

PROGRAMA DE MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD EN CAMISEA

**INFORME ANUAL
2019**

COMPONENTE EXPLOTACIÓN
(UPSTREAM)



EQUIPO TÉCNICO Y OPERATIVO 2019

Administración General

Gerardo Leunda

Dirección Técnica

Catherine Sahley

Revisión Internacional

Claudio Sillero

Coordinación General

Sheila Romero

Logística y Operación

Florinda Lapa

Ramiro Montes

María Claudia Osorio

Monitoreo de Paisaje y GIS

Guillermo F. Dias (coordinador)

Erika Palacios

Eli Corman

Monitoreo de Vegetación

Wilfredo Mendoza (coordinador)

Monitoreo de Mamíferos

Leonardo Maffei (coordinador)

Fernando Valdez

Sophia Raithel

Monitoreo de Biota Acuática

Hernán Ortega (coordinador)

Christian Terry

Alex Mendoza

Cinthia Infante

Gian Valenzuela

Carlos Palma

Monitoreo de Uso de Recursos

Alfonso Reynaga (coordinador)

Iván Sipión

Maria Isabel Corahua

Jhoseline Manrique

Ramiro Montes

Rodrigo Rojas

Monitoreo de Aves

Víctor Gamarra (coordinador)

Monitoreo de Anfibios y Reptiles

Jesús Córdova (coordinador)

Monitoreo de Artrópodos

Gorky Valencia (coordinador)

Salud y Seguridad

Johanna Cortez

Percy Riquez

Rocío Chiara

Ciro Huamán

Patricia Dávila

Coinvestigadores locales

El PMB cuenta con la participación de coinvestigadores provenientes de las siguientes comunidades:

Comunidad Nativa Camisea
Comunidad Nativa Cashiriari
Comunidad Nativa Ticumpinía
Comunidad Nativa Kirigueti
Comunidad Nativa Miaría
Comunidad Nativa Nueva Luz
Comunidad Nativa Nuevo Mundo
Comunidad Nativa Nueva Vida
Comunidad Nativa Segakiato
Comunidad Nativa Shivankoreni

Cita recomendada:

Leunda G., Sahley C., Romero S. (Editores) 2020. Informe Anual 2019 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea - Componente Upstream. 229 páginas.

LISTA DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	9
CAPÍTULO 2: MONITOREO DE PAISAJE	12
1. INTRODUCCIÓN	13
1.1 Helipuertos de Sísmica del Lote 88.....	13
1.2 Mapeo de Huellas Remanentes de Flowlines y Plataformas	15
2. Metodología	17
2.1 Helipuertos De Sísmica Del Lote 88.....	17
2.2 Mapeo De Huellas Remanentes De Flowlines Y Plataformas	19
2.3 Mapeo Regional	20
3. Resultados.....	21
3.1 Helipuertos de Sísmica del Lote 88.....	21
3.2 Flowline y plataformas Malvinas - San Martín 3	25
3.3 Flowline y plataformas Malvinas – Pagoreni B.....	28
3.4 Plataforma Kimaro C	31
3.5 Mapeo Regional - Actualización 2019.....	32
3.5.1 Unidades de Paisaje a Escala Regional	32
3.5.2 Cambios en las Unidades de Paisaje a Escala Regional. Comparación 2001 - 2007 - 2011 - 2016 - 2019.....	34
4. Conclusiones.....	37
CAPÍTULO 3: MONITOREO BIOTA TERRESTRE: MAMÍFEROS	39
1. Introducción	40
2. Metodología	41
2.1 Área de estudio	41
2.2 Diseño de muestreo	43
2.3 Instalación de trampas cámara.....	43
2.4 Análisis de los datos.....	44
2.4.1 Esfuerzo de muestreo	44
2.4.2 Frecuencia de captura.....	44
2.4.3 Índices de diversidad y homogeneidad	44
2.4.4 Comparación con la evaluación anterior	44
2.4.5 Comparación estadística entre años y tratamiento de distancia al DdV	45
2.4.6 Patrones de actividad.....	46

3.	Resultados.....	46
3.1	Esfuerzo de muestreo.....	46
3.2	Riqueza y frecuencia de captura	46
3.2.1	Estaciones a 0 metros.....	55
3.2.2	Estaciones a 50 metros.....	56
3.2.3	Estaciones a 200 metros	57
3.3	Comparación entre distancia al DdV	57
3.3.1	Número de especies (riqueza).....	57
3.3.2	Abundancia (número de registros).....	58
3.3.3	Frecuencia de captura.....	58
3.3.4	Índices de diversidad y homogeneidad	59
3.4	Registro de jaguares	59
3.5	Comparación con la evaluación anterior.....	60
3.6	Patrones de actividad	61
3.7	Otros registros	66
3.8	Análisis estadístico de ocupación y abundancia relativa	67
3.8.1	Comparación temporal: ocupación ingenua y abundancia relativa.....	67
3.8.2	Impactos de distancia al DdV: ocupación ingenua y abundancia relativa.....	69
4.	Discusiones	71
5.	Conclusiones.....	72
6.	Recomendaciones	72
CAPÍTULO 4: MONITOREO BIOTA ACUÁTICA		73
1.	Introducción	74
1.1	Objetivos.....	74
2.	Metodología	74
2.1	Área de estudio	74
2.1.1	Zona de Influencia Directa.....	75
2.1.2	Zona de Influencia Indirecta	76
2.1.3	Zona sin influencia (aguas arriba)	76
2.2	Proceso metodológico.....	77
2.2.1	Evaluación de las Estructuras Abióticas	77
2.2.2	Evaluación de las Estructuras Bióticas.....	77
2.2.3	Determinación de Especies	78
2.2.4	Cálculo de Índices de Calidad Ambiental.....	78
3.	Resultados.....	80
3.1	Monitoreo Físicoquímico.....	80

3.1.1	Potencial de Hidrógeno	80
3.1.2	Oxígeno Disuelto	83
3.1.3	Conductividad Eléctrica	85
3.2	Monitoreo de Perifiton	88
3.2.1	Zona de Influencia Directa.....	88
3.2.2	Zona de Influencia Indirecta	92
3.2.3	Zona Sin Influencia	96
3.2.4	Variación espacial.....	100
3.3	Monitoreo de Macroinvertebrados Bentónicos	101
3.3.1	Zona de Influencia Directa.....	101
3.3.2	Zonas de Influencia Indirecta.....	105
3.3.3	Zona Sin Influencia	109
3.3.4	Variación Espacial	113
3.4	Monitoreo de Peces	113
3.4.1	Zonas de Influencia Directa	113
4.1.1.	Zona de Influencia Indirecta	117
3.4.2	Zonas de Sin Influencia.....	120
3.4.3	Variación Espacial	124
3.4.4	Especies de Interés	124
3.5	Índices de Calidad Ambiental	126
3.5.1	Índice de Integridad Biológica (IBI)	126
3.5.2	Índice EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera)	129
4.	Discusión	130
4.1	Monitoreo Físicoquímico.....	130
4.2	Monitoreo Biológico.....	131
4.3	Especies de Peces de Interés.....	132
4.4	Índices de Calidad Ambiental	132
5.	Conclusiones.....	133
6.	Recomendaciones.....	133
CAPÍTULO 5: MONITOREO DE USO DE RECURSOS PESQUEROS.....		134
1.	Introducción	135
1.1	Objetivos.....	135
2.	Metodología	135
2.1	Área de Estudio	136
2.2	Recolección de Información.....	138
2.3	Análisis de Información	139

2.3.1	Consideraciones para el Análisis	139
2.3.2	Indicadores de Análisis	140
2.3.3	Análisis Estadístico	141
3.	Resultados.....	142
3.1	Generales	142
3.1.1	Diversidad de especies.....	142
3.1.2	Aparejos de Pesca	142
3.2	CN Cashiriari.....	144
3.2.1	Cantidad de Actividades de Pesca en Cashiriari	144
3.2.2	Frecuencia de Uso de los Aparejos en Cashiriari	144
3.2.3	Participación de los Pescadores en Cashiriari.....	145
3.2.4	Riqueza de Etnoespecies en Cashiriari.....	146
3.2.5	Abundancia Relativa de Etnoespecies en Cashiriari	147
3.2.6	Biomasa Relativa por Etnoespecie en Cashiriari.....	148
3.2.7	Captura por Unidad de Esfuerzo	150
3.3	CN Ticumpinia	154
3.3.1	Cantidad de Actividades de Pesca en Ticumpinia	154
3.3.2	Frecuencia de Uso de los Aparejos en Ticumpinia	155
3.3.3	Participación de los Pescadores en Ticumpinia.....	156
3.3.4	Riqueza de Etnoespecies en Ticumpinia.....	157
3.3.5	Abundancia Relativa de Etnoespecies en Ticumpinia	158
3.3.6	Biomasa Relativa por Etnoespecie en Ticumpinia	159
3.3.7	Captura por Unidad de Esfuerzo	161
3.4	CN Shivankoreni.....	164
3.4.1	Cantidad de Actividades de Pesca en Shivankoreni	164
3.4.2	Frecuencia de Uso de los Aparejos en Shivankoreni	165
3.4.3	Participación de los Pescadores en Shivankoreni.....	165
3.4.4	Riqueza de Etnoespecies en Shivankoreni.....	167
3.4.5	Abundancia Relativa de Etnoespecies en Shivankoreni	167
3.4.6	Biomasa Relativa por Etnoespecie en Shivankoreni.....	169
3.4.7	Captura por Unidad de Esfuerzo	170
4.	Discusiones	174
5.	Conclusiones.....	177
6.	Recomendaciones.....	178
	BIBLIOGRAFÍA	179

ANEXOS	184
Anexo 1: Relevamiento Fotográfico Sísmica 2014 del Lote 88.....	185
Anexo 2: Mapa de Unidades de Paisaje a escala regional actualizado al 2019	213
Anexo 3: Coordenadas de las estaciones de trampas cámara	215
Anexo 4: Lista de mamíferos registrados mediante trampas cámara	217
Anexo 5: Especies de peces registrados por el PMB en el Bajo Urubamba	218
Anexo 6: Etnoespecies registradas durante el monitoreo de uso de recursos	225

LISTA DE ACRÓNIMOS

Ai	Área intervenida
BAPD	Bosque Amazónico Denso
BAPSD	Bosque Amazónico SemiDenso
CCNN	comunidades nativas
CN	Comunidad Nativa
CISEPA	Centro de Investigaciones Sociológicas, Económicas, Políticas y Antropológicas de la Pontificia Universidad Católica del Perú
DdV	Derecho de vía
NO	Naive Occupancy
PBA	Pacal de Bosque Amazónico
PC	Proyecto Camisea
RAI	Índice de Abundancia Relativa
PMB	Programa de Monitoreo de Biodiversidad en Camisea – Componente Upstream
Pluspetrol	Pluspetrol Peru Corporation S.A.
RTKNN	Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y otros
ZAPNM	Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu



Capítulo 1 : Introducción General

El monitoreo de la biodiversidad es un componente clave para proyectos ubicados en áreas biológicamente sensibles, que permite evaluar los impactos producidos por la actividad y la efectividad de las medidas de mitigación implementadas. Desde el año 2005, el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea (PMB) constituye un sistema de seguimiento a largo plazo del estado de la biodiversidad en el área donde se desarrolla el Proyecto Camisea (PC). Esta área forma parte del hotspot de biodiversidad denominado Andes Tropicales, considerado como el de mayor número de endemismos en el planeta, además de ser una región con una altísima variedad de especies de flora y fauna, donde habitan comunidades nativas que tienen una gran interdependencia con esta biodiversidad. Desde su implementación, el PMB ha permitido obtener y brindar valiosa información acrecentando el conocimiento de un área de alto valor en biodiversidad y de gran importancia en las acciones de conservación a nivel mundial.

El PMB consta de cuatro componentes que monitorean el upstream o explotación del Proyecto Camisea: el monitoreo a nivel de paisaje; el monitoreo a nivel de especies y comunidades de biota terrestre; el monitoreo a nivel de especies y comunidades de biota acuática; y el monitoreo del uso de los recursos naturales con enfoque en la pesca.

El monitoreo a nivel de paisaje se realiza a través de estudios de imágenes satelitales y fotografías cenitales, las cuales permiten conocer año a año cuales son las áreas desboscadas, por actividades del proyecto o terceros, y monitorear su recuperación. Para el 2019, este componente tuvo como objetivos determinar la huella paisajística de dos líneas de conducción de gas o flowlines con más de 10 años de operación, y de la exploración sísmica realizada en el Lote 88 durante el 2014. Asimismo, se presenta la actualización regional con imágenes 2019 de toda el área de estudio del PMB, esto es, los dos lotes de concesión y el sector de la planta Malvinas, hasta el margen izquierdo del río Urubamba.

El componente de biota terrestre ha monitoreado plantas vasculares, insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Para el 2019, este componente se enfocó en el monitoreo de mamíferos. Tuvo como objetivo identificar si la comunidad de mamíferos medianos y grandes son impactados por las perturbaciones generadas durante la etapa de construcción del Flowline Cashiriari 1-Malvinas. Para ello, se instalaron trampas cámara a lo largo de su recorrido y a diferentes distancias del derecho de vía en construcción.

El componente biota acuática monitorea los recursos hidrobiológicos (perifiton, macroinvertebrados bentónicos y peces) que se encuentran en los cuerpos de agua en el Bajo Urubamba. Para el 2019, este monitoreo continuó con el objetivo de determinar si existen impactos en la distribución y diversidad de las comunidades hidrobiológicas y detectar la posible existencia de variaciones atípicas para los parámetros fisicoquímicos respecto al registro histórico mediante el levantamiento de información en áreas de influencia directa e indirecta de Proyecto Camisea, y áreas control.

El monitoreo de uso de recursos por parte de las comunidades nativas se inició desde el 2008 y abarcó la evaluación de las actividades de caza, pesca y recolección. A partir del 2017, el monitoreo se ha enfocado en la pesca, debido a las preocupaciones manifestadas por las comunidades nativas respecto a los volúmenes y las tallas del recurso y la dificultad percibida en las faenas de pesca. Por ello, en el 2019, se tuvo como objetivo determinar variaciones cuantificables y atribuibles sobre el acceso a los recursos pesqueros por parte de las comunidades nativas del área de influencia de Proyecto Camisea, caracterizar las actividades de pesca y los recursos extraídos entre las temporadas hidrológicas del 2018 y las del 2019 y evaluar si existen variaciones significativas en el acceso a los recursos pesqueros entre ambas temporadas.

Finalmente, es importante resaltar la perdurabilidad y el rol de “veedor” que ha tenido el PMB a través el tiempo, apoyado en la rigurosidad que aporta el análisis de datos de manera sistemática y en la efectividad de las medidas de manejo del PC, uno de los proyectos energéticos más importantes que actualmente opera en Perú.



1. INTRODUCCIÓN

El PMB realiza el seguimiento de la huella paisajística de cada obra del Proyecto Camisea (PC) a lo largo del tiempo a partir de imágenes satelitales de alta resolución geométrica. El objetivo del seguimiento es: i) determinar el grado de recuperación de zonas impactadas directamente durante la etapa de construcción, y ii) evaluar el nivel de recuperación de la vegetación en términos de cobertura vegetal. Los datos del seguimiento permitirán cuantificar los impactos residuales del PC.

Debido a las características de la operación (*offshore inland*) del Proyecto Camisea (PC) los impactos paisajísticos sobre el bosque primario quedan restringidos principalmente a los desbosques necesarios para construir las plataformas de perforación; conducir los hidrocarburos a la planta de fraccionamiento e instalar dicha planta (planta Malvinas). Desbosques menores se generan también en las campañas de exploración sísmica que se realizan puntualmente y en periodos muy breves de tiempo (pocos meses). Estos impactos son visibles a nivel del paisaje y muchos son de carácter transitorio, porque debido al tipo de manejo y a las prácticas y protocolos de revegetación algunos de estos sectores se recuperan o tienden a recuperarse por completo (líneas de conducción, sísmica, etc). Por esta razón, para cuantificar y comparar temporalmente los cambios paisajísticos, cada subproyecto debe ser analizado en forma individual.

Los objetivos del monitoreo de nivel paisaje en el 2019 fueron:

- Determinar la huella paisajística de los subproyectos: Sísmica 2014 del Lote 88; Flowline Malvinas - San Martín 3 y plataformas asociadas; Flowline Malvinas - Pagoreni B y plataformas asociadas; y Plataforma Kimaro C.
- Realizar una comparación temporal de las huellas registradas en años anteriores para determinar la tasa de recuperación de la vegetación a nivel paisaje.
- Presentar la actualización regional con imágenes 2019 de toda el área de estudio del PMB, esto es, los dos lotes de concesión (88 y 56) y el sector de la planta Malvinas, hasta el margen izquierdo del río Urubamba.

Además de cumplir con los objetivos, el presente estudio está diseñado para contestar las siguientes preguntas:

- ¿La tasa de recuperación de los subproyectos evaluados sigue siendo positiva? ¿varía en comparación a los años previos?
- ¿Cuáles son los factores principales que limitan la recuperación de sectores con densidad de huella superiores al promedio?
- ¿Existe actividad de terceros en la zona que está impactando la huella de paisaje?

1.1 HELIPUERTOS DE SÍSMICA DEL LOTE 88

En la búsqueda de ampliar las reservas de hidrocarburos en el Lote 88, el Proyecto Camisea (PC) realizó en el 2014 un proyecto exploratorio que se desarrolló principalmente, aunque no exclusivamente, sobre zonas de la Reserva Nahua-Kugapakori -Nanti (RNKN). Este proyecto exploratorio implicó una serie de actividades, de las cuales, a nivel de paisaje, interesan solo dos de ellas: la construcción de una plataforma de perforación exploratoria y la exploración sísmica. Estas dos actividades son las únicas que implican desbosques de ciertos sectores de bosque y por lo tanto significan un cambio, si bien reducido, del paisaje del área.

Las operaciones del proyecto de prospección sísmica incluyeron la apertura (desbosque) de áreas para el acondicionamiento de instalaciones básicas: Zonas de Descarga (Drop zone),

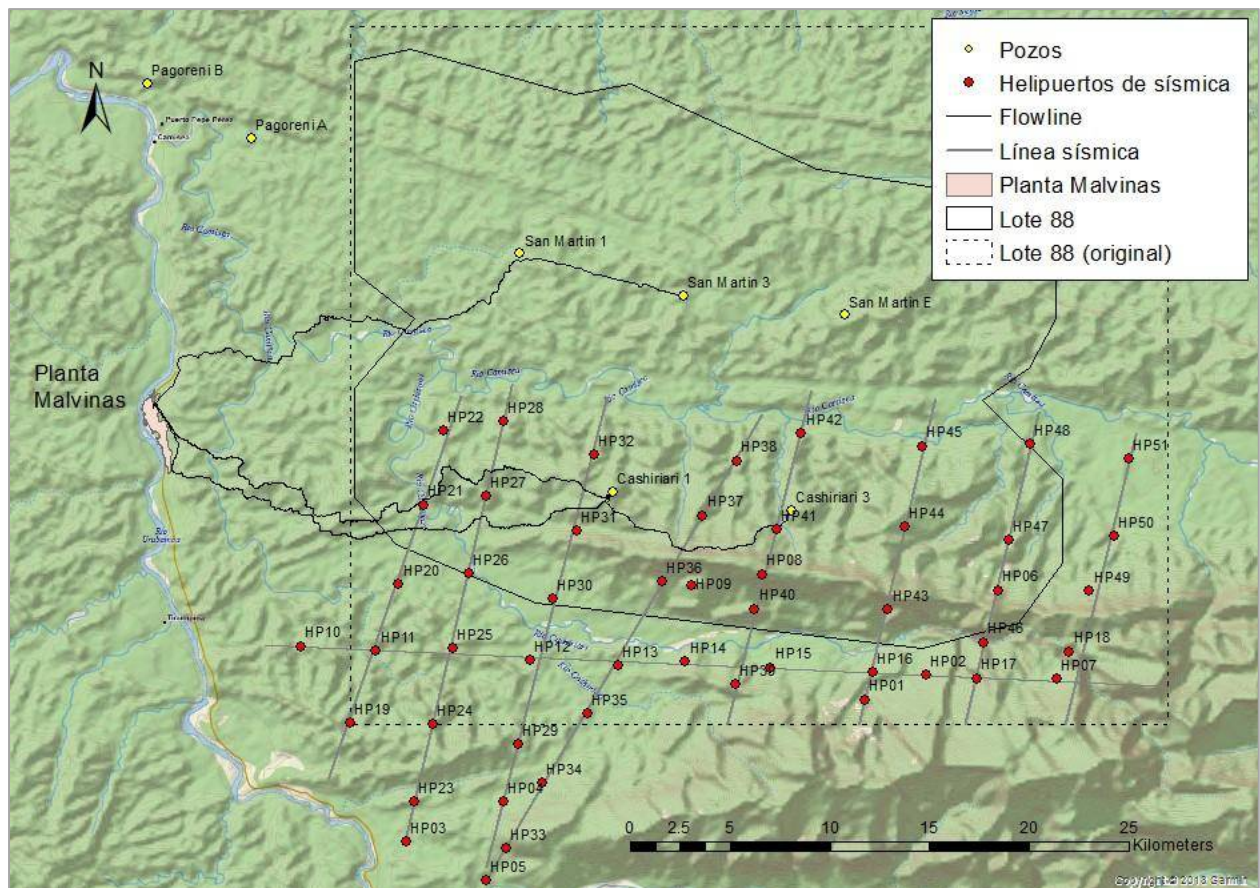
Líneas de Sísmica, Helipuertos y Campamentos Volantes. Para la apertura de las Líneas de Sísmica solo se realiza un desmalezado para el tránsito de operarios, manteniéndose el dosel arbóreo superior; esto significa que no producen cambios detectables a nivel del paisaje, por lo que no son analizadas en este trabajo.

Como ha sucedido en otros proyectos de sísmica del PC, finalizada la actividad se realizó la restauración y revegetación de las áreas intervenidas, que consiste en la siembra y plantación de especies pioneras. De manera general, los métodos utilizados para la recuperación de la cobertura vegetal en campañas sísmicas han sido: a) siembra de brinzales de vivero, y b) siembra de semillas, con diferentes modelos —referidos al distanciamiento entre plántulas, el volumen de semillas y tipo de siembra— de acuerdo a la diferencia de cobertura existente en helipuertos (sin cobertura) y los campamentos volantes (con cobertura arbórea mayor al 30 %). Las especies utilizadas, todas heliófitas, fueron principalmente topa (*Ochroma pyramidale*) y bolaina (*Guazuma crinita*), sembradas al voleo, y pashaco (*Schizolobium paraiba*) y amasisa (*Erythrina fusca*) sembradas en hoyos, aunque esta última solo en campamentos volantes cercanos a ríos (Pluspetrol Perú Corporation S.A., 2003 y 2006).

Si bien para el seguimiento se mapean todas las aperturas efectuadas, algunas de ellas son solo visibles en el primer registro del monitoreo (en este caso cuando estaban en uso, en el 2014). Por su tamaño más pequeño, las zonas de descarga y los campamentos son rápidamente cubiertos por la regeneración natural del bosque primario colindante. Cuando no se logra distinguir el rasgo como una unidad paisajística independiente, se considera cerrada la apertura.

En este apartado se evalúa la situación del paisaje después de 4 años de realizado el desbosque y comenzada la revegetación de los clareos. Con tal fin, se realizó en el mes noviembre de 2018 un sobrevuelo fotográfico para tomar el registro de la totalidad de dichas aperturas. En algunos casos en que por problemas de nubosidad no se pudo realizar la toma, la comparación se efectuó a partir de una imagen WorldView-2 del 2017; que, si bien no posee el detalle de las tomas fotográficas, por lo general permite un cálculo bastante preciso de la superficie de la huella.

En la presente sección se evalúan la evolución para el 2018 de la deforestación generada para la instalación de los helipuertos y campamentos volantes abiertos durante los trabajo de sísmica desarrollados entre los meses de julio y diciembre de 2014 en el Lote 88 (ver Figura 1). También se analiza la situación en cuanto a la existencia o no de fenómenos de erosión asociados a estas áreas desboscadas y la posible transformación de estas superficies para otros usos eventuales, como chacras o zonas de cultivo por los habitantes del lugar.



Nota: Para simplificar el manejo del plan de vuelo y de este informe, los nombres de los helipuertos y campamentos volantes fueron simplificados con respecto al manejo por Pluspetrol. Los nombres usados originalmente por Pluspetrol son los presentados entre paréntesis en la descripción detallada en el Anexo 1 o como VHP en la Tabla 2.

Figura 1: Distribución de los helipuertos de la sismica del 2014

1.2 MAPEO DE HUELLAS REMANENTES DE FLOWLINES Y PLATAFORMAS

Las líneas de conducción si bien se planifican para tratar de optimizar todos los factores de estabilización de la obra, el objetivo primario es recorrer la distancia más corta entre dos puntos (dos plataformas o una plataforma y la Planta Malvinas), para lo cual se elabora un análisis de alternativas para determinar el recorrido viable con menor afectación social y ambiental. Esto hace que las líneas de conducción atraviesen sectores donde dichos factores de estabilización se combinan de distintas maneras y dando tramos donde ellos a veces se suman y otras se contraponen en el proceso final de restauración. Por ejemplo, en las terrazas fluviales de los grandes ríos generalmente se combinan varios factores que ayudan a la restauración (bajas pendientes, tipo de suelo, etc). No obstante, en algunos tramos, los flowlines tendrán que atravesar áreas donde estos factores se combinen negativamente para retrasar o impedir la restauración completa.

Estos retrasos o variaciones diferenciales en la restauración son visibles en los diferentes mapeos de cada flowline y quedan en evidencia cuando se analiza el indicador densidad de huella¹, para cada fecha y subproyecto.

