

## Cacería para autoconsumo durante la pandemia de COVID-19: el caso de las comunidades Matsigenkas del Parque Nacional del Manu

### Self-consumption hunting during the COVID-19 pandemic: The Matsigenkas communities case from Manu National Park

**Johny Farfan Flores\***<sup>1, 2</sup>

<https://orcid.org/0000-0002-5470-0657>  
johny.farfan@fzs.org

**Karol Zarate Cardenas**<sup>1</sup>

<https://orcid.org/0009-0008-9193-6408>  
karol.zarate@fzs.org

**Oscar Mujica Chacón**<sup>1</sup>

<https://orcid.org/0009-0006-0265-4149>  
oscar.mujica@fzs.org

**Juvenal Silva Beltrán**<sup>1</sup>

<https://orcid.org/0009-0003-5946-4918>  
juvenal.silva@fzs.org

**Armando Alfaro-Tapia**<sup>3</sup>

<https://orcid.org/0000-0001-9166-9874>  
aralfarotapia@gmail.com

**José Luis Jara Cayo**<sup>4</sup>

<https://orcid.org/0009-0002-5284-3360>  
jjara@sernanp.gob.pe

**José Luis Vicente Sacaro**<sup>5</sup>

<https://orcid.org/0000-0002-5470-0657>  
vicentesacarojosemanuel@gmail.com

**Paulina Coshante Cashiri**<sup>5</sup>

<https://orcid.org/0009-0005-7449-3877>  
paulinacoshante@gmail.com

**Raúl Yoveni Chinoa**<sup>6</sup>

<https://orcid.org/0009-0008-2279-6472>  
raulyovenichino1@gmail.com

**Ronal Kapeshi Mendoza**<sup>7</sup>

<https://orcid.org/0009-0005-5998-1899>  
ronalkapeshimendoza@gmail.com

**\*Corresponding author**

1. Frankfurt Zoological Society – Perú, Cusco, Perú.
2. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Cusco, Perú
3. Centro Regional de Investigación e Innovación para la Sostenibilidad de la Agricultura y los Territorios Rurales, Centro Ceres, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Quillota 2260000, Chile.
4. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP), Cusco, Perú.
5. Comunidad Nativa de Yomibato, Parque Nacional del Manu, Manu, Perú.
6. Comunidad Nativa de Tayakome, Parque Nacional del Manu, Manu, Perú.
7. Comunidad Nativa de Tsererishi, Parque Nacional del Manu, Manu, Perú.

**Citación**

Farfan Flores J, Zarate Cardenas K, Mujica Chacon O, Alfaro-Tapia A, Jara Cayo JL, Vicente Sacaro JL, Yoveni Chinoa R, Kapeshi Mendoza R, Coshante Cashiri P, Silva Beltran J. 2023. Efectos del confinamiento social durante la pandemia de COVID-19 en la cacería de autoconsumo de comunidades Matsigenkas del Parque Nacional del Manu, Perú. Revista peruana de biología 30(2): e24901 001- 012 (Junio 2023). doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v30i2.24901>

**Presentado:** 16/03/2023

**Aceptado:** 30/05/2023

**Publicado online:** 28/06/2023

**Editor:** Leonardo Romero

### Resumen

En este trabajo, se hipotetiza el periodo de aislamiento, la inmovilización y la migración inversa que sucedidos durante la pandemia del COVID-19 (años 2020 y 2021) incrementaron la capacidad de caza de las comunidades Matsigenkas asentadas en el Parque Nacional del Manu (PN Manu). Para esto, evaluamos los cambios en los patrones del volumen de extracción de la caza a través de un monitoreo participativo utilizando el modelo de monitoreo de la intensidad de cacería. Se evidenció que hubo un incremento de la capacidad de caza de las comunidades nativas. Los volúmenes más altos de extracción y el mayor incremento del número de cazadores, esfuerzo y área de cacería se dieron en el periodo 2020–2021, cuando las medidas de aislamiento e inmovilización fueron establecidas. Sin embargo, hubo una disminución de los indicadores para la temporada 2021–2022, año en que se flexibilizaron las medidas de aislamiento y se dio la reactivación económica, permitiendo que las personas retornaran a sus actividades económicas y educativas fuera del PN Manu. Se debe considerar que los efectos de solo un año de pandemia sobre los medios de subsistencia de las comunidades pudieron afectar la abundancia de la fauna silvestre, donde el mono maquisapa y mono choro (especies vulnerables) tuvieron altos incrementos de extracción. Por otro lado, nuestros resultados indicarían que el buen estado de conservación del PN Manu permitió la provisión de alimentos a las comunidades durante la pandemia. Se recomienda la planificación de programas que mitiguen los efectos negativos de pandemias o eventos semejantes, además se señala la importancia de medir el grado de resiliencia de las principales especies de caza, ya que el incremento de caza también podría tener efectos sobre la seguridad alimentaria de estas comunidades.

### Abstract

In this work, we hypothesize that the period of isolation, immobilization, and reverse migration that occurred during the COVID-19 pandemic (years 2020 and 2021) increased the hunting capacity of the Matsigenka communities settled in Manu National Park (PN Manu). To evaluate this, we assessed changes in hunting volume patterns through participatory monitoring using the hunting intensity monitoring model. It was evident that there was an increase in the hunting capacity of Matsigenka communities. The highest extraction volumes and the greatest increase in the number of hunters, hunting effort, and hunting area occurred in the 2020-2021 period, the year in which isolation and immobilization measures were established. However, there was a decrease in the indicators for the 2021-2022 period, the year in which isolation measures were relaxed and economic reactivation occurred, allowing people to return to their economic and educational activities outside PN Manu. It should be considered that the effects of only one year of the pandemic on the livelihoods of the communities could have affected the abundance of wildlife, with vulnerable species such as maquisapa monkeys and choro monkeys experiencing high extraction rates. On the other hand, our results indicate that the good conservation status of PN Manu provided food provisions for the communities during the pandemic. Planning programs to mitigate the negative effects of pandemics or similar events is recommended, and the importance of measuring the resilience of key hunting species is emphasized, as increased hunting could also have effects on the food security of these communities.

### Palabras clave:

Cacería de autoconsumo, Áreas Naturales Protegidas, fauna silvestre, comunidades nativas, COVID-19, aislamiento, inmovilización y migración inversa.

### Keywords:

Self-consumption hunting, Protected Natural Areas, wildlife, native communities, COVID-19, isolation, immobilization and reverse migration.

## Introducción

En los años 2020 y 2021 el mundo enfrentó numerosos desafíos causados por la pandemia del COVID-19. El primer caso registrado en el Perú ocurrió el 6 de marzo del 2020 (MINSA 2020), diez días después se estableció una cuarentena obligatoria que dejó a miles de trabajadores, principalmente del sector informal, sin otra opción que regresar a sus hogares ubicadas en zonas rurales, incluyendo la Amazonia peruana (Defensoría del Pueblo 2020a, Nanda 2020), ocasionando una enorme migración interna inversa de las ciudades al campo (FAO,

2021). Según el Banco Internacional de Desarrollo cerca de un cuarto de millón de personas retornaron a los lugares de origen rural en el Perú (Fort et al. 2021).

El Parque Nacional del Manu (PN Manu) implementó protocolos y planes que debían cumplirse para proteger la vida de pueblos indígenas en situación de aislamiento y contacto inicial (PIACI) y las comunidades en el interior del parque decidieron a su vez que no habría contacto con esos pueblos. Sin embargo, implementar estas

restricciones fue un desafío que afectó no solo el sistema de salud por contagios sino los recursos de subsistencia basada en el aprovechamiento de recursos silvestres en sus comunidades.

