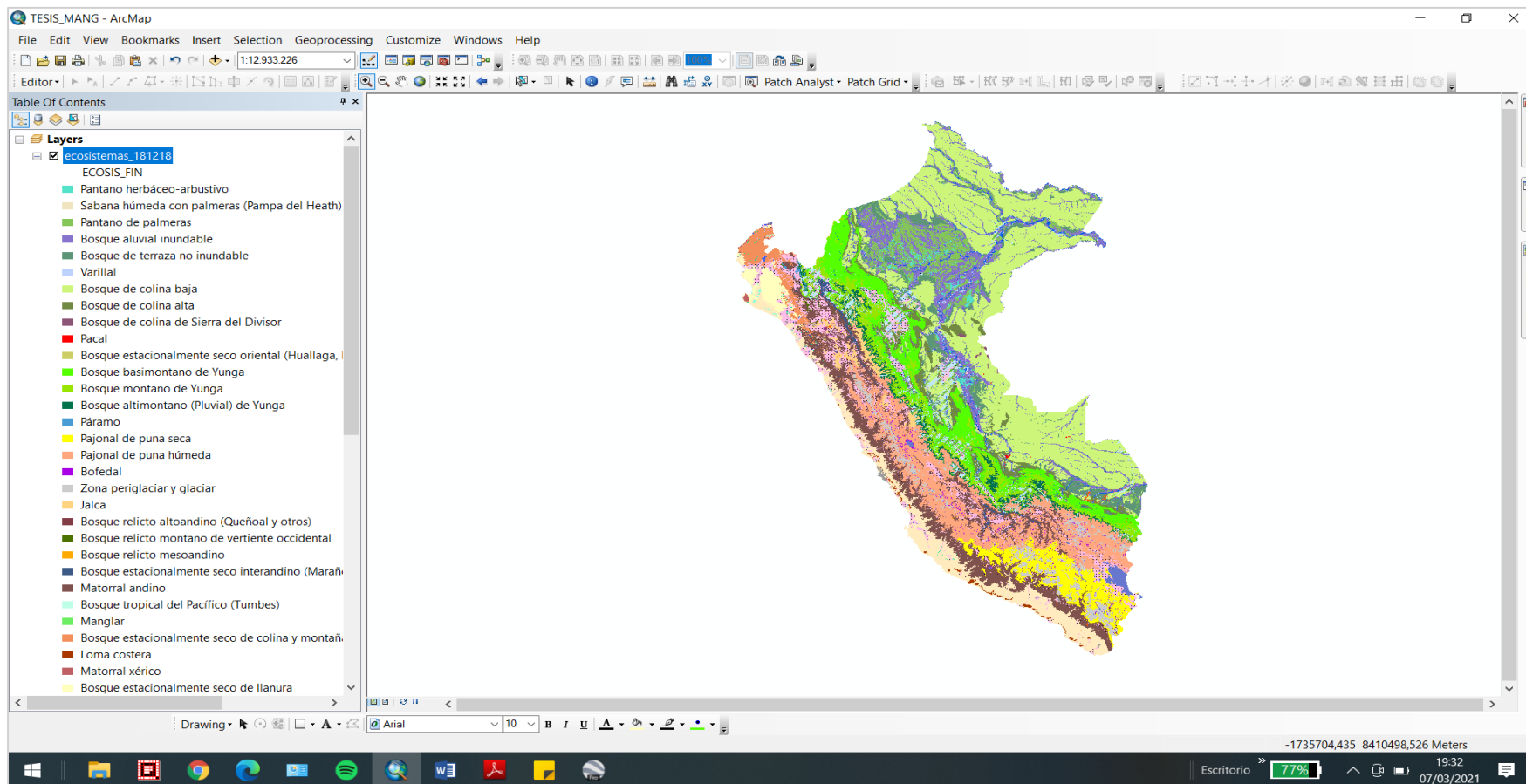


Figura 8.

Esquema utilizado para el establecimiento de parcelas de 1 m² (1m x 1m) para la evaluación de flora en los fragmentos de los ecosistemas de Pajonal de Puna Seca



Figura 9.

Accesorio utilizado para la rápida delimitación de una parcela de evaluación de flora silvestre con la medida de 1 m²



Figura 10.

Evaluación de flora silvestre en Pajonal de Puna Seca (PjPS) en zonas donde mantienen su estado natural (Zona 1) y fragmentado al 2021 (Zona 2).



Figura 11.

Medición de la cobertura con ayuda de un especialista en flora



3.4.4. Medición de la temperatura del suelo

Para medir la temperatura del suelo se definieron transectos lineales de 20 metros (Figura 12) que representaron adecuadamente la situación de la parcela seleccionada (en referencia a la fragmentación). En cada transecto, se instalaron cinco sensores de temperatura (*Ibutton THERMOCHRON DS1921G*) separados cada cinco metros. Estos permanecieron enterrados a 20 cm del suelo fijados en un pedazo de madera a manera de estaca (Fernández et al., 2016) durante cinco meses (Figura 13) donde se registraron los valores de temperatura del suelo por cada media hora (30 minutos) información que fue descargada cada 30 días durante los viajes de campo con ayuda de una laptop y accesorios complementarios (Figura 14)

Figura 12.

Forma de Instalación de los sensores (Ibutton) en los transectos seleccionados para la medición de la temperatura del suelo

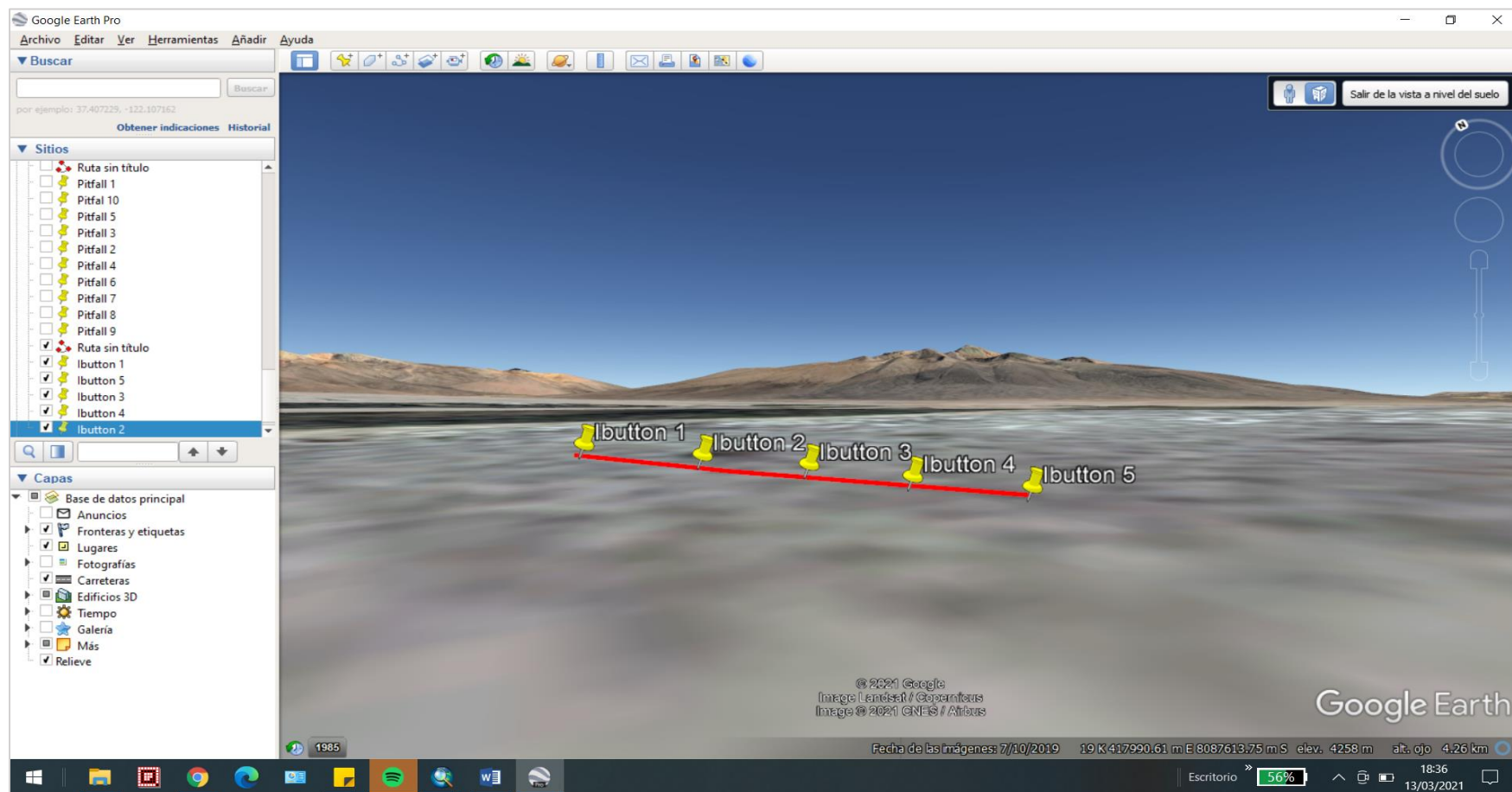


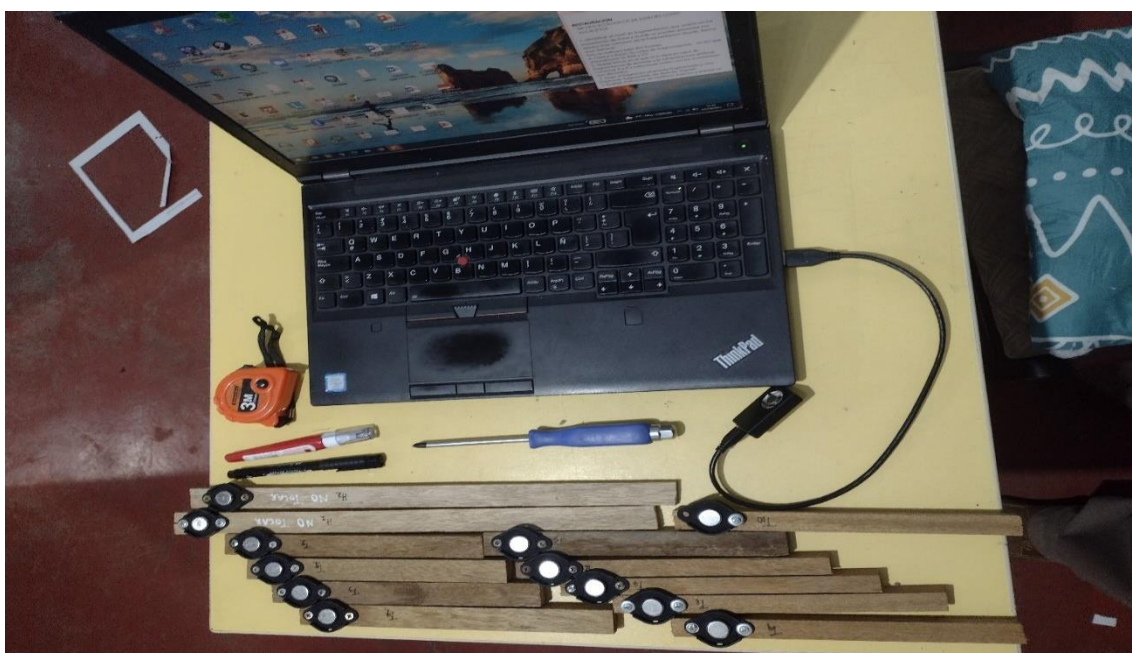
Figura 13.

Sensor Ibutton enterrado a 20 cm de la superficie del suelo para realizar la lectura de su temperatura



Figura 14.

Equipos y materiales necesarios para la medición y lectura de la temperatura del suelo



3.4.5. Medición de la temperatura ambiental y humedad relativa

Para medir la humedad relativa y temperatura ambiental se utilizaron los mismos transectos lineales definidos para la temperatura del suelo (Figura 12) de acuerdo a los fragmentos seleccionados por su estado de fragmentación. En cada transecto se instaló 01 sensor de humedad relativa y temperatura ambiental del tipo *Ibutton HYGROCHRON DS1923* (Figura 15). Estos permanecieron a 20 cm de la superficie del suelo (Fernández et al., 2016) durante cinco meses (de agosto a diciembre) donde se registraron los valores de temperatura ambiental y la humedad relativa para cada media hora (30 minutos) información que fue descargada cada 30 días durante los viajes de campo.

Figura 15.

Instalación de los sensores Hygrochrom para medir la temperatura ambiental y humedad relativa



Como puede observarse en las Figuras 13, los sensores Ibutton tuvieron que estar sujetos en listones de madera tipo estacas debidamente rotulados, por lo que se tuvo que utilizar accesorios de plástico que permitieron una adecuada instalación dentro de los fragmentos del ecosistema evaluado, con la finalidad que no fueran vistos fácilmente por los pobladores locales, quienes por curiosidad podrían haberlos retirado, pero a la vez estuvieron con rasgos visibles para el investigador a fin de ser ubicados durante los viajes de campo programados para realizar las lecturas periódicas que otorgan la información climática objetivo de la investigación (Figura 16).

3.4.6. Materiales e instrumentos:

- Cartografía básica
- Libretas de notas
- Computadora personal
- GPS
- *Ibutton THERMOCHROM DS1921G-F5#*
- *Ibutton HYGROCHROM DS1923G-F5#*
- Cámara fotográfica
- Cinta métrica de 100 metros
- Guantes quirúrgicos
- Mascarillas descartables
- Binoculares

Figura 16.

Sensores Ibutton instalado en los transectos definidos para la presente investigación



3.5. Procesamiento y análisis de datos

3.5.1. Cálculo de los índices de fragmentación

Para el cumplimiento del Objetivo Especifico 2 se realizaron los cálculos de los valores numéricos de los índices de fragmentación de los ecosistemas de Puna, tanto en su hipotético estado natural (EN) y también los fragmentados al año 2021, es decir con las actividades antropogénicas cartografiadas anteriormente superpuestas sobre los ecosistemas. Para esto se utilizó el ArcMAP del software ArcGIS v10.5 donde se cargó la capa (shape) de los ecosistemas de Puna para copiarlo y renombrarlo como *Analizador_metrica_EN.shp* (Figura 17). Luego, sobre esta se superpuso el shape de la cartografía de las actividades antropogénicas identificadas en la ecorregión Puna (Figura

4) y se procedió a cortarlos (clip), es decir, retirar de la primera capa lo que se superpone con la segunda, resultando una nueva capa vectorial a la que se denominó *Analizador_métricas_2021.shp* (Figura 18).

Ante este último procedimiento, fue posible evidenciar visualmente cómo es que los fragmentos de los ecosistemas de Puna cambian sus límites por la fragmentación antropogénica, tanto en número como en forma, desde su estado natural hasta el año 2021 (Figura 19) pero para comprobarlo fue necesario calcularlo mediante un análisis espacial estadístico que contiene la extensión *Patch Analyst Tools v5.2* (Rempel et al., 2012) del ArcGIS v.10.5 (ESRI, 2018) con el que se obtuvieron los valores de los índices de fragmentación (Elkie et al., 1999) necesarios para demostrar la existencia del proceso de fragmentación de acuerdo a la interfaz operacional *Spatial Statistics* que se muestra en la Figura 20.

En el análisis de cada capa se obtuvo la siguiente información:

- Una tabla Excel con los valores de los índices de fragmentación de cada ecosistema en sus diferentes estados (hipotético estado natural y al año 2021)
- Una capa donde se cartografiaron los resultados de las métricas vectoriales SI, FD y PAR (Índice de forma, Dimensión Fractal y Relación perímetro área respectivamente)

Figura 17.

Interfaz ArcMap con la capa vectorial de los ecosistemas que se encuentran ubicados en la ecorregión Puna del departamento de Tacna, archivo vectorial denominado Analizador_metrica_EN.shp

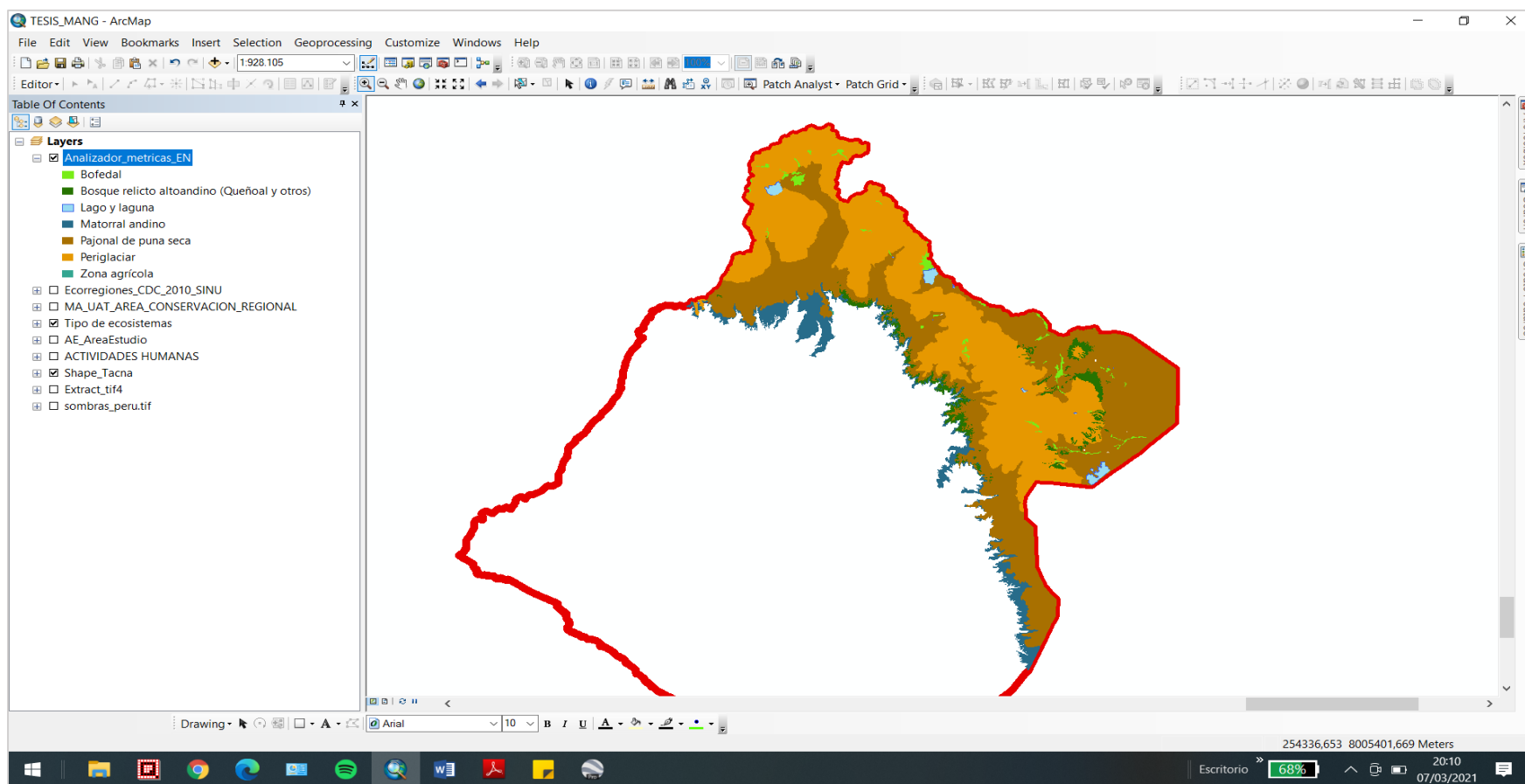


Figura 18.

Ecosistemas fragmentados por las actividades antropogénicas donde los espacios blancos entre ellos representan los bordes de los nuevos fragmentos al reemplazarse la infraestructura artificial sobre los ecosistemas, archivo llamado `Analizador_metricas_2021.shp`

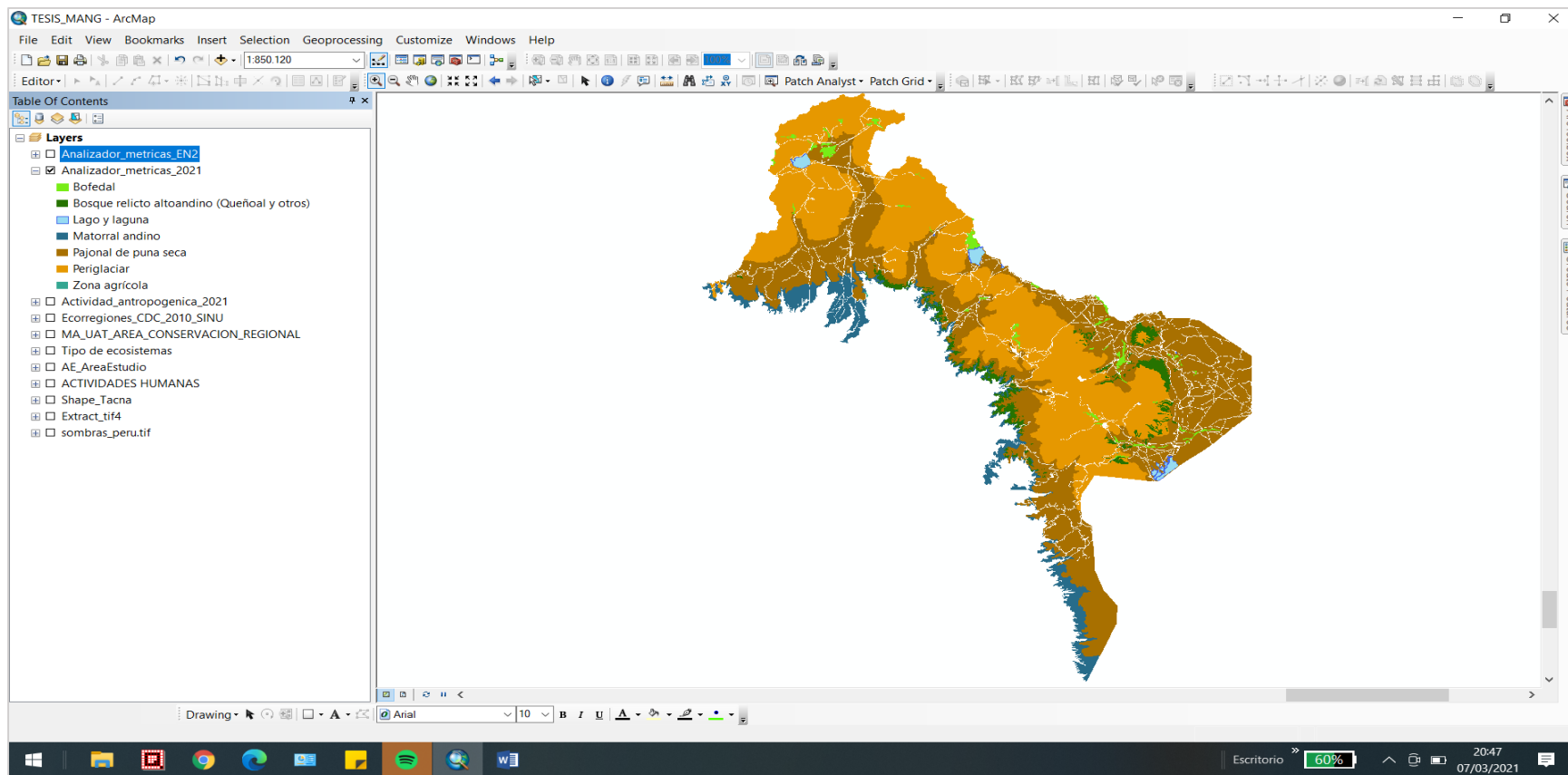


Figura 19.