Aun teniendo en cuenta todo lo mencionado, uno de los resultados más relevantes de estos más de 15 años de monitoreo (en paisaje se han usado imágenes adquiridas desde el 2001) es que a pesar de la heterogeneidad de sectores y de ecosistemas que atraviesa cada flowline, absolutamente todos muestran evoluciones y regímenes de cierre prácticamente iguales. Esto queda de manifiesto en la Figura 2. Lo que se hizo es volcar, normalizadas, las curvas de reducción de las huellas mapeadas para cada subproyecto (línea de conducción mas plataformas asociadas) y se las llevó a todas a un punto de inicio común (año 0). Al ser todos los ductos de longitudes diferentes y por lo tanto de superficies desboscada también distintas, la normalización se refiere a graficar las variaciones anuales en función del 100 % de ese desbosque (huella) inicial.

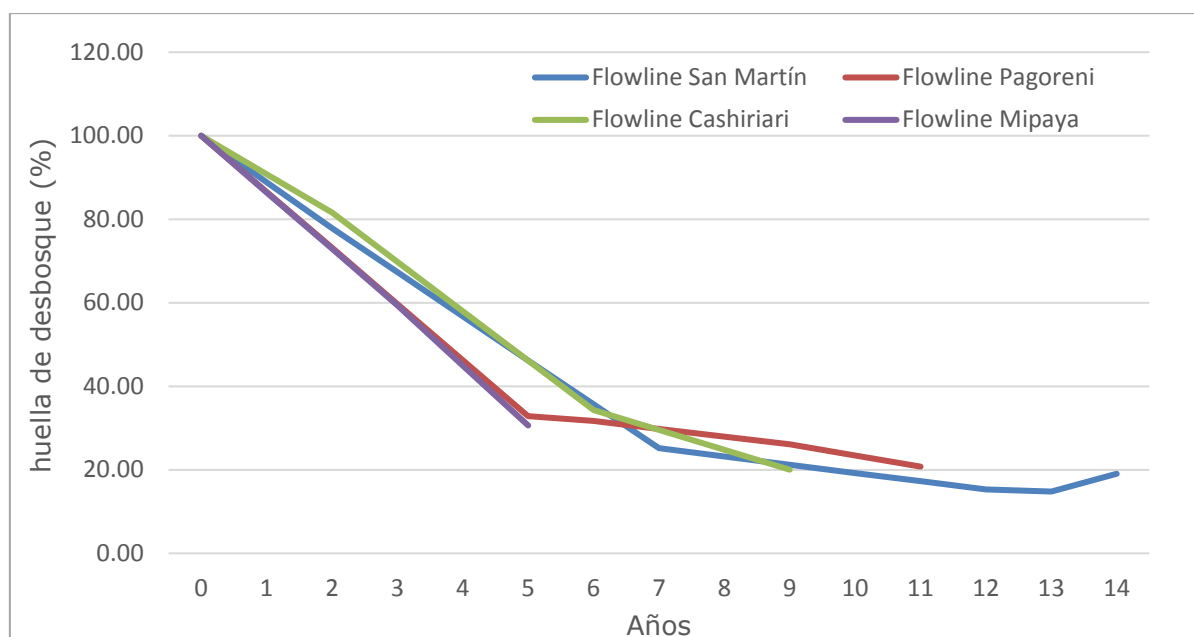
Lo que muestra la Figura 2 es que a pesar de las heterogeneidades de las condiciones que cada flowline atraviesa, los mismos presentan curvas similares. Estas curvas muestran 3 etapas bien definidas en sus restauraciones (teniendo siempre en cuenta que por limitaciones prácticas el mapeo no es continuo sino discreto):

- **Etapa inicial:** años 0 a 5, con velocidades de cierre entre 15 y 17 % anual.
- **Etapa intermedia:** años 5 a 10, con velocidades de cierre entre 10 a 11 % anual.
- **Etapa de final:** de los 10 años en adelante, con variaciones erráticas de la huella (que incluyen también periodos de aumento).

Esta fase final es cuando la curva de los subproyectos se hace paralela al eje horizontal en los gráficos. Allí el grueso de la huella son áreas operativas (plataformas, principalmente) y quedan unas muy pocas hectáreas de huella dentro de las recuperables en los sectores, ahora sí, donde el riesgo erosivo (topografía, sustrato) es alto. Son las áreas que deberán seguir siendo reconstruidas en toda la vida útil del flowline. Sectores en los cuales se producirían deslizamientos aún si no existiera el DdV.

Hay dos subproyectos que ya han llegado a ese punto. Estos son el flowline a San Martín 3, ya con solo 5 ha de recuperables en el 2015; y el flowline a Pagoreni B, con 2.7 ha de recuperables en el 2017. Lo más probable es que estos sean los valores entre los que oscilarán las huellas de recuperables de ambos ductos. En los dos casos, más la parte más estable (y mayoritaria) de áreas operativas (plataformas, válvulas, helipuertos semipermanentes).

¹ La densidad de la huella es la relación entre el área recuperable (aun visible a través de imágenes satelitales) de un flowline y la longitud de dicho flowline. Es un indicador (medido en ha/km) que permite comparar la velocidad de cierre o recuperación del dosel superior en distintos tramos de un DdV para una misma fecha y detectar aquellos que presenta retrasos en la revegetación. Del mismo modo, permite comparar la velocidad de cierre de un DdV a través de los años, o entre diferentes DdV



Nota: Los valores son porcentuales en función de la huella de desbosque original

Figura 2: Curvas normalizadas de disminución de las huellas de los subproyectos de flowline y plataformas a lo largo de los años

Es de destacar que lo que se llamo aquí "etapa final" es en realidad final dentro del periodo de concesión del PC. Habrá en realidad una última etapa cuando se abandone definitivamente el Lote o el subproyecto. En ese periodo las restauraciones más importantes cuantitativamente serán las de las plataformas. Existe solo un sitio que actualmente se encuentra en ese proceso: la plataforma Kimaro Centro. Esta plataforma no solo ha sido abandonada dentro de los planes de desarrollo del PC, sino que ya no pertenece a la nueva reconfiguración del Lote 88 (los límites se redefinieron en el 2017). En función de ello, Pluspetrol comenzó en el 2019 el sellado de pozos y etapas de restauración y revegetación del sitio. El PMB realizará su seguimiento hasta que se complete dicha revegetación en los próximos años porque a su vez dará el modelo de evolución del resto de las plataformas al finalizar el PC. Por esta razón se agrega en esta sección el más reciente mapeo de dicha área.

2. METODOLOGÍA

2.1 HELIPUERTOS DE SÍSMICA DEL LOTE 88

Debido a que el detalle necesario para el presente trabajo no es posible obtenerlo a partir de imágenes satelitales de alta resolución (*Ikonos, Quickbird, WorldView*), que a su vez tienen fuertes limitaciones en cuanto a la posibilidad de registro por la alta cobertura nubosa del Bajo Urubamba, el relevamiento se efectuó en base a fotografías aéreas de alta resolución tomadas desde un helicóptero. Para ello se efectuaron 3 sobrevuelos con helicóptero los días 1, 7 y 8 de noviembre de 2018. El tiempo total de los vuelos fue de 4:47 hs, con lo cual se insumió casi 2 horas más que en el anterior monitoreo. Esto se debió a las malas condiciones meteorológicas y a que la nubosidad obligó a tener que visitar varios helipuertos que en el primer intento se presentaron no suficientemente despejados como para realizar las tomas fotográficas.

El plan de vuelo consistió en una navegación a baja altura para detectar los helipuertos y dos grupos de registros para cada uno. Primero se realizaba un sobrevuelo con giro sobre el HP a baja altura (30, 50 metros) para realizar las tomas oblicuas y una descripción inicial de las

características de la vegetación y posteriormente se elevaba el helicóptero hasta estacionarlo en la vertical del sitio para poder obtener el registro completo del helipuerto. En base a la altura de la aeronave (relativas al terreno) y las distancias focales se calculaba posteriormente la escala de estas últimas fotografías. Para esta segunda secuencia de fotografías (la primera se realizó en octubre de 2014) se priorizó (mientras fuera posible) la toma de puntos de control y rectificación para escalar las fotografías a partir de puntos de ese primer grupo de fotos. De esta manera se minimiza los errores y se produce una comparación más precisa entre los dos grupos.

El control del vuelo se realizó con un GPS conectado a una computadora portátil y uno adicional para control del tracking (traza o trayecto). Los GPS estaban configurados para grabar una posición cada dos segundos. La cámara fotográfica fue a su vez sincronizada con los GPS, de tal manera que cada toma fotográfica pudiera ser georreferenciada. Sobre el software de navegación se volcaron las coordenadas de los helipuertos para obtener una confirmación *in situ* de los mismos. La altura del vuelo fue controlada a través del altímetro de la aeronave y la triangulación de los GPS.

Con las fotos subverticales escaladas se realizó el mapeo y cuantificación de las superficies de afectación del helipuerto y la discriminación de cada sector (campamento, área de maniobras, cono de aproximación y drop zone).

Se obtuvieron unas 1700 fotografías que representan 24.1 Giga bytes de información. Esta información fue almacenada en tarjetas digitales, que debían ser descargadas antes de comenzar el siguiente vuelo.

En cuanto al análisis de la vegetación, se utilizaron los mismos indicadores usados en anteriores monitoreos de sísmica:

- 1) porcentaje de cobertura de la vegetación,
- 2) porcentaje de cobertura de paca (*Guadua spp*) con relación a otras especies arbóreas observables,
- 3) tipo de bosque predominante que circunda el emplazamiento del helipuerto o campamento,
- 4) altura media de la vegetación: calculada a partir de las fotografías oblicuas en función del porcentaje de altura con respecto a los árboles circundantes por fuera del desbosque original,
- 5) porcentaje de suelo desnudo, como una función inversa a la cobertura,
- 6) presencia o no de procesos erosivos visibles,
- 7) también fueron registrados procesos de ocupación de estas áreas abiertas y la configuración vegetal del nuevo dosel.

Al igual que en el relevamiento del 2014, de los 51 helipuertos y campamentos volantes usados en la sísmica se intentaron fotografiar solo 48. Los helipuertos HP-21, 46 y 18 no se registraron porque no implicaron desbosques adicionales (ver Figura 1). El primero porque era un helipuerto en uso para la operación de mantenimiento del flowline Malvinas-Cashiriari-3 (y por lo tanto es evaluado dentro de ese subproyecto) y los otros dos porque se hicieron sobre el lecho de un río (sin desbosque).

Las malas condiciones meteorológicas impidieron, aun haciendo más de un intento, el acceso a algunos helipuertos. En estos casos se recurrió para realizar un mínimo relevamiento a las imágenes Worldwiew2 del 2017. A pesar de esta ayuda adicional, hubo 4 helipuertos que pudieron ser relevados en esta oportunidad: HP-4, HP-5, HP-10 y HP-34.

2.2 MAPEO DE HUELLAS REMANENTES DE FLOWLINES Y PLATAFORMAS

El mapeo se realizó por interpretación directa con el software ArcGis 10.2 a escalas nominales de 1:1000 con un mosaico de imágenes Worldview2, de agosto y setiembre de 2017. Las imágenes utilizadas presentaron una resolución media de 0.5 metros y 3 bandas en el espectro visible. El mosaico no posee vacíos de información por nubosidad, por lo que se pudo mapear la huella completa que comprende los subproyectos Flowline Malvinas - San Martín 3 (Flowline San Martín) y plataformas asociadas; y Flowline Malvinas - Pagoreni B (Flowline Pagoreni) y plataformas asociadas

Las áreas mapeadas se clasificaron según:

- *Tipo de uso y características:* plataformas, campamentos, helipuertos, obras de contención de erosión, derecho de vía (DdV) y cicatrices de deslizamientos asociados a las obras. Debido al avanzado proceso de reducción de la huella paisajística de los flowline, para la presente evaluación no fue posible separar los taludes del DdV propiamente dicho; por ello, todo se mapeó como DdV.
- *Áreas operativas y recuperables:* Se ha mantenido la distinción realizada en informes anteriores (Juárez *et al.* Eds. 2013), donde:
 - **Áreas operativas**, se definen como sectores que después del período de construcción se deben mantener abiertas para la operación regular del PC (plataformas, helipuertos permanentes, válvulas, etc.); y
 - **Áreas recuperables**, se definen como áreas donde se permiten las actividades de revegetación y la regeneración natural del bosque al menos a nivel de paisaje (DdV, botaderos, accesos, taludes, desvíos, helipuertos de sismica etc.,).

Existen sectores que no son fácilmente adjudicables a una de estas clasificaciones; sin embargo, a los efectos de estas comparaciones se debieron asignar a una u otra clasificación.

Es importante señalar que lo que se mapea actualmente en ambos subproyectos es la huella paisajística y no el desbosque total o inicial. Solo en el caso de imágenes adquiridas en el momento de la obra (construcción), la huella coincide con el desbosque. Posterior a esa fecha, lo que se mapea es el remanente, es decir, la huella paisajística que queda para que el paisaje se uniformice.

Para el monitoreo se han realizado los siguientes cálculos:

- *Estado actual de la revegetación o tipo de vegetación presente:* Se registra si se encuentran con suelo desnudo, pastos, arbustos o con un bosque secundario (en los casos que podían ser diferenciados del bosque). Asimismo, se reagruparon según la clasificación de superficies operativas o recuperables.
- *Densidad de la huella promedio (ha/km):* Es la relación, para la fecha mapeada, entre el área recuperable (aún visible a través de imágenes satelitales) de un flowline y la longitud total de dicho flowline.
- *Densidad de la huella por sector (ha/km):* Es la relación entre el área recuperable (aún visible a través de imágenes satelitales) de un sector del flowline y la longitud de dicho sector del flowline. La comparación de este valor con la densidad de la huella promedio del DdV permite determinar aquellos sectores que presentan retraso en la revegetación (es decir, por encima del valor promedio de la densidad de la huella).
- *Velocidad de cierre de las áreas recuperables (% de reducción anual):* Es la diferencia entre dos mapeos sucesivos de las áreas recuperables dividido entre la cantidad de

años entre esos dos mapeos. Es la cantidad de hectáreas aproximadas que se recuperan anualmente.

2.3 MAPEO REGIONAL

Este análisis pretende contextualizar los cambios generados por el Proyecto Camsiea (PC) en el marco regional del Bajo Urubamba. El proyecto se desarrolla en un contexto general que involucra no solo una dinámica mayor (propia del bosque), sino otras perturbaciones de terceros (CCNN, colonos, municipio, otras empresas o procesos) que tienen una dinámica más global e independientes del PC.

Se han venido entonces realizando mapeos regionales periódicos cada aproximadamente 5 años a escala 1:50 000. Si bien se han usado otros sensores como apoyo (CBERS, Aster), la base de los anteriores mapeos fue desde los distintos sensores Landsat (TM5, TM7 y OLI8). Para el mapeo actual se agregó el sensor Sentinel 8. Los anteriores mapeos se efectuaron en los años 2001, 2007 y 2011 y 2016.

Para subsanar los sectores sin información debido a la excesiva cobertura de nubes, la actualización regional se realizó a partir de varias imágenes y sensores satelitales. Esto además permitió tener mayor certeza en lo referente a las áreas intervenidas por CCNN y colonos, ya que las chacras muchas veces son visibles por períodos breves de tiempo en las imágenes de resolución media. Las imágenes utilizadas se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 1: Imágenes utilizadas en el mapeo regional

Sensor	Captación	Composición RGB	Resolución
Landsat 8	2018-09-04	6-5-4	30 m
Landsat 8	2019-03-31	6-5-4 (+ 8)	15 m
Landsat 8	2019-06-19	6-5-4 (+ 8)	15 m
Sentinel 2	2019-02-22	11-8-4	10 m
Sentinel 2	2019-04-08	11-8-4	10 m
WorldView 2	2017	1-2-3	0.5 m

La base principal han sido las Sentinel de abril de 2019 y la Landsat de junio de 2019. El mosaico WorldView fue importante para corroborar (por resolución) muchas intervenciones de chacras.

Como en anteriores mapeos, sobre todas la imágenes Landsat se realizó una combinación y realce sobre las bandas 4,5,6 (espectralmente equivalente a la usadas en anteriores mapeos con imágenes Landsat 5 y 7) y, en algunos casos, una fusión con la pancromática de 15 metros. Como los sensores del Sentinel 8 poseen también bandas en esos rangos espectrales, se confeccionaron imágenes de igual composición (en estos casos con las bandas 11, 8 y 4).

3. RESULTADOS

3.1 HELIPUERTOS DE SÍSMICA DEL LOTE 88

La Tabla 2 resume en parte los resultados cuantitativos obtenidos en el relevamiento de las aperturas de la sísmica para noviembre del 2018 y su comparación con el estado en el 2014. La descripción detallada de cada helipuerto, individualmente y en comparación con la situación en el 2014, se muestra en el Anexo 1.

Debido al estado avanzado de la restauración de los sitios, ya no es posible distinguirlos en todas las clases de aperturas que fueron separadas en el 2014 en función de su uso/operación. Esto es: zona de maniobras del helipuerto, cono de aproximación del helipuerto, campamento y área de descarga. Actualmente solo es posible distinguirlos como dos grandes sectores: helipuerto y campamento.

Tabla 2: Superficies medidas (en hectáreas) de los 48 helipuertos y campamentos volantes mapeados a partir de registros fotográficos escalados del 2018 y su comparación con la superficie de la huella en el 2014

HP	VHP	Bosq. secund.	Paca/ Arbustivas	Superficie Total HP	Unidad	% Bosque secund.	% paca/ arbustivas	Total HP 2014
HP-1	HP 1200	0.3043		0.3043	BAPD	100		0.3756
HP-2	HP_0108.5	0.2147	0.0431	0.2579	BAPD	83	17	0.2916
HP-3	HP_0400	0.1574	0.0360	0.1935	BAPSD	81	19	0.3165
HP-4	HP_0601			xxx	BAPD			0.5275
HP-5	HP_0800			xxx	Ai			0.3966
HP-6	HP_1402.5	0.4229		0.4229	BAPD	100		0.4901
HP-7	HP_1601			0.0000	PBA		100	0.3278
HP-8	HP_RPT 2	0.3211		0.3211	BAPD	100		0.4150
HP-9	HP_PAL	0.5926		0.5926	BAPD	100		0.7506
HP-10	VHP_0101			xxx	BAPSD			0.1609
HP-11	VHP_0102		0.8501	0.8501	BAPSD		100	0.9397
HP-12	VHP_0104	0.4349		0.4349	BAPSD	100		0.4029
HP-13	VHP_0105	0.1006	0.1592	0.2598	BAPSD	39	61	0.3300
HP-14	VHP_0106	0.4407		0.4407	BAPD	100		0.5478
HP-15	VHP_0107	0.4571		0.4571	BAPD	100		0.8170
HP-16	VHP_0108	0.7752		0.7752	BAPD	100		0.8092
HP-17	VHP_0109	0.6961		0.6961	BAPD	100		0.8168
HP-19	VHP_0201	0.5227	0.0908	0.6135	BAPSD	85	15	0.6559
HP-20	VHP_0203	0.2435		0.2435	BAPSD	100		0.5965

HP	VHP	Bosq. secund.	Paca/ Arbustivas	Superficie Total HP	Unidad	% Bosque secund.	% paca/ arbustivas	Total HP 2014
HP-22	VHP_0205	0.5547		0.5547	BAPD			0.5096
HP-23	VHP_0401			0.0000	BAPSD	100		0.4222
HP-24	VHP_0402			0.0000	BAPSD			0.4146
HP-25	VHP_0403	0.1969	0.1969	0.3939	BAPSD	50	50	0.4675
HP-26	VHP_0404		0.1930	0.1930	PBA		100	0.4119
HP-27	VHP_0405	0.6825		0.6825	BAPD	100		0.6546
HP-28	VHP_0406	0.1359		0.1359	BAPD	100		0.3589
HP-29	VHP_0602			0.0000	BAPSD	100		0.4800
HP-30	VHP_0604			0.0000	PBA			0.5269
HP-31	VHP_0605	0.5725		0.5725	BAPD	100		0.6398
HP-32	VHP_0606	0.2384	0.2384	0.4768	BAPSD	50	50	1.0258
HP-33	VHP_0801	0.6044		0.6044	BAPD	100		0.7909
HP-34	VHP_0802			xxx	BAPSD			0.4676
HP-35	VHP_0803		0.4661	0.4661	BAPSD		100	0.4599
HP-36	VHP_0805	0.3290		0.3290	BAPD	100		0.3839
HP-37	VHP_0806	0.7464		0.7464	BAPD	100		0.8604
HP-38	VHP_0807			0.0000	BAPSD			0.6794
HP-39	VHP_1001	0.4015		0.4015	BAPD	100		0.6161
HP-40	VHP_1002	0.5398		0.5398	BAPD	100		0.5178
HP-41	VHP_1003	0.8761		0.8761	BAPD	100		0.7835
HP-42	VHP_1004			0.0000	BAPSD			0.6051
HP-43	VHP_1202	0.4202		0.4202	BAPD	100		0.5515
HP-44	VHP_1203	0.7459		0.7459	BAPD	100		0.8277
HP-45	VHP_1204			0.0000	PBA		100	1.0693
HP-47	VHP_1403			0.0000	BAPD	100		0.6226
HP-48	VHP_1404		0.4732	0.4732	BAPSD		100	0.5546
HP-49	VHP_1602	0.3983	0.3983	0.7966	BAPD	50	50	1.1705
HP-50	VHP_1603	0.3596	0.2330	0.5926	PBA	61	39	0.6282
HP-51	VHP_1604	0.2592	0.4943	0.7535	PBA	34	66	0.7734

HP	VHP	Bosq. secund.	Paca/ Arbustivas	Superficie Total HP	Unidad	% Bosque secund.	% paca/ arbustivas	Total HP 2014
Totales		13.7451	3.8725	17.6176				28.2424
Promedios				0.4004				0.5884
Estimación sumando los no mapeados (+4 HP)				19.2192				

Nota: Cuando se consideró que la restauración ya se había completado se le dio un valor de 0 ha (en rojo) y si no se pudo relevar se consignó como "XXX".

BAPD: Bosque Amazónico Primario denso; BAPSD: Bosque Amazónico Primario semidenso; PBA: Pacal de Bosque Amazónico; y Ai: Áreas intervenidas por CCNN y colonos.

Lo primero a destacar del actual relevamiento es que ya existen 9 helipuertos donde la restauración se ha realizado en forma completa a nivel del paisaje. Ya no existe huella en esos casos (ni del campamento ni del helipuerto prop. dicho). Además, estos nueve casos se han dado en sitios de pacal (3) o bosque semidenso con alto contenido de paca (6). Tal como se ha verificado en monitoreos anteriores del PMB (sísmica del 2005 del lote 56, Juárez M., et al. 2013), cuando el bosque circundante es un pacal puro (PBA) la paca coloniza el sitio aún en desmedro de los plantones de la restauración (ver Figura 2, helipuerto HP-7).

Por otro lado, excluyendo esos 9 sitios ya restaurados existen otros 5 sitios en los cuales persiste la marca de la zona del helipuerto propiamente dicho pero ha desaparecido la huella del campamento, que había sido detectada en el 2014.



Nota: El HP-7 ya no conforma huella, fue ocupado totalmente por paca.

Figura 3: Restauración completa de la apertura del helipuerto HP-7

La suma total de la huella de la sísmica para el 2018 es de 19.22 ha, lo que representa una disminución del 38 % con respecto a la huella del 2014. Esta superficie total (19.22 ha) se calculó a partir del valor sumado del actual mapeo (17.62 ha) y estimando que los 4 helipuertos no relevados presentan una huella igual a la promedio que se desprende del mapeo.

La disminución en la huella total no solo se debe a la restauración completa de los 9 helipuertos mencionados arriba, sino que se ha producido una disminución de casi todos los sitios comparados individualmente. El promedio de la huella de los sitios es de 0.40 ha para el 2018 mientras era de 0.59 ha en el 2014 (ver tabla 1).

En el presente relevamiento se discriminó cuanto de la revegetación actual era de bosque secundario contra la cantidad de cobertura de paca y/o arbustivas. En algunos casos estos valores fueron extraídos cuantitativamente porque la distribución permitía mapearlos separadamente (Figura 3A) o por estimación porcentual en cada sitio. Los valores totales muestran que el 78 % de la huella es de bosque secundario vinculada a los plantines de revegetación y solo el 22 % tiene cobertura de paca y/o arbustivas. El bosque secundario se encuentra con alturas entre la mitad o 3/4 de la altura del bosque circundante.

Si bien la huella de cada helipuerto aún se puede reconocer por la diferencia de altura del bosque secundario con respecto al bosque primario, el rasgo es distinguible principalmente por el cambio de textura del dosel de los dos bosques (Figura 3B). Esto se debe a que por lo general el bosque secundario presenta solo uno o dos tipo de especies (es decir, los que se usaron como plantones para la restauración).



Nota: A la izquierda (A) la situación de helipuerto HP-13, donde se puede mapear por separado la cobertura de paca/arbustivas y de bosque secundario. En la derecha (B) se observa la huella de un helipuerto distinguible más que por la diferencia de altura del dosel sino por el cambio de textura que el mismo implica en la fotografía con respecto al dosel circundante (HP-6).

Figura 4: Situación de helipuerto HP-13. Diferencia de altura del bosque secundario con respecto al bosque primario

Todos los helipuertos relevados se encontraron con cobertura vegetal completa (aunque no siempre con dosel) y ninguno mostró signos de procesos erosivos visibles. Ninguno se presentaba reutilizado como chacra por las comunidades nativas. No obstante, el único con mayores probabilidades de haber sido usado de esta manera (HP-5, con viviendas cercanas al sitio) no se llegó a fotografiar ni sobrevolar en el 2018.