En la actualidad, la caza y la pesca juegan un papel crucial en los medios de vida de las comunidades rurales de la Amazonia (Nielsen et al. 2018, Ponta et al. 2019). Muchas Áreas Naturales Protegidas (ANP) del mundo están ocupadas o rodeadas por poblaciones humanas, con frecuencia grupos indígenas, con innegables derechos adquiridos sobre la tierra (Rubio 1997). Estos grupos por lo general basan su economía en el aprovechamiento de los recursos naturales que intentan ser protegidos en las ANP, lo cual conduce a un conflicto entre el derecho a uso y la necesidad de conservar (Robinson & Redford 1991). Este dilema tiene implicancias para los pueblos indígenas de la Amazonia, con poblaciones que se vienen incrementando rápidamente, y que han cosechado productos silvestres desde sus orígenes y controlan grandes áreas de bosque (de Araujo Lima Constantino 2016, Goulding et al. 2019). Aunque los pueblos indígenas pueden causar o contribuir a los problemas que enfrentan las especies en declive (a través del comercio o el consumo excesivo), su conocimiento, creencias pueden ayudar a comprender la biología de las especies y proteger las especies en peligro de extinción (Luiselli 2003, Ferronato & Cruzado 2013).

El PN Manu es una de las áreas naturales protegidas por el Estado peruano (SERNANP 2019) que protege toda la cuenca del río Manu y que abarca una variedad de hábitats, que se distribuyen desde los pastizales altoandinos hasta selvas tropicales de tierras bajas (Gallice et al. 2019). Una de las poblaciones indígenas asentadas dentro del PN Manu lo constituyen los Matsigenka que viven en grupos residenciales diseminados, con familias nucleares unidas por parentesco o matrimonio y que a menudo comparten las comidas (Ohl et al. 2007). Estas poblaciones se dedican a la caza, pesca, la búsqueda de alimentos y la agricultura de diversos cultivos menores (Ohl 2004). La caza y pesca realizadas por los Matsigenkas del interior del PN Manu han sido reportadas como actividades de autoconsumo (Ohl et al. 2007), y documentada recientemente en diversos proyectos implementados por la Frankfurt Zoological Society - FZS Perú. Estos estudios señalan que las especies más importantes para los Matsigenkas y con mayor presión de caza son cinco: el mono maquisapa (*Ateles chamek*), picuro (*Cuniculus paca*), paujil (*Mitu tuberosum*), mono choro (*Lagothrix lagothricha*) y sajino (*Pecari tajacu*). Con esta información, y en un escenario de un incremento de la presión de caza, podría significar impactos negativos para el PN Manu por el agotamiento de la fauna silvestre de caza, pero también un impacto en la seguridad alimentaria de la población Matsigenka con el riesgo de pasar hambre y sufrir desnutrición (Shepard Jr. et al. 2010, Raéz 2017, Macedo & Farfan 2017).

En la actualidad se vienen dando diferentes procesos socioambientales como el incremento de la población de las comunidades Matsigenkas a una tasa de crecimiento

anual de 4.5% (Ohl et al. 2007), observándose una migración temporal, escolar y definitiva de pobladores Matsigenkas (Herrera 2023). Además, existen consecuencias relacionadas a eventos climáticos extremos como sequías e inundaciones (Marengo & Espinoza 2015). La Organización Internacional del Trabajo y la Defensoría del Pueblo han destacado que las acciones de aislamiento e inmovilización social obligatoria en comunidades indígenas y la paralización de la economía como efecto de la pandemia de COVID-19 han generado situaciones como la “migración inversa” de personas que retornan a sus comunidades ante la falta de medios de subsistencia (OIT 2019, Defensoría del Pueblo 2020a, Defensoría del Pueblo 2020b), en este contexto, es posible que la gente recurra a la caza y recolección aumentando la presión sobre recursos naturales de vida silvestre. (Abizaid et al. 2020).

Por lo señalado anteriormente, el PN Manu proporciona el contexto necesario para evaluar los efectos del aislamiento, inmovilización y migración inversa generada por la pandemia COVID-19. Se hipotetiza que la capacidad de caza de las comunidades Matsigenkas asentadas en el PN Manu se incrementó con el aislamiento, inmovilización y migración inversa generados por la pandemia de COVID-19. Para responder nuestra hipótesis, evaluamos los cambios en los patrones del volumen de extracción de la caza a través de un monitoreo participativo.

## Material y métodos

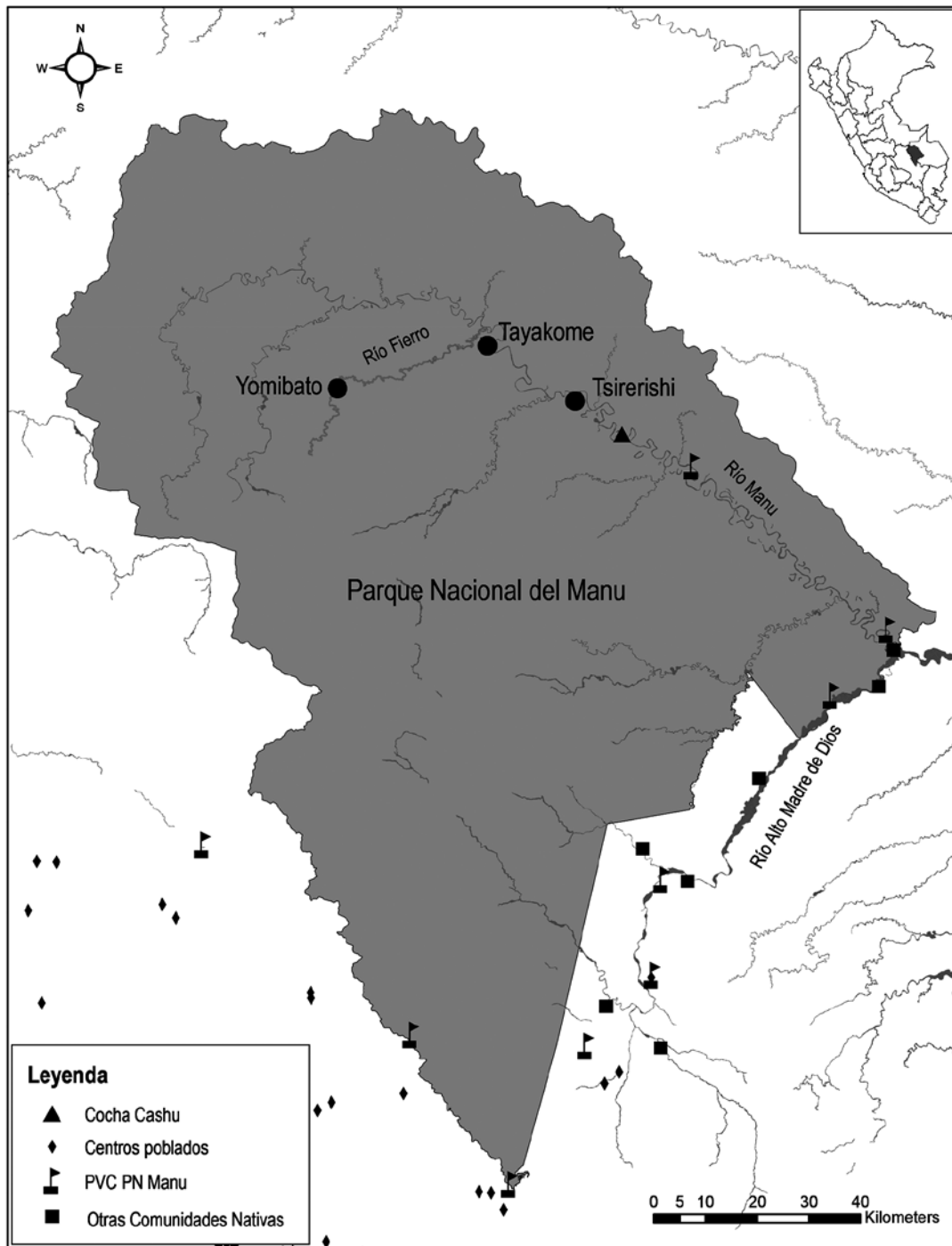
**Área de estudio.** El PN Manu se encuentra ubicada en el sur este de Perú, entre los departamentos de Madre de Dios y Cusco (SERNANP 2019). Presenta una temporalidad bimodal, con precipitaciones entre los meses de noviembre y abril y la temporada de secas entre mayo y octubre (Davenport et al. 2013). Tres comunidades ubicadas en el distrito de Fitzcarrald de la provincia del Manu, departamento de Madre de Dios fueron elegidas para el estudio: Yomibato (419 m) se encuentra asentada a la margen derecha del río Fierro, mientras que Tayakome (368 m) y Tsirerishi (Maizal) (367 m) se encuentran asentadas a la margen derecha del río Manu (Figura 1).