Interfaz ArcMap mostrando el acercamiento visual a mayor escala de los ecosistemas fragmentados donde se observan a mayor detalle los espacios en blanco o nuevos bordes

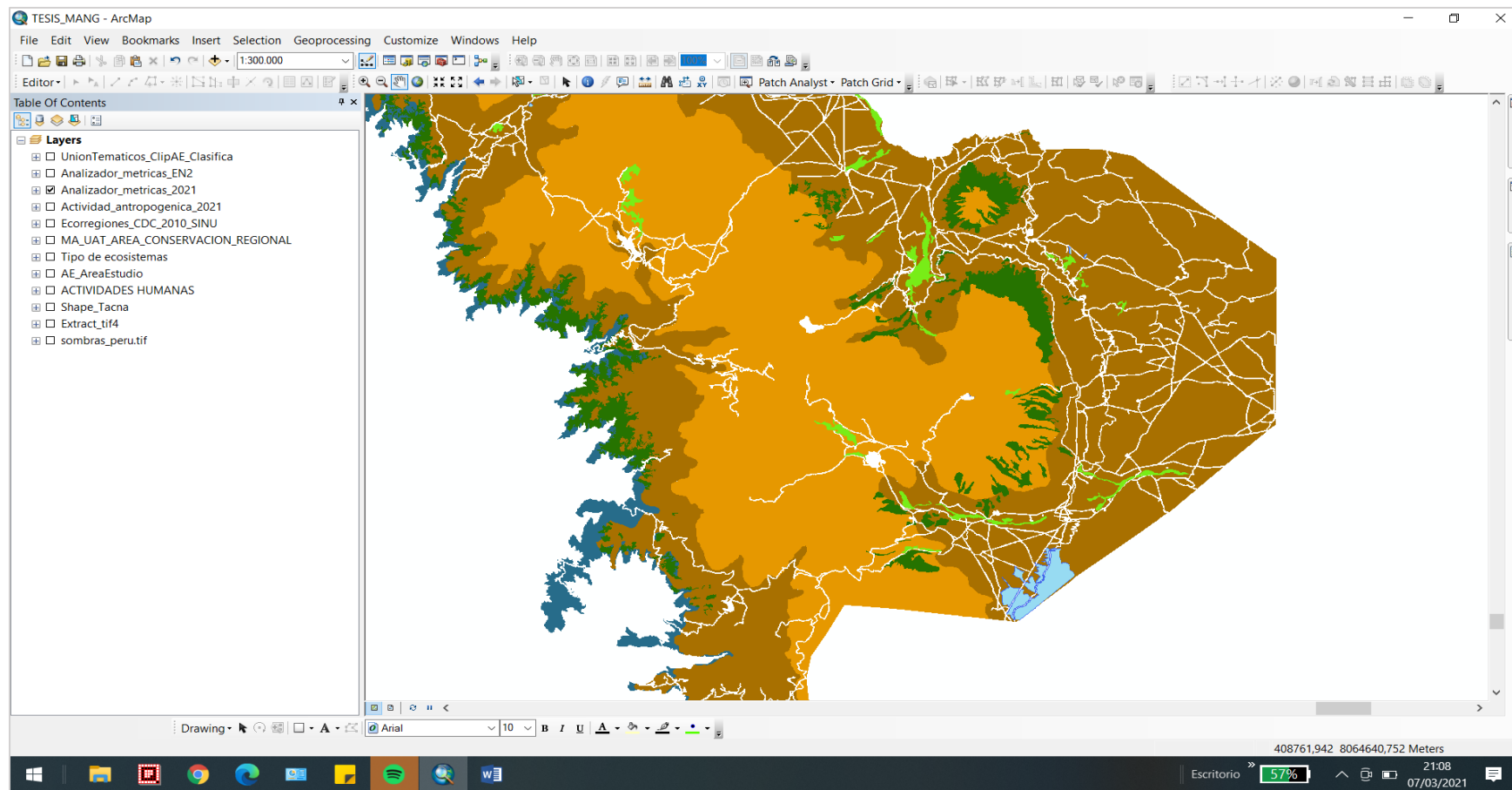
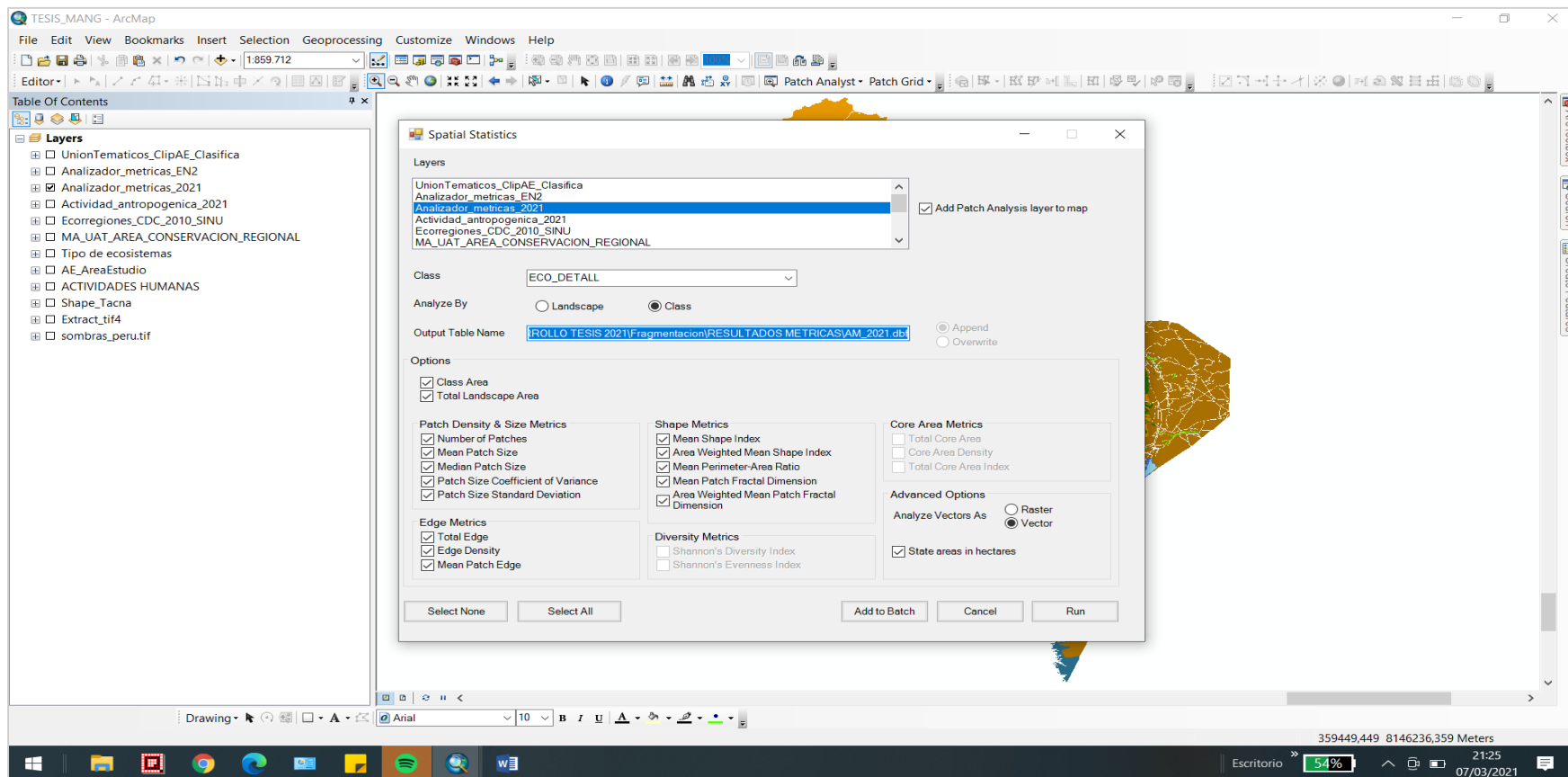


Figura 20.

Interface Spatial Statistics (estadísticas espaciales) del complemento Patch Analyst Tools v5.2 del ArcGIS v10.5 con el que se calcularon los índices de fragmentación a los insumos previamente cargados.



3.5.2. Identificación de los ecosistemas más fragmentados al 2021

Para cumplir con el Objetivo Específico 3 fue necesario comparar los valores obtenidos de los indicadores de fragmentación por cada capa que fue analizada (hipotético estado natural o al año 2021) y considerando la alta correlación que tienen entre sí (Fahrig, 2003), la mejor forma de hacerlo fue por tablas de incremento o decremento (en porcentaje) y gráficos de tendencias de cada índice que representa un tipo de métrica (forma, tamaño, borde, diversidad).

Asimismo, se consideró las tendencias de cinco índices de fragmentación; que Santos y Tellería (2006) señalan como los principales; para determinar cuál es el tipo de ecosistema que se encuentra más fragmentado, como son: i) disminución del hábitat disponible (CA), ii) reducción del tamaño medio (MPS), iii) incremento del número de los fragmentos (NumP), iv) incremento del borde total (TE) y v) incremento de la relación perímetro/superficie (ED), los mismos que se observan en la Figura 21.

Adicionalmente, para ubicar espacialmente los ecosistemas con mayor y menor nivel de fragmentación, se analizó la evolución espacial y temporal de tres índices vectoriales de los nuevos fragmentos de los ecosistemas al 2021, como son i) el Indicador de Forma (SI), que al adoptar valores menores (cerca de 1) se transforma en un fragmento regular (en forma de círculo) mientras que si sus valores son mayores a 1 indicaban mayor irregularidad, ii) la Relación Perímetro/Área (PAR) cuyos valores bajos indicaron que los fragmentos son más irregulares mientras que al fragmentarse aumentó su perímetro pero disminuyó su área adoptando superficies regulares que representaron los valores altos obtenidos, y iii) la Dimensión Fractal (FD) que calcula la complejidad del fragmento con valores cercanos a 1 si es que tienen perímetros simples o con valores altos (cerca de 2) si es que representaron fragmentos con perímetros complejos basados en el análisis de su geometría. (Mas y Correa, 2000). Los valores obtenidos para los ecosistemas en las capas evaluadas se muestran en la Figura 22 y para representar su cambio o evolución se analizaron de acuerdo a una escala de colores determinándose así zonas donde mayormente se han fragmentado los ecosistemas por actividad antropogénica.

Figura 21

Interfaz ArcMap con los valores de los índices de fragmentación

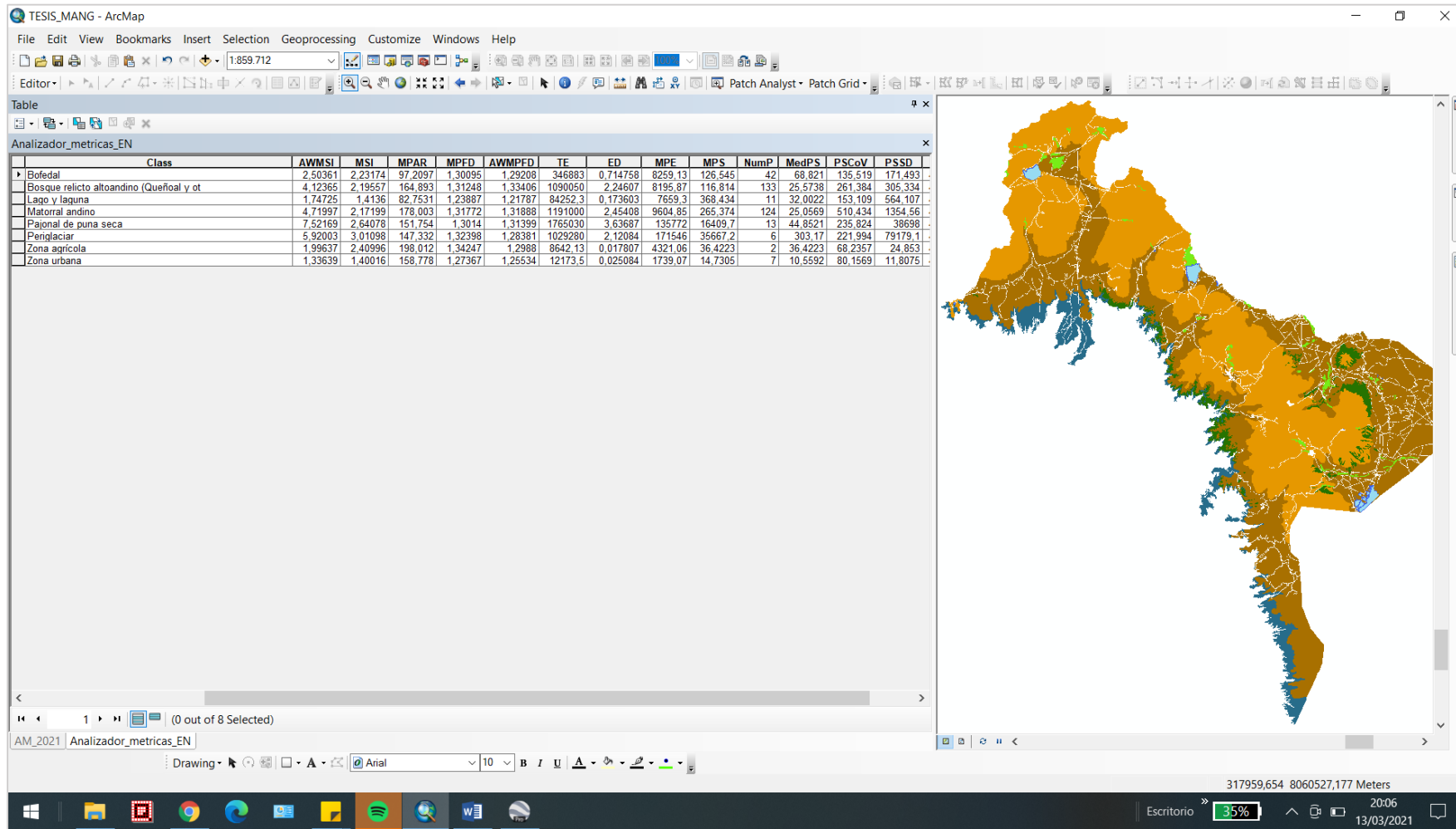
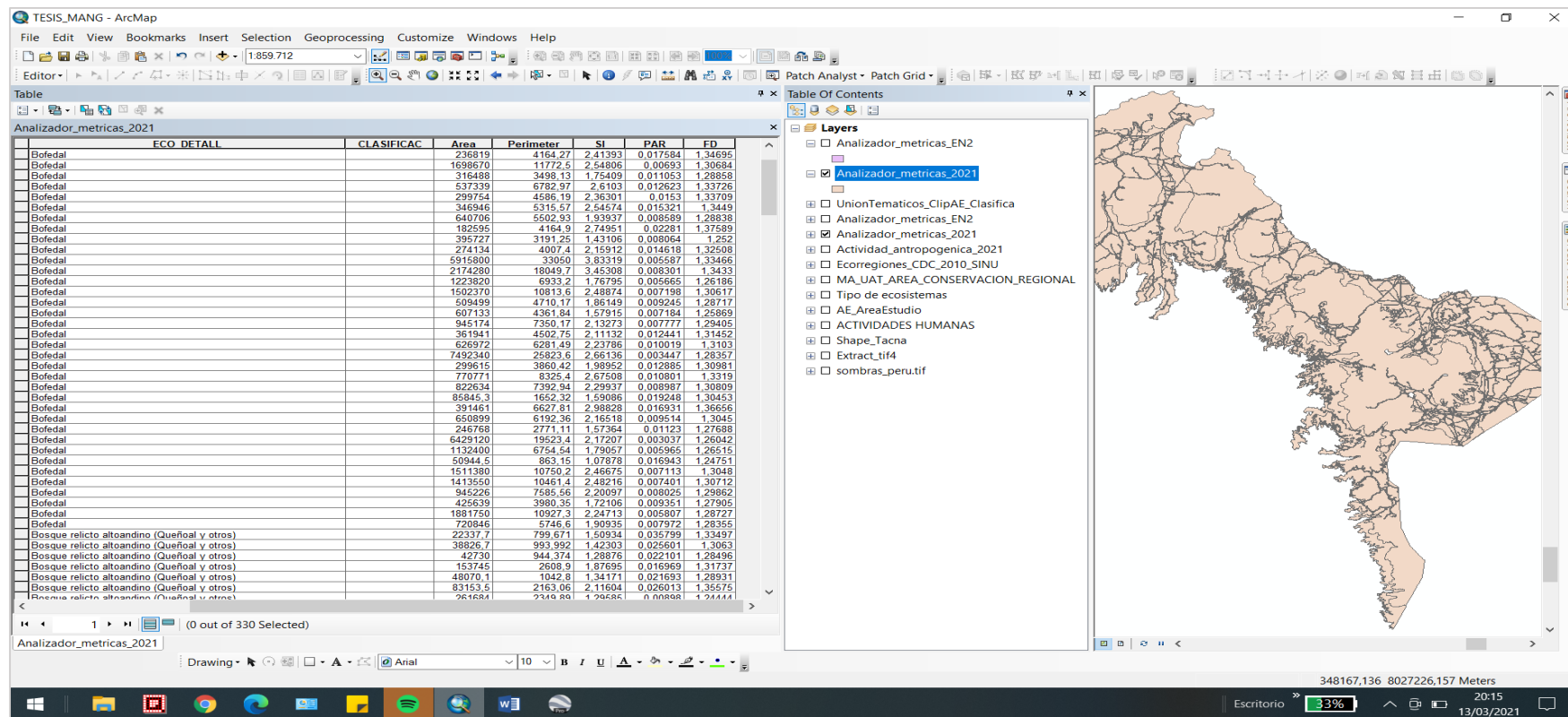


Figura 22.

Interfaz ArcMap con los valores y la ubicación de los índices vectoriales SI (Shape Index) o índice de forma, PAR (Perimeter/Area Relation) o relación perímetro área y FD (Fractal Dimension) o Dimensión fractal, que evalúan la complejidad y regularidad de los fragmentos



3.5.3. Evaluación de los efectos ecológicos en zonas fragmentadas

Para la evaluación de los efectos ecológicos en cumplimiento del Objetivo Específico 4, fue necesario realizar comparaciones entre los datos obtenidos de los factores bióticos y abióticos de los ecosistemas altamente fragmentados y los no fragmentados. Esto se realizó mediante métodos de procesamiento de información que fue obtenida durante la etapa de recolección de datos con la que fue posible elaborar tablas, gráficos y mapas que permitieron comprender y explicar detalladamente la evolución de los efectos ecológicos evaluados.

3.5.3.1.El efecto barrera

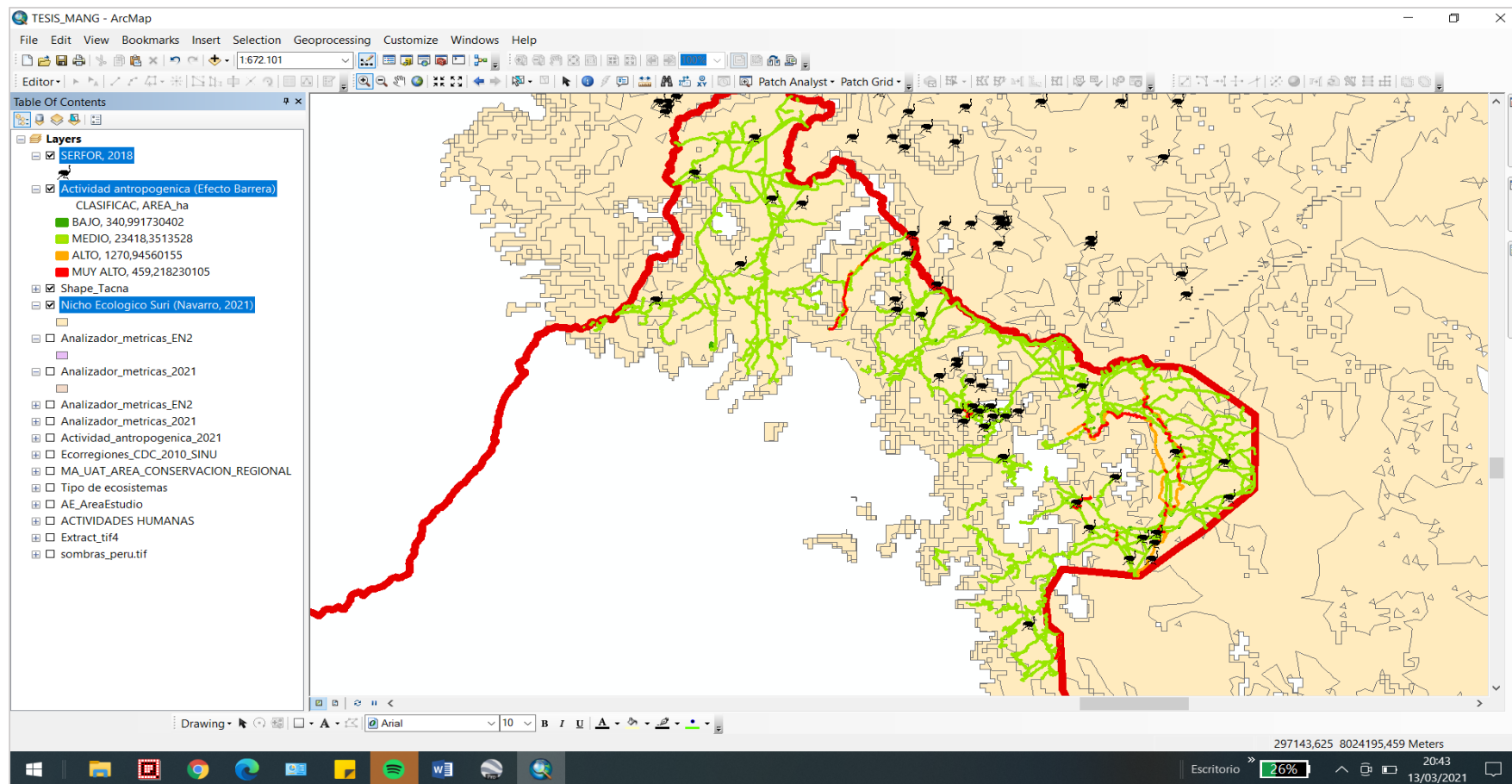
Es el efecto negativo que la fragmentación antropogénica ha generado sobre la biodiversidad de los ecosistemas de Puna al instalar infraestructura artificial que viene limitando o restringiendo el paso de la fauna silvestre entre los fragmentos de los ecosistemas que conforman su hábitat o nicho ecológico, afectando el desarrollo de los procesos ecológicos esenciales y al cumplimiento de sus funciones vitales (alimentación, reproducción, etc.) e impidiendo la conectividad entre las especies y su entorno.

Para evaluarlo se realizó una ponderación a cada una de las infraestructuras cartografiadas (Figura 4) asignándole valores de 0 al 4 de acuerdo al nivel de barrera o limitante para el paso (desde muy bajo a muy alto) que estas provocan de manera individual o agrupadas, dentro del nicho ecológico de una especie emblemática de la ecorregión Puna del departamento de Tacna, como la *Rhea tarapacensis* conocido también como suri o ñandú andino.

Para ello se obtuvo la capa vectorial o shape que representa el nicho ecológico del suri "*Rhea tarapacensis*" (Navarro et al, 2021) y la ubicación geográfica de los individuos reportados en el II censo nacional (SERFOR, 2018b). Toda esta información fue cargada y procesada en el ArcMap del ArcGIS v10.5 como se observa en la Figura 23 para su análisis.

Figura 23.

Interfaz ArcMap con las actividades antropogénicas coloreadas de acuerdo a su ponderación al efecto barrera sobre el nicho ecológico del Suri (Navarro et al., 2021) y los individuos reportados en el Censo Nacional del Suri 2016 (SERFOR, 2018b)



3.5.3.2. El efecto área

Es el efecto que ha provocado la reducción progresiva de los tamaños de los fragmentos y que viene afectando a las poblacionales de especies que habitan los ecosistemas de Puna, de acuerdo a la teoría biogeográfica de islas de MacArthur y Wilson (1967). Para evaluarlo se procesó la información obtenida en la etapa de recolección específicamente de la evaluación de la flora silvestre en ecosistemas con diferente nivel de fragmentación (Zona 1 - Estado Natural y Zona 2 con fragmentación antropogénica al año 2021). Se aplicaron diferentes cálculos, de densidad poblacional, de cobertura vegetal y el cálculo de tres índices de diversidad como los que explican a continuación.

a) Cambios en la cobertura vegetal

Se calculó la cobertura vegetal de las especies en dos zonas (Zona 1 Estado natural y Zona 2 Fragmentado al 2021) para ello se utilizó la metodología para herbazales de la Guía de Inventario de la Flora y Vegetación del MINAM (2015) calculándose la cobertura relativa o el área en porcentaje que ocupa el cuerpo de cada planta o grupos de plantas de cada especie en relación a la superficie total de la parcela. Para esto se tomaron los datos según la representación de la Figura 24.

b) Cambios en los índices de diversidad

Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') en cada una de las parcelas seleccionadas de acuerdo al nivel de fragmentación (Zona 1 y Zona 2) y por temporada (seca y húmeda) utilizando el valor de la cantidad de especies encontradas y la aplicación de la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (P_i)(\log_2 P_i)$$

Este índice expresó la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra y permitió caracterizar a los tipos de vegetación existentes mediante un inventario realizado demostrándose que en un mismo ecosistema existen distintas comunidades vegetales (MINAM, 2015). Asimismo, se calculó el índice de Pielou (J') que expresa el grado de uniformidad en la distribución de individuos entre especies aplicando la siguiente fórmula: (Moreno, 2001)

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde H'_{max} es el logaritmo natural de S .

Además, se calculó el índice de dominancia de Simpson (DSi) que considera la probabilidad de seleccionar aleatoriamente dos individuos de una población de la misma especie. Indica la relación entre la abundancia o número de especies y la abundancia o número de individuos de cada especie (Moreno, 2001). Su expresión es:

$$Dsi = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Donde: p_i : igual a la proporción entre n_i y N y n_i : número de individuos de la especie i .

c) Cambios en la abundancia poblacional

Para cada parcela seleccionada de acuerdo a su nivel de fragmentación (Zona 1 Estado Natural y Zona 2 Fragmentado al 2021) se calculó la abundancia absoluta y relativa los cuales fueron comparados entre sí. La abundancia absoluta se obtuvo por el número de individuos/especie en un área determinada y la abundancia relativa se obtuvo por la cantidad de individuos de cada especie (n) que se divide a la cantidad total de individuos de todas las especies (N), expresándose en porcentaje ($n/N \times 100$). El cálculo de este parámetro permitió determinar el tamaño de la población de una determinada especie para que se puedan tomar las medidas o decisiones apropiadas para que especies con poblaciones más pequeñas y que han sido impactadas por la fragmentación antropogénica, puedan recuperarse prioritariamente. (MINAM, 2015).

