



Universidad Católica de Santa María

**Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental**

**Cambio en la distribución potencial de plantas representativas de la
pradera andina bajo los escenarios climáticos SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-
8.5 del IPCC**

Tesis presentada por:

Yepez Garcia, Leonardo Matias

ORCID: 0000-0002-3880-5926

para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesor (a):

Dr. Zeballos Patron, Horacio

ORCID: 0000-0001-6490-1359

Arequipa - Perú

2026

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

INGENIERIA AMBIENTAL

TITULACIÓN CON TESIS

DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 25 de Junio del 2026

Dictamen: 017202-C-EPIA-2026

Visto el borrador del expediente 017202, presentado por:

2019200221 - YEPEZ GARCIA LEONARDO MATIAS

Titulado:

**CAMBIO EN LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE PLANTAS REPRESENTATIVAS DE LA PRADERA
ANDINA BAJO LOS ESCENARIOS CLIMÁTICOS SSP1-2.6, SSP3-7.0 Y SSP5-8.5 DEL IPCC**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

Título Profesional/Título de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

INGENIERO AMBIENTAL

**29727348 - LAZARTE ARREDONDO SONIA
DICTAMINADOR**



**29611452 - ARENAZAS RODRIGUEZ ARMANDO JACINTO
DICTAMINADOR**



**43606549 - CARDENAS PILLCO BERLY EDINSSON
DICTAMINADOR**



Cambio en la distribución potencial de plantas representativas de la pradera andina bajo los escenarios climáticos SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5 del IPCC

INFORME DE ORIGINALIDAD

14%

INDICE DE SIMILITUD

15%

FUENTES DE INTERNET

8%

PUBLICACIONES

5%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	Submitted to Universidad Católica de Santa María	2%
	Trabajo del estudiante	
2	repositorio.lamolina.edu.pe	1%
	Fuente de Internet	
3	www.bivica.org	1%
	Fuente de Internet	
4	hdl.handle.net	1%
	Fuente de Internet	
5	repositorio.umsa.bo	<1%
	Fuente de Internet	
6	repositorio.inia.gob.pe	<1%
	Fuente de Internet	
7	documentop.com	<1%
	Fuente de Internet	
8	mascn.forestaluchile.cl	<1%
	Fuente de Internet	
9	observatoriomantaro.ana.gob.pe:84	<1%
	Fuente de Internet	
10	repositorio.unc.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	
11	repositorio.ucsm.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	
12	www.researchgate.net	<1%
	Fuente de Internet	
13	oa.upm.es	<1%
	Fuente de Internet	
14	documents.mx	<1%
	Fuente de Internet	

arma.regionarequipa.gob.pe

Dedicatoria

*A Dios y al universo, por enseñarme que, a pesar de que la vida da muchas vueltas, siempre
estarán de mi lado.*

A mis padres, por siempre confiar en mí.

A mi querida hermana, por su apoyo incondicional.

A mis amigas y amigos, por regalarme su tiempo y espacio.

A mi persona, por nunca darme por vencido, aun cuando todo parecía no tener una solución



Agradecimientos

Esta tesis fue financiada parcialmente por los proyectos: “Efecto del pastoreo tradicional sobre las interacciones ecológicas en la dinámica de la pradera andina” (152-2020-FONDECYT) y “El Tercer Elemento para enfrentar el cambio climático: la conservación ambiental, como alternativa para la gestión de riesgos y la gestión territorial del departamento de Arequipa” (Resolución No. 27501-R-2020).

Agradezco al Dr. Horacio Zeballos Patrón, por haber confiado en mí y por impulsarme a hacer esta tesis.

A mi gran amigo Christian Málaga, quien fue un gran apoyo y guía en la elaboración de esta tesis.

Al Laboratorio de Ecología y Biodiversidad por haberme acogido aún en la más profunda de las desesperaciones.

A mis amigas de vida: Grecia, Karla y Mafer; las cuales siempre tendrán un lugar en mi corazón.

Finalmente, a las amigas y amigos que me regaló el mundo de la investigación: Fatima, Christian, Sarelia, Andrea, Leslie, Pame, Sofia Pezo, Katherine, Ale Soto, Lupita, Marielita, Carim, Eli, Mel, Toño, Miriam, Yanina, Gianella, Stefani, Ana, Maya, Alex, Marcela, Cami (La China), Dianita (Pichón), Rosangela, Fernando, Sofia Gremy y Pao. Por siempre apoyarme y recordarme lo hermoso que es estar en este mundo.

RESUMEN

Los ecosistemas de la pradera andina exhiben una diversidad vegetal y niveles de endemismo excepcionales, desempeñando un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos que sustentan múltiples comunidades a lo largo de América del Sur. Sin embargo, estos ecosistemas enfrentan desafíos debido a los efectos del cambio climático y su impacto sobre la distribución de las especies. La presente investigación analiza la distribución potencial actual y futura de cinco taxa vegetales representativos de la pradera andina. Para esto, se utilizó el algoritmo de Árboles de Regresión Potenciados (BRT), para evaluar la idoneidad del hábitat bajo tres escenarios de las llamadas Trayectorias de Socioeconómicas Compartidas (SSP) del Grupo Intergubernamental de Expertos en el Cambio Climático (IPCC): SSP1-2.6 (emisiones bajas), SSP3-7.0 (emisiones moderadas) y SSP5-8.5 (emisiones intensas), con proyecciones para los años 2040 y 2070. Adicionalmente, se determinó el desplazamiento del centroide de distribución y se propuso un área de refugio climático. Los resultados demuestran una clara contracción de la superficie de alta idoneidad para la mayoría de los taxa evaluados, exceptuando a *Stipa ichu*. Dependiendo del escenario y la especie se esperan pérdidas de los núcleos de distribución de hasta un 51% para finales del siglo. Además, se demostró una tendencia hacia la migración altitudinal de los centros de distribución como respuesta al forzamiento radiativo en todos los taxa, confirmando el fenómeno de escalamiento hacia pisos climáticos superiores. Finalmente, se identificaron zonas de conservación prioritaria, basadas en la persistencia de las zonas de idoneidad alta en todos los horizontes climáticos. Este estudio proporciona información geoespacial relevante para la toma de acciones focalizadas en la conservación de especies vegetales representativas de la pradera andina y la mitigación de los efectos del cambio climático.

Palabras claves: Modelo de Nicho Ecológico, Pradera Andina, Cambio Climático

ABSTRACT

Andean grassland ecosystems exhibit exceptional plant diversity and levels of endemism, playing a vital role in providing ecosystem services that sustain numerous communities throughout South America. However, these ecosystems face challenges because of climate change and its impact on species distribution. This study analyses the current and future potential distribution of five plant taxa representative of the Andean grassland. To this end, the Boosted Regression Trees (BRT) algorithm was used to assess habitat suitability under three scenarios from the Intergovernmental Panel on Climate Change's (IPCC) Shared Socio-Economic Pathways (SSPs): SSP1-2.6 (low emissions), SSP3-7.0 (moderate emissions) and SSP5-8.5 (high emissions), with projections for the years 2040 and 2070. Additionally, the shift in the distribution centroid was determined and a climate refuge area was proposed. The results show a clear decline in high suitability for most of the taxa assessed, except for *Stipa ichu*. Depending on the scenario and the species, losses of up to 51 per cent of distribution centers are expected by the end of the century. Furthermore, a trend towards altitudinal migration of distribution centers in response to radiative forcing was demonstrated across all taxa, confirming the phenomenon of scaling up to higher climatic zones. Finally, priority conservation areas were identified, based on the persistence of areas of high suitability across all climatic zones. This study provides relevant geospatial information for taking targeted action to conserve plant species representative of the Andean grassland and to mitigate the effects of climate change.

Keywords: Ecological Niche Model, Andean Meadow, Climate Change

ÍNDICE

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

EPIGRAFE

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN..... 1

CAPITULO I..... 3

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y SU RELEVANCIA..... 4

1.1. PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN 4

1.2. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN..... 6

1.2.1. Justificación Ambiental..... 6

1.2.2. Justificación Socioeconómica 8

1.2.3. Justificación Político Institucional 9

1.3. HIPÓTESIS..... 10

1.4. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN 10

1.4.1. Objetivo general 10

1.4.2. Objetivos específicos..... 10

CAPITULO II..... 12

2. FUNDAMENTO TEÓRICO..... 13

2.1. ESTADO DEL ARTE 13

2.2. MARCO TEÓRICO..... 16

2.2.1. Ecosistemas altoandinos..... 16

2.2.1.1. Pradera andina..... 17

2.2.2. Cambio climático 18

2.2.2.1. Cambio climático en el contexto del ecosistema andino tropical 19

2.2.3. Nicho ecológico..... 21

2.2.3.1. Nicho fundamental y nicho realizado 23

2.2.3.2. Diagrama de interacciones bióticas, abióticas y de movilidad (BAM) 25

2.2.4. Modelos 27

2.2.4.1. Modelos de nicho ecológico (MNE)..... 27

2.2.4.2. Aplicaciones de los modelos de nicho ecológico (MNE)..... 28

A) Herramientas de conservación..... 29

B)	Predictor de efectos del cambio climático en la biogeografía	29
2.2.4.3.	Tipos de datos de ocurrencia de especies	30
A)	Presencia.....	31
B)	Ausencia estricta.....	32
C)	Pseudoausencia.....	33
D)	Fondo o background	33
2.2.4.4.	Variables ambientales	34
A)	Fuentes de datos ambientales	35
2.2.4.5.	Metodologías de modelado	36
A)	MAXENT	36
B)	Boosted Regression Trees (BRT)	37
C)	Generalized Additive Models (GAM).....	38
2.2.4.6.	Evaluadores de rendimiento del modelo.....	39
A)	Evaluadores de predicciones binarias.....	39
B)	Evaluadores de predicciones continuas	41
2.2.5.	Modelos de proyección bajo escenarios de cambio climático	42
2.2.5.1.	IPCC y modelos de cambio climático.....	43
2.2.5.2.	Escenarios futuros de emisión	44
A)	Escenarios de bajas emisiones SSP1-2.6.....	46
B)	Escenarios intermedios SSP3-7.0	47
C)	Escenarios de altas emisiones SSP5-8.5.....	47
2.2.5.3.	Incertidumbre de las proyecciones.....	48
2.3.	MARCO LEGAL.....	49
2.3.1.	Internacional.....	49
2.3.2.	Nacional	50
2.3.3.	Regional	52
CAPITULO III.....		54
3.	METODOLOGÍA	55
3.1.	TIPO Y NIVEL DE INVESTIGACIÓN	57
3.2.	MÉTODOS DE LA INVESTIGACIÓN.....	57
3.2.1.	Selección de taxa.....	57
3.2.1.1.	Obtención de datos de ocurrencia de especies.....	58
3.2.1.2.	Preparación de datos de ocurrencia.....	58
3.2.2.	Tratamiento de variables ambientales	59

3.2.2.1.	Obtención de variables ambientales y futuras	59
3.2.2.2.	Preparación de variables ambientales	60
3.2.2.3.	Selección de variables ambientales.....	60
3.2.3.	Construcción de modelos de distribución de especies	61
3.2.3.1.	Diseño de modelo de nicho ecológico actual.....	61
3.2.3.2.	Proyección de modelos de nicho ecológico bajo escenarios futuros	63
3.2.3.3.	Validación de modelos mediante métricas de desempeño.....	63
3.2.4.	Revisión de los cambios en la distribución ante regímenes climáticos futuros ...	65
3.2.4.1.	Evaluación de la variación del área de distribución potencial	65
3.2.5.	Propuesta de zona de conservación.....	66
CAPITULO IV		68
4.	RESULTADOS.....	69
4.1.	PRESENTACIÓN DE RESULTADOS.....	69
4.1.1.	Selección de taxa.....	69
4.1.2.	Tratamiento de variables ambientales	71
4.1.3.	Construcción de modelos de distribución de especie.....	72
4.1.3.1.	Diseño de modelo de nicho ecológico actual.....	72
A)	<i>Stipa ichu</i>	72
B)	<i>Festuca orthophylla</i>	74
C)	<i>Tetraglochin cristata</i>	76
D)	<i>Azorella compacta</i>	77
E)	<i>Parastrephia spp.</i>	79
4.1.3.2.	Proyección de modelos de nicho ecológico bajo escenarios futuros	81
A)	<i>Stipa ichu</i>	81
B)	<i>Festuca orthophylla</i>	84
C)	<i>Tetraglochin cristata</i>	87
D)	<i>Azorella compacta</i>	90
E)	<i>Parastrephia spp.</i>	93
4.1.3.3.	Validación de modelos mediante métricas de desempeño.....	96
4.1.4.	Revisión de los cambios en la distribución ante regímenes climáticos futuros ...	98
4.1.4.1.	Evaluación de la variación del área de distribución potencial	98
A)	<i>Stipa ichu</i>	98
B)	<i>Festuca orthophylla</i>	102
C)	<i>Tetraglochin cristata</i>	106

D) <i>Azorella compacta</i>	111
E) <i>Parastrephia spp.</i>	115
4.1.5. Propuesta de zona de conservación	120
4.2. DISCUSIÓN	122
4.2.1. Modelos de distribución de especie	122
4.2.1.1. Diseño de modelo de nicho ecológico actual.....	122
A) <i>Stipa ichu</i>	122
B) <i>Festuca orthophylla</i>	124
C) <i>Tetraglochin cristata</i>	127
D) <i>Azorella compacta</i>	128
E) <i>Parastrephia spp.</i>	129
4.2.1.2. Proyección de modelos de nicho ecológico bajo escenarios futuros	131
4.2.1.3. Validación de modelos mediante métricas de desempeño.....	132
4.2.1. Revisión de los cambios en la distribución ante regímenes climáticos futuros .	135
4.2.2. Propuesta de zona de conservación	141
4.2.3. Síntesis	142
CAPITULO V	144
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	145
5.1. CONCLUSIONES	145
5.2. RECOMENDACIONES	146
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	147
7. OTROS.....	177

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 Descripción de las 19 variables bioclimáticas propuestas por el proyecto BioClim para la descripción de ecosistemas. Obtenido de Navarrete-Macedo (2019)	35
Tabla 2 Matriz de confusión. Obtenido y Modificado de Ecological Niches and Geographic Distributions por (R. P. Anderson et al., 2011, p. 163).....	39
Tabla 3 <i>Métricas de rendimiento derivados de la matriz de confusión. Obtenido de Distribución potencial de especies forestales amenazadas y endémicas raras mediante modelos de nicho ecológico (Navarrete Macedo, 2019, p. 24).....</i>	40
Tabla 4 Cambios en la temperatura global para periodos de 20 años y tres escenarios de emisiones. Obtenido y Modificado de Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Summary for Policymakers. (IPCC, 2021).....	47
Tabla 5 <i>Valores de los parámetros learning rate (lr), tree complexity (tc), bag fraction (bf) y background points (bp) usados para la generación de modelos de nicho ecológico basado en metodología BRT.</i>	62
Tabla 6 <i>Descripción, rango y umbral de métricas usadas para evaluar modelos predictivos de tipo BRT. Obtenido y modificado de Improving species distribution model predictive accuracy using species abundance: Application with boosted regression trees. (Yu et al., 2020)</i>	64
Tabla 7 Criterios de selección utilizados para la selección de taxa	69
Tabla 8 Número de registros de presencia de las especies de importancia en la pradera andina. Estos datos han sido obtenidos de las bases de datos: Herbario Austral Americano (HAA), Registros de campo del Laboratorio de Ecología y Biodiversidad de la UCSM (LEB-UCSM), y el Global Biodiversity Information Facility (GBIF)	71
Tabla 9 Descripción de las variables climáticas seleccionadas y resultados del Factor de Inflación de la Varianza (VIF)	72
Tabla 10 Superficie de hábitat potencial (10^5 x km ²) por categoría de idoneidad para los taxa modelados bajo condiciones climáticas contemporáneas.	81
Tabla 11 Superficie de hábitat potencial (10^5 x km ²) por categoría de idoneidad de Stipa ichu bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.	83
Tabla 12 Superficie de hábitat potencial (10^5 x km ²) por categoría de idoneidad de Festuca orthophylla bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio	

porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.	87
Tabla 13 Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de <i>Tetraglochin cristata</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.	90
Tabla 14 Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de <i>Azorella compacta</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.	93
Tabla 15 Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de <i>Parastrephia</i> spp. bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.	96
Tabla 16 Métricas de desempeño según taxa evaluado.....	97
Tabla 17 Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta (>60%) de <i>Stipa ichu</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.	100
Tabla 18 <i>Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de Stipa ichu proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.</i>	101
Tabla 19 Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta (>60%) de <i>Festuca orthophylla</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.	104
Tabla 20 Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de <i>Festuca orthophylla</i> proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.....	106
Tabla 21 Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta (>60%) de <i>Tetraglochin cristata</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.	108

Tabla 22 Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de <i>Tetraglochin cristata</i> proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.....	110
Tabla 23 Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta (>60%) de <i>Azorella compacta</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.	113
Tabla 24 Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de <i>Azorella compacta</i> proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.....	114
Tabla 25 Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta (>60%) de <i>Parastrephia</i> spp. bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.	117
Tabla 26 Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de <i>Parastrephia</i> spp. proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.	119

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 Esquema conceptual de la correspondencia y discontinuidad espacial entre el espacio de nicho (cuadro superior), el espacio de biotopo (imagen inferior) y el modelo de predicción (cuadro inferior). Obtenido y modificado de Species Distribution Modeling por Elith & Franklin (2017).....	23
Figura 2 Representación gráfica del nicho fundamental y nicho realizado basado en la competencia de dos especies (A y B). Obtenido y modificado de Animal Ecology: Competition, predation, and cooperation por Reese (2022).....	25
Figura 3 Diagrama de interacciones Bióticas, Abióticas y de Movilidad (BAM). En el diagrama A) variables abióticas, B) variables bióticas, M) área accesible, P) distribución geográfica de la especie, NF) nicho fundamental y NR) nicho realizado. Obtenido y modificado de Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas por Soberon & Peterson, p. (2005, p. 3)	26
Figura 4 Esquematzación del proceso de modelización de nichos ecológicos	28
Figura 5 Ejemplo de curva Receiver Operating Characteristic (ROC). Obtenido y Modificado de Ecological Niches and Geographic Distributions. (Anderson et al., p. 2011, p. 170).....	42
Figura 6 Desarrollo histórico de los modelos climáticos desde mediados de 1970 a inicios de 2007. Obtenido y modificado de Climate Models: An Assessment of Strengths and Limitations. (Bader et al. 2008, p. 9)	44
Figura 7 Producto Bruto Interno medido en dólares internacionales desde el 2005 hasta el 2100, según escenarios del IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). Los valores en dólares están ajustados para tener en cuenta la inflación y las diferencias de precios entre países. Obtenido y modificado de Las trayectorias socioeconómicas compartidas y sus implicaciones en materia de energía, uso del suelo y emisiones de gases de efecto invernadero: una visión general. (Riahi et al. 2017)	45
Figura 8 Diagrama de flujo metodológico correspondiente a la obtención y procesamiento de datos utilizados.....	55
Figura 9 Idoneidad de hábitat de Stipa ichu en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Arboles de Regresión Potenciados (BRT)	73
Figura 10 Idoneidad de hábitat de Festuca orthophylla en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Arboles de Regresión Potenciados (BRT)	75

Figura 11 Idoneidad de hábitat de <i>Tetraglochin cristata</i> en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Árboles de Regresión Potenciados (BRT)	76
Figura 12 Idoneidad de hábitat de <i>Azorella compacta</i> en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Árboles de Regresión Potenciados (BRT)	78
Figura 13 Idoneidad de hábitat de <i>Parastrephia</i> spp en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Árboles de Regresión Potenciados (BRT)	80
Figura 14 Modelos de nicho ecológico de <i>Stipa ichu</i> proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.	82
Figura 15 Modelos de nicho ecológico de <i>Festuca orthophylla</i> proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.	85
Figura 16 Modelos de nicho ecológico de <i>Tetraglochin cristata</i> proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.	88
Figura 17 Modelos de nicho ecológico de <i>Azorella compacta</i> proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.	91
Figura 18 Modelos de nicho ecológico de <i>Parastrephia</i> spp. proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.	94
Figura 19 Variación espacial en la distribución geográfica potencial de <i>Stipa ichu</i> proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5)	99
Figura 20 Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para <i>Stipa ichu</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5)	101
Figura 21 Variación espacial en la distribución geográfica potencial de <i>Festuca orthophylla</i> proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5).....	103
Figura 22 Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para <i>Festuca orthophylla</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5).....	105

Figura 23 Variación espacial en la distribución geográfica potencial de <i>Tetraglochin cristata</i> proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5).....	107
Figura 24 Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para <i>Tetraglochin cristata</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5).....	110
Figura 25 Variación espacial en la distribución geográfica potencial de <i>Azorella compacta</i> proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5).....	112
Figura 26 Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para <i>Azorella compacta</i> bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5).....	114
Figura 27 Variación espacial en la distribución geográfica potencial de <i>Parastrephia</i> spp. proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5).....	116
Figura 28 Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para <i>Parastrephia</i> spp. bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5).....	119
Figura 29 Refugios climáticos para <i>A. compacta</i> , <i>Parastrephia</i> spp. y <i>F. orthophylla</i> basados en la persistencia de idoneidad alta (>60%) a través de los escenarios de emisión evaluados, y su coincidencia espacial con áreas protegidas de Perú, Bolivia, Chile y Argentina.	121

INTRODUCCIÓN

Los Andes Tropicales constituyen una de las regiones con más biodiversidad de la Tierra (Herzog et al., 2012). A pesar de representar menos del 0.5% de la superficie terrestre, albergan el 10% de todas las especies conocidas, así como el mayor número de especies endémicas de plantas y de vertebrados del mundo (Comer et al., 2022). Un componente clave de los Andes Tropicales es la Pradera Andina, una región localizada entre los 3500 a 5000 metros, la cual se extiende desde el norte de Colombia hasta el sur de Argentina (Oliveras et al., 2014; Tovar et al., 2013; Yaranga et al., 2021a). Esta zona está cubierta de pastos y diversas formaciones vegetales, presentando una riqueza vegetal considerable, encontrándose familias como *Poaceae*, *Asteraceae*, *Cyperaceae*, *Rosaceae*, entre otras. (Yaranga, Fuentes, et al., 2021)

A pesar de su importancia global, es una zona gravemente amenazada por presiones derivadas de las actividades humanas, especialmente el cambio climático (Comer et al., 2022); fenómeno que se está haciendo cada vez más prevalente en el ecosistema. De hecho, en las últimas décadas se ha observado un incremento en la temperatura global de aproximadamente 0.1 °C por década (Vuille et al., 2008). Además, de que se esperan cambios en los regímenes de precipitación, con tendencias de aumento al norte de Ecuador y Centro de Perú, y disminuciones en el sur del Perú y a lo largo de su frontera con Bolivia (Cuesta et al., 2012). A su vez, se espera un aumento en los niveles de humedad relativa (New et al., 2000) y la nubosidad conectiva (Chen et al., 2002). Todos estos efectos presentan fuertes presiones sobre el ecosistema de alta montaña, principalmente porque estos son particularmente sensibles a los cambios abruptos del clima (E. P. Anderson et al., 2011); dentro de los principales efectos se puede resaltar la reducción de la cobertura vegetal, cambios en los patrones de distribución de las especies, fragmentación del ecosistema, procesos de extinción localizada, desplazamiento de especies a franjas altitudinales

superiores, invasiones de especies exóticas, reducción de las reservas de carbono del suelo, etc. (Buytaert et al., 2011; Cuesta et al., 2012; Vargas Ríos & Ávila-Rodríguez, 2018)

A pesar de que el cambio climático es un tema de gran interés en la actualidad, la comprensión de sus procesos y como afectan a los ecosistemas y las especies aún es pobre (Comer et al., 2022). Es por eso que es fundamental comprender y cuantificar en qué medida el cambio climático podría amenazar a las especies andinas, ya que muchas de estas tienen patrones de distribución reducidos y con alto nivel de sustitución en los gradientes ambientales. (Ramírez Villegas et al., 2014)

Desde la perspectiva de la Ingeniería Ambiental, el uso de Modelos de Distribución de Especies (MDE), también conocidos como Modelos de Nicho Ecológico (MNE), constituye una herramienta capaz de generar un diagnóstico predictivo de los cambios en el hábitat de las especies, lo cual permite anticipar riesgos ambientales y sustentar la toma de decisiones en instrumentos de gestión territorial.

Debido a lo anteriormente expuesto, el objetivo principal de este estudio fue evaluar los posibles impactos del cambio climático sobre la distribución de 5 taxa de plantas representativas de la Pradera Andina usando técnicas de modelización de la distribución de las especies bajo tres escenarios de forzamiento radiactivo del IPCC para dos periodos 2020 – 2040 y 2041 – 2070.



CAPITULO I

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y SU RELEVANCIA

1.1.PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN

El ecosistema de pradera andina pertenece a los Andes tropicales, este se encuentran distribuidos entre los 2500 m s.n.m a más de 4800 m s.n.m (en adelante m) y ocupa un área aproximada de 470 000 km² (Oliveras et al., 2014). Además, se extienden desde el norte de Colombia al sur de Argentina y presenta especies vegetales pertenecientes a los estratos herbácea, arbustivo y leñoso (Cuesta & Becerra, 2012). Este ecosistema es de suma importancia para el mantenimiento de los procesos ambientales debido a que cumple un rol fundamental en la regulación climática e hídrica, captura de carbono, provisión de alimento, refugio para las especies de la flora y fauna andina, entre otros. (Valverde et al., 2022; Yaranga et al., 2021b)

En las últimas décadas este ecosistema se ha visto comprometido por perturbaciones y amenazas que ponen en peligro su sostenibilidad (Sun et al., 2017). Dentro de las principales amenazas se pueden resaltar: el sobrepastoreo, el cambio de uso de suelo y los incendios provocados (Wang et al., 2017; Yaranga et al., 2021b). Estos factores han ocasionado que el 60% de las praderas andinas se encuentren en proceso de degradación (Tácuna et al., 2015), lo cual reduce su capacidad de proveer servicios ecosistémicos, traducándose en una disminución de la productividad primaria, pérdida de biodiversidad de especies nativas, reducción de la infiltración de agua en el suelo, aumento de la erosión, entre otros. (Hu & Nacun, 2018; Flores, 2016)

Sumado a esto, se espera que en el futuro próximo el cambio climático altere la composición y funcionalidad del ecosistema andino. Estudios como los de Valverde et al. (2022) y Herzog et al. (2010) indican que en los últimos años se ha registrado un aumento de las temperaturas máximas y mínimas, incrementos en la duración de las épocas de estiaje, heladas más intensas, alteraciones de los patrones de precipitación y cambios de frecuencia en la cobertura nubosa. De hecho, las proyecciones climáticas para los Andes tropicales en el año 2100 predicen incrementos en las temperaturas de hasta 5.5 °C (Urrutia & Vuille, 2009). Esto podría generar contracciones en la superficie de áreas como el páramo, humedales y ecosistemas de puna (Cuesta et al., 2012), lo cual ocasionaría la migración de especies cuesta arriba (Feeley et al., 2011), incrementando la presencia de especies exóticas y enfermedades presentes en climas más cálidos en las zonas bajas (Gonda, 2020). Estos efectos generarían el aumento de competencia y, por lo tanto, acelerarían los procesos de extinción de especies nativas incapaces de adaptarse a las nuevas condiciones climáticas, proceso que se vería exacerbado por la fragmentación de hábitat (Andean Mountain Initiative, 2023; Laurance et al., 2011). Se estima que estos procesos de extinción ocasionarían una pérdida comprendida entre 20 y el 50% de las especies en múltiples zonas altoandinas (Herzog et al., 2010), especialmente en los géneros como *Espeletia*, en Venezuela, Colombia y Ecuador, *Agrostis*, *Poa*, *Festuca* y *Arcytophyllum* en Perú y plantas almohadilla como *Distichia muscoides* en Bolivia. (Andean Mountain Initiative, 2023)

Asimismo, al referirnos a los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas altoandinos, un punto a tomar en cuenta es la gran cantidad de especies

leñosas y herbáceas que dependen de su interacción con animales para asegurar la dispersión de semillas y el proceso polinización. En este sentido, el cambio climático puede tener consecuencias graves en estas interacciones biológicas, ya que ocasionaría asincronías espaciales y temporales entre especies mutualistas, lo cual produciría cambios en la comunidad a nivel de su composición y estructura. (Báez et al., 2011; Cuesta et al., 2012)

Tomando en cuenta la problemática expuesta anteriormente, esta investigación pretende analizar la distribución actual y futura de especies representativas de la pradera andina bajo tres escenarios de cambio climático. Los resultados obtenidos podrán servir como base para el desarrollo de directrices de conservación de especies, apoyando la toma de decisiones para la protección y manejo de estos ecosistemas.

1.2.JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

1.2.1.Justificación Ambiental

Las praderas andinas representan un ecosistema de gran relevancia en los Andes tropicales, ya que proporcionan una amplia gama de servicios ecosistémicos (Anderson et al., 2011; Zhao et al., 2020). En el ámbito hidrológico, se encargan de la recolección, almacenamiento y suministro del recurso hídrico para su uso agrícola, doméstico, recreativo, etc., siendo indispensable para el desarrollo socioeconómico de países como Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia (Celleri, 2010; Mosquera et al., 2022). Asimismo, estos ecosistemas contribuyen a la captura y almacenamiento de carbono en el suelo, estimándose una absorción de

0.6 gigatoneladas de CO₂ ha/año. Adicionalmente, la cobertura vegetal del ecosistema protege el suelo frente a la erosión causada por factores eólicos e hídricos, favoreciendo la infiltración del agua y reduciendo la escorrentía superficial (Valverde et al., 2022). Finalmente, el ecosistema desempeña una función reguladora del clima, mediante el control de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄ y N₂O), contribuyendo así a la regulación de la temperatura atmosférica. (Zhao et al., 2020)

Por otro lado, estos ecosistemas constituyen una fuente esencial de alimento para la ganadería, principalmente de camélidos sudamericanos; proveyendo de productos de alto valor económico para las poblaciones, tales como: leche, carne, queso, lana y cuero. (Brown & MacLeod, 2017)

Desde la perspectiva de la Ingeniería Ambiental, la generación de modelos predictivos de distribución de especies es una herramienta técnica de diagnóstico, cuyos resultados pueden emplearse como un insumo cartográfico en instrumentos de gestión territorial, tales como estudios de impacto ambiental (EIA), procesos de ordenamiento territorial y zonificación ecológica-económica (ZEE), así como en la formulación de planes de conservación de áreas naturales protegidas. En este sentido, la información generada en esta investigación no sólo aportará al conocimiento científico, si no que también se puede utilizar como una herramienta aplicable a la toma de decisiones ambientales.

En este contexto, la presente investigación plantea hacer un análisis detallado de los patrones de distribución de especies vegetales significativas del

ecosistema de pradera andina para conocer su distribución actual y futura a partir de tres escenarios de cambio climático basados en los modelos SSP.

1.2.2. Justificación Socioeconómica

Se estima que más de 40 millones de personas, en poblados y ciudades distribuidos desde Venezuela hasta Chile y Argentina, dependen de los ecosistemas de los Andes tropicales. Estos son una fuente agua dulce, alimento y generación de energía eléctrica, además de que sustentan una gran diversidad cultural. (Cuesta et al., 2012; Herzog et al., 2010)

En nuestro país, las praderas andinas cubren el 14.2% del territorio nacional. Siendo el ecosistema dominante de la zona de montaña, y representan la principal fuente de alimento para la ganadería. Debido a esto, más del 80% de la población ganadera del país se concentra en esta zona (Valverde et al., 2022). De hecho, este ecosistema soporta el 84% de la ganadería nacional, alimentando al 73% del ganado vacuno, el 94% del ovino y al 100% de los camélidos a nivel nacional. Cubre el 46.5% de la demanda de alimento para la producción de carne y el 23.8% de la demanda para leche en nuestro país (Valverde et al., 2022). Esto es especialmente importante en el caso de los pequeños agricultores y ganaderos andinos, ya que su seguridad alimentaria y bienes se basan en la provisión de fibra, carne y medios de transporte, así como en la comercialización de estos productos para la adquisición de bienes no producidos localmente. (Germana-Cavero et al., 2016)

El cambio en las condiciones ambientales amenaza con la capacidad de estos ecosistemas para proveer estos servicios. Esta situación podría generar un impacto significativo en la economía de múltiples familias, afectando directamente

la seguridad alimentaria y el bienestar poblacional. Esta situación se agrava considerando que muchas regiones de los Andes Tropicales presentan elevados índices de marginalidad y pobreza, haciéndolas particularmente vulnerables a los efectos del cambio climático. (Adger, 2003; Germana-Cavero et al., 2016)

A partir de la información obtenida en esta investigación se busca estudiar los patrones de cambios de especies vegetales representativas de la pradera andina. Permitiendo que investigaciones posteriores investiguen como estos cambios pueden afectar a la economía local.

1.2.3. Justificación Político Institucional

Tal como se ha expuesto en los apartados anteriores, el ecosistema de pradera andina ha sufrido impactos significativos debido a diversas actividades antrópicas como el sobrepastoreo, los incendios provocados y la alteración del paisaje para fines agrícolas. Estos factores, en conjunción con los efectos del cambio climático, representan una amenaza sin precedentes para la biodiversidad e interacciones biológicas de los andes tropicales, pudiendo generar episodios de extinción y alterar los ciclos de vida de múltiples especies. (Schipper, 2020a, 2020b)

Ante esto, es importante tomar en cuenta que la conservación de los recursos genéticos no puede limitarse a la declaración de áreas protegidas; si no que, tal como señala Kometter (2011) es necesario que estas medidas sean insertadas dentro de políticas de desarrollo de carácter integral, debido a que los ecosistemas funcionan como un sistema complejo con ciclos de materia y energía (Zumarán-Delgado et al., 2022). Además, su conservación significaría una reafirmación de los

lineamientos establecidos en políticas nacionales e internacionales, tales como el Convenio sobre Diversidad Biológica adoptado en Río de Janeiro Resolución Legislativa N° 26181, la Declaración sobre los ecosistemas andinos montañosos o la Estrategia Nacional de Diversidad Biológica al 2050 DECRETO SUPREMO N° 008-2024-MINAM.

En este contexto, la presente investigación tiene como finalidad aportar un insumo científico relevante para la formulación de políticas públicas que promuevan la protección de estos ecosistemas.

1.3.HIPÓTESIS

Dado que la puna andina es un ecosistema frágil ante los efectos del cambio climático, se espera que en escenarios climáticos futuros se presenten cambios en la distribución de las especies vegetales representativas.

1.4.OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

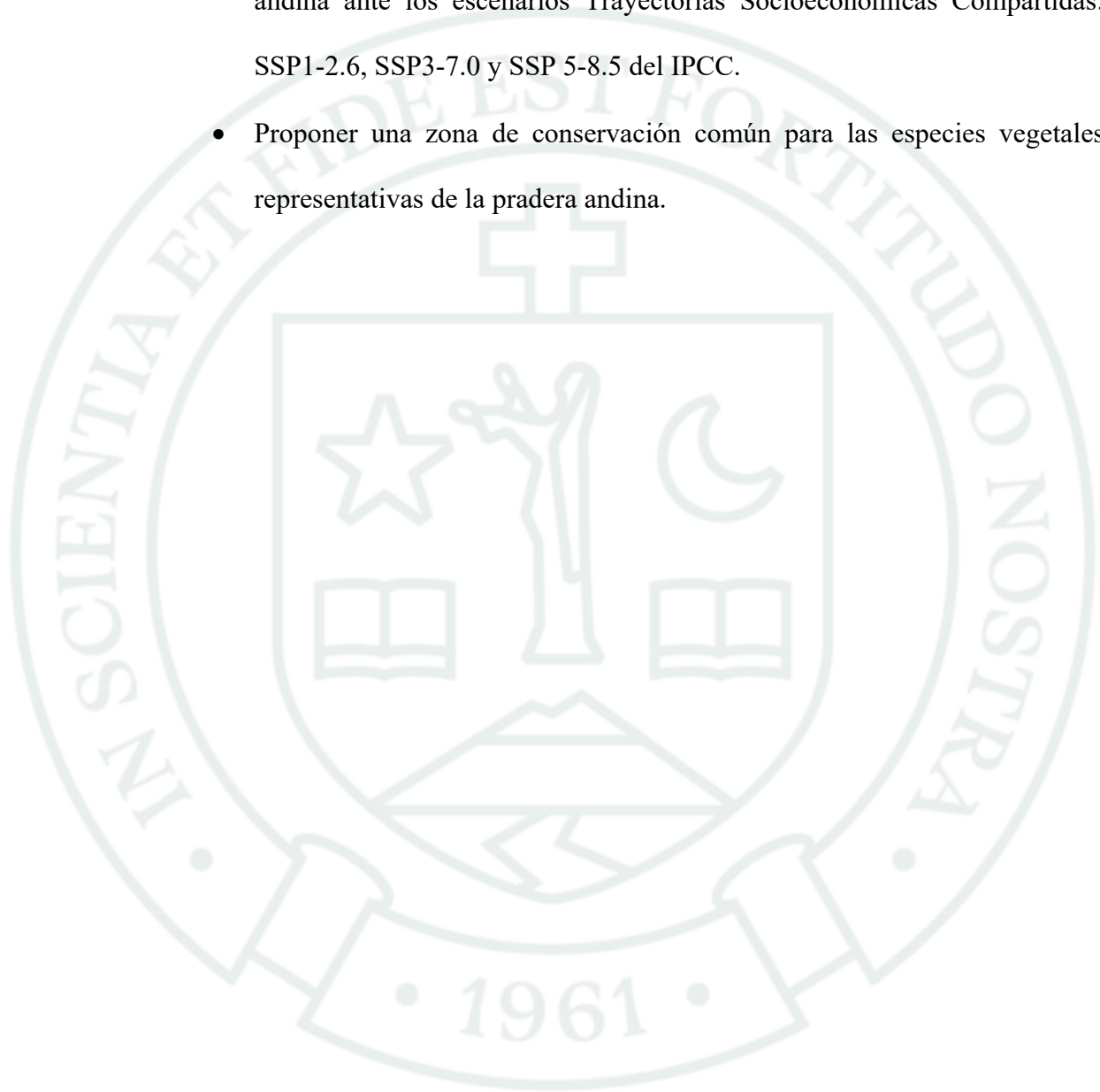
1.4.1.Objetivo general

Determinar los efectos del cambio climático sobre la distribución de las especies vegetales representativas de la pradera andina.

1.4.2.Objetivos específicos

- Establecer las variables relevantes para el análisis de la distribución espacial de cinco taxa vegetales representativas de la pradera andina.

- Describir la distribución actual de las especies vegetales representativas de la pradera andina
- Predecir la respuesta de las especies vegetales representativas de la pradera andina ante los escenarios Trayectorias Socioeconómicas Compartidas: SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP 5-8.5 del IPCC.
- Proponer una zona de conservación común para las especies vegetales representativas de la pradera andina.





2. FUNDAMENTO TEÓRICO

2.1. ESTADO DEL ARTE

El estudio de la biogeografía se remonta a la época antigua, donde naturalistas como Humboldt, Sclater o Wallace se percataron de que la biota se divide en unidades geográficas distintas (Vilhena & Antonelli, 2015). En la actualidad, la crisis de biodiversidad global ha generado un creciente interés por los estudios destinados a comprender los patrones espaciales de distribución a través de los sistemas de información geográfica y la teledetección (Sousa-Guedes et al., 2020). En tal sentido, los Modelos de Nicho Ecológico (en adelante MNE) se han convertido en la herramienta predilecta para pronosticar el área de distribución de especies, permitiendo delimitar regiones biogeográficas, además de tener como principal fortaleza su capacidad de extrapolación a escenarios en el espacio y tiempo. (Franklin, 2010)

Los primeros trabajos en este campo, como el de Thuiller et al. (2005), advertían sobre la influencia del cambio climático en la distribución de las especies, señalando una posible pérdida entre el 27 y 63% de la diversidad de especies de Europa para finales del siglo XXI. Por su parte, reportes como el de Hamann & Wang (2006) indicaban que especies arbóreas, pertenecientes al límite septentrional de Colombia Británica, ampliarían su hábitat a un ritmo de al menos 100 km por década. Estos y otros estudios fueron un primer indicio de los resultados que acompañarían las futuras investigaciones, donde se resaltaría la idea de que, si bien muchas especies podrían verse amenazadas por el cambio climático, otras podrían

expandir o desplazar sus áreas potenciales de distribución, tal como lo señala Gebrewahid et al. (2020).

A nivel global, se pueden resaltar investigaciones como la de Yang et al. (2013), quienes estudiaron acerca de la distribución de *Justicia adhatoda* L., una especie medicinal perteneciente a las faldas del Himalaya en India, llegando a la conclusión de que sólo el 34.03% del área estudiada tenía un potencial alto para el desarrollo de la especie. Zhao et al. (2021), por su parte, estudiaron la distribución de la especie de té *Camellia sinensis* L., obteniendo como resultado que su hábitat adecuado se ampliará bajos los escenarios de cambio climático SSP370 y SSP585 en los años 2041-2061 y 2081-2100, respectivamente. Geng et al. (2022), a su vez, indicaron que la distribución de *B. platyphylla*, una de las especies más importantes de la comunidad del bosque de Larix en Asia oriental, aumentaría en 2,95%, 5,16%, 4,49%, y 5,18% bajo los escenarios RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0, y RCP8.5, respectivamente. Además, Park et al. (2019) en su investigación acerca de la vulnerabilidad y el efecto del cambio climático en tres especies indicadoras vulnerables al clima (*Abies koreana* E.H.Wilson, *Aucuba japonica* Thunb, y *Camellia japonica* L.) halló que los hábitats futuros de las tres especies se ampliarían para el periodo 2040~2060. El cual es un resultado similar al obtenido por Qin et al. (2017), quienes indican que la distribución potencial de *Thuja sutchuenensis* Franch., una especie en peligro de extinción en China va a ir en aumento desde el periodo actual hasta el año 2070, según los escenarios RCP4.5 y RCP8.5. Por otro lado, informes como el de Getaneh et al. (2023), indican que la distribución de las especies como *Osyris quadripartita* Decn. en Etiopía disminuiría

de 14.4% al 11%, según el RCP 8.5 en el año 2070. Resultados similares a los reportados por Wei et al. (2018), quienes señalan que la superficie total de regiones poco y moderadamente adecuadas para la especie *C. tinctorius* aumentaría para las décadas de 2050 y 2070 en tres escenarios de concentración (RCP2.6, RCP4.5 y RCP8.5), mientras que la superficie total de regiones muy adecuadas disminuiría. Finalmente, se podría mencionar el trabajo de Mohammadi et al. (2019), donde indican que la distribución potencial de las especies *Jaculus blanfordi* y *Jaculus loftusi* no se verían afectadas por el cambio climático.

En el contexto sudamericano, las investigaciones son más limitadas. Dentro de la bibliografía actual se puede resaltar el trabajo de Salariato et al. (2018), centrado en la investigación del género *Stenodraba*, un grupo de ocho especies distribuidas a lo largo de los Andes Centrales de Argentina y Chile. De manera similar, investigaciones como la de Alberdi Nieves (2021), quien estudió la distribución de los bosques andinos con el método de máxima entropía con el modelo de MaxEnt, descubriendo vulnerabilidad futura en las formaciones forestales, representado por una reducción en su extensión, consecuencia de la pérdida de idoneidad climática en su área de distribución actual. Igualmente, se puede resaltar reportes como el de Salariato et al. (2019), quienes estudiaron los patrones ecológicos y espaciales asociados a la diversificación del género *Tetraglochin* a lo largo de los Andes Centro meridionales. De manera similar, se puede señalar el trabajo de Avila et al. (2024), que se centró en determinar cómo la distribución potencial predicha para ocho especies de murciélagos amenazados difiere de los mapas de distribución reportados por la UICN. Finalmente, el estudio

de González-Trujillo et al. (2024), quienes estudiaron la distribución actual y futura de especies invasoras en los andes tropicales bajo escenarios de emisiones de carbono bajas (SSP126), moderadas (SSP370) e intensas (SSP585), donde obtuvieron como resultado que entre el 18% y el 60% de la superficie de montaña tropical (480 000 km²) es apta para el establecimiento de al menos una especie invasora; además, de que esta superficie podría expandirse entre un 2% y 4% a mediados de siglo.

Desde una perspectiva objetiva, la mayoría de los estudios revisados hacen una clara referencia al estudio del efecto del cambio climático sobre la distribución potencial de las especies. Sin embargo, se puede observar que existe una clara brecha en el conocimiento cuando nos referimos a los estudios realizados en Sudamérica y el Perú, especialmente en el contexto de los Andes tropicales, evidenciándose en el número de investigaciones relacionadas con este tópico.

A partir de este contexto, el presente estudio propone aportar información que pueda utilizarse para la gestión de la biodiversidad de las praderas andinas ante el cambio climático en los Andes tropicales.