**Proceso participativo.** El monitoreo se realizó de manera participativa en tres comunidades Matsigenkas del PN Manu. Se registraron durante 24 meses las actividades de caza, divididos en dos periodos de monitoreo (2020 - 2021 y 2021 - 2022). En acuerdo comunal los cazadores de las tres comunidades aceptaron participar en el estudio. Cada comunidad designó a dos “monitores comunales paritarios”, quienes fueron capacitados en la metodología del estudio y cuya función principal fue recopilar las fichas de cacería reportadas por los cazadores de las comunidades. Cada monitor contó con un GPS map 60sx, una cámara digital (Nikon) y un celular (HUAWEI Y7) que les permitió estar en comunicación con los investigadores de manera regular, con un promedio de comunicación de 6 veces al mes, con el objetivo de reforzar el conocimiento metodológico en el llenado de fichas, uso de equipos, falta de

materiales, informar de observaciones, comentarios y avance del trabajo. Dada la expansión del coronavirus, las tres comunidades Matsigenkas tomaron la decisión de restringir el tránsito de los comuneros y de la gente foránea con el objetivo de evitar el riesgo de contagio. Debido a estas restricciones, los investigadores no ingresaron regularmente a las comunidades, por lo que se realizó un seguimiento remoto al monitoreo participativo. Previamente y de manera presencial se realizaron la capacitación previa y los talleres informativos a las tres comunidades, además se dio una capacitación en la metodología del estudio a los monitores comunales y cazadores, en idioma español y por medio de un interés

prete en Matsigenka, que incluyó el llenado adecuado de “fichas de registro pictórica de caza” (ver información complementaria, Apéndice 1) y en el uso adecuado de los equipos entregados. Finalmente, los monitores comunales elegidos por la comunidad accedieron a una retribución económica por su tiempo invertido en el monitoreo y las comunidades mediante un fondo comunal.

Todos los hogares de cada grupo residente se implementaron con fichas pictóricas de caza, balanzas tipo romana para pesar los animales cazados ( $12 \pm 0.025$  kg y  $50 \pm 0.025$  kg) y material de escritorio. En las fichas de caza los cazadores registraron la especie, el peso y



**Figura 1:** Mapa del área de investigación de las comunidades Matsigenkas del Parque Nacional del Manu.

el sexo de los animales cazados, así como las técnicas de caza y las armas utilizadas, tiempo invertido, fecha, la ubicación de la caza, y los nombres de los cazadores y sus acompañantes.

**Monitoreo de la intensidad de cacería.** La metodología del monitoreo está basada en los indicadores de cosecha para evaluar la sostenibilidad de cacería de fauna silvestre (Weinbaum, et al. 2008). El indicador y variables complementarias que se propusieron fueron sencillos y confiables para medir la intensidad de cacería:

- *Indicador principal:* patrones de cacería (volumen de extracción) en cada periodo de monitoreo (Ti); *Estimador:* Número de individuos extraídos por especie al año; *Meta de monitoreo:* Detectar cambios en las variaciones del volumen de extracción; *Alcances:* Permitted evaluar la intensidad de la cacería y su variabilidad espacial. El aumento de los volúmenes de extracción indica el aumento de la intensidad de cacería.
- *Variables complementarias:* se identificó tres covariables complementarias para explicar los cambios en los patrones de cacería:
- *Numero de cazadores:* variable que permite caracterizar la estructura de las comunidades que hacen uso de los recursos al poder detectar cambios temporales en el número de cazadores;
- *Esfuerzo de extracción:* dos variables que permitieron evaluar los cambios anuales en el esfuerzo realizado por los cazadores para la obtención de animales (distancia a los sitios de caza y tiempo invertido en la cacería).
- *Distribución espacial:* variable que permitió detectar zonas con mayor intensidad de cacería y cambios de la distribución espacial de la cacería, asociando el volumen de extracción a la zonificación del PN Manu.

Las especies objetivo a monitorear correspondieron principalmente a cinco cuya tasa de extracción fue muy alta, según el estudio realizado por la FZS entre mayo 2014 - abril 2016 (Sociedad Zoológica de Fráncfort 2019): el mono maquisapa, picuro, paujil, mono choro y sajino, pero también de otras especies.

**Cálculo de la variación del volumen de extracción.** Se calcularon el número de individuos cazados de las especies objetivo anual y bimensualmente. Con estos valores se calculó el porcentaje de cambio de volumen de extracción. Hubo valores positivos cuando ocurrió un incremento y negativos cuando hubo una disminución en el volumen de extracción del año que se evaluó con respecto al año anterior.

**Cálculo de la variación de variables complementarias.** Para cada variable complementaria se calculó el porcentaje de cambio, donde valores positivos indicaron un incremento y negativos una disminución de la variable complementaria del periodo de monitoreo con res-

pecto al periodo de monitoreo anterior. Tres variables complementarias fueron registradas en el estudio:

*Variación del número de cazadores:* el cálculo en el porcentaje de cambio del número de cazadores se estimó con el número de cazadores, el aumento en el número de cazadores indico aumento en la presión de caza.

*Variación del esfuerzo de extracción:* se estimó la distancia como la distancia recorrida desde el centro de las comunidades hasta el sitio donde se realizó la cacería, y el tiempo promedio anual invertido en la cacería por el cazador se estimó desde la hora de salida de la casa hasta la hora de retorno. Asumiendo que el aumento del tiempo y distancia indicaron un mayor esfuerzo en la cacería.