3.5.3.3.El efecto borde

Es el efecto que ha generado la fragmentación por los cambios en las condiciones ambientales naturales principalmente en los bordes de los nuevos fragmentos producto de la actividad antropogénica. Se asumió que los nuevos fragmentos presentaron una zona interior con sus condiciones ambientales originarias mientras que, en sus bordes, estas variaron, similar a una microzonificación con variabilidad de las condiciones ambientales que de seguro provocaron cambios en la biodiversidad. Los indicadores utilizados fueron.

a) Cambios en la temperatura del suelo, ambiental y la humedad relativa

Con los datos obtenidos en la etapa de recolección de información de estas variables ambientales, durante cinco meses en el que se midió mensualmente la temperatura del suelo, ambiental y humedad relativa, con ayuda de los *dataloguers* o sensores *Ibutton Termochron e Hygrochrom* y otros equipos y accesorios (Figura 14) con los que se recogió la información periódicamente con ayuda del software *OneWireViewer* (Figura 25) ya sea en formato editable (tablas) trabajados en Excel (Figura 26) o en gráficos lineales (Figura 27) con lo que se elaboraron diferentes tipos de gráficos que fueron comparados entre los ecosistemas con distintos niveles de fragmentación (Zona 1 Estado Natural o Zona 2 Fragmentado al 2021) con los que se interpretaron las variaciones de estas condiciones ambientales en los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna.

Figura 24.

Representación gráfica de la evaluación de la cobertura vegetal en campo a través del porcentaje que cubre cada especie dentro de la superficie (1m²) de las parcelas evaluadas

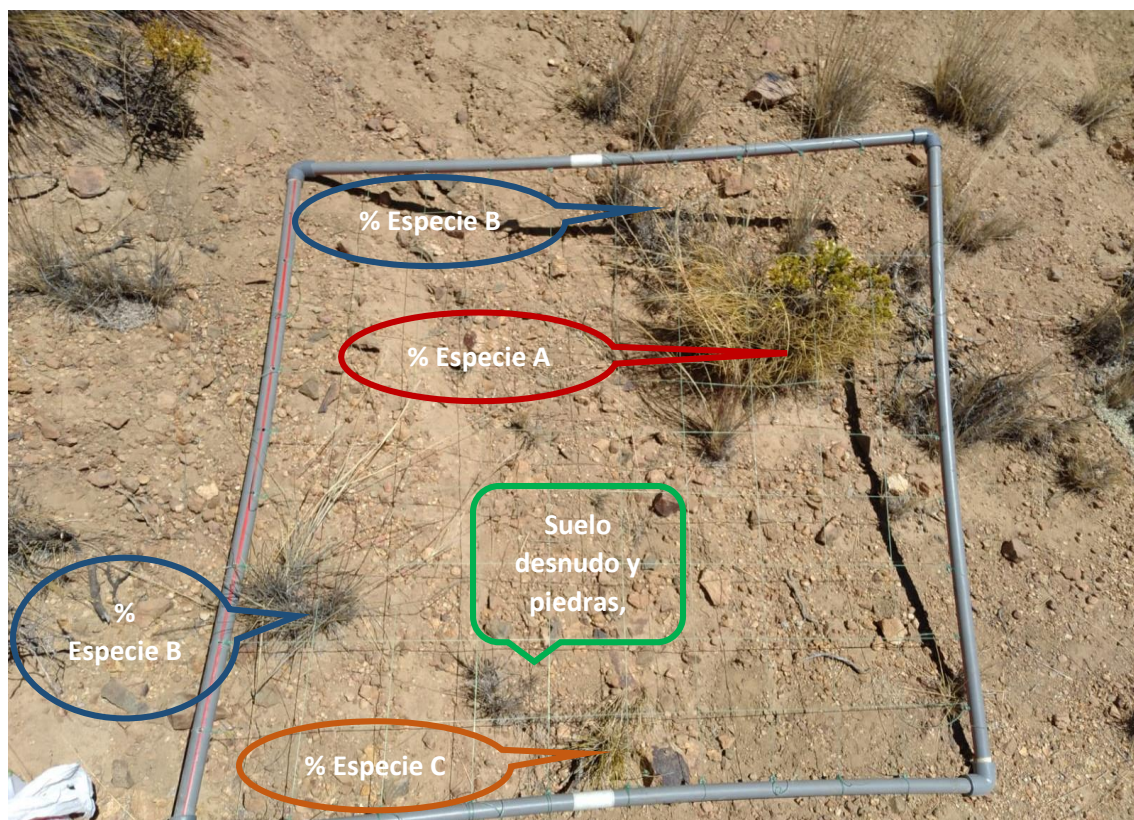


Figura 25.

Interfaz del software OneWireViewer para la lectura de información de los dataloggers del tipo Ibutton que fueron instalados para medir la temperatura del suelo, ambiental y humedad relativa.

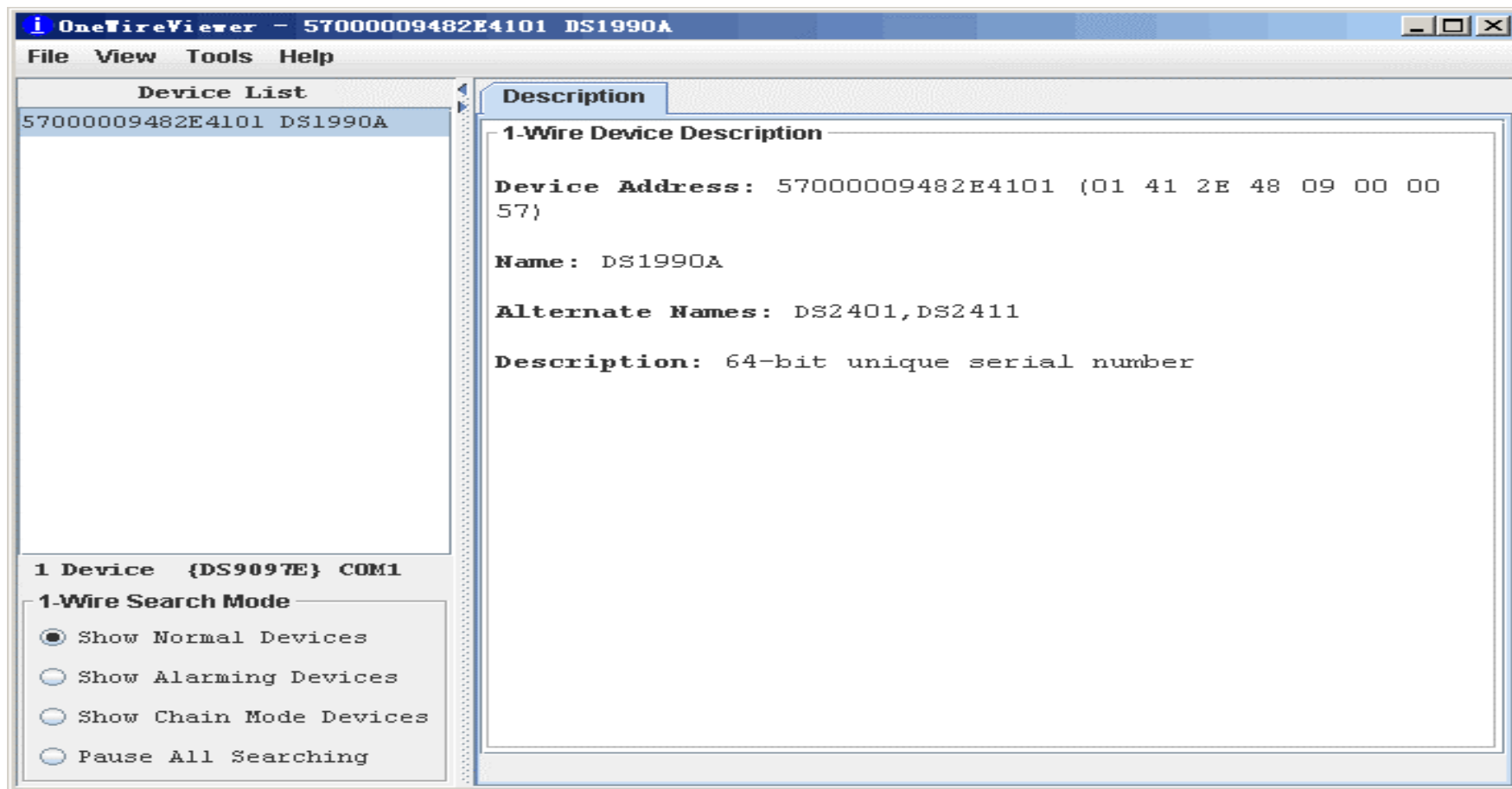


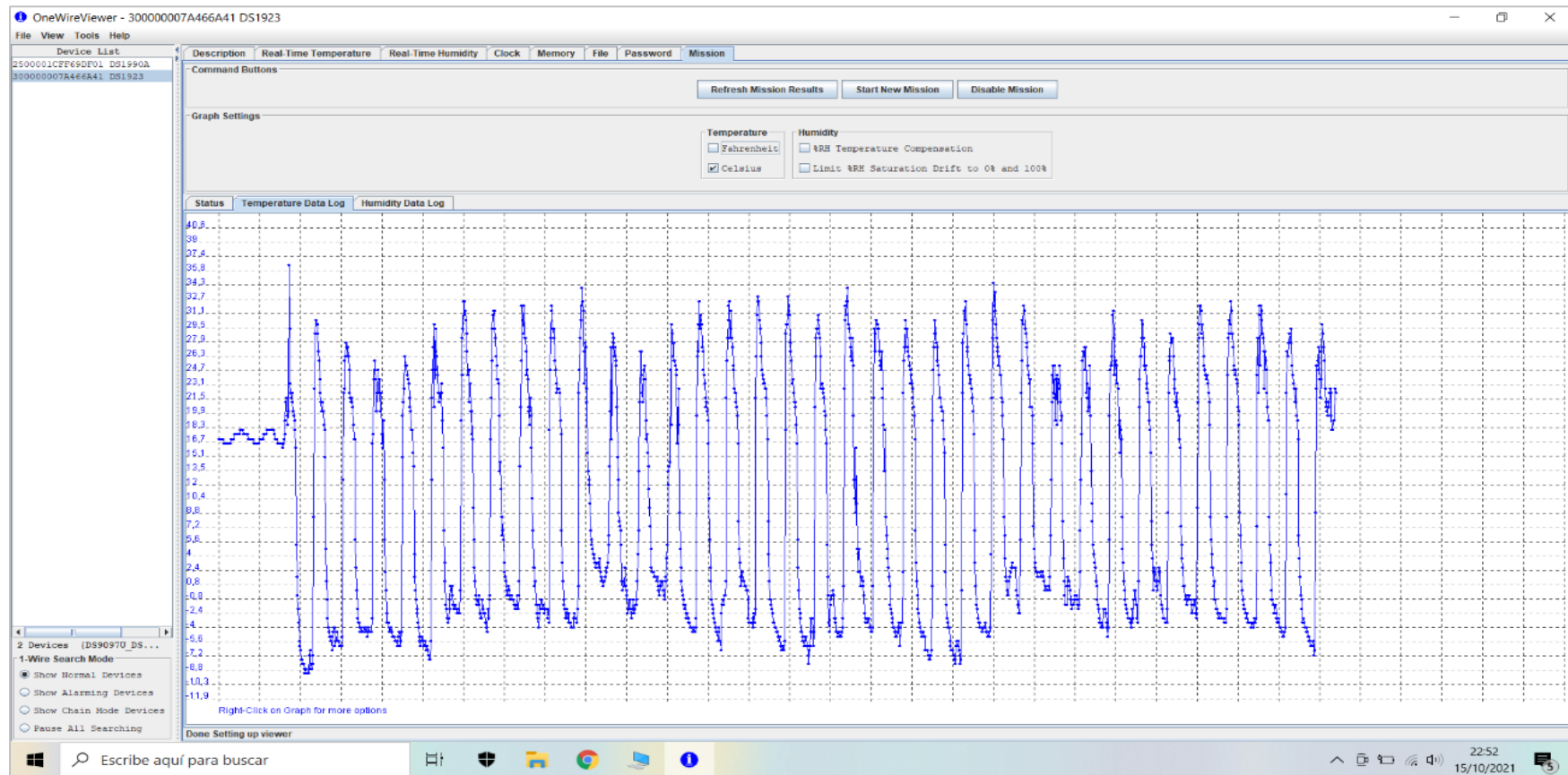
Figura 26.

Tablas Excel con los valores de temperatura del suelo, ambientales y humedad relativa obtenidos de los sensores ibutton instalados en la etapa de recolección de información

TEMPERATURA DEL SUELO ESTADO NATURAL					TEMPERATURA AMBIENTAL ESTADO NATURAL					HUMEDAD RELATIVA ESTADO NATURAL				
AGOSTO	SETEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	AGOSTO	SETEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	AGOSTO	SETEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE
17	16.5	17	16.5	17	17.647	22.652	0.09	4.61	0.652	64.714	14.756	49.517	57.869	14.756
17	16.5	17	16.5	17	17.647	19.649	2.601	3.606	0.652	65.326	17.691	40.883	67.759	16.227
17	16.5	17	16.5	17	17.647	16.645	2.099	2.601	0.652	64.714	29.866	35.428	68.362	19.875
17	16.5	17	16.5	17	17.647	7.621	4.61	1.597	0.149	64.1	40.883	23.481	63.485	17.691
17	16.5	17	16.5	17	17.647	4.108	6.116	-0.413	0.649	64.1	49.517	19.875	74.894	16.96
17	16.5	17	16.5	17	17.647	2.099	12.636	-0.915	28.651	63.485	56.602	27.045	76.06	16.96
17	16.5	17	16.5	17	17.647	-0.413	14.14	-1.418	24.652	64.714	59.128	26.336	76.64	19.875
17	16.5	17	16.5	17	17.647	-0.915	14.641	-1.921	26.152	64.1	62.867	11.794	76.06	20.6
17	16.5	17	16.5	17	17.146	-1.921	15.142	-2.423	26.152	64.1	65.937	19.149	78.945	22.044
17	16.5	17	16.5	17	17.146	-1.921	25.152	-2.926	25.652	64.1	67.153	11.794	77.796	26.336
17	16.5	17	16.5	17	17.146	-2.423	19.149	-2.926	23.652	64.1	68.965	9.555	73.133	33.355
17	16.5	17	16.5	17	17.146	-1.921	30.15	-3.429	23.652	64.1	66.546	14.018	70.164	25.625
17	16.5	17	16.5	17	17.146	-0.915	29.151	0.932	23.152	64.1	63.485	13.278	59.756	28.459
17	16.5	17	16.5	17	17.146	0.09	26.652	0.932	19.149	63.485	44.903	14.756	43.57	29.164
17	16.5	17	16.5	17	17.146	1.597	28.152	0.932	16.144	62.867	42.9	14.756	41.557	46.891
17	16.5	17	16.5	17	17.146	1.095	26.152	0.429	19.649	63.485	44.903	15.492	29.866	61.628
17	16.5	17	16.5	17	17.146	1.597	26.152	0.429	18.648	64.1	49.517	15.492	29.866	64.1
17	16.5	17	16.5	17	17.146	0.592	25.652	0.926	17.647	63.485	52.117	16.227	24.912	69.565
17	17	17	17	17	17.146	-0.413	24.652	0.423	9.126	64.714	54.05	24.197	23.481	73.722
17	17	17	17	17.5	17.146	-0.915	25.152	0.938	5.614	63.485	54.69	18.421	17.691	75.478
17.5	17	17	17	17.5	17.647	-0.413	17.146	0.926	4.108	64.1	55.329	18.421	19.149	78.945
17.5	17	17	17	17.5	17.647	-0.915	19.149	0.423	2.099	64.1	55.329	22.763	24.912	81.223
17.5	17	17.5	17	17.5	17.647	-0.413	23.152	0.423	1.095	64.1	57.236	39.529	16.96	82.352
17.5	17.5	17.5	17.5	18	17.647	-0.915	19.149	0.423	0.09	64.1	58.499	56.602	15.492	84.59
17.5	17.5	17.5	17.5	18	17.647	-0.915	9.628	1.104	-0.413	63.485	59.128	61.628	14.018	87.349
18	17.5	17.5	17.5	18	18.147	-1.418	5.614	0.652	-0.915	64.1	58.499	69.565	11.794	88.985
18	17.5	17.5	17.5	18	18.147	-1.418	3.606	0.152	-1.418	64.1	57.869	70.164	11.794	91.142
18	17.5	18	17.5	18	18.147	-0.915	2.099	0.652	-1.418	64.1	61.005	75.478	12.537	95.376
18	18	18	18	18	18.147	-1.418	1.095	0.65	-1.921	63.485	62.867	76.64	9.555	95.898
18	18	18	18	18.5	18.147	-1.418	0.592	0.651	-1.921	64.714	57.236	78.371	10.303	98.481
18	18	18	18	18.5	18.147	1.095	0.09	0.652	-1.921	64.1	27.753	79.517	11.049	98.481
18	18	18	18	18.5	18.147	19.649	-0.413	0.651	-1.921	64.714	20.6	80.656	9.555	98.993
18	18	18	18	18.5	18.147	24.652	-0.915	27.652	-2.423	63.485	17.691	85.145	10.303	102.027
18	18	18	18	18	18.147	28.651	-0.413	27.152	0.926	63.485	16.96	86.801	10.303	96.936
18	18	18	18	18.5	18.648	29.651	-1.418	26.652	0.915	63.485	11.794	83.474	11.794	93.801
18	18	18	18	18.5	18.648	32.647	-1.921	25.652	0.423	63.485	11.049	83.474	10.303	93.801

Figura 27.

Gráficos obtenidos por el software OneWireViewer con el que se generaron las interpretaciones básicas de la data contenida en los dispositivos Ibutton instaladas



CAPÍTULO IV

RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN

4.1. Base cartográfica de las actividades antropogénicas

La base cartográfica de actividades antropogénicas al año 2021 se describe y representa en la Tabla 4 y Figura 28 respectivamente, donde se observa el predominio de las vías (90,37 %), luego los canales (5,37 %), seguido de otras actividades humanas (2,36 %) y finalmente las represas (1,9 %) haciendo un total de 26 730,22 hectáreas que representa el 5,51 % de la superficie total de la ecorregión Puna (485 316). En la Figura 28 se observa la distribución espacial de cada uno de ellas.

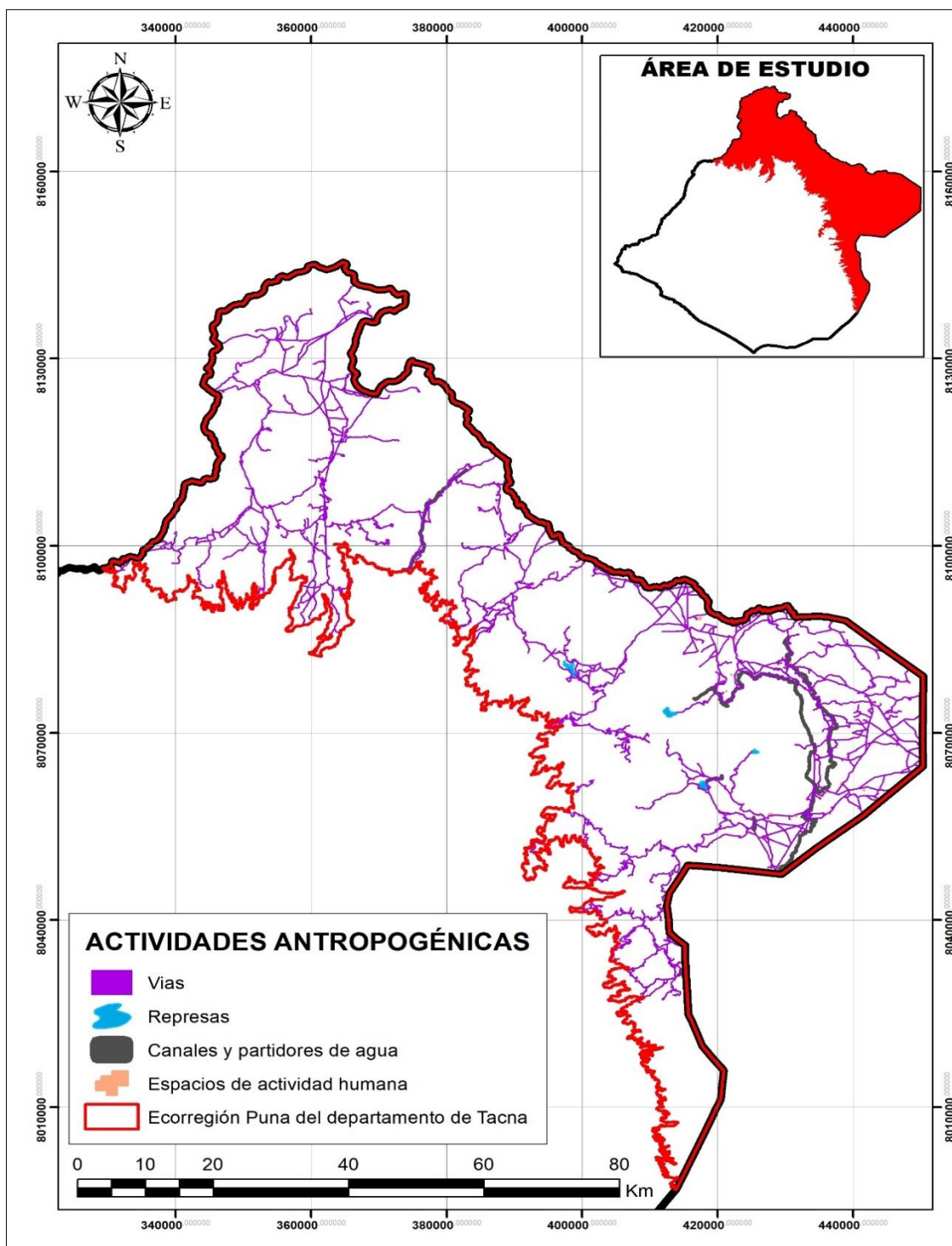
Tabla 4.

Base cartográfica de las actividades antropogénicas al año 2021.

ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA	ÁREA (HA)	(%)	PERÍMETRO (KM)
Vía Departamental	2 158,83	8,08	374,35
Vía Nacional	2 379,75	8,90	402,95
Vía Vecinal	19 616,58	73,39	3 274,82
VÍAS	24 155,16	90,37	4 052,13
Represa Casiri	141,79	0,53	5,63
Represa Condorpico	44,20	0,17	2,83
Represa Jarumas I	179,35	0,67	10,83
Represa Paucarani	143,44	0,54	5,75
REPRESAS	508,79	1,90	25,03
Canal Calachaca Tramo II	462,65	1,73	91,51
Canal Calientes	222,64	0,83	44,38
Canal Patapujo Tramo II	486,12	1,82	96,32
Canal Queñuta	22,98	0,09	4,74
Canal Uchusuma Alto	207,41	0,78	40,79
Canal Uncalluta	32,78	0,12	6,70
CANALES	1 434,57	5,37	284,44
OTRAS ACTIVIDADES HUMANAS	631,70	2,36	97,04
TOTAL	26 730,22	100	4 458,64

Figura 28.

Mapa de la base cartográfica de las actividades antropogénicas en la ecorregión Puna clasificadas por colores donde se evidencia que la mayor representatividad en superficie es de las vías.