2.2.MARCO TEÓRICO

2.2.1.Ecosistemas altoandinos

Los ecosistemas altoandinos son una serie de hábitats que se extienden desde los 12° de latitud norte en Venezuela hasta los 56° de latitud sur en Chile. Estos constituyen el corredor montañoso ininterrumpido de mayor envergadura en el mundo (Arroyo & Cavieres, 2013). Este ecosistema se divide en páramo, punta

y estepa andina meridional. El páramo se extiende desde los 11° N en Venezuela hasta los 8° S en Perú, la puna está presente desde los 8° S en el norte del Perú hasta los 27°S y la estepa andina meridional se encuentra en el sur de Sudamérica, únicamente dentro de latitudes templadas. En conjunto, se estima que todo el ecosistema altoandino ocupa un área mayor a los 913 600 km² (5,1% del continente sudamericano). (Arroyo & Cavieres, 2013)

El ecosistema altoandino llega a incluir hábitats como los bosques altoandinos, humedales, casquetes glaciares, pastos, etc., presentando una alta heterogeneidad en sus condiciones ambientales. Esto se debe a la topografía montañosa características de la zona, la cual que genera gradientes climáticas y geológicas. (Sarmiento et al., 2017)

La importancia de este ecosistema recae en su capacidad de proveer múltiples servicios ecosistémicos, tales como: la regulación de agua, estabilización de laderas, refugio térmico para especies, provisión de alimento a poblaciones, entre otros (Arroyo & Cavieres, 2013). Debido a esto, y a su extraordinaria biodiversidad, son reconocidos como una prioridad de conservación mundial, siendo clave para el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) marcado por las Naciones Unidas (UN). (Llambí et al., 2020)

2.2.1.1. Pradera andina

La pradera andina es un ecosistema localizado entre los 3500 a 5000 m, extendiéndose desde el norte de Colombia hasta el sur de Argentina, ocupando un área total de aproximadamente 470 000 km² (Oliveras et al., 2014; Tovar et al., 2013; Yaranga, Fuentes, et al., 2021), siendo el segundo ecosistema con mayor

superficie del Perú, después de los bosques (Mamani Mamani et al., 2013). Generalmente, está cubierto por pastos, en conjunto con diversas formaciones vegetales (Yaranga, Fuentes, et al., 2021), pudiendo ocupar terrenos planos u ondulados, además de colinas con pendientes suaves o moderadas (Cerna-Cueva et al., 2024) y cuyas épocas de crecimiento coincide con la estación de lluvias (Florez Martínez, 2005). En el Perú, la pradera andina se caracteriza por pertenecer a la puna seca y puna húmeda, las cuales se extienden en los departamentos de Ayacucho, Apurímac, Arequipa, Cusco, Puno, Moquegua, Tacna, La Libertad, Ancash, Lima, Junín, Pasco y Huancavelica. (MINAM, 2019)

Este ecosistema presenta una riqueza vegetal considerable, encontrándose diversidad de familias botánicas como: *Poaceae*, *Asteraceae*, *Cyperaceae*, *Rosaceae* (Yaranga et al., 2021a). Dentro de estas familias, las gramíneas constituyen el mayor grupo de especies vegetales de las praderas, siendo representado por especies como: la chilligua (*Festuca dolichophylla*), el crespillo (*Calamagrostis vicunarum*), el ichu (*Stipa ichu*), el llachu o chili (*Muhlenbergia fastigiata*) y el ccachu (*Poa candamoana*). (Florez Martínez, 2005)

Mamani-Mamani et al. (2013) indican que este ecosistema es utilizado principalmente para el pastoreo de ganado doméstico (vacunos, ovinos, camélidos, equinos), siendo la principal actividad económica de múltiples familias campesinas. (Cuesta & Becerra, 2012; Fuentealba et al., 2011)

2.2.2. Cambio climático

El cambio climático es el conjunto de cambios a largo plazo de temperaturas y patrones meteorológicos. Estos pueden ser de carácter natural, aunque

actualmente su principal causa es la actividad humana. Dentro de sus principales efectos, se puede resaltar el aumento de la temperatura promedio global durante el periodo 2011 – 2020 en 1.1°C, en comparación con el promedio registrado entre 1850 – 1900. (IPCC et al., 2023; United Nations, 2021)

Las actividades humanas como la deforestación, el clareo de tierras, el cambio de uso de suelo, la agricultura, la explotación de combustibles fósiles, etc. son los principales causantes de este fenómeno. Esto debido a que generan emisiones de gases de efecto invernadero, tales como el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxidos de nitrógeno (NO_x) y vapor de agua (IPCC et al., 2023), los cuales absorben y reemiten la radiación infrarroja, lo cual genera el fenómeno conocido como calentamiento global.

Es importante resaltar que, en condiciones normales, la presencia de gases de efecto invernadero en una proporción equilibrada no se considera alarmante, sin embargo, esto se ha convertido en un problema debido a al desbalance entre la cantidad necesaria de estos gases en la atmósfera y la existente. (Klainsman Chukwuemeka et al., 2024)

2.2.2.1. Cambio climático en el contexto del ecosistema andino tropical

En la región de los Andes tropicales el fenómeno del cambio climático se está haciendo prevalente con una rapidez poco previsible. En las últimas nueve décadas se ha observado un incremento de la temperatura promedio en 0.9°C, aproximadamente 0.10°C por década (Vuille et al., 2008), esperándose un aumento entre 1°C a 3°C en los próximos 50 años. Esto se ha traducido en un aumento en el nivel altitudinal de congelación, información validada por el National Centers for

Environmental Prediction (NCEP) y el National Center for Atmospheric Research (NCAR), quienes demostraron un aumento entre los 53 a 73 metros en la altura de congelación en la Cordillera de los Andes. (Díaz et al., 2003)

Además, se espera un cambio en las precipitaciones menor al 10% en la región, existiendo tendencias de aumento al norte de Ecuador y Centro de Perú, y disminuciones en el sur del Perú y a lo largo de su frontera con Bolivia (Cuesta et al., 2012). En conjunto a estos efectos, se puede esperar un aumento en los niveles de humedad relativa debido al incremento significativo de la temperatura (New et al., 2000). Asimismo, un elemento climático que se verá gravemente afectado es la nubosidad convectiva. Debido a su fuerte correlación con la temperatura superficial, se espera una intensificación de la nubosidad en las regiones ecuatoriales, mientras que en las regiones subtropicales (Perú, Chile, Bolivia y Argentina) se esperan condiciones más secas y menos nubosas. (Chen et al., 2002)

A) Efectos del cambio climático en la pradera andina

El cambio climático tiene efectos sobre el ecosistema de pradera andina. Esto se debe a que los ecosistemas de alta montaña son particularmente sensibles a los cambios del clima, ya que han evolucionado para adaptarse a condiciones ambientales extremas (bajas temperaturas, altas tasas de evapotranspiración y baja presión de CO₂), las cuales están cambiando en gradientes pronunciados (Carilla et al., 2023). Dentro de los principales efectos del cambio climático, señalado por autores como Anderson et al. (2011), Buytaert et al. (2011), Cuesta et al. (2012) y Vargas Ríos & Ávila-Rodríguez (2018) podemos resaltar:

- a) La reducción de la cobertura de múltiples tipos de vegetación, traducéndose en cambio en el patrón de distribución.
- b) Incremento en el aislamiento de fragmentos de vegetación, ocasionando extinción y pérdida de biodiversidad.
- c) Desplazamiento de especies hacia franjas altitudinales superiores, ocasionando invasiones de especies exóticas (principalmente arbustos y gramíneas).
- d) Alteraciones en la fisiología de las especies y su capacidad de soportar eventos extremos (heladas, sequías, etc.).
- e) Afectación de los niveles de agua del suelo, generando saturación, lixiviación de nutrientes y erosión.
- f) Incremento de erosión y deslizamientos.
- g) Cambios en la condición biomasa-necromasa, reduciendo reservas de carbono en el suelo y propiciando su liberación a la atmósfera.
- h) Incremento en la evapotranspiración, alterando las propiedades del suelo (almacenamiento de agua y carbono) y generando cambios en la hidrología a escala regional.

2.2.3. Nicho ecológico

En esta investigación nos basaremos en la definición de nicho de G. E. Hutchinson, ya que nos da más información y una mayor utilidad al referirnos a los Modelos de Nicho Ecológico (MNE), concepto que revisaremos más adelante. En tal sentido Hutchinson (1957) define al nicho ecológico como “un «hipervolumen» en un espacio ecológico multidimensional, determinado por los requisitos de una

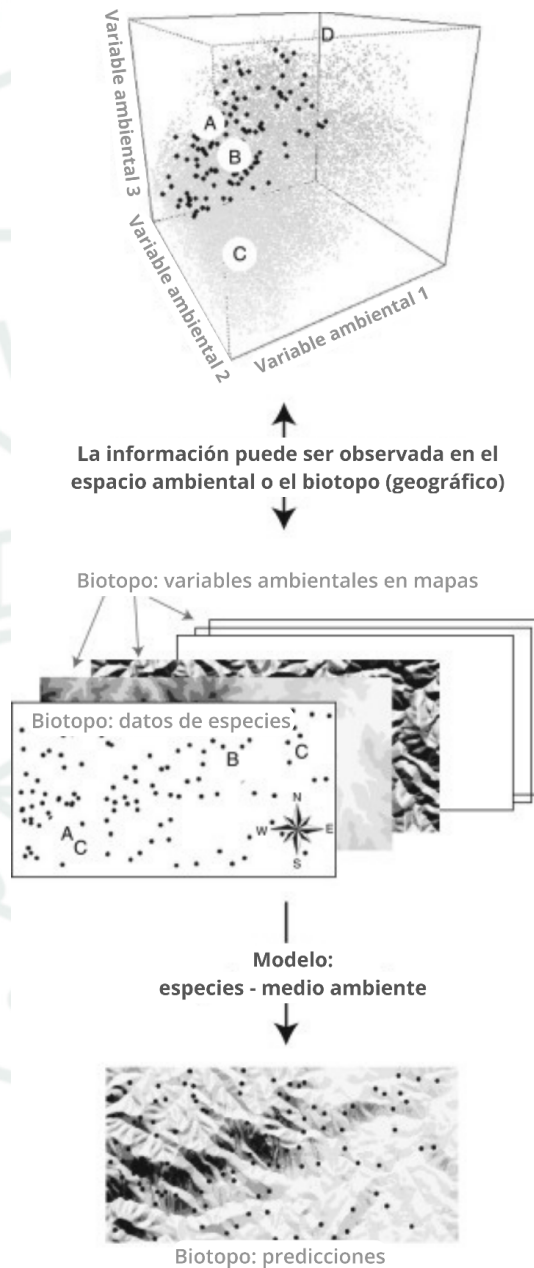
especie, donde cada dimensión del espacio de nicho representa una variable ambiental potencial o realmente importante para la persistencia de una especie.” (p. 416). Es importante señalar que este concepto no hace referencia al espacio geográfico conocido como biotopo (expresión física de los ejes del nicho). En base a esto, se puede entender que el nicho ecológico y el biotopo no son totalmente recíprocos entre sí. De hecho, cualquier punto del nicho puede tener una, ninguna o múltiples manifestaciones dentro del biotopo, mientras que cualquier punto del biotopo sólo se vinculará a un punto dentro del nicho (Elith & Franklin, 2017), esto se puede observar en la Figura 1.

Esta definición es de suma importancia, puesto que la relación entre el nicho y el biotopo se ve reflejada en los modelos de distribución de especies, ya que estos utilizan las relaciones identificadas en el espacio del nicho para poder predecir los sitios potenciales de ocurrencia en el biotopo. Estos patrones son conocidos como autocorrelación espacial (SAC por sus siglas en inglés); es decir, las interdependencias entre los valores de una variable ambiental determinada en diferentes espacios geográficos. (Elith & Franklin, 2017)

En la Figura 1, se muestra como un punto en el espacio ambiental (cuadro superior) puede tener más de una manifestación en el biotopo (cuadro del medio), como es en el caso del punto “C”, o no tener manifestaciones en el biotopo, como el caso de los puntos “A” y “B”; y como un modelo de predicción (cuadro inferior) puede crear predicciones gracias a la correlación espacial en la representación del medio ambiente en el biotopo.

Figura 1

Esquema conceptual de la correspondencia y discontinuidad espacial entre el espacio de nicho (cuadro superior), el espacio de biotopo (imagen inferior) y el modelo de predicción (cuadro inferior). Obtenido y modificado de Species Distribution Modeling por Elith & Franklin (2017).



2.2.3.1. Nicho fundamental y nicho realizado

Al hablar de nicho ecológico es importante tener una diferenciación clara entre nicho fundamental y nicho realizado. En primer lugar, podemos entender como nicho fundamental de una especie según lo señalado por Hutchinson (1957), quien indica que es el conjunto de puntos en el espacio que producen un crecimiento poblacional intrínseco no negativo, lo cual permite que los miembros de la especie puedan ocupar este espacio en ausencia de interacciones de competencia (Matthiopoulos, 2022). Este espacio está restringido por los límites de tolerancia y resistencia de los organismos para adaptarse a los factores externos con los que interactúan (refiriéndonos a los parámetros del nicho ecológico), siendo el resultado de las adaptaciones evolutivas de una especie a las condiciones extremas de factores bióticos y abióticos. (Severtsov, 2013)

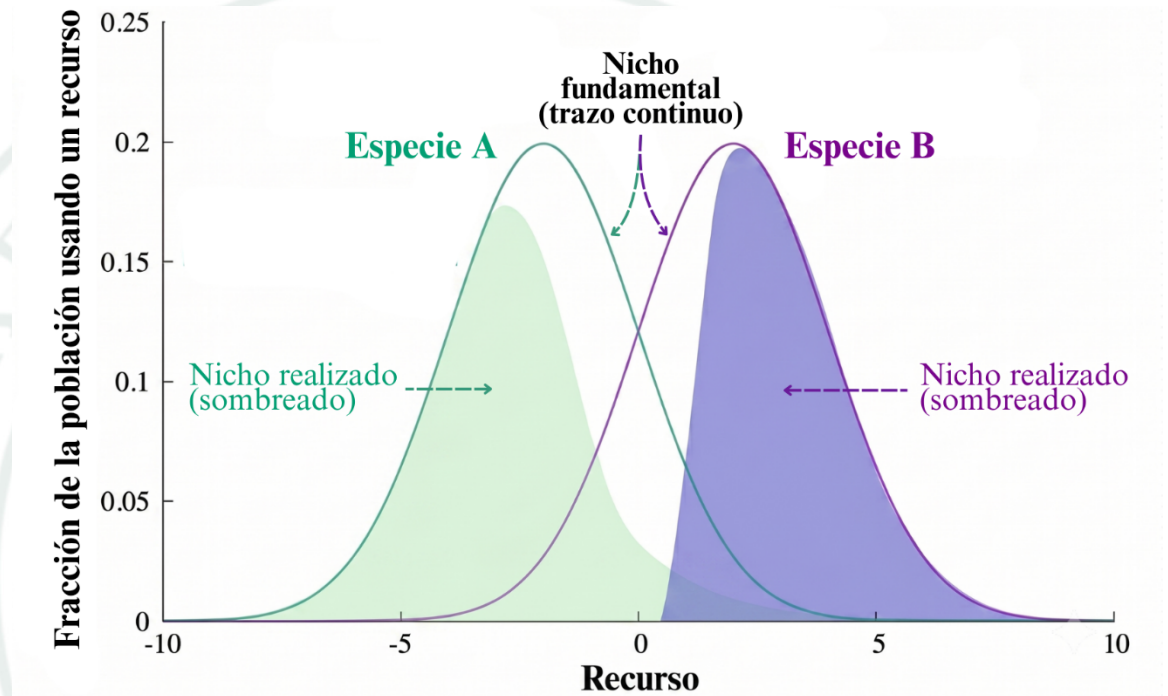
Por otro lado, el nicho realizado se define como la parte del hipervolumen del nicho que es efectivamente utilizada por la especie. Este se genera a partir del conjunto de interacciones ecológicas entre las poblaciones de dicha especie, los componentes del ecosistema y los parámetros del nicho. Este concepto se basa en que las poblaciones ocupan hábitats cuyas condiciones se acercan lo mayor posible a su óptimo ecológico; es decir, lugares cuyas condiciones proporcionan un tamaño de población suficiente para su reproducción sostenible. (Severtsov, 2013)

Esto se observa en la

Figura 2, donde el nicho realizado de las especies A y B (sombreado) es más angosto que el nicho fundamental (trazo continuo) debido a que al compartir un mismo espacio su distribución estará demarcada por factores como la competencia.

Figura 2

Representación gráfica del nicho fundamental y nicho realizado basado en la competencia de dos especies (A y B). Obtenido y modificado de Animal Ecology: Competition, predation, and cooperation por Reese (2022).



2.2.3.2. Diagrama de interacciones bióticas, abióticas y de movilidad (BAM)

Soberon & Peterson (2005) señalan que el área de distribución de una especie es una expresión compleja determinada por cuatro factores:

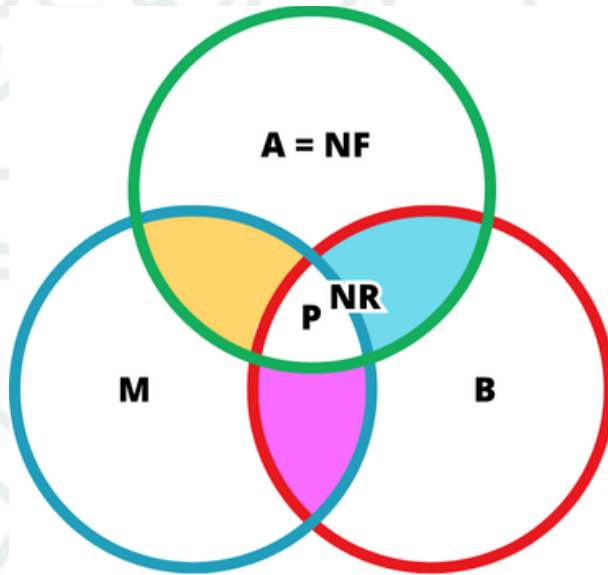
- Condiciones abióticas como: el clima, condiciones edáficas, etc.
- Factores bióticos, tanto positivos (mutualismo) como negativos (competencias, predadores, etc.).
- Accesibilidad a regiones que hacen posible la dispersión de una especie.
- La capacidad evolutiva de las poblaciones para adaptarse a nuevas condiciones.

Estos factores interactúan dinámicamente y a diferentes escalas, produciendo lo que se denomina distribución geográfica de una especie.

Para explorar las relaciones entre los conceptos de nicho y la distribución de una especie Pulliam (2000) utilizó un gráfico denominado Diagrama BAM, el cual puede ser observado en la Figura 3.

Figura 3

Diagrama de interacciones Bióticas, Abióticas y de Movilidad (BAM). En el diagrama A) variables abióticas, B) variables bióticas, M) área accesible, P) distribución geográfica de la especie, NF) nicho fundamental y NR) nicho realizado. Obtenido y modificado de Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas por Soberon & Peterson, p. (2005, p. 3)



En la Figura 3 se denota que una especie estará presente (P) cuando se hayan cumplido 3 condiciones: 1) condiciones abióticas favorables (región (A)); 2) existe un conjunto adecuado de especies (plantas alimenticias, polinizadores, etc.) y hay una carencia de especies no adecuadas (competidores, enfermedades, predadores),

representando la región (B); y 3) la especie está presente en una región (M) a la que puede llegar sin limitaciones.

En ese sentido la región (A) es la expresión geográfica del nicho fundamental (NF). La región (B) es donde se espera que se den interacciones interespecíficas necesarias para la presencia de la especie. $A \cap B$ es la región donde las condiciones abióticas son adecuadas y las especies mutualistas están presentes, mientras que el conjunto de especies competidoras y predadoras no impedirán una buena adecuación, siendo la expresión geográfica del nicho realizado (NR). (Hutchinson, 1957; Pulliam, 2000)

2.2.4. Modelos

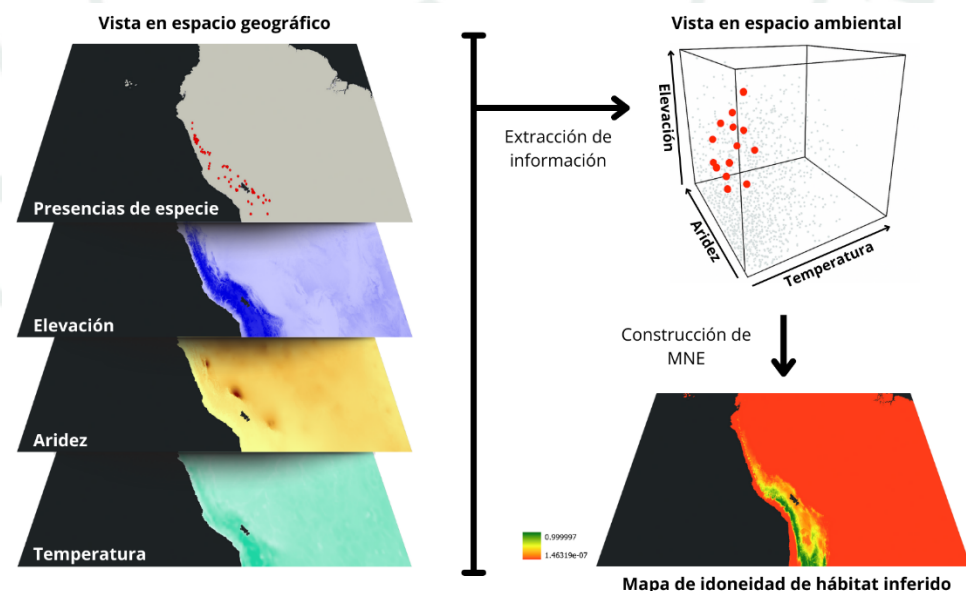
Un punto importante que discutir es la disyuntiva que existe en terminología cuando nos referimos a cómo se deberían de llamar los modelos. Algunas investigaciones los denominan como “modelos de distribución de especies”, puesto que hacen referencia a los datos, centrándose primordialmente en la predicción de la distribución; mientras que otros utilizan el término “modelos de nicho ecológico”, puesto que buscan estudiar el nicho potencial de la especie. Para esto nos referiremos a lo que señalan Elith & Franklin (2017), quienes indican que todas las aplicaciones que requieren predicción para nuevas regiones geográficas, tal es el caso de la distribución potencial de especies, o nuevos momentos, como los escenarios futuros, dependen en gran medida del vínculo conceptual con los nichos. En tal sentido, de ahora en adelante se utilizará el término MNE para referirnos a los modelos de nicho ecológico.

2.2.4.1. Modelos de nicho ecológico (MNE)

Tal como se ha resaltado a lo largo de este manuscrito, múltiples especies están modificando su distribución actual debido a alteraciones en las condiciones ambientales y/o climáticas (Wani et al., 2022). En este contexto, y con el objetivo de entender la dinámica de distribución de las especies y sus nichos ecológicos, se crean los MNE (Javeed et al., 2024). En esencia estos se pueden definir como representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la existencia de una especie, basándose en un número de variables independientes para generar dicha representación (topográficas, climáticas, entre otras) (Mateo et al., 2011) En tal sentido, nos estamos refiriendo a un modelo de clasificación que, por medio de algoritmos estadísticos, vincula datos geográficos con la presencia o ausencia de especies y factores ambientales que definen su hábitat (Javeed et al., 2024; Mateo et al., 2011), esto se puede observar en la Figura 4.

Figura 4

Esquematzación del proceso de modelización de nichos ecológicos



2.2.4.2. Aplicaciones de los modelos de nicho ecológico (MNE)

A) Herramientas de conservación

Uno de los objetivos de conservación es cuantificar la cantidad de hábitats idóneos que permitan el desarrollo de distintas especies dentro de un ecosistema. En tal sentido, los MNE se han consolidado como una herramienta para determinar la extensión de hábitats potenciales, en especial para especies amenazadas. Estos modelos se basan en un enfoque de registros de presencia en conjunto con una serie de variables ambientales, permitiendo así la representación de la distribución potencial de la especie (Escalante & Martinez-Meyer, 2013). Edwards-Calma et al. (2023) indican que los nuevos avances en la modelización de nicho ecológico están incrementando la capacidad de los profesionales de la conservación para determinar la extensión del hábitat adecuado para las especies amenazadas, permitiendo así preservar áreas críticas donde estas especies puedan sobrevivir.

B) Predictor de efectos del cambio climático en la biogeografía

La biogeografía no es estática, de hecho, experimenta variaciones durante el tiempo como resultado de cambios en el medio. En tal sentido, se puede inferir que es vulnerable ante los efectos del cambio climático. De hecho, el estudio realizado por Sousa-Guedes et al. (2020) ha documentado múltiples procesos de desplazamiento de especies atribuibles al cambio climático, traducándose en alteraciones de los patrones espaciales en las regiones biogeográficas.

En este contexto, los MNE se presentan como una herramienta que permite conocer la distribución geográfica de diversas especies a partir de datos

de ocurrencia, con la ventaja de que estos pueden extrapolarse a diversos escenarios espaciales y temporales. Lo cual permite el análisis de la variación de las regiones biogeográficas a lo largo del tiempo. (Sousa-Guedes et al., 2020)

En lo que respecta al valor predictivo de los MNE, trabajos como los de Tsiftsis et al. (2024) y Piirainen et al. (2023) indican que es un tema que se debe de tratar con cautela, ya que muchas veces se puede sobreestimar su rendimiento predictivo. Además, señalan que para que un MNE, cuyo objetivo sea predecir la distribución de una especie en el futuro, sea fiable, no basta con utilizar modelos climáticos como factores ambientales; si no que cada especie y región consideradas debe de pasar por un análisis previo para seleccionar de forma cuidadosa las variables ambientales potenciales a utilizar y comprobar su importancia como factores responsables de la distribución de las especies.

A pesar de las limitaciones que puede llegar a presentar los Modelos de Nicho Ecológico, Wiens et al. (2009) manifiestan que son la forma más objetiva y eficaz de anticipar futuros cambios ambientales, lo cual ha permitido un cambio en el enfoque de la conservación y la gestión de las especies.

2.2.4.3. Tipos de datos de ocurrencia de especies

Los MNE se sustentan en información referente a registros de localización de especies y factores ambientales (temperatura, precipitación, elevación, pendiente, etc.) para generar funciones estadísticas que permitan predecir la distribución de hábitats para diversas especies. (Brotons et al., 2004; Phillips et al., 2009)

A pesar de que el concepto de datos de presencia podría parecer sencillo (puntos en un mapa donde se ha registrado una especie), la realidad es que los detalles pueden llegar a ser intrincados. Idealmente, los datos de presencia han de proceder de zonas accesibles que sean adecuadas para que la especie mantenga poblaciones estables en el tiempo (P), revisar Figura 3. Caso contrario al de los datos de ausencia, los cuales se espera que procedan de zonas que han sido accesibles para la especie, pero en las que el entorno no es adecuado para que esta mantenga poblaciones (M), revisar Figura 3. (R. P. Anderson et al., 2011)

Es por esto por lo que es necesario un control riguroso de los datos que se van a usar en los MNE, para así asegurar que la modelación sea rigurosa y no repercuta en sesgos adicionales (Navarrete Macedo, 2019). A continuación, se detallan los tipos de datos de ocurrencia que se pueden utilizar en la elaboración de MNE:

A) Presencia

Los datos de presencia corresponden a información recolectada y almacenada a partir de la observación de una especie en el ambiente. Estos pueden ser obtenidos a partir de diversas metodologías, tales como salidas de campo, o a través de repositorios recopilados por múltiples colaboradores (registros de museos, encuestas de investigación, iniciativas científicas ciudadanas, etc.). Es importante destacar que en la actualidad cada vez son más los recursos virtuales dedicados a la recopilación, descarga y visualización de datos. A nivel global destaca la plataforma Global Biodiversity Information

Facility (GBIF), un recurso gratuito que cuenta con más de 1,5 millones de especies registradas. (EcoCommons, 2025)

De acuerdo con Mejia Rios (2023) las ventajas relacionadas con trabajar con datos de presencia son: 1) existe una alta disponibilidad y 2) son inapelables; mientras que las desventajas están enmarcadas en: 1) no permiten calcular la probabilidad de presencia, 2) no informan sobre sesgo en el muestreo y 3) se necesita prestar especial atención a la precisión de las coordenadas.

B) Ausencia estricta

Cuando nos referimos a la ausencia estricta, también llamada ausencia verdadera, nos referimos a cuando el observador está seguro de que la especie objetivo no está presente. Este tipo de datos, con tal magnitud de certeza, son poco frecuentes. Esto ha generado que la mayoría de los analistas lleguen al consenso de que una especie está ausente cuando se inspecciona repetidamente una zona y no se observa dicha especie. Este tipo de suposiciones puede llegar a generar problemas por múltiples razones: 1) una especie puede no permanecer en una zona adecuada todo el año y 2) la presencia de otras especies puede excluir a la especie objetivo. Por este motivo la mayoría de MNE miden la distribución potencial de la especie, no la distribución realizada. (EcoCommons, 2025)

Mejia Rios (2023) señala que el trabajar con datos de presencia-ausencia tiene como ventajas: 1) permite calcular la probabilidad de presencia y 2) tiene en cuenta el sesgo en el muestreo; mientras que tiene como

desventajas: 1) no existe la posibilidad real de demostrar una ausencia, 2) pueden existir falsas ausencias y 3) hay baja disponibilidad de datos de ausencias reales.

C) Pseudoausencia

En los casos en los que las ausencias reales no están disponibles para ciertas especies, se pueden llegar a utilizar las pseudoausencias. Estas son puntos al azar dentro de un área de estudio. Es importante tomar en cuenta que el uso de este tipo de datos puede generar resultados menos precisos con respecto a los modelos entrenados con datos de ausencia real debido a múltiples factores: 1) presentan una estadística inadecuada y 2) los datos presentan sesgo de muestro espacial y medioambiental. (EcoCommons, 2025)

Anderson et al. (2011) indican que a pesar de que las pseudoausencias se usan como alternativa a las ausencias estrictas, muchas veces sufren la inclusión de píxeles provenientes de áreas que podría ocupar la especie, generando serios problemas en el modelo.

Mejia-Rios (2023) señala que el trabajar con datos de pseudoausencia presenta como ventajas que: 1) son fácilmente generables y 2) permiten calcular una aproximación de la probabilidad de presencia. Asimismo, indica como desventaja que: 1) no son ausencias reales, 2) es necesario algún criterio ecológico para seleccionarlas y 3) no tienen en cuenta el sesgo del muestreo.

D) Fondo o background

Algunas veces los términos “fondo” o “background” y “pseudoausencia” son utilizados indistintamente. Sin embargo, el muestreo de

fondo se utiliza para caracterizar las condiciones ambientales de una región de estudio; mientras que el muestreo de pseudoausencia tan solo consiste en seleccionar zonas en los que la especie no ha sido reportada, tratando de imitar los puntos de ausencia. (Anderson et al., 2011)

Navarrete-Macedo (2019) señala que el trabajar con datos de fondo tiene como ventajas: 1) las muestras son fáciles de generar y 2) no hay problema si es que se solapan con la presencia. Por otro lado, señala que las desventajas son: 1) no funciona de manera óptima con todos los métodos y 2) si es que se trabaja con métodos de regresión se tiene que ponderar el background.

2.2.4.4. Variables ambientales

La distribución de las especies está limitada por diversos factores ambientales, convirtiéndose en una de las causas de los patrones espaciales de distribución de los organismos (Guisan & Zimmermann, 2000). Debido a esto la selección de las variables ambientales, también conocidas como variables independientes, en la modelización de nicho ecológico tiene que cumplir con ciertas condiciones: su extensión espacial y escala de trabajo deben de ser adecuadas, deben de tener una relación potencial con la distribución de la especie, deben tener una variabilidad significativa en la zona de estudio y no deben de estar excesivamente correlacionadas entre sí. (Graham, 2003)

Mateo et al. (2011) señala que las variables ambientales más comúnmente utilizadas son: 1) variables climáticas, 2) información relacionada con la edafología, geología y litología; 3) elevación y sus variables derivadas (pendiente,

rugosidad, etc.), 4) variables resultantes de la teledetección (vegetación, temperatura superficial, etc.) y 5) variables de tipo demográfico y de ocupación del espacio (índices de población, proximidad a vías de comunicación, densidad poblacional, etc.).

Una de las cuestiones más importantes al trabajar con variables independientes es cuáles y cuántas son necesarias para un modelo de nicho riguroso. R. P. Anderson et al. (2011) contempla que la respuesta más correcta sería que esto varía en función a la escala en la que abordemos la cuestión, los conocimientos disponibles sobre la especie, la complejidad del nicho y la disponibilidad de datos de alta calidad.

A) Fuentes de datos ambientales

Existen múltiples fuentes digitales usadas para la obtención de variables ambientales, su elección dependerá del tipo de variable con la que se quiera trabajar. Algunas de las variables más utilizadas son las bioclimáticas, que se pueden encontrar en la plataforma WorldClim, CHELSA, MERRAclim, ecoclimate, etc. Estas son indicadores significativos que se obtienen a partir de valores mensuales de temperatura y precipitaciones, representando tendencias climáticas anuales y estacionales (Berio Fortini et al., 2022; WorldClim, 2020), la descripción de las 19 variables se puede observar en la Tabla 1.

Tabla 1

Descripción de las 19 variables bioclimáticas propuestas por el proyecto BioClim para la descripción de ecosistemas. Obtenido de Navarrete-Macedo (2019)

Variables	Descripción
BIO1	Temperatura media anual
BIO2	Rango de temperaturas diurnas (Promedio mensual (T° máx. - T° min.))
BIO3	Isotermalidad ((BIO2/BIO7) * 100)
BIO4	Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar * 100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
BIO8	Temperatura media del trimestre más lluvioso
BIO9	Temperatura media del trimestre más seco
BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido
BIO11	Temperatura media del trimestre más frío
BIO12	Precipitación anual
BIO13	Precipitación del mes más lluvioso
BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO15	Estacionalidad en la precipitación (coeficiente de variación)
BIO16	Precipitación del trimestre más lluvioso
BIO17	Precipitación del trimestre más seco
BIO18	Precipitación del trimestre más cálido
BIO19	Precipitación del trimestre más frío

Además, para variables de tipo topográficas y sus derivados se encuentra Earth Resources Observation and Science (EROS) del servicio geológico americano. Adicionalmente, en esta investigación se están utilizando los datos de Índice global de aridez y evapotranspiración potencial obtenidos de la plataforma Figshare. (Zomer & Trabucco, 2019)

2.2.4.5. Metodologías de modelado

Con el fin de generar los MNE se han formulado, a lo largo de los años, diferentes algoritmos basados en ecuaciones matemáticas. Estos tienen la particularidad de que utilizan diferentes tipos de datos de presencia, pudiendo llegar a ser útiles en diferentes situaciones. Por fines prácticos se van a explicar tres de estos, siendo los más usados en la actualidad:

A) MAXENT

Maxent es un algoritmo que usa el principio de máxima entropía en datos de presencia estricta para estimar funciones relacionadas con variables ambientales y la idoneidad del hábitat con el fin de estimar el nicho ecológico de una especie y su distribución potencial (Warren & Seifert, 2011). El modelo se genera a partir de la extracción de una muestra de ubicación de fondo, que se contrasta con la ubicación de una presencia estricta, buscando similitudes entre los datos empíricos. Esto permite predecir la tasa de aparición de individuos en una celda del paisaje. En otras palabras, Maxent genera la probabilidad relativa de que una celda esté contenida en una colección de muestras de presencia (Merow et al., 2013). Sin embargo, es importante tomar en cuenta que el cumplimiento estricto de estos requisitos puede generar modelos sobre ajustados, lo que puede sobrestimar el área de distribución de la especie. (Warren & Seifert, 2011)

B) Boosted Regression Trees (BRT)

Los modelos BRT están basados en el “aprendizaje basado en árboles de decisión”, siendo una herramienta en el aprendizaje de máquina (machine learning) que mapea observaciones sobre un determinado elemento para generar conclusiones con valores objetivos. Estos modelos basados en árboles dividen el espacio en rectángulos usando reglas que permiten identificar regiones con respuestas más homogéneas a los predictores, pudiendo describirse como una función de tipo IF — THEN (Afthanorhan et al., 2015). Es por esto por lo que los BRT representan un modelo robusto y versátil, capaz de adaptarse a un conjunto heterogéneo de variables predictoras (medidas

físicas, atributos espaciales, etc.). Sus principales fortalezas se encuentran en: el manejo de valores de datos ausentes o atípicos, al crear un modelado que supera los métodos tradicionales de árbol único, reducir el riesgo de sobreajuste (Froeschke et al., 2024), facilitar el tratamiento de múltiples variables interactivas y tener una gran precisión predictiva y abundante flexibilidad. (Gu et al., 2019)

C) Generalized Additive Models (GAM)

Los modelos GAM son extensiones semiparamétricas de los modelos GLM (Modelos Lineales Generalizados), su cambio recae en que las funciones son aditivas y que los componentes son suavizados. En este tipo de modelo podemos utilizar un enlace para establecer relaciones entre la media de la variable de respuesta y una función suavizada. Su mayor ventaja recae en su capacidad para relaciones no lineales y no monotónicas entre la respuesta el conjunto de variables. Estos son capaces de contribuir con el desarrollo de modelos ecológicos con datos subyacentes. (Guisan et al., 2002)

La selección de un algoritmo puede implicar un reto, puesto que no existe una metodología sólida para el proceso de elección. Al no haber una metodología determinada se recomienda tomar en cuenta los siguientes criterios para seleccionar un algoritmo útil: 1) Disponibilidad de los datos (presencia o ausencia), 2) potencial del método para replicar respuestas complejas referentes a las especies con las variables ambientales, 3) sensibilidad al tamaño de muestra y 4) objetivo del estudio (predecir áreas o testear hipótesis). (R. P. Anderson et al., 2011; Navarrete Macedo, 2019)

2.2.4.6. Evaluadores de rendimiento del modelo

Existen múltiples medidas cuantitativas utilizadas para evaluar el rendimiento de un modelo, estas pueden ser divididas en dos categorías: a) evaluadores para predicciones binarias y b) evaluadores para predicciones continuas. Las medidas de rendimiento para modelos binarios se derivan de los elementos de una matriz denominada “matriz de confusión”, la cual se puede observar en la

Tabla 2, donde (A) zonas de distribución conocidas que el modelo predice correctamente como presente, (B) error de comisión (zonas en las que no se conoce la especie, pero se predice como presente), (C) error de omisión (celdas de distribución conocida que el modelo clasifica como ausentes) y (D) regiones donde no se ha encontrado la especie y el modelo clasifica correctamente como ausentes. (R. P. Anderson et al., 2011)

Tabla 2

Matriz de confusión. Obtenido y Modificado de Ecological Niches and Geographic Distributions por (R. P. Anderson et al., 2011, p. 163)

		Estado actual	
		Presencia	Ausencia
Estado Predicho	Presencia	A	b
	Ausencia	C	d

A) Evaluadores de predicciones binarias

Este tipo de evaluadores son utilizados para bases de datos que sólo tienen datos de presencia, siendo modelos que solo predicen dos resultados posibles: apto o no apto. En términos generales los evaluadores de predicciones

binarias indica la probabilidad de que el número total de registros de evaluación positivos predichos por el modelo pueda ser alcanzado por un modelo aleatorio (R. P. Anderson et al., 2011). Los valores de la matriz de confusión (Tabla 2) permite calcular los estadísticos de sensibilidad (fracción de presencias predichas de forma correcta), especificidad (porcentaje de ausencias predichas de forma correcta); así como tasas de comisión (fracción de ausencias predicha como presencia) y omisión (fracción de presencias como ausencias). Además del valor Kappa, que estima la exactitud del modelo usando todos los valores de la matriz de confusión (Navarrete Macedo, 2019). Asimismo, a partir del valor de sensibilidad y especificidad se puede calcular el TSS (estadísticas de habilidad verdadera), siendo la métrica más utilizada para evaluar el rendimiento de modelos de distribución basados en aprendizaje automático (Allouche et al., 2006; Yoon & Lee, 2023). Las ecuaciones para el cálculo de estos valores se encuentran en la Tabla 3.

Tabla 3

Métricas de rendimiento derivados de la matriz de confusión. Obtenido de Distribución potencial de especies forestales amenazadas y endémicas raras mediante modelos de nicho ecológico (Navarrete Macedo, 2019, p. 24)

Métricas de rendimiento	Fórmula
Sensibilidad	$\frac{a}{a + c}$
Especificidad	$\frac{d}{b + d}$
Tasa de comisión	$\frac{b}{b + d}$
Tasa de omisión	$\frac{c}{c + a}$

Estadístico de Kappa (k)	$\frac{[(a + d) - (\frac{(a + c)(a + b) + (b + d)(c + d)}{n})]}{[n - (\frac{(a + c)(a + b) + (b + d)(c + d)}{n})]}$
TSS	$sensibilidad + especificidad - 1$

Es importante tomar en cuenta que, si es que el objetivo del estudio es obtener distribuciones potenciales de especies, resulta inadecuado usar el estadístico Kappa, siendo mejor optar por el uso de sensibilidad y tasa de omisión. (R. P. Anderson et al., 2011)

B) Evaluadores de predicciones continuas

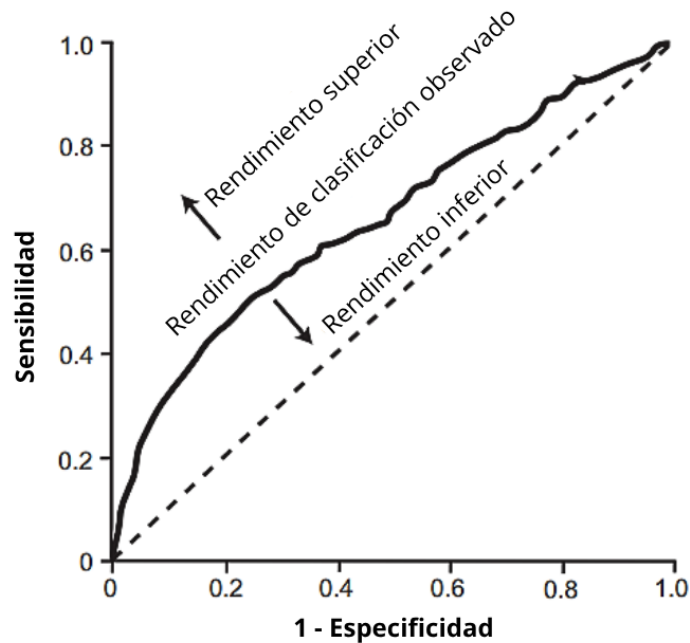
En el caso de los evaluadores de predicciones continuas incluyen los gráficos de característica operativa del receptor (ROC, por sus siglas en inglés). Este tipo de gráficos relaciona dos medidas de la matriz de confusión (Tabla 2): la sensibilidad y la especificidad. La sensibilidad se encuentra en el eje y, mientras que la especificidad se encuentra en el eje x como 1 – especificidad. (R. P. Anderson et al., 2011)

Para la evaluación del modelo se espera que, en caso presente una buena discriminación entre presencias y ausencias tenga baja omisión (alta sensibilidad). Un modelo con una excelente discriminación produciría una curva que aumentaría a lo largo del eje y (0,0) hasta cerca del (0,1), y luego continuaría hasta el (1,1) (Anderson et al., 2011) , tal como se puede observar en la

Figura 5.