*Variación espacial del patrón de caza:* con los registros de cacería se elaboraron “mapas de intensidad de cacería” que permitieron visualizar los sitios con mayor registros de cacería, denominados zonas de “alta intensidad de caza”, “media intensidad de caza” y “baja intensidad de caza”. También, se estimó la distribución espacial del volumen de extracción de la cacería asociado a la zonificación del PN Manu. Zona de Protección Estricta ZPE, espacio donde no se permite el uso ni el manejo de recursos naturales, hídricos e hidrobiológicos; Zona Silvestre ZS, el espacio donde no se permiten actividades de uso y extracción de recursos de flora y fauna silvestre, excepto las que se realicen con fines de investigación y uso ancestral, y la Zona de Uso Especial (ZUE), donde se permiten actividades agropecuarias con técnicas tradicionales con fines de subsistencia y la caza, pesca y recolección de forma ancestral. Se asume que el aumento del volumen de extracción en estos espacios indica un cambio del patrón espacial de la cacería. Hubo valores positivos cuando ocurrió un incremento y negativos cuando hubo una disminución del volumen de extracción asociado a la zonificación del año que se evaluó con respecto al año anterior.

**Análisis de datos.** Se realizó un análisis descriptivo para observar el incremento de la variación del volumen de extracción, así como el cambio en las variables complementarias, comparando las frecuencias de la línea base de mayo 2014 a abril 2016 (Sociedad Zoológica de Fráncfort, 2019) con nuestro estudio ejecutado entre marzo 2020 y febrero 2022. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el paquete estadístico R v3.6.

Utilizando el método de “densidad de puntos” se elaboraron “mapas de densidad” para poder determinar zonas con mayor abundancia de registros de caza de fauna silvestre y observar cambios en la distribución de las áreas de cacería en las comunidades y en relación con la zonificación del PN Manu, comparando las densidades de la línea base bianual 2014 - 2016 con el estudio actual. Todos los cálculos fueron realizados en el software de Sistemas de Información Geográfica ArcGis versión 10.8 (ESRI Inc. 2014). Tres categorías (colores) fueron elegidas para representar las zonas con mayor abundancia de registros de cacería. De esta manera el color rojo simboliza las zonas de “alta intensidad de caza” donde se

reportaron entre 9 y 19 registros, el color amarillo simboliza “media intensidad de caza” con reportes entre 3 y 8 registros y el color verde simboliza la “baja intensidad de caza” zonas que tenían 1 o 2 registros.

## Resultados

**Extracción total.** Durante dos años consecutivos, 123 cazadores para el periodo de monitoreo de cacería marzo 2020 a febrero 2021 (2020 – 2021) cazaron 1869 animales que representaron 9599.2 kg de biomasa extraída y para el periodo de monitoreo de cacería marzo 2021 a febrero 2022 (2021 – 2022), 98 cazadores cazaron 1245 animales que representaron 8393.7 kg. Los animales cazados corresponden a 21 especies de mamíferos, 23 de aves y 3 de reptiles (Tabla 1), donde

el perfil de extracción de especies presas no fue significativamente diferente con el estudio de Ohl et al. (2007). Del total de animales cazados, ocho especies representaron el 52.3%, ellas fueron: mono maquisapa (*Ateles chamek*), mono choro (*Lagothrix lagotricha*), sajino (*Pecari tajacu*), picuro (*Cuniculus paca*), paujil (*Mitu tuberosum*), pucacunga (*Penelope jacquacu*), pava blanca (*Pipile cumanensis*) y la motelo (*Chelonoidis denticulata*), que en conjunto aportaron 10992.8 kg que representó el 60% de biomasa total extraída. Sin embargo, el tapir (*Tapirus terrestris*) aportó una biomasa de 3240 kg con tan solo 22 individuos, que representó el 18% de la biomasa total extraída (Tabla 1). Además, hubo preferencia de caza por el mono choro y maquisapa (Tabla 1), coincidiendo con los estudios de da Silva et al. (2005) y Ohl et al. (2007) en el PN Manu.

**Tabla 1.** Biomasa y número de especies cazadas en las tres comunidades Matsigenkas del PN Manu periodo de monitoreo de cacería: marzo 2020 a febrero 2022.

Nombre científico	Nombre común	Media corporal kg	Total N° ind. cazados	Total N° ind. cazados (%)	Ind. cazados por comunidad						Total biomasa (kg)	Total % Biomasa
					YOM	TAY	TSI	YOM	TAY	TSI		
MAMIFEROS					20	21	20	21	20	21		
<i>Ateles chamek</i>	Maquisapa	7.33	422	13.6	82	79	126	66	36	33	3092.9	17.2
<i>Lagothrix lagotricha</i>	Mono choro	5.97	204	6.6	60	62	46	31	3	2	1217.5	6.8
<i>Alouatta seniculus</i>	Coto mono	5.64	62	2.0	26	22	5	3	3	3	349.5	1.9
<i>Sapajus macrocephalus</i>	Machin negro	2.90	52	1.7	21	12	8	6	3	2	150.9	0.8
<i>Cebus cuscinus</i>	Machin blanco	2.54	5	0.2		2	3				12.7	0.1
<i>Saimiri boliviensis boliviensis</i>	Mono ardilla	1.13	38	1.2	15	5	11	6	1		43	0.2
<i>Leontocebus weddelli</i>	Pichico común	0.55	37	1.2	19	14	2	2			20.5	0.1
<i>Saguinus imperator</i>	Pichico emperador	0.50	3	0.1	3						1.5	0.0
<i>Callicebus toppini</i>	Tocon	1.01	76	2.4	30	29	8	5	3	1	76.9	0.4
<i>Pithecia irrorata</i>	Mono huapo	1.68	8	0.3	4	3	1				13.4	0.1
<i>Aoutus nigriceps</i>	Musmuqui	0.99	15	0.5	10	2	3				14.8	0.1
<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir	147.27	22	0.7	4	3	5	5	1	4	3240	18.0
<i>Mazama americana</i>	Venado rojo	25.24	23	0.7	13	9	1				580.5	3.2
<i>Pecari tajacu</i>	Sajino	21.61	158	5.1	24	21	37	31	24	21	3413.6	19.0
<i>Tayassu pecari</i>	Huangana	35.79	21	0.7			4	11	1	5	751.5	4.2
<i>Priodontes maximus</i>	Armadillo gigante	18.50	3	0.1	1	1		1			55.5	0.3
<i>Cuniculus paca</i>	Picuro	7.01	244	7.8	104	96	19	13	9	3	1710.9	9.5
<i>Dasyprocta variegata</i> y <i>Myoprocta pratti</i>	Añujes	2.30	307	9.9	164	61	54	16	10	2	707.3	3.9
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Ronsoco	39.33	3	0.1			2	1			118	0.7
<i>Nasua nasua</i>	Coatí	4.01	15	0.5	8	3	2	2			60.2	0.3
Total mamíferos			1718		588	424	337	199	94	76	15631.1	86.9
AVES												
<i>Mitu tuberosum</i>	Paujil	3.1	207	6.6	43	31	57	27	36	13	648.3	3.6
<i>Ortalis guttata</i>	Chachalaca	0.7	34	1.1	6	12	10	6			25	0.1
<i>Penelope jacquacu</i>	Pucacunga	1.5	131	4.2	24	38	28	25	4	12	196.5	1.1
<i>Pipile cumanensis</i>	Pava blanca	1.2	135	4.3	19	36	34	29	9	8	166.8	0.9
<i>Tinamus</i> sp. <sup>1</sup>	Perdices	1.3	546	17.5	161	110	131	83	48	13	704.8	3.9
Otras aves <sup>2</sup>	Otras aves	0.6	203	6.5	78	32	61	18	12	2	121.4	0.7
Total Aves			1256		331	259	321	188	109	48	1862.8	10.4
REPTILES												
<i>Chelonoidis denticulata</i>	Motelo	3.8	128	4.1	21	12	36	22	21	16	485.3	2.7
Otras tortugas <sup>3</sup>	Otras tortugas	1.1	12	0.4	3	1	8				13.7	0.1
Total Reptiles			140		24	13	44	22	21	16	499	3
<b>TOTAL</b>			3114	100	943	696	702	409	224	140	17992.9	100.0

1. *Tinamus guttatus*, *Tinamus major*, *Tinamus tao*.