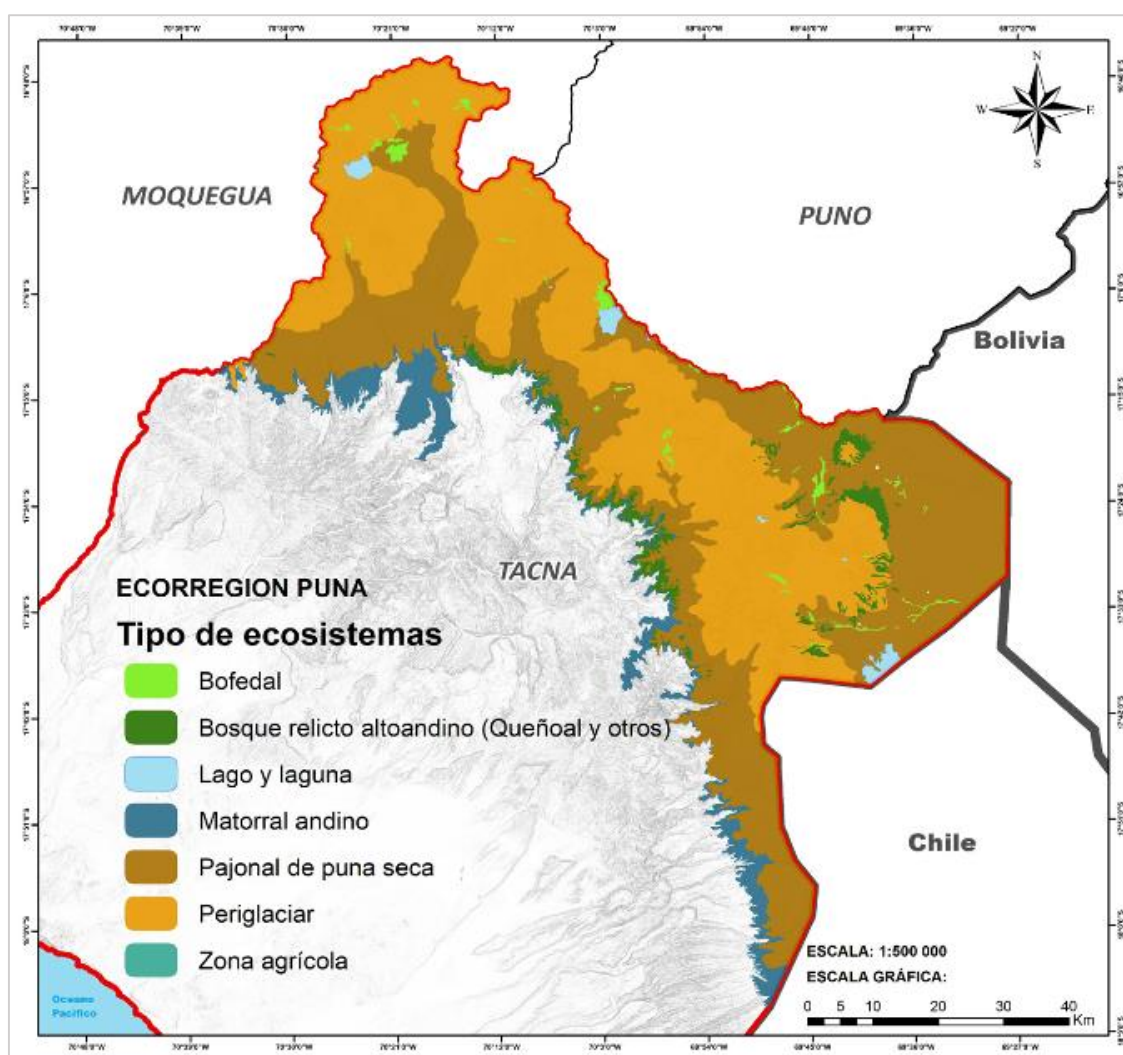
4.2. Ecosistemas de la ecorregión Puna

La información cartográfica del Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a) sirvió para representar a los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna. De acuerdo a ello, se extiende sobre su superficie siete tipos de ecosistemas (Figura 29) que ocupan un área total de 485 316 hectáreas. Predomina la zona periglaciaria seguido del Pajonal de Puna Seca siendo el ecosistema menos predominante el de la actividad agrícola.

Los detalles de acuerdo a la simbología y superficie se presentan en la Tabla 5 donde es posible ver como se distribuyen espacialmente.

Figura 29.

Ecosistemas de la Ecorregión Puna de los andes centrales.



4.3. Valores de los índices de fragmentación

Utilizando la extensión *Patch Analyst Tools v5.2* del software ArcGIS v10.5 se logró calcular los índices de fragmentación para los siete tipos de ecosistema que tiene la ecorregión Puna del departamento de Tacna de acuerdo a los cuatro tipos de índice de fragmentación que permite el análisis espacial utilizado (de forma, borde, área y tamaño) tal y como se presenta en la Tabla 6. Allí se muestran los valores de quince índices de fragmentación, cinco que calcularon la forma de los fragmentos (AWMSI, MSI, PAR, MPFD y AWMPFD) tres que analizaron el borde de los fragmentos (TE, ED y MPE) mientras que cinco índices evaluaron el tamaño o densidad de todos los fragmentos (MPS, NumP, MedPS, PSCoV y PSSD), finalmente dos de ellos analizaron las áreas de los fragmentos (CA y TLA).

Los valores de los índices de fragmentación o métricas para los ecosistemas en su estado natural (EN) se obtuvieron a través del análisis espacial estadístico del shape *analizador_metricas_EN.shp* cuyos valores representan la estructura natural de sus fragmentos distribuidos en la ecorregión Puna, mientras que del shape *analizador_metrica_2021.shp* se obtuvieron los índices de los fragmentos nuevos que se formaron al fragmentarse los ecosistemas, es decir, al modificar su distribución espacial natural con la presencia de las actividades antropogénicas cartografiadas para el año 2021, los mismos que formaron nuevos límites y consecuentemente varió la estructura de los ecosistemas de la ecorregión Puna.

Adicionalmente, en la Tabla 6 se presenta la variación de cada uno de los ecosistemas evaluados, observándose que algunos presentan altas variaciones desde su estado natural hasta el año 2021, como, por ejemplo, cambios del valor mínimo de -99 % en la densidad y tamaño de los fragmentos de la zona agrícola hasta el valor máximo de 5 626.9 % en la variación de la forma de los bofedales. Se observa que el NumP (número de fragmentos) es uno de los indicadores más importantes de la fragmentación y al analizarlo durante la presente investigación, este indica que los Pajonales de Puna Seca se han incrementado en un 4 038 % seguido de la zona Periglaciaria con 2 183 %.

Tabla 5.

Tipos de ecosistemas que se distribuyen en la ecorregión Puna

N°	Símbolo	Nombres	Superficie (Km²)
1	Bo	Bofedal	53,149
2	Br - a	Bosque relictos altoandinos	155,36
3	L	Laguna	40,52
4	Ma	Matorral	329,06
5	PjPS	Pajonal de Puna Seca	2133,26
6	Zp-gla	Zona Periglaciaria	2140,00
7	Agri	Zona Agrícola	0,72

Tabla 6.

Valores y variación de los Índices de fragmentación en su estado natural (EN) y al 2021

TIPO	METRICA	BOFEDALES			BOSQUE RELICTO ALTOANDINO			LAGO Y LAGUNAS			MATORRAL ANDINO		
		EN	2021	%	EN	2021	%	EN	2021	%	EN	2021	%
FORMA	AWMSI	2,5	2,3	-7,3	4,1	3,9	-4,3	1,7	1,5	-13,8	4,7	3,5	-25,6
	MSI	2,2	2,2	-3,5	2,2	2,1	-5,5	1,4	1,7	20,7	2,2	2,0	-8,8
	MPAR	97,2	5567,2	5626,9	164,9	715,4	333,9	82,8	548,1	562,4	178,0	2980,1	1574,2
	MPFD	1,3	1,4	5,9	1,3	1,4	3,0	1,2	1,3	7,9	1,3	1,3	1,3
	AWMPFD	1,3	1,3	-0,4	1,3	1,3	-0,2	1,2	1,2	-0,6	1,3	1,3	-1,6
BORDE	TE	346883,0	358524,0	3,4	1090050,0	1096320,0	0,6	84252,3	98466,1	16,9	1191000,0	1356710,0	13,9
	ED	0,7	0,8	9,1	2,2	2,4	6,1	0,2	0,2	23,3	2,5	3,0	20,2
	MPE	8259,1	4656,2	-43,6	8195,9	6264,7	-23,6	7659,3	4475,7	-41,6	9604,9	6429,9	-33,1
	MPS	126,5	65,3	-48,4	116,8	87,5	-25,1	368,4	170,7	-53,7	265,4	150,0	-43,5
	NumP	42	77	83	133	175	32	11	22	100	124	211	70
DENSIDAD Y TAMAÑO	MedPS	68,8	25,8	-62,6	25,6	13,9	-45,6	32,0	9,6	-69,9	25,1	14,9	-40,4
	PSCoV	135,5	185,2	36,7	261,4	300,9	15,1	153,1	200,9	31,2	510,4	418,6	-18,0
	PSSD	171,5	120,9	-29,5	305,3	263,3	-13,8	564,1	342,8	-39,2	1354,6	627,7	-53,7
ÁREA	TLA	485316,0	459826,0	-5,3	485316,0	459826,0	-5,3	485316,0	459826,0	-5,3	485316,0	459826,0	-5,3
	CA	5314,9	5025,3	-5,4	15536,3	15312,9	-1,4	4052,8	3754,4	-7,4	32906,3	31643,3	-3,8

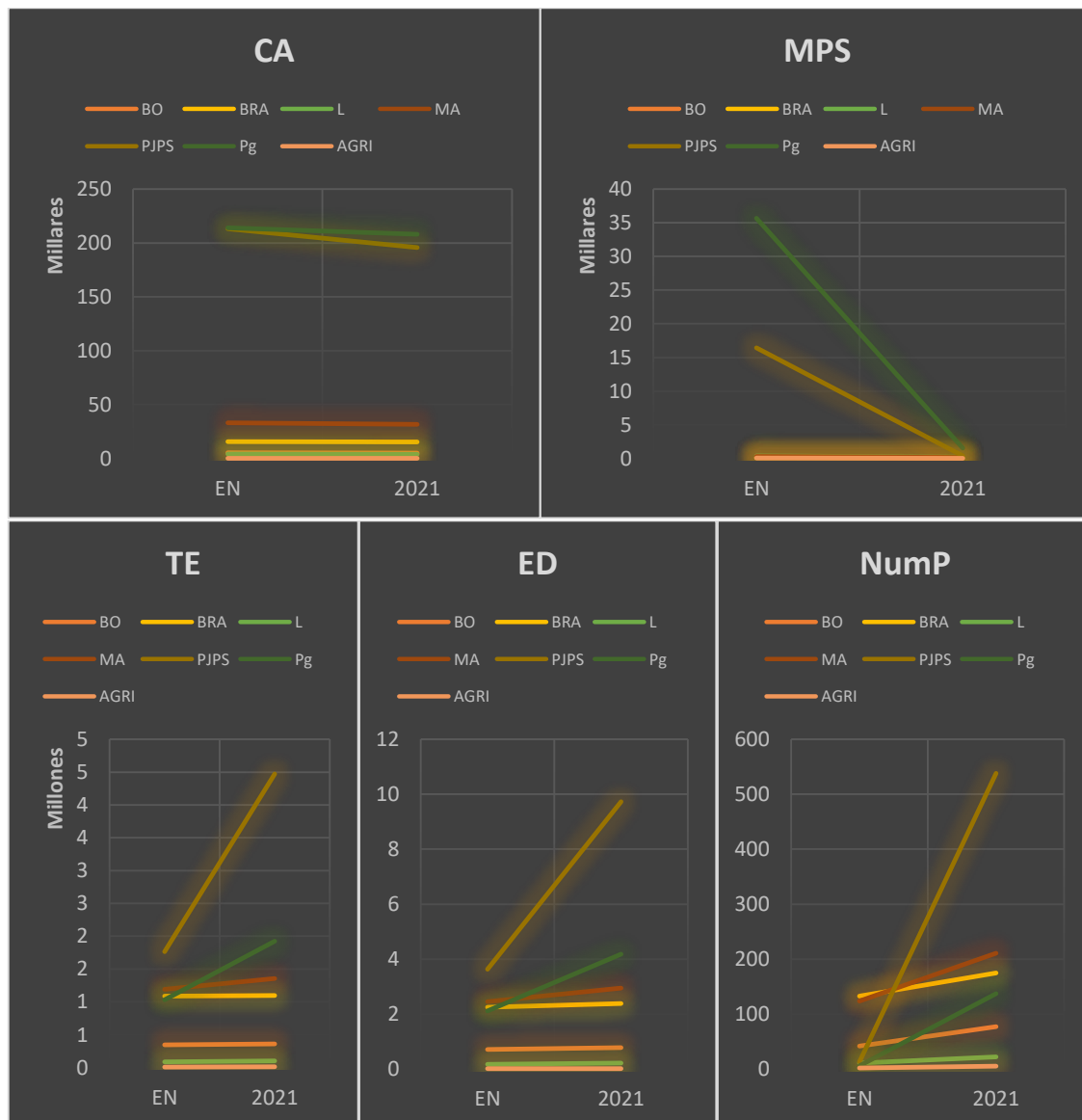
TIPO	METRICA	PAJONAL DE PUNA SECA			PERIGLACIAR			ZONA AGRÍCOLA		
		EN	2021	%	EN	2021	%	EN	2021	%
FORMA	AWMSI	7,5	2,6	-64,8	5,9	3,0	-49,3	2,0	2,2	8,9
	MSI	2,6	1,8	-31,2	3,0	1,9	-37,7	2,4	1,9	-20,8
	MPAR	151,8	1911,2	1159,4	147,3	1933,1	1212,1	198,0	1198,1	505,1
	MPFD	1,3	1,4	3,8	1,3	1,4	2,1	1,3	1,4	6,7
	AWMPFD	1,3	1,3	-4,6	1,3	1,2	-3,7	1,3	1,3	1,6
BORDE	TE	1765030,0	4471600,0	153,3	1029280,0	1923410,0	86,9	8642,1	9069,9	4,9
	ED	3,6	9,7	167,4	2,1	4,2	97,2	0,0	0,0	10,8
	MPE	135772,0	8311,5	-93,9	171546,0	14039,5	-91,8	4321,1	1814,0	-58,0
	MPS	16409,7	364,1	-97,8	35667,2	1519,2	-95,7	36,4	12,0	-67,0
	NumP	13	538	4038	6	137	2183	2	5	150
DENSIDAD Y TAMAÑO	MedPS	44,9	21,2	-52,8	303,2	23,2	-92,3	36,4	0,4	-99,0
	PSCoV	235,8	326,6	38,5	222,0	412,0	85,6	68,2	156,0	128,6
	PSSD	38698,0	1189,4	-96,9	79179,1	6259,7	-92,1	24,9	18,7	-24,6
ÁREA	TLA	485316,0	459826,0	-5,3	485316,0	459826,0	-5,3	485316,0	459826,0	-5,3
	CA	213326,0	195897,0	-8,2	214003,0	208133,0	-2,7	72,8	60,1	-17,5

4.4. Ecosistemas con mayor fragmentación antropogénica al año 2021

Para identificar el tipo de ecosistema con mayor fragmentación antropogénica, se analizó la variación de los cinco índices que Santos y Tellería (2006) señalan como los principales, la pérdida simultánea del CA y MPS y el aumento de NumP, TE y ED resultando los cuadros de la Figura 30 que confirman que el ecosistema Pajonales de Puna Seca (PjPS), representado por la línea marrón, es el más fragmentado al año 2021.

Figura 30.

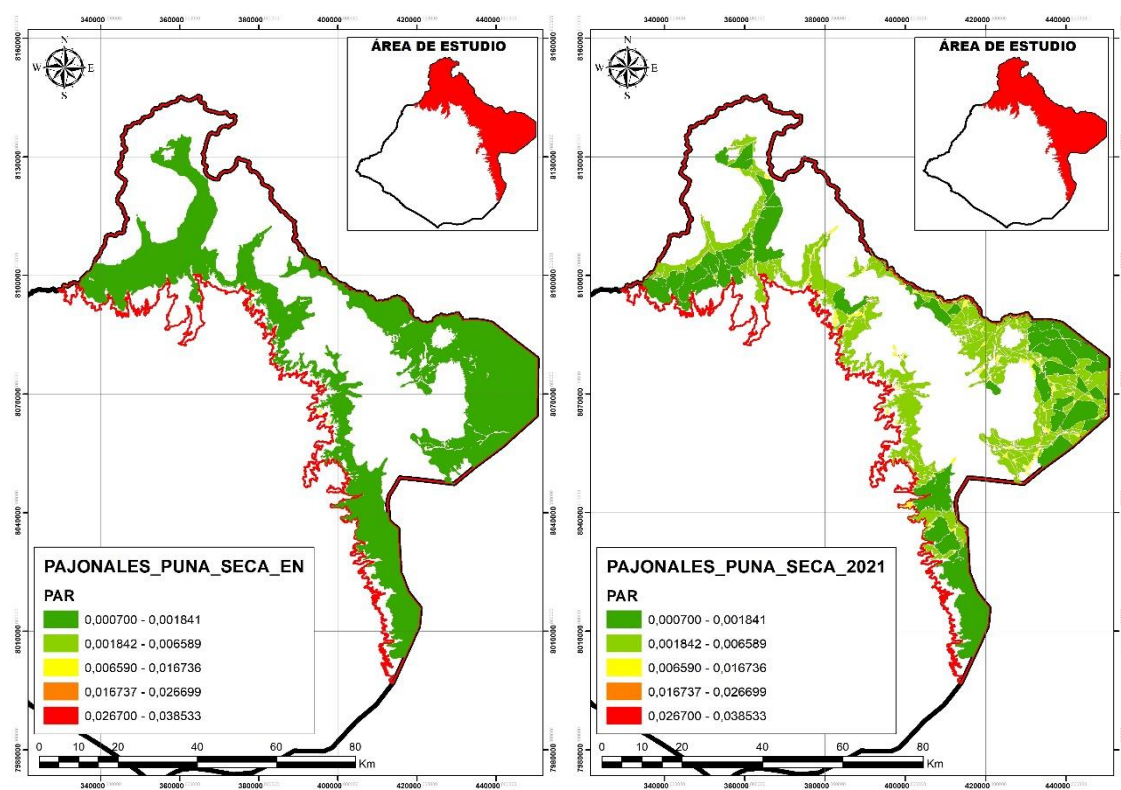
Gráficos de tendencias de los cinco índices que Santos y Tellería (2006) atribuyen a un alto nivel de fragmentación antropogénica



Para determinar la ubicación y luego la delimitación de las zonas donde se encuentran los fragmentos del PjPS que aún mantienen su estado natural (Zona 1) y los que presentan mayor fragmentación antropogénica al año 2021 (Zona 2) se utilizó la capa vectorial de los índices de forma (SI), Relación Perímetro Área (PAR) y la Dimensión Fractal (FD) de cada fragmento obtenido en el análisis estadístico del *Patch Analyst Tool*, a través de escalas de colores según los valores obtenidos y sus variaciones, en donde según su valor toma alguna coloración que luego, al compararlos, permitió ubicar las zonas donde estos indicadores cambiaron por la fragmentación antropogénica sucedida. En la Figura 31 se presenta la evolución del indicador PAR (Relación Perímetro Área) en el ecosistema Pajonal de Puna Seca en su estado natural (EN) y fragmentado al 2021.

Figura 31.

Evolución del indicador vectorial PAR en el Pajonal de Puna Seca (PjPS) desde su estado natural (EN) hasta el 2021 (fragmentado)



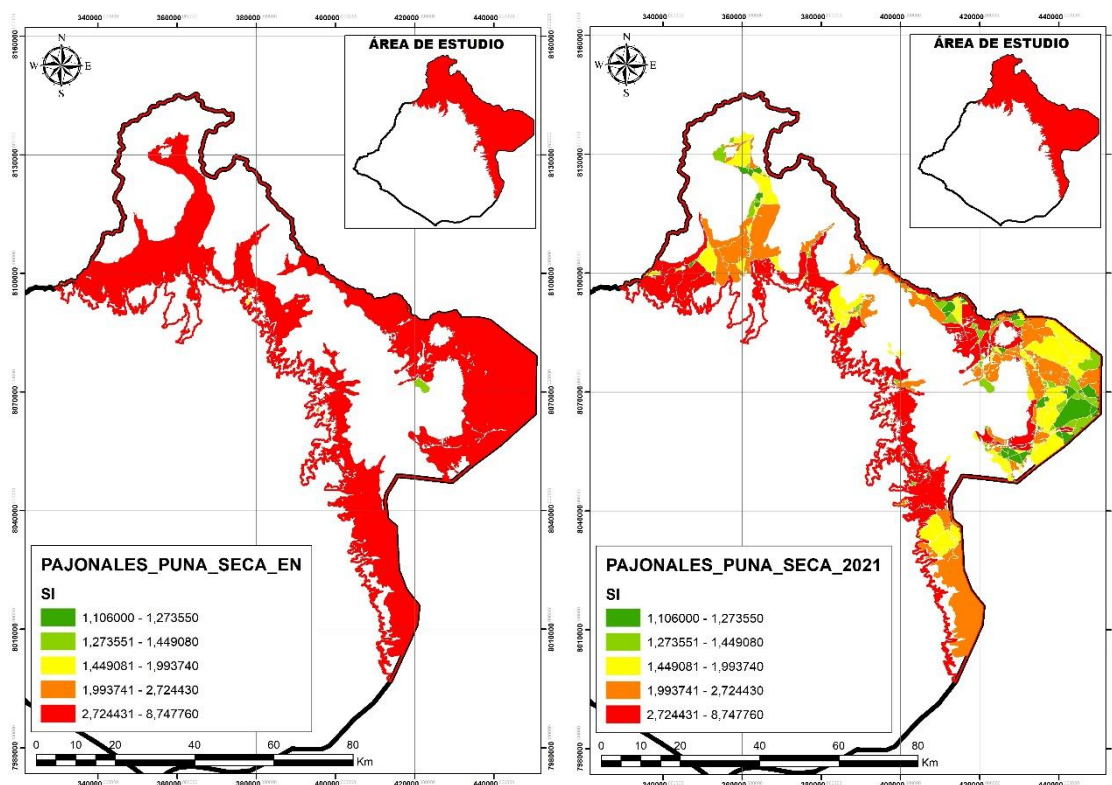
Se puede observar que los ecosistemas en su estado natural presentan valores de PAR bajos, representado por el color verde oscuro (que significa que los fragmentos son

grandes e irregulares) y luego de ser fragmentados en el año 2021, los valores se incrementan en algunos lugares (volviéndose más pequeños y regulares) coloreándose de verde claro, amarillo, anaranjado o rojo según corresponda.

Igualmente, en la Figura 32 se presenta la evolución del indicador vectorial SI (Índice de forma) en los PjPS desde su hipotético estado natural (EN) hasta la fragmentación en el año 2021. Se observa que los fragmentos presentan valores altos, es decir tienen formas irregulares, pero al producirse la fragmentación antropogénica estos cambiaron a valores mucho más bajos, es decir sus formas se volvieron más regulares.

Figura 32.

Evolución del índice vectorial SI (índice de forma) en el Pajonal de Puna Seca, desde su estado natural (EN) hasta el año 2021 (fragmentado)

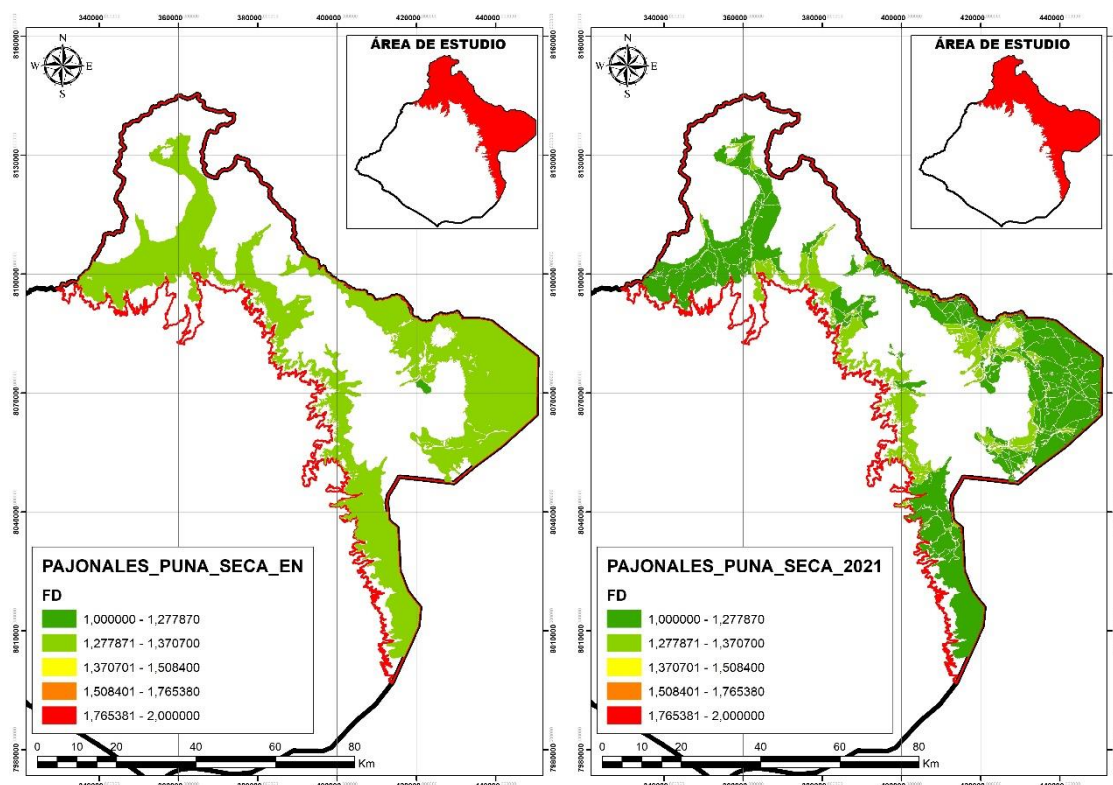


Respecto al índice vectorial FD (dimensión fractal) cuya evolución se presenta en la Figura 33, se puede observar cómo es que los fragmentos en su estado natural (EN), presentan valores cercanos a 2, que significa que tienen una mayor complejidad mientras que al producirse la fragmentación antropogénica al 2021, estos valores se acercaron a 1,

que significa que los nuevos fragmentos del PjPS pierden complejidad, característica muy importante para la sostenibilidad de la diversidad biológica presente en ellas.

Figura 33.