Figura 5

Ejemplo de curva Receiver Operating Characteristic (ROC). Obtenido y Modificado de Ecological Niches and Geographic Distributions. (Anderson et al., p. 2011, p. 170)



Asimismo, existe el indicador AUC (area under the curve), de un gráfico ROC (Figura 5), la cual representa una medida global de rendimiento de modelos en todos los umbrales y puntos fuertes de la predicción (Melo-Merino et al., 2020). Este valor oscila entre 0 y 1 y resume la capacidad del modelo de clasificar localidades de presencia por encima de las de ausencia. En este indicador se trabajan por intervalos: <0.5 indican predicciones peores a las aleatorias y nos son de interés, $0.5 - 0.7$ indica predicciones pobres, $0.7 - 0.9$ indica predicciones razonables y >0.9 indica predicciones muy buenas. (R. P. Anderson et al., 2011)

2.2.5. Modelos de proyección bajo escenarios de cambio climático

2.2.5.1. IPCC y modelos de cambio climático

El IPCC es el principal organismo a nivel internacional encargado de la evaluación del cambio climático. Este fue creado en el año 1988 por el Programa de las Naciones Unidas por el Medio Ambiente (PNUMA) en conjunto con la Organización Meteorológica Mundial (OMM) con el fin de ofrecer una visión científica rigurosa del estado actual de los conocimientos sobre el cambio climático y sus efectos en el medio ambiente y la economía mundial. (IPCC, 2025)

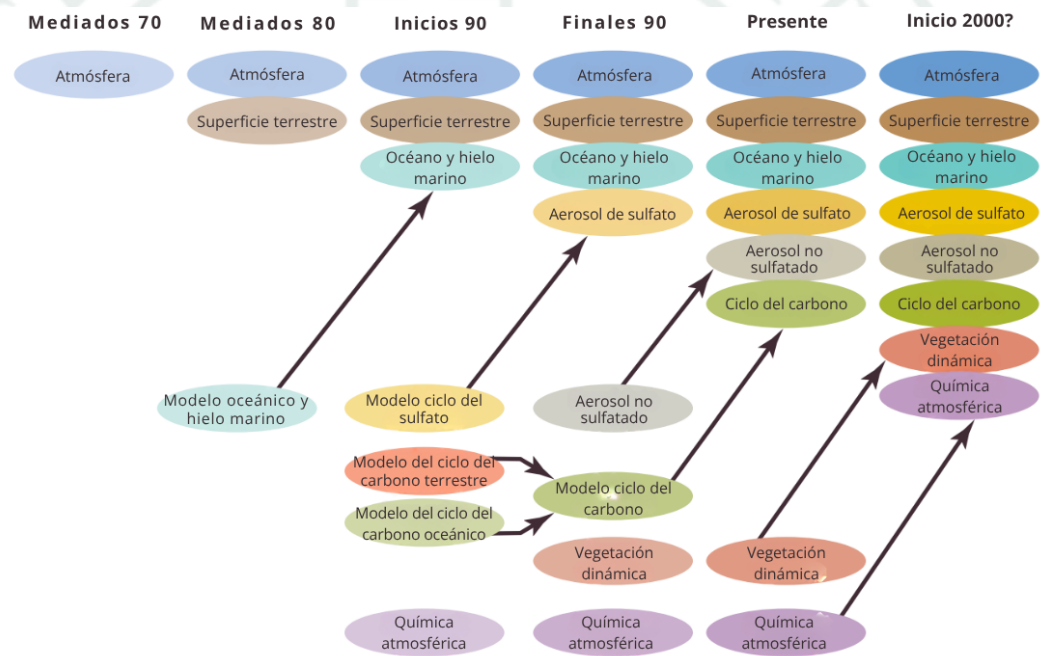
Para cumplir con ese objetivo se crearon los modelos climáticos, los cuales son representaciones matemáticas del sistema climático expresadas a través de códigos informáticos (Randall et al., 2007). Estos modelos son, probablemente, uno de los instrumentos más importantes, y quizá el único, que la comunidad científica ha sido capaz de desarrollar para investigar la evolución futura del clima y su respuesta a diversos forzamientos. Con estos se ha logrado hacer predicciones climáticas en escalas de tiempo futuro durante el próximo siglo y en adelante. (Flato et al., 2013; Provenzale, 2014)

Zarrin (2018) indica que los modelos climáticos están hechos a partir de varios componentes: modelos de circulación atmosférica, procesos físicos parametrizados, turbulencia, transporte de radiación infrarroja, nubes, modelos de circulación oceánica, modelos de hielo marino, termodinámica, presupuesto de energía y humedad, etc. De hecho, la cantidad de componentes actuales utilizados en los modelos climáticos ha ido mejorando a lo largo del tiempo. La combinación del constante aumento de la potencia informática y la investigación ha conducido a

su constante mejora, exhaustividad, precisión y resolución (Bader et al., 2008), esto se puede ver en la Figura 6.

Figura 6

Desarrollo histórico de los modelos climáticos desde mediados de 1970 a inicios de 2007. Obtenido y modificado de Climate Models: An Assessment of Strengths and Limitations. (Bader et al. 2008, p. 9)



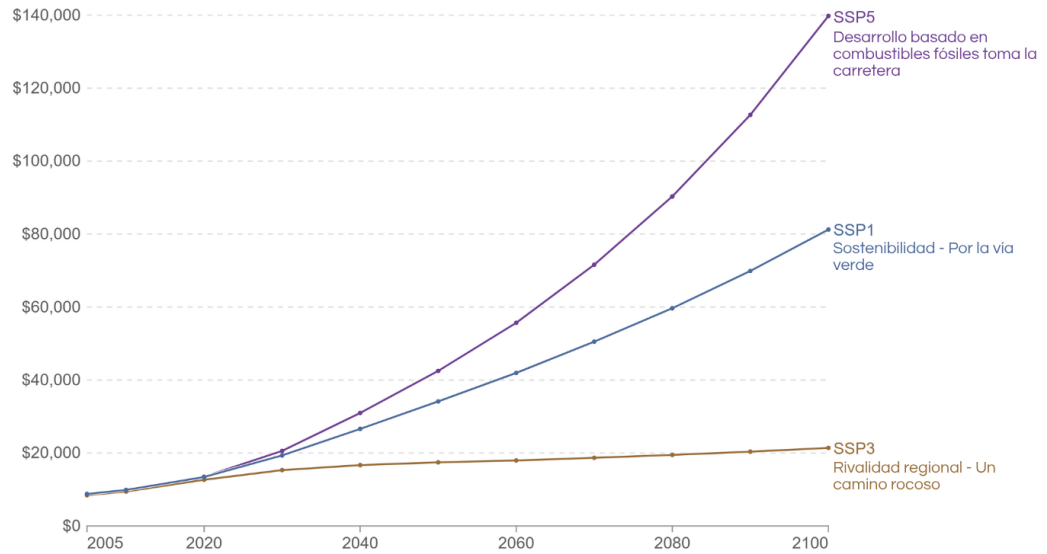
2.2.5.2. Escenarios futuros de emisión

Para poder generar informes climáticos el IPCC creó un conjunto de escenarios denominados Shared Socioeconomic Pathways (SSP), los cuales abordan un abanico de futuros posibles considerando cambios socioeconómicos y tecnológicos en las décadas futuras. Estos incluyen factores como: crecimiento demográfico, crecimiento económico, urbanización, comercio, entre otros. (Riahi et al., 2017)

En términos sencillos estos se podrían dividir en cinco escenarios, de los cuales abordaremos los tres que van a ser utilizados en esta investigación. El primero consiste en el SSP1, siendo el más positivo para el desarrollo humano y la acción medioambiental, en este se perciben mejores en la educación y salud, grandes reducciones en la pobreza y una disminución en las inequidades globales. A continuación, el SSP5 estima un gran desarrollo humano con un crecimiento de los combustibles fósiles, lo que es la persistencia de los efectos negativos en el medio ambiente. Finalmente, el SSP3 es pesimista con respecto al desarrollo, vaticina un futuro con altos niveles de nacionalismo y grandes desigualdades globales (Riahi et al., 2017), esto puede ser observado en la Figura 7.

Figura 7

Producto Bruto Interno medido en dólares internacionales desde el 2005 hasta el 2100, según escenarios del IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). Los valores en dólares están ajustados para tener en cuenta la inflación y las diferencias de precios entre países. Obtenido y modificado de Las trayectorias socioeconómicas compartidas y sus implicaciones en materia de energía, uso del suelo y emisiones de gases de efecto invernadero: una visión general. (Riahi et al. 2017)



Es importante señalar que cada escenario tiene variaciones, correspondientes al nivel de forzamiento radiativo, que permiten obtener un objetivo climático concreto. Por ejemplo, el SSP1 - 2.6 se trata de un escenario que conduciría al forzamiento de 2.6 watts por metro cuadrado. Para conseguirlo en las condiciones dictadas por el SSP se tendrían que tomar acciones concretas como: reducción del consumo global de energía, aumento de la energía nuclear, etc. (Riahi et al., 2017)

A) Escenarios de bajas emisiones SSP1-2.6

El mejor escenario, el mundo gradualmente hace un cambio hacia la sustentabilidad, enfatizando un desarrollo inclusivo que respeta el medio ambiente (Ministry for the environment New Zeland, 2024). Se espera que las emisiones globales de CO₂ se reduzcan drásticamente, alcanzando la neutralidad en el 2050. Se espera que las temperaturas se estabilicen cerca a los +1.8°C a finales del siglo. (Januta, 2021)

B) Escenarios intermedios SSP3-7.0

Escenario enmarcado en el resurgimiento del nacionalismo. La creciente competitividad, conflictos regionales y la inseguridad hacen que los países se centren en cuestiones internas, generando políticas relacionadas con la seguridad nacional y regional (Ministry for the environment New Zealand, 2024). Se pronostica un aumento en las temperaturas debido al incremento constante de emisiones de CO₂, duplicándose para el año 2100. Se espera que a fines del siglo la temperatura media haya aumentado un total de 3.6°C. (Januta, 2021)

C) Escenarios de altas emisiones SSP5-8.5

Escenario con un rápido crecimiento en la competencia del mercado, la innovación y la participación de la sociedad en la producción de desarrollo tecnológico. Esto a costa de la explotación de combustibles fósiles y la adopción de estilos de vida relacionados con el uso intensivo de recursos y energía (Ministry for the environment New Zealand, 2024). Se espera que los niveles de CO₂ se dupliquen para el 2050. En el año 2100 se espera que la temperatura promedio mundial aumente 4.4°C. (Januta, 2021)

Los cambios de temperatura de cada escenario para los periodos 2021 – 2040, 2041 – 2060 y 2080 – 2100 se pueden observar en la Tabla 4.

Tabla 4

Cambios en la temperatura global para periodos de 20 años y tres escenarios de emisiones. Obtenido y Modificado de Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the

Intergovernmental Panel on Climate Change Summary for Policymakers. (IPCC, 2021)

Escenario	Corto plazo 2021 - 2040		Medio plazo 2041 - 2060		Largo plazo 2081 - 2100	
	Mejor estimación (°C)	Rango muy probable (°C)	Mejor estimación (°C)	Rango muy probable (°C)	Mejor estimación (°C)	Rango muy probable (°C)
SSP1-2.6	1.5	1.2 a 1.8	1.7	1.3 a 2.2	1.8	1.3 a 2.4
SSP3-7.0	1.5	1.2 a 1.8	2.1	1.7 a 2.6	3.6	2.8 a 4.6
SSP5-8.5	1.6	1.2 a 1.9	2.4	1.9 a 3.0	4.4	3.3 a 5.7

2.2.5.3. Incertidumbre de las proyecciones

En la actualidad los modelos climáticos futuros son una base de datos confiable debido a que se basan en principios físicos aceptados y en su capacidad para replicar las características del clima actual y de los cambios climáticos pasados. Sin embargo, estos siguen presentando errores significativos, tal es el caso de las simulaciones de precipitaciones tropicales causados por el fenómeno El Niño-Oscilación del Sur y la Oscilación de Madden y Julian (variaciones de los vientos tropicales y precipitaciones en escalas temporales de 30 a 90 días) (Randall et al., 2007). Además de esto se puede mencionar que los modelos son incapaces de captar los ciclos estacionales de algunas localidades, generando malas representaciones de las precipitaciones diarias, principalmente a escala local, y de los escenarios extremos (Nissan et al., 2019; Stephens et al., 2010). Finalmente, según Knutti et al. (2010) las predicciones del cambio climático no se pueden calibrar; en cambio, su probabilidad se estima a partir de las frecuencias relativas con las que se producen ciertos resultados bajo un conjunto de múltiples modelos y simulaciones. Por lo tanto, no se puede esperar que este conjunto de modelos que

contribuyen a las proyecciones climáticas futuras del IPCC represente el verdadero rango de incertidumbre de del cambio climático de forma significativa.

2.3.MARCO LEGAL

2.3.1.Internacional

A. Convenio sobre Diversidad Biológica adoptado en Río de Janeiro Resolución Legislativa N° 26181

El convenio reafirma la responsabilidad de los estados con respecto a la protección y conservación de su diversidad biológica y uso sostenible de sus recursos. Esto se dará por medio de establecimiento de sistemas de áreas protegidas, directrices y reglamentación.

B. Declaration for the Andean Mountain Ecosystems

La declaración reafirma el compromiso de países como Argentina, Bolivia, Chile, Colombia, Perú, Ecuador y Venezuela en la conservación, restauración y uso sostenible de los ecosistemas de montaña, incluyendo punas y pajonales. Esto a la par de generar oportunidades para el desarrollo sostenible y bienestar de sus poblaciones.

C. Carta Ambiental Andina (2020)

La carta remarca el compromiso del Consejo Andino de Ministros de Relaciones Exteriores con el cumplimiento de la Declaración de Río sobre el Medio ambiente. Resaltando los siguientes puntos:

- **Estatuto 1.2:** necesidad de promoción de acciones coordinadas entre Países Miembros en las Zonas de Integración Fronteriza para hacer frente a problemas derivados del cambio climático.

- **Estatuto 2.5:** promoción de acciones y estrategias entre Países Miembros en las Zonas de Integración Fronteriza para promover el desarrollo fronterizo por medio de la investigación y conservación de recursos naturales y servicios ecosistémicos; prestando atención a la diversidad biológica de estas zonas.

D. Declaración de Lima sobre Montañas (2014)

Durante la vigésima Conferencia de las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático (CMNUCC) se habló de la importancia de los ecosistemas en la mitigación del cambio climático por medio del incremento de la captura de carbono y reducción de las emisiones. Por tanto, se resaltó la necesidad de poner en marcha actividades de manejo ecosistémico que incluyan el manejo y restauración de humedales y pastizales naturales degradados.

2.3.2. Nacional

A. Ley No 28611, Ley General del Ambiente

El Artículo 1 del Derecho y deber fundamental indican que toda persona tiene derecho a vivir en un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida.

B. Ley No 26839, Ley Sobre la Conservación y Aprovechamiento Sostenible de la Diversidad Biológica

Título I

- **Artículo 3.-** Estipula que en el marco del desarrollo sostenible se debe de conservar la diversidad de ecosistemas para mantener los procesos ecológicos de los que depende la supervivencia de múltiples especies.

Título V

- **Artículo 25.-** El estado debe de promover la investigación científica y tecnológicas apropiada
- **Artículo 26.-** Es prioridad nacional la investigación concerniente al conocimiento de especies de flora, fauna, microorganismos y ecosistemas

C. Estrategia Nacional de Diversidad Biológica al 2050 DECRETO SUPREMO

N° 008-2024-MINAM

- **Objetivo 1.-** Plantea reducir el cambio de uso de suelo, favoreciendo que las áreas degradadas por sobreexplotación sean restauradas, posibilitando así la conectividad y resiliencia.
- **Objetivo 2.-** Plantea la minimización de los efectos negativos relacionados con las variaciones de los patrones climáticos sobre la diversidad biológica. Este propone mitigar los impactos del cambio climático para así mantener los ciclos y la funcionalidad del ecosistema, tales como la calidad de aire y provisión de agua.

D. Ley de Promoción de la Gestión Sostenible de los pastos naturales para el Desarrollo de la Ganadería Nacional (Ley N°31804)

Plantea la recuperación y la gestión sostenible de los ecosistemas de pastos naturales como base alimenticia de la ganadería y como fuente de ingreso de productores de la agricultura familiar. Para esto plantea estrategias como:

- Recuperación de la capacidad productiva de los pastos que fueron degradados.
- Impulso de promoción ganadera sostenible.
- Combatir procesos de erosión en suelos de pastizal.

E. Ley 29763: Ley Forestal y de Fauna Silvestre

Objetivo de promover y regular el manejo y aprovechamiento sostenible de los recursos forestales y de fauna silvestre

2.3.3.Regional

A. Ordenanza Regional que Aprueba la Matriz de Prioridades de la Política Ambiental y Climática Regional de Arequipa

Ordenanza creada con el fin de encargar al GORE de Arequipa competencias ambientales a través de una Matriz de Prioridades de la Política Ambiental y Climática. Dentro de los puntos de concentración relacionados a la conservación de la biodiversidad tenemos:

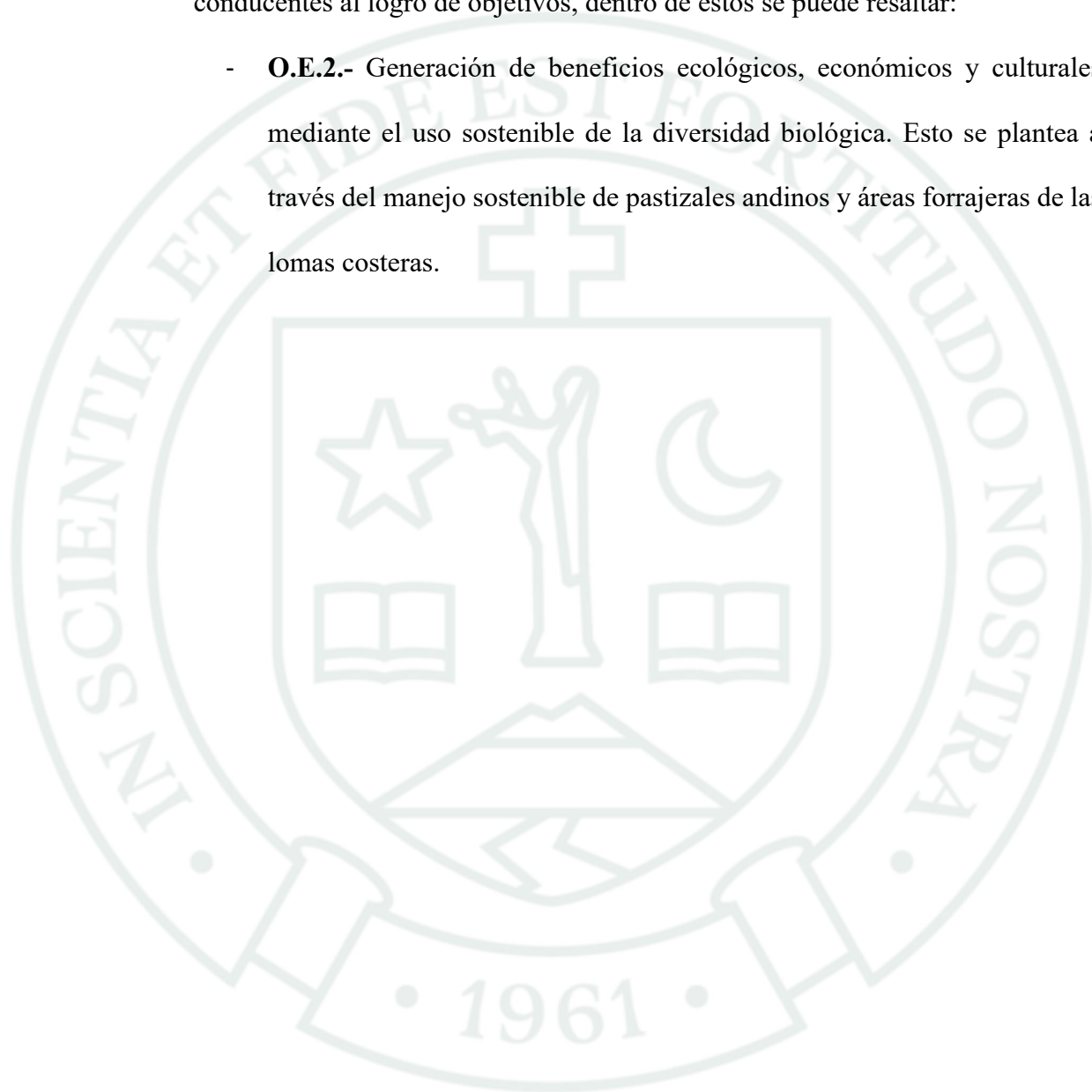
- **Punto 2.-** Reducción de la deforestación y degradación de ecosistemas, teniendo una meta de protección de 3000 hectáreas de ecosistema de bosques andinos conservados.
- **Punto 3.-** Disminución de la pérdida de cobertura vegetal y biomasa de bosques andinos, pastizales y zonas agrícolas.

B. Estrategia Regional y el Plan de Acción de Diversidad Biológica de la Región

Arequipa 2016 - 2021 ORDENANZA REGIONAL N° 363-AREQUIPA

Instrumentos de planificación, ordenamiento y priorización de acciones conducentes al logro de objetivos, dentro de estos se puede resaltar:

- **O.E.2.-** Generación de beneficios ecológicos, económicos y culturales mediante el uso sostenible de la diversidad biológica. Esto se plantea a través del manejo sostenible de pastizales andinos y áreas forrajeras de las lomas costeras.



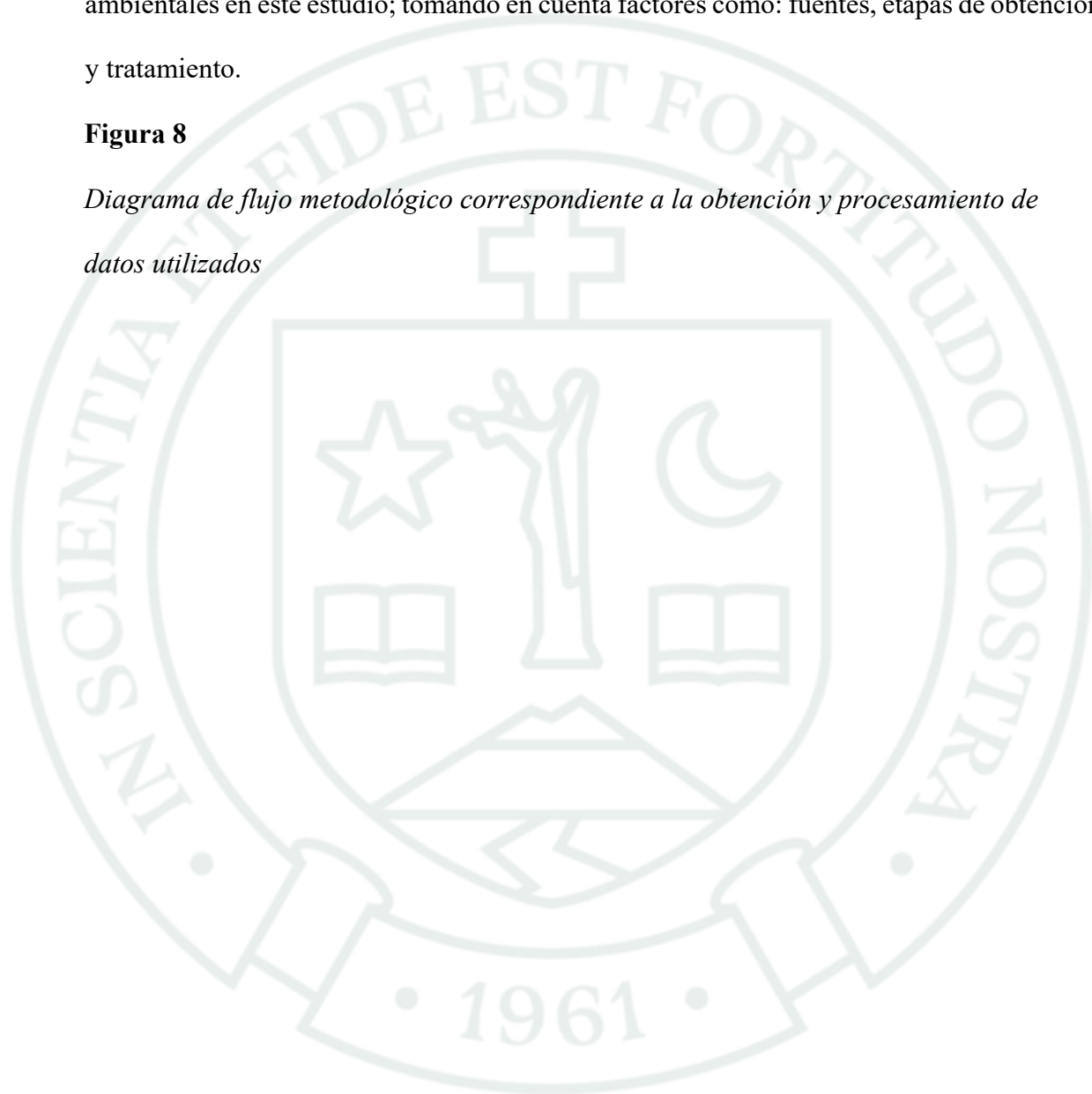


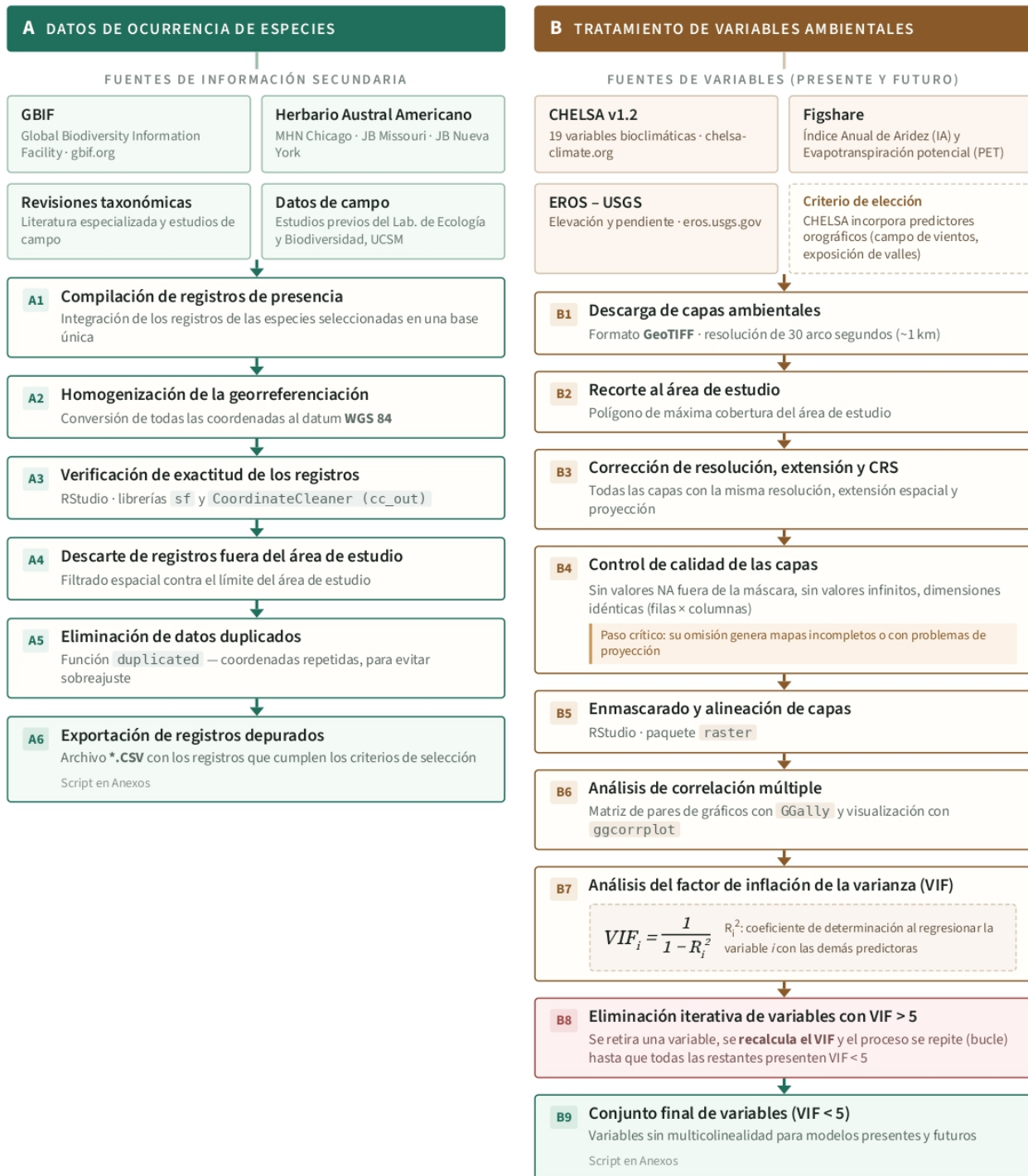
3. METODOLOGÍA

A continuación, en la Figura 8, se detalla en un diagrama de bloques el proceso correspondiente a la obtención y procesamiento de datos de presencia y variables ambientales en este estudio; tomando en cuenta factores como: fuentes, etapas de obtención y tratamiento.

Figura 8

Diagrama de flujo metodológico correspondiente a la obtención y procesamiento de datos utilizados





3.1.TIPO Y NIVEL DE INVESTIGACIÓN

La presente investigación es de tipo correlacional, puesto que trata de examinar la relación entre dos variables: la distribución de las especies y los escenarios de cambio climático. Además, es de nivel perceptual, ya que se enfoca en la descripción de los efectos del cambio climático sobre las especies representativas del ecosistema de pradera andina

3.2.MÉTODOS DE LA INVESTIGACIÓN

Establecimiento de variables relevantes para el análisis de la distribución espacial de cinco taxa vegetales representativas de la pradera andina.

3.2.1. Selección de taxa

En primer lugar, se hizo una revisión bibliográfica detallada de la composición de especies en praderas andinas en el Perú, utilizando documentos como los de Pezo-Alencastre (2024), Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego (2018), Yaranga 2018, 2021c, 2024, 2025, Navarro-Romero (2018), Castañeda-Alejo (2024), Quispe et al. (2015), Arias-Arredondo et al. (2024) y Parra-Rondinel et al. (2004). Una vez recopiladas las especies, se hizo un análisis de importancia de cada especie en el ecosistema de pradera andina, para esto, en primer lugar, nos basamos en la investigación realizada por Pezo-Alencastre (2024), quien clasificó un total de 45 especies de plantas, pertenecientes a 28 géneros y 13 familias, utilizando el Índice de Valor de Importancia (IVI). Seguidamente se analizaron las especies según su importancia y representatividad en el ecosistema, utilizando criterios como: forma de vida, capacidad estructural en el ecosistema, abundancia,

relevancia para la comunidad y función. Una vez seleccionadas las especies más representativas, se siguieron los criterios señalados por Avila et al. (2024) para la generación de modelos de nicho ecológico a partir de datos de presencia: (1) la especie se resuelve taxonómicamente, evitando que sus registros sean confundidos con otra, (2) la especie posee más de 50 registros independientes dentro de su distribución global (Wisz et al., 2008) y (3) al menos un 20% de la distribución de la especie se encuentra dentro de los límites políticos del Perú. Es importante señalar que si alguna de las especies seleccionadas no cumplía alguno de los criterios señalados anteriormente era reemplazada por la siguiente en el rango de importancia.

3.2.1.1. Obtención de datos de ocurrencia de especies

Los datos de presencia de las especies seleccionadas se obtuvieron a partir de información secundaria presente en revisiones taxonómicas, estudios de campo y bases de datos digitales. Estas están representadas por: Global Biodiversity Information Facility (GBIF; www.gbif.org) (Avila et al., 2024; Salariato et al., 2019), el Herbario Austral Americano, Museo de Historia Natural – Chicago, Jardín Botánico de Missouri, Jardín Botánico de New York (<https://herbariova.org/>) (Navarrete Macedo, 2019) y los datos de campo recopilados en estudios previos del Laboratorio de Ecología y Biodiversidad de la Universidad Católica de Santa María.

3.2.1.2. Preparación de datos de ocurrencia

Se procedió a homogenizar la georreferenciación de los datos procedentes de diversas fuentes de información según el datum World Geodetic System (WGS 84) (Avila et al., 2024). Posteriormente, se comprobó la exactitud de los registros

de presencia en RStudio a través de las librerías “Simple Features (sf)” y “CoordinateCleaner (cc_out)”, descartando aquellos que no estuvieran dentro del área de estudio. (R. Wang et al., 2018a)

Posteriormente, a través de la función “duplicated”, se excluyeron los datos duplicados (que contengan las mismas coordenadas espaciales), para así evitar un sobreajuste en los datos (Avila et al., 2024). Finalmente, los registros de las especies, que cumplieron con todos los criterios de selección, se exportaron y guardaron en formato «*.CSV» para su posterior uso (R. Wang et al., 2018). El script para la preparación de datos de ocurrencia puede ser revisado en la sección de Anexos.

3.2.2. Tratamiento de variables ambientales

3.2.2.1. Obtención de variables ambientales y futuras

Las variables climáticas del presente y futuro (19 variables bioclimáticas) fueron obtenida a partir del conjunto de datos climáticos CHELSA v1.2 (Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas) (<http://chelsea-climate.org/>) (Karger et al., 2023). Esto debido a que son adecuadas para estudios de nicho ecológico en ecosistemas montañosos debido a que incorporan predictores orográficos como campo de vientos y la exposición de valles, permitiendo un aumento en la precisión de la predicción del área de distribución de las especies (Salariato et al., 2019). Adicionalmente, se incluyeron datos correspondientes al Índice Anual de Aridez (IA) y Evapotranspiración potencial (PET) (<https://figshare.com>), según lo señalado por Zomer & Trabucco (2019). De igual manera, se obtuvieron las variables de elevación y pendiente de la base del Centro

de Ciencia y Observación de Recursos de la Tierra (EROS, <https://eros.usgs.gov>).

Todas las variables fueron descargadas en formato Geotiff con una resolución de 30 arco segundos (1 km). (Avila et al., 2024)

3.2.2.2. Preparación de variables ambientales

Las variables ambientales en formato Geotiff fueron recortadas en base a un polígono de máxima cobertura correspondiente al área de estudio (Salariato et al., 2019). Posteriormente todas las capas fueron corregidas de modo que todas presenten la misma resolución, extensión espacial y proyección (CRS); además de que no tengan valores NA fuera de la máscara, valores infinitos (positivos o negativos) o dimensiones diferentes (número de filas y número de columnas) entre ellas. Este paso es crucial para la generación de modelos de nicho ecológico, puesto que si no se realiza se generarán mapas incompletos o con serios problemas de proyección.

3.2.2.3. Selección de variables ambientales

Posterior a la preparación de las variables ambientales se procedió con su selección para la generación de modelos presentes y futuros. Para esto se enmascararon y alinearon las variables en RStudio utilizando el paquete “raster”. Seguidamente, se realizó un análisis de correlación múltiple usando los paquetes “GGally” y “ggcorrplot” para generar una matriz de pares de gráficos y para visualizar matrices de correlación, respectivamente.

Seguidamente se realizó un análisis de factor de inflación de la varianza (VIF), a partir del cual se eliminaron las variables que resultaron de la regresión de

otras, puesto que su uso puede generar redundancia en los modelos (multicolinealidad). El análisis VIF está definido por la siguiente ecuación:

$$VIF_i = \frac{1}{1 - R_i^2} \quad (1)$$

Donde R_i^2 es el coeficiente de determinación obtenido al regresionar la variable i con las demás variables predictoras.

Para la eliminación de las variables se tomó en cuenta que un valor $VIF > 5$ implica que tienen que ser eliminadas de manera iterativa, hasta alcanzar un valor $VIF < 5$ en todas las restantes (Navarrete-Macedo, 2019). Esto se debe a que los valores de relación de red de las variables va a cambiar si es que se elimina una de ellas. El script para la preparación de datos de ocurrencia se encuentra los Anexos.

Descripción de la distribución actual de las especies vegetales representativas de la pradera andina

3.2.3. Construcción de modelos de distribución de especies

3.2.3.1. Diseño de modelo de nicho ecológico actual

Para el modelamiento se usó el software Rstudio con el paquete “dismo”. El modelamiento se realizó a partir de la metodología BOOSTED REGRESSION TREES (BRT), ya que proporciona una estimación precisa de la distribución de las especies (Rahmanian et al., 2022). Este modelo se construyó de forma iterativa y secuencia a partir de la siguiente fórmula:

$$F_m(x) = F_{m-1}(x) + v \cdot h_m(x) \quad (2)$$

Donde $F_m(x)$ es la predicción tras m iteración, $h_m(x)$ es el árbol de regresión ajustado en la iteración m para minimizar el error residual y v es la tasa de aprendizaje.

Para generar el modelo se tomó en cuenta cuatro parámetros: learning rate (lr), tree complexity (tc), bag fraction (bf) y background points (bp). El parámetro lr se utilizó para controlar la contribución de cada árbol individual al modelo global, mientras que tc permitió el ajuste del número de nodos de cada árbol, y bf ajustó la proporción de datos de entrenamiento que se utilizará en cada iteración, finalmente bp fue utilizado para elegir la cantidad de puntos de background en cada modelo. Tras la realización de múltiples evaluaciones preliminares y su comparación con los valores relacionados a métricas de desempeño (AUC, TSS, Sensibilidad y Especificidad), según lo indicado por Yu et al. (2020), se utilizó la combinación de valores de lr, tc, bf y bp que se encuentra en la Tabla 5. El script para el diseño de MNE se encuentra en los Anexos.

Tabla 5

Valores de los parámetros learning rate (lr), tree complexity (tc), bag fraction (bf) y background points (bp) usados para la generación de modelos de nicho ecológico basado en metodología BRT.

Parámetros	Valor
Learning rate (lr)	0.001
Tree complexity (tc)	3
Bag fraction (bf)	0.75
Background points (bp)	5000

Predicción de la respuesta de las especies vegetales representativas de la pradera andina ante los escenarios Trayectorias Socioeconómicas Compartidas: SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP 5-8.5 del IPCC

3.2.3.2. Proyección de modelos de nicho ecológico bajo escenarios futuros

Los modelos de predicción del nicho ecológico futuro (2040 y 2070) se generaron a partir de proyecciones basadas en tres escenarios de los Escenarios Socioeconómicos Compartidos (SSP): SSP126, SSP370 y SSP585, correspondientes a los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero bajos, medios y altos. Para su generación se usó un flujo de trabajo bajo la metodología BOOSTED REGRESSION TREES (BRT) en la plataforma RStudio. El modelo se basó en el uso de las librerías “dismo” y “gbm” para entrenar el algoritmo, y “SDMPlay” para el ordenamiento de los datos de presencia y background. Para reducir la incertidumbre de los modelos se usó una metodología planteada por González-Trujillo et al. (2024), en la cual se promediaban un total de 5 réplicas independientes por cada escenario. Es importante mencionar que se usaron los mismos parámetros señalados en la Tabla 5. El script detallado de este procedimiento se encuentra en los Anexos.

3.2.3.3. Validación de modelos mediante métricas de desempeño

La validación de los modelos es un proceso necesario para evaluar posibilidades de mejora (Yu et al., 2020). Para esto se utilizaron métricas de precisión, tales como: valores de AUC (area under the curve), TSS (true skill statistic), sensibilidad (proporción de presencias correctamente predichas) y especificidad (proporción de ausencias correctamente predichas) (Nephin et al.,

2020; Rahmanian et al., 2022; Yu et al., 2020), todos estos se encuentran descritos en la Tabla 6. En el caso del AUC se obtuvieron valores comprendidos entre 0 y 1, donde $AUC > 0.7$ indica un buen desempeño. En TSS se obtuvieron valores entre -1 y +1, donde un valor de $TSS = +1$ indica que se ha alcanzado un consenso completo, mientras que $TSS = 0$ indica un resultado que no supera el azar (Rahmanian et al., 2022). Finalmente, los valores de sensibilidad y especificidad se calcularon a partir de la matriz de confusión. Es importante tomar en cuenta que los valores de especificidad, sensibilidad y TSS son independientes de la prevalencia (la proporción de presencias en el set de datos). (Yu et al., 2020)

Tabla 6

Descripción, rango y umbral de métricas usadas para evaluar modelos predictivos de tipo BRT. Obtenido y modificado de Improving species distribution model predictive accuracy using species abundance: Application with boosted regression trees. (Yu et al., 2020)

Métrica	Descripción	Rango	Umbral
Sensibilidad	Proporción de presencias correctamente predichas	0 ~ 1	Valor mayor indica un mejor modelo
Especificidad	Proporción de ausencias correctamente predichas	0 ~ 1	Valor mayor indica un mejor modelo
AUC	Área debajo de la curva de ROC	0 ~ 1	>0.7 indica mejor modelo
TSS	Estadística de habilidad verdadera (sensibilidad + especificidad - 1)	-1 ~ 1	Valor mayor indica un mejor modelo

Una vez validado el modelo se calculó la idoneidad climática de las especies para los diferentes escenarios climáticos. Esta se clasificó en 4 tipos según lo indicado por Chhogyel et al. (2020): i) zonas marginales, ii) zonas bajas, iii) zonas medias y iv) zonas altas. La categorización se definirá en función de las

probabilidades de ocurrencia en 25, 25-40, 40-60 y >60 % para la idoneidad marginal, baja, media y alta, respectivamente. En este contexto la idoneidad baja significa que un área no es apta para la especie.

La división del área de idoneidad en cuatro zonas corresponde a la necesidad de parámetros que faciliten la comparación directa entre el escenario actual y las proyecciones futuras por medio de intervalos uniformes fijos.

3.2.4. Revisión de los cambios en la distribución ante regímenes climáticos futuros

3.2.4.1. Evaluación de la variación del área de distribución potencial

Para la evaluación de las modificaciones del área de distribución potencial se realizó un procesamiento geoespacial utilizando la matriz de RStudio, utilizando las librerías “terra” para el manejo de los mapas raster y “Simple features” para el análisis vectorial. Para esto se procedió, inicialmente, con la binarización de los mapas mediante un umbral de corte óptimo (>60 %), según la idoneidad climática señalada por Chhogyel et al. (2020b). Esto clasifico los pixeles como adecuados (1) e inadecuados (0).

Para el cálculo de las dinámicas de distribución de las diversas especies se siguió los protocolos de análisis de cambios en modelos de distribución propuestos por Zhang et al. (2021), quien utilizó la herramienta “SDM toolbox 2.4” (<http://www.sdmttoolbox.org/>). Esto se ejecutó mediante álgebra de raster, la cual permitió identificar espacialmente las regiones de expansión (ganancia), estabilidad y contracción (pérdida) del hábitat. Asimismo, se calculó el desplazamiento del centro geométrico de distribución para los diferentes periodos y escenarios

climáticos, cuantificando la distancia de migración en km. Para esto la librería terra usa la fórmula de Haversine, definida por la siguiente ecuación:

$$d = 2r \cdot \arcsin\left(\sqrt{\sin^2\left(\frac{\Delta\varphi}{2}\right) + \cos\varphi_1\cos\varphi_2\sin^2\left(\frac{\Delta\lambda}{2}\right)}\right) \quad (3)$$

Donde φ_1 y φ_2 son las latitudes de los centroides comparados, $\Delta\lambda$ la diferencia de longitud y r el radio de la tierra.

Para la visualización de los resultados se utilizaron las librerías “ggplot2” y “patchwork”. El script para el cálculo de las regiones de expansión y contracción, y para el cálculo del desplazamiento del centro geométrico de distribución se encuentra en los Anexos.

Proposición de zona de conservación común para las especies vegetales representativas de la pradera andina.

3.2.5. Propuesta de zona de conservación

Se identificó la zona de refugia climática mediante un análisis de persistencia temporal de núcleos de alta idoneidad utilizando la matriz de RStudio, para esto se hizo uso de las librerías “terra” para el manejo de los mapas raster y “simple features” para el tratamiento de datos vectoriales. Para la generación de un solo mapa de refugia climática se integró los modelos de idoneidad de los taxa con una mayor relevancia para la conservación del ecosistema de pradera andina (*F. orthophylla*, *A. compacta* y *Parastrephia spp.*), evaluando las condiciones actuales y las proyecciones para los periodos 2040 y 2070, bajo los tres escenarios de cambio climático. Se definieron dos zonas, la primera como núcleo de conservación y la

segunda como un buffer para contrarrestar el efecto de la fragmentación, con una idoneidad >0.60 (alta) y $>25\%$ (baja), respectivamente, según lo señalado por Chhogyel et al. (2020b). Ambas zonas fueron comparadas con las Areas Naturales Protegidas (ANP) y Areas de Conservación Regional (ACR) de los países en los que se distribuyó la propuesta de conservación prioritaria.





4. RESULTADOS

4.1.PRESENTACIÓN DE RESULTADOS.

Establecimiento de variables relevantes para el análisis de la distribución espacial de cinco taxa vegetales representativas de la pradera andina.

4.1.1.Selección de taxa

En total se seleccionaron cinco taxa pertenecientes al ecosistema de pradera andina: *Stipa ichu* (Ichu), *Festuca ortophylla* (Paja brava), *Tetraglochin cristata* (Kanlli), *Azorella compacta* (Yareta) y *Parastrephia spp.*: *Parastrephia lucida*, *Parastrephia quadrangularis* y *Parastrephia lepidophylla* (Tola). En la Tabla 7 se detalla la lista de los taxa escogidos y el criterio de selección.