2. *Neochen jubata*, *Cairina moschata*, *Psophia leucoptera*, *Ara macao*, *Geotrygon montana*, *Ramphastos* spp., *Nyctibius grandis*, *Aramides cajanea*, *Psarocolius* sp., *Crypturellus cinereus*, *Crypturellus undulates*, *Crypturellus soui*, *Crypturellus atropillus*, *Crypturellus variegatus*, *Odontophorus stellatus*, *Odontophorus gujanensis*.

3. *Platemys platycephala*, *Phrynops* cf. *raniceps*.

YOM=Yomibato, TSA=Tsarigueminiki, TAY=Tayakome y TSI=Tsirerishi

Otros mamíferos de gran tamaño como el sajino (*Pecari tajacu*) y el venado (*Mazama americana*) representaron el 5.1% y 0.7% de las capturas, mientras la huangana (*Tayassu pecari*) representó el 0.7% de las capturas, especie que el 2004 y 2005 fue extraída significativamente de acuerdo con lo reportado por Ohl et al. (2007) y el 2011 retorno a las zonas de caza de las comunidades de Tayakome y Tsirerishi y el 2014 y 2015 no se registró su cacería (Sociedad Zoológica de Fráncfort, 2019).

### Comparación del indicador principal

**Volúmenes de extracción.** En la Tabla 2, se muestra el incremento de la caza de las cinco especies más importantes para las comunidades Matsigenkas durante el periodo de monitoreo 2020 - 2021, donde los volúmenes anuales de extracción del mono maquisapa, picuro, paujil, mono choro y sajino aumentaron entre 94.6% a 553.8% con respecto al periodo de monitoreo 2015 - 2016 (Tabla 2), el mono maquisapa y mono choro que son especies categorizadas en peligro y vulnerable (Alves et al. 2021, Stevenson et al. 2021, SERFOR 2018) tuvieron la mayor intensidad de caza, registrando en conjunto el mayor incremento del volumen anual de extracción de 130 a 353 animales. Sin embargo, para el pe-

riodo de monitoreo 2021 - 2022 hubo una disminución de la intensidad de la cacería de estas especies, debido a que los volúmenes anuales de extracción disminuyeron entre 12.8% y 47.8% con respecto al periodo 2020 - 2021. De acuerdo con la información histórica (Tabla 2) hubo un incremento de la intensidad de caza de las especies antes mencionadas, además el tapir y la pucacunga tuvieron una clara tendencia de incremento de su volumen de extracción.

### Comparación de indicadores complementarios

**Numero de cazadores.** El total de número de cazadores incrementó en un 73.2% para el periodo de monitoreo 2020 - 2021 con respecto al periodo 2015 - 2016 (Tabla 3). Este resultado estuvo relacionado con las medidas de inmovilización comunal y restricciones de tránsito de los comuneros y de gente de fuera, que se dio con el objetivo de evitar el riesgo de contagio de COVID-19 en las comunidades de Yomibato, Tsirerishi y Tayakome. En las comunidades monitoreadas, en promedio el 39% de comuneros en edad productiva o escolar dejan por un periodo de tiempo sus comunidades (Herrera 2023), pero las restricciones imposibilitaron estas salidas.

**Tabla 2.** Contraste de la intensidad de cacería entre periodos de monitoreo de cacería en el PN Manu (Yomibato, Tayakome y Tsirerishi).

Especies	Volumen de extracción (N° ind.)				Porcentaje de cambio (%)		
	May 2014 - Abr 2015	May 2015 - Abr 2016	Mar 2020 - Feb 2021	Mar 2021 - Feb 2022	2015-2016	2020-2021	2021-2022
<i>Ateles chamek</i> (maquisapa)	108	74	244	178	-31.5	<b>229.7</b>	-27.0
<i>Mitu tuberosum</i> (paujil)	55	66	136	71	<b>20.0</b>	<b>106.1</b>	-47.8
<i>Cuniculus paca</i> (picuro)	70	25	132	112	-64.3	<b>428.0</b>	-15.2
<i>Lagothrix lagotricha</i> (mono choro)	78	56	109	95	-28.2	<b>94.6</b>	-12.8
<i>Pecari tajacu</i> (sajino)	13	13	85	73	0.0	<b>553.8</b>	-14.1
<i>Penelope jacquacu</i> (pucacunga)	34	42	56	75	<b>23.5</b>	<b>33.3</b>	<b>33.9</b>
<i>Alouatta seniculus</i> (coto mono)	28	18	34	28	-35.7	<b>88.9</b>	-17.6
<i>Mazama americana</i> (venado)	7	5	14	9	-28.6	<b>160.0</b>	-30.8
<i>Tapirus terrestris</i> (tapir)	2	3	10	12	<b>50.0</b>	<b>233.3</b>	<b>20.0</b>
<i>Tayassu pecari</i> (huangana)	0	0	5	16			<b>220.0</b>
Total	395	302	825	669	-23.5	<b>173.2</b>	-18.9

**Tabla 3.** Contraste del promedio de las variables complementarias de caza para las comunidades de Yomibato, Tayakome y Tsirerishi.

	Indicadores complementarios para el PN Manu				Porcentaje de cambio (%)		
	May 2014 - Abr 2015 (DE)	May 2015 - Abr 2016 (DE)	Mar 2020 - Feb 2021 (DE)	Mar 2021 - Feb 2022 (DE)	2015-2016	2020-2021	2021-2022
Numero de cazadores	85	71	123	98	-16.5	73.2	-20.3
Distancia promedio de caza (m)	3048.5 (2287.6)	3309.3 (2203.3)	3607.0 (2509.7)	3600 (2340.5)	<b>8.6</b>	<b>9.0</b>	-0.2
Tiempo promedio de caza (h)	5.1 (3.4)	4.8 (3.3)	4.8 (3.3)	4.8 (4.1)	-5.9	0	0
Alta intensidad de caza (km <sup>2</sup> )		56.6		95.8			69.3
Media intensidad de caza (km <sup>2</sup> )		82.4		155.2			88.3
Baja intensidad de caza (km <sup>2</sup> )		154.2		203.8			32.2