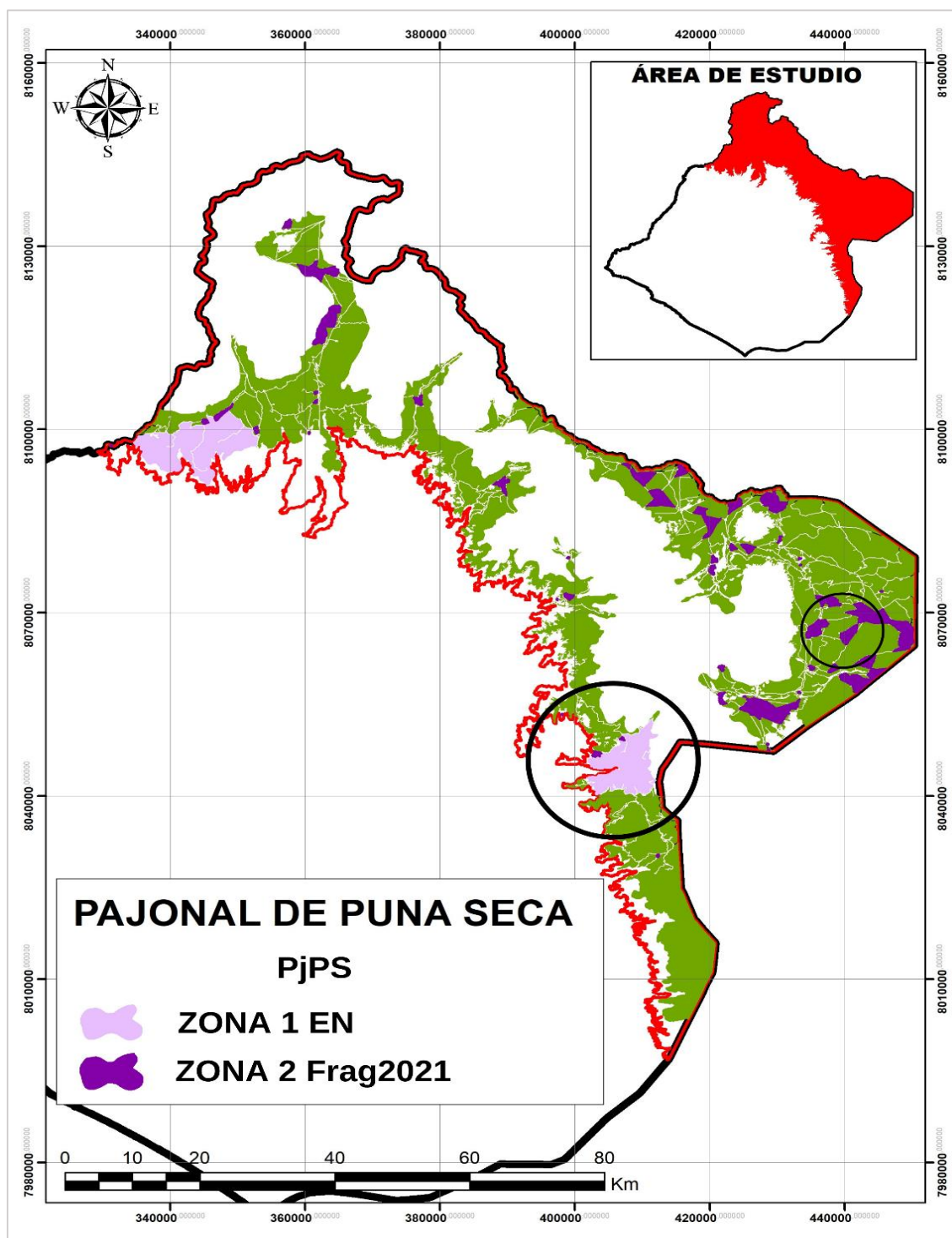
Evolución del índice vectorial FD (Dimensión fractal) desde su estado natural (EN) hasta el año 2021 (fragmentado).



Este análisis comparativo de las zonas donde la fragmentación cambió la coloración de los índices vectoriales (SI, PAR y FD) de manera simultánea por la modificación de sus valores, permitió identificar y zonificar dentro de los mapas elaborados, a aquellos fragmentos del ecosistema de Pajonal de la Puna Seca (PjPS) que aún mantienen sus condiciones al estado natural (Zona 1 de color rosado) y las que cambiaron radical y simultáneamente (los tres índices a la vez) por la fragmentación ocasionada al año 2021 (Zona 2 de color morado). En la Figura 34 se muestran las zonas seleccionadas (en círculos negros) donde se realizó la evaluación de los efectos ecológicos, principalmente los de área (evaluación de la flora silvestre) y de borde (cambios en la temperatura del suelo, ambiental y humedad relativa).

Figura 34.

Ubicación de las zonas con fragmentos de PjPS que han mantenido su estado natural (Zona 1 EN) y aquellos altamente fragmentados al año 2021 (Zona 2 Frag2021).



4.5. Efectos ecológicos producidos por la fragmentación antropogénica

4.5.1. Efecto Barrera

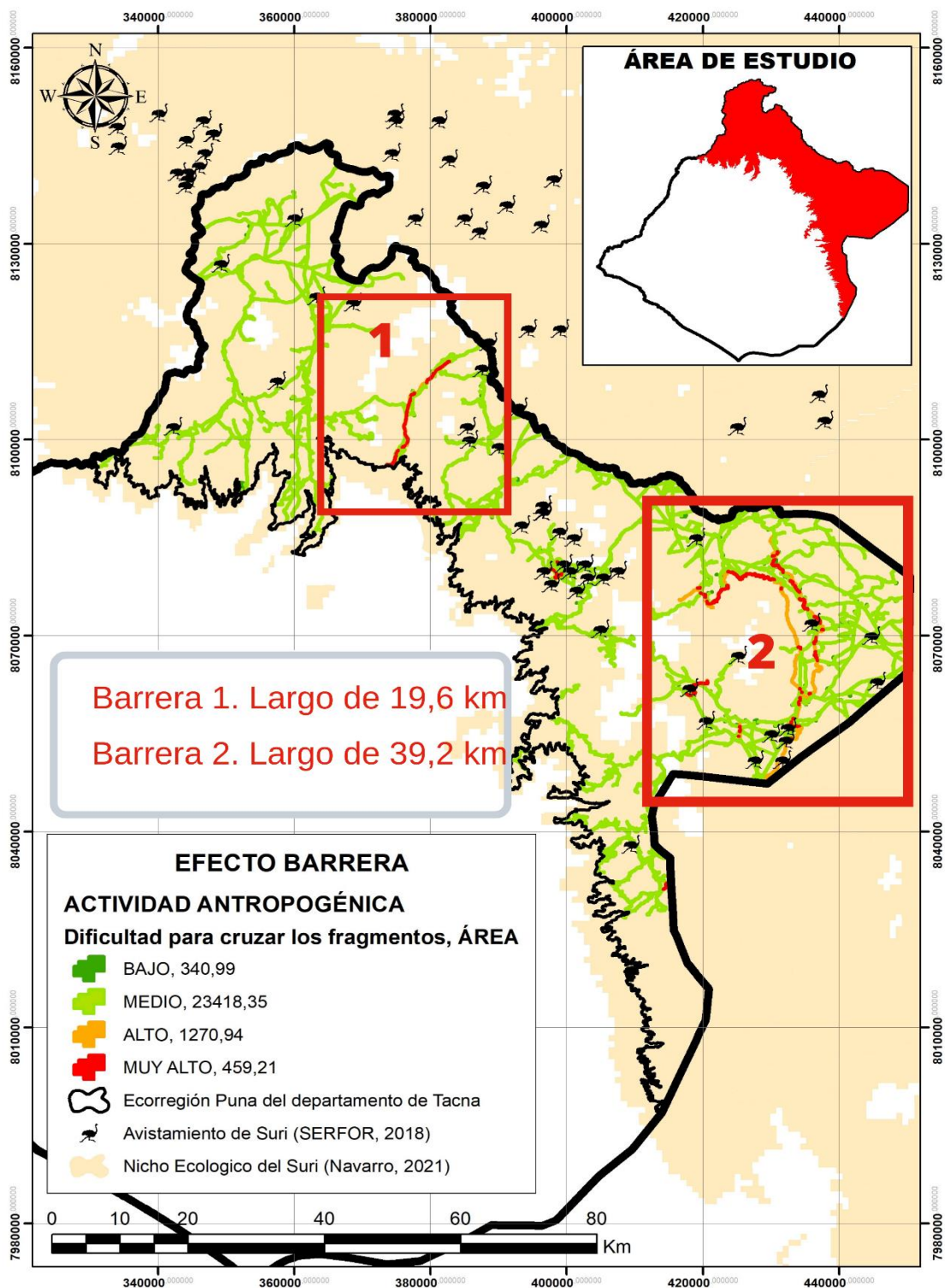
Se ha determinado las zonas donde se presenta el efecto barrera dentro del nicho ecológico del Suri "*Rhea tarapacensis*" (especie emblemática de la ecorregión Puna del departamento de Tacna). En la figura 35 se muestra a las actividades antropogénicas de color verde, anaranjado y rojo, esto de acuerdo a la intensidad de la infraestructura de generar mayor efecto barrera sobre la especie (o mayor límite del paso del Suri por su nicho ecológico de color amarillo) siendo la infraestructura pintada de color naranja y rojo (de intensidad alta y muy alta respectivamente) los que se encuentran en dos lugares específicos, uno dentro de la provincia de Tarata de 19,6 km de largo y otro en la provincia de Tacna, específicamente en el distrito de Palca de 39,2 km de largo, que representan principalmente carreteras amplias y los canales de trasvase de agua que tienen más de tres metros de ancho, como el canal de Calachaca y otras obras conexas que acompañan como partidores de agua, represas y diques instalados para el afianzamiento hídrico del departamento, en el que además se encontraron construidas de forma paralela una carretera y/o la presencia de un río o una quebrada natural, imposibilitando el paso de la fauna silvestre de forma muy grave y extensa. Las demás infraestructuras que se han construido de manera independiente como las carreteras vecinales, los centros poblados entre otros, presentan un nivel muy bajo o bajo de efecto barrera para la especie, es por ello que se representan de color verde en la Figura 35.

Observando a mayor detalle y con un mayor acercamiento se puede notar que falta un pequeño tramo (de aproximadamente 10,4 km) en la barrera 1 y otro muy pequeño (de aprox.4 km) de la barrera 2 para separar el nicho ecológico del suri que se encuentra dentro del departamento de Tacna, lo que limitaría la interacción entre los individuos de la especie y su entorno, afectando procesos naturales propios de su desarrollo, por ejemplo, al intercambio genético que toda especie debe asegurar para su conservación.

De acuerdo a los resultados obtenidos existe una muy alta probabilidad de que la actividad antropogénica este formando metapoblaciones de Suri y poniendo en alto riesgo de extinción a la especie, amenaza que no ha sido identificada en ningún estudio de impacto ambiental elaborado para la infraestructura ya instalada.

Figura 35.

Mapa de evaluación del efecto barrera sobre el nicho ecológico de *Rhea tarapacensis*



4.5.2. Efecto Área

Se ha determinado la presencia del efecto área en los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna a través de los cálculos realizados a partir de la información obtenida en la evaluación de la flora silvestre realizada durante la etapa de recolección de datos. En la Tabla 7 se presentan los principales valores obtenidos (abundancia y densidad relativa) tomados durante el trabajo de campo realizado de agosto a diciembre del año 2021 en 04 parcelas definidas dentro del ecosistema Pajonal de Puna seca, tanto en temporada seca (de agosto a setiembre) y dentro de las zonas que aún tiene fragmentos en su estado natural (Zona 1 EN) como en la zona ya fragmentada al año 2021 (Frag2021). De igual forma, en la Tabla 8 se presenta la misma información, pero de la evaluación de flora realizada en el inicio de la temporada húmeda (de noviembre a diciembre) y en las mismas parcelas.

Siendo el efecto área, aquel que indica cómo es que la reducción progresiva del tamaño de los fragmentos viene disminuyendo a las poblaciones de las especies de flora y fauna silvestre y afectando a la biodiversidad, es que se le ha evaluado mediante la comparación de sus principales indicadores en zonas con fragmentos al estado natural (EN) y las zonas con fragmentación antropogénica al año 2021, lo que se presenta a continuación:

4.5.2.1. Variación de la cobertura vegetal

Se ha demostrado variación en la cobertura vegetal de las zonas evaluadas tal y como se observa en la Figura 36. Haciendo un análisis por temporada climática, se observa que, en la temporada seca, es decir, cuando las lluvias son escasas y el frío más intenso (barra de color azul) la cobertura vegetal de la Zona 1 (fragmentos de PjPS al estado natural), es menor que en la Zona 2, es decir aquella con alta fragmentación, con una diferencia del 14 % (de 30 % a 44 %).

Sin embargo, en la misma figura se puede observar que en la temporada húmeda, donde hay mayor disponibilidad de agua y menor frío (barras de color anaranjado), existe una diferencia negativa de -2,25 % (de 35 % a 32,75 %), de la cobertura vegetal de la Zona 1 (EN) en relación a la Zona 2 (Frag2021).

Este primer análisis muestra una marcada diferencia entre las coberturas vegetales de las zonas evaluadas, que responde a la mayor presencia de especies arbustivas (de copa y de superficie más grande) en las zonas fragmentadas a diferencia de las que se encuentran en zonas que mantienen su estado natural principalmente en temporada seca. Sin embargo, si se realiza un mayor análisis y se observa la evolución de la cobertura vegetal al cambio de temporada (de seca a húmeda) por cada zona, se notará que en los fragmentos del PjPS de la Zona 1 existe incremento de cobertura vegetal (de 30 a 35%) lo que es lógico al disponerse de mayor recurso hídrico y un mejor clima, mientras que en la Zona 2 (Fragmentada al 2021) la dinámica natural cambia y se reduce la cobertura vegetal, indicador del efecto área antes mencionado.

Es necesario señalar que la presente investigación tiene como propósito determinar el efecto área que ha generado la actividad antropogénica que permanece estática (es decir, de la infraestructura instalada) y no se ha incluido los efectos de las actividades humanas que son dinámicas (transitabilidad de los vehículos, mantenimiento de vías y canales, pastoreo de ganado, entre otros) y que también influyeron en los datos que se obtuvieron durante el trabajo de campo.

Figura 36.

Comparación de la cobertura vegetal entre la Zona 1 Estado Natural y la Zona 2 Fragmentada al 2021 en diferente temporada (seca y húmeda)

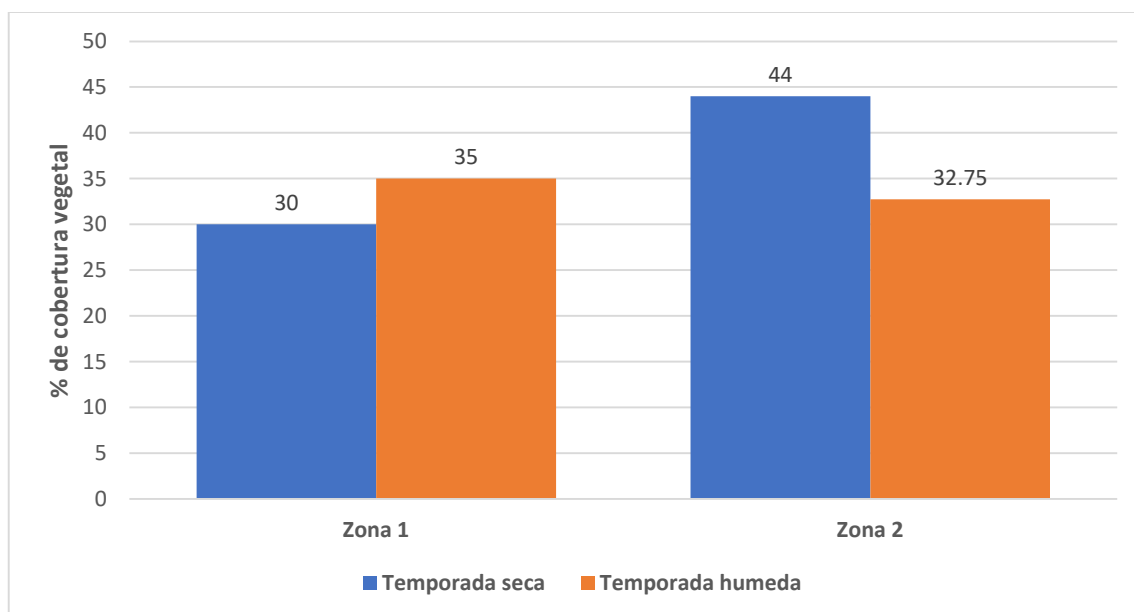


Tabla 7.

Resultados de la evaluación de flora silvestre en la temporada seca (de agosto a setiembre) en las cuatro parcelas evaluadas por zona (Zona 1 Estado Natural y Zona 2 Fragmentación al 2021).

Orden	Familia	Especie	P1- P1- P1- P1-				Zona 1 EN		Zona 2 Frag2021				Abundancia Total	Densidad relativa %
			1	2	3	4	Abundancia Total	Densidad relativa %	P2- 1	P2- 2	P2- 3	P2- 4		
Polypodiales	Aspleniaceae	<i>Asplenium peruvianum</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Asterales	Asteraceae	<i>Baccharis incarum</i>	4	0	0	3	7	5,83	0	0	0	0	0	0,00
Asterales	Asteraceae	<i>Belloa piptolepis</i>	2	1	0	2	5	4,17	0	0	0	0	0	0,00
Asterales	Asteraceae	<i>Chersodoma jodopappa</i>	0	0	1	0	1	0,83	0	0	0	0	0	0,00
Asterales	Asteraceae	<i>Hypochoeris meyeniana</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Asterales	Asteraceae	<i>Parastrephia quadrangularis</i>	0	0	0	0	0	0,00	9	6	0	0	15	8,52
Asterales	Asteraceae	<i>Perezia sublyrata</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Asterales	Asteraceae	<i>Tagetes multiflora</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Caryophyllales	Caryophyllaceae	<i>Pycnophyllum bryoides</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	12	5	0	17	9,66
Malvales	Malvaceae	<i>Nototriche sp</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Lamiales	Plantaginaceae	<i>Plantago sp</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Rosales	Rosaceae	<i>Tetraglochin cristatum</i>	0	0	0	0	0	0,00	2	0	0	1	3	1,70
Gentianales	Rubiaceae	<i>Galium corymbosum</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Poales	Poaceae	<i>Anthochloa lepidula</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Poales	Poaceae	<i>Dielsiochloa sp</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Poales	Poaceae	<i>Jarava ichu</i>	23	9	0	10	42	35,00	0	0	0	0	0	0,00
Poales	Poaceae	<i>Calamagrostis sp</i>	11	11	4	4	30	25,00	0	0	0	38	38	21,59
Poales	Poaceae	<i>Festuca sp</i>	0	0	0	0	0	0,00	25	8	30	2	65	36,93
Poales	Poaceae	<i>Poaceae1</i>	1	0	0	0	1	0,83	0	0	0	0	0	0,00
Poales	Poaceae	<i>Poaceae2</i>	0	3	0	0	3	2,50	0	0	0	0	0	0,00
Poales	Poaceae	<i>Poaceae3</i>	0	12	16	3	31	25,83	0	0	0	0	0	0,00
Poales	Poaceae	<i>Poaceae4</i>	0	0	0	0	0	0,00	12	21	5	0	38	21,59

Tabla 8.

Resultado de la evaluación de flora silvestre en temporada húmeda (de noviembre a diciembre) en las cuatro parcelas evaluadas por zona (Zona 1 Estado Natural y Zona 2 Fragmentado al 2021)

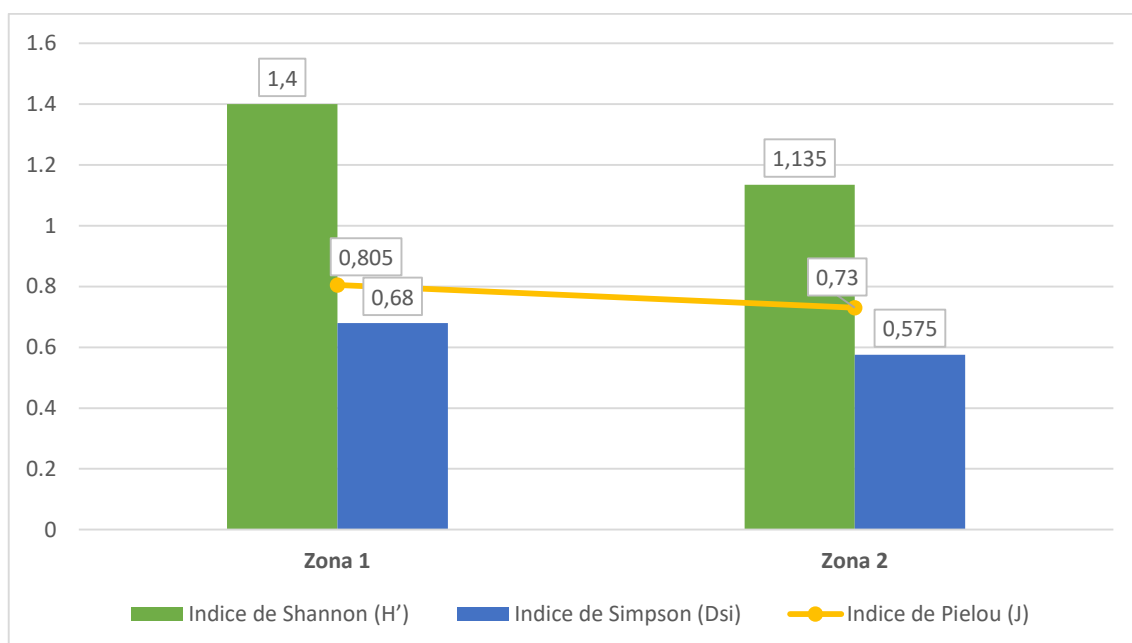
Orden	Familia	Especie	Zona 1 EN					Abundancia Total	Densidad relativa %	Zona 2 Frag2021				Abundancia Total	Densidad relativa %
			P1-1	P1-2	P1-3	P1-4	P2-1			P2-2	P2-3	P2-4			
Polypodiales	Aspleniaceae	<i>Asplenium peruvianum</i>	0	1	0	0	1	0,71	0	0	0	0	0	0,00	
Asterales	Asteraceae	<i>Baccharis incarum</i>	3	0	0	3	6	4,29	0	0	0	0	0	0,00	
Asterales	Asteraceae	<i>Belloa piptolepis</i>	3	0	0	5	8	5,71	0	0	0	0	0	0,00	
Asterales	Asteraceae	<i>Chersodoma jodopappa</i>	2	0	1	0	3	2,14	0	0	0	0	0	0,00	
Asterales	Asteraceae	<i>Hypochaeris meyeniana</i>	0	0	0	1	1	0,71	0	1	0	1	2	1,53	
Asterales	Asteraceae	<i>Parastrephia quadrangularis</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00	
Asterales	Asteraceae	<i>Perezia sublyrata</i>	0	1	0	0	1	0,71	0	0	0	0	0	0,00	
Asterales	Asteraceae	<i>Tagetes multiflora</i>	9	12	8	12	41	29,29	4	11	9	13	37	28,24	
Caryophyllales	Caryophyllaceae	<i>Pycnophyllum bryoides</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00	
Malvales	Malvaceae	<i>Nototriche</i> sp	1	0	3	0	4	2,86	0	0	1	0	1	0,76	
Lamiales	Plantaginaceae	<i>Plantago</i> sp	0	0	0	0	0	0,00	2	0	1	3	6	4,58	
Rosales	Rosaceae	<i>Tetraglochin cristatum</i>	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00	
Gentianales	Rubiaceae	<i>Galium corymbosum</i>	0	2	0	0	2	1,43	0	1	0	0	1	0,76	
Poales	Poaceae	<i>Anthochloa lepidula</i>	4	4	5	1	14	10,00	4	2	2	9	17	12,98	
Poales	Poaceae	<i>Dielsiochloa</i> sp	0	2	0	0	2	1,43	0	0	4	6	10	7,63	
Poales	Poaceae	<i>Jarava ichu</i>	18	0	0	6	24	17,14	0	0	0	0	0	0,00	
Poales	Poaceae	<i>Calamagrostis</i> sp	8	3	0	6	17	12,14	0	0	0	0	0	0,00	
Poales	Poaceae	<i>Festuca</i> sp	0	0	0	0	0	0,00	16	3	17	0	36	27,48	
Poales	Poaceae	Poaceae1	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00	
Poales	Poaceae	Poaceae2	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00	
Poales	Poaceae	Poaceae3	2	9	0	5	16	11,43	0	0	0	0	0	0,00	
Poales	Poaceae	Poaceae4	0	0	0	0	0	0,00	5	12	3	1	21	16,03	

4.5.2.2. Variación de los índices de diversidad

En la Figura 37 se observa al efecto área influyendo en la disminución de tres índices de biodiversidad, como consecuencia de la fragmentación antropogénica altamente visible en los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna. Los tres índices calculados disminuyen al incrementarse el nivel de fragmentación entre la Zona 1 (EN) y la Zona 2 (Frag2021), evidenciándose una relación directamente proporcional. El índice de Shannon Wiener (H') varió en -18,9 %, el Índice de Simpson (Dsi) en -15,4 % mientras que el índice de Pielou (J) en -9,3 %.

Figura 37.