Tabla 7

Criterios de selección utilizados para la selección de taxa

Taxón	Criterio de selección	Referencia
<i>Stipa ichu</i>	Indicadora de suelos compactados por pisoteo. Su abundancia en el ecosistema se ve exacerbada por la presión ganadera (sobrepastoreo) y la quema de pastizales. Asimismo, debido a su baja palatabilidad no es seleccionada por el ganado, lo que promueve el proceso de desplazamiento de otras especies de mayor palatabilidad, reduciendo la biodiversidad en la pradera andina. Estructuralmente sus raíces son gruesas (>2 mm) lo que le otorga resistencia mecánica al pisoteo del ganado frente a otras especies.	(R. A. Distel & Bóo, 1996; Pezo Alencastre, 2024; Rauber et al., 2014; Soto Carrión et al., 2024a; Villamil et al., 2011)
<i>Festuca ortophylla</i>	Característica del altiplano andino, presente entre los 3600 y 4680 m s. n. m., siendo un componente dominante del ecosistema. Su tallo alto con hojas largas, gruesas y puntiagudas, y su posición subterránea le otorgan una alta tolerancia a las bajas temperaturas, sequías, fuego y pisoteos. Es reconocida como la principal especie nodriza, su dosel reduce la temperatura del aire	(Catorci et al., 2014, 2016; Monteiro et al., 2011a; Pezo Alencastre, 2024; Ustariz Olivera, 2022)

	circundante, aumenta la humedad y el nitrógeno en el suelo, además de que ofrece refugio a otras especies contra la radiación solar y protege a las plantas pequeñas de la herbivoría. Es un pilar en la composición del ecosistema y el mantenimiento de la biodiversidad, lo que le confiere el papel de ingeniero ecosistémico.	
<i>Tetraglochin cristata</i>	Arbusto perenne que se caracteriza por formar comunidades que, comúnmente, son denominadas canllares. Su presencia en el medio indica la degradación del ecosistema, ya que es una especie propia de ambientes perturbados tanto por quemas como por sobrepastoreo. Normalmente está distribuida en suelos caracterizados por altos porcentajes de arena, bajos valores de materia orgánica y de nutrientes como nitrógeno, fósforo o potasio. Normalmente su dominancia indica un ecosistema con estadios de sucesión degradados.	(Catorci et al., 2014; Ocola Salazar et al., 2023; Pezo Alencastre, 2024)
<i>Azorella compacta</i>	Representa una de las formas de vida adaptadas para la supervivencia bajo las condiciones extremas en ambientes de alta montaña. Presenta una arquitectura de crecimiento de tipo cojín con copa hemisférica y hábito compacto, lo que le permite hacer frente a entornos extremos en la mayoría de las regiones montañosas, árticas y subárticas del mundo. Múltiples autores lo denominan como “ingeniero ecosistémico”, ya que es una especie nodriza y facilitadora que genera un microclima en su entorno, amortiguando el efecto de las bajas temperaturas, la sequía y los vientos fuertes, además de que mejora las condiciones del suelo. Asimismo, promueve asociaciones positivas y asegura la supervivencia de grupos funcionales de plantas dentro de su estructura. Su presencia es crítica para el mantenimiento de los niveles de diversidad que se observan en la naturaleza.	(Badano, 2006; Cavieres et al., 2014; Méndez, 2011; Pugnaire et al., 2020)
<i>Parastrephia spp.</i>	Estas tres especies (<i>P. lucida</i>, <i>P. quadrangularis</i> y <i>P. lepidophylla</i>) son fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad en el ecosistema de puna seca. Posee una copa de gran tamaño, pero de estructura simple y poco densa, esto limita su capacidad para mitigar condiciones ambientales extremas o proveer	(Catorci et al., 2014, 2016)

protección ante la herbivoría. Sin embargo, posee una característica única que facilita su supervivencia en suelos empobrecidos o de alta montaña, durante las estaciones desfavorables reabsorbe nutrientes de sus partes aéreas hacia sus tejidos internos. Esta característica les permite maximizar el uso de nutrientes limitados del suelo.

En la Tabla 8 se puede observar el número final de registros, según base de datos, utilizados para la generación de los modelos de nicho ecológico presentes y futuros. Adicionalmente, la base de datos completa se encuentra en el Anexo 2.

Tabla 8

Número de registros de presencia de las especies de importancia en la pradera andina. Estos datos han sido obtenidos de las bases de datos: Herbario Austral Americano (HAA), Registros de campo del Laboratorio de Ecología y Biodiversidad de la UCSM (LEB-UCSM), y el Global Biodiversity Information Facility (GBIF)

Taxón	Número de registros			Total
	HAA	LEB-UCSM	(GBIF)	
<i>Stipa ichu</i>	73	56	665	794
<i>Festuca ortophylla</i>	14	42	130	186
<i>Tetraglochin cristata</i>	4	60	147	211
<i>Azorella compacta</i>	5	4	511	520
<i>Parastrephia spp</i>	10	99	389	498

4.1.2. Tratamiento de variables ambientales

A partir del análisis VIF, se seleccionaron un total de 8 variables ambientales, las cuales fueron: BIO 13, BIO 10, ET, BIO 18, BIO 11, BIO 12, BIO 6, BIO 7. Es importante señalar que ninguna de las variables seleccionadas cuenta

con un valor VIF superior a 5. Los valores de inflación y la descripción de cada una de las variables que se encuentran en la Tabla 9. De igual manera, se hizo uso de la variable ambiental correspondiente al Modelo de Elevación Digital (DEM), independientemente de los resultados del VIF, ya que es una de las variables ambientales más importantes para la distribución de las especies altoandinas.

A partir de esa selección se prescindió del uso de las siguientes variables para la generación de MNE: BIO1, BIO2, BIO3, BIO4, BIO5, BIO8, BIO9, BIO14, BIO15, BIO16, BIO17, BIO18, BIO19, AI (índice de aridez). Los criterios de selección de las variables climáticas utilizadas se encuentran en en Anexo 3.

Tabla 9

Descripción de las variables climáticas seleccionadas y resultados del Factor de Inflación de la Varianza (VIF)

Variable	Descripción	Resultado VIF
BIO 13	Precipitación del mes más lluvioso	1.38
BIO 10	Temperatura media del trimestre más cálido	2.01
ET	Evapotranspiración	2.48
BIO 18	Precipitación del trimestre más cálido	2.59
BIO 11	Temperatura media del trimestre más frío	2.64
BIO 12	Precipitación anual	3.56
BIO 6	Temperatura mínima del mes más frío	3.58
BIO 7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)	4.47

Descripción de la distribución actual de las especies vegetales representativas de la pradera andina

4.1.3. Construcción de modelos de distribución de especie

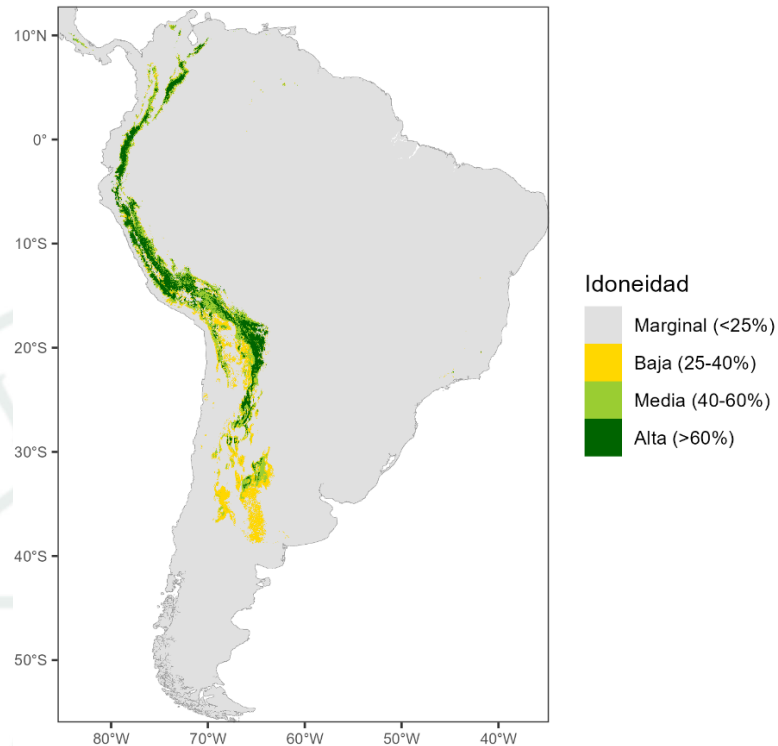
4.1.3.1. Diseño de modelo de nicho ecológico actual

A) *Stipa ichu*

En la Figura 9 se observa el modelo de nicho ecológico de la especie *Stipa ichu* según las condiciones climáticas actuales. En esta se puede apreciar que su nicho potencial se extiende por gran parte de Sudamérica, incluyendo países como Perú, Bolivia, Ecuador, Colombia, Venezuela, Chile, Argentina y el sur de Centroamérica; abarcando una franja continua de idoneidad alta en casi la totalidad de la cordillera. Asimismo, se observa que la zona central de Argentina la idoneidad pasa de ser baja, sin un gradiente marcado, sugiriendo que la especie alcanza su límite de tolerancia ambiental en las latitudes de 30°S a 40°S.

Figura 9

Idoneidad de hábitat de Stipa ichu en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Árboles de Regresión Potenciados (BRT)



En la Tabla 10 se puede apreciar el área correspondiente a cada umbral de idoneidad para la especie *Stipa ichu*, según lo señalado por Chhogyel et al. (2020b). El área idoneidad alta tiene un total de 380226.84 km². Si es que se compara con la totalidad del área potencial de la especie, podemos apreciar que esta representa un 33.94% del total. Esto indica que la especie no presenta una alta especialización ambiental, pudiendo desarrollarse en múltiples gradientes climáticos, lo cual es congruente con lo señalado en la Tabla 7.

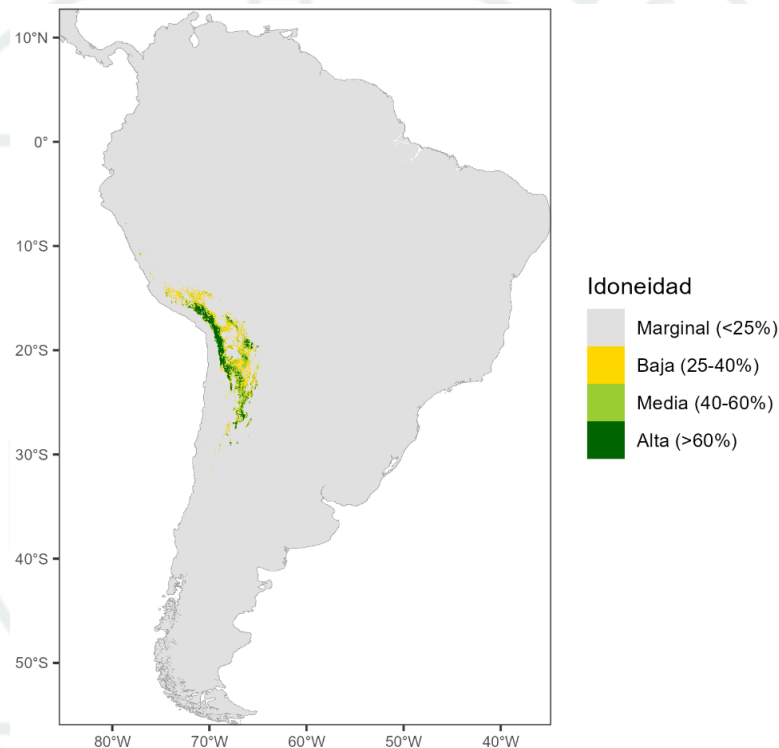
B) *Festuca orthophylla*

En la Figura 10 se aprecia el modelo de nicho ecológico potencial de la especie *Festuca orthophylla*, según las condiciones climáticas actuales. En esta se puede observar que se distribuye principalmente en los países de Perú, Chile, Argentina y Bolivia; presentando la mayor área de distribución potencial en los dos últimos. Adicionalmente, se puede observar que el área de idoneidad alta

está distribuida, en mayor medida, en los países de Perú y Chile, presentando un área de idoneidad media y baja en Bolivia

Figura 10

Idoneidad de hábitat de Festuca orthophylla en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Árboles de Regresión Potenciados (BRT)



En la Tabla 10 se puede apreciar el área en km² correspondiente a cada umbral de idoneidad para la especie *Festuca orthophylla*. El área de alta idoneidad presenta un total de 70839.47 km²; adicionalmente, se puede observar que el área de idoneidad media presenta un total de 83527.58 km². En total ambas áreas representan tan solo el 0.86% del área total de Sudamérica, siendo la especie con menor área de distribución potencial en el presente estudio. Esto indica que *Festuca orthophylla* es una especie altamente

especialista, con un rango de distribución estrecho, restringido principalmente a al norte de Chile y sur del Perú. Un punto por resaltar es que la mayor área de distribución potencial de la especie es de idoneidad baja (116965.71 km²), lo cual indica su alta vulnerabilidad ante cambios en regímenes climáticos.

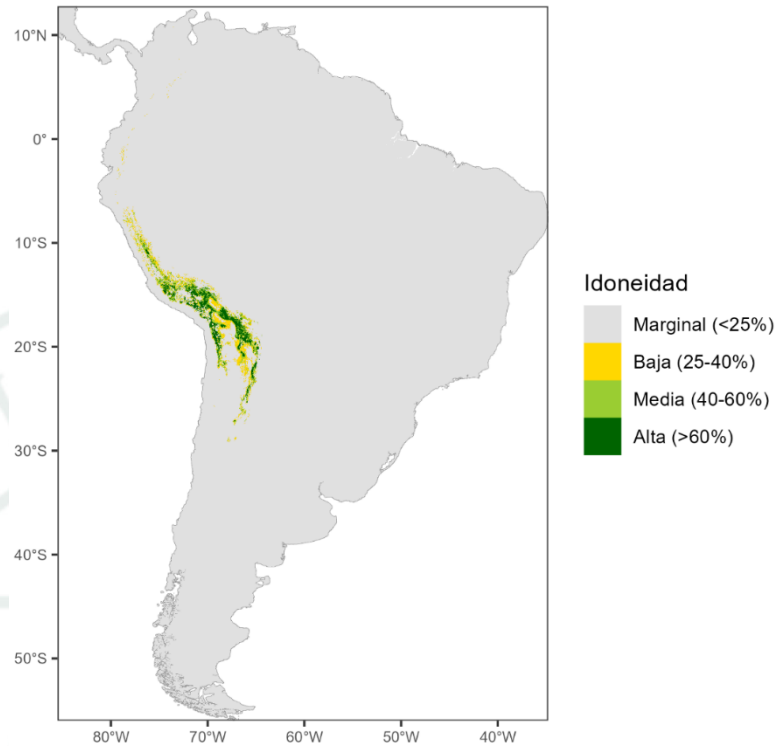
C) *Tetraglochin cristata*

En la Figura 11 se aprecia el nicho potencial de la especie *Tetraglochin cristata* bajo las condiciones climáticas actuales. En esta se puede observar que se distribuye principalmente en los países de Perú, Chile y Bolivia.

Un aspecto resaltante es que el área de distribución presenta fragmentaciones visibles a lo largo del altiplano andino. Esto se podría deber a múltiples factores como: a) la alta especialización de la especie a ciertas condiciones ambientales presentes sólo en mesetas de alta cordillera, b) barreras naturales o cambios abruptos en la pendiente que pueden interrumpir la continuidad del hábitat, o c) al ser indicadora de una degradación de ecosistemas debido al sobrepastoreo la especie sólo se encuentra distribuida cerca de núcleos poblacionales, donde las formaciones geológicas permite el desarrollo de comunidades.

Figura 11

Idoneidad de hábitat de Tetraglochin cristata en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Arboles de Regresión Potenciados (BRT)



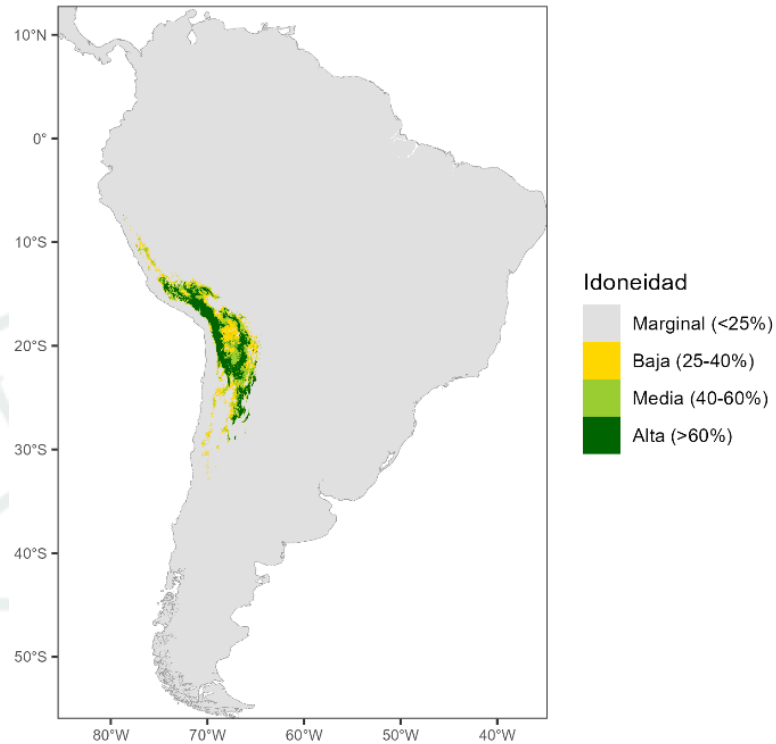
En la Tabla 10 se puede apreciar el área en kilómetros cuadrados correspondiente a cada umbral de idoneidad. En el caso de *Tetraglochin cristata*, el área de idoneidad alta tiene un total de 109002.3 km²; mientras que el área de idoneidad media y baja representan un total de 253658.56 km². Al compararlas, se puede ver que el área de alta idoneidad representa un 30.06% del área potencial de distribución (excluyendo la zona marginal), lo cual es un indicador positivo para la persistencia de la especie en el tiempo. Sin embargo, si es que comparamos el área de idoneidad alta con el resto de Sudamérica, podemos observar que esta tiene un potencial de distribución en tan sólo 0.61% el territorio, siendo la segunda especie con menor área de distribución, después de *Festuca orthophylla*.

D) *Azorella compacta*

En la Figura 12 se aprecia el nicho potencial actual de la especie *Azorella compacta*. En esta se puede observar que se distribuye a lo largo de la cordillera de los Andes centrales, principalmente en el sur del Perú, el altiplano boliviano y el norte de Chile y Argentina. Adicionalmente, se resalta que la zona de Idoneidad alta (>60%) se localiza en la frontera entre Perú, Chile y Bolivia. Finalmente, se puede señalar que la especie alcanza sus límites de tolerancia ambiental hacia el norte en el centro de Perú (10°S) y hacia el sur en la parte norcentral de Chile (30°S).

Figura 12

Idoneidad de hábitat de Azorella compacta en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Árboles de Regresión Potenciados (BRT)



En la Tabla 10 se puede apreciar el área potencial en kilómetros cuadrados de *Azorella compacta*. La especie tiene un área de alta idoneidad total de 214250.60 km², al compararla con los 532173.72 km² correspondientes al área de distribución potencial (excluyendo el área marginal), se puede observar que la especie puede distribuirse de manera óptima en un 40.25% del área potencial total, lo que indica que la especie posee gran cantidad de zonas donde podría desarrollarse en condiciones ideales. Sin embargo, si es que comparamos el área de idoneidad alta con el área total de Sudamérica, podemos ver que la especie tan sólo posee un 1.19%, indicando que es una especie de alta especialización a zonas altoandinas.

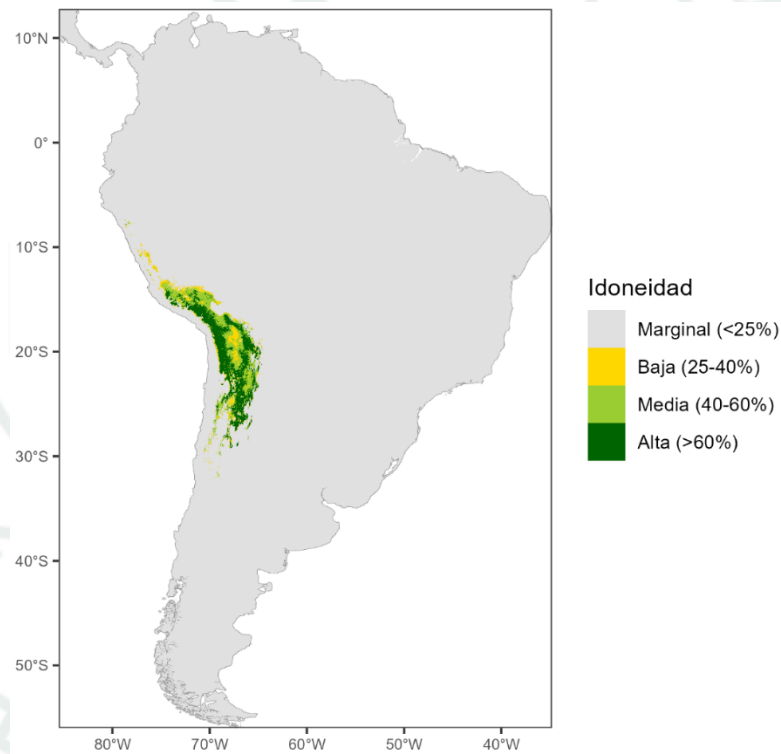
E) *Parastrephia spp.*

En la Figura 13 se observa el MNE actual de *Parastrephia spp.* En este se observa que el núcleo de distribución se ubica al sur del Perú, norte de Chile

y Argentina y suroeste de Bolivia. Asimismo, se puede observar que el área de idoneidad media se encuentra bordeando los núcleos de distribución, lo cual les confiere un carácter de zona de amortiguamiento, permitiendo un potencial de distribución mucho más robusto al compararlo con otras especies en este estudio.

Figura 13

Idoneidad de hábitat de Parastrephia spp en América del sur bajo condiciones climáticas contemporáneas basado en modelos de nicho ecológico de tipo Árboles de Regresión Potenciados (BRT)



En la Tabla 10 se puede observar que *Parastrephia spp.* presenta un área potencial de idoneidad alta (>60%) de 255865.17 km², teniendo la segunda área potencial con mayor envergadura, después de *Stipa ichu*. Si bien tiene un área de potencial correctamente distribuida a lo largo del gradiente altoandino,

esta sólo representa un 3.12% del área total de Sudamérica, estando supeditada estrictamente a los límites del ecosistema de Puna.

A continuación, se presenta la Tabla 10, donde se recopiló la superficie de hábitat potencial expresado en $10^5 \times \text{km}^2$ dividido por categoría de idoneidad para los taxa modelados bajo condiciones climáticas contemporáneas.

Tabla 10

Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad para los taxa modelados bajo condiciones climáticas contemporáneas.

Taxa	Marginal (<25%)	Baja (25-40%)	Media (40-60%)	Alta (>60%)
<i>Stipa ichu</i>	167.97	3.79	3.61	3.80
<i>Festuca orthophylla</i>	176.45	1.17	0.84	0.71
<i>Tetraglochin cristata</i>	175.54	1.40	1.14	1.09
<i>Azorella compacta</i>	173.85	1.53	1.65	2.14
<i>Parastrephia spp.</i>	173.58	0.95	2.08	2.56

Predicción de la respuesta de las especies vegetales representativas de la pradera andina ante los escenarios Trayectorias Socioeconómicas Compartidas: SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP 5-8.5 del IPCC

4.1.3.2. Proyección de modelos de nicho ecológico bajo escenarios futuros

A) *Stipa ichu*

El caso de *Stipa ichu* es particular entre todas las especies del presente estudio. La especie tiene un área de idoneidad alta de 380226.84 km^2 bajo las condiciones climáticas actuales, si es que la comparamos con el área de las proyecciones futuras, se puede observar una dinámica de expansión a lo largo de la región andina distinta a la de otras especies. Tal como se puede observar en la Tabla 11, el área de alta idoneidad alcanza su cenit en el año 2040 bajo el

escenario SSP 5-8.5, llegando a los 444660.80 km², lo cual significa que aún en escenarios de alto impacto, caracterizados por la explotación de combustibles fósiles, emisiones extremas y un aumento en la temperatura global de hasta los 3.0°C, la especie logra adaptarse y prosperar. Este comportamiento de expansión se mantiene constante hacia finales del siglo, en el año 2070, donde los valores se mantienen elevados, llegando a alcanzar un área de idoneidad alta de hasta 422771.96 km² bajo el escenario SSP 1-2.6.

Otro punto importante que se tiene que tomar en cuenta es la reducción del área de idoneidad baja en hasta un 20.73% y la de idoneidad media en hasta 9.20%. Adicionalmente, el remanente de la contracción de las áreas de baja y media idoneidad no se convierte en área marginal si no que se convierte en área de idoneidad alta, comportamiento que se puede observar en la Figura 14, donde los núcleos de distribución se ensanchan en la región central de los Andes.

Esto es un indicador crucial para la investigación, puesto que confirma lo estipulado en la Tabla 7. *Stipa ichu* es una especie que predomina en ecosistemas degradados que han enfrentado presiones antrópicas de alto impacto, tales como el sobrepastoreo o incendios provocados.

Figura 14

Modelos de nicho ecológico de Stipa ichu proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.

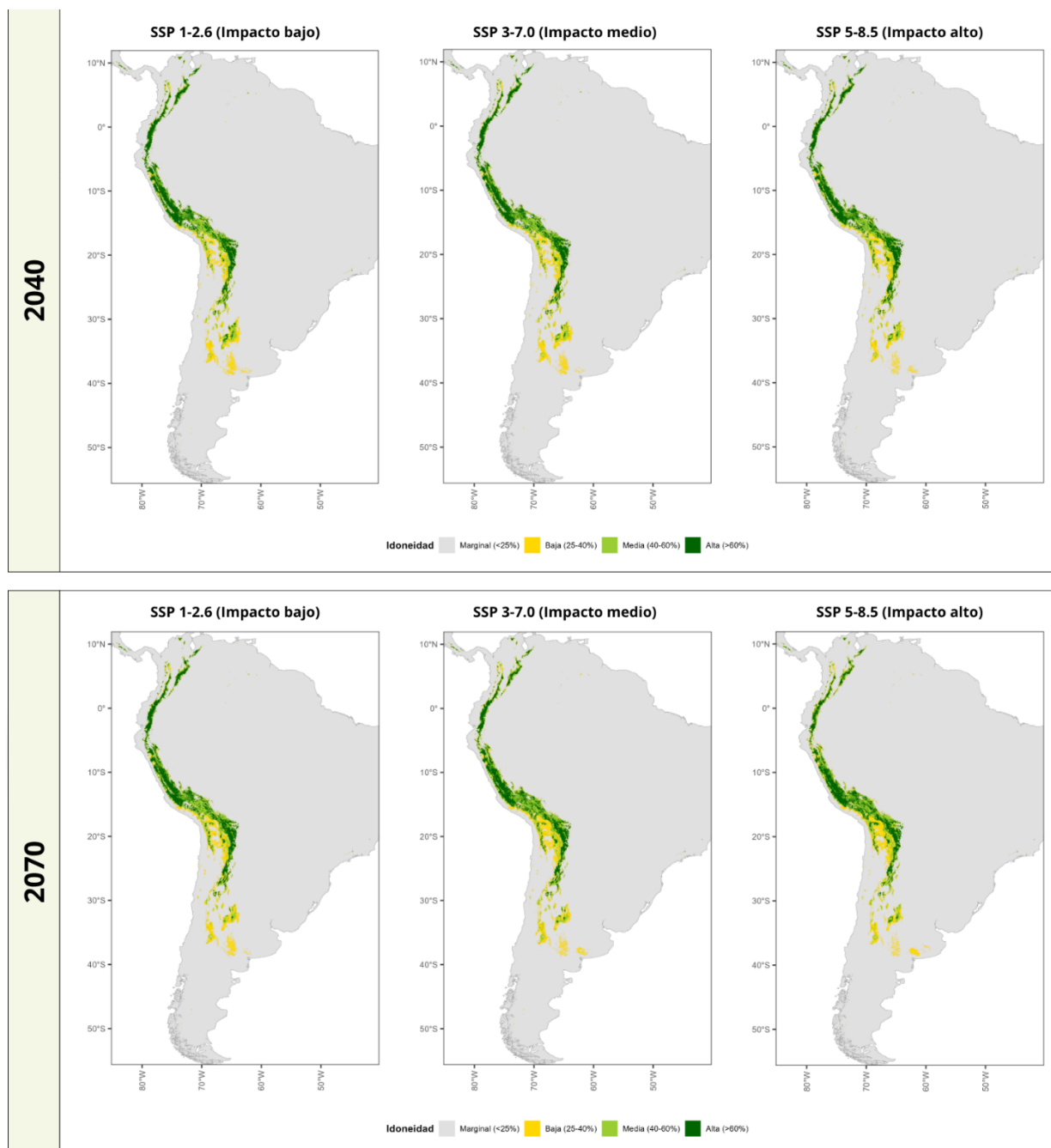


Tabla 11

*Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de *Stipa ichu* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.*

Escenario	Marginal (<25%)	Baja (25-40%)	Media (40-60%)	Alta (>60%)
2040 SSP 1-2.6	168.38 (0.25%)	3.15 (-16.77%)	3.40 (-5.82%)	4.32 (13.68%)
2040 SSP 3-7.0	168.48 (0.30%)	3.16 (-16.58%)	3.37 (-6.61%)	4.25 (11.78%)
2040 SSP 5-8.5	168.53 (0.34%)	3.00 (-20.73%)	3.28 (-9.20%)	4.45 (16.95%)
2070 SSP 1-2.6	168.43 (0.27%)	3.24 (-14.64%)	3.37 (-6.60%)	4.23 (11.19%)
2070 SSP 3-7.0	168.13 (0.09%)	3.36 (-11.40%)	3.65 (1.24%)	4.12 (8.42%)
2070 SSP 5-8.5	168.29 (0.19%)	3.27 (-13.65%)	3.72 (3.07%)	3.98 (4.73%)

B) *Festuca orthophylla*

Festuca orthophylla presentó un núcleo de distribución de alta idoneidad equivalente a 70839.47 km² bajo las condiciones climáticas actuales, siendo el área de idoneidad alta más reducida entre todas las especies estudiadas. Si es que lo comparamos con las proyecciones futuras de la Tabla 12, se puede observar que existe una tendencia de reducción de dichos núcleos, llegando a los 58854.43 km² (reducción del 16.92%) en el año 2040 bajo el escenario SSP 1-2.6 y a los 61752.34 km² (reducción del 12.83%) en el año 2070 bajo el escenario SSP 5-8.5.

Al observar la Figura 15 se puede ver un claro aumento en el área de idoneidad media y baja a costa de la reducción en el área de idoneidad alta. Un caso particular es en el año 2070, donde los núcleos de alta idoneidad ubicados en el centro y norte del Perú tienden a fragmentarse, o en el peor de los casos desaparecer, generando una concentración de núcleos de presencia en la región sur del país. Esto se puede verificar al comprar la Tabla 10 y la Tabla 12, viéndose un aumento de hasta un 6.53% en el área de idoneidad baja en el escenario 2040 SSP 1-2.6 y de 6.65% en el área de idoneidad media bajo el escenario 2070 SSP 5-8.5.

A partir de estos resultados se puede aseverar que la especie tiene un nicho ecológico fundamental extremadamente especializado y con una particular vulnerabilidad ante los efectos del cambio climático, caracterizado por una tendencia a la pérdida del hábitat óptimo.

Figura 15

Modelos de nicho ecológico de Festuca orthophylla proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.

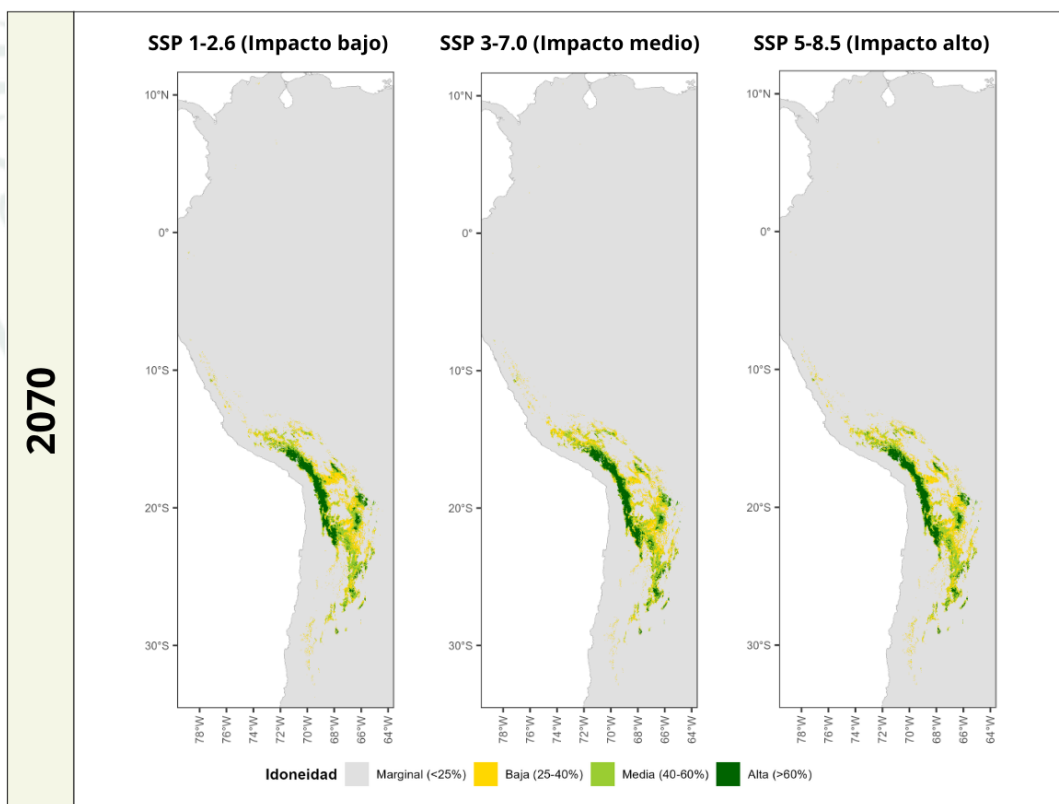
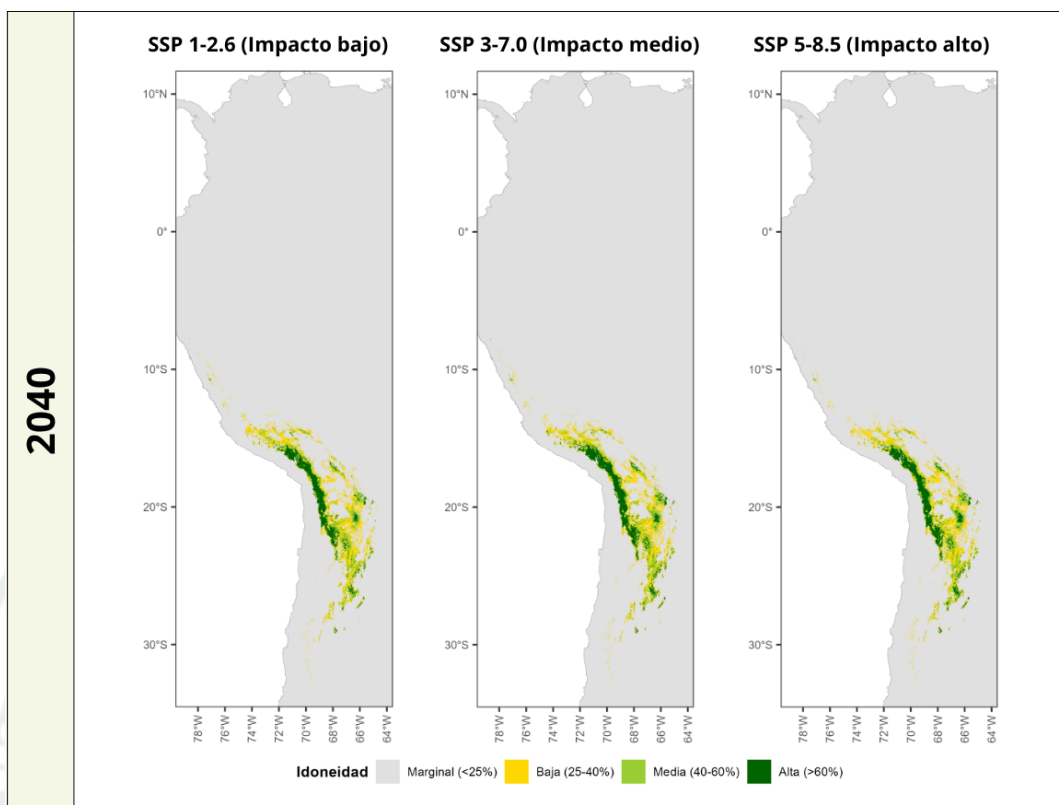


Tabla 12

*Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de *Festuca orthophylla* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.*

Escenario	Marginal (<25%)	Baja (25-40%)	Media (40-60%)	Alta (>60%)
2040 SSP 1-2.6	176.60 (0.08%)	1.25 (6.53%)	0.82 (-1.47%)	0.59 (-16.92%)
2040 SSP 3-7.0	176.48 (0.02%)	1.23 (4.86%)	0.88 (4.76%)	0.68 (-4.52%)
2040 SSP 5-8.5	176.59 (0.08%)	1.20 (2.35%)	0.82 (-1.88%)	0.65 (-8.30%)
2070 SSP 1-2.6	176.49 (0.02%)	1.23 (5.18%)	0.89 (6.04%)	0.65 (-8.32%)
2070 SSP 3-7.0	176.56 (0.06%)	1.19 (1.80%)	0.88 (5.87%)	0.63 (-11.63%)
2070 SSP 5-8.5	176.59 (0.08%)	1.16 (-1.24%)	0.89 (6.65%)	0.62 (-12.83%)

C) *Tetraglochin cristata*

Tetraglochin cristata es una especie que tiene una dinámica temporal de alto interés, ya que es la de mayor riesgo ambiental del presente estudio. A diferencia de otras especies que han presentado ciertos parámetros de resistencia ante el cambio climático, esta presenta una pérdida drástica y continua de su nicho potencial, la cual se exagera a lo largo de los años, especialmente, en los escenarios de alto impacto (SSP 5-8.5).

Al revisar la Tabla 13 podemos observar que, aún en los escenarios con menor impacto ambiental (2040 SSP 1-2.6), el nicho potencial de la especie tiene una disminución drástica, reduciéndose de 109002.3 km^2 a 71014.33 km^2 (reducción de 34.85%). Este efecto se intensifica a finales del siglo, en el escenario 2070 SSP 5-8.5, donde el núcleo de alta idoneidad se reduce en 51.04% (de 109002.3 km^2 a 53372.72 km^2). Al revisar a más detalle la proyección de superficie de idoneidad podemos observar que esta disminución

acrecentada de las áreas de alta idoneidad se da a costa de un aumento en las áreas de media idoneidad (hasta un 17.86% bajo el escenario 2070 SSP 3-7.0). Una posible causa de esta pérdida es debido la alta especialización de la especie a la falta de competencia dentro de su medio de distribución.

Este fenómeno se puede observar de mejor manera en la Figura 16, donde la pérdida del nicho potencial de alta idoneidad se hace evidente, especialmente en la región central del Perú, viéndose una clara disminución de los parches verde oscuros en los departamentos de Lima, Huánuco, Pasco y Junín.

Figura 16

Modelos de nicho ecológico de Tetraglochin cristata proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.

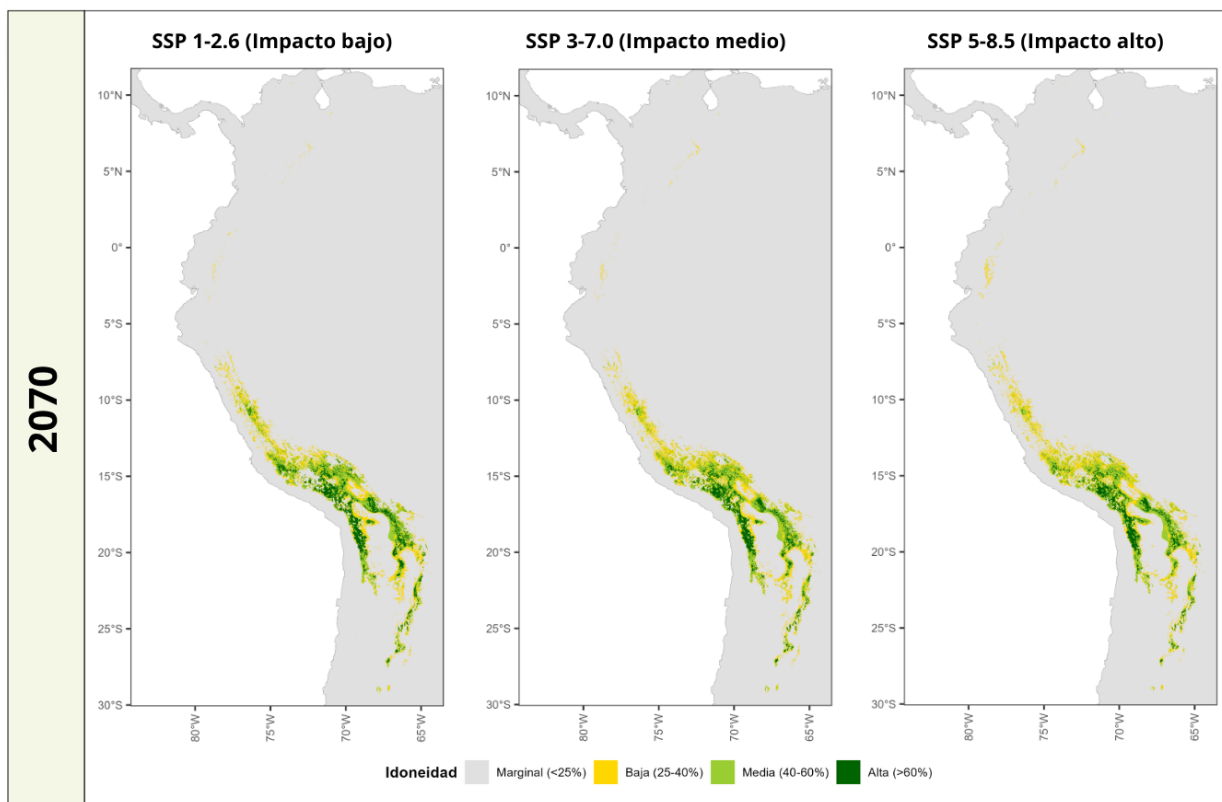
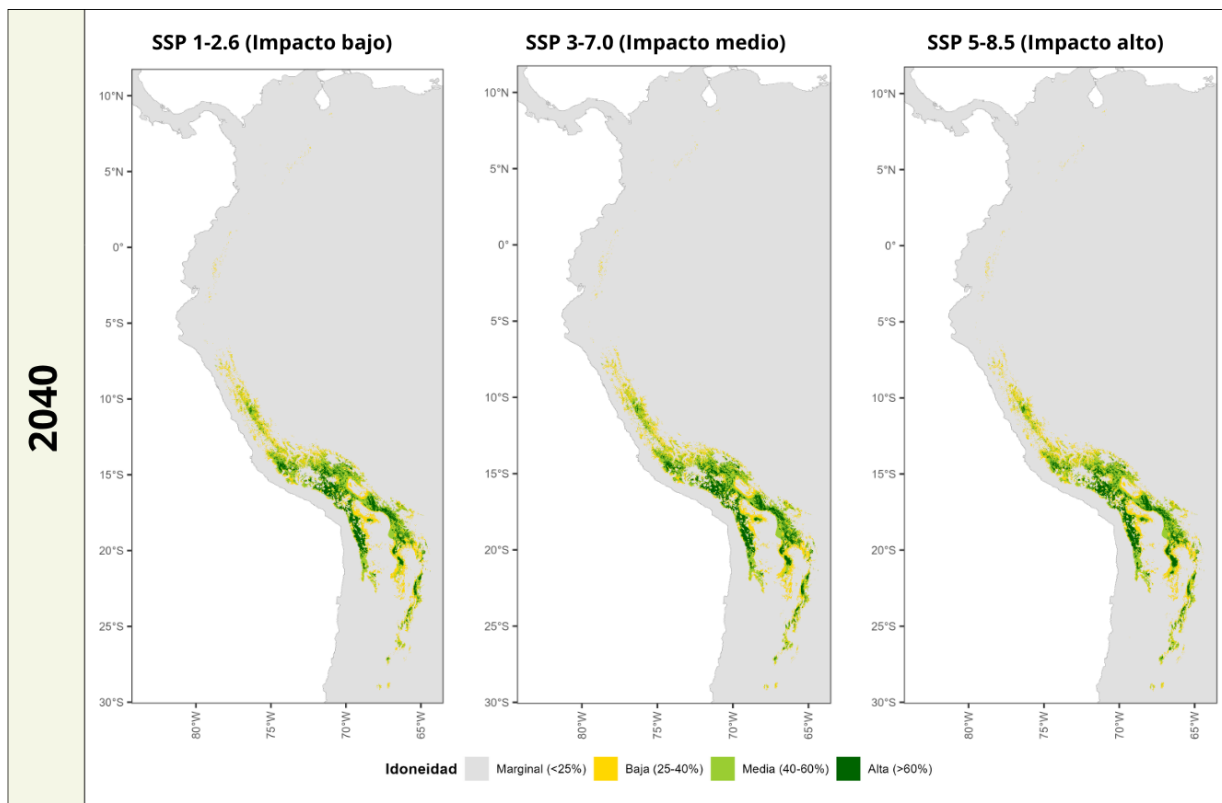


Tabla 13

*Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de *Tetraglochin cristata* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.*

Escenario	Marginal (<25%)	Baja (25-40%)	Media (40-60%)	Alta (>60%)
2040 SSP 1-2.6	176.07 (0.30%)	1.27 (-9.41%)	1.21 (6.63%)	0.71 (-34.85%)
2040 SSP 3-7.0	175.87 (0.19%)	1.30 (-7.35%)	1.29 (13.51%)	0.80 (-26.36%)
2040 SSP 5-8.5	175.99 (0.25%)	1.30 (-7.27%)	1.24 (8.95%)	0.73 (-32.67%)
2070 SSP 1-2.6	175.89 (0.20%)	1.34 (-4.34%)	1.32 (16.02%)	0.72 (-34.37%)
2070 SSP 3-7.0	175.91 (0.21%)	1.42 (1.08%)	1.34 (17.86%)	0.59 (-45.58%)
2070 SSP 5-8.5	175.97 (0.25%)	1.44 (2.93%)	1.31 (15.16%)	0.53 (-51.04%)

D) *Azorella compacta*

La proyección de superficie espacial de hábitat para *Azorella compacta* se encuentra en la Tabla 14. Al compararla con el área de distribución bajo las condiciones climáticas contemporáneas vemos que en el corto plazo (2040) el área de alta idoneidad se mantiene estable, llegando a aumentar en un 4.86% en el escenario SSP 3-7.0. No obstante, este comportamiento cambia drásticamente para el año 2070, especialmente en el escenario de mayores emisiones (SSP 5.8-5), donde el área de alta idoneidad se contrae en un 12.93% (de 214250.60 km² a 186538.33 km²). Esta degradación del nicho potencial de la especie se hace a costa del aumento de las áreas de baja idoneidad, llegando a aumentar hasta un 22.76% bajo el escenario 2070 SSP 3-7.0. Esto indica que el hábitat no desaparece, sino que pierde su calidad al pasar de condiciones óptimas a marginales.