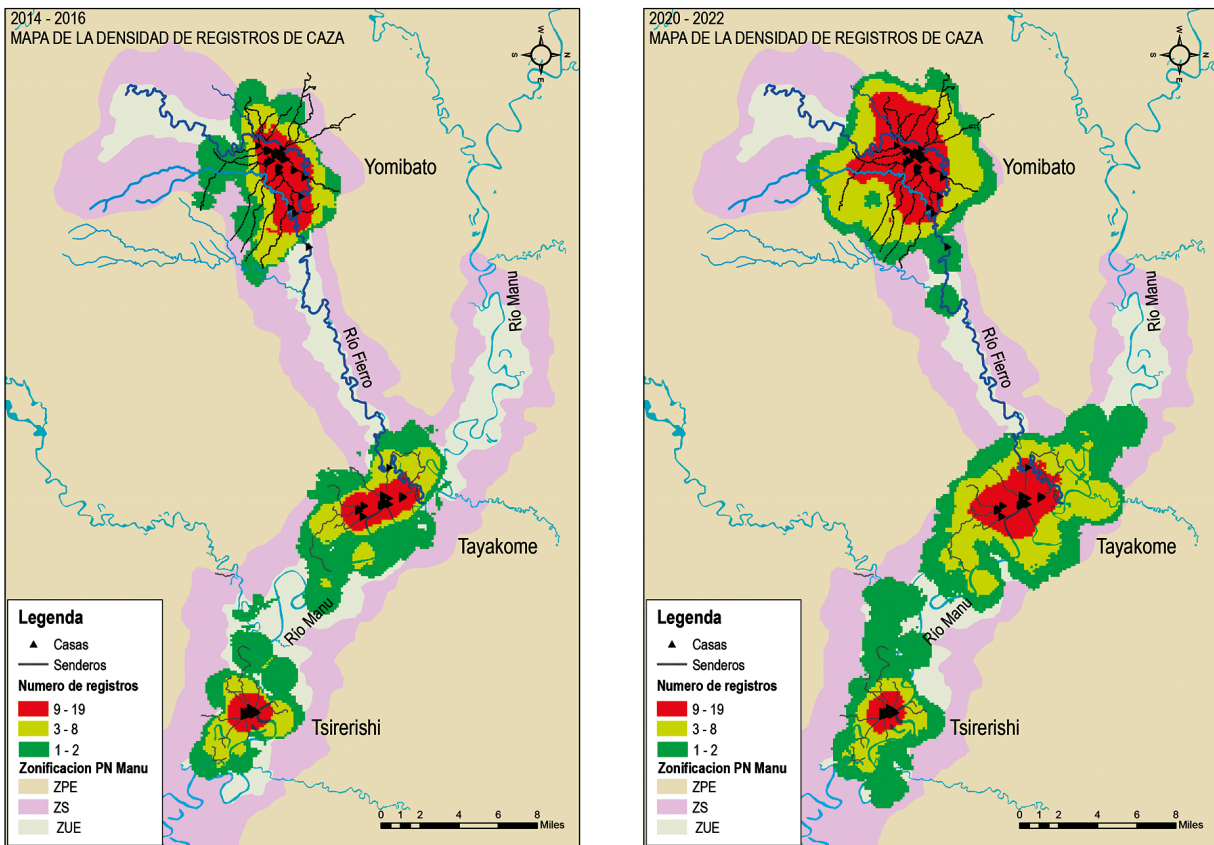
Sin embargo, para el periodo de monitoreo 2021 – 2022, hubo una disminución del número de cazadores en 20.3% con respecto al periodo 2020 – 2021 (Tabla 3). Este resultado tiene relación con las acciones sanitarias del Estado para el control de la pandemia COVID-19, donde la vacunación y el inicio de la reactivación económica en las localidades colindantes al PN Manu permitieron que muchos comuneros retornaran a sus actividades económicas y educativas fuera el PN Manu. Este hecho fue reflejado en la disminución del número de cazadores y el volumen anual de extracción. La información histórica (Tabla 2) indicó que hubo un incremento del número de cazadores, la mayoría procedentes de las comunidades con mayor población que eran Yomibato y Tayakome.

**Esfuerzo de extracción.** La Tabla 3 muestra que en el periodo de monitoreo 2020 – 2021 hubo un incremento del 9% de la distancia promedio de caza y se mantuvo en 4.8 h el tiempo promedio de caza con respecto al periodo 2015 – 2016, y para el periodo de monitoreo 2021 – 2022 hubo una disminución del 0.2% de la distancia promedio de caza y no varió el tiempo promedio de caza con respecto al periodo de monitoreo 2020 – 2021, donde el alcance máximo de los cazadores caminando fue de 10 km y en bote 12.5 km. Ohl et al. (2007) indica que los cazadores Matsigenkas no pueden aumentar el alcance máximo de caminata más allá de un radio de 10 km.

Nuestros resultados pueden ser interpretados como que las principales presas se cazaban más lejos del centro de las comunidades en comparación con el periodo de monitoreo 2014 – 2016. De acuerdo con la información histórica (Tabla 3) hubo un incremento de la distancia promedio de caza, aunque el tiempo promedio de caza no ha variado significativamente; sin embargo, se necesita de otras evaluaciones para confirmar este resultado.

**Distribución espacial.** Se puede apreciar claramente que para el periodo de monitoreo 2020 – 2022 las zonas de alta y media intensidad de caza se incrementaron en un 69.3% y 88.3% respectivamente con respecto al periodo 2014 – 2016 (Tabla 3). Las zonas de alta y media intensidad de caza se ubicaron alrededor de las comunidades y se ampliaron del centro a la periferia de las comunidades y las zonas de baja intensidad se ubican solo en la periferia (Fig. 2).

La información histórica mostró que la mayor caza continuaba concentrada en la ZUE y ZS, sin embargo, hay una tendencia en el incremento de la intensidad de cacería en la ZS, mientras la menor caza se concentró en la ZPE (Tabla 4), esto podría estar relacionado a que las ZPE se encuentran bastante alejadas de las comunidades donde hay presencia de pueblos indígenas en aislamiento y posiblemente los cazadores Matsigenkas evitaron encontrarse con estas.



**Figura 2.** Contraste del patrón espacial volumen de caza entre periodos de monitoreo 2020 – 2022 y 2014- 2016 (Yomibato, Tayakome y Tsirerishi), asociado a la zonificación del parque. Zonas de alta intensidad de caza (color rojo), media intensidad de caza (verde claro) y baja intensidad de caza (verde oscuro)



**Tabla 4.** Contraste de la distribución espacial de las áreas de cacería entre periodos de monitoreo asociado a la zonificación del PN Manu.

Zonificación del PNM	Registros de cacería				Porcentaje de cambio (%)		
	May 2014 - Abr 2015	May 2015 - Abr 2016	Mar 2020 - Feb 2021	Mar 2021 - Feb 2022	2015-2016	2020-2021	2021-2022
Caza ZPE	13 (1.3%)	16 (2.5%)	43 (3.6%)	33 (2.6%)	23.1	<b>168.8</b>	-23.3
Caza ZS	149 (15.2%)	119 (18.5%)	307 (25.8%)	422 (33.1%)	-20.1	158.0	<b>37.5</b>
Caza ZUE	819 (83.5%)	508 (79%)	842 (70.6%)	819 (64.3%)	-38.0	65.7	-2.7

ZPE= Zona de Protección Estricta, ZS= Zona Silvestre, ZUE= Zona de Uso Especial

## Discusión

Los indicadores de monitoreo evidenciaron que el periodo de aislamiento, inmovilización y migración inversa incrementaron las actividades de caza de las comunidades Matsigenkas asentadas en el interior del PN Manu. El indicador principal y los complementarios mostraron que los volúmenes más altos de extracción y el mayor incremento del número de cazadores, esfuerzo y área de cacería corresponden al periodo de monitoreo 2020 - 2021, año en que las medidas de aislamiento e inmovilización fueron establecidas en las comunidades del PN Manu. Sin embargo, hubo una disminución del indicador principal y complementarios para el periodo de monitoreo 2021 - 2022, año en que se flexibilizaron las medidas de aislamiento y se dio la reactivación económica en las localidades colindantes del PN Manu, esto permitió que las personas retornaran a sus actividades económicas y educativas fuera del PN Manu. En comparación con el estudio de Ohl et al. (2007) no se registraron extinciones locales de las especies de caza, a pesar de décadas de cacería, con la excepción de la huangana que su desaparición temporal de las zonas de cacería correspondería a un comportamiento migratorio en busca de alimentos (Fragoso 1997). Además, las cinco especies con mayor preferencia de caza no se extinguieron localmente, sus tasas de extracción no indicaron esto en comparaciones temporales y espaciales. A pesar del incremento poblacional ocurrido por las migraciones en el periodo de estudio, estos resultados pueden explicarse por el estilo de vida y caza tradicional que mantienen las comunidades indígenas (asentamientos dispersos, caza con arco y flecha) (Ohl et al. 2007, Levi et al. 2009, Sociedad Zoológica de Fráncfort 2019).