Comparación de los índices de diversidad entre la Zona 1 Estado Natural y la Zona 2 Fragmentado al 2021. Puede notarse la diferencia

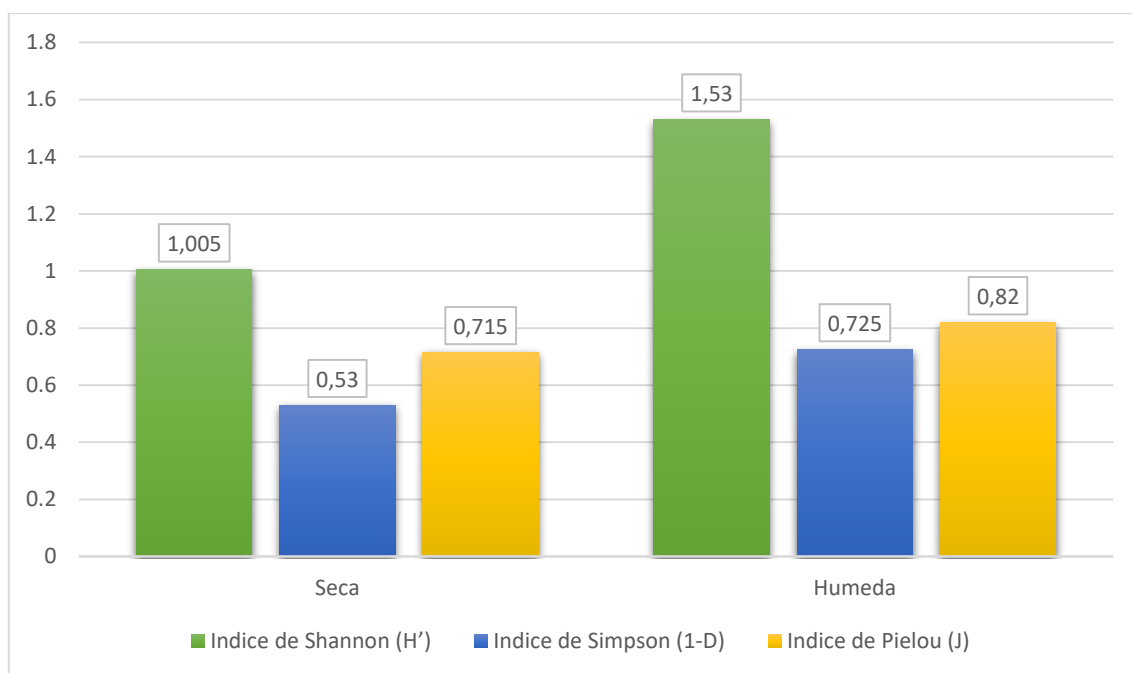


La disminución del índice de Shannon indica que los ecosistemas de pajonal de Puna seca son de muy baja equidad (cantidad de especies), agravándose por la fragmentación antropogénica sucedida. La disminución del índice de Simpson indica una mayor variedad de especies que dominan en las zonas fragmentadas durante el periodo de evaluación, es decir el ecosistema fragmentado es cada vez más heterogéneo. Sin embargo, la disminución del índice de Pielou indica la pérdida de la abundancia de algunas especies.

Además, se ha realizado una comparación de la diversidad biológica por temporada climática (seca y húmeda) que permite analizar cómo es la evolución de la biodiversidad de acuerdo a la disponibilidad del recurso hídrico como se observa en la Figura 38. Asimismo, la figura señala que en condiciones climáticas favorables (mayor disponibilidad de agua, mejor clima, entre otros) la cantidad de especies se incrementa (H'), se presenta una mayor dominancia de una sola especie (1-D) y se incrementa la abundancia de algunas especies (J). El siguiente criterio de evaluación para el efecto área (abundancia) indicará cuáles son las especies que incrementaron su abundancia poblacional.

Figura 38.

Diferencia entre los índices de diversidad en temporada seca y húmeda de acuerdo a la variedad de vegetación



4.5.2.3. Cambios en la abundancia poblacional

De la misma forma y en el mismo sentido se presentan los cambios sucedidos en la abundancia poblacional de las especies de flora al evaluarse zonas en su estado natural y fragmentado al año 2021. Para realizar el cálculo y análisis primero se elaboró una tabla con la sistematización de datos necesarios como los que se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9.

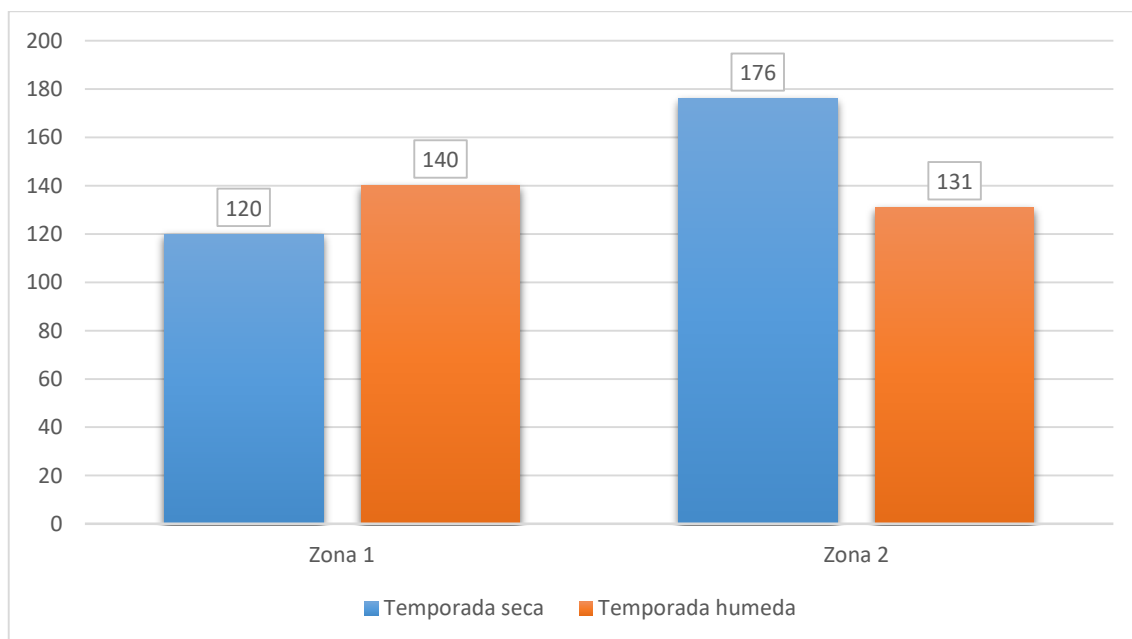
Cálculo de la abundancia de flora silvestre en temporada seca y húmeda por zonas de acuerdo a su nivel de fragmentación.

Orden	Familia	Especie	Temporada seca		Temporada húmeda	
			Zona 1	Zona 2	Zona 1	Zona 2
Polypodiales	Aspleniaceae	<i>Asplenium peruvianum</i>	0	0	1	0
Asterales	Asteraceae	<i>Baccharis incarum</i>	7	0	6	0
Asterales	Asteraceae	<i>Belloa piptolepis</i>	5	0	8	0
Asterales	Asteraceae	<i>Chersodoma jodopappa</i>	1	0	3	0
Asterales	Asteraceae	<i>Hypochaeris meyeniana</i>	0	0	1	2
Asterales	Asteraceae	<i>Parastrephia quadrangularis</i>	0	15	0	0
Asterales	Asteraceae	<i>Perezia sublyrata</i>	0	0	1	0
Asterales	Asteraceae	<i>Tagetes multiflora</i>	0	0	41	37
Caryophyllales	Caryophyllaceae	<i>Pycnophyllum bryoides</i>	0	17	0	0
Malvales	Malvaceae	<i>Nototriche sp</i>	0	0	4	1
Lamiales	Plantaginaceae	<i>Plantago sp</i>	0	0	0	6
Rosales	Rosaceae	<i>Tetraglochin cristatum</i>	0	3	0	0
Gentianales	Rubiaceae	<i>Galium corymbosum</i>	0	0	2	1
Poales	Poaceae	<i>Anthochloa lepidula</i>	0	0	14	17
Poales	Poaceae	<i>Dielsiochloa sp</i>	0	0	2	10
Poales	Poaceae	<i>Jarava ichu</i>	42	0	24	0
Poales	Poaceae	<i>Calamagrostis sp</i>	30	38	17	0
Poales	Poaceae	<i>Festuca sp</i>	0	65	0	36
Poales	Poaceae	Poaceae1	1	0	0	0
Poales	Poaceae	Poaceae2	3	0	0	0
Poales	Poaceae	Poaceae3	31	0	16	0
Poales	Poaceae	Poaceae4	0	38	0	21
ABUNDANCIA			120	176	140	131

En la Figura 39 se grafica la diferencia de la abundancia poblacional de la flora silvestre de los ecosistemas de Puna en las zonas con diferente nivel de fragmentación y en diferente temporada, observándose que, en la temporada seca, la Zona 2 presenta mayor abundancia de vegetación (barra azul) mientras que en la húmeda (barra anaranjada) sucede lo contrario, la Zona 1 presenta una mayor abundancia. En relación a la abundancia de la zona y su variación con respecto a la temporada climática, en la Zona 1 se incrementa la vegetación de 120 individuos a 140, mientras que en la Zona 2, la abundancia de la vegetación disminuye al llegar la temporada húmeda. Estos gráficos señalan que la fragmentación antropogénica produce el efecto área modificando los parámetros naturales de la vegetación dentro de los ecosistemas de la ecorregión Puna.

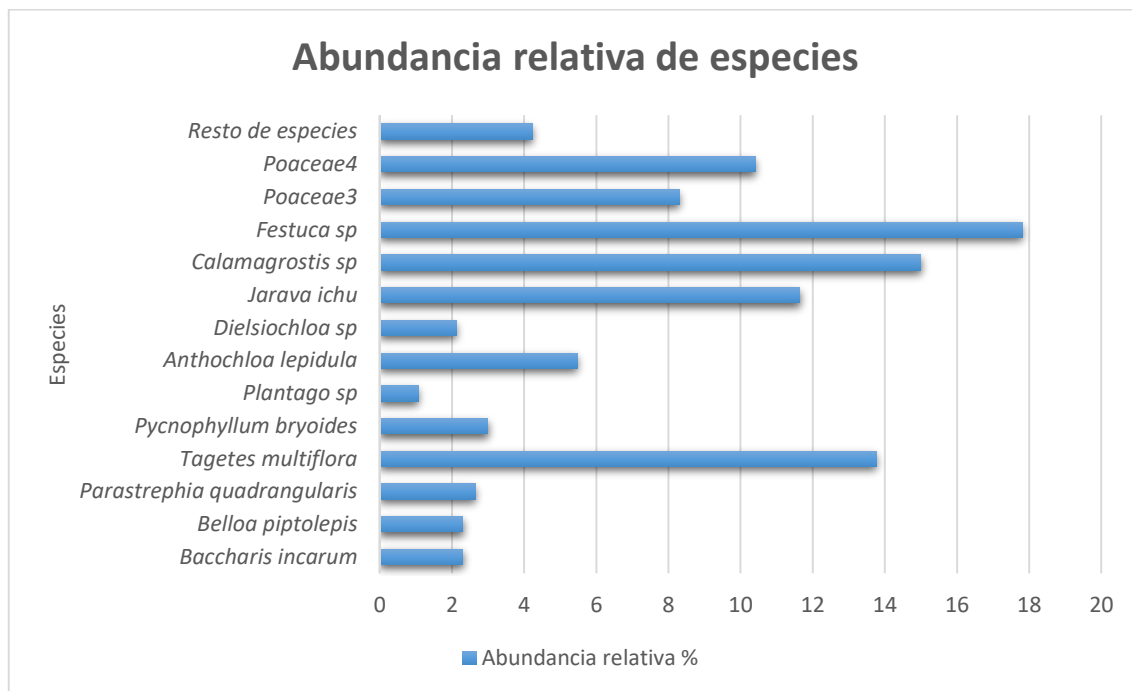
Figura 39.

Variación de la abundancia poblacional de flora silvestre en zonas con diferente nivel de fragmentación antropogénica



Sobre la abundancia total de las veintidós (22) especies que se registraron durante todo el periodo de estudio (Tabla 10), trece (13) de ellas presentaron una abundancia relativa mayor a 1 % significando el 95,77 % de abundancia; el resto de las especies (9) contribuyeron solo con el 4,23 % de la abundancia total (Figura 40). Se observa que *Festuca sp* y *Calamagrostis sp* son las especies con mayor abundancia en los ecosistemas de Puna evaluados.

Figura 40.

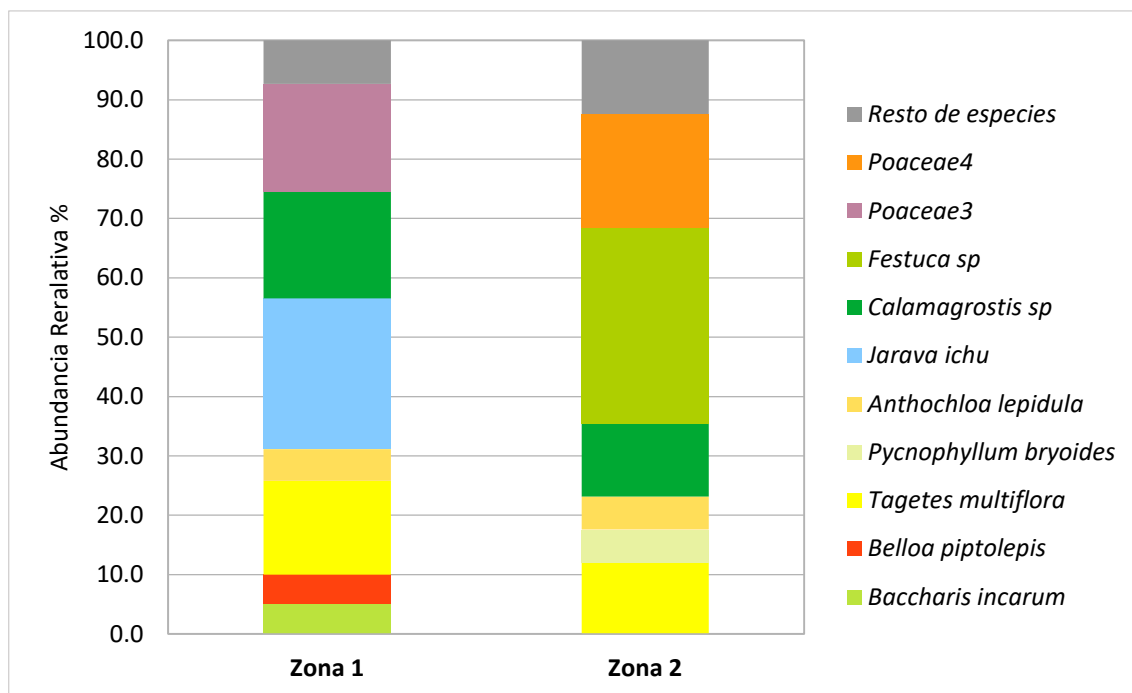
Abundancia relativa de las especies de flora

Cuando la abundancia relativa de las especies de flora cambia radicalmente, esta afecta directamente a la biodiversidad, en especial a la fauna que depende de los productos y servicios que brinda, desde alimento, medicina o simplemente la modificación de su espacio territorial habitual.

Haciendo un análisis minucioso de la información por el tipo de la zona de estudio, se determinó que diez (10) especies obtuvieron abundancia relativa mayor a 5 %, y como puede verse en la Figura 41 la especie *Calamagrostis sp* es la más abundante en ambas zonas, *Tagetes multiflora* la segunda especie y *Anthochloa lepidula* ocupa el tercer lugar en abundancia. De acuerdo a la abundancia relativa acumulada por zonas evaluadas, se observa que en la Zona 1 (Estado Natural), siete especies acumularon el 92,7 % de la abundancia relativa local; las especies con mayor abundancia fueron: *Jarava ichu*, *Calamagrostis sp*, *Poaceae 3*, *Tagetes multiflora*. En la Zona 2 (Fragmentado al 2021) seis (06) especies acumularon 87,6 % de la abundancia relativa, las cuales fueron: *Festuca sp*, *Poaceae 4*, *Calamagrostis sp*, *Tagetes multiflora*. Puede observarse que en la Zona 1 la abundancia relativa de cada especie es similar, mientras que en las zonas fragmentadas (Zona2) las abundancias relativas difieren marcadamente.

Figura 41.

Representación de la abundancia relativa de especies de flora en las zonas evaluadas para determinar su variación y la ocurrencia del efecto área.



4.5.3. Efecto Borde

Para determinar la existencia del efecto borde se utilizó la información obtenida de los *dataloguers* que miden la temperatura del suelo, temperatura ambiental y la humedad relativa, fueron utilizados para calcular cuatro representativos valores por cada mes evaluado (de agosto a diciembre) en las dos zonas seleccionadas de acuerdo al nivel de fragmentación como son el valor mínimo (MÍN), el máximo (MÁX), el promedio (PRO) y la desviación estándar (DS) obteniéndose mayores elementos para el análisis.

Es así que se obtiene la Tabla 10, en la que se observa la variación de los valores entre zonas, lo que posibilitó un mayor análisis y discusión. Por ejemplo, se observa cómo es que los valores máximos (picos) de temperatura del suelo se encuentran en la Zona 1 (estado natural), mientras que los mínimos en la Zona 2 o ya fragmentada al 2021, contrariamente a lo que sucede con la temperatura ambiental, evidenciándose que la presencia de la vegetación y de la materia orgánica influyen en la regulación de la temperatura del suelo.

Tabla 10.

Cuadro comparativo de los valores calculados para la temperatura del suelo, temperatura ambiental y la humedad relativa por cada mes evaluado.

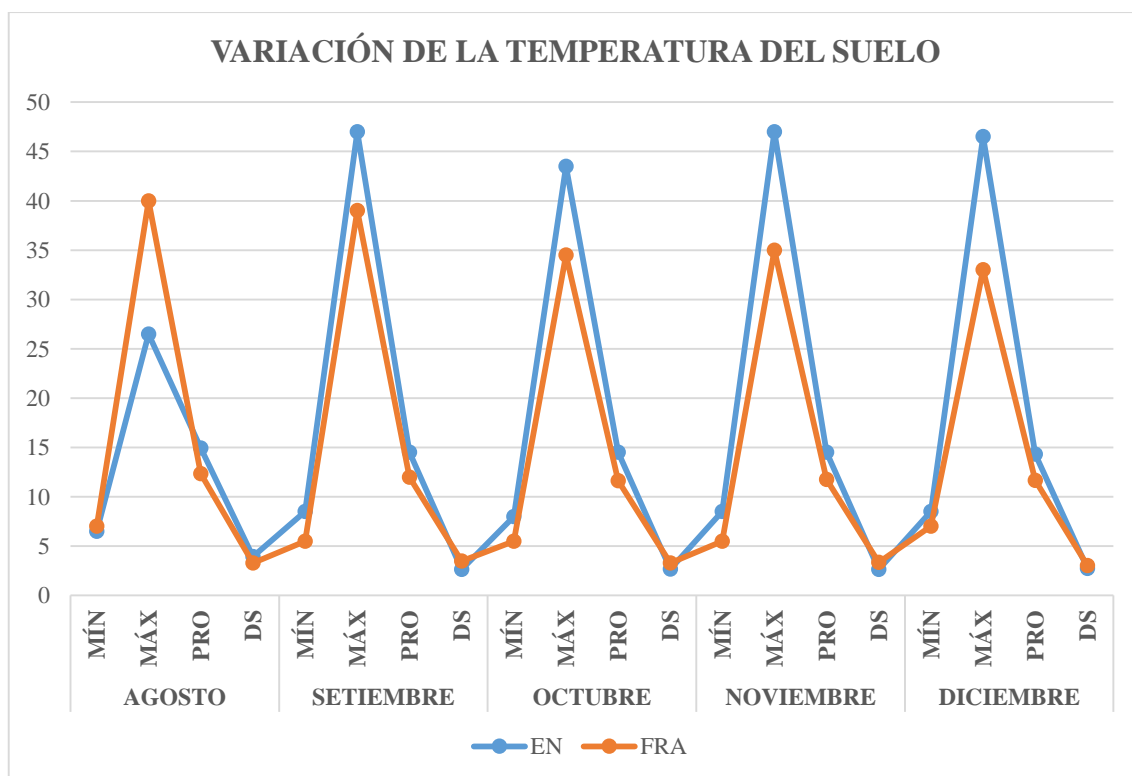
1. Temperatura del Suelo																					
	AGOSTO				SETIEMBRE				OCTUBRE				NOVIEMBRE				DICIEMBRE				
	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	
Zona 1 (EN)	6,5	26,5	14,9	3,9	8,5	47,0	14,5	2,6	8,0	43,5	14,5	2,7	8,5	47,0	14,5	2,6	8,5	46,5	14,3	2,7	
Zona 2 (FRA 2021)	7,0	40,0	12,4	3,3	5,5	39,0	12,0	3,5	5,5	34,5	11,6	3,3	5,5	35,0	11,8	3,4	7,0	33,0	11,6	3,0	
Diferencia (%)	7,7	50,9	-17,3	-16,7	-35,3	-17,0	-17,5	31,7	-31,3	-20,7	-20,0	24,1	-35,3	-25,5	-19,0	27,3	-17,6	-29,0	-18,6	11,1	
2. Temperatura Ambiental																					
	AGOSTO				SETIEMBRE				OCTUBRE				NOVIEMBRE				DICIEMBRE				
	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	
Zona 1 (EN)	-8,0	36,6	11,1	12,1	-3,4	34,1	9,5	11,7	-7,0	34,1	10,6	13,6	-5,9	30,2	6,6	10,1	-5,9	32,6	10,6	12,7	
Zona 2 (FRA 2021)	-13,0	37,1	10,9	11,1	-7,0	31,6	6,9	10,1	-10,0	35,6	9,7	13,6	-7,0	37,6	8,5	11,1	-10,0	38,6	11,9	13,5	
Diferencia (%)	63,3	1,4	-1,5	-8,6	102,7	-7,3	-27,3	-13,9	43,5	4,4	-8,5	0,4	16,9	24,8	29,3	9,9	67,7	18,3	12,4	6,0	
3. Humedad Relativa																					
	AGOSTO				SETIEMBRE				OCTUBRE				NOVIEMBRE				DICIEMBRE				
	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	MIN	MAX	PRO	DS	
Zona 1 (EN)	2,0	87,9	43,8	26,3	6,5	88,4	43,3	23,3	3,5	104,5	31,1	26,5	2,0	101,5	34,6	27,0	5,0	103,5	35,9	25,9	
Zona 2 (FRA 2021)	2,1	90,1	40,9	23,7	5,1	108,1	58,2	31,4	-0,1	106,4	39,2	33,1	-0,9	105,9	40,1	29,5	3,6	99,0	35,8	25,8	
Diferencia (%)	7,0	2,5	-6,6	-10,1	-22,0	22,3	34,3	34,9	-103,8	1,8	25,9	24,9	-144,8	4,3	16,0	9,1	-28,1	-4,4	-0,3	-0,4	

Con respecto a la temperatura del suelo, se observa en la Figura 42 que los valores mínimos (MÍN), promedio (PRO) y desviación estándar (DS) de la Zona 1 (estado natural) son ligeramente mayores respecto a lo obtenido en la Zona 2 (ya fragmentada al 2021), sin embargo, el parámetro con mayor diferencia entre estas zonas, es el valor máximo (MÁX) de la temperatura del suelo, es decir en los cuatro últimos meses del año la zona no fragmentada presenta los picos más altos de temperatura del suelo, pero la zona 2 presenta los picos más bajos.

Esta marcada diferencia está relacionada con la presencia de la vegetación silvestre y la materia orgánica que la sostienen, puesto que guarda relación con el crecimiento sostenido de la cobertura vegetal a medida que va pasando el tiempo determinado en un análisis anterior (Figura 36) mientras que en la Zona 2 existe un decrecimiento de la cobertura vegetal por la actividad antropogénica, lo que genera los picos más bajos de temperatura del suelo.

Figura 42.