Lo que queda como huella total de la sismica se distribuye de la siguiente manera según el tipo de bosque en el cual se encuentra:

- 62.82 % en bosque denso (BAPD)
- 27.09 % en bosque semidenso (BAPSD)
- 8.01 % en paca (PBA)
- 2.08 % en áreas intervenidas por comunidades nativas (Ai)

3.2 FLOWLINE Y PLATAFORMAS MALVINAS - SAN MARTÍN 3

La línea de conducción y plataformas entre Malvinas y San Martín 3 fueron construidas entre los años 2002 y 2003 y el subproyecto completo presenta una huella estabilizada ya desde el año 2015. En la práctica esto implica una superficie de zonas operativas muy constante (mientras no se realicen operaciones especiales sobre las plataformas) y una huella de sectores recuperables que comienza a fluctuar en forma errática, dependiendo de cómo respondan a las temporadas de lluvia los tramos de mayor riesgo de erosión y la magnitud de sus obras de geotecnia.

Estos tramos ya estaban bien definidos en el mapeo realizado para el 2015 y siguen siendo esencialmente los mismos para este mapeo del 2017. Estos son: el sector entre las progresivas Kp-3.0 a Kp-6.5 y el área ya descrita en anteriores informes (Juarez, M.; et al 2016) del Kp18, donde el río Camisea ha llegado a la posición del tendido del ducto en su proceso de erosión lateral.

La huella total del subproyecto para el año 2017 era de 19.71 ha, siendo el 54.5 % áreas operativas (10.75 ha) y el 45.5 % recuperables (8.96 ha). Con respecto a estas últimas, si bien existen pequeños fragmentos de huella a lo largo del todo el ducto, los únicos remanentes cuantitativamente relevantes se detallan en la tabla siguiente (Tabla 3):

Tabla 3: Tramos con huella remanente de áreas recuperables más relevantes para el DdV Malvinas-San Martín 3

Progresiva	Detalle	Hectáreas
Kp-1.0 a 2.1	reabierto en 2012 y usado para la inspección peatonal de los flowlines	0.23
Kp-3.0 a 6.5	tramo de altos riesgos erósivos	2.20
Kp-10	instalación válvula nueva	0.83
Kp-18	by pass sobre flowline	3.09
Kp-31	obra de contención de erosión	1.12

El primer caso (Kp-1.0 a 2.1) se debe a dos factores principales. El primero y más importante es que los primeros 3 km desde Malvinas fueron reabierto como desvío y/o acceso de maquinaria a la obra del flowline construido por Repsol en el año 2012. Otra de las razones por las que se presenta aún con algunos clareos es que se sigue usando como acceso peatonal para inspección a tres de los flowline que llegan a Malvinas. Cuantitativamente no es relevante y geomorfológicamente se encuentra en una terraza fluvial antigua, de muy bajo riesgo de erosión natural.

El segundo tramo (Kp-3.0 a 6.5) es uno de los más significativos no solo por su magnitud sino por su persistencia. Representa de hecho el verdadero núcleo de la huella de áreas recuperables para este subproyecto. Este tramo de la línea de conducción pasa aquí por áreas de colinas altas con muy fuertes pendientes y sustrato geológico poco consolidado. El resultado es que son sectores de alto a muy alto riesgo de erosión natural, con lo que las tareas de mantenimiento de taludes deberán ser permanentes.

En la progresiva Kp-10 (en rigor kp-9.9 a 10.1) la huella no se debe a obras de contención de erosión sino a la instalación de un sector de válvulas nuevas entre los ríos Camisea y Porocari. Como aun no queda bien definido en la imagen el uso de cada parte, en este mapeo se consideró toda la superficie como recuperable. No obstante es destacable por el hecho de que en su conjunto muestra lo que pasa a ser más o menos habitual para este estadio final en el que se encuentra la huella del ducto. Y es que empieza a ser más frecuente que para realizar una obra de mantenimiento del DdV la huella del campamento asociado que se instala

es mayor que la de la obra a realizar. Aquí el clareo para el campamento fue de 0.61 ha y la obra de las válvulas de 0.23 ha.

El tramo del Kp-18 es el de mayor magnitud para el año 2017 y está mostrado en la Figura 5. En este tramo se ha realizado un *bypass* o realineamiento del ducto original para alejar la nueva traza del margen del río Camisea (con fuerte erosión lateral). Este proceso natural ya ha sido descrito en un anterior informe del PMB (Juarez, M.; et al 2016) y hasta ese momento se producía con un ritmo de 9 metros al año. La separación que se ha logrado ahora de dicho margen con la nueva traza es 150 metros. La superficie consignada de la huella incluye el campamento que se instaló en el Kp-20 y que no aparece en la imagen de la Figura 5. Incluido este campamento y el sector donde el ducto fue removido (ver figura 5), la mayor parte de la huella se presentaba en el 2017 con suelo totalmente desnudo.



Nota: Se observa el sector del by pass ya con cobertura de arbustivas, y el tramo del ducto ya levantado aún con suelo desnudo.

Figura 5: Obras de realineamiento sobre el ducto para alejarlo del margen derecho del río Camisea

El último sector con huella remanente mencionado en la Tabla 3 es la obra de contención de erosión mostrada en la Figura 6. Este sector (entre las dos plataformas San Martín) históricamente se presentaba con muy poca huella del DdV y si bien en el 2015 solo se había mapeado un muy pequeño rasgo del mismo (ver Figura 6), posteriormente ha sufrido procesos erosivos más importantes. Esto llevó a la ejecución de la obra que se observa en la imagen del 2017 pero que solo representa 0.60 ha, el resto de la huella considerada en la Tabla 3 es el campamento que se debió instalar en el KP-29.3 y que abarcó una superficie de 0.52 ha.



Figura 6: Huellas mapeadas del DdV en el Kp-31 para los años 2015 y 2017

En cuanto a las áreas operativas, se contabilizaron 10.75 ha en total. De ellas 8.64 ha son las dos plataformas de explotación y el resto los 4 helipuertos semipermanente (1.33 ha) y algunos sectores de válvulas.

La evolución temporal de la huella del subproyecto a lo largo de 17 años se muestra en la Figura 7. Allí se observa que después de varios años de reducción constante de las áreas recuperables, hasta llegar en el 2015 a un mínimo de 5.00 ha, se ha producido un incremento de las mismas en el período 2015-2017. Como ya se ha mencionado, este DdV se encuentra en la etapa final de su evolución de cierre, en el cual las variaciones de su huella tienen cambios más bien erráticos, en este caso con un aumento y no disminución. Este incremento está explicado principalmente por la obra del Kp-18 que representa por si sola la variación entre las dos fechas. En cuanto a las áreas operativas las mismas tienen prácticamente la misma superficie que en el 2015.

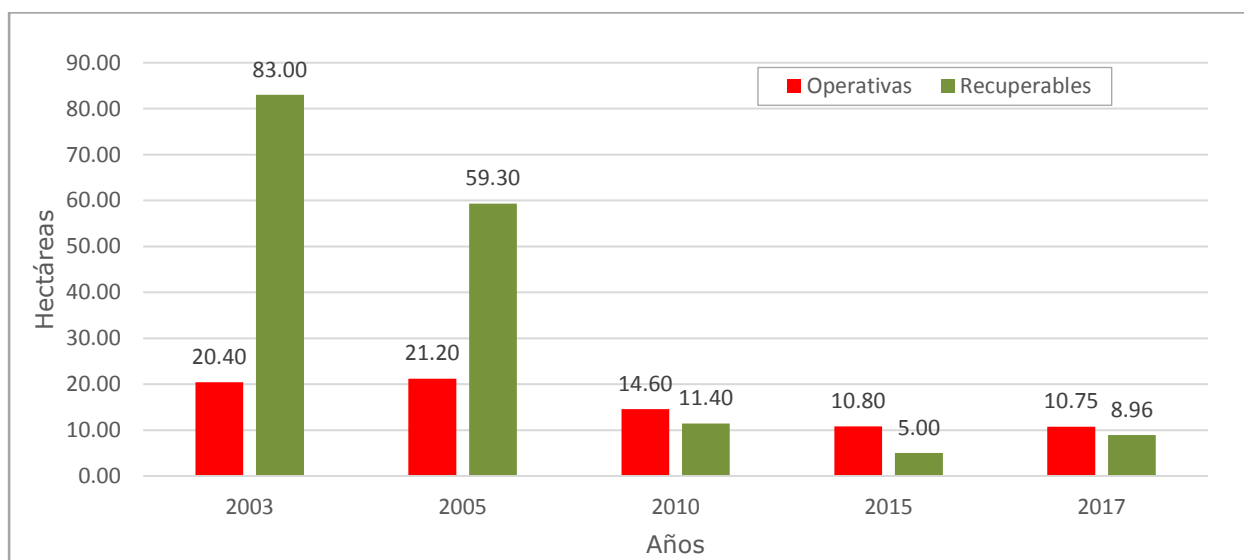


Figura 7: Huella paisajística (en hectáreas) del Subproyecto Flowline Malvinas - San Martín 3 desde su construcción en el 2003 (huella del desbosque) hasta el 2017 (huella remanente), discriminado en sectores operativos y recuperables

3.3 FLOWLINE Y PLATAFORMAS MALVINAS – PAGORENI B

El subproyecto Malvinas-Pagoreni B incluye la línea de conducción hasta Pagoreni B (DdV) y las dos plataformas de explotación de Pagoreni A y B; pero como huella de paisaje también involucran la plataforma abandonada Pagoreni 1x, previa al Proyecto Camisea; algunos sitios de campamentos que se han seguido usando en las operaciones y dos accesos hacia las plataformas, parcialmente cubiertos por el bosque. Desde el 2012 solo se monitorea como huella del DdV al tramo entre Malvinas y Pagoreni A, puesto que la sección hasta Pagoreni B ya pertenece a la huella del flowline hasta Mipaya.

En su conjunto la superficie mapeada para el 2017 fue de 18.22 ha, de las cuales más del 85 % corresponden a las áreas operativas. Se encuentra por lo tanto en la etapa final de cierre, con un mínimo de huella en la línea de conducción y, en este caso, con riesgos mínimos inestabilidades de taludes.

Las áreas recuperables, que suman en total solo 2.71 ha, la conforman mayoritariamente los sitios usados como campamentos temporales en las plataformas y los remanentes de los accesos a ellas (1.60 ha entre ambas clases). Dos de estos sitios ya hace varios años que no se reutilizan (Pagoreni A), pero los presentes en Pagoreni B (también dos) se siguen reabriendo intermitentemente con ese fin. Si bien estos sectores son la mayor parte de las áreas recuperables remanentes, por su conformación son sitios sin ningún tipo de problemas o riesgos erosivos.

El resto de la huella de recuperables está sobre el DdV (1.11 ha) y tampoco presenta importantes problemas de erosión. Los únicos lugares dignos de mencionar están listados en la tabla siguiente.

Tabla 4: Tramos con huella remanente de áreas recuperables más relevantes para el DdV Malvinas-Pagoreni B

Progresiva	Detalle	Hectáreas
Kp-4.5 a 5.1	cruces aéreas de quebradas (3) y taludes	0.29
Kp-11.0 a 11.3	cruce qbra. Meronkiari	0.03
Kp-15.9	obras de contención de erosión	0.43

Ninguno de los tramos que se presentan en la Tabla 4 es de riesgo ni magnitud alta. El primero se menciona sobre todo porque es (y va a seguir siendo) una huella persistente en el tiempo debido a que se trata de cruces aéreos de tres quebradas profundas que desembocan a los pocos metros sobre el río Urubamba. Incluyen dos taludes aún mapeables, pero que no presentan problemas de inestabilidad.

Por el contrario, el sector entre los Kp-11.0 a 11.3 tenía para el 2017 una superficie irrelevante, pero se menciona aquí porque se trata del cruce de la quebrada Meronkiari, que históricamente ha tenido problemas de estabilidad. En esta quebrada se produjeron en el 2008 una serie de deslizamientos que generaron un huaico de más de 2 km de longitud en la época de lluvias.

El sector del Kp-15.9 es también un pequeño sector con cierta inestabilidad, que se pudo mapear en las imágenes del 2017 (con taludes reconstituidos y en parte revegetados) y que por inspección de campo se comprobó que nuevamente era necesaria la restauración de obras de contención de erosión, en noviembre del 2018 (Figura 8).



Figura 8: Obras de restauración de taludes en la progresiva Kp15+900 en noviembre de 2018

En lo referido a las áreas operativas, como se dijo, son con mucho la parte mayoritaria de la huella total del subproyecto para el 2017. El conjunto de ellas suman 15.51 ha, de las cuales la mayoría es de las dos plataformas de explotación y la antigua plataforma Pagoreni 1x, que de seguir presentándose sin actividad (como campamentos temporales, acopio, etc, como se usó en años pasados) se la comenzará a clasificar como área recuperable en futuros mapeos. El relevamiento según el tipo de cobertura vegetal presente es el detallado en la tabla siguiente (Tabla 5) y se observa en la Figura 9. De la inspección en campo (en 2018), como dato relevante se constató que en las plataformas gran parte de las zonas mapeadas como con herbáceas y arbustivas se encuentran invadidas de kudzu tropical (*Pueraria phaseoloides*), especialmente en las plataformas Pagoreni A y Pagoreni 1x.

El resto de áreas operativas lo integran los helipuertos (2) y sectores de válvulas (2) presentes en el cruce subterráneo del río Camisea. Entre las 4 huellas, dispuestas a ambos márgenes del río, suma una superficie de 1.17 ha.

Tabla 5: Superficies mapeadas de las plataformas del subproyecto Malvinas – Pagoreni B, según el tipo de cobertura vegetal para el 2017

Componente	Superficie (ha)	Porcentaje (%)	Cobertura (ha)			
			Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas	Con dosel
Pagoreni A	8.66	47.52	1.29	5.29	1.07	1.00
Pagoreni B	4.29	23.52	1.35	2.69	0.17	0.08
Pag_1x	1.40	7.68	0.02	0.36	0.22	0.80

Nota: Los porcentajes en la tabla están dados en función a la huella total de Subproyecto Flowline Malvinas-Pagoreni B y plataformas asociadas.



Nota: Mapeo según el tipo de cobertura vegetal existente. Ambas imágenes están a la misma escala.

Figura 9: Situación de las plataformas Pagoreni A y B en el 2017

Los cambios de la huella del subproyecto a lo largo de toda su historia hasta el 2017 están graficados en la Figura 10. Después de sufrir un aumento en las áreas operativas para las obras del 2012 (ampliación de Pagoreni A), éstas ya disminuyeron en casi 1 ha comparadas con los valores del 2015. Las zonas recuperables tuvieron una disminución aún mayor hasta sus 2.71 ha actuales. A partir de esta fecha el subproyecto ya se encuentra en su período de cierre final, donde las variaciones anuales serán más aleatorias y no siempre de disminución (dependiendo de las operaciones sobre los sectores de plataformas y las respuestas de los taludes del DdV a las épocas de lluvias).

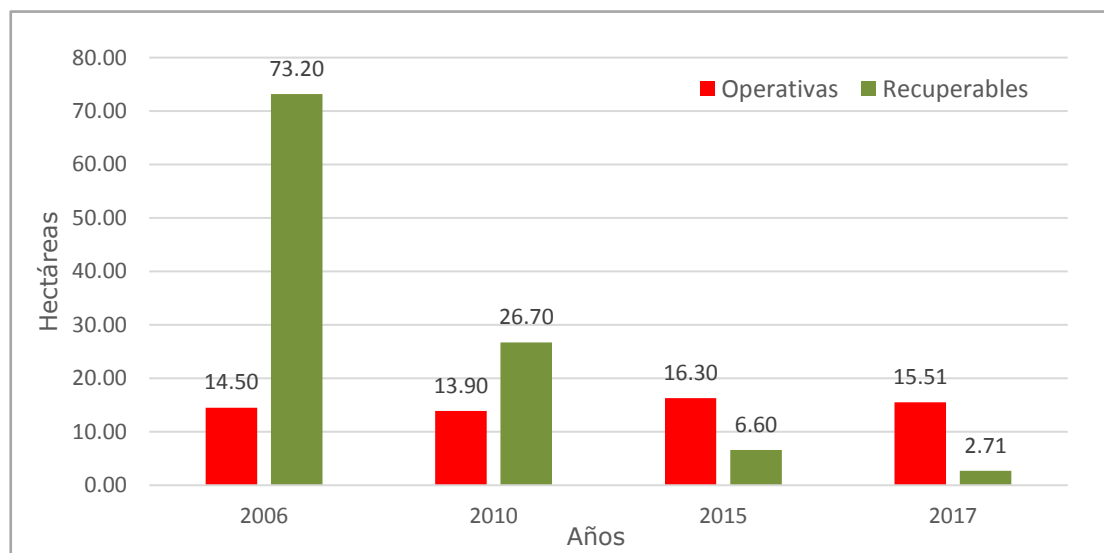


Figura 10: Variaciones de la huella paisajística (en hectáreas) del Subproyecto Flowline Malvinas-Pagoreni B desde su construcción en el 2006 (huella del desbosque) hasta el 2017 (huella remanente), discriminado en sectores operativos y recuperables.

3.4 PLATAFORMA KIMARO C

La plataforma Kimaro C fue parte del proyecto de Ampliación del Programa de Exploración y Desarrollo en el Lote 88, y que incluía también una la exploración sísmica desarrollada en el presente informe (Sección 3.1) . Al igual que esta sísmica, la obra civil y desbosque se realizó en el año 2014 y las perforaciones en los meses siguientes. Debido a que dichos sondeos no dieron los resultados esperados se decidió su abandono definitivo, por lo cual en la reconfiguración de los límites del Lote 88 (año 2017) esta área se dejó fuera del mismo.

El plan de abandono de la locacion implicará a grandes rasgos las siguientes etapas:

- Desmontaje de estructuras e instalaciones
- Reconfiguración del terreno
- Estabilización de taludes
- Reconstitución de drenaje natural
- Acondicionamiento de suelo
- Revegetación/ Reforestación

A partir de concluidas estas tareas, la plataforma quedará en condiciones similares a la de los helipuertos de sísmica. Es decir, si bien de dimensiones mayores, no se realizarán más operaciones en ella y quedará lista para que sea cubierta por la revegetación y la regeneración natural del bosque circundante.

La plataforma contaba con tres clusters de perforación, helipuerto, fosa de quema y varios sectores para campamentos y talleres. Según las imágenes satelitales y fotográficas que cuenta el PMB (ver Figura 11) se registraron las siguientes superficies afectadas:

Tabla 6: Superficie mapeada de la plataforma Kimaro Centro

Plataforma	Superficie (ha)		
	Agosto 2014	Octubre 2014	Setiembre 2017
Kimaro Centro	7.25	8.15	6.41

Las dos primeras fechas corresponden a las instancias de construcción de la plataforma y por lo tanto del desbosque inicial. En agosto de 2014 se contabilizó 7.25 ha de las cuales 1.27 ha aún eran de desbosque parcial. En octubre de 2014 se había llegado a una superficie de 8.15 ha de las cuales solo 0.63 ha eran un desbosque parcial (principalmente para el cono de aproximación del helipuerto). Si bien no se tiene un registro al finalizar la obra, según los planos de proyecto esta última habría sido la superficie del máximo desbosque.

Para el 2017, la huella medida era de 6.41 ha, lo que implica que ya a esa fecha se habían recuperado al menos 1.74 ha. De la huella mapeada, 1.85 ha no tenían cobertura de vegetación y el resto lo tenía de herbáceas y arbustivas, principalmente.



Figura 11: Imágenes Worldview2 y fotografía aérea (centro) de tres momentos de la plataforma Kimaro C. Las dos del 2014 aún en la fase de obras civiles y en el 2017 todavía no abandonada.

3.5 MAPEO REGIONAL - ACTUALIZACIÓN 2019

3.5.1 Unidades de Paisaje a Escala Regional

En el presente informe se publica el mapa de Unidades de Paisaje actualizado al 2019 (ver Anexo 2) y los resultados cuantitativos de dicho mapeo. Esta estadística regional está detallada en la Tabla 7 y Tabla 8. La primera resume las superficies totales y porcentuales de las unidades paisajísticas principales mientras la segunda es la discriminación de una de ellas, áreas intervenidas, según el agente interventor.

Existe una leve disincronía en uno de los datos presentados en el mapa. En el mismo, todas las unidades y rasgos están actualizados para el año 2019 menos la correspondiente a "otros subproyectos" (del PC) de la Tabla 8. La mayoría de los componentes del PC no son posibles de mapear actualmente desde imágenes de resolución media y tampoco deberían estar representados, por un tema de escala, en un mapeo 1:50.000. Las dimensiones de los fragmentos de huella remanente no lo permite. Debido a que el PC es el objeto principal del monitoreo del PMB, siempre se han incluido sus rasgos en estos mapeos regionales, pero provenientes de mapeos con imágenes de alta resolución. De esta manera parte del PC del actual mapeo (el mencionado ítem "otros subproyectos") corresponde al relevamiento con imágenes Wordlview del 2017, con lo cual es estimable suponer que (debido a las tasas de recuperación de cada huella) los valores actuales de ese ítem sean aún menores a los volcados en la Tabla 8. En dicha tabla (y mapa) tampoco se presentan las 19.22 ha de la huella de sísmica analizada en la primera parte de este informe, no solo porque el contraste de escalas es aún mayor sino por la metodología usada para mapearlos (escalado sin georreferenciación).

La planta Malvinas y el DdV del flowline Malvinas-Cashiriari 1 sí están actualizados con las imágenes del 2019. Malvinas porque por sus dimensiones puede ser mapeada y el flowline mencionado porque es un desbosque de este año. El alto contraste actual en las imágenes Sentienl2 entre este clareo y el bosque nativo permite realizar el relevamiento. Sin embargo es importante resaltar que el dato cuantitativo (superficie en hectáreas) de dicho subproyecto en la Tabla 8 es un aproximado de la realidad, porque proviene de un mapeo con imágenes de resolución media (el tamaño de pixel y el ancho del DdV poseen dimensiones parecidas). Es importante, no obstante, porque es el primer registro de esta nueva huella.

Tabla 7: Superficies totales (en hectáreas) y porcentuales de las unidades paisajísticas mapeadas en el área de PMB para el año 2019

UNIDAD	ÁREA (ha)	Porcentaje (%)
Bosque Amazónico Primario denso	91219.34	36.93
Bosque Amazónico Primario Siemidenso	110495.89	44.74
Pacal de Bosque Amazónico	30550.33	12.37
Áreas intervenidas (CCNN, colonos, PC, otros)	9229.47	3.74
Otros (isla, playón, río, etc)	5486.82	2.22
Total área PMB	246981.85	100.00

Nota: Estos valores no contemplan el remanente de huella de 19.22 ha de la sismica 2014, porque no están representados en el mapa regional.

Como se verá en la comparación temporal, si bien algunos valores han cambiado levemente el bosque sigue estando dentro de la clase de bosque inalterado según las clasificaciones clásicas (Castro Nogueira, 2002). Como en la anterior actualización del 2016, las unidades naturales siguen representando el 96.3 % del total de las unidades paisajísticas y solo existe un 3.7 % de áreas alteradas. Los bosques primarios densos (con el 36.9 %) y semidensos (con el 44.7 %) son la gran mayoría del paisaje. Tanto los pacales (12.4 %) como las áreas intervenidas (3.7%) han aumentado levemente desde el relevamiento regional del 2016, en desmedro de todas las otras unidades (inclusive de la de ríos, playones e islas temporarias). Como siempre, los cambios más significativos fueron en las áreas intervenidas y los que generan los ríos en sus procesos de erosión/acumulación.

Al ver el detalle de las áreas intervenidas (Tabla 8) se comprueba que el 93.5 % de ellas son los claros de comunidades nativas y colonos y el PC representa el 4.2 % del total de las intervenciones en el área del PMB. Esto último significa que la huella del PC representa el 0.16 % en el total del área de estudio (o 0.17 % si se calcula con la huella remanente de la sismica 2014). Por otro lado es de destacar que ya la intervención de otras compañías/proyectos comienza a ser un actor igual de relevante que el propio PC. Todas ellas sumadas ya conforman intervenciones por un poco más de la mitad del PC.

Como fue destacado en anteriores informes, el desbosque de la línea eléctrica municipal sigue siendo una huella de magnitudes similares a la del PC (la mitad) y a la de "otras compañías" (casi igual). Este rasgo cobra importancia porque el mismo sí representa una barrera permanente de fragmentación del bosque y esto lo confirma el hecho de que se mantiene en la misma magnitud que en los mapeos anteriores (216.2 ha en el 2016 y 228.7 ha en el 2019).

Las áreas intervenidas directas por comunidades nativas y colonos (chacras y viviendas) sigue siendo por lejos la mayor intervención y/o claros del bosque nativo (8400.6 ha), pero como se verá más adelante, la tasa de aumento de los mismos ha disminuido en estos últimos años.

Con respecto al propio PC se agregaron en este mapeo unas 69.2 ha del nuevo subproyecto del flowline Malvinas-Cashiriari 1. Este valor de claro inicial debe ser tomado como aproximado, puesto que proviene de imágenes de resolución media. A pesar de este agregado, en la comparación con el relevamiento del 2016, la huella total del PC ha disminuido. El proceso de restauración de los otros subproyectos ha sido mayor que el desbosque para este nuevo subproyecto.