Los cazadores ampliaron su zona de caza para incursiones de un día; sin embargo, las zonas de alta intensidad de caza se mantuvieron todavía a la misma distancia del centro de las comunidades, sugiriendo que el costo de viaje es alto. Ohl et al. (2007) encontraron resultados similares, indicando que los cazadores no pueden aumentar su alcance máximo de caminata más allá de un radio de 10 km respecto del centro de las comunidades. Es decir, el área de impacto de la cacería no ha mostrado cambios significativos; aun cuando, se observó que las tres zonas de caza están más alejadas del centro de las comunidades y las cinco especies con mayor preferencia fueron cazadas más frecuentemente en las zonas de media y baja intensidad de caza, es decir en zonas más distantes, a diferencia de lo encontrado por Ohl et al. (2007) en el 2004, cuando el mayor porcentaje de caza

de grandes primates ocurría dentro de la zona central de la comunidad.

Las limitaciones del monitoreo que afectaron el auto-registro de la cacería y que pudieron influir en subestimaciones del indicador principal y complementarios, se debieron principalmente a la disposición de tiempo de los monitores comunales y la coordinación logística; por ejemplo: fichas de cacería ilegibles, porque se deterioraron; fichas llenadas inadecuadamente por los cazadores y que no pudieron ser corregidas a tiempo debido a que los monitores comunales salieron de caza o pesca por varios días. Fichas con estas características no fueron tomadas en cuenta. Asimismo, algunas semanas los monitores no contaron con fichas de cacería debido a que se agotaron y no se les pudo enviar a tiempo debido a las restricciones por pandemia.

Los efectos de solo un año de pandemia COVID-19 sobre los medios de subsistencia de las comunidades afectaron la abundancia de la fauna silvestre, donde el mono maquisapa y mono choro, especies vulnerables, tuvieron incrementos de extracción muy altos. Sin embargo, el buen estado de conservación del PN Manu permitió la provisión de alimentos a las comunidades durante la pandemia. Basados en nuestras observaciones, podemos recomendar la necesaria planificación de programas que mitiguen los efectos negativos de pandemias o eventos semejantes que afecten las actividades económicas de las comunidades, principalmente si se prolongan por más de un año. También es clave medir el grado de resiliencia de las principales especies de caza, porque además de los impactos sobre la biodiversidad en el PN Manu, el incremento de caza podría tener efectos sobre la seguridad alimentaria de estas comunidades.

## Literatura citada

- Abizaid C, Panduro LÁC, Egusquiza SG. 2020. Pobreza y medios de subsistencia en la Amazonía peruana en tiempos de la Covid-19. *Journal of Latin American Geography*. 19(3):202-214. <https://muse.jhu.edu/article/760940>
- Alves SL, Ravetta AL, Paim FP, Mittermeier RA, Rabelo RM, Wallace RB, Messias MR, Calouro AM, Rylands AB, de Melo FR, Boubli JP. 2021. *Ateles chamek* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T41547A191685783. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T41547A191685783.en>

- Belknap DF, Sandweiss DH. 2014. Effect of the Spanish Conquest on coastal change in Northwestern Peru. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 111(22):7986–7989. <https://doi.org/10.1073/pnas.1404568111>
- Davenport LC, Nole Bazan I, Carlo Erazo N, Herrera Hurtado M. 2013. Hacia el este con el anochecer: La migración longitudinal del Ganso de Orinoco entre el Parque Nacional del Manú y los llanos de Moxos, Bolivia. In: J Groenendijk, A Tovar, W Wust (Eds.) *Reporte Manu 2013: Pasión por la investigación en la Amazonía Peruana*. Lima, Perú: San Diego Zoo Global Perú y SER-NANP. pp. 196-210.
- da Silva MNF, Shepard GH, Yu DW. 2005. Conservation Implications of Primate Hunting Practices Among the Matsigenka of Manu National Park. *nepr*. 13(2):31–36. <https://doi.org/10.1896/1413-4705.13.2.31>
- de Araujo Lima Constantino P. 2016. Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian indigenous lands. *Ecology and Society* 21(2). <https://www.jstor.org/stable/26270361>
- Defensoría del Pueblo 2020a. Migración interna y varados durante la pandemia - Acciones desarrolladas por la Defensoría del Pueblo. Serie Informes Especiales N° 23-2020-DP, Lima: Defensoría del Pueblo.
- Defensoría del Pueblo 2020b. Evaluación de las medidas para la atención de la salud de los pueblos indígenas del Perú frente al COVID-19. Serie Informes de Adjuntía N°002-2020-DP/AMASPP/PP. Lima: Defensoría del Pueblo.
- FAO. 2021. La migración inversa a las zonas rurales de origen en el contexto de la pandemia de la enfermedad por coronavirus (COVID-19) [Internet]. Rome, Italy: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4712es>
- Fort R, Espinoza M, Espinoza Á (Eds). 2021. COVID-19 y las migraciones de la ciudad al campo en el Perú: Identificación de amenazas y oportunidades para el uso sostenible del capital natural [Internet]. Nota técnica del BID ; 2234. Banco Interamericano de Desarrollo <https://doi.org/10.18235/0003822>
- Fragoso JM. 1997. Desapariciones locales del bachiro labiado (*Tayassu pecari*) en la Amazonia: migraciones, sobre-cosecha, o epidemia. En: TG Fang, RE Bodmer, R Aquino, MH Valqui (Eds). *Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia*. La Paz, Bolivia: OFAVIM, pp. 309-312.
- Gallice GR, Larrea-Gallegos G, Vázquez-Rowe I. 2019. The threat of road expansion in the Peruvian Amazon. *Oryx*. 53(2):284–292. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000412>
- Goulding M, Venticinque E, Ribeiro ML de B, Barthem RB, Leite RG, Forsberg B, Petry P, Lopes da Silva-Júnior U, Ferraz PS, Cañas C. 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish and Fisheries*. 20(1):138–158. <https://doi.org/10.1111/faf.12328>
- Herrera E. 2014. Diagnóstico sobre el uso de la tierra y prácticas agrícolas en dos comunidades Matsigenkas del Parque Nacional del Manu. Cusco, Perú: Sociedad Zoológica de Francfort.
- Levi T, Shepard Jr GH, Ohl-Schacherer J, Peres CA, Yu DW. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology*. 46(4):804–814. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01661.x>
- Macedo F, Farfan J. 2017. Las poblaciones del Manu y su diversidad cultural. En: A. & FZS, ed. *Parque Nacional del Manu Patrimonio Natural de la Humanidad*. Lima: Apus, pp. 173 - 191.
- Marengo JA, Espinoza JC. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *International Journal of Climatology*. 36(3):1033–1050. <https://doi.org/10.1002/joc.4420>
- MINSA. 2020. Reporte Nacional: brotes, epizootias y otros reportes de salud. REPORTE N° 030-2020. Lima, Perú: Centro Nacional de Epidemiología, prevención y Control de enfermedades. [https://www.dge.gob.pe/portal/docs/rumores/2020/Reporte\\_030-2020.pdf](https://www.dge.gob.pe/portal/docs/rumores/2020/Reporte_030-2020.pdf)
- Nanda S. 2020. Inequalities and COVID-19, 1. Chapter 10. In: Ryan JM, editor. *COVID-19 Volume I: Global Pandemic, Societal Responses, Ideological Solutions*. 1st ed. [place unknown]: Routledge. págs. 109-123
- Nielsen MR, Meilby H, Smith-Hall C, Pouliot M, Treue T. 2018. The Importance of Wild Meat in the Global South. *Ecological Economics*. 146:696–705. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.018>
- Ohl J. 2004. Die Ökonomie der Matsigenka im Nationalpark Manu, Peru Tourismus als Chance für eine nachhaltige Entwicklung? Doctoral Thesis. Greifswald:Ernst-Moritz-Arndt-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät. <https://epub.ub.uni-greifswald.de/frontdoor/index/index/docId/142>
- Ohl-Schacherer J, Shepard Jr GH, Kaplan H, Peres CA, Levi T, Yu DW. 2007. The Sustainability of Subsistence Hunting by Matsigenka Native Communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology*. 21(5):1174–1185. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00759.x>
- OIT 2019. Aplicación del Convenio sobre pueblos indígenas y tribales núm. 169 de la OIT: Hacia un futuro inclusivo, sostenible y justo [Informe]. Suiza: Organización Internacional del Trabajo. [https://www.ilo.org/global/publications/books/WCMS\\_735627/lang-es/index.htm](https://www.ilo.org/global/publications/books/WCMS_735627/lang-es/index.htm)
- Ponta N, Cornioley T, Dray A, van Vliet N, Waeber PO, Garcia CA. 2019. Hunting in Times of Change: Uncovering Indigenous Strategies in the Colombian Amazon Using a Role-Playing Game. *Frontiers in Ecology and Evolution* [Internet]. [accessed 2023 Jun 12] 7. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2019.00034>
- Raéz EF 2017. Perú: el Problema Agrario en Debate. SEPIA XVII, Mesa temática: Derechos Ancestrales y Conservación de la Naturaleza en Debate: El Caso de los Pueblos Indígenas del Parque Nacional del Manu. Lima: SEPIA.
- Robinson JG, Redford KH. 1991. Sustainable harvest of Neotropical. En: *Neotropical wildlife use and conservation*. Chapter: 27. In: JG Robinson, KH Redford (Eds). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press, p. 415 – 429.
- Robinson, J. G. & Redford, K. H., 1991. The Use And Conservation of Wildlife. In: JG Robinson, KH Redford (Eds). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press, pp. 3 - 5.
- Rubio H. 1997. Estrategias para el manejo de especies de caza en el area de influencia del Parque Nacional Natural Utria. En T. G. Fang, R. E. Bodmer, R. Aquino, & M. H. Valqui (Edits.), *Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia* (págs. 135 - 143). Bolivia: Instituto de Ecología.