En la Figura 17 se puede observar con mayor detenimiento este comportamiento. En las latitudes más bajas, entre los 15°S y 25°S, los núcleos de idoneidad alta y media son reemplazados por los de idoneidad baja. Sin embargo, es importante resaltar que a pesar de las pérdidas de área existe la prevalencia de un corredor ecológico en la frontera entre Perú, Chile y Bolivia, el cual podría actuar como un refugio climático en el futuro.

Figura 17

*Modelos de nicho ecológico de *Azorella compacta* proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.*

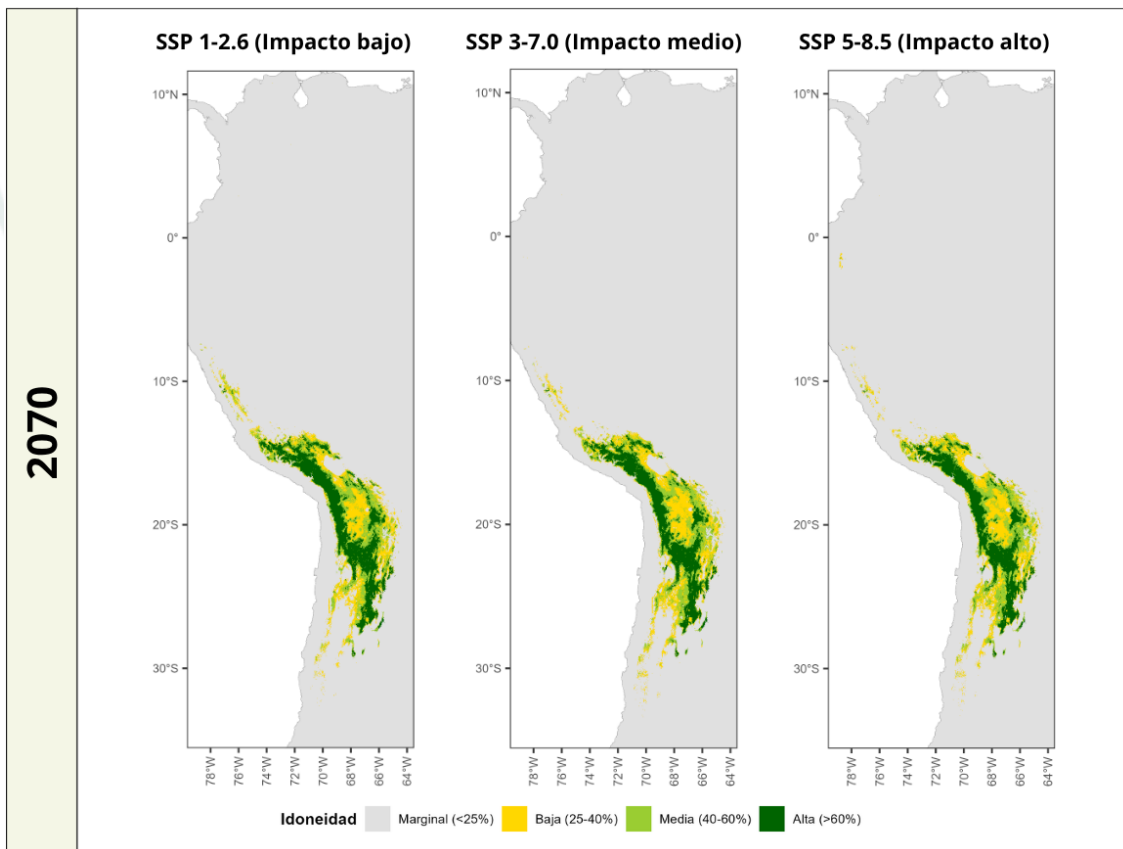
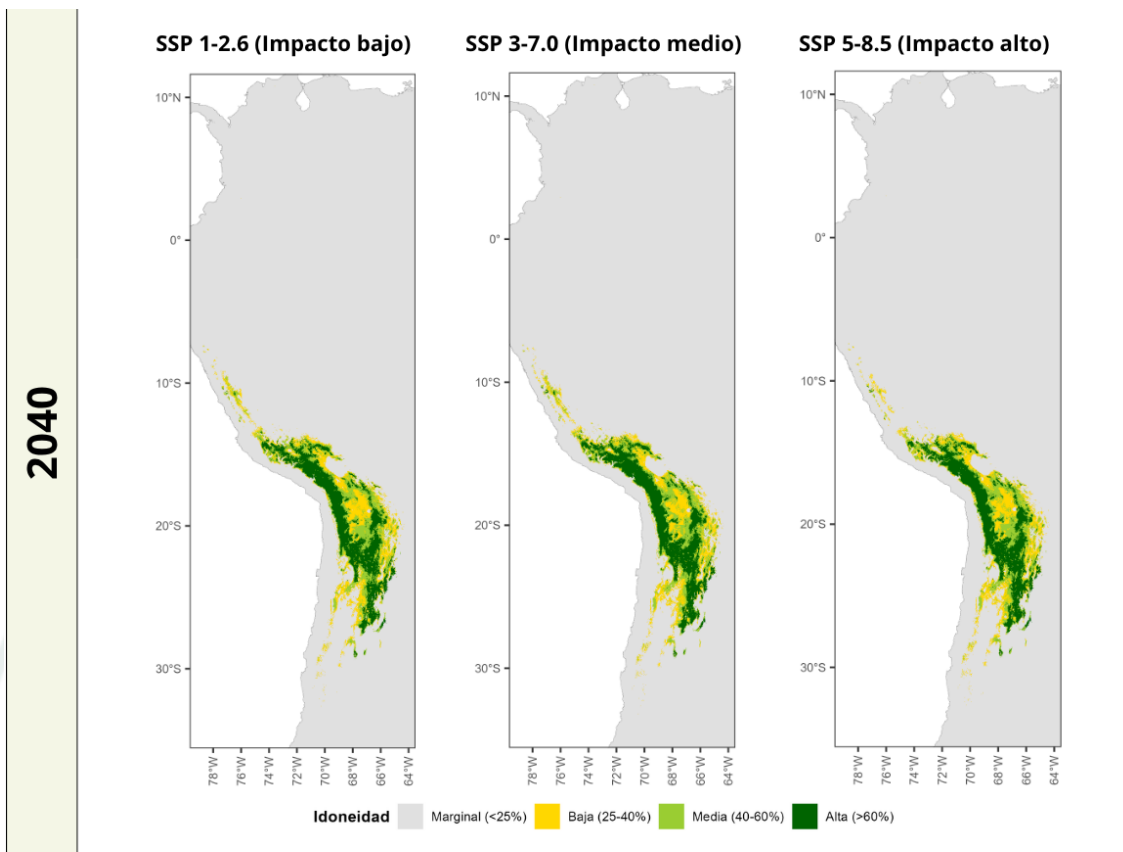


Tabla 14

*Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de *Azorella compacta* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.*

Escenario	Marginal (<25%)	Baja (25-40%)	Media (40-60%)	Alta (>60%)
2040 SSP 1-2.6	173.84 (-0.01%)	1.58 (2.81%)	1.70 (3.02%)	2.15 (0.40%)
2040 SSP 3-7.0	173.74 (-0.06%)	1.57 (2.20%)	1.71 (3.82%)	2.25 (4.86%)
2040 SSP 5-8.5	173.93 (0.05%)	1.56 (1.75%)	1.65 (0.29%)	2.11 (-1.30%)
2070 SSP 1-2.6	173.70 (-0.08%)	1.72 (12.04%)	1.71 (4.11%)	2.13 (-0.66%)
2070 SSP 3-7.0	173.65 (-0.11%)	1.88 (22.76%)	1.75 (6.04%)	1.98 (-7.53%)
2070 SSP 5-8.5	173.79 (-0.03%)	1.83 (19.08%)	1.77 (7.73%)	1.87 (-12.93%)

E) *Parastrephia* spp.

Para el periodo actual *Parastrephia* spp. presenta una superficie de alta idoneidad de 255865.17 km², siendo la segunda más extensa de las especies analizadas. Sin embargo, en los escenarios futuros existe una pérdida del hábitat óptimo (idoneidad alta) en todos los escenarios. El caso más extremo es en el 2040 SSP 1-2.6, tal como se puede observar en la Tabla 15, donde el género pierde un 39.23% de su núcleo de distribución original. Esto podría significar que en un primer momento la especie sería altamente sensible a los cambios térmicos de ese decenio (+1.8°C). No obstante, en el año 2070 se observaría un fenómeno de estabilización, implicando que probablemente que el género pueda adaptarse a las nuevas condiciones climáticas.

Otro fenómeno que hay que resaltar es que en todos los escenarios existe un aumento considerable en el área de idoneidad media, llegando a aumentar como mínimo un 23.53% (2040 SSP 5-8.5) y como máximo un

32.70% (2070 SSP 3-7.0). Esto implicaría que, si bien, se está perdiendo área de idoneidad optima, esta no se está perdiendo al convertirse en área marginal, si no que se está degradando, lo que haría que la especie pase de desarrollarse en condiciones óptimas a condiciones moderadas en la mayor parte de su distribución. Esto se puede observar de manera gráfica en la Figura 18.

Figura 18

Modelos de nicho ecológico de Parastrephia spp. proyectados a 2040 y 2070 bajo tres escenarios de emisión: impacto bajo (SSP1-2.6), impacto medio (SSP3-7.0) e impacto alto (SSP5-8.5), clasificados por categoría de idoneidad de hábitat.

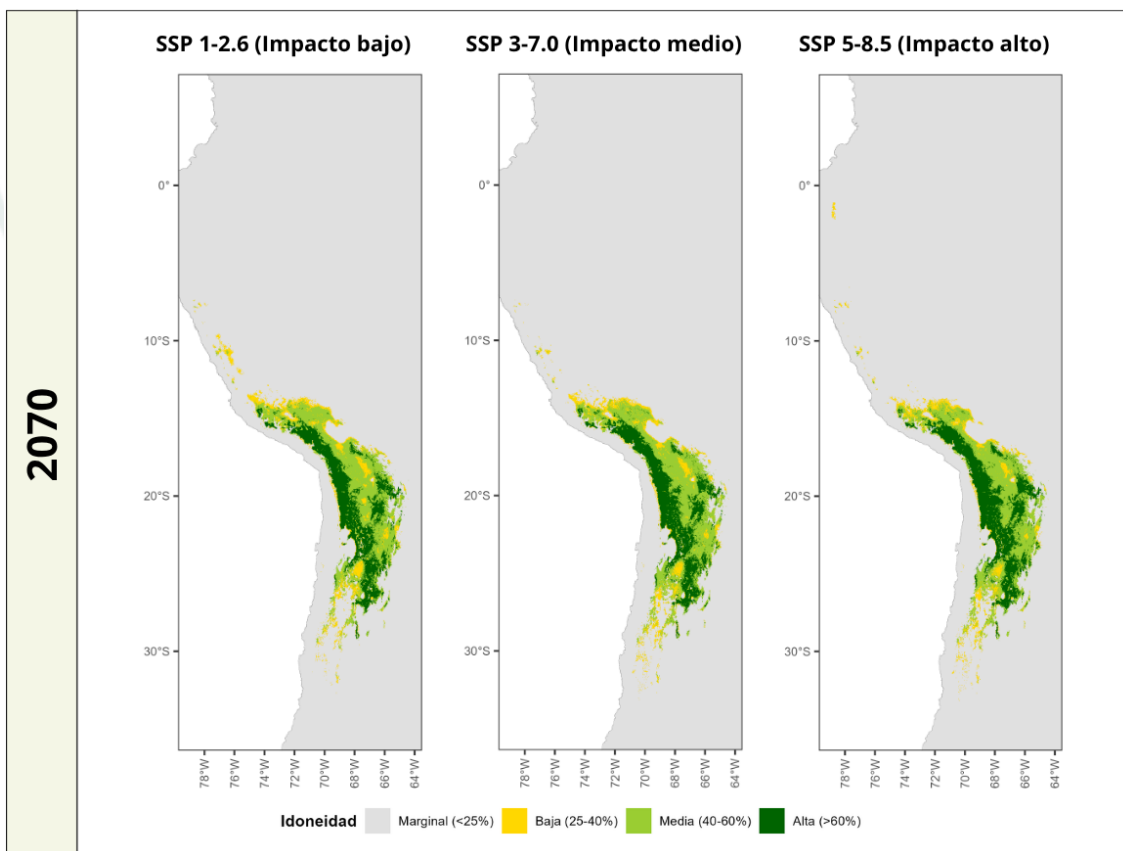
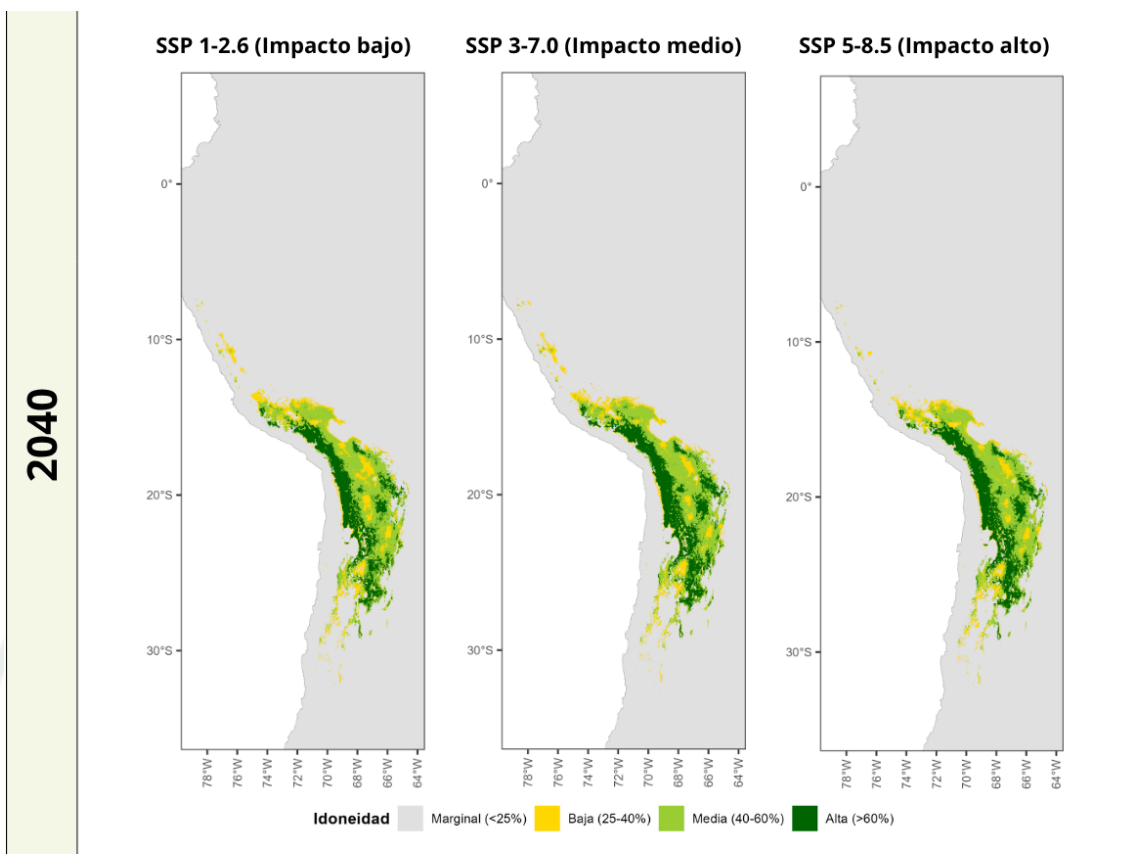


Tabla 15

*Superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) por categoría de idoneidad de *Parastrephia spp.* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5). El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica entre paréntesis.*

Escenario	Marginal (<25%)	Baja (25-40%)	Media (40-60%)	Alta (>60%)
2040 SSP 1-2.6	173.85 (0.16%)	1.16 (21.85%)	2.69 (29.66%)	1.55 (-39.23%)
2040 SSP 3-7.0	173.73 (0.09%)	1.05 (10.63%)	2.63 (26.61%)	1.85 (-27.81%)
2040 SSP 5-8.5	173.97 (0.22%)	0.99 (4.00%)	2.57 (23.53%)	1.74 (-32.19%)
2070 SSP 1-2.6	173.70 (0.07%)	1.01 (6.85%)	2.67 (28.59%)	1.88 (-26.71%)
2070 SSP 3-7.0	173.66 (0.05%)	0.92 (-3.34%)	2.76 (32.70%)	1.92 (-24.88%)
2070 SSP 5-8.5	173.78 (0.12%)	0.87 (-8.57%)	2.57 (23.69%)	2.04 (-20.39%)

4.1.3.3. Validación de modelos mediante métricas de desempeño

En el proceso de validación de los MNE mediante métricas de desempeño se trabajó únicamente con el escenario presente, ya que para calcular estas métricas se requieren datos de validación basados en observaciones reales, conocidos como puntos de presencia. Sin embargo, la transferibilidad del modelo actual para su uso como referencia para la predicción de modelos futuros se fundamenta en su robustez definida a partir de los valores de AUC, sensibilidad, especificidad y TSS.

Para la evaluación de la robustez de los modelos de distribución se tomará en cuenta los valores de las métricas de desempeño que se encuentran en la Tabla 16. En primer lugar, se puede observar que los valores del Área Bajo la Curva ROC (AUC) son altos, siendo en todos los casos mayores a 0.97; esto indica que todos los modelos presentan un desempeño sobresaliente en su capacidad para distinguir entre los puntos de presencia reales y los de fondo.

La sensibilidad todos los modelos presentó valores mayores a 0.96, esto significa que estos predijeron correctamente más del 90% de las presencias reales, lo que indica que, en general, todos los modelos no están ignorando zonas donde las especies y el género estudiados podrían desarrollarse.

En el caso de la especificidad se puede ver que todas las especies estudiadas presentan un valor mayor a 0.96, exceptuando *Stipa ichu*, con un valor de 0.896. Los modelos cuya especificidad es >0.96 son capaces de descartar correctamente más del 96% de las áreas que no cumplen con los requisitos ambientales de la especie, mientras que el modelo con el valor de 0.896 tan sólo es capaz de discernir el 89% de estos casos. Esto podría significar que el MNE para *Stipa ichu* está presentando un ligero sobreajuste, lo que podría ocasionar falsos positivos y sobreestimación de áreas de distribución potencial.

Finalmente, la estadística de habilidad verdadera (TSS) es una de las métricas más importantes para este estudio, puesto que, comúnmente, es utilizada para evaluar el rendimiento de modelos de distribución basados en aprendizajes de máquina sin basarse en tamaño de muestra. En tal sentido, todos los MNE presentan valores superiores a 0.86, lo cual indica un desempeño excelente, demostrando que son modelos equilibrados, puesto que son capaces de reconocer zonas donde podrían desarrollarse las especies y descartando zonas en las que no.

Tabla 16

Métricas de desempeño según taxa evaluado

Especie y/o género	AUC	Sensibilidad	Especificidad	TSS
<i>Azorella compacta</i>	0.994	0.981	0.972	0.953

<i>Festuca orthophylla</i>	0.997	0.989	0.965	0.954
<i>Parastrephia spp.</i>	0.993	0.977	0.964	0.941
<i>Stipa ichu</i>	0.973	0.966	0.896	0.862
<i>Tetraglochin cristata</i>	0.996	0.985	0.975	0.961

4.1.4. Revisión de los cambios en la distribución ante regímenes climáticos futuros

4.1.4.1. Evaluación de la variación del área de distribución potencial

A) *Stipa ichu*

El caso de *Stipa ichu* demuestra una resiliencia excepcional al cambio climático, caracterizada por la capacidad de la especie de expansión de su nicho potencial, aún en condiciones climáticas extremas. Al revisar la Tabla 17 podemos observar que el año 2040 es donde se presentará un mayor crecimiento, llegando a 64433.97 km² de ganancia neta bajo el escenario SSP 5-8.5 (superficie de idoneidad alta total de 444660.8 km²). Además, se puede resaltar que a pesar de que a finales del siglo bajo escenarios climáticos de alto impacto (SSP 5-8.5), donde las temperaturas siguen en aumento, la especie logra mantener una dinámica de expansión que, si bien es menor al compararla con los demás escenarios, logra contraponerse a la pérdida neta del territorio idóneo, llegando a mantener 398208.37 km² de área de alta idoneidad.

En la Figura 19 podemos observar con mayor detenimiento estos procesos de expansión. En primer lugar, se puede denotar un claro mantenimiento del núcleo de distribución actual (color azul), manteniéndose entre los rangos de 297000 km² y 330000 km². De igual manera, se puede ver una clara ganancia de nicho potencial (color verde), superando los 100000 km² en casi todos los escenarios; este crecimiento se dará principalmente en los bordes de la distribución actual, probablemente apuntando hacia mayores

altitudes. En el caso de las pérdidas estas serán menores en comparación con la ganancia, sin embargo, se acentuarán en el año 2070, bajo el escenario 5-8.5, llegando a perder 101187.06 km², principalmente en las zonas de menor altitud, específicamente las cercanas a la costa.

Figura 19

Variación espacial en la distribución geográfica potencial de Stipa ichu proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5)

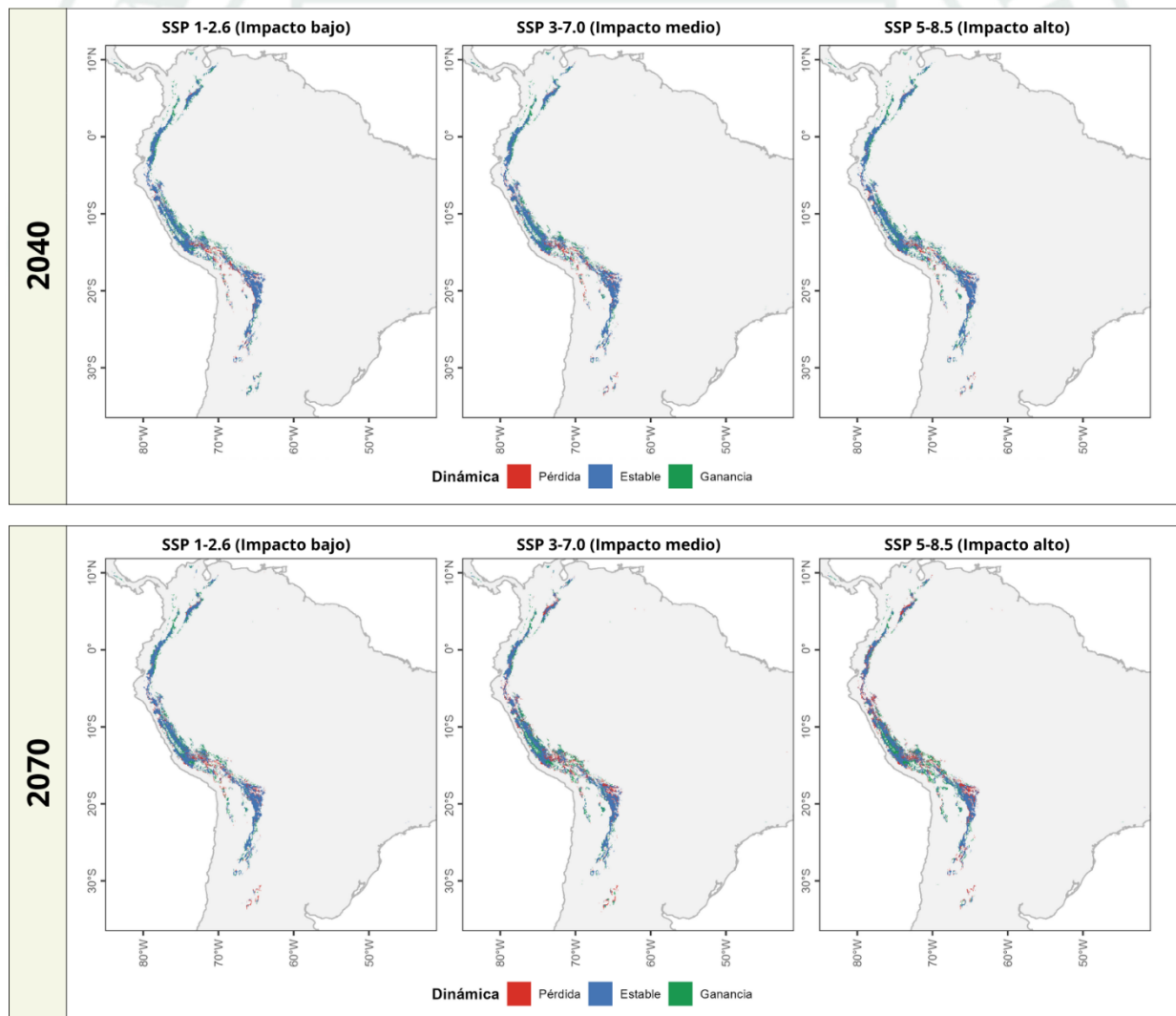


Tabla 17

*Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta (>60%) de *Stipa ichu* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.*

Escenario	Pérdida	Ganancia	Estable	Cambio Neto (%)
2040 SSP 1-2.6	0.48	1.00	3.32	13.68
2040 SSP 3-7.0	0.52	0.97	3.28	11.78
2040 SSP 5-8.5	0.45	1.10	3.35	16.95
2070 SSP 1-2.6	0.60	1.03	3.20	11.19
2070 SSP 3-7.0	0.83	1.15	2.97	8.42
2070 SSP 5-8.5	1.01	1.19	2.79	4.73

En la Figura 20 se puede observar las tendencias de desplazamiento del centroide de alta idoneidad de la especie *S. ichu*. En primer lugar, se tiene que señalar que su centroide tiene distancias de desplazamiento horizontales considerables, llegando a desplazarse hasta 244.1 km bajo escenarios de emisiones medias SSP 3-7.0.

Por otro lado, al observar la Tabla 18 se ve claramente que el centroide parte de una altitud base de 4066 m y asciende de manera sostenida en todos los escenarios. La dinámica de asenso altitudinal de la especie presentará la mayor magnitud bajo los escenarios de mayor forzamiento radiativo, SSP3-7.0 y SSP5-8.5, donde la especie alcanzará altitudes de 4358 m (aumento de 292

m con respecto a la actualidad) y 4356 m (aumento de 290 m con respecto a la actualidad). Este desplazamiento sugiere que la especie, en búsqueda de zonas que presenten características climáticas que aseguren su óptimo climático, seguirá desplazando su distribución a las partes más altas de la cordillera.

Figura 20

Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para Stipa ichu bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5)

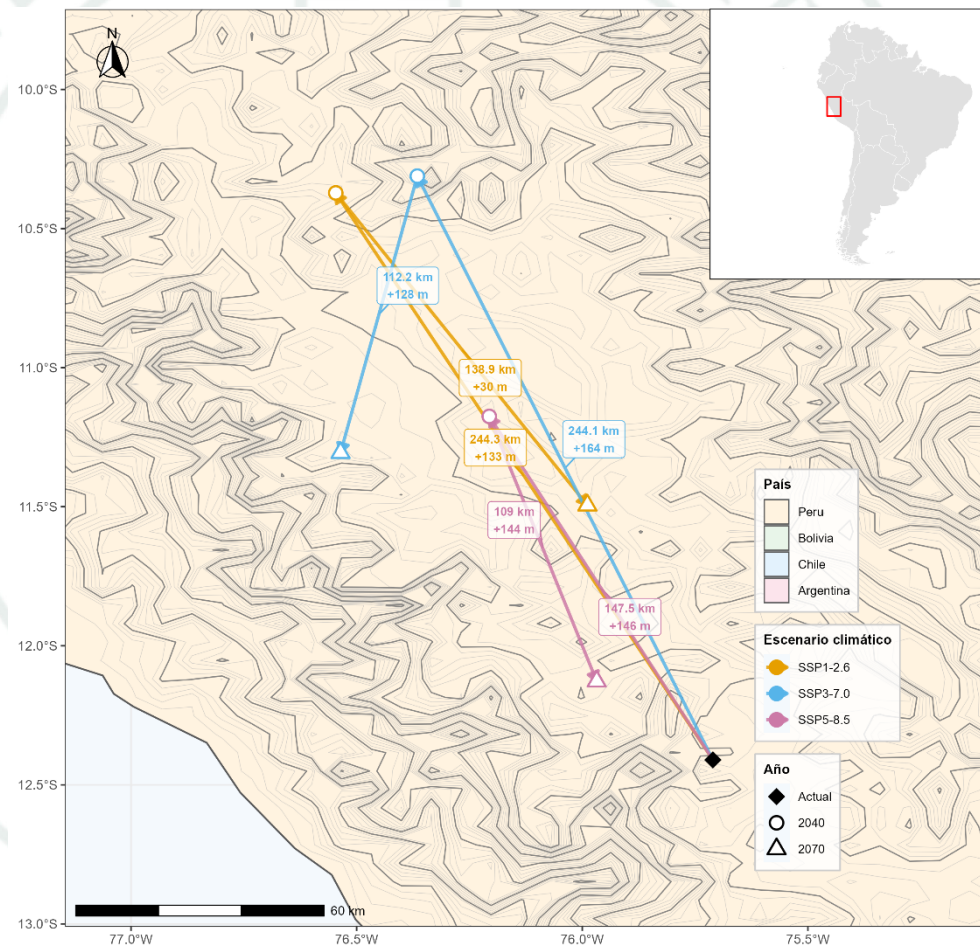


Tabla 18

Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de Stipa ichu proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-

2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.

Escenario	Altitud (m s. n. m.)		
	Actual	2040	2070
SSP 1-2.6	4066	4199	4229
SSP 3-7.0	4066	4230	4358
SSP 5-8.5	4066	4212	4356

B) *Festuca orthophylla*

En la Figura 21 se puede observar la variación espacial de la distribución potencial de *Festuca orthophylla*, esta denota una clara tendencia a la pérdida de nicho potencial (color rojo) a lo largo de todos los escenarios. Esta pérdida se ubica principalmente entre los 20°S y 30°S, en el norte de Chile. Por otro lado, podemos observar que las ganancias de nicho que presenta la especie son limitadas, estas áreas se encuentran distribuidas, principalmente, en zonas de mayor altitud, ya que si es que observamos los escenarios 2070 SSP 3-7.0 y 2070 SSP 5-8.5, veremos que las ganancias (color verde) se encuentran principalmente distribuidas en parches que previamente se consideraban como área marginal, muy probablemente por su altitud elevada.

Al revisar la Tabla 19, podemos observar con mayor detenimiento el proceso de contracción del nicho en todos los escenarios. En el escenario 2040 SSP1-2.6 se alcanza el área de distribución potencial con menor valor, llegando a tan sólo 58854.43 km² (presentando una pérdida neta de 11985.04 km²). Tal como se estipuló anteriormente, esta tendencia negativa de crecimiento continua hasta el año 2070, donde bajo el escenario de emisiones más severo SSP 5-8.5, la especie registra la mayor pérdida de hábitat potencial, equivalente

a 23,435.86 km². Sin embargo, es importante resaltar que en este escenario también existe una ganancia considerable de 14348.73 km², la cual estabiliza el área de distribución en 61752.34 km². Además, se debe de tomar en cuenta que el área estable presenta una tendencia de disminución progresiva, llegando a su punto mínimo (47403.61 km²) hacia finales del siglo en el escenario de mayor calentamiento (SSP 5-8.5).

Figura 21

Variación espacial en la distribución geográfica potencial de Festuca orthophylla proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5)

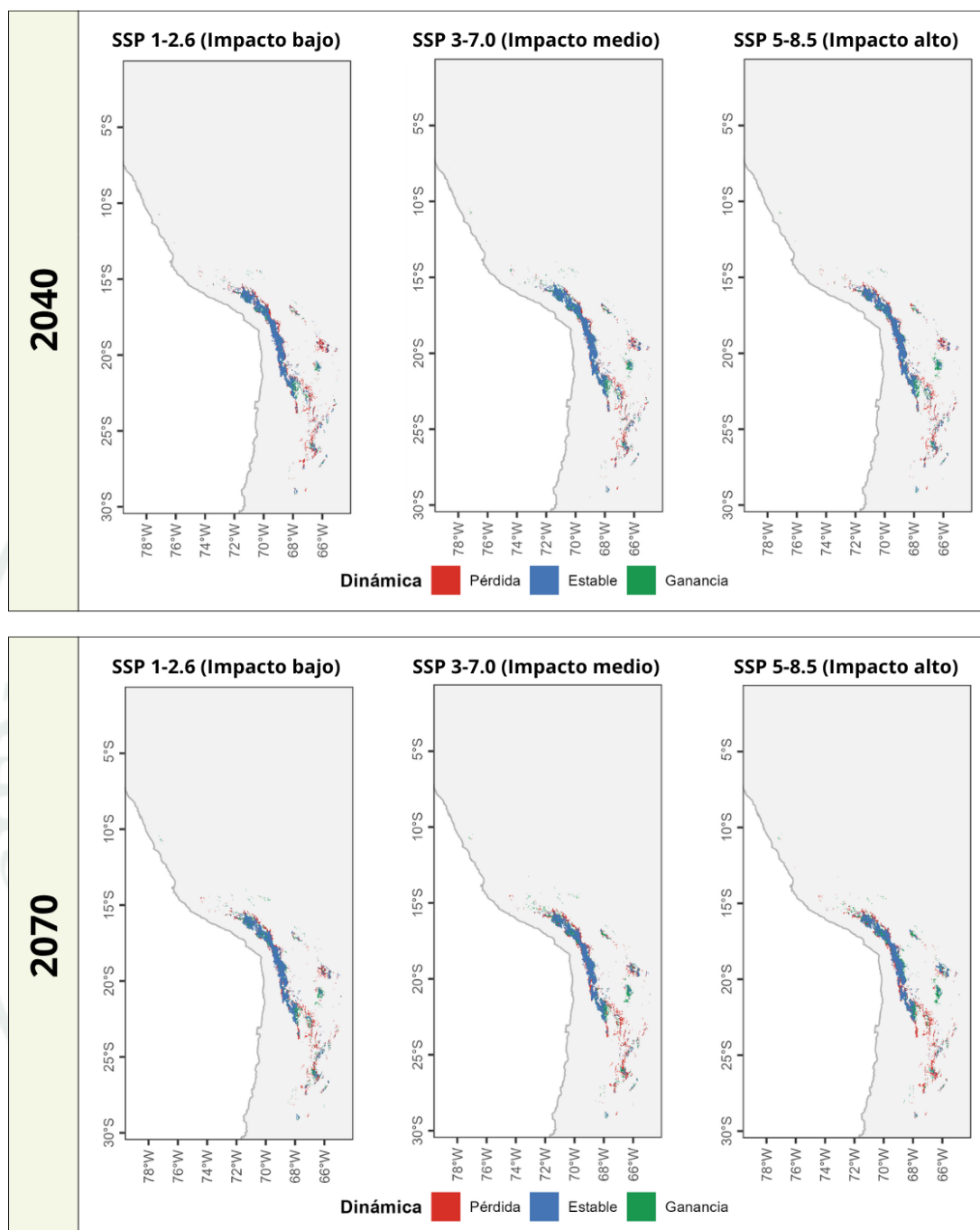


Tabla 19

*Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta ($>60\%$) de *Festuca orthophylla* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia*

y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.

Escenario	Pérdida	Ganancia	Estable	Cambio Neto (%)
2040 SSP 1-2.6	0.21	0.09	0.50	-16.92
2040 SSP 3-7.0	0.16	0.13	0.55	-4.52
2040 SSP 5-8.5	0.18	0.12	0.53	-8.30
2070 SSP 1-2.6	0.19	0.13	0.52	-8.32
2070 SSP 3-7.0	0.22	0.14	0.48	-11.63
2070 SSP 5-8.5	0.23	0.14	0.47	-12.83

En la Figura 22 se observa el desplazamiento del centroide de mayor idoneidad de *F. orthophylla*. La trayectoria de migración horizontal de la especie demuestra saltos notables de hasta 118.5 km bajo el escenario SSP3-7.0 en el año 2040. Un punto importante para tomar en cuenta es que independientemente del escenario la dirección de desplazamiento es uniforme, indicando que las zonas de alta idoneidad climática para la especie se desplazan sistemáticamente hacia zonas de cordillera alta.

Al comparar el desplazamiento con su variación altitudinal (revisar Tabla 20), vemos una clara tendencia hacia el escalamiento. Empezando por una altura actual de 4412 m la especie alcanza su mayor altitud en el año 2070 bajo el escenario SSP5-8.5 (mayor forzamiento radiativo), llegando a los 4675 m (aumento de 263 m). Al generarse un desplazamiento hacia zonas periglaciares estaríamos presenciando una clara compresión del hábitat, caracterizada por una menor disponibilidad de área para desarrollarse.

Figura 22

Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para Festuca orthophylla bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5)

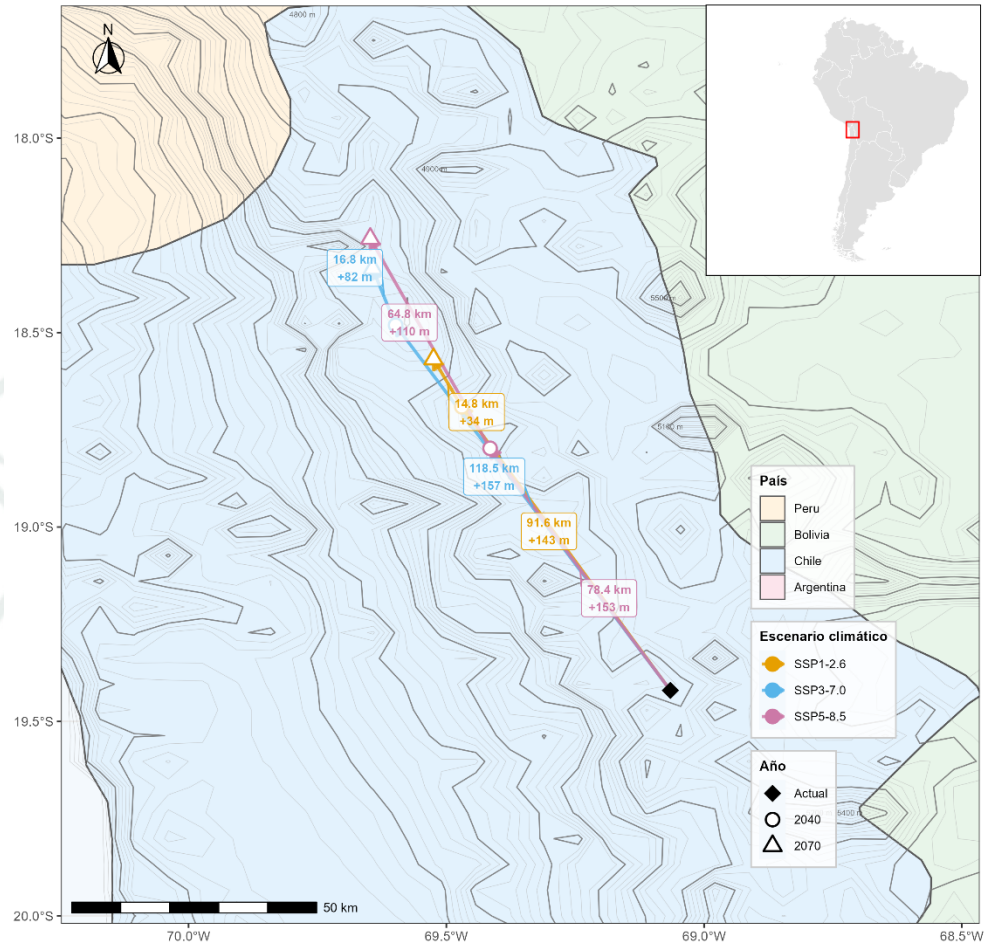


Tabla 20

Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de Festuca orthophylla proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas

Escenario	Altitud (m s. n. m.)		
	Actual	2040	2070
SSP 1-2.6	4412	4555	4589
SSP 3-7.0	4412	4569	4651
SSP 5-8.5	4412	4565	4675

C) *Tetraglochin cristata*

Tetraglochin cristata es la especie con el estado de vulnerabilidad más crítico entre todos los taxa analizados en el presente estudio. Al observar la Figura 23 podemos ver una tendencia caracterizada por la pérdida de hábitat (color rojo) en casi todo el rango de distribución de la especie, la cual incrementa a través de los años y la severidad del escenario. Esto se confirma, ya que el escenario más crítico es el 2070 SSP 5-8.5, donde la especie registrará una pérdida de 69447.26 km² de superficie de alta idoneidad (Tabla 21). Además de esto, se puede observar una clara reducción del núcleo estable a lo largo de los años, contrayéndose hasta un punto mínimo de 39555.04 km² en el año 2070 (SSP 5-8.5).

Estos resultados implican que a finales del siglo la especie experimentará un colapso de fragmentación severa de su hábitat, apuntando a un posible colapso en el año 2100, conllevando un alto riesgo de extinción local y confinamiento de la especie a refugios marginales.

Figura 23

Variación espacial en la distribución geográfica potencial de Tetraglochin cristata proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5)

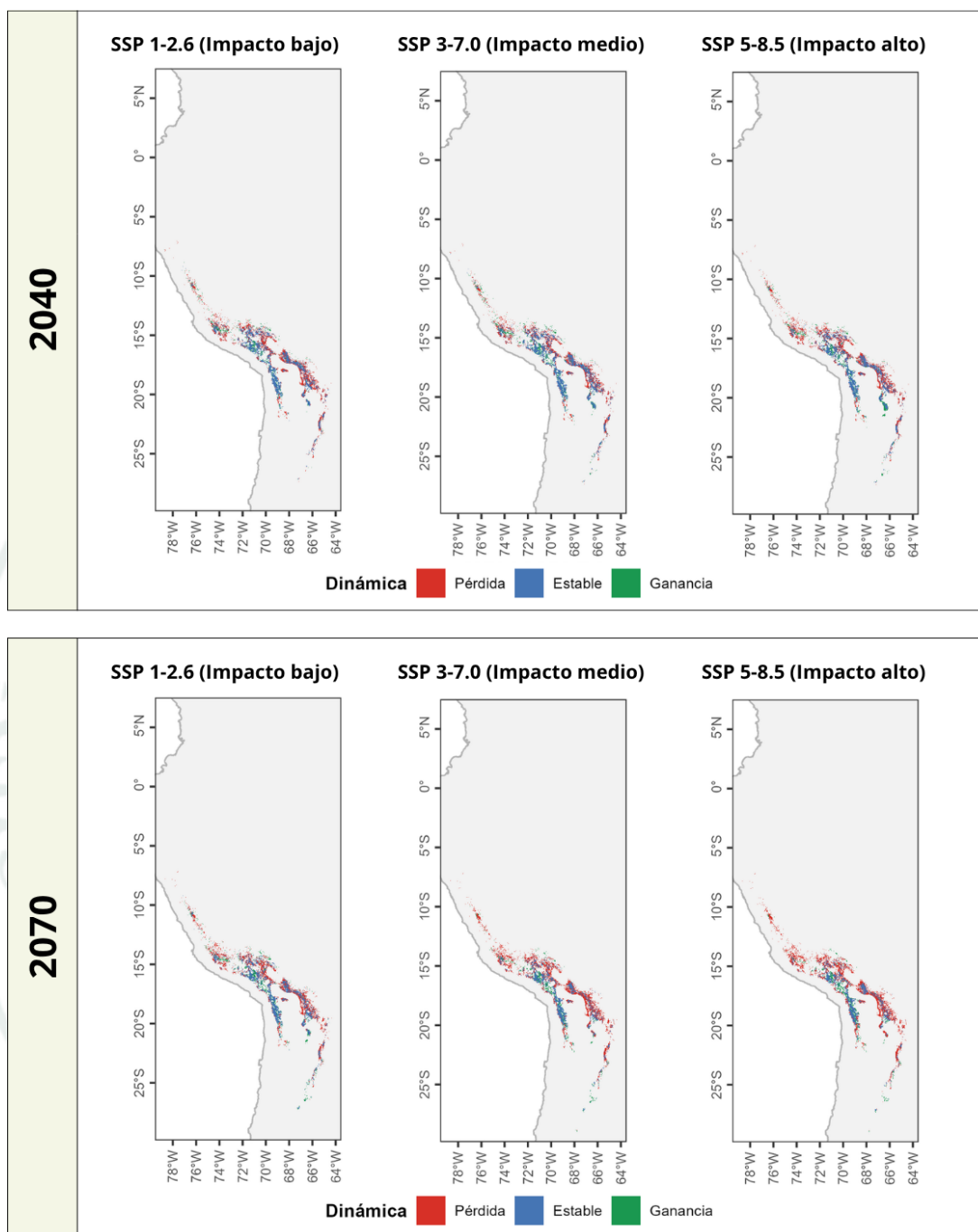


Tabla 21

*Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta ($>60\%$) de *Tetraglochin cristata* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia*

y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.