Tabla 8: Detalle discriminado de las áreas intervenidas para el año 2019 según el agente interventor, proceso o proyecto que lo generó

ÁREA INTERVENIDA	DETALLE	ÁREA (ha)	% Ai totales	% área PMB
Comunidades Nativas y Asentamiento de Colonos	Ai (CCNN + colonos)	8400.56	91.02	3.401
	Línea eléctrica	228.74	2.48	0.093
	Subtotal	8629.30	93.50	3.494
Otras compañías	GSP (Base, DdV, etc)	48.13	0.52	0.019
	Repsol (Nuevo Mundo, Flowline Malv- Pag A)	117.63	1.27	0.048
	CNPC (base. Peruanitas)	28.55	0.31	0.012
	TGP (Sistema de Transporte)	15.92	0.17	0.006
	Subtotal	210.24	2.28	0.085
Proyecto Camisea (Upstream)	Planta Malvinas	201.06	2.18	0.081
	Flowline Malv-Cashiriari 1	69.25	0.75	0.028
	Otros subproyectos (*)	119.62	1.30	0.048
	Subtotal	389.93	4.22	0.158
Total de áreas intervenidas		9229.47	100.00	3.737

Nota: % Ai totales: porcentajes de cada clase sobre las áreas intervenidas totales; CNPC: Corporación Nacional de Petróleo de China; GSP: Gasoducto Sur Peruano. (*) Otros subproyectos, único valor desactualizado, pues expresa el valor mapeado con las imágenes de 2 años atrás (2017) y no contiene la huella de sísmica (de imposible mapeo desde imágenes de resolución media).

3.5.2 Cambios en las Unidades de Paisaje a Escala Regional. Comparación 2001 - 2007 - 2011 - 2016 - 2019

Las actualizaciones regionales del mapeo de unidades paisajísticas fueron programadas para períodos más a menos regulares de 5 años en el cronograma inicial del PMB. Finalmente se realizan en cuanto se logran conseguir imágenes Landsat (a veces se recurre a varias) con baja cobertura nubosa. Actualmente también se usan imágenes Sentinel2. Es así que estos mapeos se han podido concretar para los años 2001, 2007, 2011 y 2016 al cual se agrega el actual, principalmente con imágenes Sentinel2 del 2019.

A partir de este punto (si bien en cada actualización eran nuevamente corroboradas) estas unidades primarias fueron modificándose en función de los dos procesos más relevantes, en cuanto a cambios, dentro de los períodos de tiempo analizados. Estos procesos son: las **alteraciones antrópicas** de la selva (entre los que el PC es uno de ellos) y los cambios generados por la **dinámica erosiva/deposicional de los ríos principales** (Urubamba, Camisea, Cashiriari). Existen otros procesos como los deslizamientos naturales que también generan claros y que por sus dimensiones no todos son registrados en estos mapeos.

La Tabla 9 muestra el disgregado para cada año de los valores absolutos (en hectáreas) y porcentuales de cada unidad paisajística. En ella se ha tomado el año 2002 como referencia inicial porque en esa época ya el PC había generado sus primeros desbosques, que para el momento eran las obras de construcción de la pista de aterrizaje y campamento Malvinas y más de la mitad del derecho de vía a San Martín 3. En esta tabla (y para todos los años) los

valores contemplan las huellas iniciales o remanentes (según corresponda) de las distintas sísmicas realizadas. Esa es la razón de la diferencia entre los datos mostrados para el 2019 de esta tabla con respecto a las tablas 7 y 8).

En dicha tabla se han separado las intervenciones propias del PC de las generadas por terceros (CCNN, colonos y otras compañías). Juntas llegan al 3.74 % del área total del PMB en el 2019. En la línea temporal, la huella registrada en estos mapeos del PC oscila entre 350 y 400 ha. Esto es así en las "instantáneas" que representan estos mapeos, pero el proyecto ha tenido picos más altos en años intermedios. Por ejemplo aquí para el 2011 el valor es de 365.8 ha, pero al año siguiente, cuando se construyó el flowline Pagoreni A-Mipayaya, la huella llegó a tener casi 470 ha.

Tabla 9: Cambios en superficie totales y porcentuales de las unidades de paisaje en el área del PMB desde 2002 a 2019

UNIDAD	2002		2007		2011		2016		2019	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Bosque Amazónico Prim. denso	83984.0	34.00	92559.9	37.48	91668.9	37.12	91338.4	36.98	91207.3	36.93
Bosque Amazónico Prim. Semidenso	113316.1	45.88	110846.3	44.88	111204.1	45.03	110684.3	44.81	110490.7	44.74
Pacal de Bosque Amazónico	37427.8	15.15	32310.0	13.08	31747.4	12.85	30457.2	12.33	30548.8	12.37
Áreas Intervenidoas por terceros	4281.7	1.73	5048.9	2.04	6143.0	2.49	8253.4	3.34	8839.1	3.58
Áreas Intervenidoas por PC	350.1	0.14	332.0	0.13	365.8	0.15	377.4	0.15	409.1	0.17
Otros (isla, playón, río, etc)	7622.3	3.09	5884.9	2.38	5852.7	2.37	5871.1	2.38	5486.8	2.22
Total área PMB		100.00		100.00		100.00		100.00		100.00

Nota: Incluyen también los proyectos de sísmica.

Como ya se ha mencionado (y se ve en la Tabla 9, de la evolución temporal) la intervención principal en el área de monitoreo del PMB no está dada por el PC sino por la de terceros (esencialmente CCNN y colonos). Sus valores han ido constantemente aumentando desde el 2002 a la fecha, pasando de 4282 ha en el 2002 a las actuales 8839 ha. Ahora bien, si se realiza el cálculo de las tasas de aumento de este ítem en particular, se puede encontrar lo mostrado en la tabla siguiente (Tabla 10).

Tabla 10: Regímenes de aumento de intervenciones de terceros para cada periodo entre mapeos regionales. Velocidad anual de desbosque por dichas intervenciones

Intervenciones de terceros	2002-2007	2007-2011	2011-2016	2016-2019
Hectareas totales	767.19	1094.11	2110.41	585.71
Hectareas por año (ha/año)	153.44	273.53	422.08	195.24

Como los períodos no son regulares, los valores correctos para la comparación son los de las **tasas o regímenes de aumento anuales** (Ha/año). Si bien la constante es el aumento de las áreas intervenidas, en los primeros períodos lo era también el aumento de las tasas anuales de esos períodos. Esto ocurrió en todos los regímenes calculados en los períodos entre 2002 y 2016. Sin embargo, en el último período estas tasas de aumento han disminuido al valor de 195 ha/año, que es un régimen más parecido al de los primeros años del desarrollo del PC. Esto parecería indicar que existiría una menor presión sobre el bosque por parte de las comunidades nativas, que aunque han aumentado su población posiblemente también han ido cambiando sus requerimientos hacia el bosque (al menos en lo referente a las áreas de cultivo: chacras).

Considerando solo los dos últimos mapeos regionales realizados (2016 y 2019) el aumento registrado de las intervenciones de terceros (585.7 ha) es 1.43 veces más que la huella actual del PC (409.1 ha).

La Figura 12 muestra gráficamente las magnitudes comparadas de las intervenciones de terceros (Ai Terceros) y las del PC (Ai PC) a lo largo de 17 años. No solo se observa la diferente escala de los dos procesos, sino que mientras el PC se ha mantenido en valores más o menos estables las otras intervenciones fueron constantemente aumentando, hasta ya duplicar en el 2019 los valores del 2002. El gráfico muestra también la disminución del régimen de aumento para el período 2016 a 2019.

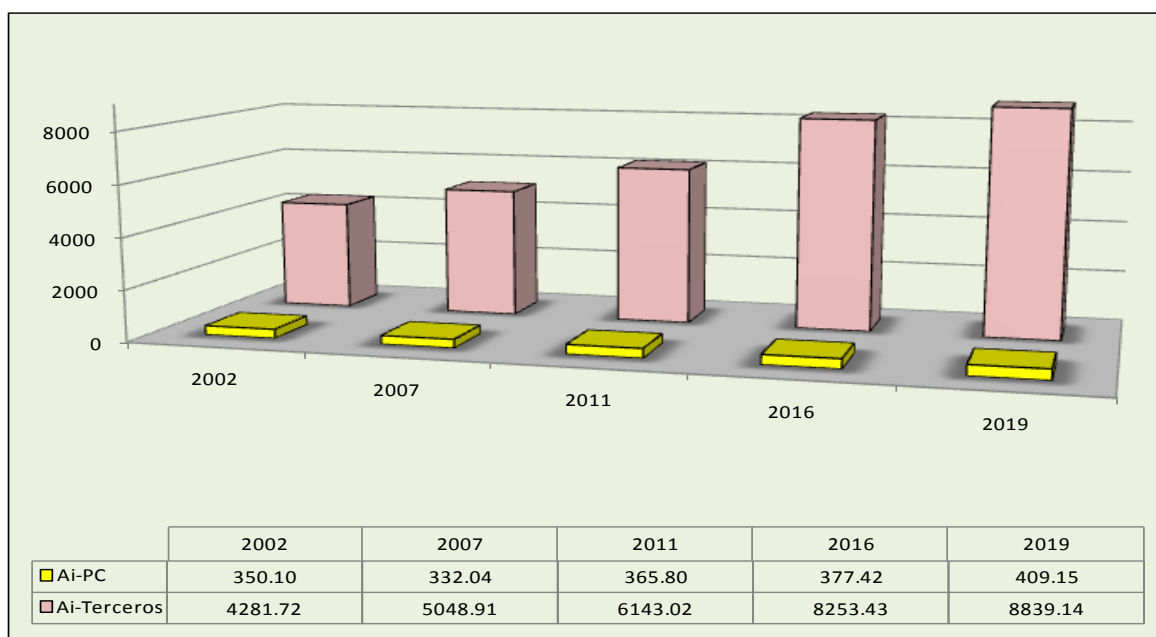


Figura 12: Comparación entre las áreas intervenidas por el PC (Ai PC) y las intervenciones de terceros (Ai Terceros) medidos en el área total del PMB. Valores en hectáreas.

4. CONCLUSIONES

La huella total de los desbosques realizados en el 2014 para la **sísmica del lote 88** era en el 2018 de 19.22 ha, lo que representa una disminución del 38 % con respecto a la huella inicial.

Se han encontrado 9 helipuertos donde la restauración ya ha sido completa y en los restantes la huella ha disminuido del promedio de 0.59 ha del 2014 a unos actuales 0.40 ha. Ello implica una reducción promedio del 32 % para los que aún no han completado su restauración.

El bosque secundario producto de la restauración se encuentra con alturas entre la mitad o 3/4 de la altura del bosque circundante. Según el tipo de cobertura los valores totales muestran que el 78 % de la huella es de bosque secundario y el 22 % tiene cobertura de pacal y/o arbustivas.

Todos los helipuertos relevados se encontraron con cobertura vegetal completa (aunque no siempre con dosel) y ninguno mostró signos de procesos erosivos visibles.

Los remanentes de huella para el 2018 de los helipuertos se distribuyen de la siguiente manera: 62.82 % en bosque denso (BAPD); 27.09 % en bosque semidenso (BAPSD); 8.01 % en pacal (PBA); y 2.08 % en áreas intervenidas por CCNN (Ai).

A pesar de la heterogeneidad en ecosistemas y condiciones que deben atravesar **las distintas líneas de conducción** en su recorrido, uno de los resultados más relevantes de estos más de 15 años de monitoreo paisajístico es que todos muestran evoluciones y regímenes de cierre prácticamente iguales en etapas y valores promedios.

Las etapas de la restauración de todos los ductos del PC se pueden caracterizar de la siguiente manera: i) Etapa inicial, años 0 a 5, con velocidades de cierre entre 15 y 17 % anual; ii) Etapa intermedia, años 5 a 10, con velocidades de cierre entre 10 a 11 % anual; iii) Etapa de final, de los 10 años en adelante, con variaciones erráticas de la huella (que incluyen también períodos de aumento).

La huella total del **flowline Malvinas-San Martín 3** para el año 2017 era de 19.71 ha, siendo el 54.5 % áreas operativas (10.75 ha) y el 45.5 % recuperables (8.96 ha). Si bien existen remanentes a lo largo de todo el DdV, los únicos sectores relevantes (en magnitud y persistencia temporal) son los comprendidos entre las progresivas Kp-3.0 a 6.5 (por inestabilidades naturales de la zona) y la del tramo del Kp-18 (por obras de realineamiento del ducto). Esta última a su vez, en previsión a la fuerte erosión lateral del río Camisea.

En la comparación temporal con el anterior mapeo registrado (del 2015), las áreas operativas se encuentran prácticamente en los mismos valores, mientras las recuperables han aumentado en 3.96 ha; aumento que se debe principalmente por las obras del realineamiento del ducto en el Kp-18.

En el **subproyecto Malvinas-Pagoreni B**, la superficie mapeada para el 2017 fue de 18.22 ha, de las cuales más del 85 % corresponden a las áreas operativas. Este subproyecto también se encuentra ya en la etapa final de cierre, donde las variaciones de la huella son más erráticas.

Para el mismo, las áreas recuperables suman un total de 2.71 ha, y mayoritariamente son de sitios usados como campamentos temporales en las plataformas y los remanentes de los accesos a ellas (1.60 ha entre ambas clases).

Existen solo dos sitios con probables problemas de estabilidad en todo el ducto y por lo tanto persistencia de huella recuperable. Uno está en el Kp-15.9, que representaba 0.43 ha en el 2017 y en el cual se estaban realizando obras de geotecnia en 2018 (visita de campo). El otro tramo es el cruce de la quebrada Meronkiari (Kp-11.0 a 11.3) cuya huella era mínima en el mapeo con imágenes 2017 pero que tiene antecedentes históricos de fuerte inestabilidad.

Las áreas operativas en su conjunto sumaban 15.51 ha y mayoritariamente lo conformaban las dos plataformas de explotación. El resto lo integran las dos válvulas y dos helipuertos del cruce del río Camisea. Tanto la plataforma Pagoreni A como la Pagoreni 1x se encontraban fuertemente invadidas por kudzu tropical en la visita ocular realizada en noviembre del 2018.

En el período entre los dos últimos mapeos el subproyecto Malvinas-Pagoreni B ha disminuido muy poco su huella de áreas operativas y fuertemente en las recuperables (en más del 59 %).

La **plataforma Kimaro C**, que ya ha sido abandonada desde el punto de vista del desarrollo del PC, abarcaba en el 2017 una superficie de 6.41 ha. Esto implicó una disminución de 1.74 ha con respecto al desbosque original del 2014.

El **mapa regional** para el 2019 muestra que el bosque solo posee un porcentaje de intervención, bajo todo concepto, de 3.7 %; lo cual lo sigue colocando como un bosque inalterado según la clasificación del grado de alteración del paisaje (Castro Nogueira 2002). Las unidades primarias mayoritarias son el bosque amazónico primario denso (36.9 %) y semidenso (44.7%).

Sobre el total de las áreas intervenidas el PC solo representa el 4.2 % (o sea el 0.17 % en los 247 000 ha del área de monitoreo del PMB) y la intervención ampliamente predominante es las de comunidades nativas y colonos (93.5 %).

En este nuevo mapeo se agregaron para el PC el desbosque de unas 69.2 ha del nuevo subproyecto del flowline Malvinas-Cashiriari 1. A pesar de esto la huella total solo ha aumentado unas 30 ha con respecto a el registro del 2016 debido a los procesos de restauración de los otros derechos de vía más antiguos.

Por magnitud ya la intervención de otras compañías/proyectos comienza a ser un actor de igual relevancia que el propio PC. Todas ellas sumadas ya conforman intervenciones por un poco más de la mitad del PC.

El desbosque de la línea eléctrica municipal sigue siendo una huella de magnitudes similares a la del PC y representando una barrera permanente de fragmentación del bosque. Las características y valores medidos son muy similares a las del 2016, lo que implica su desbroce constante para mantenimiento.

Las áreas intervenidas por comunidades nativas y colonos sigue siendo por lejos la mayor intervención y/o claros del bosque nativo, pero la tasa de aumento de los mismos ha disminuido en este último período (con respecto a los períodos anteriores). Aun así, el aumento registrado de las intervenciones de terceros solo en estos 3 últimos años (585.7 ha) es 1.43 veces más que la huella actual del PC (409.1 ha).



Capítulo 3 Monitoreo Biota Terrestre: Mamíferos Grandes y Medianos

1. INTRODUCCIÓN

Con el objetivo de mantener la producción de gas natural proveniente de los pozos Cashiriari ubicados en el Lote 88, el Proyecto Camisea planificó la construcción de una línea de conducción de gas (flowline) de una longitud total aproximada de 31 km, con un derecho de vía de hasta 25 m de ancho, paralela a la línea de conducción existente entre la Locación Cashiriari 1 y la Planta de Gas Malvinas (aprobado mediante Resolución Directoral N° 233-2017-SENACE/DCA). La construcción del proyecto se estimó en 29 meses, y la operación hasta finalizar la concesión del lote o hasta llegar al límite de producción de los pozos.

El Programa de Monitoreo de Biodiversidad (PMB) con el propósito de evaluar el impacto de las actividades asociadas a la construcción de esta nueva línea de conducción implementó el monitoreo de la comunidad de mamíferos medianos y grandes², mediante la instalación de trampas cámara a lo largo de su recorrido. Los mamíferos son considerados importantes indicadores de los ecosistemas, ya que son vulnerables a alteraciones de sus hábitats (Lucherini et al., 2004) e influyen en su estructura, composición y dinámica al realizar actividades como la dispersión de semillas, la alteración de poblaciones de insectos, o al servir de alimento para otros carnívoros, entre otros (Charre-Medellín et al., 2016).

Los objetivos específicos del estudio fueron:

- Identificar y analizar la presencia y los patrones de actividad de las especies que integran la comunidad de mamíferos medianos y grandes a diferentes distancias del derecho de vía.
- Identificar si la comunidad de mamíferos de medianos y grandes son impactados por las perturbaciones generadas durante la etapa de construcción del flowline Cashiriari 1-Malvinas.

En el presente estudio se responde a las siguientes preguntas:

- ¿Afecta la construcción del flowline a la comunidad de mamíferos residente, ya sea en su composición o abundancia?
- ¿Varia esa respuesta a los impactos producidos por esta etapa de construcción entre las especies estudiadas?
- ¿Se alteran los patrones de actividad diaria de algunas de estas especies de mamíferos por los impactos producidos durante la etapa de construcción?
- ¿Qué medidas de mitigación adicionales, si fueran necesarias, se podrían implementar para reducir estos impactos a la comunidad de mamíferos que puedan resultar de la construcción del flowline? (de relevancia para futuras obras).

Este estudio someterá a prueba las siguientes hipótesis:

- Con mayor distancia al derecho de vía, la riqueza de especies y abundancia de la comunidad de mamíferos medianos y grandes se incrementará.
- Como consecuencia de la construcción del flowline, el patrón de actividad de algunas de las especies registradas (aquellas con suficientes observaciones) se verá modificado.

En el 2017, antes del inicio de las obras de construcción del flowline, se realizó el levantamiento de información de la mastofauna con el uso de trampas cámara sobre el derecho de vía delimitado por la brigada de topografía (Leunda et al. 2018). Esta información se consideró como línea base para el monitoreo durante la construcción. En este estudio se

² Se considera como especies medianas o grandes a aquellas cuyos adultos pesan más de 1 kg (Botelho et al., 2012; dos Santos & Rodrigues, 2013).

dispusieron 59 trampas cámaras a lo largo de 12 km; distanciadas unos 200 m entre ellas. De estas, 57 trampas cámara funcionaron en promedio 103 días cada una, sumando un total de 5880 trampas/noche. Se registró un total de 26 especies de mamíferos y 12 especies de aves. El ensamble de mamíferos registrado estuvo dominado por los carnívoros, y estos particularmente por los felinos; animales carnívoros estrictos y por lo tanto más susceptibles a los impactos que las especies más generalistas o con dietas omnívoras.

La etapa de construcción línea de conducción de gas implicó la ejecución de obras en paralelo, es decir, trabajos en distintos frentes a lo largo del DdV, y fue necesaria la construcción de cuatro campamentos temporales ubicados en: Locación Cashiriari o kp 0+000, kp 9+600, kp 17+500 y kp 23+500. De manera general, estas actividades consistieron en: desbosque del DdV, movimiento de suelo, apertura de zanja, transporte de tuberías (desfile de tuberías), soldadura, bajado de la tubería a la zanja y tapado. El monitoreo cubrió las actividades posteriores al desbosque y movimiento de tierras. Las trampas se instalaron en julio y se retiraron a fines de octubre y principios de noviembre de 2019.

2. METODOLOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El Flowline Cashiriari 1 – Malvinas (en construcción) se ubica en el Lote 88, en el distrito de Megantoni, provincia de La Convención, departamento de Cusco. Tiene una extensión aproximada de 31 km, y comprende territorios de dos comunidades nativas (Cashiriari y Ticumpinia) y del predio privado Malvinas. Asimismo, parte del flowline (2 km aprox.) se encuentra dentro de la Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros (RTKNN) y de la Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu (Figura 13).

El derecho de vía (DdV) posee aprox. 25 m de ancho y se ubica sobre las tres unidades de vegetación definidas por el PMB: Bosque Amazónico Primario Denso, Bosque Amazónico Primario Semidenso y Pacal de Bosque Amazónico (Figura 14). Se ubica además dentro de las microcuencas de la quebrada Porocari y del río Cashiriari, ambas importantes por su tamaño y contenidas en la subcuenca del río Camisea, la cual desemboca finalmente en la cuenca del río Urubamba.

Las trampas cámaras se instalaron a lo largo del DdV desde la locación Cashiriari 1 hacia la Planta de Gas Malvinas, y dentro de los primeros 200 m en línea perpendicular desde el borde del DdV hacia el bosque.

El área de estudio presenta dos unidades fisiográficas principales: a) Planicies, conformado por playones, islas y terrazas bajas, medias y altas, con pendientes de 1 a 5% y altitudes de 5 a 20 m; y b) Colinoso, conformado por colinas con pendientes de 15 a 75% y altitudes de 60 a 150 m. El paisaje colinoso representa el 82 % del área ocupada por el Flowline.

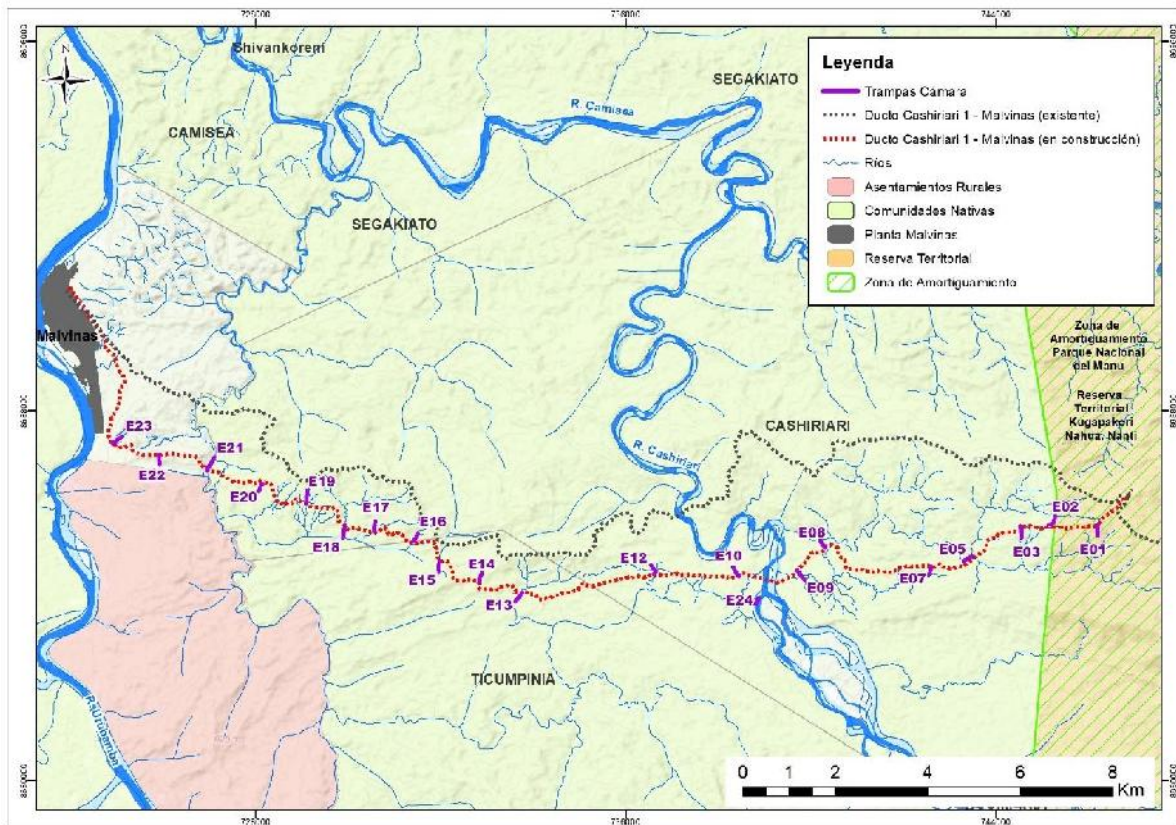


Figura 13: Mapa de distribución de las trampas cámara en el derecho de vía del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas

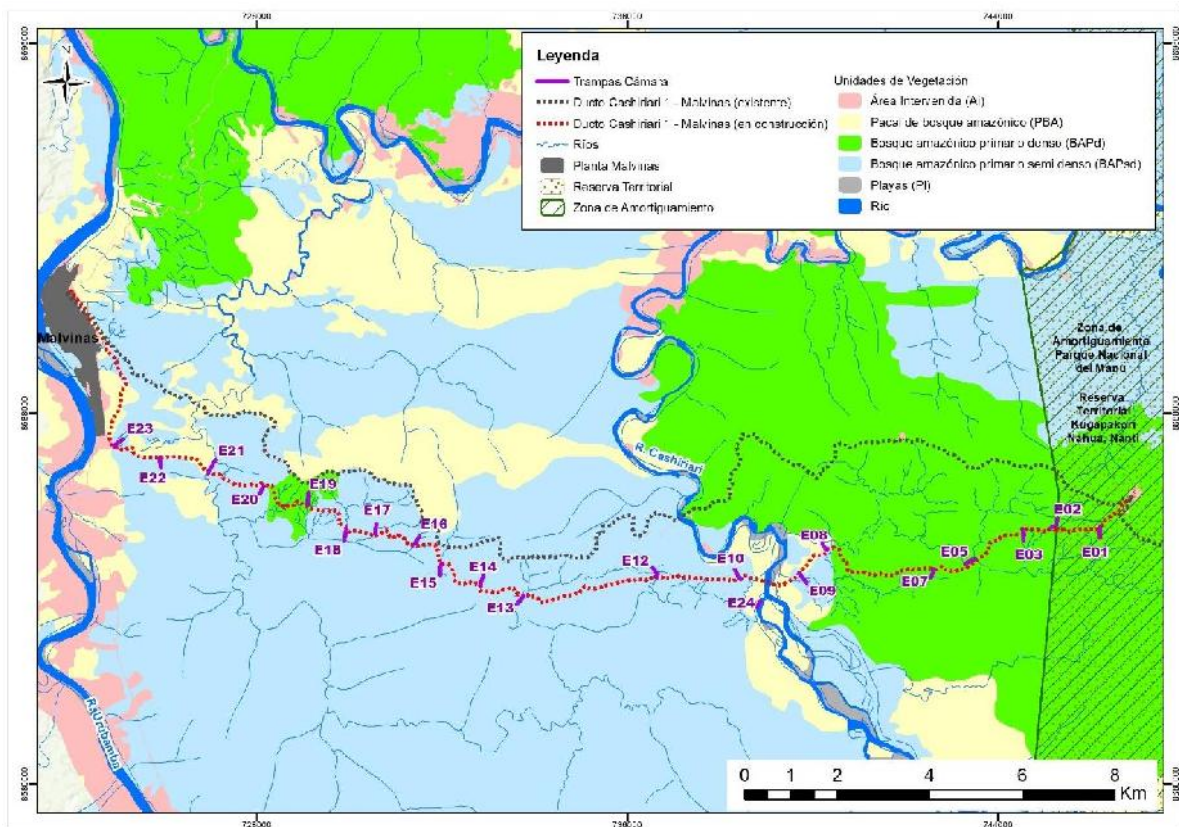


Figura 14: Mapa de unidades de paisaje con la distribución de las trampas cámara en el derecho de vía del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas

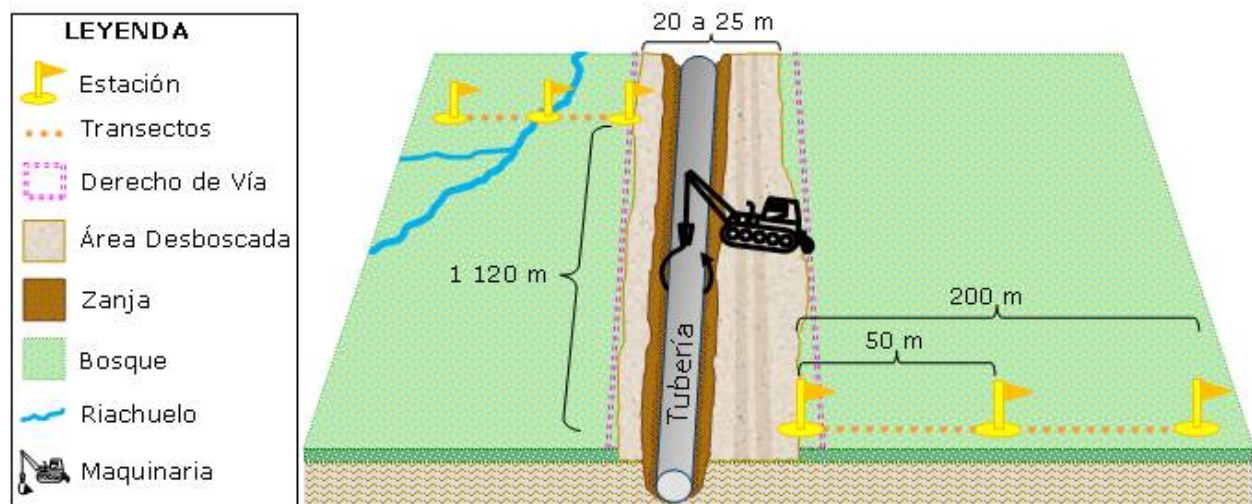
2.2 DISEÑO DE MUESTREO

A lo largo del DdV del flowline en construcción se distribuyeron 20 transectos perpendiculares al DdV y separados entre sí por 1120 m en promedio (DE=650 m; Rango=580-2850 m); debiéndose las diferencias a limitaciones de topografía y accesibilidad.

En cada transecto se distribuyeron tres estaciones de trampas cámara: a 0, 50 y 200 m aprox. del borde del área desboscada para la construcción del flowline. En cada estación se colocó una trampa cámara, de preferencia cerca a quebradas o riachuelos y, cuando éstos no estaban disponibles, en el bosque o en la cresta de las colinas. En todos los casos, se seleccionaron áreas donde hubiesen huellas u otros rastros de posible tránsito de fauna, como caminos, claros, bañaderos o bebederos.

La instalación de las trampas cámara siguió la metodología estándar para el registro de mamíferos grandes y medianos (Maffei et al. 2002; Wallace et al. 2003; Silver et al. 2004; Tobler et al. 2008).

Se consideró al DdV (estación a 0 metros) como la zona de mayor impacto, a las estaciones a 50 metros como de impacto medio, y a las estaciones a más de 200 metros como de bajo impacto.



Nota: Las imágenes no corresponden a un modelo a escala. Las distancias son referenciales.

Figura 15: Esquema de la distribución de los transectos y las estaciones de monitoreo con trampas cámara durante construcción del Flowline Cashiriari 1 - Malvinas.

2.3 INSTALACIÓN DE TRAMPAS CÁMARA

Se utilizaron 61 trampas cámara de la marca Bushnell (Trophy Cam HD modelos Aggressor y Essential). El acceso a los transectos de trampas cámara se realizó a pie o mediante vehículos de personal tipo oruga (Morooka) habilitados para el tránsito seguro por el derecho de vía del flowline en construcción, y a las zonas más alejadas se accedió por vía aérea. Una vez que el equipo se aproximó al punto propuesto con ayuda de un GPS, se buscó un sitio óptimo para el registro de fauna silvestre, por ejemplo una quebrada, una zona abierta o un cruce de animales. Se procedió a limpiar la zona por donde se esperaba el pase de animales, eliminando la vegetación que pudiera bloquear la fotografía o provocar disparos nulos. Las trampas se instalaron a unos 40 – 50 cm de altura, amarrándolas con la correa proveída por el fabricante o con un cable-candado. Las trampas se colocaron por lo menos a 2 metros de donde se esperaba que pase el animal.

Las trampas se programaron para funcionar continuamente las 24 horas del día y para tomar 3 fotos consecutivas, y luego 5 segundos de reposo antes de tomar la siguiente serie de

3 fotos. Algunas trampas se programaron para grabar videos de 10 segundos como material de apoyo a las fotos. Al momento de la instalación se apuntó el número o código de la trampa cámara, el punto o nombre asignado al sitio, las coordenadas en UTM y algunas características de la zona.

Las trampas ubicadas al borde del DdV se dispusieron de la siguiente manera: 10 trampas dirigidas hacia el tránsito sobre el mismo DdV en construcción, y 10 trampas enfocadas hacia el interior (7 hacia quebradas pequeñas, 2 hacia quebradas de mayor caudal: Porocari y Potsonatani, y una al borde de un pacal). Las trampas ubicadas a 50 m del DdV se instalaron 10 en quebradas, 2 en ríos, 7 en áreas de bosque y una en pacal; y las cámaras a más de 200 m se colocaron 12 en quebradas, 2 en ríos y 6 en áreas de bosque.

Las trampas se instalaron en julio de 2019, y se revisaron al mes de su instalación para verificar su funcionamiento y realizar una primera descarga de las memorias fotográficas. Finalmente, el retiro de las cámaras se realizó a fines de octubre y principios de noviembre de 2019. Lamentablemente, 7 cámaras fueron robadas, por lo que se perdió la información de éstos puntos y quedaron funcionales 54 estaciones de las 61 originalmente instaladas (60 trampas cámara en el área del proyecto y una adicional al borde del río Cashiriari).

2.4 ANÁLISIS DE LOS DATOS

A partir de las fotografías y videos obtenidos de las trampas cámara, se registró la siguiente información de cada captura: especie, lugar, fecha, hora, coordenadas geográficas y datos adicionales como número de individuos, presencia de crías o características del individuo.

Se determinó el esfuerzo de muestreo, y una vez obtenida la lista de todas las especies, se estandarizó el número de capturas estimando el índice o frecuencia de captura.

2.4.1 Esfuerzo de muestreo

El esfuerzo de muestreo se calculó para cada distancia al derecho de vía, es decir se sumaron los días que cada trampa cámara estuvo funcionando en el campo a 0, 50 y 200 m.

2.4.2 Frecuencia de captura

Se relacionó el número de capturas por especie en todas las estaciones a una misma distancia del derecho de vía con el esfuerzo de muestreo a esa distancia (0, 50 y 200 m), y luego se estandarizó con un esfuerzo de muestreo de 1000 trampas/noche para todos los casos (Carbone et al., 2002; Wallace et al., 2003).

$$\text{Frecuencia de captura} = \frac{\text{Número de capturas por especie}}{\text{Esfuerzo de muestreo}} \times 1000$$

2.4.3 Índices de diversidad y homogeneidad

Se estimó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') que combina la diversidad de especies (o riqueza) y la abundancia o cantidad de registros por especie, y el índice de Equidad de Pielou (J) que mide la riqueza basándose en la homogeneidad en la distribución de las observaciones en cada ítem, y por ello también es llamado índice de homogeneidad porque es un indicativo de, en el caso de los estudios de fauna y flora, que tan bien están distribuidos los individuos entre las especies (Magurran 2005). Para la estimación de los índices se empleó el programa Past (Hammer et al. 2001).

2.4.4 Comparación con la evaluación anterior

En el año 2017 se instalaron 57 trampas cámara sobre (lo que en aquel tiempo sería) la futura línea del flowline, y que era una senda transitable sólo a pie. De éstas se seleccionaron las especies fotografiadas por las 20 trampas que estuvieron más cerca de las trampas que fueron

instaladas en el presente estudio, y se estimó la frecuencia de captura (número de registros/esfuerzo de muestreo) para estandarizar la comparación con 20 cámaras en cada muestreo. En ese estudio, se identificaron 26 especies de mamíferos, mas otros roedores pequeños pertenecientes a las familias de ratones (Cricetidae) y ratas espinosas (Ecymidae), que no lograron identificarse a genero o especie, por lo que no fueron tomadas en cuenta en el análisis.

2.4.5 Comparación estadística entre años y tratamiento de distancia al DdV

Para comparar impactos potenciales debido a la construcción de la línea de conducción de gas sobre la presencia, composición y uso del hábitat de los mamíferos dentro del área de influencia del Proyecto, se realizaron análisis estadísticos para probar las siguientes hipótesis nulas:

- H0 1: No hubo cambios en la composición o abundancia de la comunidad de mamíferos entre 2017 y 2019, debido a la construcción del oleoducto.
- H0 2: No hubo diferencia en la ocupación o el uso del hábitat entre 2017 y 2019.
- H0 3: En 2019, no hubo diferencia en la ocupación o uso del hábitat entre tratamientos.
- H0 4: En 2019, no hubo diferencia en la composición o abundancia de mamíferos entre tratamientos

Con los paquetes *dplyr*, *tidyverse* y *ggplot2* en R, se analizaron las bases de datos de 2017 y 2019 para producir gráficos y tablas. Los datos de 2019 se dividieron en un subconjunto de los tres tratamientos de distancia (0, 50, y 200 m). Los datos del 2017 (N=60) fueron agrupados de manera aleatoria en R usando la técnica de remuestreo *bootstrap*. El remuestreo *bootstrap* permite igualar el esfuerzo de muestreo y comparar el muestreo de 2017 con el muestreo que se hizo dentro del DdV en el 2019 (N=20)

Se calculó la Ocupación ingenua u observada ("*Naive Occupancy*"-NO) para cada año y tratamiento de distancia. Este parámetro es la proporción de registros únicos de trampas cámara en las que se detectó una especie dividido por el número total de ubicaciones de trampas cámara.

Los valores oscilan entre 0 y 1 y proporcionan una indicación de la extensión de la presencia de especies en el área muestreada y una indicación de dónde es más o menos probable que se detecte la especie en lugar de una estimación de la ocupación real. Cuanto más cerca esté el valor a 1, mayor será la proporción de sitios donde se encuentran las especies (Rovero y Spitale, 2016). Para cada especie, se calculó el índice de abundancia relativa (*Relative Abundance Index* -RAI), como el número de capturas dividido por el esfuerzo de muestreo (es decir, el número de días de cámara) multiplicado por 100, lo que indica el número de capturas por 100 días de captura con cámara. Por lo tanto, el RAI es la relación entre los eventos fotográficos y el esfuerzo de muestreo. Tanto el RAI como el NO están influenciados por el diseño de muestreo, como la ubicación de las cámaras trampa y el comportamiento de una especie (Hedwig et al 2018).

Para evaluar los cambios en ocurrencia de especies debido a la construcción de la línea de conducción, se utilizó la prueba de Wilcoxon, una prueba de hipótesis estadística no paramétrica para comparar los datos de 2017, antes de la construcción, con el 2019, durante la construcción. Para probar si las especies exhiben valores de detección y RAI similares dentro del DdV en comparación con 50 y 200 m, se utilizó las pruebas de Wilcoxon para comparar entre estos dos tratamientos. Las comparaciones entre los tres tipos de tratamientos (0, 50 y 200 m) se llevaron a cabo mediante un análisis de varianza no paramétrica bidireccional de Friedman.

2.4.6 Patrones de actividad

Las trampas cámara fueron programadas para realizar un monitoreo continuo de 24 horas por día, las fotografías obtenidas se ordenaron por hora de registro para cada especie con el fin de elaborar histogramas de frecuencias de actividad. Para comparar entre varios estudios (con diferente esfuerzo de captura o tasas de captura variables) se transformó este número de registros por hora en porcentaje, y de esta manera se estandarizó las frecuencias. Para las comparaciones entre temporadas, se tomaron en cuenta solo las especies que tuvieron más de 20 registros en cada estudio o punto de muestreo.

3. RESULTADOS

3.1 ESFUERZO DE MUESTREO

Debido a que algunas trampas fueron robadas, el esfuerzo de muestreo fue diferente a cada distancia del derecho de vía, como se detalla a continuación:

Tabla 11: Esfuerzo de muestreo con trampas cámara

Distancia respecto al DdV	Esfuerzo de muestreo (total de trampas noche)
0 m	1575
50 m	1880
200 m	1802

3.2 RIQUEZA Y FRECUENCIA DE CAPTURA

Se identificaron 28 especies de mamíferos medianos y grandes, distribuidos en 8 órdenes y 17 familias (Tabla 12). La especie con mayor número de registros fue el tapir (*Tapirus terrestris*), con 266 registros. Otras especies con abundantes registros —más de 100 observaciones— fueron el majáz (*Cuniculus paca*), el venado (*Mazama* sp.), el añuje (*Dasyprocta variegata*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*). Se registraron algunas especies raras de fotografiar con trampas cámara, como la nutria (*Lontra longicaudis*) y el machetero (*Dinomys branickii*), e incluso algunas especies que no se habían observado en estudios anteriores, como el ronsoco (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y la muca de agua (*Chironectes minimus*).

Tabla 12: Especies de mamíferos medianos y grandes registrados por trampas cámara en el Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (Julio – Octubre 2019)

Familia	Especie	Nombre común	Registros				Frecuencia*			MINAGRI 2014	UICN 2019
			0 m	50 m	200 m	Total	0 m	50 m	200 m		
ORDEN: DIDELPHIMORPHIA											
Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya	3	3	12	18	1.9	1.6	6.7	-	LC
	<i>Caluromys lanatus</i>	Muca peluda	0	0	1	1	0	0	0.6		LC
	<i>Chironectes minimus</i>	Muca de agua	0	0	1	1	0	0	0.6		

Familia	Especie	Nombre común	Registros				Frecuencia*			MINAGRI 2014	UICN 2019
			0 m	50 m	200 m	Total	0 m	50 m	200 m		
ORDEN: XENARTHRA											
Dasypodidae	<i>Dasyus novemcinctus</i>	Armadillo de 9 bandas	3	24	30	57	1.9	13	17	-	LC
	<i>Priodontes maximus</i>	Armadillo gigante/ Yungunturo	4	4	3	11	2.5	2.1	1.7	VU	VU
Myrmecophagi- dae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero gigante	0	0	1	1	0	0	0.6	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso hormiguero	1	0	1	2	0.6	0	0.6	-	LC
ORDEN: RODENTIA											
Sciuridae	<i>Sciurus sp.</i>	Ardilla	1	14	31	46	0.6	7.4	17	-	-
Dinomyidae	<i>Dinomys branickii</i>	Pacarana / Machetero	1	0	0	1	0.6	0	0		
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Majaz	74	53	80	207	47	28	44	-	LC
Dasyprocti- dae	<i>Dasyprocta variegata</i>	Añuje	40	64	50	154	25	34	28	-	LC
	<i>Myoprocta pratii</i>	Punchana	0	14	6	20	0	7.4	3.3		
Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Ronsoco	0	0	1	1	0	0	0.6		
ORDEN: LAGOMORPHA											
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo	40	14	3	57	25	7.4	1.7	-	LC
ORDEN: CARNIVORA											
Felidae	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	3	3	5	11	1.9	1.6	2.8	NT	NT
	<i>Puma concolor</i>	Puma	10	9	13	32	6.3	4.8	7.2	NT	LC
	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	60	29	44	133	38	15	24	-	LC
	<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	0	8	3	11	0	4.3	1.7	DD	NT
Canidae	<i>Atelocynus microtis</i>	Perro de monte	0	2	0	2	0	1.1	0		
Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	Hurón	0	4	5	9	0	2.1	2.8	-	LC
	<i>Lontra longicaudis</i>	Nutria	1	0	2	3	0.6	0	1.1	NT	NT
	<i>Eira barbara</i>	Manco	3	14	23	40	1.9	7.4	13	-	LC
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Coatí de cola anillada	0	1	0	1	0	0.5	0	-	LC
	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache cangrejero	19	17	48	84	12	9	27	-	LC

Familia	Especie	Nombre común	Registros				Frecuencia*			MINAGRI 2014	UICN 2019
			0 m	50 m	200 m	Total	0 m	50 m	200 m		
ORDEN: ARTIODACTYLA											
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Sajino	3	16	22	41	1.9	8.5	12	-	LC
Cervidae	<i>Mazama spp.</i>	Venado	40	72	91	203	25	38	50	DD	DD
ORDEN: PERISSODACTYLA											
Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir / Sachavaca	69	101	96	266	44	54	53	NT	VU
ORDEN: PRIMATES											
Cebidae	<i>Cebus apella</i>	Machín	0	0	1	1	0	0	0.6		
Total de especies			18	20	25	28					
Total de registros			375	466	573	1414					

Nota: *Frecuencia: expresada por capturas por cada 1000 trampas/noche. MINAGRI 2014, Categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas (D.S. N° 004-2014-MINAGRI). IUCN Red List of Threatened Species 2019 (<http://www.iucnredlist.org>). VU: Vulnerable. NT: Casi Amenazado. LC: preocupación menor. DD: Datos insuficientes.

Además de los mamíferos, se registraron 4 especies de aves de porte mediano; de ellos destacó por su abundancia el paujil (*Mitu tuberosum*) con 62 registros; luego se encuentran el trompetero (*Psophia leucoptera*) y la perdiz (*Crypturellus sp.*) con 26 y 24 registros, y finalmente la pava (*Penelope jacquacu*) con 17 (Tabla 13). Ninguna ave presentó categorización de amenaza a nivel nacional o internacional.

Tabla 13: Especies de aves registrados por trampas cámara en el Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (Julio – Octubre 2019)

Familia	Especie	Nombre común	Registros				Frecuencia*		
			0 m	50 m	200 m	Total	0 m	50 m	200 m
Tinamidae	<i>Crypturellus sp.</i>	Perdiz	1	12	11	24	0.6	6.4	6.1
Cracidae	<i>Mitu tuberosum</i>	Paujil	1	26	35	62	0.6	13.8	19.4
	<i>Penelope jacquacu</i>	Pava	0	7	10	17	0	3.7	5.5
Psophiidae	<i>Psophia leucoptera</i>	Trompetero	0	15	11	26	0	8.0	6.1

Nota: *Frecuencia: expresada por capturas por cada 1000 trampas/noche.



Figura 16: Registro de ocelote (*Leopardo pardalis*) a 0 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (agosto 2019)



Figura 17: Registro de sajino (*Pecari tajacu*) a 0 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (agosto 2019)



Figura 18: Registro de nutria (*Lontra longicaudis*) a 0 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (octubre 2019)



Figura 19: Registro de manco (*Eira barbara*) a 0 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (agosto 2019)



Figura 20: Registro de ocelote (*Leopardo pardalis*) a 0 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (agosto 2019)



Figura 21: Registro de Jaguar (*Panthera onca*) a 0 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (agosto 2019)



Figura 22: Registro de venado (*Mazama* sp.) con cría a 0 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (agosto 2019)



Figura 23: Registro de perro de monte (*Atelocynus microtis*) a 50 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (setiembre 2019)



Figura 24: Registro de armadillo gigante (*Priodontes maximus*) a 200 del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (octubre 2019)



Figura 25: Registro de puma (*Puma concolor*) en la quebrada Potsonatani a 200 m del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas en construcción (julio 2019)



Figura 26: Registro de margay (*Leopardus wiedii*) con cría a 200 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (setiembre 2019)



Figura 27: Registro de tapir (*Tapirus terrestris*) con cría a 200 metros del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas, en construcción (agosto 2019)

3.2.1 Estaciones a 0 metros

Se registraron 18 especies de mamíferos en las estaciones a 0 m del área de desbosque. Las especies con mayor número de registros fueron: majáz (74), tapir (69), ocelote (60), venado, añuje y conejo (40, cada uno) (Tabla 12). Las otras especies tuvieron menos de 20 registros. La mayoría de las especies registradas son comunes de fotografiar con trampas cámara; sin embargo, se registraron dos especies que no suelen aparecer en trampas cámara: la nutria (*Lontra longicaudis*), que al ser un mamífero acuático no suele registrarse con trampas cámara, y el machetero (*Dinomys branickii*) que es una especie naturalmente rara. Cada uno tuvo una fotografía o 0.6 registros/1000 trampas noche).

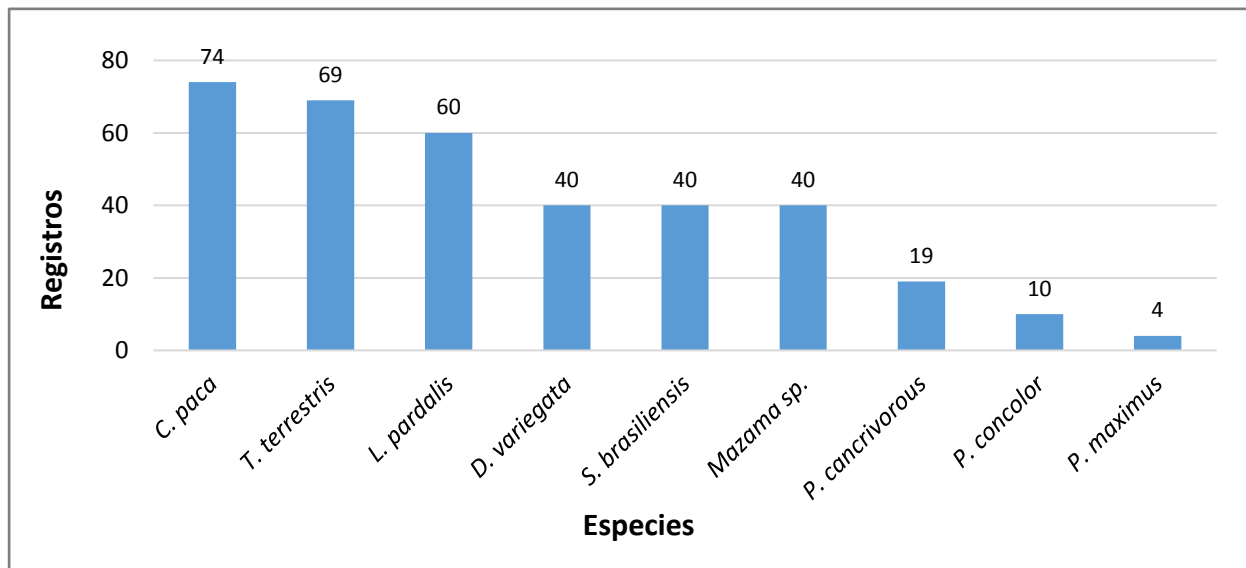


Figura 28: Número de registros por especie en la estación a 0 metros

En las 10 estaciones con las trampas enfocadas directamente hacia el DdV, se registraron 10 especies en 66 fotos. Estos animales fueron registradas caminando sobre el área desboscada del DdV, y probablemente atravesaron éste de un lado a otro. Las más comunes, con 10 registros o más, fueron el ocelote y el venado (Figura 29). Lo mas relevante de los registros realizados sobre el mismo DdV es que el 90% fueron realizados en horas nocturnas donde no hay tráfico de vehículos ni de gente. En las 10 estaciones restante que no estaban enfocadas hacia el DdV, se registraron 18 especies en 309 fotos. Probablemente esos animales usaron las quebradas o los ríos para cruzar el área desboscada.