- SERFOR 2018. Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú. Primera edición ed. Lima, Perú: SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre).
- SERNANP 2019. Plan maestro del Parque Nacional del Manu 2019 - 2023. Lima: SERNANP.
- Shepard GH, Rummenhoeller K, Ohl-Schacherer J, Yu DW. 2010. Trouble in Paradise: Indigenous Populations, Anthropological Policies, and Biodiversity Conservation in Manu National Park, Peru. *Journal of Sustainable Forestry*. 29(2-4):252-301. <https://doi.org/10.1080/10549810903548153>
- Shepard GHJ. 2002. Primates in Matsigenka subsistence and worldview. In: A Fuentes, L Wolfe, (Eds). *Primates Face to Face*. Cambridge: U.K.: Cambridge University Press, pp. 101 - 136.
- Sociedad Zoológica de Fráncfort, 2019. ProBosque Manu Protección de bosques y manejo sostenible de los recursos naturales en la Reserva de Biósfera del Manu, Reporte sobre su implementación y resultados. [En línea] Available at: <https://peru.fzs.org/noticias/proteccion-de-bosques-y-manejo-sostenible-de-los-recursos-naturales-en-la-reserva-de-biosfera-del-manu/>
- Stevenson PR, Defler TR, de la Torre S, Moscoso P, Palacios E, Ravetta AL, Vermeer J, Link A, Urbani B, Cornejo FM, Guzmán-Caro DC, Shanee S, Mourthé Í, Muniz CC, Wallace RB, Rylands AB. 2021. *Lagothrix lagotricha* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T160881218A192309103. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T160881218A192309103.en> [En línea] [Último acceso: 02 noviembre 2022].
- Weinbaum KZ, Brashares JS, Golden CD, & Getz WM. 2008. Searching for sustainability: are assessments of wildlife harvests behind the times? *Ecology letters*, 16(1): 99-111. <https://doi.org/10.1111/ele.12008>

#### Agradecimientos / Acknowledgments:

Esta investigación fue posible gracias al proyecto "Protección de Bosques y Manejo de Recursos Naturales en la Reserva de Biósfera del Manu - ProBosque Manu" ejecutado en el periodo 2012-2017, el cual formó parte de la Iniciativa Internacional de Protección del Clima (IKI) del Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear del gobierno Alemán e implementado por Frankfurt Zoological Society Perú (FZS Perú). Agradecemos a Kipler Zuñiga, Jhan Carlo Saire, Juan Kapeshi y Gilbert Araoz, por su ayuda con el trabajo de campo. Además, John Florez jefe del Parque Nacional del Manu, especialistas y guardaparques por su apoyo y acompañamiento en campo, Lincol Alosilla, Wilbert Huanca, Robert Victor Juarez, Andrés Carlos que proporcionaron un apoyo logístico y administrativo crucial, y principalmente a todos compañeros y voluntarios de la FZS Perú que apoyaron durante las evaluaciones de campo y a Juan Francisco Costa Tabora por sus valiosos comentarios.

#### Conflicto de intereses / Competing interests:

The authors declare no conflict of interest.

#### Rol de los autores / Authors Roles:

JFF: Conceptualización, Análisis formal, Investigación, Curación de datos, Escritura—preparación del borrador original, Redacción-revisión y edición, supervisión y administración del proyecto.

KZC: Conceptualización, Redacción-revisión y edición, Administración del proyecto

OMC: Redacción-revisión y edición, Adquisición de fondos del proyecto.

JSB: Conceptualización, Redacción-revisión y edición, Adquisición de fondos del proyecto.

AAT: Escritura—preparación del borrador original, Redacción-revisión y edición.

JLJC: Redacción-revisión y edición.

JLVS: Investigación.

PCC: Investigación.

RYC: Investigación.

RKM: Investigación..

#### Fuentes de financiamiento / Funding:

Frankfurt Zoological Society.

#### Aspectos éticos / legales; Ethics / legals:

Los autores declaran no haber violado u omitido normas éticas o legales al realizar la investigación y esta obra.

**Apéndice 1.** “fichas de registro pictórica de caza” de la comunidad de Yomibato

Nombre de cazadores:			Nombre del registrador:					
Comunidad: <b>YOMIBATO</b>			Fecha:					
Lugar:			Hora de Salida:			Hora de llegada:		
<small>Modificado de Farfan et al. (2019), J. Ohl et al. 2007 &amp; W. Townsend 1997 (Imágenes de L. Emmons 1999)</small>			Antarini:			Otoniani:		
			Otros:			Otros:		