Escenario	Pérdida	Ganancia	Estable	Cambio Neto (%)
2040 SSP 1-2.6	0.51	0.13	0.58	-34.85
2040 SSP 3-7.0	0.45	0.17	0.64	-26.36
2040 SSP 5-8.5	0.52	0.16	0.57	-32.67
2070 SSP 1-2.6	0.54	0.16	0.55	-34.37
2070 SSP 3-7.0	0.64	0.15	0.45	-45.58
2070 SSP 5-8.5	0.69	0.14	0.40	-51.04

En la Figura 24 se observa el desplazamiento del centroide de mayor idoneidad de *T. cristata*. Este presenta una dinámica dividida, donde en la primera mitad del siglo se desplaza hacia el noroeste, dirigiéndose al territorio peruano, y a finales se realiza un giro hacia el sureste, dirigiéndose a Chile. Esto podría indicar que las condiciones climáticas futuras del Perú se volverán extremas para la especie, ocasionando un repliegue en el núcleo poblacional a finales de siglo.

La Tabla 22 nos permite analizar la variación altitudinal del centroide, el cual tiene un comportamiento particular en comparación con otras especies al alcanzar su límite altitudinal más rápido. La especie parte de una altitud de 4189 m y realizar un ascenso de 150 m en el año 2040 en todos los escenarios; entre el año 2040 y 2070 el ascenso es menor, llegando como máximo a los 24 m. Este comportamiento sugiere que la especie encuentra su idoneidad climática cerca de los 4350 m, reforzando el punto de que la especie suele concentrarse en mesetas y altiplanos con suelos disturbados, siendo factores distintos a la temperatura los que limitan su ascenso.

Figura 24

Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para Tetraglochin cristata bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5)

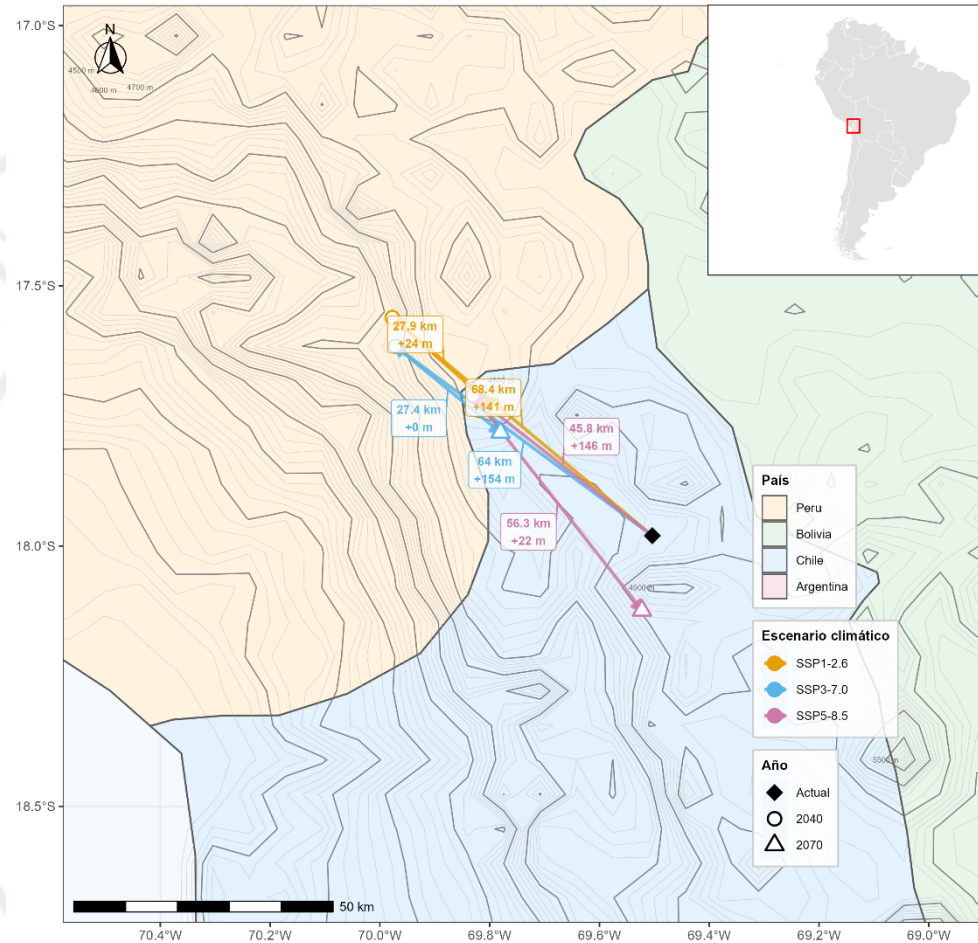


Tabla 22

Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de Tetraglochin cristata proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.

Escenario	Altitud (m s. n. m.)		
	Actual	2040	2070

SSP 1-2.6	4189	4330	4354
SSP 3-7.0	4189	4343	4343
SSP 5-8.5	4189	4335	4357

D) *Azorella compacta*

A. compacta es una especie que presenta un nicho potencial con notable estabilidad ante los efectos del cambio climático, sin embargo, aún presenta una presión de pérdida de territorio bajo los escenarios de mayor intensidad a finales del siglo.

En la Figura 25 se pueden observar las pérdidas y ganancias de nicho de idoneidad alta de *A. compacta*, en esta se puede ver una clara predominancia de las áreas estables (color azul) en el año 2040, aun presentando tendencias de crecimiento positivas bajo los escenarios SSP 1-2.6 (ganancia neta de 847.82 km²) y SSP 3-7.0 (ganancia neta de 10418.20 km²), tal como se puede comparar con la Tabla 23. Sin embargo, a partir del escenario 2040 SSP 5-8.5 en adelante, la especie empieza a percibir pérdidas significativas en su nicho potencial (color rojo), específicamente en los bordes del área estable. Este comportamiento llega a un punto crítico en el año 2070 (SSP 5-8.5), presentando una pérdida neta de 27712.27 km². Por otro lado, las ganancias de área potencial (color verde) se observan de forma dispersa, principalmente en las latitudes bajas (a partir de los 20°S).

Considerando que las ganancias presentan un comportamiento estable a lo largo de las décadas, mientras que las pérdidas comparten una tendencia de aumento, se puede llegar a la conclusión que esto representará un desafío para la dispersión y resiliencia de la especie a lo largo del tiempo.

Figura 25

Variación espacial en la distribución geográfica potencial de Azorella compacta proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5)

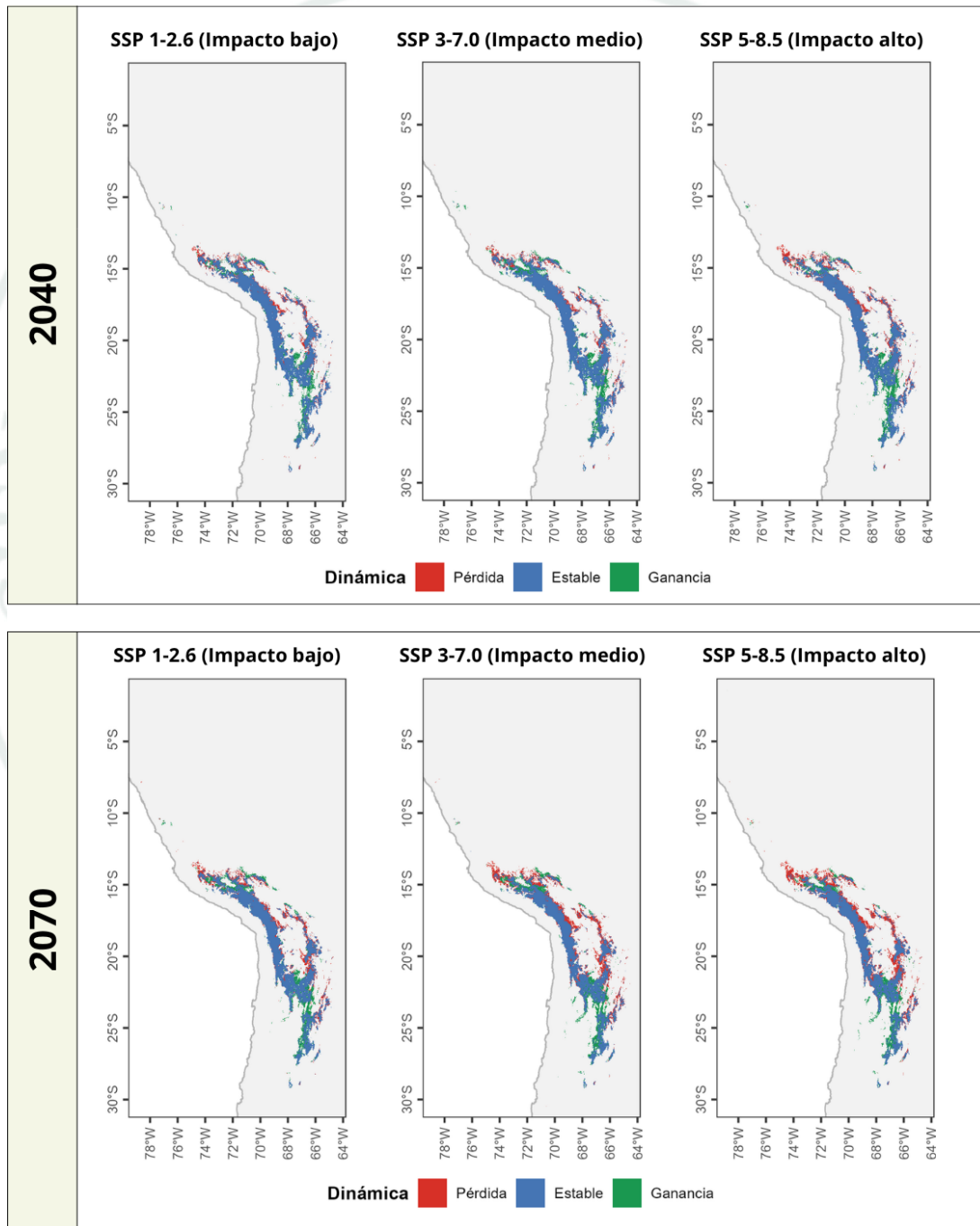


Tabla 23

*Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta (>60%) de *Azorella compacta* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.*

Escenario	Pérdida	Ganancia	Estable	Cambio Neto (%)
2040 SSP 1-2.6	0.29	0.30	1.85	0.39
2040 SSP 3-7.0	0.29	0.39	1.85	4.86
2040 SSP 5-8.5	0.36	0.33	1.78	-1.30
2070 SSP 1-2.6	0.39	0.38	1.75	-0.66
2070 SSP 3-7.0	0.55	0.39	1.59	-7.53
2070 SSP 5-8.5	0.60	0.33	1.54	-12.93

En la Figura 26 podemos observar el desplazamiento del centroide de idoneidad de *A. compacta*. Este presenta un comportamiento que difiere del resto de taxa, puesto que se desplaza exclusivamente hacia el sudeste, registrando desplazamientos horizontales de hasta 53.8 km.

Si nos dirigimos a la Tabla 24 podemos observar las tendencias altitudinales de los centroides que, a diferencia de los demás taxa, se distribuyen a mayor altura, presentando una altitud actual de 4486 m. En particular podemos ver que el ascenso altitudinal de la especie está estrechamente ligado a la fuerza radiativa de cada escenario climático, puesto que en los escenarios de bajo impacto (SSP1-2.6) se desplazará menos (48 m) en comparación a los de alto impacto (SSP5-8.5), donde llega a subir hasta los 4595 m (aumento de 109 m).

A pesar de que un ascenso de aproximadamente 100 m es menor en comparación con el de otras especies, para la yareta es un escenario alarmante, puesto que podría superar su capacidad biológica de migración, incrementando el riesgo de extinción de poblaciones que queden fuera de los núcleos estables.

Figura 26

*Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para *Azorella compacta* bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5)*

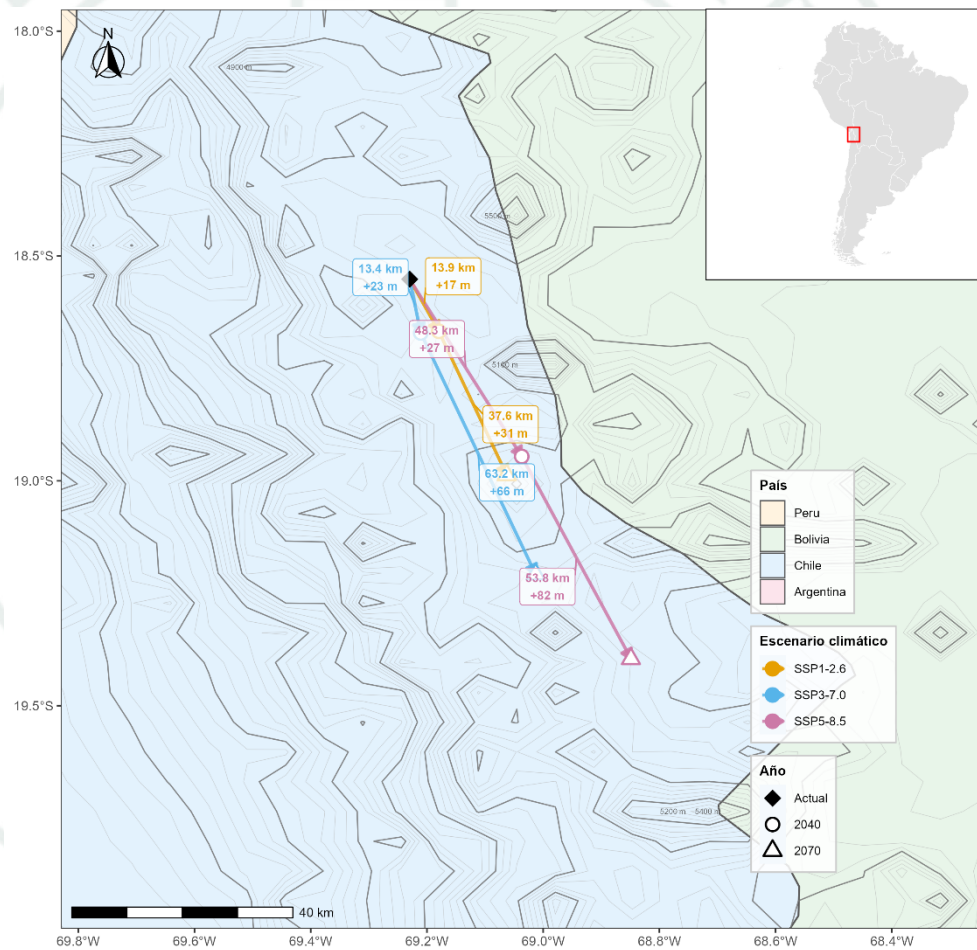


Tabla 24

*Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de *Azorella compacta* proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto*

bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.

Escenario	Altitud (m s. n. m.)		
	Actual	2040	2070
SSP 1-2.6	4486	4503	4534
SSP 3-7.0	4486	4509	4575
SSP 5-8.5	4486	4513	4595

E) *Parastrephia spp.*

La dinámica de cambio en la distribución geográfica para *Parastrephia spp.* demuestra una ligera vulnerabilidad de las poblaciones hacia los efectos del cambio climático. Si es que nos fijamos en la Figura 27, podemos observar como las áreas estables (color azul) se concentran principalmente en la zona central de los Andes compartidos por Perú y Chile, la zona de pérdida (color rojo) se distribuye en toda la zona periférica, generando un proceso de fragmentación de los bordes en todos los escenarios, mientras que la zona de ganancia se centra en las latitudes de 20°S a 25°, siendo claramente limitada en comparación al área de pérdida.

Al comparar estas observaciones con los datos de la Tabla 25, se ve de claramente la tendencia constante a la pérdida sistemática de hábitat en todos los escenarios. La cúspide de este comportamiento se alcanza en el horizonte 2040 SSP 1-2.6, donde el género experimenta una pérdida de superficie equivalente a 108519.34 km². A lo largo de los demás escenarios las pérdidas de hábitat potencial de alta idoneidad se mantienen elevadas, no bajando de los 80000 km².

En lo que respecta a las ganancias de nicho, éstas sólo representan una fracción mínima del territorio perdido, aunque estas aumentan ligeramente hacia finales del siglo, llegando a los 30190.59 km² bajo el escenario 2070 SSP 5-8.5, estas siguen presentando un balance negativo frente a las pérdidas. Finalmente, podemos ver que la especie presenta una cierta resiliencia en su área estable, puesto que logra mantener su núcleo entre los 147345.83 km² y los 173502.15 km², espacio que garantiza, en cierta medida, la persistencia de la especie.

Figura 27

Variación espacial en la distribución geográfica potencial de Parastrephia spp. proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), medio (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5)

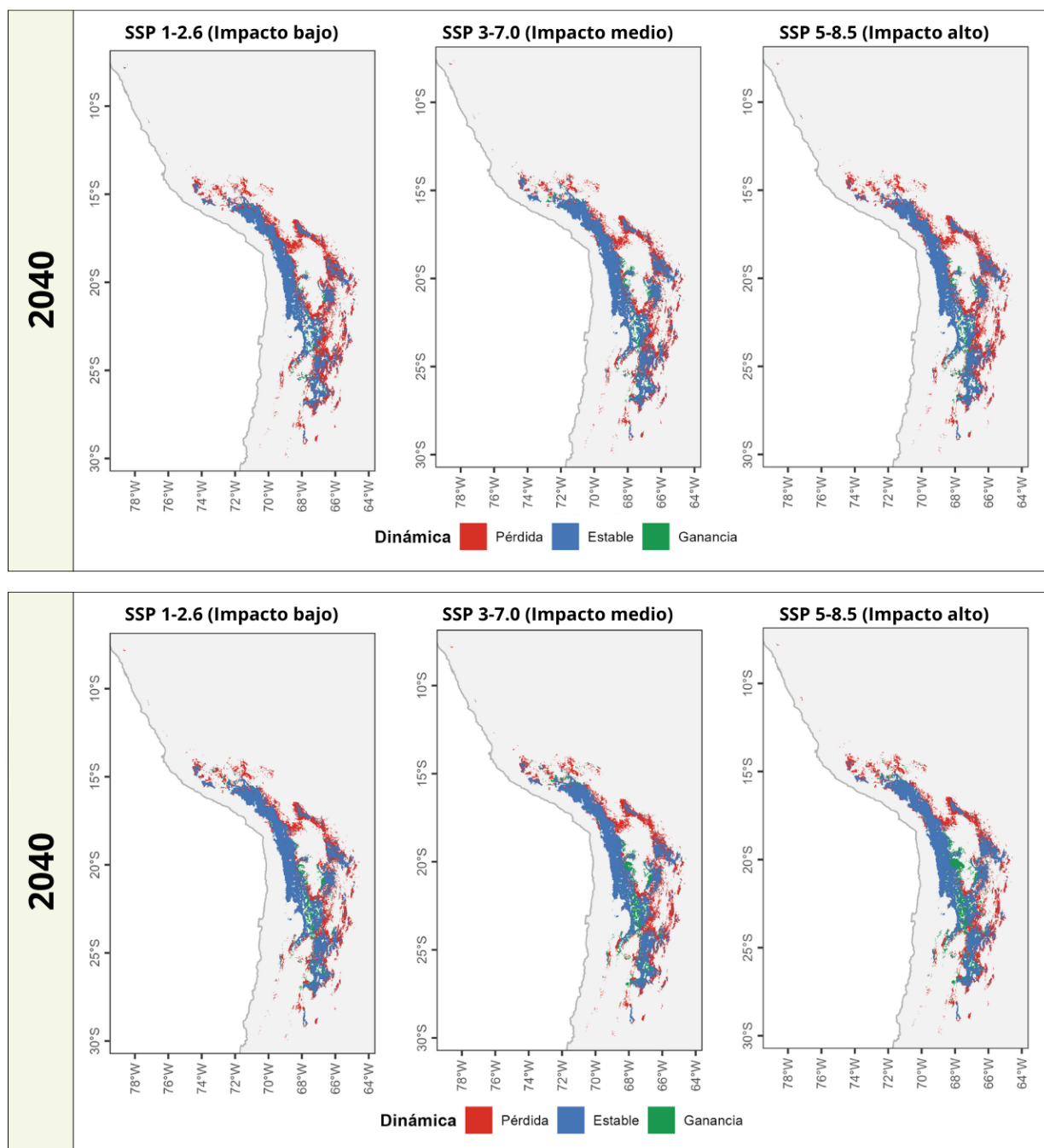


Tabla 25

*Cuantificación de la superficie de hábitat potencial ($10^5 \times \text{km}^2$) de idoneidad alta ($>60\%$) de *Parastrephia* spp. bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5) expresada en términos de pérdida, ganancia y área*

estable. El cambio porcentual neto respecto a las condiciones climáticas contemporáneas se indica en la columna derecha.

Escenario	Pérdida	Ganancia	Estable	Cambio Neto (%)
2040 SSP 1-2.6	1.09	0.08	1.47	-39.23
2040 SSP 3-7.0	0.87	0.15	1.69	-27.81
2040 SSP 5-8.5	0.95	0.13	1.61	-32.19
2070 SSP 1-2.6	0.87	0.18	1.69	-26.71
2070 SSP 3-7.0	0.89	0.25	1.67	-24.88
2070 SSP 5-8.5	0.82	0.30	1.74	-20.39

En la Figura 28 se observan el patrón de movimiento del centro de distribución del género *Parastrephia* spp. En este se observa un desplazamiento horizontal predominante hacia el nornoroeste de hasta 71.2 km en la primera mitad del siglo (2040 SSP1-2.6) y de 22.6 km a finales del siglo (2070 SSP 5-8.5).

En la Tabla 26 se observa la elevación altitudinal de cada uno de los centroides de idoneidad de acuerdo con el escenario climático. Bajo el escenario actual la especie se encuentra a una altura de 4116 m, la cual va aumentando de acuerdo con el año y a la gravedad del escenario, comportamiento similar al que presentaba *A. compacta*. En primer lugar, bajo el escenario 2070 SSP 1-2.6, la especie aumenta 161 m de altitud, para el escenario SSP 3-7.0 la especie aumenta 219 m, y para el escenario SSP 5-8.5 la especie aumenta 226 m, llegando a los 4342 m s. n. m. Estos cambios de tendencia escalonada implican que la especie es altamente sensible a los cambios en los patrones climáticos, especialmente de temperatura y humedad.

Figura 28

Desplazamiento del centroide de idoneidad alta para Parastrephia spp. bajo escenarios climáticos futuros (SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP5-8.5)

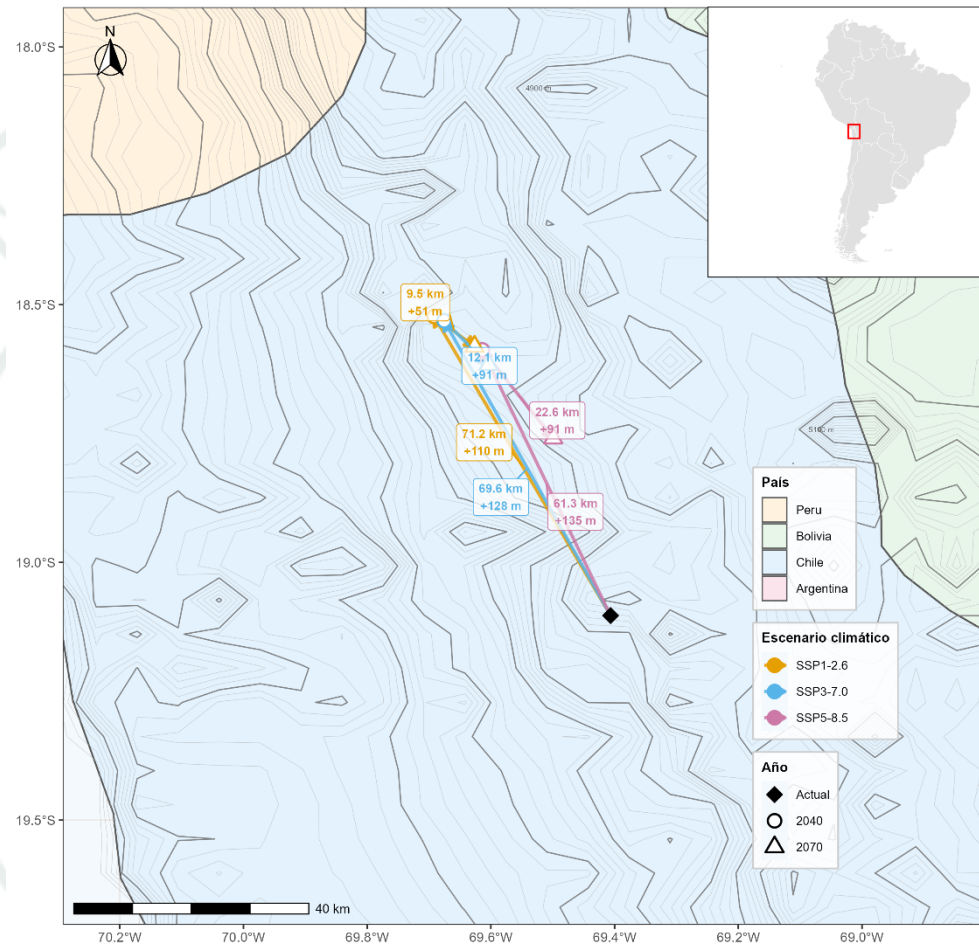


Tabla 26

Variación altitudinal del centroide de idoneidad óptima de Parastrephia spp. proyectada a 2040 y 2070 bajo escenarios climáticos de impacto bajo (SSP1-2.6), moderado (SSP3-7.0) y alto (SSP5-8.5), respecto a las condiciones climáticas contemporáneas.

Escenario	Altitud (m s. n. m.)		
	Actual	2040	2070

SSP 1-2.6	4116	4226	4277
SSP 3-7.0	4116	4244	4335
SSP 5-8.5	4116	4251	4342

Proposición de zona de conservación común para las especies vegetales representativas de la pradera andina.

4.1.5. Propuesta de zona de conservación

En la Figura 29 se presenta la propuesta de refugio climático para los taxa *A. compacta*, *Parastrephia spp.* y *F. orthophylla*. La selección de estos taxa es estratégica, al actuar como especies estructurales (plantas nodrizas e ingenieros ecosistémicos), su persistencia determinará la supervivencia y de múltiples formas de vida y el mantenimiento del funcionamiento el ecosistema de pradera andina.

El mapa evidencia una zonificación compuesta por un núcleo de conservación (verde oscuro) de aproximadamente 35838 km² y una zona de amortiguamiento (verde claro). Esta estructura garantiza la conectividad entre los parches o núcleos de alta idoneidad. Geográficamente el núcleo se distribuirá en Perú y Chile, mientras que Bolivia y Argentina representarán un medio de conexión al ser una zona buffer. En el Perú, el área de conservación prioritaria se concentra en las regiones de Arequipa, Moquegua, Tacna y Puno, con una persistencia menor en Cuzco.

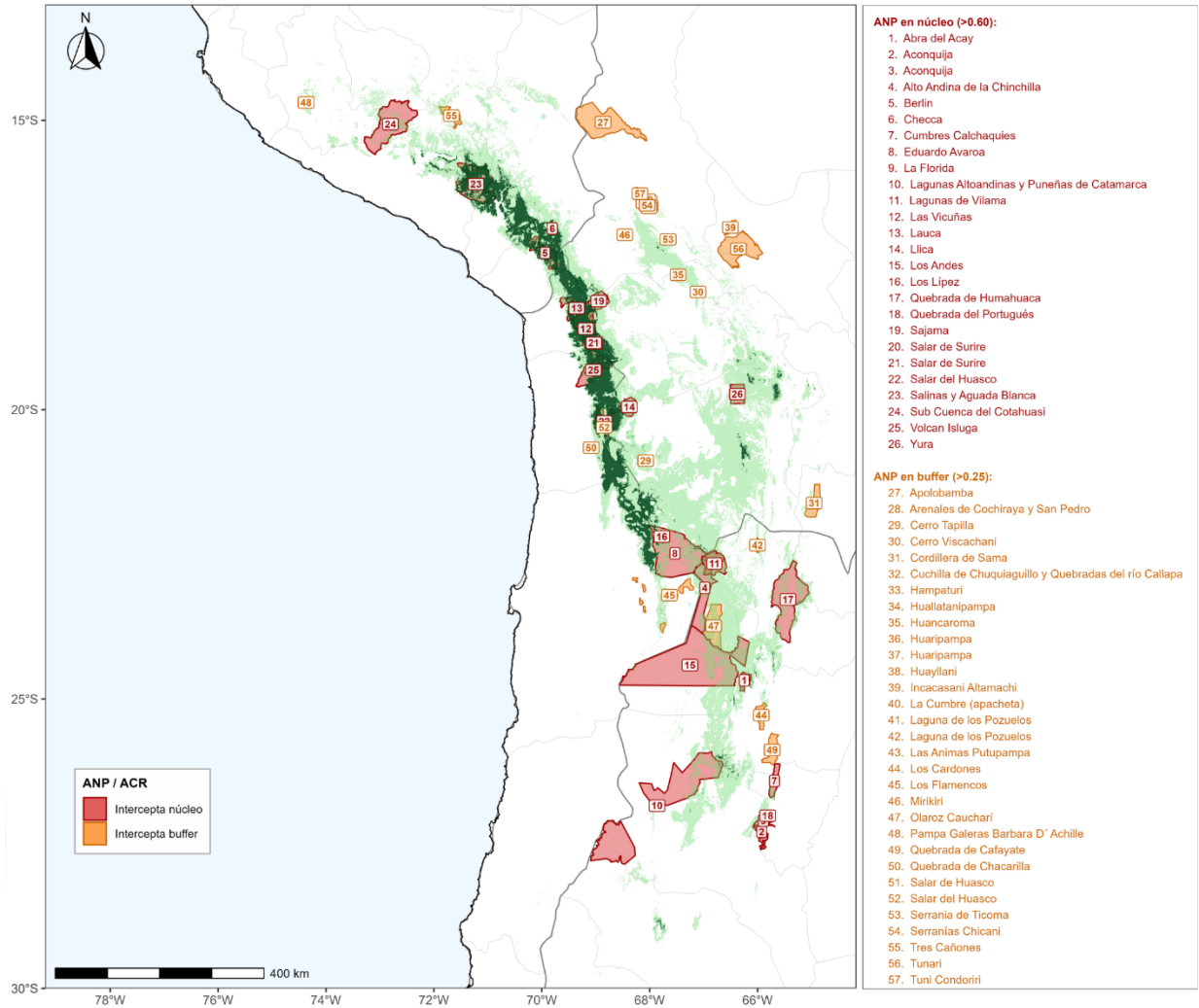
Además, un resultado crítico es la validación espacial de la propuesta mediante su intersección con zonas de conservación vigente en 4 países. En total se identificó un total de 57 unidades de conservación, entre ANP y ACR en Perú, Bolivia, Chile y Argentina que comparten superficie con nuestra propuesta. Esto resalta los límites que presentamos en la actualidad con respecto a la gestión del

ecosistema de Pradera Andina, puesto que, a pesar de que los 4 países cuentan con zonas de conservación, todavía persiste una ausencia de estrategias internacionales que permitan abordar la conservación del ecosistema de manera holística.

Estos resultados demuestran la existencia de esfuerzos nacionales aislados que no obedecen a la naturaleza transfronteriza de los ecosistemas, resaltando la necesidad de una gobernanza que trascienda las fronteras políticas para asegurar la conservación del ecosistema frente al cambio climático.

Figura 29

Refugios climáticos para A. compacta, Parastrephia spp. y F. orthophylla basados en la persistencia de idoneidad alta (>60%) a través de los escenarios de emisión evaluados, y su coincidencia espacial con áreas protegidas de Perú, Bolivia, Chile y Argentina.



Nota. El color verde oscuro corresponde al núcleo de conservación de idoneidad >0.60 (alta), el color verde claro corresponde al buffer de idoneidad >0.25 (baja y media), el color rojo corresponde a las áreas de conservación que presentan una intercepción directa con el núcleo de conservación y el color naranja representa las áreas de conservación que interceptan con el buffer.

4.2.DISCUSIÓN

4.2.1.Modelos de distribución de especie

4.2.1.1. Diseño de modelo de nicho ecológico actual

A) *Stipa ichu*

En el caso de *Stipa ichu* (también conocida como *Jarava ichu*), los resultados indicaron que la especie se extiende por gran parte de Sudamérica en países como Perú, Bolivia, Ecuador, Colombia, Venezuela, Chile, Argentina y el sur de Centroamérica. Estos resultados son congruentes con los señalados por Peñailillo (2002), Muñico et al. (2024) y Sclovich et al. (2015), quienes indican que el género *Stipa* está principalmente restringido a Sudamérica, Centroamérica y el sur de Norteamérica (México), habitando preferentemente los pisos preandinos, subandinos (puna) y altoandinos, llegando hasta las estepas de la Patagonia.

Su alta área de idoneidad a lo largo del ecosistema andino se puede atribuir a diferentes factores, tales como: su capacidad para crecer en quebradas escarpadas, laderas de montaña y zonas con gran altitud caracterizadas por frío intenso y falta de agua (Sabogal, 2023). De igual manera, su sistema radicular fibroso y extenso que se extiende a grandes profundidades, lo que le permite afianzarse en sustratos pobres en nutrientes, acceder a la humedad del subsuelo (contribuyendo a su estabilidad y confiriéndole resistencia a sequías) y resistir incendios, pudiendo rebrotar con vigor; asimismo, sus hojas duras y coriáceas que minimizan su pérdida de agua al reducir la transpiración (Rocha-Gallo & Herrero, 2025; Yaranga, Fuentes, et al., 2021). A pesar de que la especie es predominante en las praderas de las ecorregiones de jalca, puna y páramo (3000 a 4500 metros sobre el nivel del mar), también que puede tolerar rangos altitudinales más amplios (entre los 1000 a 5000 m) dependiendo de las condiciones de la zona (Solórzano et al., 2025; Yaranga, Fuentes, et al., 2021).

En tal sentido, se puede concluir que *S. ichu* es un componente característico de las tierras altas, coronándose como la especie más extendida de los andes, ya que prospera en variedad de suelos (Arias-Arredondo et al., 2025), especialmente en aquellos degradados por sobrepastoreo, quemas, pobres en nutrientes, etc. (R. Distel, 2016). En tal sentido, se esperaría que en escenarios climáticos futuros la especie presente resistencia al cambio en las condiciones climáticas, siendo una representante de las especies que van a persistir a lo largo del tiempo y, con ello, sus funciones en el ecosistema.

B) *Festuca orthophylla*

Festuca orthophylla es una especie que forma matas compactas de crecimiento lento (Ospina-González et al., 2013). Esta presenta resistencias a condiciones climáticas propias de entornos fríos y secos (amplios rangos térmicos, intensa radiación solar y exposición a rayos UV), además de que forma praderas de matas junto a diversas especies (*Parastrephia quadrangularis*, *Deyeuxia* spp., *Tetraglochin cristata*, etc.) (Rojo et al., 2019). Su morfología garantiza su resiliencia ante el clima variable de la puna (minimiza la pérdida de agua y amortigua las temperaturas extremas) (Grenon, 2007). Dentro de la dinámica de la comunidad *F. orthophylla* desempeña un papel fundamente, puesto que forma densas matas que estabilizan los suelos frente a la erosión y es la principal especie nodriza al crear microhábitats para especies asociadas como *Parastrephia quadrangularis* y *Baccharis tola*, mejorando así la biodiversidad local y la resiliencia del ecosistema en el altiplano andino. (Grenon, 2007; Rojo et al., 2019).

Al comparar las características de *F. orthophylla* con las de *S. ichu*, otra especie de la familia de las gramíneas, podemos observar que, si bien comparten como hábitat el pajonal andino, presentan estrategias ecológicas y funcionales que las diferencian. En primer lugar, se podría señalar que *S. ichu* presenta un sistema radicular fibroso y profundo, hojas coriáceas que reducen su transpiración y una capacidad de rebrote tras eventos de disturbio del ecosistema (incendios o sobrepastoreo) (Rocha-Gallo & Herrero, 2025; Yaranga, Fuentes, et al., 2021), lo cual le confiere un comportamiento de especie generalista y colonizadora, capaz de prosperar en ambientes degradados (Solórzano et al., 2025). En contraste, *F. orthophylla* es una especie cuyo crecimiento es lento y en forma de matas compactas, con un rango altitudinal restringido (2700 a 4500 m) (Arias-Arredondo et al., 2025; Eduardo Palomino et al., 2024); a diferencia de *S. ichu* esta tiene un sistema radicular menos extenso y mayor biomasa en la base de la mata (Monteiro et al., 2011). Asimismo, se puede señalar que la importancia de la especie radica en su rol funcional dentro del ecosistema, al actuar como especie nodriza, facilitando el establecimiento de especies como *P. quadrangularis* y *B. tola* (Grenon, 2007; Rojo et al., 2019). En este sentido, se puede señalar que *S. ichu* es una especie que destaca por su amplia distribución y resiliencia frente al cambio climático, mientras que *F. orthophylla* destaca por su gran capacidad estructural en el ecosistema, a pesar de su distribución espacial más restringida.

Los resultados del presente estudio demostraron que su nicho de distribución se encontraba en los países de Perú, Chile y Bolivia, presentando

una mayor área de distribución potencial alta en Perú y Chile. Estos resultados son similares a los señalados en la investigación de Ospina González et al. (2013), quienes indican que el género crece, generalmente, en regiones templadas o templado-frías, distribuyéndose entre los 10°35' y 30°48' de latitud Sur (Perú, Bolivia, Argentina y Chile), a lo largo de la cordillera de los andes. Asimismo, otros estudios han señalado que esta especie prospera en altitudes elevadas (entre los 2700 y 4500 m s. n. m.), siendo dominante en los pastizales del altiplano, bofedales, matorrales y páramos (Arias-Arredondo et al., 2025; Eduardo Palomino et al., 2024). En el Perú, se ha reportado que esta especie se concentra en regiones como Puno, Arequipa, Moquegua y Tacna, y en menor medida en los departamentos de Lima, Huancavelica, Huánuco y Cusco. (Eduardo Palomino et al., 2024; Yaranga et al., 2024)

Por otro lado, se reportó en este estudio que la especie tiene un área de idoneidad alta total de 70839.47 km². Por su parte Flores Aroni (2017) señala que la distribución de la especie en el altiplano es un total de 229781 ha en la parte norte y 12008 en la parte sur, siendo un total de 2417.89 km², esto es un valor muy por menor al estimado en la presente investigación; sin embargo, es importante señalar que los valores hallados corresponden al nicho fundamental de la especie, por lo que no implica que esta vaya a ocupar toda el área potencial.

En base a lo expuesto se puede concluir que si se presenta una disminución de esta especie en el medio, se podría desencadenar una cascada que afectaría a las especies asociadas y, por lo tanto, a la pradera andina.

C) *Tetraglochin cristata*

Los resultados obtenidos para *T. cristata* indicaron que esta especie presenta una zona de distribución potencial que se extiende en los países de Perú, Chile y Bolivia. Cialdella & Pometti (2017) realizaron una revisión taxonómica del género, obteniendo como resultado que está distribuido a lo largo de los Andes, desde Perú hasta el sur de Argentina y el centro de Chile, llegando a encontrarse ejemplares hasta los 5000 m en Bolivia y la zona norte de Argentina. Además, se vio que la especie presentaba fragmentaciones visibles a lo de su nicho potencial, según múltiples autores esto se debe a que *T. cristata* presenta una considerable asimetría en su distribución dentro del pajonal andino (Acosta et al., 2016; Salariato et al., 2019; Zeballos et al., 2010), además de que su nicho potencial puede verse limitado por la presencia de cadenas montañosas, y mesetas. (Castro, 2020)

Un punto para resaltar es que esta especie cumple un papel importante como arbusto pionero tras perturbaciones (sobrepastoreo o incendios), puesto que facilita la estabilización de los suelos en los pastizales de puna erosionados, ayudando al establecimiento de capas de vegetación posteriores (Arcadis Geotecnica, 2008). En este contexto, una interacción biótica clave ligada a su continuidad en el ecosistema es la herbivoría, puesto que la especie presenta adaptaciones en su estructura foliar que le permiten resistir a entornos hostiles (morfología espinosa a modo de defensa), que disuaden a los herbívoros, lo que les permite persistir bajo regímenes de pastoreo intensivo donde disminuyen las matas altas y apetecibles; en tal sentido, el pastoreo intensivo favorece su

dominio al eliminar selectivamente a los competidores. (Catorci et al., 2013, 2016)

En conclusión, se puede decir que *T. cristata* es una especie cuya continuidad en el ecosistema andino se va a basar en gran medida en la ausencia de competencia, puesto que su abundancia se basa en su capacidad de colonizar suelos degradados donde la mayoría de las especies dominantes han sido eliminadas.

D) *Azorella compacta*

Kleier et al. (2015) señalan que *A. compacta* es una planta cojín leñosa representativa de la meseta del Altiplano del norte de Chile, Bolivia, Argentina y Perú, la cual presenta un área de distribución que se extiende desde el sur del Perú, hasta el oeste de Bolivia, el noreste de Chile y Argentina, encontrándose entre los 4000 y 5200 m (principalmente en suelos de arenas volcánicas y lapilli, con nieve permanente (Méndez, 1970), siendo una de las especies de plantas leñosas que crecen a mayor altitud en el mundo. Esto concuerda con los resultados de la presente investigación, donde se vio que el nicho potencial de la especie se encuentra en la cordillera de los Andes centrales, entre los 10°S (Perú) y 30°S (Chile).

La especie presenta hojas pequeñas que se superponen en rosetas y están recubiertas por cutículas gruesas y resinosas que minimiza la transpiración, reduce su área superficial expuesta al viento y la evapotranspiración, y ayuda a proteger los tejidos del daño causado por los rayos UV, favoreciendo su adaptación a entornos altoandinos (Pugnaire et al.,

2020). Igualmente, la yareta presenta una tolerancia excepcional a condiciones extremas, incluidas las fluctuaciones de temperatura (desde temperaturas bajo cero por la noche, hasta amplitudes diurnas que alcanzan los 42°C). (Rodrigues & Moreira, 2004)

Múltiples investigaciones sugieren que la especie presenta un mayor desarrollo de sus individuos entre los 4500 y 5000 m, ya que son altamente dependientes a condiciones climáticas específicas (temperatura y humedad) (Kleier et al., 2015; Rosero-Erazo et al., 2024). Si es que se toma en cuenta que la viabilidad de las semillas que usa la especie para reproducirse en el hábitat andino es inferior al 1% (Troncoso G. et al., 2020), se puede ver que, a pesar de que la especie posee un hábitat potencial de idoneidad alta de 214250.60 km², su nicho realizado se ve limitado espacialmente por sus factores de crecimiento y cambios en el clima.

A pesar de sus limitaciones biológicas, hay que tomar en cuenta que una de las principales fortalezas de la especie recae en su capacidad de soportar condiciones climáticas extremas, lo que probablemente le confiera una habilidad para mantenerse estable ante los cambios en las condiciones climáticas causadas por el cambio climático. Además de eso, su distribución en ecosistemas de alta montaña va a asegurar que mantenga su temperatura óptima de desarrollo, por lo menos, en el futuro próximo.