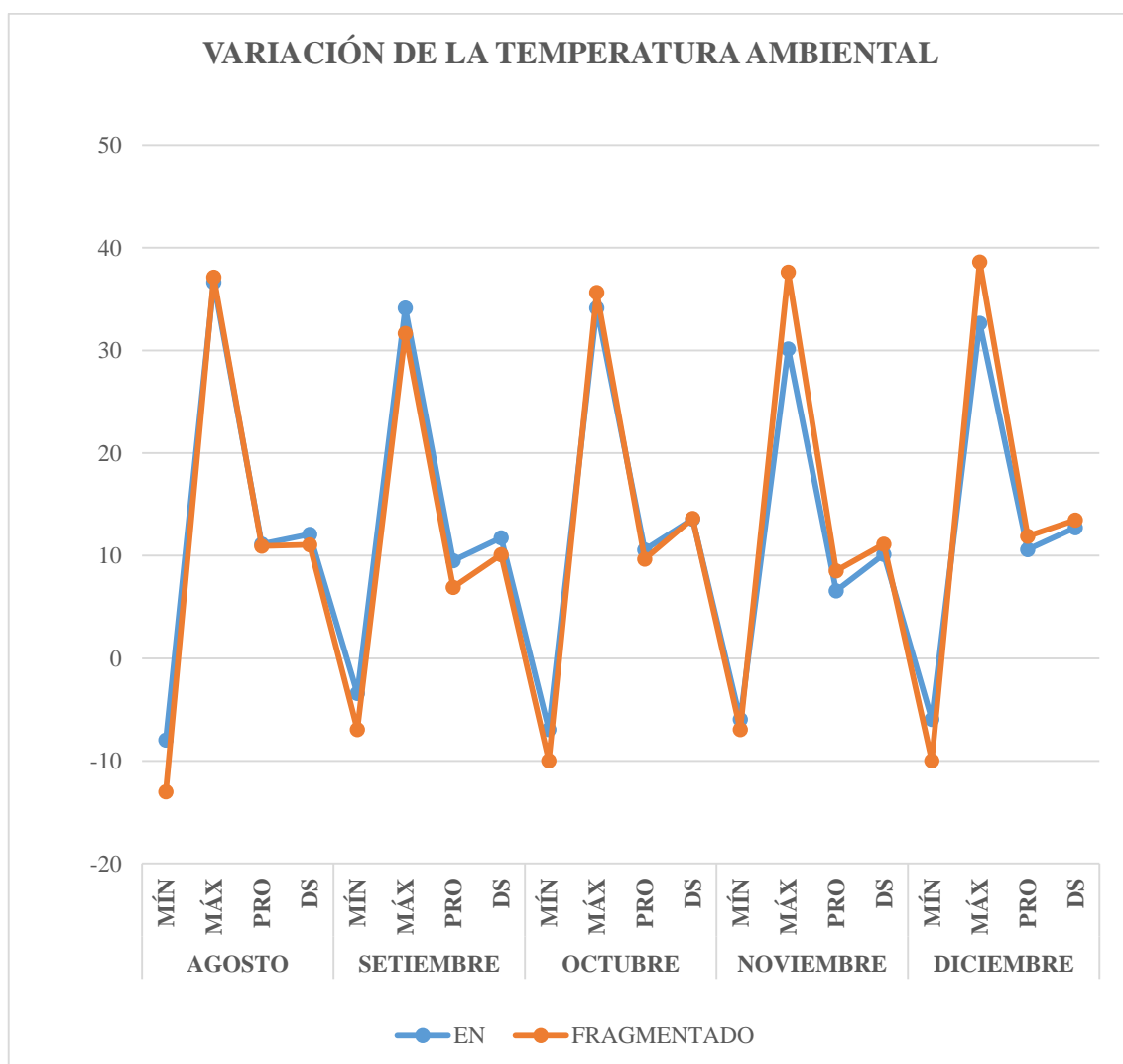
Comportamiento de los valores MÍN, MÁX, PRO y DS de la temperatura del suelo y su comparación por zonas evaluadas.



Esta diferencia se confirma al evaluar la temperatura ambiental, la cual es predominantemente más alta (MÁX) en la Zona 2 fragmentada al 2021, aunque existe una marcada similitud en los demás indicadores calculados (MÍN, PRO y DS) como se observa en la Figura 43. Con esta información es posible comprobar que la fragmentación no tiene vínculo con los cambios de la temperatura ambiental, por el contrario, son otras variables de mayor escala las que influyen sobre esta como es el viento, la humedad relativa, la precipitación, la formación de nubosidades, ubicación geográfica, radiación, entre otros.

Figura 43.

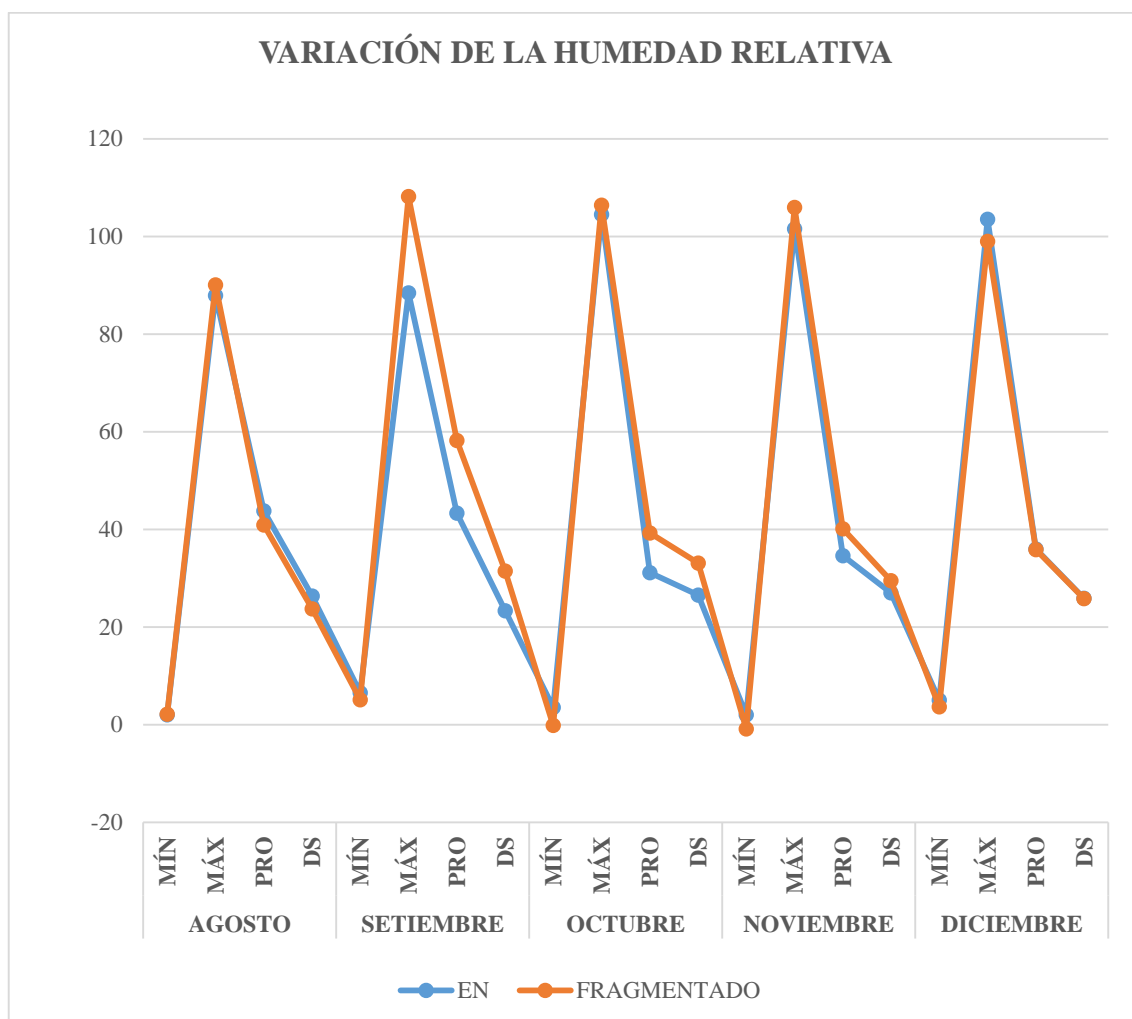
Gráfico de variación de la temperatura ambiental según la zona evaluada y los parámetros calculados.



En relación a la humedad relativa, de acuerdo a la Figura 44, los picos máximos y mínimos se presentan en la Zona 2 (fragmentada al 2021) mientras que los valores de desviación estándar y promedio son iguales o mayores en las zonas fragmentadas durante cuatro de los cinco meses a excepción del mes de agosto. En este sentido, este valor indica claramente las condiciones extremas para el desarrollo de la vegetación, como se sabe la humedad relativa indica el porcentaje de agua que puede capturar el aire mediante la evaporación, cuando el valor es bajo aumenta la evaporación del agua mientras que cuando incrementa, el aire se satura y reduce la evaporación, todo ello en relación directa con la temperatura como puede observarse en la Figura 43.

Figura 44.

Comportamiento de los valores MÍN, MÁX, PRO y DS de la humedad relativa y su comparación por zonas evaluadas.



DISCUSIONES

La base cartográfica de las actividades antropogénicas elaborada durante el desarrollo de la presente investigación y presentada en la Figura 28, permite responder a la primera pregunta del problema de investigación ¿Cómo se distribuyen espacialmente las actividades antropogénicas en la ecorregión Puna del departamento de Tacna? Los resultados indican que espacialmente estas están distribuidas en toda la superficie de la ecorregión Puna ocupando un área de 26 730,22 hectáreas y con 4 458,64 km de perímetro incidiendo en los siete tipos de ecosistemas que tiene la ecorregión Puna, según el Mapa Nacional de Ecosistemas presentando por el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2018a). De acuerdo a la temporalidad de la presente investigación (año 2021), la distribución espacial de las actividades antropogénicas se encuentra relacionado con lo determinado por Navarro et al., (2021) quienes identificaron un crecimiento progresivo de la distribución espacial de la actividad antropogénica dentro de la misma zona de estudio a través de los años, llegando a calcular para el año 1975 una superficie de 5 870 ha de actividad antropogénica, para el año 2012 una superficie de 21 880 ha y una proyección para el año 2050 de 39 580 ha.

Asimismo, para determinar los valores de los índices de fragmentación y los cambios que se han generado por la actividad antropogénica al año 2021 en los ecosistemas de la ecorregión Puna, en respuesta a la segunda pregunta del problema de investigación, se aplicó los principios de la ecología del paisaje, disciplina científica que viene siendo utilizada por diferentes autores y especialistas a nivel mundial en investigaciones a gran escala (Chalfoun et al., 2002; Fahrig, 2003) cuyas evaluaciones están dirigidas a fortalecer su aplicación en investigaciones a escalas regionales o locales, es así que en la presente investigación se ha logrado calcular los índices de fragmentación sobre territorios a escala subnacional y subregional (a nivel de ecorregión). Asimismo, el uso de software especializado como el *Patch Analyst Tools v5.2* (Elkie et al., 1999) confirmó la presencia de un proceso de fragmentación originado por la actividad antropogénica en la ecorregión Puna del departamento de Tacna, de igual forma lo determinaron Frisancho (2019); Galindo et al. (2019); De León et al. (2013); Correa et al. (2012) dentro de sus propias zonas de estudio definidas en sus respectivas investigaciones. Los resultados obtenidos son de alta fiabilidad porque se utilizó un gran

número de indicadores, quince índices de fragmentación que fueron calculados con el *Patch Analyst Tools* (Tabla 6) y tres índices vectoriales que fueron graficados por el mismo software (Figura 30, 31 y 32) todo esto de acuerdo a lo señalado por Vila, et al. (2006).

Además, para poder determinar qué ecosistema de la ecorregión Puna del departamento de Tacna presenta mayor nivel de fragmentación antropogénica (de los siete tipos evaluados) y responder a la tercera pregunta del problema de la investigación, se evaluaron los cambios (negativos o positivos) de los cinco índices principales que Santos y Tellería (2006) los señalaron como los adecuados para confirmar la fragmentación antropogénica. Los resultados de este análisis determinaron que los fragmentos de los ecosistemas de Pajonal de Puna Seca (PjPS) perdieron simultáneamente el índice CA y MPS y aumentaron radicalmente el índice NumP, TE y ED, por consecuencia, según estos autores, el Pajonal de Puna Seca fue el ecosistema más fragmentado en la ecorregión Puna del departamento de Tacna al año 2021. Este resultado complementa y confirma los resultados obtenidos por Navarro et al. (2021) quienes realizaron una evaluación multitemporal de la fragmentación en dos grandes periodos de tiempo, ambos de 37 años (desde 1975 al 2012 y desde el 2013 al 2050) concluyendo que el PjPS es el ecosistema más fragmentado en el año 2012, principalmente por la evolución acelerada de su NumP (número de fragmentos) en 3 369,2 %, es decir que se pasó de 13 a 451 fragmentos de PjPS en 37 años, es decir con una tasa anual de 11,8 fragmentos por año. Bajo esos términos y en un ejercicio de extrapolación de esa tasa para los siguientes 9 años, es decir desde el 2013 al 2021, debieron haberse formado 106,2 fragmentos más, es decir un total de 557,2 fragmentos de PjPS en teoría, sin embargo, el cálculo realizado en la presente investigación para el año 2021 fue de una variación de NumP de 4 038 % (Tabla 6), es decir, un incremento de 13 a 538 fragmentos de PjPS (es decir 19,2 fragmentos menos que lo que indica la tasa anual calculada). Esto indica que para lograr mejores resultados es necesario considerar información de campo para un correcto cálculo la fragmentación, tal como fue realizado en la presente investigación (Figura 28) y no aquella que considera tasas o promedios de información secundaria.

Asimismo, para responder la cuarta pregunta del problema de la investigación ¿Cuáles son los efectos ecológicos de la fragmentación antropogénica y de qué manera

afecta a la biodiversidad de los ecosistemas en la Puna del departamento de Tacna?, se realizaron diversos análisis en relación a los principales efectos, como es el efecto barrera, área y borde. Respecto al efecto barrera se utilizó al nicho ecológico del Suri, demostrándose que toda la superficie de las actividades antropogénicas identificadas (Figura 28) genera este efecto, pero en diferente nivel de intensidad, encontrándose que las más graves se extienden en las provincias de Tarata y Tacna con 19,6 km y 39,2 km de largo respectivamente. Estos resultados se relacionan con lo propuesto por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España (2010) quien indica que las vías o carreteras son la principal infraestructura que restringe el movimiento de las especies en sus hábitats, es decir, genera un efecto barrera, por lo que las 24 155,16 hectáreas o los 4 052,13 km de vías cartografiadas en la ecorregión Puna al año 2021 (Tabla 4) lo vienen generando, pero en diferente intensidad. Como indicadores del efecto barrera en la biodiversidad, Mader et al (1990), Oxley (1974) Wolff et al. (1997) y Sillero (2008) utilizaron organismos pequeños con escasa capacidad de dispersión para evaluar este efecto, mientras que Fahrig y Rytwinski (2009); Tinajero y Rodríguez (2012) lo hicieron con animales grandes y muy móviles, que ven como son interceptados sus desplazamientos o sus movimientos dispersivos o migratorios. En la presente investigación se utilizó al suri o *Rhea tarapacensis*, especie emblemática de la Ecorregión Puna, y se determinó que su nicho ecológico está siendo muy afectado por este efecto y tiene altas probabilidades de separarse totalmente por la alta barrera generada, aislando sus poblaciones, limitando sus recursos y perdiendo oportunidades de desarrollo de esta importante especie, incluso llevándolo a un proceso de extinción si es que se llegara a formar metapoblaciones. Durante la evaluación de este efecto se tomó en consideración lo señalado por Eigenbrod et al. (2009) quienes indican que el efecto barrera no es únicamente física, sino que se constituye como tal por el propio comportamiento de los animales, que evitan los ruidos u otras molestias, alejándose de la actividad humana (infraestructura) para evitar sus espacios abiertos o sus márgenes.

Adicionalmente a la respuesta de la cuarta pregunta del problema de investigación, se determinó la presencia del efecto área en el ecosistema PjPS mediante la comparación de un elemento biótico del ecosistema como indicador de este efecto, que fue la cobertura vegetal, índices de diversidad de flora y abundancia relativa de la vegetación silvestre en

dos zonas del pajonal, una que aún mantiene su estado natural y la otra altamente fragmentada. A pesar de que un grupo de investigadores (Bierregaard et al., 1997; Didham et al., 1998; Tscharntke et al., 2002) proponen realizar este tipo de evaluaciones utilizando a los insectos como indicadores de la fragmentación, por ser organismos vivos que tienen una respuesta rápida a la fragmentación y facilidad para el muestreo, así como por su abundancia, endemismo y porque desempeñan un papel importante en el funcionamiento del ecosistema, sin embargo, por limitaciones presupuestales para la compra de trampas, accesibilidad hacia las parcelas evaluadas, clima extremo, entre otros, pero principalmente porque estas opiniones sobre el uso de insectos nacen de investigaciones realizadas en bosques tropicales de la amazonia, es que se consideró que las características de la vegetación del pajonal de Puna seca reúne los mismos criterios propuestos para los insectos demostrándose que han resultado muy útiles para demostrar el efecto área en los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna.

Es así que se ha demostrado cómo afecta a la biodiversidad la presencia del efecto área, al encontrarse diferencias marcadas en la cobertura vegetal, en los índices de diversidad y en la abundancia de la vegetación en zonas de pajonal en su estado natural y en zonas altamente fragmentados, tal y como lo realizó Condori (2012), quien luego de levantar la información en campo, concluyó que la diversidad de la flora silvestre en zonas fragmentadas disminuye, que la fragmentación influye en el cambio de la distribución espacial de las especies y que la superficie de la cobertura vegetal disminuye significativamente, tal y como sucedió en la presente investigación al calcularse una variación en la abundancia en 46,7 %, de los índices de diversidad Shannon de -18,9 %, Simpson de -15,4 % y Pielou de -9,3 % junto a la variación de la cobertura vegetal en 14% entre zonas al estado natural y zonas fragmentadas al 2021. La misma tendencia la obtuvo Carvajal et al. (1993) al determinar que en los fragmentos de bosque evaluados existe una reducida composición florística y diversidad diferente en comparación con bosques no fragmentados. Otros investigadores utilizaron frutos o semillas así Verga et al. (2018) determinaron que la abundancia de frutos no se afecta por la reducción del área y la abundancia de semillas aumentó al reducirse el área. Del mismo modo, Chacoff et al. (2004) determinaron que la proporción de semillas abortadas de *Acacia aroma* aumentó al disminuir el tamaño del fragmento, y la depredación de estas fue un 14 % menor en

fragmentos pequeños que grandes y que al fragmentarse aumento la proporción de semillas sanas en un 20 %.

Finalmente se comprobó la presencia del efecto borde dentro de las zonas de Pajonal de Puna Seca (PjPS), al encontrarse que los valores de temperatura del suelo (valores mínimos MÍN, máximos MÁX, el promedio PRO y la desviación estándar DS) son mayores en las zonas en su estado natural que en las ya fragmentadas, confirmándose la importancia de no tener demasiados espacios vacíos entre ellos y al mantener una distribución homogénea natural, además el importante rol de la materia orgánica y de las partes enterradas de las plantas (raíces) que les permite protegerse de los cambios bruscos de la temperatura del ambiente, que a su vez tuvo un comportamiento inverso a la temperatura del suelo, es decir, los valores calculados (MÍN, MÁX, PRO y DS) fueron mayores en las zonas fragmentadas que en las del estado natural. La humedad relativa está muy vinculada a la temperatura ambiental por lo que los datos calculados fueron en el mismo sentido y se demostraron las mismas tendencias. Los resultados obtenidos demostraron lo que Peña et al., (2005) señalaron sobre el efecto borde, que se manifiesta en los ecosistemas a través de cambios en las condiciones ambientales, como micrositios de establecimiento, baja demanda evaporativa, abatimiento de temperatura, conservación de agua del suelo y mayor incidencia de radiación solar, que ecológicamente influyen en los bancos de semillas, microbiota edáfica, red hifal, hongos micorrizógenos y dispersores de propágulos, entre otros. Es por ello que diversos autores como Didham y Lawton (1999), Turton y Freiburger (1997) señalan que la fragmentación incrementa la insolación, la exposición al viento, las lluvias y heladas dentro de los fragmentos y Lovejoy et al., (1986) determinando que los regímenes de humedad y temperatura también se ven alterados, influyendo en la flora y consecuentemente en la fauna (Palik y Murphy, 1990; Báldi, 1999).

Respecto a la hipótesis de investigación propuesta, los resultados de la investigación comprueban lo afirmado en el presente estudio, ya que se ha dejado en evidencia, no solo la presencia de un proceso de fragmentación antropogénica en crecimiento y de los efectos ecológicos (barrera, área y borde) como consecuencia, sino también cómo es que estos vienen incidiendo sobre la biodiversidad al interior de los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna que resultarán muy útiles

para proponer mecanismos de recuperación y restauración de los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna, por ejemplo, el tapado de aproximadamente 40 km de canal de traslado de agua, permitirá disminuir altamente el efecto barrera.

Sin embargo, durante el desarrollo de la investigación, también se ha podido determinar algunas limitaciones que dificultaron un mayor análisis de la fragmentación antropogénica y de sus efectos ecológicos, por ejemplo, no se ha evaluado la incidencia real de la muerte de los animales silvestres que pudieron haber caído al interior de los canales (infraestructura artificial), muchas veces difundido por los pobladores locales pero del que no se encontró una fuente válida de información sobre este fenómeno propio del efecto barrera. Además, para determinar el efecto área se utilizó un solo taxón (flora) como representante de los factores bióticos del ecosistema; idealmente se hubiera mejorado los resultados si se hubiera utilizado otros taxones como los insectos o también otros procesos ecológicos importantes, como la dispersión de semillas en el suelo, el consumo de estas, la regeneración natural, entre otros con los que se hubiera establecido mayores alcances. De igual forma, para determinar la presencia del efecto borde solo se han utilizado tres variables ambientales como representantes de los factores abióticos de los ecosistemas, que, si bien son de los más importantes, si se hubieran utilizado otros como la radiación solar y el comportamiento del viento, se hubiera obtenido mayores elementos para el análisis.

CONCLUSIONES

1. Se ha logrado cartografiar el total de las actividades antropogénicas al año 2021 propuesto como el primer objetivo de la investigación, resultando una superficie que representa menos del 6 % del total de la ecorregión Puna, pero que a pesar de ello, viene generando un proceso de fragmentación antropogénica importante cuyos efectos están altamente relacionados con los procesos de extinción de especies de flora y fauna silvestre a nivel local debiéndose implementar mecanismos de restauración, manejo sostenible y conservación estratégica de esta ecorregión que tiene una importante diversidad biológica y brinda esenciales servicios, por parte de las autoridades competentes.
2. Ha resultado de mucha utilidad la información del Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú (MINAM, 2018a) para representar adecuadamente los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna y mediante el procesamiento con la actividad antropogénica, calcular los valores de los índices de fragmentación, cumpliendo con el segundo objetivo de investigación, realizado a una escala sub regional que permite un mayor entendimiento de la dinámica ecológica al interior del departamento de Tacna.
3. Asimismo, se ha identificado al tipo de ecosistema con mayor nivel de fragmentación antropogénica en la ecorregión Puna, cumpliendo el tercer objetivo de investigación, siendo el Pajonal de Puna Seca (PjPS) el que también es el segundo más extenso de la ecorregión. A pesar de ello y en función a lo analizado y comparado con el trabajo de Navarro (2021) se puede concluir que la fragmentación en estos últimos nueve años ha sido más lenta que entre los años 1975 al 2012, y es que a medida que estos procesos de reducción y fragmentación de hábitats han sido estudiados por la comunidad científica y apuntados como la principal causa de la actual crisis de la biodiversidad en los últimos años (Primack, 2002; Fahrig, 2003; Crooks y Sanjayan, 2006) es que se han venido buscando, planteando e implementando soluciones aplicadas para hacer frente a esta problemática, como por ejemplo la creación del Área de Conservación Regional Vilacota Maure al interior de la ecorregión Puna en el año 2009 (Decreto Supremo N°015-2009-MINAM, 2009) pero que recién se inició

con su gestión en el año 2012 al aprobarse su primer Plan Maestro 2012 – 2016 (Ordenanza Regional N° 001-2012-CR/GOB.REG.TACNA, 2012).

4. Finalmente, se ha cumplido con el cuarto objetivo de investigación que es el determinar los cambios en los factores bióticos (vegetación silvestre) y abióticos (temperatura del suelo, ambiental y humedad relativa) así como la presencia de los efectos ecológicos de barrera, área y borde, demostrándose que existen problemas por la pérdida de conectividad entre los fragmentos de los ecosistemas y los hábitats que conforman, pérdida de la cobertura vegetal, abundancia y cambios en la diversidad, así como variación de las condiciones ambientales naturales en los bordes de los fragmentos que tienen alrededor infraestructura instalada.
5. Asimismo, se espera que la información científica generada en la presente investigación sirva para que los ciudadanos pero principalmente sus autoridades, cambien urgentemente el inadecuado y desactualizado enfoque de gestión territorial regional (centralizado al desarrollo de grandes ciudades) para lograr un enfoque urbano sustentable, que incluya planes, programas y proyectos sectoriales, de desarrollo sustentable a nivel de cuenca hidrográfica en el que se permita conectar a la ciudad con el campo y naturaleza de su entorno, ya sea de forma continua o remota, en el que el común denominador del desarrollo sea la conservación de los ecosistemas y de sus servicios ambientales.