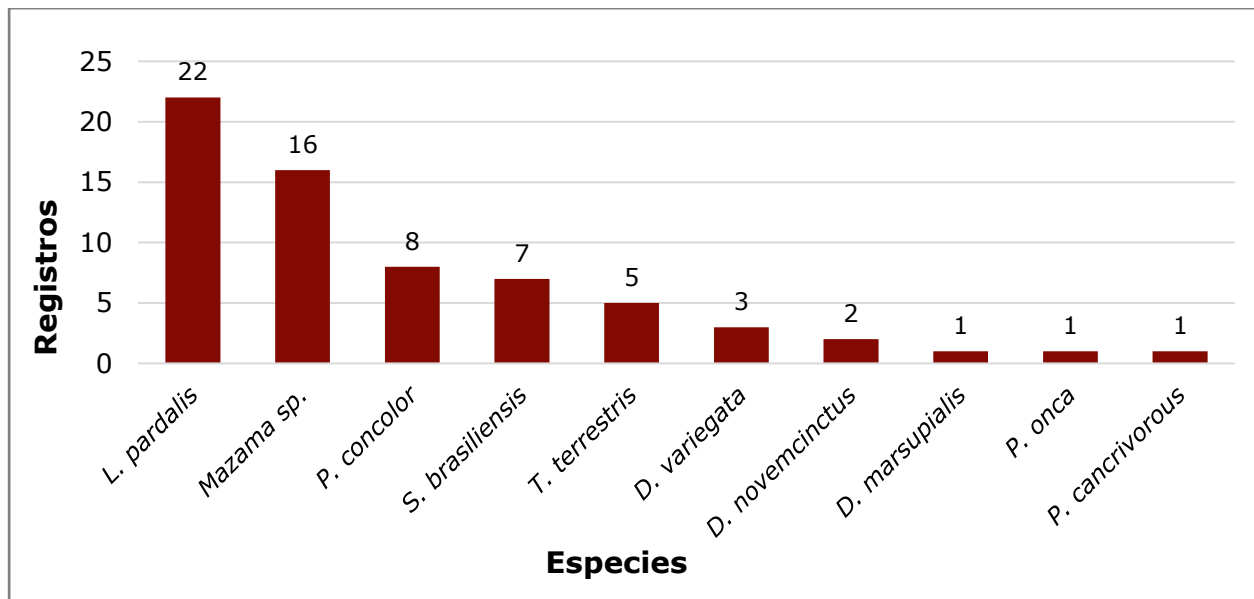


Figura 29: Mamíferos fotografiados caminando o cruzando el DdV

3.2.2 Estaciones a 50 metros

Se registraron 20 especies de mamíferos a 50 m del área de desbosque. Las especies con mayor número de registros fueron: tapir (con 101 registros), venado (72 registros), añuje (64), majáz (53), ocelote (29) y armadillo de nueve bandas (24) (Figura 30). El resto de especies obtuvieron menos de 20 registros cada uno (Anexo 3).

Se observaron además otras especies poco comunes, como el perro de monte (*Atelocynus microtis*) y el hurón (*Galictis vittata*) con 2 y 4 fotografías; y 1.1 y 2.1 registros/1000 trampas-noche respectivamente. Asimismo, se registraron las 4 especies de aves mayores reportadas, de las cuales las más comunes fueron el paujil y la pava.

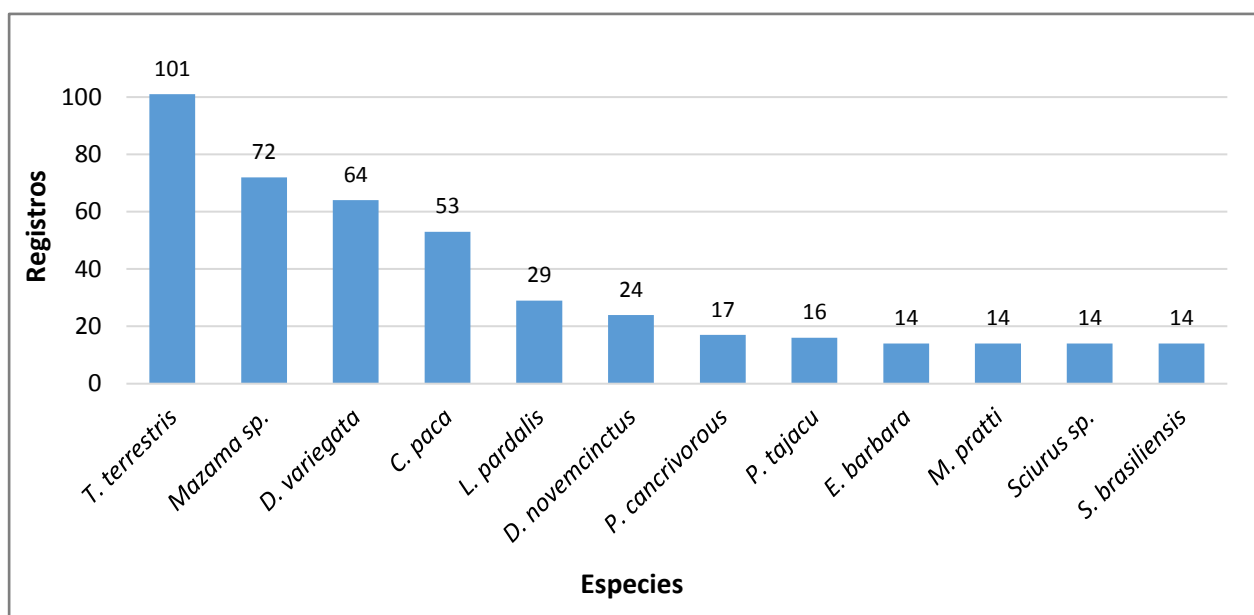


Figura 30: Número de registros por especie en las estaciones a 50 metros del derecho de vía

3.2.3 Estaciones a 200 metros

Se registraron 26 especies de mamíferos. Las especies con mayor número de registros fueron: tapir (96 registros), venado (91), majáz (80) añuje (50), mapache (48), ocelote (44), ardilla (31) y armadillo nueve bandas (30). El resto de especies tuvo menos de 30 registros cada uno (Figura 31).

También se registraron especies poco comunes la muca de agua (*Chironectes minimus*), el ronsoco (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y el oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*), con 1 fotografía o 0.6 registros/1000 trampas-noche cada uno. Además, se registraron las 4 especies de aves grandes reportadas para este estudio.

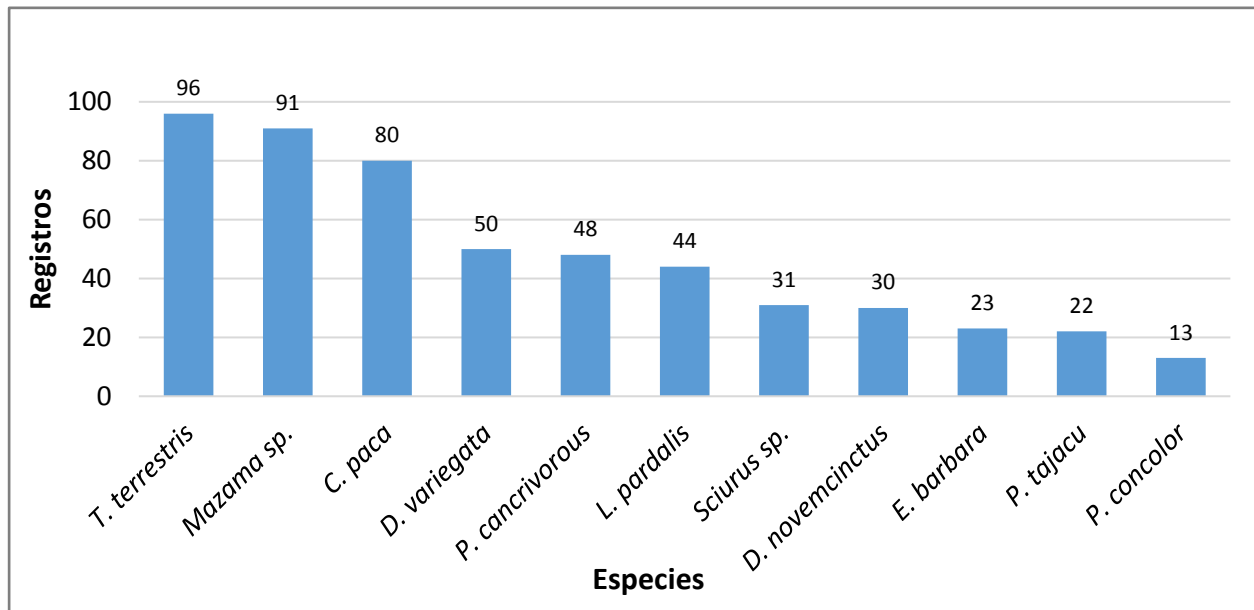


Figura 31: Número de registros por especie en las estaciones a 200 metros del derecho de vía

3.3 COMPARACIÓN ENTRE DISTANCIA AL DDV

3.3.1 Número de especies (riqueza)

En las estaciones junto al DdV se observaron menos especies que en las estaciones al interior del bosque; se registraron 18 especies, en comparación a 20 y 26 especies de las estaciones a 50 y 200 metros, respectivamente.

Cabe resaltar que se obtuvo el registro exclusivo de machetero en una de las estaciones sobre el DdV; sin embargo, a esta distancia se registraron otras ocho especies que si tuvieron varios registros en las estaciones mas lejanas, entre ellas punchana (*Myoprocta pratti*), margay (*Leopardus wiedii*) y hurón.

En las estaciones ubicadas dentro del bosque también se obtuvieron registros exclusivos: el perro de monte y el coatí de cola anillada (*Nasua nasua*) solo se registraron a 50 metros del desbosque; mientras que la muca peluda (*Caluromys lanatus*), el machín (*Cebus apella*), el oso hormiguero gigante, la muca de agua y el ronsoco sólo fueron registrados en las estaciones a 200 metros.

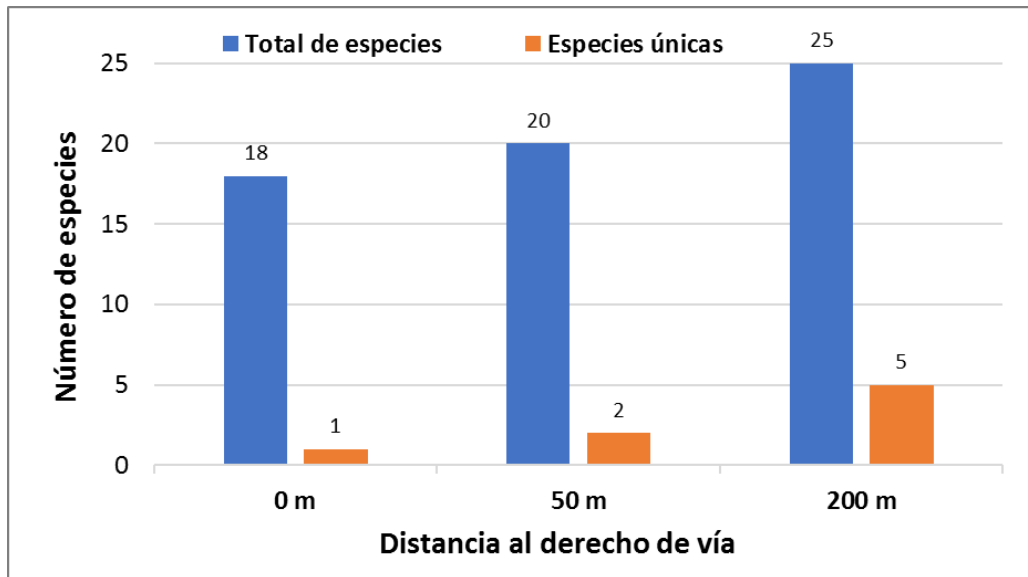


Figura 32: Número total de especies y especies exclusivas a cada estación

3.3.2 Abundancia (número de registros)

En lo que respecta a la abundancia (número de registros por especie), se observó mayor cantidad de registros en las estaciones a 200 m (573 registros), luego en las estaciones a 50 m (466), y por último en las estaciones a 0 metros (375).

3.3.3 Frecuencia de captura

Estimando las frecuencias de captura (registros/1000 trampas noche) para las especies más comunes (con más de 10 registros), se observó que las diferencias en los índices no fueron grandes con respecto a la cercanía al área desboscada; de hecho, el ocelote y el conejo fueron más frecuentes en las estaciones cercanas al DdV que en los otros dos puntos; estas dos especies fueron más registradas sobre el mismo DdV. Por otro lado el armadillo, ardilla, sajino y manco aumentaron sus registros mientras más se alejaban del DdV y otras especies, como el tapir o el añuje tienen similar índice de captura para todos los puntos de muestreo (Figura 33).

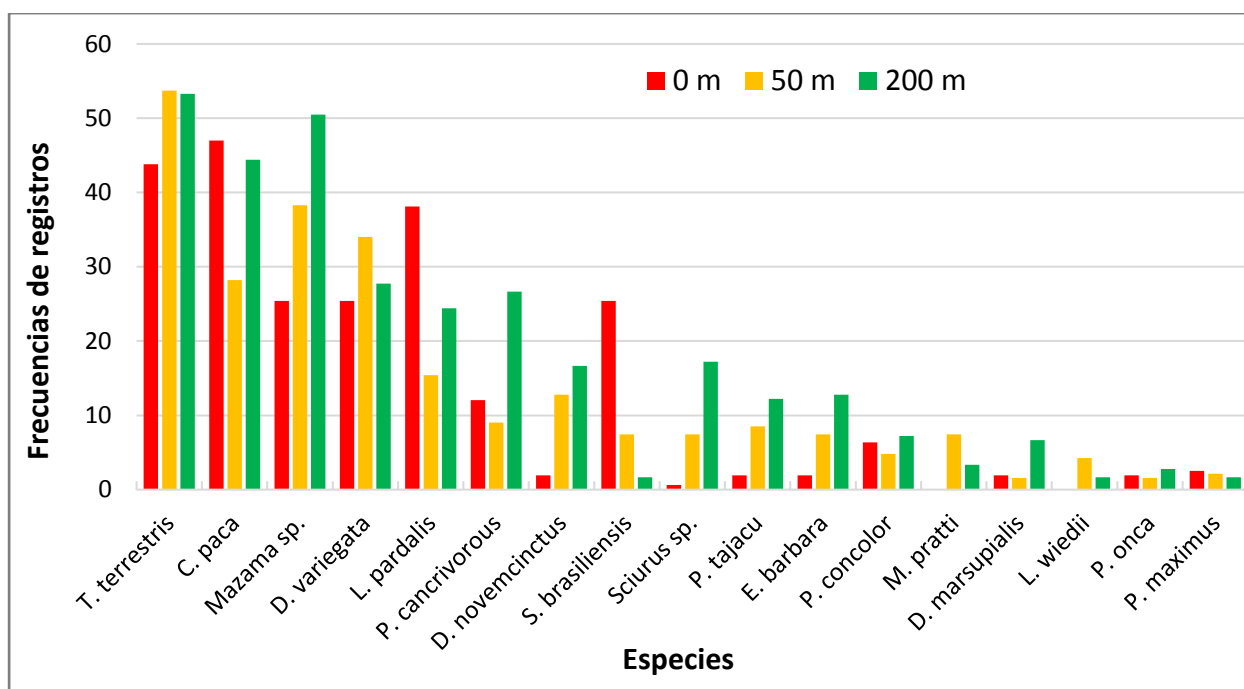


Figura 33: Frecuencias de captura (registros/1000 trampas-noche) para las especies con más de 10 registros en total

3.3.4 Índices de diversidad y homogeneidad

La diversidad y abundancia calculados a diferentes distancias del derecho de vía, se presentan en la Tabla 14.

Tabla 14: Datos de riqueza, abundancia e índices de diversidad para los mamíferos registrados en las tres distancias evaluadas

Distancia al derecho de vía	0 m	50 m	200 m
Especies	18	20	25
Registros	375	466	573
Shannon-Wiener H'	2.2	2.4	2.5
Equitatividad J	0.76	0.82	0.78

3.4 REGISTRO DE JAGUARES

En este estudio se registraron tres individuos de jaguares, identificados tanto por el lado derecho como izquierdo. Se identificó positivamente un macho; los otros dos animales no pudieron ser sexados. Lo interesante de la identificación de jaguares es que, precisamente, este individuo macho, ya había sido identificado en un estudio anterior que data de enero de 2014, por lo que, al haber sido registrado en agosto de 2019, lleva 5 años y medio viviendo en la zona (Figura 34).



Figura 34: Detalle del mismo jaguar registrado en enero de 2014 y agosto de 2019

3.5 COMPARACIÓN CON LA EVALUACIÓN ANTERIOR

Se compararon los resultados obtenidos en las estaciones ubicadas sobre el derecho de vía con los resultados obtenidos en el 2017 (se seleccionaron las 20 trampas del estudio de 2017 que estuvieron mas cerca de las instaladas en el presente estudio para que la comparación fuera equitativa). Se encontró que en el anterior estudio se identificaron más especies, aunque hubo menos registros. En 2017 se fotografiaron 26 especies, mientras que en el 2019 se identificaron 18 (en las estaciones sobre el DdV); sin embargo, en el anterior estudio se obtuvieron 201 registros, mientras que en el presente estudio se alcanzaron 375 registros. Las 15 especies más registradas sobre el camino fueron comunes a los dos muestreos; especies comunes, como el majáz, ocelote o conejo tuvieron una frecuencia de registros mucho mayor en este estudio; otras como tapir, venado o puma tuvieron frecuencias similares; y el añuje y pecari tuvieron frecuencias mayores en el 2017. Las especies que tuvieron 10 registros o menos en general tuvieron mayores frecuencias en el estudio de 2017 (Figura 35).

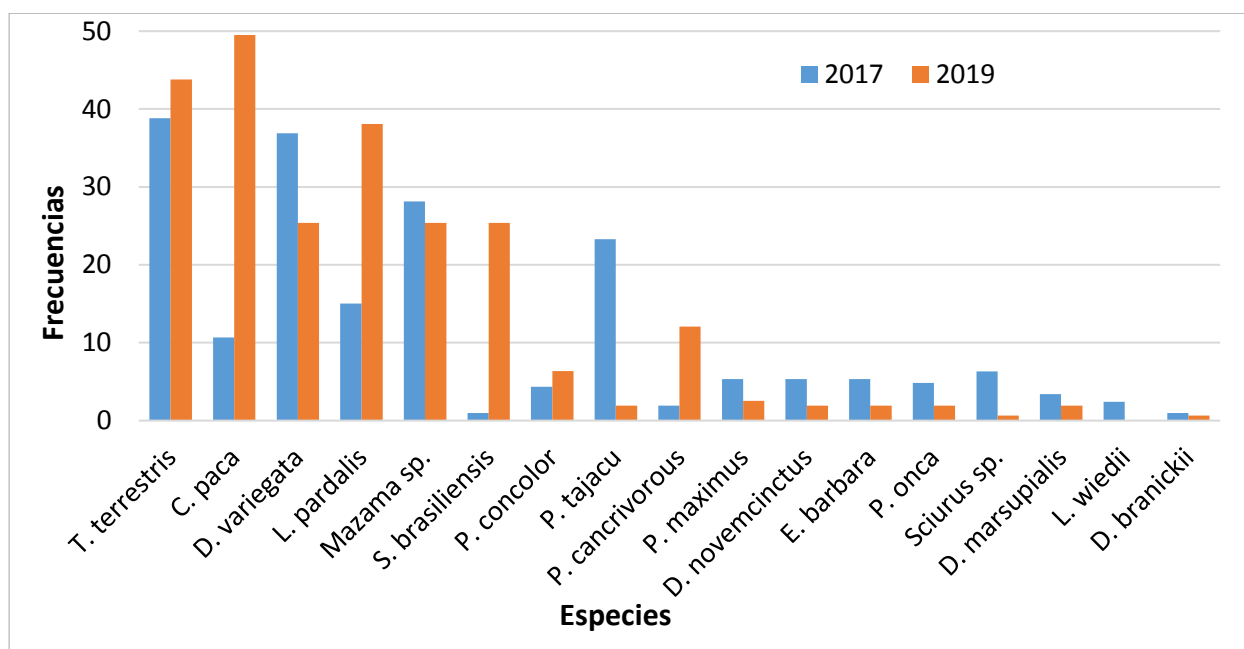


Figura 35: Frecuencias de capturas (registros/1000 trampas noche) para especies con más de dos registros, registradas sobre el derecho de vía antes de la construcción (2017) y durante la construcción del flowline (2019)

Los resultados de la estimación de índices indican que los registros de los mamíferos mayores y medianos antes del impacto (2017) y durante el impacto (2019) son similares, a pesar de las diferencias en el número de especies.

Tabla 15: Datos de riqueza, abundancia e índices de diversidad para los mamíferos registrados en 2017 y 2019

Año	2017	2019
Especies	26	18
Registros	201	375
Shannon-Wiener H'	2.5	2.2
Equitatividad J	0.76	0.77

3.6 PATRONES DE ACTIVIDAD

En la comparación de los patrones de actividad de las especies con por lo menos 20 registros dio como resultado que ninguna especie afectó su comportamiento debido a la construcción del flowline.

Para las especies diurnas que tuvieron más datos, el añuje y el manco se observa que en general su actividad se inicia luego de las 4 hrs y concluye entre 16 y 18 hrs, y para el caso del añuje hay un descenso en la actividad entre las 10 y 15 hrs. Para el caso del sajino la actividad siguen un patrón constante durante todas las horas diurnas; en la figura se observan picos al principio de la mañana en las estaciones a 0 m, pero esto se debe a la falta de registros: sólo fueron tres y por eso los porcentajes son altos. A pesar de ello podemos afirmar que los sajinos no circulan por el flowline en horas del día durante la construcción ya que los registros fueron realizados temprano en la mañana (Figura 36).