E) *Parastrephia spp.*

El género *Parastrephia* está compuesto por arbustos caracterizados por su ramificación densa y compacta, formando a menudo estructuras similares a

esteras o cojines (Nesom, 1994). Su distribución potencial mantiene una estrecha relación con la literatura, donde se señala que el género es nativo de los andes centrales, abarcando una franja continua desde el sur del Perú (Arequipa, Ayacucho, Moquegua y Tacna), el altiplano de Bolivia (La Paz, Oruro, Potosí), el norte de Chile (Antofagasta y Tarapacá) y el noroeste de Argentina (Jujuy, Salta y Tucumán) (Beck et al., 2020; Nesom, 1993). Además, la presencia de estas especies entre los 3500 y 5000 m s. n. m. (*P. lucida*, *P. quadrangularis* y *P. lepidophylla*) es consistente con lo señalado por Ardiles et al. (2018), Tapia Alejo (2022) y Mujica et al. (2015).

Este género presenta resistencia a condiciones adversas del entorno, incluyendo cambios drásticos de temperatura (-10 °C y los 35 °C), vientos intensos, heladas y precipitaciones escasas (Díaz et al., 2016; Montesinos-Tubée et al., 2021). De igual manera, forma densos matorrales (conocidos como tolares) que poseen modificaciones estructurales como cutículas gruesas y glándulas de resina que contribuyen a su protección contra la desecación y la radiación intensa, además de que proporcionan aislamiento frente a olas de frío y fluctuaciones de la temperatura diurna (Arroyo & Cavieres, 2013). Asimismo, las especies que lo conforman poseen la capacidad de rebrotar tras perturbaciones como incendios o pastoreo, lo que les permite recuperarse de los daños sufridos en su parte aérea mediante brotes basales, lo que reduce su competencia con gramíneas y favorece su expansión durante los períodos de supresión de incendios (manteniendo la estabilidad del ecosistema). (Arroyo & Cavieres, 2013; Carilla et al., 2011)

En tal sentido, se puede esperar que bajo regímenes climáticos futuros la especie presente cierta resistencia ante cambios drásticos de temperatura y eventos estocásticos relacionados.

4.2.1.2. Proyección de modelos de nicho ecológico bajo escenarios futuros

En la mayoría de los taxa estudiados se obtuvo como resultado una clara disminución en la superficie de las áreas de alta idoneidad, acompañada por un aumento en la superficie de las áreas de idoneidad baja y media. Este comportamiento se debería a una degradación constante del ecosistema de los Andes tropicales, propiciada por el cambio climático (Huggel et al., 2019). En primer lugar, se esperan cambios en los patrones de precipitación y temperaturas; por ejemplo, se espera aumentos de temperatura y reducción de las precipitaciones anuales en regiones como la puna argentina y boliviana, y los páramos de Ecuador y Venezuela (FIDA, 2021; MINAM, 2016); por otro lado, se esperan aumentos de temperaturas y precipitaciones en las regiones de Áncash y Magallanes en Chile. Esto cambios implicarían alteraciones en el ciclo hidrológico, dando lugar a efectos como la evapotranspiración, derretimiento acelerado de los glaciares, cambio en el caudal de los ríos y reducción de la disponibilidad de agua. (Andean Mountain Initiative, 2023)

En este sentido, se predice una reducción en la superficie de los ecosistemas de páramo, humedal y puna, lo que resultaría en una reducción en el área de distribución de las especies endémicas (Cuesta et al., 2012, 2023). Por ejemplo, Ventótimos⁰²⁴) en su estudio sobre la influencia del clima en la idoneidad futura de los humedales de gran altitud de los Andes centrales de Argentina reportaron que

se proyecta una reducción de los humedales bajo los escenarios SSP1-2.6 en el periodo 2041 – 2070, llegando a la conclusión de que un clima más cálido producirá cambios en las condiciones de vida de los ecosistemas de alta montaña, haciendo que las especies se desplacen hacia hábitats térmicos más óptimos, poniendo el peligro a aquellas especies que necesitan periodos de frío para la germinación de sus semillas. Misma conclusión a la que llegó Ruthsatz et al. (2020), quienes señalan que los cambios en la temperatura y las precipitaciones han alterado el hábitat de la vegetación andina, limitando su distribución a pequeños refugios favorables. Finalmente, Cuesta et al. (2012) señalan se espera que en los Andes tropicales las especies que se encuentren en las partes más altas (>3000 m) sufran los mayores impactos de contracción de su nicho climático (pudiendo alcanzar pérdidas mayores al 80%), reportando posibles impactos como la extinción local o en todo el rango de distribución, pérdida de diversidad genética y contracciones en el rango de distribución con desplazamiento considerable de sus óptimos climáticos.

4.2.1.3. Validación de modelos mediante métricas de desempeño

Evaluar la precisión predictiva es un paso fundamental en el desarrollo de modelos de nicho ecológico (Elith et al., 2006), puesto que la evaluación del rendimiento permite descubrir aspectos que requieren mejoras, así como para proporcionar la base para selección d(BARRY & ELITH, 2006; Elith et al., 2006; Shabani et al., 2018; VAUGHAN & ORMEROD, 2005)bani et al., 2018; VAUGHAN & ORMEROD, 2005). Por esta razón, se utilizaron los datos de

validación de cada especie para determinar las estadísticas del área bajo la curva (AUC), estadística de habilidad verdadera (TSS), sensibilidad y especificidad.

En primera instancia, se calculó el AUC, la cual es una medida única independiente del umbral del modelo, siendo considerada como una medida precisa de rendimiento (ALLOUCHE et al., 2006b; Shabani et al., 2018), puesto que evalúa la capacidad de los modelos para discriminar entre sitios de presencia y ausencia (Valavi et al., 2022). Este produjo resultados comparativos similares en todos los modelos: *A. compacta* (0.994), *F. orthophylla* (0.997), *Parastrephia spp.* (0.993), *S. ichu* (0.973) y *T. cristata* (0.996). Estos valores indican que los modelos tienen una capacidad de discriminación casi perfecta (Valavi et al., 2022), esto se debe a que diversos autores siguieren que valores cercanos o superiores a 0.9 implican un excelente rendimiento (Avila et al., 2024; Lee et al., 2022; Valavi et al., 2022). Asimismo, R. Wang et al. (2018b) y Morán Ordóñez et al. (2017) señalan que los modelos con valores de AUC elevados tienen una alta fiabilidad y pueden ser utilizados para analizar el impacto del cambio climático en la distribución de especies, implicando que los modelos se ajustaron lo suficientemente bien como para establecer un modelo predictivo estable a lo largo del tiempo.

Asimismo, se calculó el TSS, el cual, al igual que el AUC, proporciona una medida de precisión dependiente del umbral para predicciones de presencia – ausencia (ALLOUCHE et al., 2006a; Shabani et al., 2018), siendo considerada la métrica más práctica utilizada en la actualidad para la evaluación de rendimiento de modelos basados en aprendizaje de máquina (Yoon & Lee, 2023). En los resultados obtenidos se encontró una consistencia similar entre las especies, donde todas

presentaban valores superiores a >0.9 (clasificándolo como excelente), exceptuando *S. ichu*, la cual presentó un valor más bajo que el promedio (0.862, calificándolo como bueno). Este comportamiento es similar al presentado por Lee et al. (2022), lo que significaría que los modelos generados son fiables para predecir la distribución espacial de todos los taxa, sin embargo, podría existir una dependencia relativamente alta del tamaño de la muestra de *S. ichu* con respecto a los demás taxa (siendo la especie con mayor número de presencias). En términos generales, se puede considerar los rendimientos de los modelos como buenos.

Además, si es que nos referimos a los trabajos de Jung et al. (2023) y Sainz-Villegas et al. (2022), podemos observar que el rendimiento de los modelos es superior, ya que tanto el AUC como el TSS presentan valores cercanos a 1 (AUC >0.9 y TSS >0.86).

Finalmente, se calculó la sensibilidad y especificidad, las cuales son independientes entre sí (Shabani et al., 2018). Siendo la sensibilidad la proporción de presencias observadas que se predicen como tales, cuantificando los errores de omisión; y la especificidad la proporción de ausencias observadas que se predicen como tales, cuantificando los errores por comisión (ALLOUCHE et al., 2006a; Shabani et al., 2018). Al comparar los valores de los cinco modelos se vieron resultados similares, donde todos presentaban valores superiores a >0.97 y >0.89 para sensibilidad y especificidad, respectivamente. Esto indicaría que existe un equilibrio entre los errores de comisión y omisión, indicando una buena capacidad predictiva de los modelos. (Chhogyel et al., 2020a)

En conclusión, se puede decir que los resultados obtenidos de este estudio son aplicables como datos preliminares para identificar hábitats adecuados para los taxa *A. compacta*, *F. orthophylla*, *Parastrephia spp.*, *S. ichu* y *T. cristata*.

4.2.1. Revisión de los cambios en la distribución ante regímenes climáticos futuros

El presente estudio evidencia la complejidad de las dinámicas ecológicas que se dan en las praderas andinas ante diversos escenarios de cambio climático. En este se destaca una clara diferencia entre taxa cuyo nicho ecológico potencial tiende a expandirse (*S. ichu*) y aquellos que tienden a contraerse (*F. orthophylla*, *A. compacta*, *Parastrephia spp.* y *T. cristata*). Este tipo de comportamientos se deben a que, en el futuro, los límites de tolerancia de las especies se verán afectados, generando un desplazamiento, reducción o expansión de sus hábitats (Gonda, 2020). Este fenómeno es particularmente cierto para las especies pertenecientes a los Andes tropicales, puesto que al estar adaptadas a condiciones climáticas específicas (a menudo extremas) y al encontrarse limitadas por barreras físicas que les impiden su migración a otros hábitats, son altamente vulnerables a estos cambios. (Cuesta & Becerra, 2012; Llambi et al., 2022)

En principio, se vio que *S. ichu* presentaba un comportamiento particular con respecto a los demás taxa estudiados, puesto que su nicho ecológico potencial tendía a expandirse a lo largo del tiempo, llegando a su punto máximo en el año 2040 bajo el escenario SSP 5-8.5. Esto es similar a lo descrito por González-Trujillo et al. (2024), quienes estudiaron el comportamiento de especies invasoras en los Andes tropicales bajo los efectos del cambio climático, indicando que el área de mayor idoneidad de estas especies presentaría una ganancia entre 6100 km², bajo

los escenarios más benignos (SSP126), y de 11300 km² bajo los escenarios con emisiones de carbono intensivas (SSP370 y SSP585). De igual manera, Vivar et al. (2024) describen un comportamiento similar en el ecosistema de lomas, donde algunas especies como *Solanum peruvianum*, *Stenomesson avum* y *Trixis cacalioides* ampliarían su hábitat bajo los efectos del cambio climático; en el estudio se llegó a la conclusión de que, si bien, globalmente se considera a la especies endémicas como más vulnerables al cambio climático debido al reducido tamaño de sus poblaciones, su limitada capacidad de dispersión y su confinamiento a formaciones geológicas específicas, algunas han evolucionado para persistir en condiciones ambientales extremas, lo que les permitiría evitar la extinción.

La expansión de *S. ichu* se verá impulsada por sus características biológicas. En primer lugar, esta prospera en ambientes que normalmente serían negativos para otras especies (suelos pobres en nutrientes, incendios y sobrepastoreo) (Sabogal, 2023). De hecho, estudios como los de Sclovich et al. (2015) prevén esta expansión al señalar que más del 60% de los pastizales altoandinos han sufrido degradación, contribuyendo a la disminución de pastos nativos palatables (Soto Carrión et al., 2024b), y su sustitución por pastos poco apetecibles (*Stipa ichu*), que al ser rechazados por el ganado aumentan su biomasa vegetal de manera estrepitosa (Rauber et al., 2014; Villamil et al., 2011). De igual manera, Peñailillo (2002) indica que esta presenta antecios que han evolucionado hacia una cleistogamia aérea axilar, presentando espiguillas con antecios pequeños y livianos que pueden ser movilizadas pasiva o activamente por el viento o los animales, esto indica que la especie presenta rasgos adaptativos especializados para favorecer tanto la

dispersión por anemocoria, endozoocoria y epizoocoria, lo cual le daría una superioridad competitiva en comparación a otras especies en escenarios de calentamiento (Tovar et al., 2020). Además, sus semillas presentan un estado de latencia, lo cual favorece su establecimiento en entornos de gran altitud (Rocha-Gallo & Herrero, 2025). Finalmente, la especie forma matas densas mediante macollamiento, que es la producción de brotes laterales a nivel del suelo, lo cual le permite protegerse contra el viento, sequías y heladas, además de retener humedad. (Mondragón & Vibrans, 2007)

Por otro lado, se vio el comportamiento de especies cuyo nicho potencial se verá impactado de manera negativa por los efectos del cambio climático (*F. orthophylla*, *A. compacta*, *Parastrephia spp.* y *T. cristata*). Esto ha sido reportado estudios como el de Quispe Rojas & Elias Nuñez (2020), quienes al investigar el cambio en la distribución de *Puya raimondii* Harms, una especie de bromelia endémica de los Andes de Perú y Bolivia, hallaron que en escenarios futuros de cambio climático la especie presentará una pérdida de áreas potenciales entre 34326.53 km² (RCP 4.5) y 8193.22 km² (RCP 8.5). De igual manera, Arzac et al. (2019) indicaron que las proyecciones en la distribución de formaciones como los pastos altoandinos apuntan a una marcada disminución en cobertura, pudiendo alcanzar pérdidas entre el 20-40% en los años 2040 y 2060 bajo el escenario RCP4.5 y, bajo el escenario RCP8.0, su cobertura podría ser inferior al 20%, comparada con la que se tiene en la actualidad.

Al igual que en el caso de *S. ichu*, existen factores relacionados a características biológicas de las especies que propiciarán la contracción de su nicho

ecológico potencial. Tal es el caso de *T. cristata*, una especie que presenta estructuras coriáceas de 5 alas dentadas que facilitan su dispersión por animales a través de la adhesión (epizoocoria) y, en menor medida, por el viento (anemocoria) (Cialdella & Pometti, 2017); además de que la especie es altamente dependiente del herbivorismo y pastoreo intensivo para su predominio en el ecosistema, puesto que estos eliminan selectivamente a sus competidores (matas de gran altura y de sabor apetecible) (Catorci et al., 2013, 2016). Por otro lado, *A. compacta* presenta una tasa metabólica lenta, como adaptación a las condiciones de alta montaña que limitan la fotosíntesis y la asignación de recursos a un crecimiento mínimo (Rodrigues & Moreira, 2004); además de que presenta de semillas pequeñas y ligeras que se depositan en el lado de sotavento de la planta, donde las velocidades del viento más bajas facilitan su deposición y su posible establecimiento, a pensar de que, generalmente, tiene tasas de germinación menores al 1% (principal razón por la que la planta persiste de manera clonal frente a la sexual) (Kleier et al., 2015). Asimismo, *Parastrephia spp.*, a pesar de ser una especie con alta tolerancia a las condiciones ambientales extremas se va a ver afectada negativamente por el cambio climático, esto se debe a que se espera disminución en las precipitaciones en el sur del Perú y a largo de la frontera con Bolivia (Cuesta et al., 2012), lo cual va a afectar su periodo de florecimiento que, normalmente, se da de diciembre a marzo (Barahona-Segovia et al., 2023). De igual manera, los cambios en la temperatura van a afectar la germinación de sus semillas, puesto que estas suelen verse favorecidas por la estratificación en frío (Catorci et al., 2013). Por último, *F. orthophylla* es una especie de reproducción principalmente sexual con una elevada

capacidad de producción de semillas, sin embargo, presenta una baja tasa de germinación (<18%). (Eduardo Palomino et al., 2024)

La contracción significativa de las áreas de mayor idoneidad de la mayoría los taxa estudiados es un claro indicativo de la vulnerabilidad de las especies ante el cambio climático. Esto afectaría los procesos ecosistémicos y tendría un impacto socioeconómico, puesto que múltiples taxa estudiados actúan como especies fundadoras, además que desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de la estabilidad del suelo, la retención de la humedad y la regulación hídrica del ecosistema, la cual es esencial para los ecosistemas y poblaciones situadas en las partes bajas del territorio, los cuales dependen de estos recursos. (FAJARDO et al., 2008; Rosero-Erazo et al., 2024)

Además, se observó que las tendencias altitudinales, en todos los escenarios de cambio climático, de los centros de distribución de los taxa estudiados era de migración altitudinal ascendente. Este comportamiento se atribuye, principalmente, al calentamiento global proyectado para las próximas décadas, el cual prevé aumento en las temperaturas regionales entre 1°C y 4°C para finales del siglo XXI (Rivera et al., 2020), especialmente en la superficie de los Andes tropicales y subtropicales (Herzog et al., 2010). Esto ya ha sido reportado por múltiples autores, como Cavieres et al. (2025), quienes indican que el ecosistema de páramo presenta una marcada migración ascendente de especies, reportando que desde el año 1970 se ha contabilizado un gran número de árboles jóvenes por encima de los límites conocidos del ecosistema. Además, se puede mencionar el trabajo de Zimmer et al. (2014), quienes señalan que entre 1975 y 2009, la superficie de los glaciares de la

cordillera central ha disminuido en 48%, ocasionando que múltiples especies vegetales se vean obligadas a tener una migración altitudinal marcada por competencia con otras plantas con mayores habilidades para la migración. De igual manera, el trabajo de Morueta-Holme et al. (2015) es un gran indicativo de este fenómeno, puesto que indican que el límite superior de la vegetación en el volcán Chimborazo en Ecuador se ha desplazado notablemente más de 500 metros desde el año de 1802 debido al calentamiento global. Finalmente, Feeley et al. (2011) demostraron en su investigación que la mayoría de los géneros de árboles de los Andes tropicales desplazaron sus distribuciones medias hacia altitudes más elevadas, presentando una tasa media de migración de aproximadamente 2.5 – 3.5 metros verticales por año.

Es importante mencionar que estas tendencias de desplazamiento altitudinal de las especies se ven agravadas por la reducción en las precipitaciones y la escorrentía (Almazroui et al., 2021; Rivera et al., 2020; Vento et al., 2024), así como por un retroceso glaciar acelerado, consistente con la elevación de la isoterma de grado cero (Herzog et al., 2010). El desplazamiento de especies para adaptarse al aumento de las temperaturas y los cambios de humedad (búsqueda de condiciones óptimas a las que están adaptadas) afectará la composición de la vegetación, pudiendo incluso generar cambios en el funcionamiento del ecosistema (Gonda, 2020; Zimmer et al., 2014), además de que podría propiciar la propagación de especies invasora y enfermedades infecciosas que acelerarían el riesgo de extinción local. (Gonda, 2020)

En este contexto, la persistencia de las especies dependerá de su plasticidad fenotípica y su capacidad de dispersión. Sin embargo, estas características se verán comprometidas por la fragmentación antropogénica del paisaje y la heterogeneidad topográfica de la región altoandina. Aquellas especies con capacidades de desplazamiento y adaptación limitadas enfrentarán la mayor vulnerabilidad, reduciendo su abundancia y rango hasta la extinción (Herzog et al., 2010). En consecuencia, se predice una pérdida entre el 20% y 50% de las especies ciertas zonas altoandinas, contrastado con un posible aumento de riqueza en las zonas bajas de las laderas (aproximadamente 25%) debido a la inmigración desde tierras bajas (Herzog et al., 2010). El riesgo de extinción será crítico en las cumbres de los Andes tropicales, ya que las especies adaptadas a estos ambientes no tendrán refugios climáticos a donde escalar. (Herzog et al., 2010)

4.2.2. Propuesta de zona de conservación

En esta investigación se llegó al resultado que, para conservar especies representativas del ecosistema de pradera andina no sólo es necesaria la creación de zonas de conservación aisladas por barreras y límites geopolíticos, sino que es necesario propiciar la conectividad de estos espacios por medio de propuestas de espacios que contrarresten los efectos de la fragmentación entre estos núcleos de alta biodiversidad.

Estudios anteriores ya han reportado esta imperiosa necesidad, por ejemplo, la Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (2023) indica que la falta de políticas ambientales con un enfoque en los Andes Tropicales se ha generado una gran pérdida de diversos ecosistemas (más del 50% de su extensión desde la época

preindustrial en Colombia, Ecuador, Perú y Chile), efecto que ha sido exacerbado debido a que los gobiernos nacionales de múltiples países no toman en cuenta que la geografía no distingue fronteras políticas y que los ecosistemas deben de conservarse de manera integral. Esta idea es reforzada por Pronaturaleza (2021), quien indica que la integración política y económica internacional presenta pocos avances y serios desafíos, y si bien todos los países que son “hotspots” de biodiversidad cuentan con tratados ambientales internacionales (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, sistemas de áreas protegidas, etc.), la realidad es que la integración de las áreas protegidas a los modelos de desarrollo ha perdido todo dinamismo, cayendo en la inacción y quedando como un idea aspiracional de los estados.

4.2.3. Síntesis

Como síntesis final de esta investigación es importante señalar que seguir un enfoque tradicional sería una fórmula inadecuada para el éxito futuro de la conservación y la gestión de recursos (Wiens et al., 2009). Los últimos informes de la IPCC ya indican que los cambios en el clima global tendrán efectos importantes y cada vez más acelerados en los sistemas ambientales, creando condiciones novedosas que van más allá de las experiencias de conservación previas (IPCC et al., 2023). Para cambiar la forma en la que abordamos la conservación es necesario poder anticiparse a los cambios ambientales futuros y, con eso, evaluar las posibles respuestas.

En tal sentido, los modelos de nicho ecológico son la forma más objetiva y eficaz de traducir las proyecciones de los modelos de cambio climático en consecuencias ecológicas (Wiens et al., 2009). Esto permitirá reforzar la toma de decisiones, especialmente por los gestores de recursos, los cuales deberían de optar por un enfoque regional de conservación que contemple grandes unidades de paisaje y no se limite a un único país, logrando aumentar las oportunidades de supervivencia de la biodiversidad a largo plazo (Llosa, 2001). Además de impulsar acciones enfocadas en la participación de la población en la gestión sostenible de los recursos. (Miranda & Beck, 2003; Zumarán Delgado et al., 2022)

Además, se tendrá que tomar en cuenta la protección de áreas que puedan contener conjuntos de especies similares en el futuro, para que así los esfuerzos de gestión de conservación puedan resultar eficaces y reportar los mayores beneficios (Wiens et al., 2009). Tal es el caso en esta investigación, donde se propone la implementación de zonas de conservación que favorezcan la conectividad entre áreas protegidas, permitiendo así mantener funciones en el ecosistema, especialmente el enriquecimiento de suelos, mitigación de estrés por sequías, prevención de la erosión e influencia positiva en la biodiversidad por medio de la creación de microhábitats; comportamientos asociados a *Parastrephia spp.* *F. orthophylla* y *A. compacta*. (Barrientos-Pérez et al., 2023; Grenon, 2007; Pugnaire et al., 2020; Rodríguez-Echeverría et al., 2021; Rosero-Erazo et al., 2024)

CAPITULO V



5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1.CONCLUSIONES

- Se estableció un total de nueve variables ambientales relevantes, ocho climáticas y una topográfica, a través de un análisis de Factor de Inflación de la Varianza (VIF), para el análisis de la distribución de las especies vegetales representativas de la pradera andina.
- Se describió la distribución actual de cinco taxa vegetales, *Stipa ichu*, *Festuca orthophylla*, *Tetraglochin cristata*, *Azorella compacta* y *Parastrephia spp.*, representativos de la pradera andina. Demostrando un marcado contraste entre especies que presentan una distribución continua en toda la cordillera (*Stipa ichu*) y especies con rangos más restringidos (*Festuca orthophylla*, *Tetraglochin cristata*, *Azorella compacta* y *Parastrephia spp.*), que pueden llegar a representar menos del 1% del territorio sudamericano.
- Se predijo la respuesta de los nichos ecológicos de los cinco taxa ante el cambio climático en los años 2040 y 2070, bajo los escenarios SSP1-2.6, SSP3-7.0 y SSP 5-8.5 del IPCC, revelando una tendencia predominante hacia la contracción y ascenso altitudinal en todos, exceptuando *Stipa ichu*. Lo cual sugiere que la persistencia de las especies en el medio dependerá de su capacidad biológica para adaptarse y migrar hacia refugios climáticos.
- Se propuso una zona de refugia climática entre Perú, Chile y Bolivia, priorizando los núcleos de alta idoneidad de las especies *Festuca orthophylla*, *Azorella compacta* y *Parastrephia spp.*, subrayando la necesidad imperante de

un enfoque internacional en la gestión de la biodiversidad y la integridad funcional del ecosistema de los Andes Tropicales.

- Los resultados obtenidos sirven como un insumo aplicable a la gestión ambiental territorial, puesto que proporcionan información geoespacial que puede sustentar la formulación de instrumentos de planificación y conservación desde la perspectiva de la Ingeniería Ambiental.

5.2.RECOMENDACIONES

- El uso de metodologías de ensamblaje de múltiples modelos de distribución de especies (MDE) para poder mejorar la capacidad predictiva y evitar el sobreajuste de datos.
- Propiciar el uso de bases de datos de ocurrencia que cuenten con datos de ausencia estricta, con el objetivo de evitar el uso de bases de datos idénticas o puntos de background para la validación del modelo.
- Incorporar en MNE futuros variables como la demografía, dispersión, efectos del paisaje, interacciones bióticas y los fundamentos mecánicos de las respuestas de las especies a los factores biofísicos para mejorar el rendimiento.
- Implementar un sistema de monitoreo de las zonas de idoneidad identificadas, que permitan validar en campo las proyecciones del modelo y ajustar oportunamente las estrategias de gestión ambiental ante la evolución del cambio climático.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, J. M., Salariato, D. L., & Cialdella, A. M. (2016). Molecular Phylogeny and Morphological Analysis of Tetraglochin (Rosaceae: Rosoideae: Sanguisorbeae) and Recognition of the New Species T. andina. *Systematic Botany*, 41(4), 839–850. <https://doi.org/10.1600/036364416X693946>
- Adger, W. N. (2003). Social Capital, Collective Action, and Adaptation to Climate Change. *Economic Geography*, 79(4), 387–404. <https://doi.org/10.1111/j.1944-8287.2003.tb00220.x>
- Afthanorhan, A., asri, akmal, & Ahmad, S. (2015). Algorithmic Modelling of Boosted Regression Trees' on Environment's Big Data. *Elixir Publishing*.
- Alberdi Nieves, V. (2021). Modelado de distribución de especies en los bosques de los andes meridionales. *Papeles de Geografía*, (66). <https://doi.org/10.6018/geografia.409051>
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Almazroui, M., Ashfaq, M., Islam, M. N., Rashid, I. U., Kamil, S., Abid, M. A., O'Brien, E., Ismail, M., Reboita, M. S., Sörensson, A. A., Arias, P. A., Alves, L. M., Tippet, M. K., Saeed, S., Haarsma, R., Doblas-Reyes, F. J., Saeed, F., Kucharski, F., Nadeem, I., ... Sylla, M. B. (2021). Assessment of CMIP6 Performance and Projected Temperature and Precipitation Changes Over South America. *Earth Systems and Environment*, 5(2), 155–183. <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00233-6>
- Andean Mountain Initiative. (2023). *Vulnerability and Adaptation to Climate Change in High Mountain Areas of the Andean Region* (Consortium for Sustainable Development of the

- Andean Ecoregion (CONDESAN) & United Nations Environment Programme (UNEP), Eds.). DEUMAN.
- Anderson, E. P., Marengo, J., Villalba, R., Halloy, S., Young, B., Cordero, D., Gast, F., Jaimes, E., & Ruiz, D. (2011). Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes. *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes, 1*, 1–18.
- Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Araújo, M. B., Peterson, A. T., Soberón, J., & Pearson, R. G. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400840670>
- Arcadis Geotecnica. (2008). *VEGETATION RESTORATION PLAN*.
- Ardiles, A., Barrientos, R., Simirgiotis, M., Bórquez, J., Sepúlveda, B., & Areche, C. (2018). Gastroprotective Activity of *Parastrephia quadrangularis* (Meyen), Cabrera from the Atacama Desert. *Molecules*, 23(9), 2361. <https://doi.org/10.3390/molecules23092361>
- Arias Arredondo, A. G., Armas Cerrón, G., Chipana León, A., Cruz Luis, J. A., Lopez Rodriguez, M., Rodas Romero, J., De Dios León, V. J., Poma Canchumani, E., & Chalco Meza, L. (2024). Características edáficas y composición florística de praderas altoandinas en cuatro microcuencas de la puna del centro del Perú: Edaphic characteristics and floristic composition of high andean grasslands in four micro-watersheds in the puna of central Peru. *Investigación Universitaria UNU*, 14(1), 1075–1092. <https://doi.org/10.53470/riu.v14i1.130>
- Arias-Arredondo, A., Yalli, T., Luis, J. C., Requena, E., & Solórzano-Acosta, R. (2025). Assessment of soil characteristics and the productive potential of native Poaceae forage species in the central highlands of Peru. *Journal of Ecological Engineering*, 26(8), 1–15. <https://doi.org/10.12911/22998993/202702>

- Arroyo, M. T. K., & Cavieres, L. A. (2013). High-Elevation Andean Ecosystems. In *Encyclopedia of Biodiversity* (pp. 96–110). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00428-7>
- Arzac, A., Llambí, L. D., Dulhoste, R., Olano, J. M., & Chacón-Moreno, E. (2019). Modelling the effect of temperature changes on plant life-form distribution across a treeline ecotone in the tropical Andes. *Plant Ecology & Diversity*, 12(6), 619–631. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1655108>
- Avila, C., Griffith, D., & Espinosa, C. I. (2024). Species distribution models and conservation status of threatened bats in the Tumbesian region of Ecuador and Perú. *Revista de Biología Tropical*, 72(1), e54459. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.54459>
- Badano, E. (2006). Asociaciones de especies a plantas en cojín: sus consecuencias sobre la diversidad de especies vegetales en comunidades alto-Andinas. *Ecosistemas*, 15(1), 109–112.
- Bader, D. C., Covey, C., Gutkowski Jr., W. J., Held, I. M., Kunkel, K. E., Miller, R. L., Tokmakian, R. T., & Zhang, M. H. (2008). *Climate Models: An Assessment of Strengths and Limitations* (p. 124). Department of Energy, Office of Biological and Environmental Research.
- Báez, S., Cuesta, F., Cáceres, Y., Arnillas, C. A., & Vásquez, R. (2011). *Síntesis del conocimiento de los efectos del Cambio Climático en la biodiversidad de los Andes Tropicales. Serie Panorama Andino sobre Cambio Climático*. CONDESAN, SGCAN.
- Barahona-Segovia, R. M., Smith-Ramírez, C., Durán-Sanzana, V., Huaranca, J. C., & Pliscoff, P. (2023). Bad company expands in highland areas: Overlapping distribution, floral resources and habitat suggest competition between invasive and native bumblebees. *Global Ecology and Conservation*, 46, e02595. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02595>
- Barrientos-Pérez, E., Carevic-Vergara, F. S., Rodríguez, J. P., Arenas-Charlín, J., & Delatorre-Herrera, J. (2023). Effect of Native Vegetative Barriers to Prevent Wind Erosion: A

- Sustainable Alternative for Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) Production. *Agriculture*, 13(7), 1432. <https://doi.org/10.3390/agriculture13071432>
- Barry, S., & Elith, J. (2006). Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 413–423. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01136.x>
- Beck, S., Fuentes, A., Meneses, R., & Mercado Ustariz, J. (2020). *Parastrephia quadrangularis*. In The IUCN Red List of Threatened Species (Ed.), *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T132877426A132880299.es>
- Berio Fortini, L., Kaiser, L. R., Xue, L., & Wang, Y. (2022). Bioclimatic variables dataset for baseline and future climate scenarios for climate change studies in Hawai'i. *Data in Brief*, 45, 108572. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108572>
- Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2023). *Áreas Naturales Andinas y sus políticas de protección ambiental*.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., & Hirzel, A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27(4), 437–448. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03764.x>
- Brown, J. R., & MacLeod, N. D. (2017). An ecosystem services filter for rangeland restoration. *The Rangeland Journal*, 39(6), 451. <https://doi.org/10.1071/RJ17071>
- Buytaert, W., Cuesta-Camacho, F., & Tobón, C. (2011). Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 19–33. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00585.x>
- Carilla, J., Aragón, R., & Gurvich, D. E. (2011). Fire and grazing differentially affect aerial biomass and species composition in Andean grasslands. *Acta Oecologica*, 37(4), 337–345. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.006>

- Carilla, J., Aráoz, E., Foguet, J., Casagrande, E., Halloy, S., & Grau, A. (2023). Hydroclimate and vegetation variability of high Andean ecosystems. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1067096>
- Castañeda Alejo, S. M. (2024). *Análisis costo-beneficio de la actividad ganadera en la reserva nacional salinas y aguada blanca, arequipa*. Universidad Nacional Agraria la Molina.
- Castro, A. (2020). *Biogeografía y modelos de distribución de especies*.
- Catorci, A., Cesaretti, S., Velasquez, J. L., Burrascano, S., & Zeballos, H. (2013). Management type affects composition and facilitative processes in altoandine dry grassland. *Acta Oecologica*, 52, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.06.005>
- Catorci, A., Malatesta, L., Velasquez, J. L., Tardella, F. M., & Zeballos, H. (2016). The interplay of nurse and target plant traits influences magnitude and direction of facilitative interactions under different combinations of stress and disturbance intensities in Andean dry grassland. *Journal of Plant Ecology*, 9(3), 296–310. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv062>
- Catorci, A., Velasquez, J. L., Cesaretti, S., Malatesta, L., Tardella, F. M., & Zeballos, H. (2014). How environment and grazing influence floristic composition of dry Puna in the southern Peruvian Andes. *Phytocoenologia*, 44(1–2), 103–119. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2014/0044-0577>
- Cavieres, L. A., Brooker, R. W., Butterfield, B. J., Cook, B. J., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., Pugnaire, F. I., Schöb, C., Xiao, S., Anthelme, F., Björk, R. G., Dickinson, K. J. M., Cranston, B. H., Gavilán, R., Gutiérrez-Girón, A., Kanka, R., Maalouf, J., Mark, A. F., ... Callaway, R. M. (2014). Facilitative plant interactions and climate simultaneously drive alpine plant diversity. *Ecology Letters*, 17(2), 193–202. <https://doi.org/10.1111/ele.12217>

- Cavieres, L. A., Llambí, L. D., Anthelme, F., Hofstede, R., & Arroyo, M. T. K. (2025). High-Andean Vegetation Under Environmental Change: A Continental Synthesis. *Annual Review of Environment and Resources*, 50(1), 219–245. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-111523-101920>
- Celleri, R. (2010). ESTADO DEL CONOCIMIENTO TÉCNICOCIENTÍFICO SOBRE LOS SERVICIOS AMBIENTALES HIDROLÓGICOS GENERADOS EN LOS ANDES. *SERVICIOS AMBIENTALES HIDROLÓGICOS EN LA REGIÓN ANDINA*, 12, 25–45.
- Cerna-Cueva, A. F., Uriarte-Barraza, K. L., Lobatón-Tarazona, G. I., Saenz-Corrales, W., Aguirre-Escalante, C., Coágula-Rodríguez, P., & Reategui-Inga, M. (2024). Influence of high Andean grasslands on landslide reduction in Peru. *Scientia Agropecuaria*, 15, 333–348.
- Chen, J., Carlson, B. E., & Del Genio, A. D. (2002). Evidence for Strengthening of the Tropical General Circulation in the 1990s. *Science*, 295(5556), 838–841. <https://doi.org/10.1126/science.1065835>
- Chhogyel, N., Kumar, L., Bajgai, Y., & Sadeeka Jayasinghe, L. (2020). Prediction of Bhutan's ecological distribution of rice (*Oryza sativa* L.) under the impact of climate change through maximum entropy modelling. *The Journal of Agricultural Science*, 158(1–2), 25–37. <https://doi.org/DOI: 10.1017/S0021859620000350>
- Cialdella, A. M., & Pometti, C. L. (2017). Taxonomic revision of the genus *Tetraglochin* (Rosaceae, Rosoideae) and morphometric analysis of its species. *Phytotaxa*, 296(3). <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.296.3.1>
- Comer, P. J., Valdez, J., Pereira, H. M., Acosta-Muñoz, C., Campos, F., Bonet García, F. J., Claros, X., Castro, L., Dallmeier, F., Domic Rivadeneira, E. Y., Gill, M., Josse, C., Lafuente Cartagena, I., Langstroth, R., Larrea-Alcázar, D., Masur, A., Morejon Jaramillo, G., Navarro,

- L., Novoa, S., ... Fernandez, M. (2022). Conserving Ecosystem Diversity in the Tropical Andes. *Remote Sensing*, 14(12), 2847. <https://doi.org/10.3390/rs14122847>
- Cuesta, F., & Becerra, M. T. (2012). Biodiversidad y Cambio climático en los Andes: Importancia del monitoreo y el trabajo regional. *REDESMA*, 6(1), 9–27.
- Cuesta, F., Bustamante, M., Becerra, M. T., Postigo, J., & Peralvo, J. (2012). *Panorama andino de cambio climático: Vulnerabilidad y adaptación en los Andes Tropicales*. CONDESAN, SGCAN.
- Cuesta, F., Carilla, J., LLambí, L. D., Muriel, P., Lencinas, M. V., Meneses, R. I., Feeley, K. J., Pauli, H., Aguirre, N., Beck, S., Bernardi, A., Cuello, S., Duchicela, S. A., Eguiguren, P., Gamez, L. E., Halloy, S., Hudson, L., Jaramillo, R., Peri, P. L., ... Tovar, C. (2023). Compositional shifts of alpine plant communities across the high Andes. *Global Ecology and Biogeography*, 32(9), 1591–1606. <https://doi.org/10.1111/geb.13721>
- Díaz, F. P., Frugone, M., Gutiérrez, R. A., & Latorre, C. (2016). Nitrogen cycling in an extreme hyperarid environment inferred from $\delta^{15}\text{N}$ analyses of plants, soils and herbivore diet. *Scientific Reports*, 6(1), 22226. <https://doi.org/10.1038/srep22226>
- Díaz, H. F., Eischeid, J. K., Duncan, C., & Bradley, R. S. (2003). Variability of Freezing Levels, Melting Season Indicators, and Snow Cover for Selected High-Elevation and Continental Regions in the Last 50 Years. *Climatic Change*, 59(1/2), 33–52. <https://doi.org/10.1023/A:1024460010140>
- Distel, R. (2016). Grazing ecology and the conservation of the Caldenal rangelands, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 134, 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.06.019>
- Distel, R. A., & Bóo, R. M. (1996). *Vegetation states and transitions in temperate semiarid rangelands of Argentina*. 117–118.

- EcoCommons. (2025, February 24). *Absence Data*.
<https://support.ecocommons.org.au/support/solutions/articles/6000255789-absence-data>
- Eduardo Palomino, F., Gibson, D. J., Barberá, P., Castro, J., Trillo, F., La Torre, M. I., & Walters, S. A. (2024). International Biological Flora: *Festuca dolichophylla*. *Journal of Ecology*, 112(7), 1655–1682. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14343>
- Edwards-Calma, K., Jiménez, L., Zenil-Ferguson, R., Heyduk, K., Thomas, M. K., & Tribble, C. M. (2023). *Conservation applications of niche modeling: native and naturalized ferns may compete for limited Hawaiian dryland habitat*. <https://doi.org/10.1101/2023.11.01.565183>
- Elith, J., & Franklin, J. (2017). Species Distribution Modeling ☆. In *Reference Module in Life Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02390-6>
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. M. Overton, J., Townsend Peterson, A., ... E. Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Escalante, T., & Martinez-Meyer, E. (2013). ECOLOGICAL NICHE MODELING AND WILDLIFE MANAGEMENT UNITS (UMAS): AN APPLICATION TO DEER IN CAMPECHE, MEXICO. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 16(2). <https://doi.org/10.56369/tsaes.1537>
- Fajardo, A., Quiroz, C. L., & Cavieres, L. A. (2008). Distinguishing colonisation modes from spatial structures in populations of the cushion plant *Azorella madreporica* in the high-Andes

- of central Chile. *Austral Ecology*, 33(6), 703–712. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01884.x>
- Feeley, K. J., Silman, M. R., Bush, M. B., Farfan, W., Cabrera, K. G., Malhi, Y., Meir, P., Revilla, N. S., Quisiyupanqui, M. N. R., & Saatchi, S. (2011). Upslope migration of Andean trees. *Journal of Biogeography*, 38(4), 783–791. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02444.x>
- FIDA. (2021). *Informe de Supervisión Pro-Camélidos*.
- Flato, G., Marotzke, J., Abiodun, B., Braconnot, P., Chou, S. C., Collins, W., Cox, P., Driouech, F., Emori, S., Eyring, V., Forest, C., Gleckler, P., Guilyardi, E., Jakob, C., Kattsov, V., Reason, C., & Rummukainen, M. (2013). Evaluation of climate models. In T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Doschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P. M. Midgley (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 741–882). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.020>
- Flores Aroni, M. (2017). *Captura de dióxido de carbono (co2) en la “Chillihua” (Festuca dolichophylla presl) de los pastizales del CIP Illpa-Puno*. Universidad Nacional Del Altiplano.
- Florez Martínez, A. (2005). *Manual de pastos y forrajes altoandinos*.
- Franklin, J. (2010). Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. *Diversity and Distributions*, 16(3), 321–330. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00641.x>
- Froeschke, B. F., Roux-Osovitz, M., Baker, M. L., Hampson, E. G., Nau, S. L., & Thomas, A. (2024). The Use of Boosted Regression Trees to Predict the Occurrence and Quantity of

- Staphylococcus aureus* in Recreational Marine Waterways. *Water*, 16(9), 1283.
<https://doi.org/10.3390/w16091283>
- Fuentealba, B., Azaña, Y., Valverde, H., Arroyo, S., & González, Y. (2011). *Efecto del cercado de mediano plazo, en la recuperación de la composición vegetal de un pastizal altoandino, en la Cordillera Blanca, Perú*. INAIGEM.
- Gebrewahid, Y., Abrehe, S., Meresa, E., Eyasu, G., Abay, K., Gebreab, G., Kidanemariam, K., Adissu, G., Abreha, G., & Darcha, G. (2020). Current and future predicting potential areas of *Oxytenanthera abyssinica* (A. Richard) using MaxEnt model under climate change in Northern Ethiopia. *Ecological Processes*, 9(1), 6. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0210-8>
- Geng, W., Li, Y., Sun, D., Li, B., Zhang, P., Chang, H., Rong, T., Liu, Y., Shao, J., Liu, Z., Zhu, H., Lou, Y., Wang, Q., & Zhang, J. (2022). Prediction of the potential geographical distribution of *Betula platyphylla* Suk. in China under climate change scenarios. *PLOS ONE*, 17(3), e0262540. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0262540>
- Germana Caverio, C., Chaquilla, O., Santos, G., Ferrari, M., Krusich, C., & Kindgard, F. M. (2016). *ESTUDIO SOCIO-ECONÓMICO DE LOS PASTORES ANDINOS DE PERÚ, ECUADOR, BOLIVIA Y ARGENTINA* (1st ed.).
- Getaneh, Z. A., Demissew, S., Woldu, Z., & Aynekulu, E. (2023). Predicting the potential geographical distribution of *Osyris quadripartita* Decn. (Santalaceae) in Ethiopia under climate change scenarios. *Brazilian Journal of Botany*, 46(4), 1129–1140. <https://doi.org/10.1007/s40415-023-00953-1>
- Gonda, C. (2020). *Cambio climático y biodiversidad en los Andes Tropicales* (Estudio REC, Ed.). Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN).