RECOMENDACIONES

1. Se recomienda complementar la presente investigación con el uso de fotografías aéreas de dron que permitirían afinar los valores de la fragmentación antropogénica, a través de la identificación más precisa de la actividad antropogénica, asimismo, el uso de más indicadores bióticos y abióticos que puedan demostrar los efectos ecológicos que la fragmentación antropogénica viene generando como sería el caso de estudios poblacionales de insectos, semillas, entre otros factores bióticos, así como la radiación solar, viento entre otros abióticos, ya que comprobada la fragmentación antropogénica y al haberse determinado la presencia de los efectos ecológicos de barrera, de área y de borde en los ecosistemas de la ecorregión Puna (Figura 29) los que han venido afectando a la biodiversidad y sus servicios, es que se hace necesario tomar acciones para lograr la recuperación y restauración de estos importantes ecosistemas, el cual está alineado a las metas de Aichi (Convention on Biological Diversity, 2010) cuya propuesta es recuperar el 15 % de los ecosistemas degradados.
2. Asimismo, se propone realizar investigaciones sobre el paso de la fauna silvestre en las zonas con alto y muy alto efecto barrera, que incluya además el recojo de información del conocimiento de la población local sobre estos eventos, pero además de lo que viene ocurriendo con la fauna doméstica (alpacas, corderos, entre otros) que pastorean los mismos ecosistemas que las especies silvestres. Abordar este problema de forma conjunta, ayudaría a mejorar las condiciones de paz social y/o conflictos que pudieran suceder en la ejecución de cualquier nuevo proyecto y se solucionarían los cambios que vienen generando los tres efectos evaluados (barrera, área y borde). Una muy buena alternativa para reducir el efecto barrera de los canales de trasvase de agua y de las vías o carreteras es que se realice el tapado con bloques de cemento de la mayor parte del tramo de los canales (reduciendo también el impacto a la fauna doméstica presente) junto a la instalación de los pasos de fauna, cuyo diseño dependerá de la especie siendo los más comunes los mamíferos, anfibios, reptiles e incluso animales invertebrados cuyo desplazamiento se realiza a través del suelo, como por ejemplo: ecoducto, paso superior específico para la fauna, paso superior multifuncional, paso entre árboles, viaducto adaptado, paso inferior específico para grandes mamíferos, paso inferior multifuncional, paso inferior específico para

pequeños vertebrados, drenaje adaptado para animales terrestres, drenaje adaptado para peces, pasos para anfibios (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2015).

3. Además, es necesario que tenga una mejor base normativa (leyes, reglamentos u ordenanzas) para la obligatoriedad de la construcción de pasos de fauna en futuros proyectos (viales, hídricos, entre otros) en la zona altoandina, principalmente en la ecorregión Puna del departamento de Tacna, que sería una solución viable ante el efecto barrera que ocurre, principalmente para el nicho ecológico del suri o *Rhea tarapacensis*, que como se ha demostrado viene fragmentándose y limitándose su paso frecuente. Para mejorar este aspecto, el Perú es uno de los 12 países que ha firmado la Iniciativa Latinoamericana del Paisaje (LALI por sus siglas en inglés) firmando su carta nacional del paisaje a través de la Asociación Peruana de Arquitectos del Paisaje (APAP) con el objetivo de promover el reconocimiento, la valoración, la protección, la planificación y la gestión sostenible del paisaje latinoamericano (Muñoz y Gómez, 2017) lo que ayudaría a gestionar esta ecorregión si es que esta estrategia se empieza a implementar a nivel regional; ayudando a reducir su fragmentación; sin embargo, para plasmarlas a este nivel, es necesario que las autoridades y entidades competentes alineen sus leyes, acuerdos, decretos y ordenanzas a este contexto.
4. Asimismo, se recomienda que los resultados de la presente investigación complemente el análisis de las matrices que se utilizan comúnmente para la identificación de los impactos ambientales dentro del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto ambiental (MINAM, 2018b) como son la matriz de causa y efecto y la de Leopold, quienes establecen un análisis prospectivo de los impactos que generará la infraestructura sobre el ecosistema durante la ejecución de las fases del proyecto sin considerar los efectos ecológicos que se generaron por las obras anteriormente construidas, por lo tanto, estas matrices no identificarían las zonas determinadas con este efecto barrera (Figura 34), pudiéndose dar viabilidad a un proyecto que pueda generar un gran daño ecológico a la especie Suri, emblemática de la ecorregión Puna, y ya categorizada en Peligro Crítico (CR) por la legislación peruana (Decreto Supremo N°043-2006-AG, 2006), al limitar totalmente su paso por el nicho ecológico

dentro del departamento de Tacna o peor aún, formar metapoblaciones de la especie que se extinguirán irremediablemente con el pasar de los años.

5. Se recomienda utilizar esta información para diseñar estrategias que permitan reducir la fragmentación de los ecosistemas, como es la creación de áreas naturales protegidas (ANP), cuyo proceso se inicia mediante la identificación de sitios prioritarios para conservación (SPC). En relación a ello, al interior de la Ecorregión Puna del departamento de Tacna existe un Área de Conservación Regional llamada Vilacota Maure (ANP de administración Regional) de 124 313,18 hectáreas que representa el 25,6 % de la ecorregión, pero alrededor de ella se han identificado diversos SPC, como el SPC Alto Perú Tripartito (84 172,21 ha), Bofedales de Huaytire (14 747,82 ha) y Cuenca Alta del Caplina (35 118,88 ha) de acuerdo a lo señalado por el SIAR – Tacna (2009), sin que se consolide una nueva ANP desde hace más de 10 años. Con estas tres nuevas ANP, territorialmente se cubriría el 53,23 % de la ecorregión Puna con alguna modalidad de conservación, duplicándose a nivel regional las oportunidades para desarrollar la restauración en condiciones más adecuadas.
6. Asimismo, la ecorregión Puna del departamento de Tacna se encuentra muy cercana a otras ANP como la Reserva Nacional Salinas y Aguada Blanca en Moquegua y además se encuentra en la frontera internacional tripartita muy próxima a los Parques Nacionales de Lauca en Chile, Sajama en Bolivia, e incluso a la Reserva de Biosfera Lauca en Chile (Navarro et al., 2021), por lo que la presente investigación propone la formación de un corredor biológico de conservación tripartito, cuyo objetivo central sea la protección y aprovechamiento sostenible de la ecorregión Puna, a través de actividades de restauración, de las que se puede conocer aún más con los ejemplos nacionales e internaciones que Newton y Tejedor (2011) y SERFOR, Bioersity Perú e ICRAF (2018) han presentado.
7. Finalmente, se propone socializar los resultados de la presente investigación en revistas científicas especializadas, pero también en medios de difusión masiva que permitan difundir el grave problema de fragmentación que se viene generando en la ecorregión Puna del departamento de Tacna y las alternativas de solución que se vienen recomendando, con la finalidad de que la población y las autoridades competentes las tomen en consideración dentro de la gestión territorial.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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>
- Báldi, A. (1999). Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. *Biodiversity and Conservation* 8, 1697–1706. <https://doi.org/10.1023/A:1008901514944>.
- Bierregaard, R.O. et al. (1997). *Key priorities for the study of fragmented tropical ecosystems*. En: Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds.), *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities*: 515-525. Univ. Chicago Press.
- Bocco, G. (2010). Carl Troll y la ecología del paisaje. *Investigación Ambiental*, 92-93. Recuperado de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/gacetas/634/bocco.pdf>
- Carvajal, F., Leal, R. y Molina, L. (1993). Estructura y composición florística del bosque primario y consideraciones sobre su estado actual. En: Malagon D, Diazgranados D, Saldarriaga JG, Rinaudo U, editors. *Aspectos Ambientales Para el Ordenamiento Territorial del Occidente del Departamento del Caquetá. Estudios sobre la Amazonia Colombiana*, IGAC – Fundación Tropenbos, Bogotá; 1993.p. 402-531.
- 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., Morales, J. 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\[0109:EDLFSL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2004)036[0109:EDLFSL]2.0.CO;2)

Chalfoun, A.D., Thompson, F.R., & Ratnaswamy, M.J. (2002). Nest Predators and Fragmentation: a Review and Meta-Analysis. *Conservation Biology*, 16, 306-318. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00308.x>

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>

Convention on Biological Diversity (2010). *Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020*, including Aichi Targets. Montreal, Quebec, Canada. Disponible en: <https://www.cbd.int/sp/>

Correa, J. J., Volante, J. y Seghezzo, 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

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R. et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260 <https://doi.org/10.1038/387253a0>

- Crooks, K. y Sanjayan, M. (2006): *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Decreto Supremo N°015-2009-MINAM. (2009). Decreto Supremo que establece el Área de Conservación Regional Vilacota Maure y desafecta la Zona Reservada Aymara Lupaca. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 28 de agosto del 2009.
- Decreto Supremo N° 043-2006-AG (13 de julio del 2006). Aprueban categorización de especies amenazadas de flora silvestre. Diario Oficial El Peruano. Lima, Perú. Recuperado de <https://www.senace.gob.pe/wp-content/uploads/2016/10/NAT-3-3-03-DS-043-2006-AG.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/ig.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.
- Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P. y Stork, N. E. (1998). Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1998\)068\[0295:BSRTTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068[0295:BSRTTF]2.0.CO;2)
- Didham R.K. Y Lawton, J.H. (1999): «Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation in tropical forest fragments». *Biotropica* 31: 17-30. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00113.x>

- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., & Fahrig, L. (2009). *Quantifying the Road-Effect Zone: Threshold Effects of a Motorway on Anuran Populations in Ontario, Canada*. *Ecology and Society*, 14(1). <http://www.jstor.org/stable/26268024>
- 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>
- European Commission. (1999). *Estrategia Territorial Europea. Hacia un desarrollo equilibrado y sostenible del territorio de la UE, 1*, 89. Recuperado de https://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docoffic/official/reports/pdf/sum_es.pdf
- 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>
- Fahrig, L., y Rytwinski, T. (2009). Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society*, 14, 21. Disponible en <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>
- Farina, A. (1997). Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agroecosystem, *Landscape Ecology* 12(1), 365-378. <https://doi.org/10.1023/A:1007934518160>

Fernández, J., Digonzelli, P.A., Medina, M., Pérez S. y Leggio, M. F. (2016) *Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres (EEAOC)*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/301356952_ANALISIS_DE_LA_TEMPERATURA_DEL_SUELO_EN_UN_CICLO_COMPLETO_DE_CANA_DE_AZUCAR_CON_DOS_SISTEMAS_DE_MANEJO_DE_LA_COBERTURA/related

Forman, R. y Godron, M. (1986): *Landscape Ecology*, John Wiley and Sons, Nueva York.

Frisancho, S. (2019). *Determinación de los cambios en la fragmentación de los ecosistemas por actividad antropogénica, en tres temporalidades, en la cuenca del maure de la Región Tacna* [Tesis de grado de Ingeniería Ambiental Universidad Latinoamericana CIMA] Tacna, Perú. Recuperado de <http://repositorio.ulc.edu.pe/>

García y Defler. (2013). Análisis preliminar de la pérdida y fragmentación del hábitat de *Callicebus caquetensis*. Libro *Primates colombianos en peligro de extinción*. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/264158171>.

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>

González, M., Plascencia, F. y Martínez, T. (2016). Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan-Zacatlán. *Madera y Bosques*, 22(2), 41. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2221323>

Jimenez, J., Jurado, E., Aguirre, O., y Estrada, E. (2005). Effect of Grazing on Restoration of Endemic Dwarf Pine (*Pinus culminicola* Andresen y Beaman) Populations in Northeastern Mexico. *Restoration Ecology*, 13(1), 103–107. <https://doi:10.1111/j.1526-100x.2005.00012.x>

Lara y Gandini (2014) Análisis de la fragmentación de pastizales en la pampa deprimida (argentina) *SEMIÁRIDA Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam Vol 24(1)*, 21-30. Recuperado de <https://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/semiarida/article/view/3020/2931>

Leopold, A. (1949) *Sand County Almanac and sketches here and there*. OXFORD UNIVERSITY PRESS. New York. 48pp. Recuperado de <http://www.umag.cl/facultades/williams/wp-content/uploads/2016/11/Leopold-1949-ASandCountyAlmanac-complete.pdf>

Ley N° 30215. (2014) Ley de mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos. Diario oficial El Peruano. Lima, Perú, 29 de junio del 2014. Disponible en http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/06/ley_302105_MRSE.pdf

Little, C., y Lara, A. (2010). Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 31(3), 175–178. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002010000300001>

Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H. et al. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *Conservation Biology. The science of Scarcity and Diversity*, 257-285.

- MacArthur, R. y Wilson, E. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. 203 pp.
- Mader, H. J., Schell, C. y Kornacker, P. (1990). Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation*, 54: 209–222. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90052-Q](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90052-Q)
- 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 (2014). *Estrategia Nacional de Diversidad Biológica*. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú.
- MINAM (2015). *Perú. Ministerio del Ambiente. Guía de inventario de la flora y vegetación / Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural*. -- Lima : MINAM, 2015. Recuperado de <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2683-guia-de-inventario-de-la-flora-y-vegetacion>
- 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 https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/309735/Memoria_descriptiva_mapa_Nacional_de_Ecosistemas.pdf
- MINAM (2018b). *Guía para la identificación y caracterización de impactos ambientales - SEIA*. Lima-Perú: Ministerio del Ambiente. 45p. Recuperado de <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2018/10/Guia-Impactos.pdf>

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2015). *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales* (segunda edición, revisada y ampliada). Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 1. Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. 139 pp. Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2010). *Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte*. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 4. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 133 pp. Madrid.

Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, La Sociedad Entomológica Aragonesa.

MTC (2018). Portal web del Ministerio de Transportes y Comunicaciones del Perú. Lima: Sistema Nacional de Carreteras. Recuperado de <https://portal.mtc.gob.pe/estadisticas/descarga.html>

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>

Navarro, M. A., Pezo, M. A., Riveros, G. C. y Frisancho, S. N. (2021). 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>

Navarro, M., Franco, P., Oyague, E., Garitano, A., Abarca, J. (2021). Importancia del modelamiento del nicho ecológico del Suri *Rhea tarapacensis* (Chubb 1913) para

su conservación en los Andes sudamericanos. En Valladares, P., Aragón, G., Garitano, A. (Eds.). *Tópicos en biodiversidad transfronteriza Chile, Perú y Bolivia* (pp. 183-202). Rill Editores.

Naveh, Z. Ç., Lieberman, A. S. (1984): *Landscape Ecology. Theory and Applications*. New York. Springer-Verlag. 356 pp.

Nepstad, D., Verssimo, A. y Alencar, A. (1999). Largescale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508. <https://doi.org/10.1038/19066>

Newton, A.C. y Tejedor, N. (Eds.) (2011). *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina*. Gland, Suiza: UICN y Madrid, España: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. xxiv + 409 pp.

Norton, B. G. (1984). Environmental Ethics and Weak Anthropocentrism. *Environmental Ethics*, 6(2), 131–148. <http://doi:10.5840/enviroethics19846233>

Ordenanza Regional N° 001-2012-CR/GOB.REG.TACNA. (2012). Se aprueba el Plan Maestro del Área de Conservación Regional Vilacota Maure de Tacna. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 06 de marzo del 2012.

Ordenanza Regional N° 016-2012-CR/GOB.REG.TACNA. (2013). Se aprueba 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-crgobregtacna-ordenanza-n-018-2013-crgobregtacna-1053975-1/>

- Oxley, D.J., Fenton, M.B. & Carmody, G.R. (1974). The effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 11: 51-9. <https://doi.org/10.2307/2403516>
- 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>
- Palik, B.J., y Murphy, P.G. (1990). Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beechness forest fragments. *Forest Ecology and Management*, 32, 187-202. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90170-G](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90170-G)
- Peña-Becerril, Juan Carlos, Monroy-Ata, Arcadio, Álvarez-Sánchez, Francisco Javier, & Orozco-Almanza, Ma. Socorro. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. TIP. *Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 8(2), 91-98. Recuperado el 11 de marzo de 2022, de <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?>
- Primack, R. (2002). *Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts*. 698 pp. ISBN 0-87893-719-6.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Zurek, M. B. (2005). *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio Informe de Síntesis*. World Resource Institute. Washington DC, 1-43. Recuperado de <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Evaluaci?n+d e+los+Ecosistemas+del+Milenio+Informe+de+S?ntesis#4>
- 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>

Rodriguez, A., Morello, J. y Matteucci, S. (2012). Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Buenos Aires, Argentina: Orientación Gráfica Editora

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. *Ecosistemas*, 15(2), 3-12. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/180>

Saunders, D., Hobbs, R. y Margules, C. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5: 18-32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>

SERFOR, Bioersivity Perú e ICRAF (2018). *Experiencias de restauración en el Perú. Lecciones aprendidas*. Lima, Perú. Recuperado de <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2019/01/Experiencias-de-Restauraci%C3%B3n-en-el-Per%C3%BA-Lecciones-aprendidas.pdf>

SERFOR (2018a) *Mapa de Sitios Prioritarios para la Restauración en 5 Departamentos del Perú*. Lima, Perú. Recuperado de: https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2018/01/MAPA_PRIORIDADES_RESTAURACION-1-725x1024.jpg

SERFOR (2018b). *Situación poblacional del Suri en el Perú: Resultados del II Censo Nacional. Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR*, Ministerio de Agricultura y Riego - MINAGRI, Lima - Perú. 52 p. Recuperado de <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2019/02/SITUACI%C3%93N-POBLACIONAL-DEL-SURI-EN-EL-PER%C3%9A.pdf>

SIAR-Tacna. (2009). Elaboración de estudios técnicos para la definición de sitios prioritarios, análisis de conectividad y definición de indicadores de representatividad y conectividad - componente biodiversidad (I Informe). Sistema de Información Ambiental Regional (SIAR), Gobierno Regional de Tacna. Tacna-Perú

Sillero, N. (2008). Amphibian mortality levels on Spanish country roads: descriptive and spatial analysis, *Amphibia-Reptilia*, 29(3), 337-347. <https://doi.org/10.1163/156853808785112066>

Tendencias & Innovación (s.f.). Lo que no se mide, no se gestiona [Noticia]. OBS Bussines School. Recuperado de: <https://obsbusiness.school/es/blog-investigacion/logistica/lo-que-no-se-mide-no-se-gestiona> [30/08/2020]

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>

- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Contribution of Small Habitat Fragments to Conservation of Insect Communities of Grassland-Cropland Landscapes. *Ecological Applications*, 12(2), 354–363. <https://doi.org/10.2307/3060947>
- Turner, Gardner, O'Neill, (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Primera Edición. Editorial Springer-Verlag New York, EEUU.
- 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).
- Vargas O., Díaz, J., Reyes, S. y Gómez, P. (2012). *Guías Técnicas para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas de Colombia*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá D.C. 92p. Recuperado de <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/guia-tecnica-restauracion-ecologica-ecosistemas>
- 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., Peluc, S., 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://dugidoc.udg.edu/handle/10256/1824>
- Wilcove, D., McLellan, C. y Dobson, A. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 237-256. En: Soule, M. E. (Ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Wolff, J. Schauber, E. y Edge, D. (1997). Effects of Habitat Loss and Fragmentation on the Behavior and Demography of Gray-Tailed Voles. Efectos de la Pérdida y Fragmentación de Hábitat Sobre el Comportamiento y la Demografía de Ratones de Campo de Cola Gris. *Conservation Biology*, 11(4), 945-956. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96136.x>
- Zonneveld, I. S. (1995). *Land ecology: An introduction to landscape ecology as a base for land evaluation, land management and conservation*. Amsterdam: SPB Academic Pub. 199p.

ANEXOS

MATRIZ DE CONSISTENCIA

PROBLEMA	OBJETIVO	HIPÓTESIS	VARIABLES	INDICADORES	MUESTRA	DISEÑO	INSTRUMENTO	ESTADÍGRAFO
<p>GENERAL</p> <p>¿La presencia de los efectos ecológicos producidos por la fragmentación antropogénica afecta a la biodiversidad de los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna en el año 2021?</p> <p>ESPECÍFICOS</p> <p>i. ¿Cómo se distribuyen espacialmente las actividades antropogénicas en la ecorregión Puna del departamento de Tacna?</p> <p>ii. ¿Cuáles son los valores de los índices de fragmentación que</p>	<p>GENERAL</p> <p>Evaluar los efectos ecológicos producidos por la fragmentación antropogénica y los factores que afectan a la biodiversidad de los ecosistemas en la Ecorregión Puna del departamento de Tacna.</p> <p>ESPECÍFICOS</p> <p>i. Cartografiar las actividades antropogénicas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna.</p> <p>ii. Calcular los valores de los índices de fragmentación a</p>	<p>GENERAL</p> <p>Se evidencia la presencia de los efectos ecológicos al producirse la fragmentación antropogénica mediante la variación de los factores bióticos y abióticos que afectan a la biodiversidad de los ecosistemas de la Puna del departamento de Tacna en el año 2021.</p>	<p>INDEPENDIENTE</p> <p>Se ha considerado como variable independiente a los indicadores de fragmentación de la ecorregión Puna del departamento de Tacna, como son el índice de forma (SI), la relación perímetro área (PAR) y la dimensión fractal (FD).</p> <p>DEPENDIENTE</p> <p>Se ha considerado como variable dependiente a los efectos ecológicos como el efecto</p>	<p>SI PAR FD</p> <p>Longitud de barrera</p> <p>Variación de los Índices de diversidad, Cobertura vegetal y Abundancia</p>	<p>No aplica</p> <p>No aplica</p> <p>No aplica</p> <p>4 parcelas en zona 1 y</p>	<p>No aplica</p> <p>No aplica</p> <p>Estratificado</p>	<p>ArcMAP del software ArcGIS</p> <p>ArcMAP del software ArcGIS</p> <p>Técnica de conteo en 1 metro cuadrado</p>	<p>Extensión Patch Analyst Tools v5.2 del ArcGIS 10.5</p> <p>Software PAST v 2.7.</p>

<p>generan las actividades antropogénicas en los ecosistemas de la ecorregión Puna del departamento de Tacna?</p> <p>¿Cuáles son los tipos de ecosistemas más fragmentados de la ecorregión Puna del departamento de Tacna?</p> <p>¿Cuáles son los efectos ecológicos de la fragmentación y de qué manera afecta a la biodiversidad de los ecosistemas en la Puna del departamento de Tacna?</p>	<p>escala del paisaje (área de estudio) y de clase (tipo de ecosistemas) en la Puna del departamento de Tacna.</p> <p>iii. Identificar los tipos de ecosistemas con mayor nivel de fragmentación en la ecorregión Puna del departamento de Tacna.</p> <p>iv. Determinar los cambios en los factores bióticos y abióticos que los efectos ecológicos producen en los ecosistemas de Puna del departamento de Tacna.</p>		<p>barrera (limitación de la fauna para cruzar otros fragmentos); el efecto área (la variación en los índices de diversidad de flora, la densidad poblacional y cobertura vegetal) y el efecto borde (variación de la temperatura del suelo, del ambiente y la humedad relativa).</p>	<p>Variación de la temperatura del suelo, ambiental y humedad relativa</p>	<p>04 en zona 2.</p> <p>Transectos por muestreo estratificado (de acuerdo al nivel de la fragmentación)</p>	<p>Estratificado</p>	<p>Instalación y lectura de dataloggers del tipo Ibutton</p>	<p>Software OneWire Viesen</p>
--	--	--	---	--	---	----------------------	--	--------------------------------

PANEL FOTOGRÁFICO**Cartografiado de las de actividades antropogénicas**



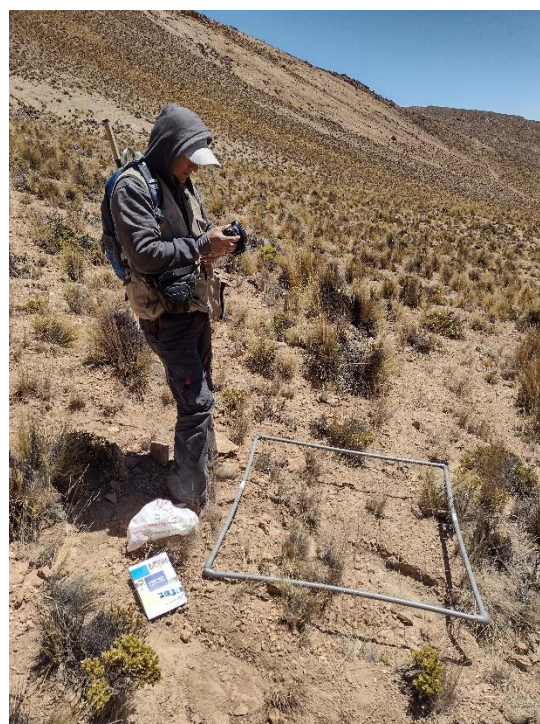




Trabajo de campo para evaluar el efecto área y borde



Materiales utilizados para realizar el trabajo de campo, necesarios para ubicación, seguridad e instalación de los dispositivos de toma de datos.



Evaluación de la cobertura y abundancia de la vegetación con el apoyo de un especialista.



Dataloguers del tipo *Ibutton Termochron e Hygrochrom* instalados en el ámbito de estudio para medir la temperatura del suelo, ambiental y humedad relativa.



Para encontrarlos y descargar la información mensualmente fue necesario dejar rastros de piedras y vegetación, a pesar de contar con las coordenadas, existía cierta dificultad para ubicarlos.

DATOS IMPORTANTES DE LA INVESTIGACIÓN

Coordenadas geográficas donde se instalaron los *ibutton Termochron e Hygrochrom*

Este	Norte	Altitud	Termochron	Hygrochrom
406472	8041421	4500	1	
406482	8041417	4501	2	
406490	8041411	4500	3	1
406500	8041409	4506	4	
406511	8041404	4500	5	
438469	8060629	4120	6	
438471	8060622	4115	7	
438472	8060611	4116	8	2
438477	8060595	4117	9	
438472	8060590	4118	10	