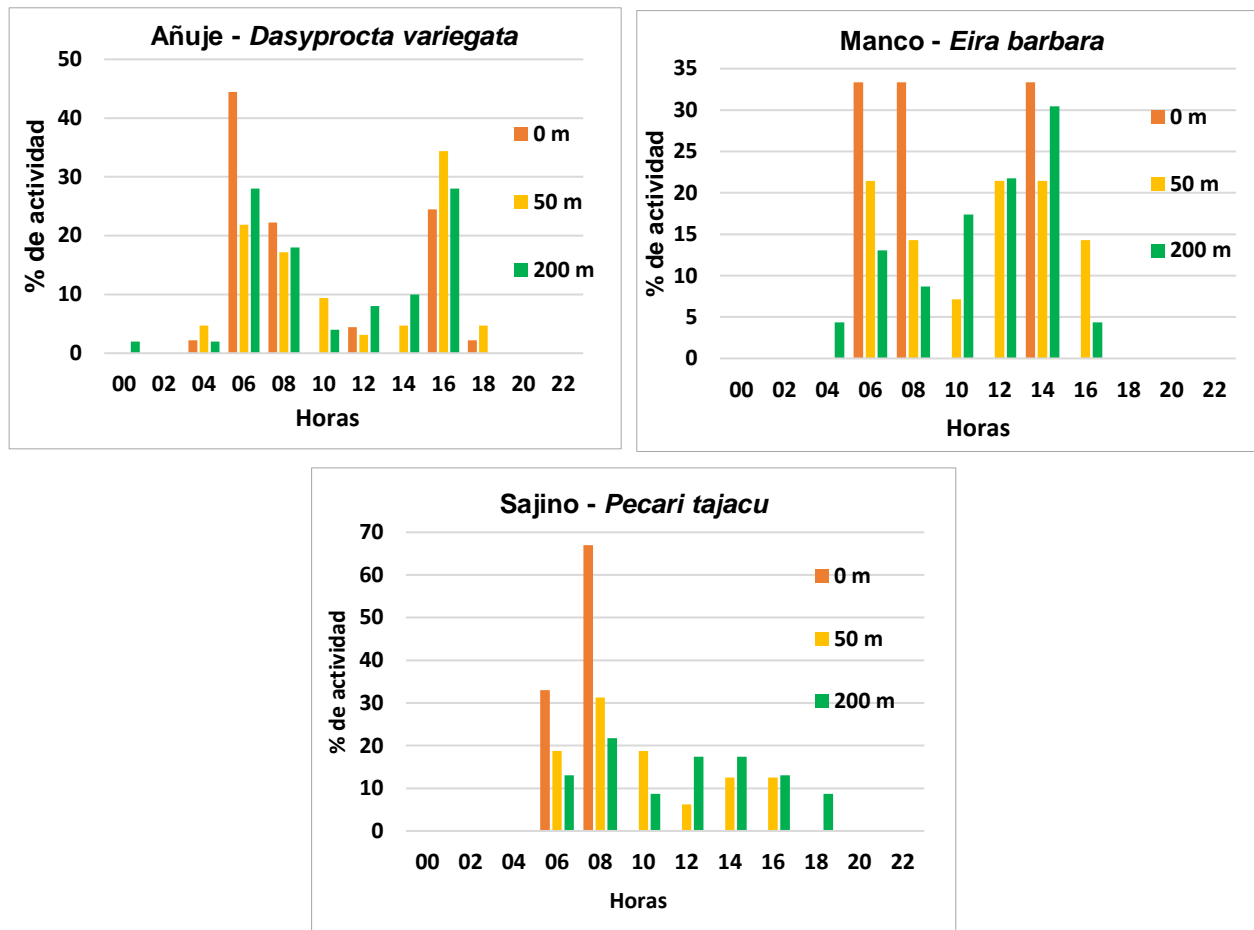


Figura 36: Patrones de actividad de tres especies diurnas expresados en porcentaje del tiempo despiertas o activas, a diferentes distancias del DdV

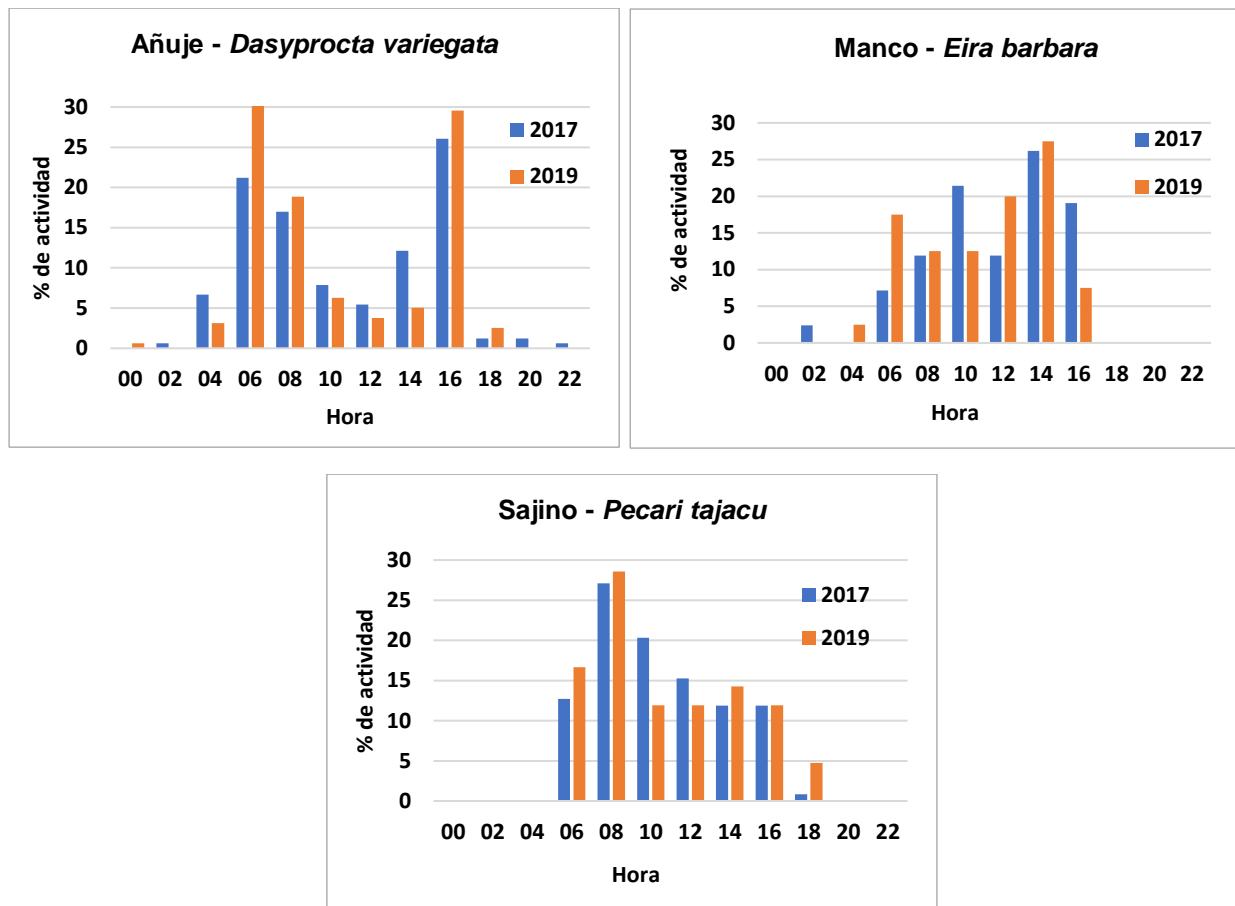


Figura 37: Comparación de Patrones de actividad de tres especies diurnas expresados en porcentaje del tiempo despiertas o activas antes y durante la construcción de flowline

Para el caso de las especies nocturnas, se encontró que tanto la diferencia de dos años (2017 y 2019) como la perturbación de la construcción del nuevo flowline no tuvieron efecto en la actividad de especie alguna. Comparando los datos se observa que para el majaz, armadillo, mapache y conejo mantienen su actividad exclusivamente nocturna. En algunos casos observándose muchos más registros a ciertas distancias del flowline, como el caso del armadillo que casi no se registró a 0 metros o el conejo que a medida que las estaciones se internaban en el bosque iban disminuyendo los registros, sin embargo esto se debe al comportamiento típico de las especies, ya sea huyendo o acercándose de los efectos humanos (Figura 38).

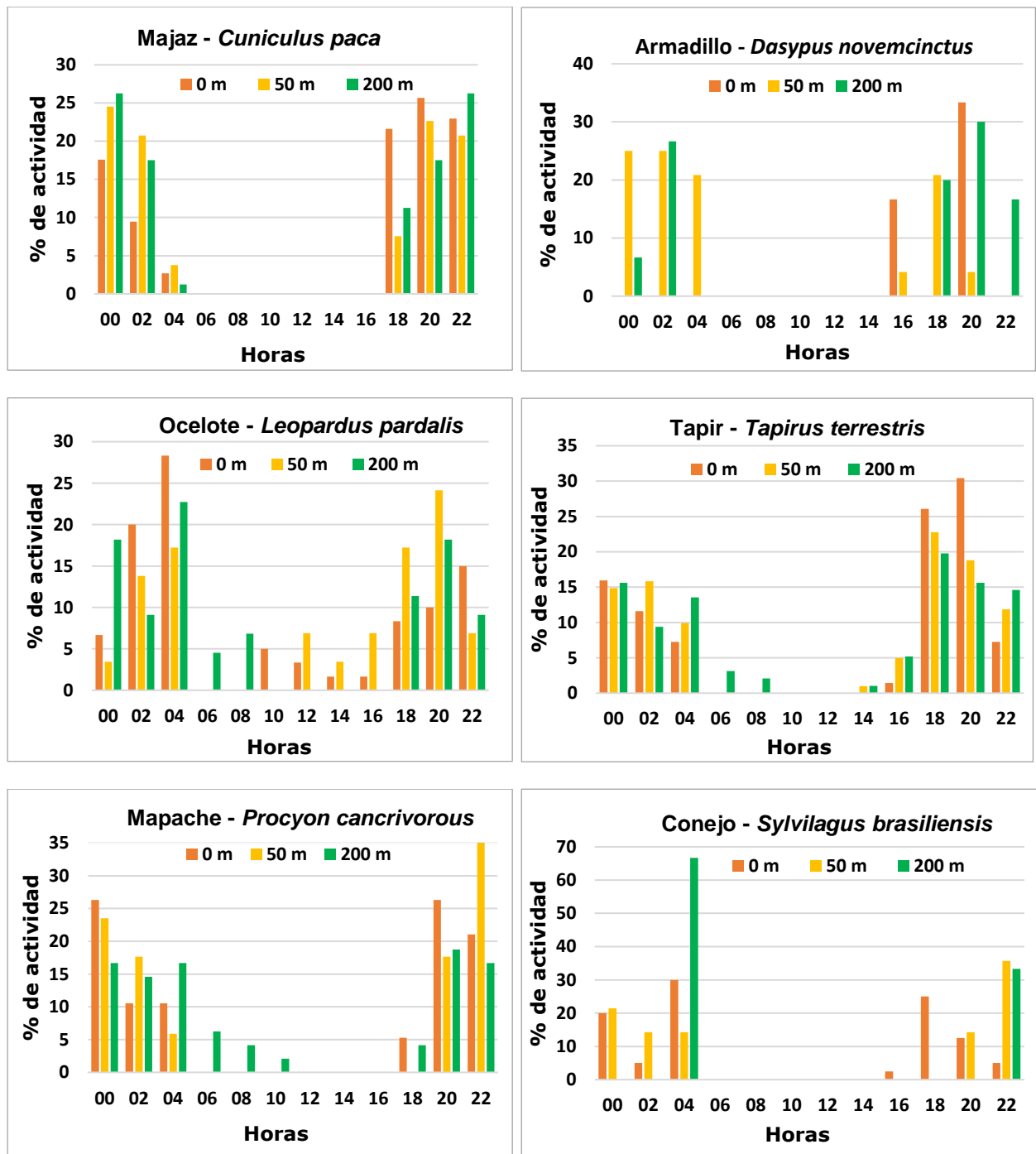


Figura 38: Patrón de actividad de seis especies nocturnas con suficientes registros expresado en porcentaje del tiempo activas, a diferentes distancias del DdV

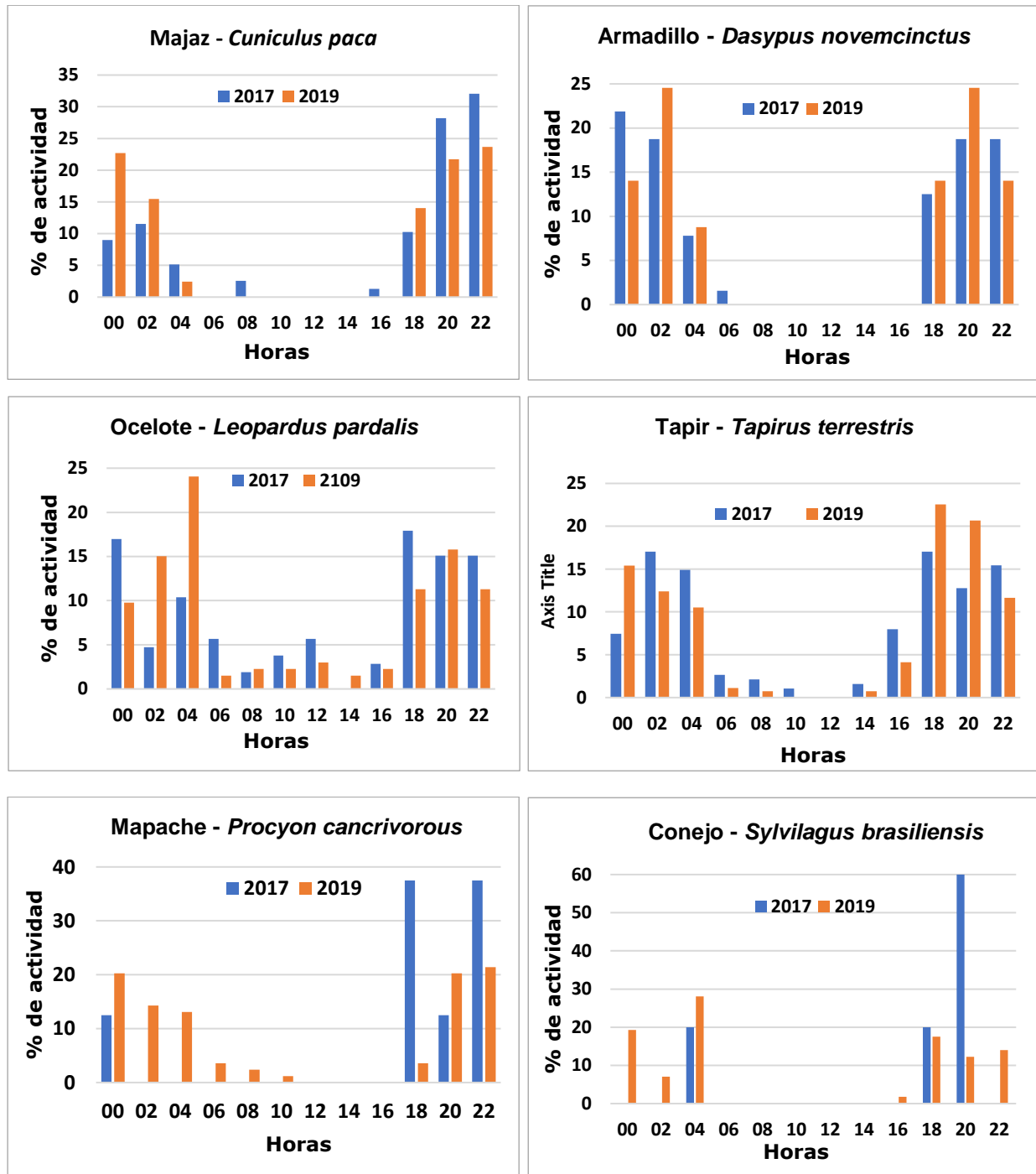


Figura 39: Patrón de actividad de seis especies nocturnas con suficientes registros expresados en porcentaje del tiempo despiertas o activas, antes (2017) y durante (2019) la construcción de flowline

Se encontraron dos especies catemerales (que están activas tanto de día como de noche), que fueron el venado y el puma. En ambos casos estuvieron activos mayormente durante la noche, pero también hubo bastante registros en horas diurnas. El venado presenta uno de los patrones de actividad más uniformes, tanto comparado con el estudio previo a la construcción (2017) como entre estaciones con diferente grado de impacto; incluso se han registrado varios individuos caminando sobre el mismo trazo del DdV. Para el caso del puma en las horas diurnas se registró la especie solamente en 2017 y en las estaciones lejanas al DdV (200 m), en horas de la noche esta especie estuvo en todas las distancias evaluadas.

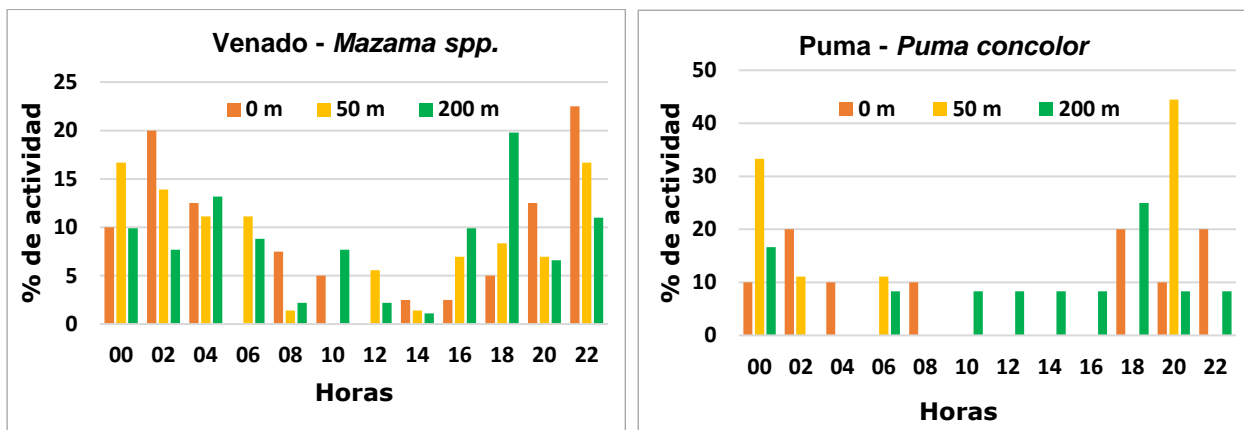


Figura 40: Patrón de actividad de dos especies catemerales expresado en porcentaje a diferentes distancias del DdV

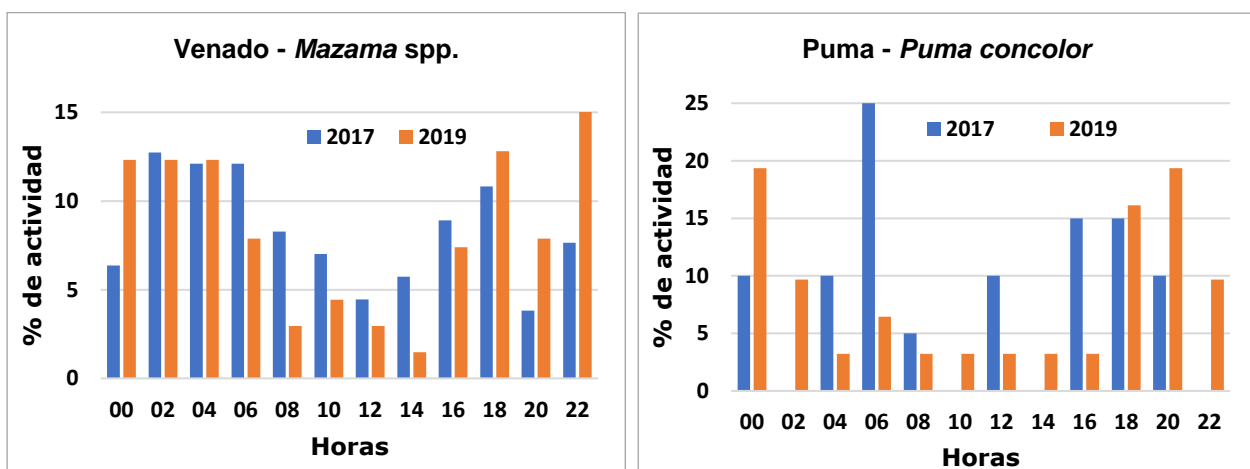


Figura 41: Patrón de actividad de dos especies catemerales expresado en porcentaje, antes (2017) y durante (2019) la construcción de flowline

3.7 OTROS REGISTROS

Las trampas instaladas registraron 29 eventos de presencia de cazadores circulando por el derecho de vía; estos estaban en grupos que van de 1 a 3 individuos, eventualmente acompañados por niños, y en varias ocasiones por perros. En tres fotos se pudo observar la presa; en dos registros habían dos monos choro (*Lagothrix lagothricha*) y en otro, una cría de tapir.

3.8 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE OCUPACIÓN Y ABUNDANCIA RELATIVA

En el 2017 se detectaron especies de mamíferos en un mayor número de trampas en comparación con el 2019. Tanto en 2017 como en 2019, *Leopardus pardalis* y *Tapirus terrestris* se detectaron en la mayoría de las trampas. La Tabla 16 resume los índices de diversidad entre 2017 y 2019, que muestran una mayor diversidad de la comunidad de mamíferos en 2017.

Tabla 16 Índice de diversidad

Año	2017	2019
Índice de diversidad de Shannon	2.696173	2.533898
Simpson	0.9106592	0.8921235
Índice de Fishers	5.534486	5.345469
Alfa	11.193095	9.26985

3.8.1 Comparación temporal: ocupación ingenua y abundancia relativa

El número de detecciones únicas en las ubicaciones de las trampas antes de la construcción y durante la construcción fue diferente para la mayoría de las especies, como se ve en la Figura 42. Se encontró una tendencia significativa para la ocupación ingenua mayor en 2017 en comparación con el 2019 (prueba de Wilcoxon; $N = 38$ especies, $V = 529,5$, p -valor = $0,011$). Esta diferencia se consideró estadísticamente significativa. De 38 especies, más del 60% tuvo una mayor ocupación ingenua en 2017 en comparación con 2019. Sin embargo, durante la construcción (2019), *Sylvilagus brasiliensis*, *Procyon cancrivorus*, *Myoprocta pratti*, *Leopardus wiedii*, *Lontra longicaudis*, *Galictis vittata*, *Didelphis marsupialis* y *Cuniculus paca* se detectaron en al menos tres ubicaciones más en 2019 en comparación con 2017.

En contraste con la ocupación ingenua, no hubo una diferencia significativa en la abundancia relativa de especies entre 2017 y 2019 (prueba de Wilcoxon; $N = 38$, $V = 366$, valor de $p = 0,954$). Esta diferencia tampoco se consideró significativa entre los subconjuntos asignados al azar. A pesar de esto, varias especies en 2019 se capturaron con mayor frecuencia y tuvieron RAI más altos que en 2017. (ver Figura 43). *Tapirus terrestris*, *Sylvilagus brasiliensis*, *Procyon cancrivorus*, *Mazama spp.*, *Myoprocta pratti*, *Leopardus pardalis* y *Cuniculus paca* fueron capturados entre 15 y 18 veces más frecuentemente (RAI ~ 0.3) en 2019 en comparación con 2017.

La Tabla 17 resume los valores p de la prueba de Wilcoxon significativos para cada conjunto de datos entre 2017 y 2019

Tabla 17: Valores P de la prueba de Wilcoxon que comparan los valores de ocupación y abundancia entre 2017 y 2019

Indice	2017 a 2019	2017 a 2019 DdV	2017 Subconjunto 1 al DdV 2019	2017 Subconjunto 2 al DdV 2019
NO	<0.01 **	<0.005 ***	<0.005***	<0.005 ***
RAI	0.954	0.091	0.118	0.267

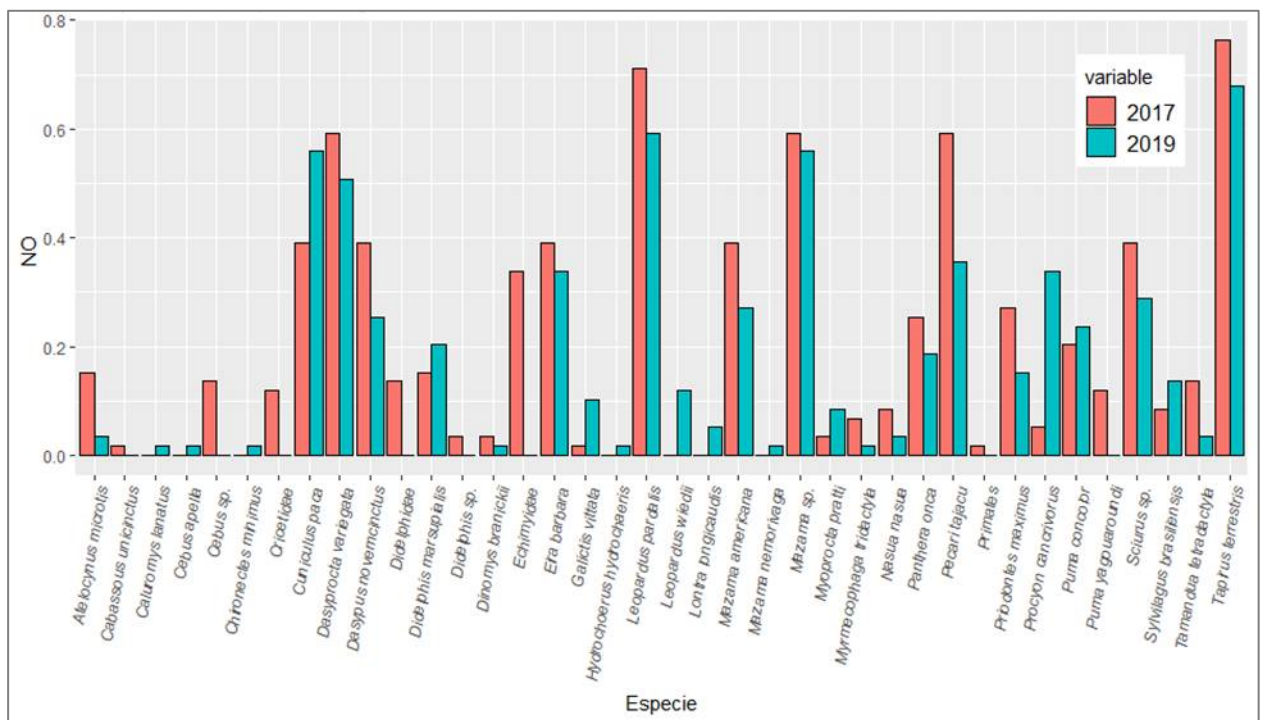


Figura 42: Ocupación de especies registradas en 2017 a 2019

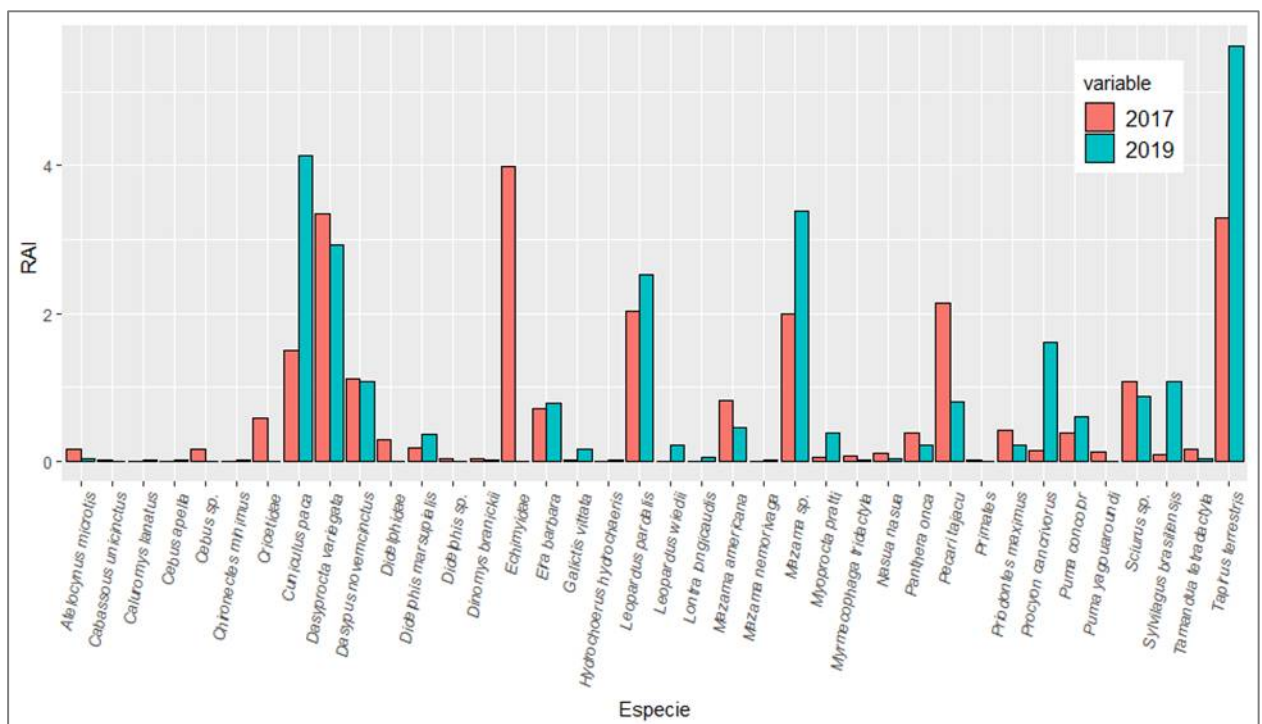


Figura 43: Índice de abundancia relativa en 2017 y 2019

3.8.2 Impactos de distancia al DdV: ocupación ingenua y abundancia relativa

Para el análisis de ocupación ingenua, hubo una diferencia significativa entre los tres tratamientos de distancia ($F = 23.79$, valor de $p = 0.00006$). Sin embargo, al comparar entre los tratamientos de distancia, solo se observó una diferencia significativa entre 200 m y el DdV (prueba de Wilcoxon; $N = 30$ especies, $V = 268,5$, p -valor = $0,0068$). De las 38 especies, el 31% exhibió una mayor ocupación ingenua a 200 m, el 60% no tuvo cambios y el 5% exhibió una menor ocupación ingenua a 200 m, en comparación con el DdV (ver Figura 44). Las dos especies con mayor ocupación dentro del DdV en comparación con 50 y 200 m fueron *Sylvilagus brasiliensis* y *Dinomys branickii*; sin embargo, este último solo se registró una vez. *Tapirus terrestris* fue detectado con mayor frecuencia por cámaras trampa a 50 m de distancia que a 200 m. No hubo diferencia significativa de ocupación por *Puma concolor* entre los tres tratamientos de distancia.