- González-Trujillo, J. D., Escobar-Alba, M. R., Lara, D. E., & Carvajal-C, J. E. (2024). Mapping the threat: projecting invasive plant distribution in the tropical Andes under climate change. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(4), 348–357. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.11.002>
- Graham, M. H. (2003). CONFRONTING MULTICOLLINEARITY IN ECOLOGICAL MULTIPLE REGRESSION. *Ecology*, 84(11), 2809–2815. <https://doi.org/10.1890/02-3114>
- Grenon, M. (2007). Nature Around the ALMA Site – Part 2. *The Messenger*, 57–61.
- Gu, H., Wang, J., Ma, L., Shang, Z., & Zhang, Q. (2019). Insights into the BRT (Boosted Regression Trees) Method in the Study of the Climate-Growth Relationship of Masson Pine in Subtropical China. *Forests*, 10(3), 228. <https://doi.org/10.3390/f10030228>
- Guisan, A., Edwards, T. C., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157(2–3), 89–100. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1)
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Hamann, A., & Wang, T. (2006). POTENTIAL EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON ECOSYSTEM AND TREE SPECIES DISTRIBUTION IN BRITISH COLUMBIA. *Ecology*, 87(11), 2773–2786. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2773:PEOCCO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2773:PEOCCO]2.0.CO;2)
- Herzog, S. K., Martínez, R., Jørgensen, P. M., & Tiessen, H. (2012). *Cambio Climático y Biodiversidad en los Andes Tropicales*.
- Herzog, S. K., P.M. Jørgensen, R. Martínez Güingla, C. Martius, E.P. Anderson, D.G. Hole, T.H. Larsen, J.A. Marengo, D. Ruiz Carrascal, & H. Tiessen. (2010). *Efectos del cambio climático*

- en la biodiversidad de los Andes tropicales: el estado del conocimiento científico*. Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI).
- Hu, Y., & Nacun, B. (2018). An Analysis of Land-Use Change and Grassland Degradation from a Policy Perspective in Inner Mongolia, China, 1990–2015. *Sustainability*, 10(11), 4048. <https://doi.org/10.3390/su10114048>
- Huggel, C., Muccione, V., Carey, M., James, R., Jurt, C., & Mechler, R. (2019). Loss and Damage in the mountain cryosphere. *Regional Environmental Change*, 19(5), 1387–1399. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1385-8>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22(0), 415–427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- IPCC. (2021). Summary for Policymakers. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 3–32). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>
- IPCC. (2025). *IPCC en español* . <https://www.ipcc.ch/languages-2/spanish/>
- IPCC, Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barret, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S. L., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., ... Ha, M. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report, Summary for Policymakers*. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>

- Januta, A. (2021). CONTEXTO-Que significan los cinco futuros del informe de la ONU sobre el clima. *Euronews*. <https://es.euronews.com/2021/08/10/clima-cambio-onu>
- Javeed, B., Ridwan, Q., Huang, D., Wani, Z. A., Siddiqui, S., Yassin, H. M., & Othman, G. A. M. (2024). Ecological niche modelling: a global assessment based on bibliometric analysis. *Frontiers in Environmental Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1376213>
- Jung, J. Bin, Park, G. E., Kim, H. J., Huh, J. H., & Um, Y. (2023). Predicting the Habitat Suitability for Angelica gigas Medicinal Herb Using an Ensemble Species Distribution Model. *Forests*, 14(3), 592. <https://doi.org/10.3390/f14030592>
- Karger, D. N., Lange, S., Hari, C., Reyer, C. P. O., Conrad, O., Zimmermann, N. E., & Frieler, K. (2023). CHELSA-W5E5: daily 1 km meteorological forcing data for climate impact studies. *Earth System Science Data*, 15(6), 2445–2464. <https://doi.org/10.5194/essd-15-2445-2023>
- Klainsman Chukwuemeka, N., Hassan Ulusow, A., & Maryam Sylvanus, O. (2024). Climate change, causes, economic impact and mitigation. *International Journal of Scientific Research Updates*, 8(1), 001–008. <https://doi.org/10.53430/ijrsru.2024.8.1.0043>
- Kleier, C., Trenary, T., Graham, E. A., Stenzel, W., & Rundel, P. W. (2015). Size class structure, growth rates, and orientation of the central Andean cushion *Azorella compacta*. *PeerJ*, 3, e843. <https://doi.org/10.7717/peerj.843>
- Knutti, R., Furrer, R., Tebaldi, C., Cermak, J., & Meehl, G. A. (2010). Challenges in Combining Projections from Multiple Climate Models. *Journal of Climate*, 23(10), 2739–2758. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI3361.1>
- Kometter, R. (2011). *ECOSISTEMAS FORESTALES ANDINOS EN EL PERÚ: UNA VISIÓN DE LAS EXPERIENCIAS Y PERSPECTIVAS DEL MANEJO FORESTAL*.

- Laurance, W. F., Carolina Useche, D., Shoo, L. P., Herzog, S. K., Kessler, M., Escobar, F., Brehm, G., Axmacher, J. C., Chen, I.-C., Gámez, L. A., Hietz, P., Fiedler, K., Pyrcz, T., Wolf, J., Merkord, C. L., Cardelus, C., Marshall, A. R., Ah-Peng, C., Aplet, G. H., ... Thomas, C. D. (2011). Global warming, elevational ranges and the vulnerability of tropical biota. *Biological Conservation*, 144(1), 548–557. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.010>
- Lee, W.-H., Song, J.-W., Yoon, S.-H., & Jung, J.-M. (2022). Spatial Evaluation of Machine Learning-Based Species Distribution Models for Prediction of Invasive Ant Species Distribution. *Applied Sciences*, 12(20), 10260. <https://doi.org/10.3390/app122010260>
- Llambí, L. D., Becerra, M. T., Peralvo, M., Avella, A., Baruffol, M., & Díaz, L. J. (2020). Monitoring Biodiversity and Ecosystem Services in Colombia's High Andean Ecosystems: Toward an Integrated Strategy. *Mountain Research and Development*, 39(3). <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-19-00020.1>
- Llambi, L. D., Gámez, L. E., Pelayo, R., Azócar, C. J., Torres, J. E., Márquez, N. J., Berdugo, M. B., Cuesta, F., & Ramirez, L. A. (2022). Species, growth form, and biogeographic diversity of summit vegetation along an elevation gradient in the tropical Andes: a baseline for climate change monitoring. *Journal of Mountain Science*, 19(12), 3441–3457. <https://doi.org/10.1007/s11629-022-7473-8>
- Llosa, G. (2001). *CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TRANSFRONTERIZOS Y ESPECIES AMENAZADAS*.
- Mamani Mamani, G., García Noa, A., & Durand Gómez, F. (2013). *Manejo y utilización de praderas naturales en la zona altoandina*.

- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217–240. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=369944298008>
- Matthiopoulos, J. (2022). Defining, estimating, and understanding the fundamental niches of complex animals in heterogeneous environments. *Ecological Monographs*, 92(4). <https://doi.org/10.1002/ecm.1545>
- Mejia Rios, A. A. (2023). *Modelamiento y análisis de la distribución de especies para gestión de la biodiversidad*.
- Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling*, 415, 108837. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>
- Méndez, E. (1970). La Vegetación de los Altos Andes Centrales: Bardas Blancas-Paso Pehuenche (Malargüe, Mendoza, Argentina). *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 49(2), 257–281. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v49.n2.7857>
- Méndez, E. (2011). Crecimiento y recubrimiento de *Azorella monantha* Clos (Apiaceae) en los altos Andes Centrales de Mendoza, Argentina. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 43(1), 219–229.
- Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- MINAM. (2016). *Tercera Comunicación nacional sobre el Cambio Climático*. Lima.

- MINAM. (2019). *Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú - Memoria Descriptiva*.
https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/309735/Memoria_descriptiva_mapa_Nacional_de_Ecosistemas.pdf
- Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego. (2005). *LOS PASTOS NATURALES ALTOANDINOS*.
<https://www.midagri.gob.pe/portal/datero/40-sector-agrario/situacion-de-las-actividades-de-crianza-y-producci/306-pastos-naturales>
- Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego. (2018). *SUPERFICIE AGRÍCOLA DEL PERÚ*.
<https://siea.midagri.gob.pe/portal/informativos/superficie-agricola-peruana>
- Ministry for the environment New Zeland. (2024). *Intergovernmental Panel on Climate Change SSP-RCP scenarios*. Ministry for the Environment New Zeland.
<https://environment.govt.nz/what-you-can-do/climate-scenarios-toolkit/climate-scenarios-list/ipccs-ssp-rcp-scenarios/>
- Miranda, C., & Beck, S. (2003). La Conservación de Ecosistemas Transfronterizos – El Desafío Peruano-Boliviano en las Vertientes Orientales de Los Andes y Llanuras adyacentes. *Lyonia*, 4(2), 165–182.
- Mohammadi, S., Ebrahimi, E., Shahriari Moghadam, M., & Bosso, L. (2019). Modelling current and future potential distributions of two desert jerboas under climate change in Iran. *Ecological Informatics*, 52, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.04.003>
- Mondragón, J., & Vibrans, H. (2007). *Stipa ichu* (Ruiz & Pavón) Kunth.
- Monteiro, J. A. F., Hiltbrunner, E., & Körner, C. (2011). Functional morphology and microclimate of *Festuca orthophylla*, the dominant tall tussock grass in the Andean Altiplano. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(4), 387–396.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.01.001>

- Montesinos-Tubée, D., Cleef, A. M., & Sýkora, K. V. (2021). The Subnival Vegetation of Moquegua, South Peru: Chasmophytes, Grasslands and Cushion Communities. *Ecologies*, 2(1), 71–111. <https://doi.org/10.3390/ecologies2010005>
- Morán Ordóñez, A., Lahoz Monfort, J. J., Elith, J., & Wintle, B. A. (2017). Evaluating continental-scale species distribution models over a 60-year prediction horizon: what factors influence the reliability of predictions? *Global Ecology and Biogeography*, 26(3), 371–384. <https://doi.org/10.1111/geb.12545>
- Morueta-Holme, N., Engemann, K., Sandoval-Acuña, P., Jonas, J. D., Segnitz, R. M., & Svenning, J.-C. (2015). Strong upslope shifts in Chimborazo's vegetation over two centuries since Humboldt. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(41), 12741–12745. <https://doi.org/10.1073/pnas.1509938112>
- Mosquera, G. M., Marín, F., Stern, M., Bonnesoeur, V., Ochoa-Tocachi, B. F., Román-Dañobeytia, F., & Crespo, P. (2022). Progress in understanding the hydrology of high-elevation Andean grasslands under changing land use. *Science of The Total Environment*, 804, 150112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150112>
- Mujica, M. I., Latorre, C., Maldonado, A., González-Silvestre, L., Pinto, R., de Pol-Holz, R., & Santoro, C. M. (2015). Late Quaternary climate change, relict populations and present-day refugia in the northern Atacama Desert: a case study from Quebrada La Higuera (18° S). *Journal of Biogeography*, 42(1), 76–88. <https://doi.org/10.1111/jbi.12383>
- Muñuico, J. W., Dillon, M. O., & Quipuscoa Silvestre, V. (2024). *Jarava disticha* (Poaceae, Pooideae, Stipeae), una nueva combinación nomenclatural y delimitación taxonómica con *Jarava pachypus*. *Acta Botanica Mexicana*, (131). <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2292>

- Navarrete Macedo, C. E. (2019). *Distribución potencial de especies forestales amenazadas y endémicas raras mediante modelos de nicho ecológico*. Universidad Nacional Agraria la Molina.
- Navarro Romero, E. (2018). *Composición y estructura de las formaciones vegetales altoandinas en el distrito de Laraos, Lima, Perú*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Nephin, J., Gregr, E. J., St. Germain, Fields, C., C., & Finney, J. L. (2020). *Development of a Species Distribution Modelling Framework and its Application to Twelve Species on Canada's Pacific Coast*.
- Nesom, G. L. (1993). Synopsis of Parastrephia (Asteraceae: Astereae). *Phytologia*, 75, 347–357. <https://doi.org/10.5962/bhl.part.20858>
- Nesom, G. L. (1994). Subtribal classification of the Astereae (Asteraceae). *Phytologia*, 76, 193–274. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/96828>
- New, M., Hulme, M., & Jones, P. (2000). Representing Twentieth-Century Space–Time Climate Variability. Part II: Development of 1901–96 Monthly Grids of Terrestrial Surface Climate. *Journal of Climate*, 13(13), 2217–2238. [https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<2217:RTCSTC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<2217:RTCSTC>2.0.CO;2)
- Nissan, H., Goddard, L., de Perez, E. C., Furlow, J., Baethgen, W., Thomson, M. C., & Mason, S. J. (2019). On the use and misuse of climate change projections in international development. *WIREs Climate Change*, 10(3). <https://doi.org/10.1002/wcc.579>
- Ocola Salazar, J. J., Gutiérrez Choque, Z., Sulcata Cruz, P., Huahuachampi, Y., & Escalante Arcos, J. (2023). *Estrategia Binacional para la Conservación, Protección y Recuperación de los Tolares en el Sistema TDPS*.

- Oliveras, I., Girardin, C., Doughty, C. E., Cahuana, N., Arenas, C. E., Oliver, V., Huaraca Huasco, W., & Malhi, Y. (2014). Andean grasslands are as productive as tropical cloud forests. *Environmental Research Letters*, 9(11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115011>
- Ospina González, J. C., Aliscioni, S. S., & Denham, S. S. (2013). Estudios taxonómicos en el género festuca l. (poaceae) de Argentina y Chile. *Gayana. Botánica*, 70, 1–15.
- Park, S. U., Koo, K. A., & Kong, W.-S. (2019). Climate-related Range Shifts of Climate-sensitive Biological Indicator Species in the Korean Peninsula: A role of dispersal capacity. *Journal of Climate Change Research*, 10(3), 185–198. <https://doi.org/10.15531/KSCCR.2019.10.3.185>
- Parra Rondinel, F., Torres Guevara, J., & Ceroni Stuva, A. (2004). Composición florística y vegetación de una microcuenca andina: el Pachachaca (Huancavelica). *Ecol. Apl. [Online]*, 3, 9–16.
- Peñailillo, P. (2002). EL GENERO JARAVA RUIZ ET PAV. (STIPEAE-POACEAE): DELIMITACION Y NUEVAS COMBINACIONES. *Gayana. Botánica*, 59, 27–34.
- Pezo Alencastre, G. S. (2024). *Evaluación de la diversidad florística y generación de estrategias de conservación de los pastizales en la Reserva de Salinas de Aguada Blanca, Departamento de Arequipa*. Universidad Católica de Santa María.
- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19(1), 181–197. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>
- Piirainen, S., Lehtikainen, A., Husby, M., Kålås, J. A., Lindström, Å., & Ovaskainen, O. (2023). Species distributions models may predict accurately future distributions but poorly how

- distributions change: A critical perspective on model validation. *Diversity and Distributions*, 29(5), 654–665. <https://doi.org/10.1111/ddi.13687>
- Pronaturaleza. (2021). *HOTSPOT DE BIODIVERSIDAD DE LOS ANDES TROPICALES*.
- Provenzale, A. (2014). Climate models. *Rendiconti Lincei*, 25(1), 49–58. <https://doi.org/10.1007/s12210-013-0268-7>
- Pugnaire, F. I., Morillo, J. A., Armas, C., Rodríguez-Echeverría, S., & Gaxiola, A. (2020). Azorella compacta: survival champions in extreme, high-elevation environments. *Ecosphere*, 11(2). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3031>
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3(4), 349–361. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x>
- Qin, A., Liu, B., Guo, Q., Bussmann, R. W., Ma, F., Jian, Z., Xu, G., & Pei, S. (2017). Maxent modeling for predicting impacts of climate change on the potential distribution of *Thuja sutchuenensis* Franch., an extremely endangered conifer from southwestern China. *Global Ecology and Conservation*, 10, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.02.004>
- Quispe, C., Quispe, F., Yaranga, R., Chupan, L., & Vila, M. (2015). Almacenamiento de carbono en pastos naturales de la subcuenca del Canipaco, Huancayo. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, 05(02). <https://doi.org/10.18259/acs.2015032>
- Quispe Rojas, W. R., & Elias Nuñez, E. (2020). Distribución potencial de puya raimondii harms en futuros escenarios del cambio climático. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 22(2), 170–181. <https://doi.org/10.18271/ria.2020.605>
- R. Flores, E. (2016). Cambio Climático: Pastizales Altoandinos y Seguridad Alimentaria. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*, (1). <https://doi.org/10.36580/rgem.i1.73-80>

- Rahmanian, S., Pouyan, S., Karami, S., & Pourghasemi, H. R. (2022). Predictive habitat suitability models for *Teucrium polium* L. using boosted regression trees. In *Computers in Earth and Environmental Sciences* (pp. 245–254). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89861-4.00029-4>
- Ramirez Villegas, J., Cuesta, F., Devenish, C., Peralvo, M., Jarvis, A., & Arnillas, C. A. (2014). Using species distributions models for designing conservation strategies of Tropical Andean biodiversity under climate change. *Journal for Nature Conservation*, 22(5), 391–404. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.007>
- Randall, D. A., R.A. Wood, S. Bony, R. Colman, T. Fichet, J. Fyfe, V. Kattsov, A. Pitman, J. Shukla, J. Srinivasan, R.J. Stouffer, A. Sumi, & K.E. Taylor. (2007). Climate Models and Their Evaluation. In S. , D. Q. M. M. Z. C. M. M. K. B. A. M. T. and H. L. M. (eds.)] Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon (Ed.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis* (pp. 591–648). Cambridge University Press.
- Rauber, R., Steinaker, D., Demaría, M., & Arroyo, D. (2014). Factores asociados a la invasión de pajas en bosques de la región semiárida central argentina. *Ecología Austral*, 24(3), 320–326. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.3.0.9>
- Reese, P. D. (2022). *Animal Ecology* (8th ed., Vol. 5). Visionlearning.
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuasmasa, J. C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., ... Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions

- implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Rivera, J. A., Naranjo Tamayo, E., & Viale, M. (2020). Water Resources Change in Central-Western Argentina Under the Paris Agreement Warming Targets. *Frontiers in Climate*, 2.
<https://doi.org/10.3389/fclim.2020.587126>
- Rocha-Gallo, N., & Herrero, J. (2025). *Jarava ichu: Ecology, Management, and Applications of the High Andean Grass*.
- Rodrigues, D., & Moreira, G. (2004). Seasonal variation in larval host plants and consequences for *Heliconius erato* (Lepidoptera: Nymphalidae) adult body size. *Austral Ecology*, 29(4), 437–445. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01381.x>
- Rodríguez-Echeverría, S., Delgado-Baquerizo, M., Morillo, J. A., Gaxiola, A., Manzano, M., Marquet, P. A., González, L., Cavieres, L. A., Pugnaire, F. I., & Armas, C. (2021). Azorella Cushion Plants and Aridity are Important Drivers of Soil Microbial Communities in Andean Ecosystems. *Ecosystems*, 24(7), 1576–1590. <https://www.jstor.org/stable/48685366>
- Rojo, V., Arzamendia, Y., Pérez, C., Baldo, J., & Vilá, B. L. (2019). Spatial and temporal variation of the vegetation of the semiarid Puna in a pastoral system in the Pozuelos Biosphere Reserve. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(10), 635. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7803-7>
- Rosero-Erazo, C. R., Frey, C., Armijos-Arcos, F., Abdo-Peralta, P., Hernández-Allauca, A. D., García-Pumagualle, C., Ortega-Castro, J., Otero, X. L., & Toulkeridis, T. (2024). Ecological Niche Modeling of Five Azorella Species in the High Andean Páramo Ecosystem of South America: Assessing Climate Change Impacts Until 2040. *Diversity*, 16(12), 736.
<https://doi.org/10.3390/d16120736>

- Ruthsatz, B., Schitteck, K., & Backes, B. (2020). The vegetation of cushion peatlands in the Argentine Andes and changes in their floristic composition across a latitudinal gradient from 39°S to 22°S. *Phytocoenologia*, 50(3), 249–278. <https://doi.org/10.1127/phyto/2020/0374>
- Sabogal, A. (2023). *Ecosystem and Species Adaptations in the Andean-Amazonian Region*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-44385-5>
- Sainz-Villegas, S., de la Hoz, C. F., Juanes, J. A., & Puente, A. (2022). Predicting non-native seaweeds global distributions: The importance of tuning individual algorithms in ensembles to obtain biologically meaningful results. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1009808>
- Salariato, D. L., Acosta, J. M., & Cialdella, A. M. (2019). Ecological and Spatial Patterns Associated with Diversification of the Shrub Genus *Tetraglochin* along Southern-Central Andes (Rosaceae). *Evolutionary Biology*, 46(2), 145–163. <https://doi.org/10.1007/s11692-019-09472-y>
- Salariato, D. L., Al-Shehbaz, I. A., & Zuloaga, F. O. (2018). Reinstatement of the Southern Andean Genus *Stenodraba* (Brassicaceae) Based on Molecular Data and Insights from its Environmental and Geographic Distribution. *Systematic Botany*, 43(1), 35–52. <https://doi.org/10.1600/036364418X697085>
- Sarmiento, C., Osejo, A., Ungar, P., & Zapata, J. (2017). Páramos habitados: desafíos para la gobernanza ambiental de la alta montaña en Colombia. *Biodiversidad En La Práctica*, 2, 122–145. <https://revistas.humboldt.org.co/index.php/BEP/article/view/480>
- Schipper, J. (2020). *Central Andean Dry Puna*. One Earth.
- Sclovich, S. E., Giussani, L. M., Cialdella, A. M., & Sede, S. M. (2015). Phylogenetic analysis of *Jarava* (Poaceae, Pooideae, Stipeae) and related genera: testing the value of the awn

- indumentum in the circumscription of Jarava. *Plant Systematics and Evolution*, 301(6), 1625–1641. <https://doi.org/10.1007/s00606-014-1175-9>
- Severtsov, A. S. (2013). Relationship between fundamental and realized ecological niches. *Biology Bulletin Reviews*, 3(3), 187–195. <https://doi.org/10.1134/S2079086413030080>
- Shabani, F., Kumar, L., & Ahmadi, M. (2018). Assessing Accuracy Methods of Species Distribution Models: AUC, Specificity, Sensitivity and the True Skill Statistic. *Global Journal of HUMAN-SOCIAL SCIENCE: B Geography, Geo-Sciences, Environmental Science & Disaster Management*, 18(1).
- Soberon, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, 2(0). <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Solórzano, R., Dionisio, L., Burga, L., Javier-Astete, R., Quispe-Apaza, C., Oscco, P., & Johnson, L. (2025). *Ichu Valorization by Pleurotus spp. Cultivation and Potential of the Residual Substrate as a Biofertilizer* (pp. 1–17). <https://doi.org/10.20944/preprints202503.1325.v1>
- Soto Carrión, C., Jiménez Mendoza, W., Perez-Almeida, I., & Marin Rodriguez, C. (2024). Prediction of high Andean grasslands biomass in the upper zone of the National Sanctuary of Ampay-Peru for promoting an adequate management of natural grasslands. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 12(2), 1–25. <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d12.0503>
- Sousa-Guedes, D., Arenas-Castro, S., & Sillero, N. (2020). Ecological Niche Models Reveal Climate Change Effect on Biogeographical Regions: The Iberian Peninsula as a Case Study. *Climate*, 8(3), 42. <https://doi.org/10.3390/cli8030042>

- Stephens, G. L., L'Ecuyer, T., Forbes, R., Gettelmen, A., Golaz, J., Bodas-Salcedo, A., Suzuki, K., Gabriel, P., & Haynes, J. (2010). Dreary state of precipitation in global models. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D24). <https://doi.org/10.1029/2010JD014532>
- Sun, B., Li, Z., Gao, Z., Guo, Z., Wang, B., Hu, X., & Bai, L. (2017). Grassland degradation and restoration monitoring and driving forces analysis based on long time-series remote sensing data in Xilin Gol League. *Acta Ecologica Sinica*, 37(4), 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2017.02.009>
- Tácuna, R. E., Aguirre, L., & Flores, E. R. (2015). Influencia de la revegetación con especies nativas y la incorporación de materia orgánica en la recuperación de pastizales degradados. *Ecología Aplicada*, 14(2), 191–200.
- Tapia Alejo, C. R. (2022). Uso y beneficio de la thola (*Parastrephia lepidophylla*) en producción sostenible de ecosistemas de altura en Bolivia. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, 9(2), 63–75. <https://doi.org/10.53287/caki9646fx83s>
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(23), 8245–8250. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>
- Tovar, C., Arnillas, C. A., Cuesta, F., & Buytaert, W. (2013). Diverging Responses of Tropical Andean Biomes under Future Climate Conditions. *PLoS ONE*, 8(5), e63634. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063634>
- Tovar, C., Melcher, I., Kusumoto, B., Cuesta, F., Cleef, A., Meneses, R. I., Halloy, S., Llambí, L. D., Beck, S., Muriel, P., Jaramillo, R., Jácome, J., & Carilla, J. (2020). Plant dispersal strategies of high tropical alpine communities across the Andes. *Journal of Ecology*, 108(5), 1910–1922. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13416>

- Troncoso G., C., Green, D., & Reinoso, F. (2020). EXPERIENCIA EN LA PROPAGACIÓN DE LLARETA (AZORELLA COMPACTA PHIL., APIACEAE), EN COLLAHUASI, COMUNA DE PICA, REGIÓN DE TARAPACÁ, CHILE. *Revista Chilena de Flora y Vegetación*, 23(1), 148–159.
- Tsiftsis, S., Štípková, Z., Rejmánek, M., & Kindlmann, P. (2024). Predictions of species distributions based only on models estimating future climate change are not reliable. *Scientific Reports*, 14(1), 25778. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-76524-5>
- United Nations. (2021). *What Is Climate Change?* <http://un.org/en/climatechange/what-is-climate-change>
- Urrutia, R., & Vuille, M. (2009). Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D2). <https://doi.org/10.1029/2008JD011021>
- Ustariz Olivera, K. (2022). Contribución al conocimiento de especies forrajeras nativas del género Festuca L. en las regiones altas de Bolivia. *Forrajes y Semillas Forrajeras*, 13.
- Valavi, R., Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., & Elith, J. (2022). Predictive performance of presence-only species distribution models: a benchmark study with reproducible code. *Ecological Monographs*, 92(1). <https://doi.org/10.1002/ecm.1486>
- Valverde, H., Fuentealba, B., Blas, L., & Oropeza, T. (2022). *La importancia de los pastizales altoandinos peruanos*.
- Vargas Ríos, O., & Ávila-Rodríguez, L. (2018). *Riesgos y Efectos del Cambio Climático en la Región Altoandina*. (pp. 65–75).

- VAUGHAN, I. P., & ORMEROD, S. J. (2005). The continuing challenges of testing species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 720–730. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01052.x>
- Vento, B., Rivera, J., & Ontivero, M. (2024). Climate influence on future suitability of high-altitude wetlands in two natural protected areas from the Central Andes of Argentina. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(3), 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.04.006>
- Vilhena, D. A., & Antonelli, A. (2015). A network approach for identifying and delimiting biogeographical regions. *Nature Communications*, 6(1), 6848. <https://doi.org/10.1038/ncomms7848>
- Villamil, M., Amiotti, N., & Peinemann, N. (2011). Segregation of patches by patterns of soil attributes in a native grassland in central Argentina. *Phyton*, 80(1), 193–201. <https://doi.org/10.32604/phyton.2011.80.193>
- Vivar, S. F., Bracke, S., Haesen, S., & Meerbeek, K. Van. (2024). *Climate change effects on Peruvian Lomas plant distribution*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4582520/v1>
- Vuille, M., Francou, B., Wagnon, P., Juen, I., Kaser, G., Mark, B. G., & Bradley, R. S. (2008). Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future. *Earth-Science Reviews*, 89(3–4), 79–96. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2008.04.002>
- Wang, R., Li, Q., He, S., Liu, Y., Wang, M., & Jiang, G. (2018). Modeling and mapping the current and future distribution of *Pseudomonas syringae* pv. *actinidiae* under climate change in China. *PLOS ONE*, 13(2), e0192153. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192153>

- Wang, Z., Deng, X., Song, W., Li, Z., & Chen, J. (2017). What is the main cause of grassland degradation? A case study of grassland ecosystem service in the middle-south Inner Mongolia. *CATENA*, *150*, 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.014>
- Wani, Z. A., Satish, K. V., Islam, T., Dhyani, S., & Pant, S. (2022). Habitat suitability modelling of *Buxus wallichiana* Bail.: an endemic tree species of Himalaya. *Vegetos*, *36*(2), 583–590. <https://doi.org/10.1007/s42535-022-00428-w>
- Warren, D. L., & Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, *21*(2), 335–342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>
- Wei, B., Wang, R., Hou, K., Wang, X., & Wu, W. (2018). Predicting the current and future cultivation regions of *Carthamus tinctorius* L. using MaxEnt model under climate change in China. *Global Ecology and Conservation*, *16*, e00477. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00477>
- Wiens, J. A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. A., & Snyder, M. A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(supplement_2), 19729–19736. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901639106>
- Wisz, M. s, Hijmans, R., Li, J., Peterson, A., Graham, C., Guisan, A., Elith, J., Dudík, M., Ferrier, S., Huettmann, F., Leathwick, J., Lehmann, A., Lohmann, L., Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J., & Zimmermann, N. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, *14*, 763–773.
- WorldClim. (2020). *Bioclimatic variables*.

- Yang, X.-Q., Kushwaha, S. P. S., Saran, S., Xu, J., & Roy, P. S. (2013). Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L. in Lesser Himalayan foothills. *Ecological Engineering*, 51, 83–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.004>
- Yaranga, R., Fuentes, A., Van, A., Fuentes, R., Fuentes, A., Maraví, K., Roman, M., & Cáceres, D. (2021). Andean Grassland Species: Net Aerial Primary Productivity, Density, Ecomorphological Indices, and Soil Characteristics. *Journal of Ecological Engineering*, 22(10), 163–175. <https://doi.org/10.12911/22998993/138816>
- Yaranga, R., Orellana, J., & Pizarro, S. (2024). Species of the Poaceae family suitable for Andean livestock farming in the Peruvian Andes reported in GBIF and local studies. *Global Journal of Ecology*, 9(1), 057–065. <https://doi.org/10.17352/gje.000097>
- Yoon, S., & Lee, W.-H. (2023). Application of true skill statistics as a practical method for quantitatively assessing CLIMEX performance. *Ecological Indicators*, 146, 109830. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109830>
- Yu, H., Cooper, A. R., & Infante, D. M. (2020). Improving species distribution model predictive accuracy using species abundance: Application with boosted regression trees. *Ecological Modelling*, 432, 109202. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109202>
- Zarrin, A. (2018). *Climate Modeling and Future Climate Change Projections*. Department of Geography, Ferdowsi University of Mashhad.
- Zeballos, H., Ochoa, J. A., & López, E. (2010). *Diversidad Biológica de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca – Descosur*. PROFONANPE, SERNANP. <http://www.descosur.org.pe/diversidad-biologica-de-la-reserva-nacional-de-salinas-y-aguada-blanca/>

- Zhang, H., Song, J., Zhao, H., Li, M., & Han, W. (2021). Predicting the Distribution of the Invasive Species *Leptocybe invasa*: Combining MaxEnt and Geodetector Models. *Insects*, 12(2), 92. <https://doi.org/10.3390/insects12020092>
- Zhao, Y., Liu, Z., & Wu, J. (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35(4), 793–814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>
- Zhao, Y., Zhao, M., Zhang, L., Wang, C., & Xu, Y. (2021). Predicting Possible Distribution of Tea (*Camellia sinensis* L.) under Climate Change Scenarios Using MaxEnt Model in China. *Agriculture*, 11(11), 1122. <https://doi.org/10.3390/agriculture11111122>
- Zimmer, A., Meneses, R. I., Rabatel, A., Soruco, A., & Anthelme, F. (2014). Caracterizar la migración altitudinal de las comunidades vegetales altoandinas frente al calentamiento global mediante cronosecuencias post-glaciales recientes. *Ecología En Bolivia*, 49, 27–41.
- Zomer, R., & Trabucco, A. (2019). Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration (ET0) Database: Version 3 (Version 6). *Figshare*. <https://doi.org/https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7504448.v6>
- Zumarán Delgado, F., Yepez García, L., & Chanove-Manrique, A. (2022). Protección de los ecosistemas terrestres en el Perú: superando los límites geopolíticos. *POLÍTICA INTERNACIONAL*, 102–112.

7. OTROS

Anexo 1

Código

```
requiredPackages <- c("here")
install_load_function <- function(pkg) {
  new.pkg <- pkg[!(pkg %in% installed.packages()[, "Package"])]
}
shape_dir <- "SHAPE"
file_path_study_area <- file.path(shape_dir, "study_area.RData")
if (file.exists(file_path_study_area)) {
  load(file_path_study_area)
}
input_presencia_dir <- "E:/2025/TESIS/R"
output_presencia_dir <- file.path("R", "PRESENCIA_R")
species_files <- list.files(path = input_presencia_dir, pattern = "^ocurrencias_.*\\.csv$",
full.names = TRUE)
lonlat2UTM <- function(lonlat) {
  utm <- (floor((lonlat[1] + 180) / 6) %% 60) + 1
}
process_species_data <- function(file_path, study_area_polygon, output_base_dir) {
  occurrence_data <- tryCatch({
    data.table::fread(file_path, header = TRUE, sep = ",", quote = "")
  })
  occurrence_data <- as.data.frame(occurrence_data)
  out.dist <- cc_outl(x = occurrence_data, lon = "decimalLongitude", lat = "decimalLatitude")
  occurrence_sf <- st_as_sf(occurrence_data, coords = c("decimalLongitude",
"decimalLatitude"))
  filtered_occurrence_sf <- st_intersection(occurrence_sf, study_area_polygon)
  df0 <- as.data.frame(st_drop_geometry(filtered_occurrence_sf))
  write.csv(occu_maxent, file = file.path(output_base_dir, paste0("occu_maxent_",
species_scientific_name, ".csv")), row.names = FALSE)
  df.sf_for_pseudo <- st_as_sf(df0, coords = c("LON", "LAT"))
  aux <- st_transform(study_area_polygon, EPSG_2_UTM)
  rp.sf <- st_transform(st_sample(aux, size = nrow(df.sf.utm), type = "random"), 4326)
  PAdata <- rbind(df0[, c("acceptedScientificName", "LON", "LAT", "occurrenceStatus")],
pseudo)
  save(list = "PAdata", file = file.path(output_base_dir, paste0("PA_data_",
species_scientific_name, ".RData")))
}
for (s_file in species_files) {
  process_species_data(s_file, study_area, output_presencia_dir)
}
load("R/PRESENCIA_R/p_lucida.RData")
raster_files <- list.files(path = "CAPAS_ACTUAL", pattern = "\\\\.asc$", full.names = TRUE)
```

```

mylayers <- stack(raster_files)
raster_ex <- raster::extract(x=mylayers, y=PAdata[, c("LON","LAT")], method="bilinear",
na.rm=TRUE, df=TRUE)
tmp <- raster_ex[,-1]
tmp_long <- pivot_longer(data=tmp, cols=!occurrenceStatus)
ggplot(data=tmp_long, aes(x=factor(occurrenceStatus), y=value, fill=factor(occurrenceStatus)))
+
  geom_violin(alpha=0.3) + geom_boxplot(fill="white", width=0.1) +
  facet_wrap(~name, scales="free") + theme_minimal()
initial_variables <- c("AI_ACT", paste0("CHELSA_BIO", 1:19, "_ACT"), "ET_ACT")
v.table <- tmp[, initial_variables]
out.vif <- HH::vif(v.table)
while(any(out.vif > umbral_vif)) {
  var_to_remove <- names(out.vif)[which.max(out.vif)]
  v.table <- v.table[, !names(v.table) %in% var_to_remove]
}
save(list = "tmp", file = "R/data_env_final_actual.RData")
capas_rutas <- c(
  paste0("CAPAS_ACTUAL_TIFF/CHELSA_bio", c(13, 10), "_1981-2010_V.2.1_cut.tif"),
  "CAPAS_ACTUAL_TIFF/CHELSA_pet_penman_mean_1981-2010_V.2.1_cut.tif"
)
layers <- stack(lapply(capas_rutas, raster))
oc <- read.csv("R/PRESENCIA_R/UNIÓN/Festuca_orthophylla_Pilg.csv", stringsAsFactors =
FALSE)
dots_data <- SDMPlay::SDMtab(oc[,c("LON","LAT")], layers, unique.data = TRUE, same =
FALSE, background.nb = 200)
bg_df <- data.frame(LON = dots_data[dots_data$id == "0", 2], LAT = dots_data[dots_data$id
== "0", 3])
n_reps <- 10
brt_models <- vector("list", n_reps)
for(i in 1:n_reps){
  dots_temp <- SDMPlay::SDMtab(oc[,c("LON","LAT")], layers, unique.data = TRUE,
same=FALSE, background.nb = 2*nrow(oc))
  mod <- SDMPlay::compute.brt(x = dots_temp, proj.predictors = layers, tc = 3, lr = 0.001, bf =
0.75, n.trees = 10000)
  brt_models[[i]] <- mod
}
br_sp1_stack <- stack(lapply(brt_models, function(x) x$raster.prediction))
br_sp1_mean <- calc(br_sp1_stack, fun = mean, na.rm = TRUE)
writeRaster(br_sp1_mean,
filename='RESULTADOS_BRT/ACTUAL_TIFF/Actual_Festuca_orthophylla_Pilg_OFICIAL.t
if', overwrite=TRUE)
project_brt_to_raster <- function(brt_obj, predictors){
  raster::predict(predictors, brt_obj$response, fun = function(model, data) {
    gbm::predict.gbm(model, data, n.trees=brt_obj$best.trees, type="response")
  })
}

```

```

}
scenarios_folders <- list(
  "2040 SSP 1-2.6" =
"D:/LEONARDO/TESIS/CAPAS_FUTURO_TIFF/2040/ssp126_2011_2040"
)
load_future_stack <- function(folder){
  alltifs <- list.files(folder, pattern = "\\.(tif|tiff)$", full.names = TRUE, ignore.case = TRUE)
  s <- stack(lapply(paths, raster))
  return(s)
}
calc_metrics_from_obs_pred <- function(obs, pred_probs){
  roc_obj <- try(pROC::roc(obs, pred_probs, quiet = TRUE), silent = TRUE)
  auc_val <- as.numeric(pROC::auc(roc_obj))
  best_thresh <- as.numeric(pROC::coords(roc_obj, "best", ret = "threshold", transpose =
FALSE)[1])
  pred_bin <- ifelse(pred_probs >= best_thresh, 1, 0)
  cm <- try(caret::confusionMatrix(as.factor(pred_bin), as.factor(obs), positive = "1"), silent =
TRUE)
  return(list(AUC = auc_val, threshold = best_thresh))
}
pres_pts <- oc[, c("LON", "LAT")]
obs_vec_actual <- c(rep(1, nrow(pres_pts)), rep(0, nrow(bg_df)))
pred_vec_actual <- c(raster::extract(br_spl_mean, pres_pts), raster::extract(br_spl_mean,
bg_df))
metrics_actual <- calc_metrics_from_obs_pred(obs_vec_actual, pred_vec_actual)
results_df <- data.frame(Escenario = "PRESENTE", Tipo = "PRESENTE", AUC =
metrics_actual$AUC)
for(sc in names(scenarios_folders)){
  layers_fut <- load_future_stack(scenarios_folders[[sc]])
  pred_stack <- stack(lapply(brt_models, project_brt_to_raster, predictors = layers_fut))
  ensemble_mean <- calc(pred_stack, fun = mean, na.rm = TRUE)
  writeRaster(ensemble_mean, filename = paste0("RESULTADOS_BRT/FUTURO/", sc,
"_ensemble_mean.tif"), overwrite = TRUE)
  pred_vec_fut <- c(raster::extract(ensemble_mean, pres_pts), raster::extract(ensemble_mean,
bg_df))
  met <- calc_metrics_from_obs_pred(obs_vec_actual, pred_vec_fut)
}
write.csv(results_df, file =
"RESULTADOS_BRT/METRICAS/metrics_present_and_future.csv", row.names = FALSE)
library(terra)
actual <- rast("F:/DATOS/RESULTADOS_BRT/ACTUAL_TIFF/STIPA
ICHU/Actual_Jarava_ichu_Ruiz_Pav_OFICIAL.tif")
escenarios <- data.frame(
  nombre = c("2040 SSP 1-2.6"),
  archivo = paste0("F:/DATOS/RESULTADOS_BRT/FUTURO/STIPA ICHU/", "2040 SSP 1-
2.6", "_ensemble_Jarava_ichu_Ruiz_Pav_mean.tif")

```

```

)
actual_bin <- actual >= umbral
writeRaster(actual_bin, paste0(outdir, "PRESENTE_Jarava_ichu_Ruiz_Pav_bin.tif"),
overwrite=TRUE)
stats_list <- list()
plots <- list()
pais <-
st_read("D:/LEONARDO/TESIS/SHAPE/SHAPE_FINAL/POLIGONO_FINAL_CORREGIDO
.shp", quiet=TRUE)
for (i in 1:nrow(escenarios)) {
  fut_bin <- rast(escenarios$archivo[i]) >= umbral
  cambio <- fut_bin - actual_bin
  res <- zonal(cellSize(cambio, unit="km"), cambio, fun="sum")
  stats_list[[i]] <- res
  df_plot <- as.data.frame(cambio, xy=TRUE)
  plots[[i]] <- ggplot() +
    geom_sf(data = pais, fill="gray92", color="gray40", linewidth=.3) +
    geom_raster(data=df_plot, aes(x=x, y=y, fill=as.factor(value)), alpha=0.9)
}
ggsave(paste0(outdir, "Cambios_6_escenarios_publicacion.png"), plot = wrap_plots(plots) +
plot_layout(ncol=2), width = 12, height = 15, dpi = 300)
df_stats <- do.call(rbind, stats_list)
write.csv(df_stats, paste0(outdir, "Estadisticas_Cambio_Superficie.csv"), row.names = FALSE)
calcular_centroide <- function(raster_path) {
  df <- as.data.frame(rast(raster_path), xy = TRUE, na.rm = TRUE)
  c(x = sum(df$x * df$val) / sum(df$val), y = sum(df$y * df$val) / sum(df$val))
}
centroid_actual <- calcular_centroide(actual)
for(i in 1:nrow(escenarios)) {
  coords <- calcular_centroide(escenarios$archivo[i])
}
for (ssp in unique(df_futuros$SSP)) {
  d1 <- as.numeric(st_distance(st_as_sf(data.frame(x=centroid_actual["x"],
y=centroid_actual["y"]), coords=c("x","y")),
st_as_sf(data.frame(x=x_2040, y=y_2040), coords=c("x","y")))) / 1000
  lista_segmentos[[ssp]] <- rbind(
    data.frame(x_start=centroid_actual["x"], y_start=centroid_actual["y"], x_end=x_2040,
y_end=y_2040, SSP=ssp, label_dist=paste0(round(d1, 1), " km"))
  )
}
df_segmentos <- do.call(rbind, lista_segmentos)
write.csv(df_segmentos, paste0(outdir, "Estadisticas_Desplazamiento_Secuencial.csv"),
row.names = FALSE)
ggplot() +
  geom_sf(data = pais, fill = "white", color = "gray40", linewidth=0.3) +

```

```

geom_segment(data = df_segmentos, aes(x = x_start, y = y_start, xend = x_end, yend = y_end,
color = SSP),
  arrow = arrow(length = unit(0.25, "cm"), type = "closed"), linewidth = 1.1) +
geom_point(data = df_futuros, aes(x = x, y = y, shape = as.factor(Anio), color = SSP), size = 4)
+
geom_point(aes(x = centroid_actual["x"], y = centroid_actual["y"]), color = "black", size = 6,
shape = 18) +
theme_bw()

```



Anexo 2

Base de datos de presencia

La base de datos completa de registros de ocurrencia se encuentra disponible en el repositorio Zenodo, DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.21955808>, y se presenta a continuación un extracto representativo.

Taxa	Longitude	Latitude
<i>Azorella compacta</i>	-65.21090	-22.20299
<i>Azorella compacta</i>	-67.57970	-21.53500
<i>Azorella compacta</i>	-69.17733	-18.25174
<i>Azorella compacta</i>	-68.00537	-21.92585
<i>Azorella compacta</i>	-65.69145	-26.78988
<i>Festuca orthophylla</i>	-69.13437	-18.86184
<i>Festuca orthophylla</i>	-69.09546	-18.87615
<i>Festuca orthophylla</i>	-69.10277	-18.87968
<i>Festuca orthophylla</i>	-69.13593	-18.84403
<i>Parastrephia lepidophylla</i>	-66.79494	-19.17147
<i>Parastrephia lepidophylla</i>	-66.79494	-19.17147
<i>Parastrephia lepidophylla</i>	-68.45149	-17.17135
<i>Parastrephia lepidophylla</i>	-68.70173	-17.23937
<i>Parastrephia lepidophylla</i>	-68.71239	-17.20128
<i>Parastrephia lucida</i>	-66.02269	-28.46466
<i>Parastrephia lucida</i>	-67.18006	-26.69520
<i>Parastrephia lucida</i>	-67.40796	-26.00087
<i>Parastrephia lucida</i>	-67.21592	-25.98699
<i>Parastrephia lucida</i>	-67.50396	-25.76653
<i>Parastrephia quadrangularis</i>	-67.31328	-25.85338
<i>Parastrephia quadrangularis</i>	-67.25376	-25.75059
<i>Parastrephia quadrangularis</i>	-65.72582	-22.74547
<i>Parastrephia quadrangularis</i>	-68.22529	-27.62404
<i>Parastrephia quadrangularis</i>	-67.92748	-22.91332
<i>Stipa ichu</i>	-73.83781	4.93846
<i>Stipa ichu</i>	-74.45220	-12.63335
<i>Stipa ichu</i>	-65.91561	-38.14466
<i>Stipa ichu</i>	-66.89497	-23.59154
<i>Stipa ichu</i>	-78.63984	-1.81322

Anexo 3

Criterios de selección de las variables climáticas utilizadas

Etapas	Criterio aplicado	Herramienta	Resultado
Obtención inicial	Variables bioclimáticas de CHELSA v1.2, IA, PET, elevación y pendiente	CHELSA, EROS	19 variables climáticas + 2 topográficas
Análisis de correlación	Identificación de pares de variables altamente correlacionadas	GGally, ggcorrplot (RStudio)	Matriz de correlación
Factor de Inflación de la Varianza (VIF)	Eliminación iterativa de variables con $VIF > 5$ hasta alcanzar $VIF < 5$ en todas las restantes	Paquete VIF en RStudio	9 variables finales (8 climáticas + 1 topográfica)