Según la prueba de Friedman, hubo una diferencia significativa en el índice de abundancia relativa para los tres tratamientos de distancia ($F = 15,16$, valor de $p = 0,0005$). Similar a NO, cuando se compara entre tratamientos de distancia hay una diferencia significativa entre el DdV y 200 m (prueba de Wilcoxon; $N = 30$ especies, $V = 36 8,5$, valor de $p = 0,0516$). De las 38 especies registradas, el 61% tuvo mayor abundancia a 200 m, el 28% no mostró diferencia y el 11% de las especies se encontraron en menor abundancia en comparación con el DdV. Sin embargo, *Sylvilagus brasiliensis*, *Leopardus pardalis*, y *Priodontes maximus* fueron capturados más frecuentemente a lo largo del DdV que en las estaciones a 200 m.

Tabla 18: Valores P de la prueba de Wilcoxon que comparan los valores de ocupación y abundancia entre los tratamientos de distancia

Índice	Prueba de Wilcoxon desemparejada			Prueba de Friedman
	DdV a 50 m	DdV a 200 m	50 m a 200 m	
Ocupación ingenua	0.138	<0.005 ***	0.271	<0.005 ***
Índice de abundancia relativa	0.152	0.05 *	0.725	<0.005 ***

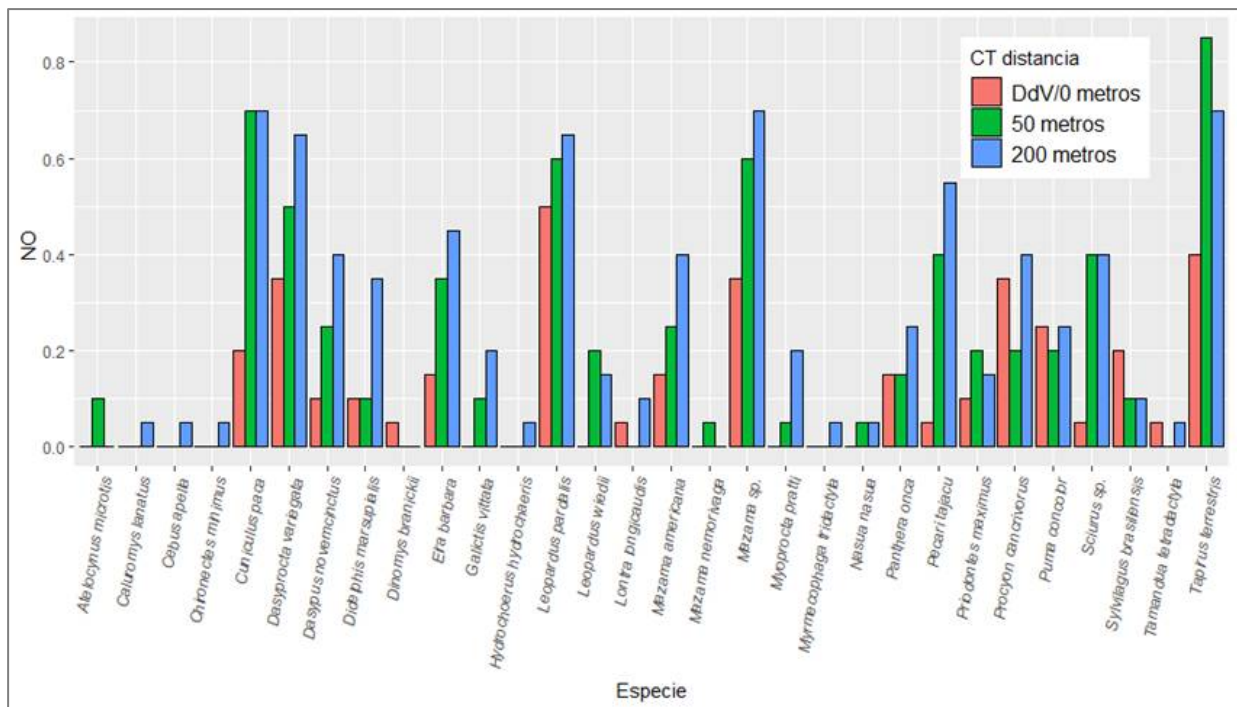


Figura 44: Ocupación de especies registradas por distancia en 2019

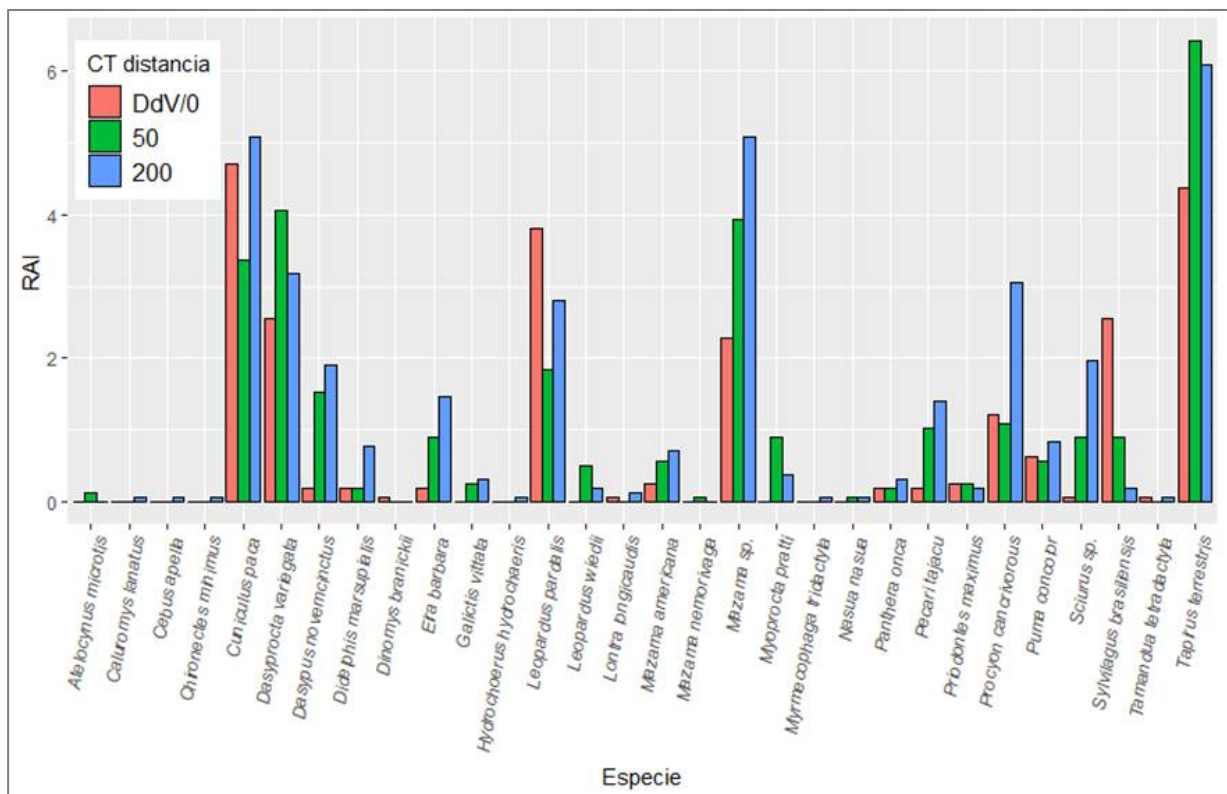


Figura 45: Índice de abundancia relativa de especies registrada por distancia en 2019

4. DISCUSIONES

Las frecuencias observadas en las tres distancias fueron bastante similares, algunas especies, aunque efectivamente fueron registradas a 0 metros, prefirieron mantenerse alejadas del área intervenida, como el venado, el mapache, la ardilla o el pecarí. El hecho de que de las 18 especies registradas en las estaciones a 0 m, solo 10 cruzaran/caminaran sobre el derecho de vía (varias de ellas con un solo registro) indica que la fauna está evitando toda la zona de perturbación, aunque probablemente lo hagan por la gran cantidad de área desmontada. En otros estudios en zonas tropicales se encontró que los felinos, sobre todo jaguares y pumas, preferían los caminos hechos por humanos (Harmsen et al 2015; Tobler et al. 2015); este último autor encontró además que los tapires prefieren circular por los caminos, incluso Sollmann et al. (2011) encontraron tasas de registro de jaguares diez veces superior en caminos que fuera de ellos. Sin embargo, hay que notar que los autores mencionados instalaron las trampas cámaras en senderos abiertos a machete, usados sólo para circular a pie o en caminos para camiones, que no sobrepasan los 5 metros de ancho, mientras que el camino abierto para este flowline, además de ser nuevo y los animales no estaban acostumbrados a usarlo, tenía un ancho mayor a 20 metros. Tal área abierta expone a los animales (los herbívoros a ser cazados y los carnívoros a ser vistos) y los desalentaría a usarlos frecuentemente. Un efecto secundario, que no reduce significativamente la frecuencia de captura, pero tiene un efecto menor es que las trampas que se encontraban apuntando hacia el DdV estuvieron activas un promedio de 54 días (Rango 24-90), algunas llegaron a cumplir los 90 días de muestreo, pero en otros casos las baterías se agotaron antes de poder ser revisadas debido a la gran cantidad de vehículos que circularon y otras fueron robadas para el segundo ingreso (retiro).

Un detalle importante es que las 10 especies que aparecieron sobre el DdV lo hicieron mayormente en horas nocturnas. Probablemente el hecho que no se realicen actividades de noche y que antes que oscurezca, el personal se haya replegado, hizo que los animales se animen a incursionar en este espacio abierto. Si bien buena parte de las especies eran nocturnas, como el ocelote o el conejo, otras pueden ser vistas tanto de día como de noche como el puma o el venado e incluso hubo especies diurnas como el añuje (Emmons & Feer 1999; Eisenberg & Redford 1999), casi el 90% de los registros fotográficos fueron realizados de noche, el 10% restante fueron sólo 7 registros de venados y añujes que cruzaron el derecho de vía durante el día.

Un aspecto para tomar en cuenta fue la presencia de cazadores circulando por el derecho de vía, varios autores han realizado estudios acerca del efecto sobre la fauna silvestre que tienen los caminos que se abren en zonas tropicales debido a las actividades petroleras, sobre todo para facilitar el ingreso de cazadores comerciales (Gallice et al. 2017, Espinoza et al. 2018). En este estudio hubo 29 registros de cazadores que fueron fotografiados por las trampas cámara, estos estaban en grupos que van de 1 a 3 individuos, eventualmente acompañados por niños y en varias ocasiones por perros. En tres fotos se pudo observar la presa, en dos registros había dos monos choro (*Lagothrix lagothricha*) y en otro, una cría de tapir. Si bien el efecto de estos cazadores podría ser bajo en este momento, debido a que no se trata de cazadores comerciales ni ajenos a las comunidades aledañas, sino de cazadores de subsistencia locales, es importante tomar en cuenta que la traza del flowline les dará acceso a zonas más lejanas para la práctica de la cacería.

Finalmente, un dato importante que se encontró en este estudio fue que se fotografió un jaguar macho que ya había sido registrado en un estudio anterior, que data de principios de 2014, este registro, junto con las fotografías de la hembra apareándose que se obtuvieron en 2018, indican que una población de varios individuos de jaguares es residente del lote 88 de Malvinas.

5. CONCLUSIONES

La tendencia temporal y espacial negativa de ocupación ingenua y mayor abundancia más allá del DdV puede reflejar los efectos de la actividad humana debido al aumento de los niveles de caza, ya que se registraron 29 eventos de cazadores utilizando el DdV, y/o el ahuyentamiento debido a los efectos de disuasión del ruido de la construcción y otros disturbios relacionados con las actividades de construcción.

Esto se ve reflejado en el hecho de que tanto el número de especies como de registros aumenta al alejarnos del flowline. Sin embargo, estas diferencias no llegan a ser significativas y son un resultado natural de una perturbación temporal; el hecho de registrar especies sensibles como el tapir o felinos como el ocelote y el puma transitando por el flowline indica que estas especies no fueron severamente afectadas por las perturbaciones de la construcción. Esto se debe en gran parte a las políticas de cuidado ambiental tomadas por la empresa, como la circulación a velocidad controlada de los vehículos, la prohibición de hacer ingresos al bosque o de cazar/capturar fauna silvestre, y que el trabajo y transporte de personal sólo se realiza en horas diurnas.

6. RECOMENDACIONES

Se recomiendan más análisis de las tendencias de la población de las especies presentes en el área, cambios potenciales en las asambleas comunitarias, cambios de las dinámicas importantes de depredador-presa, y tendencias entre especies generalistas y especializadas.

Se recomienda seguir monitoreando el potencial impacto del acceso mayor a cazadores dentro del área, en especial para las especies preferidas para la caza y sobre todo para los primates, que no fueron analizados en este estudio. Mientras el impacto de construcción es temporal y no afecta la abundancia de las especies, el acceso a cazadores creado por la construcción y mantenimiento de la línea de conducción podría resultar en un impacto a largo plazo sobre la abundancia y uso espacial de las especies.



1. INTRODUCCIÓN

Las evaluaciones hidrobiológicas en la cuenca baja del río Urubamba forman parte de los compromisos asumidos por el Proyecto Camisea (PC) con la conservación del medio ambiente, por lo cual se han llevado a cabo desde el año 2003. Desde el 2005, cuando se estableció el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad (PMB), esta evaluación se incorporó al mencionado programa con un reajuste metodológico.

El monitoreo se realiza en Timpía, Shivankoreni, Kiriguete, Miaría y Sepahua desde el 2003. Entre los años 2005 y 2006 se incorporaron sitios complementarios o cercanos a las áreas operativas del Proyecto Camisea, ubicados en los ríos Cashiriari, Camisea y Urubamba. A partir del 2016, se establecieron 21 estaciones permanentes y 2 estaciones eventuales (Quebrada Serjali).

En este informe se presentan los resultados obtenidos del 2006 al 2019 en las 23 estaciones de monitoreo. Para ello, se analizó las características fisicoquímicas de los ecosistemas acuáticos, la composición de las comunidades biológicas (perifiton, bentos y peces) en términos de riqueza y abundancia, y el estado de conservación de la biodiversidad a través de los índices de Shannon-Wiener - H' , EPT y de Integridad Biológica - IBI.

El análisis se basó en contrastar tres tipos de espacios según la influencia del componente de explotación del Proyecto Camisea: áreas con influencia directa, con influencia indirecta y fuera de toda influencia.

1.1 OBJETIVOS

El monitoreo tuvo como objetivo principal determinar si existen impactos en la diversidad y la distribución de las comunidades de perifiton, bentos y peces en los ríos y quebradas del Bajo Urubamba debido a la operación de Proyecto Camisea.

Para ello, se consideró los siguientes objetivos específicos.

- Detectar la existencia de variaciones atípicas para los parámetros fisicoquímico respecto al registro histórico del PMB.
- Detectar la existencia de variaciones atípicas para las comunidades bióticas respecto al registro histórico del PMB.
- Determinar el estado de conservación de los ambientes acuáticos utilizando índices comunitarios (H'), ecológicos (EPT) y de conservación (IBI).
- Determinar si las variaciones en la estructura de las comunidades biológicas están relacionadas con la operación del Proyecto Camisea.
- Determinar la presencia de especies de peces que son de interés para la conservación.

2. METODOLOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

Durante el 2019 se monitorearon las 21 estaciones permanente en los principales cuerpos de agua del área de influencia directa, indirecta y sin influencia del Proyecto Camisea. Las 2 estaciones eventuales en la quebrada Serjali (H27 y H28) no son incluidas en este análisis debido a que la locación Kimaro Centro vinculada a estos puntos ya se encuentra en abandono, y no fue monitoreada en el presente año (su monitoreo posterior estará en función al plan de abandono de la locación).

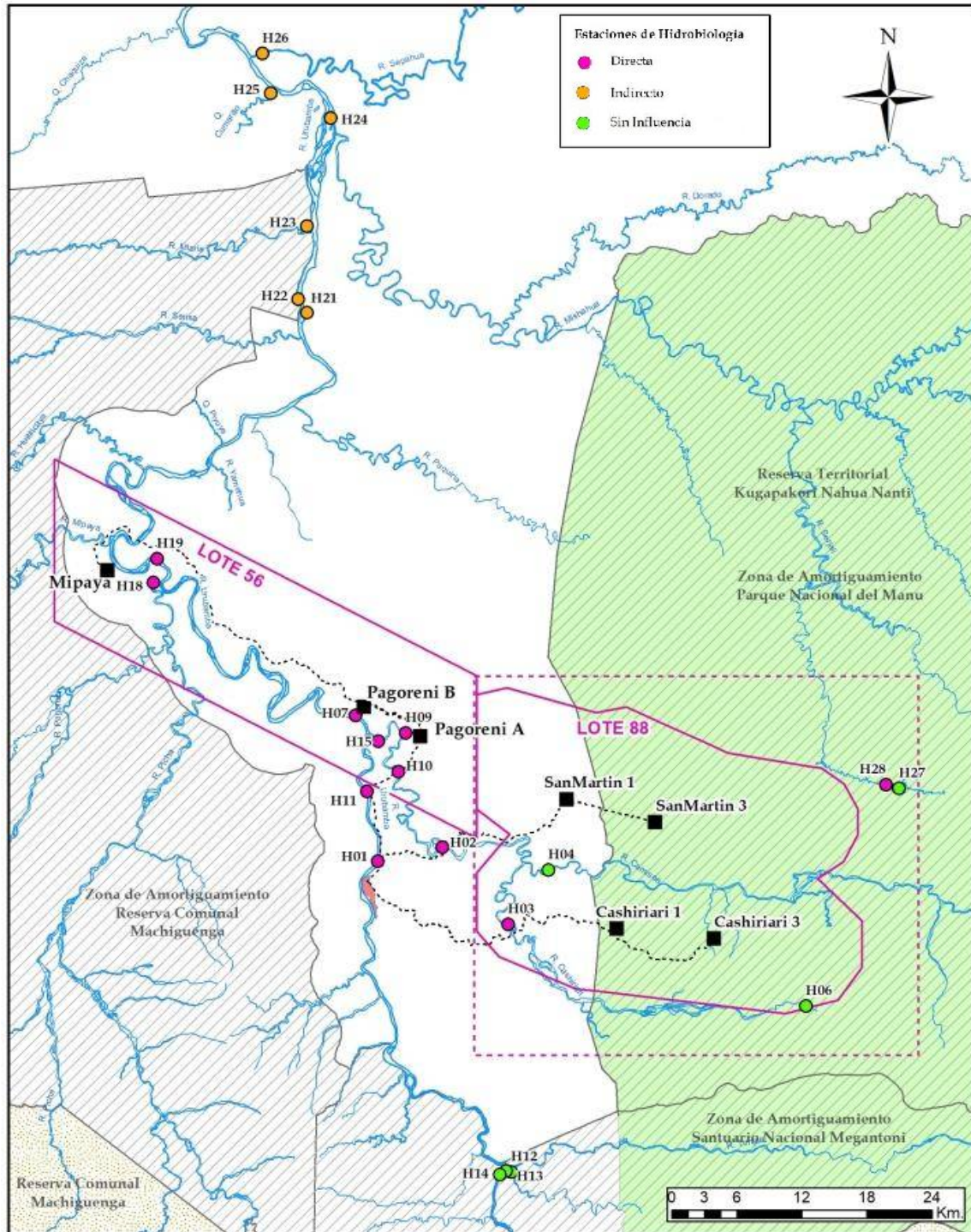


Figura 46: Estaciones de monitoreo del componente de biota acuática

2.1.1 Zona de Influencia Directa

Comprende ambientes de primer orden (R1), como el río Urubamba; mediano (R2), como el río Picha; y menores (R3), como los ríos Camisea y Cashiriari, y algunas quebradas (Q) que se encuentran aguas abajo de las áreas operativas del Proyecto Camisea, dentro de los lotes 88 y 56, y en las proximidades de la Planta de Gas Malvinas (Tabla 19).

Tabla 19: Estaciones de monitoreo hidrobiológico en la zona de influencia directa

Código de Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
R1H01	Río Urubamba	Malvinas	370
R1H07	Río Urubamba	CN Shivankoreni	357
R1H11	Río Urubamba	CN Camisea	367
R1H19	Río Urubamba	CN Kirigueti	335
R2H18	Río Picha	CN Kirigueti	336
R3H02	Río Camisea	CN Segakiato	378
R3H03	Río Cashiriari	CN Cashiriari	411
R3H10	Río Camisea	CN Shivankoreni	364
R3H15	Río Camisea	CN Shivankoreni	359
QH09	Quebrada Choro	CN Shivankoreni	362

Notas: CN = Comunidad Nativa. RTKNN = Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros. ZAPNM = Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu.

2.1.2 Zona de Influencia Indirecta

Comprende principalmente quebradas y ríos menores ubicados aguas abajo de los lotes 88 y 56; donde no existe ningún componente construido por el Proyecto Camisea. Se ubican aproximadamente a más de 38 km aguas abajo del límite norte del Lote 56 y a más de 105 km aguas abajo de la Planta de Gas Malvinas (Tabla 20).

Tabla 20: Estaciones de monitoreo hidrobiológico en la zona de influencia indirecta.

Código de Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
QH21	Quebrada Shimbillo	CN Miaría	309
QH22	Quebrada Charapa	CN Miaría	307
QH25	Quebrada Kumarillo	CP Sepahua	290
R2H23	Río Miaría	CN Miaría	301
R2H24	Río Mishahua	CP Sepahua	296
R2H26	Río Sepahua	CP Sepahua	276

Notas: CN = Comunidad Nativa. RTKNN = Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros. ZAPNM = Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu.

2.1.3 Zona sin influencia (aguas arriba)

Comprende los cuerpos de agua ubicados aguas arriba del componente *upstream* (exploración y producción) del Proyecto Camisea, e incluye estaciones en el río Bajo Urubamba, ríos menores y quebradas (Tabla 21).

Tabla 21: Estaciones de monitoreo hidrobiológico en la zona sin influencia

Código de Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
QH12	Quebrada Shihuaniro	CN Timpía / ZASNM	417
R1H14	Río Urubamba	CN Timpía / ZASNM	407
R3H04	Río Camisea	CN Segakiato	392
R3H06	Río Cashiriari	RTKNN / ZAPNM	604
R3H13	Río Timpía	CN Timpía / ZASNM	411

Notas: CN = Comunidad Nativa. RTKNN = Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros. ZAPNM = Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu. ZASNM = Zona de Amortiguamiento del Santuario Nacional Megantoni.

2.2 PROCESO METODOLÓGICO

2.2.1 Evaluación de las Estructuras Abióticas

Se registraron datos de ubicación geográfica (coordenadas UTM), descripción general del ambiente acuático (tipo de orilla, profundidad, composición vegetal ribereña, etc.), calificación de los componentes del sustrato según tamaño de partícula (limo, arcilla, arena, grava, canto rodado, piedras y rocas), y caracterización del tipo de agua (blanca, clara, etc.) según el color aparente y la transparencia del agua a través del Disco de Secchi.

Asimismo, se midieron los parámetros fisicoquímicos de los ecosistemas acuáticos a través de la temperatura del agua y del ambiente (°C), el potencial de hidrógeno (pH) y el oxígeno disuelto (mg/l).

2.2.2 Evaluación de las Estructuras Bióticas

Los muestreos se realizaron entre las 09:30 y 16:00 horas del día. Posteriormente, las muestras fueron identificadas, contadas, rotuladas y catalogadas para ser depositadas en la Colección Ictiológica del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. A continuación, se describe el muestreo aplicado por grupos taxonómicos.

2.2.2.1 Perifiton

El perifiton se evaluó en ambientes loticos, y se obtuvo en cada estación de muestreo, tres réplicas (muestra mixta) de superficies de 3 x 3 cm (9 cm²); teniendo como referencia la metodología de multihábitat de Stevenson & Lorens (citado en: Barbour *et al.*, 1999), obteniéndose así una muestra compuesta de todos los sustratos y hábitats disponibles en el sitio de colecta.

Los sustratos en la cuenca del Bajo Urubamba son variables en cada tipo de cuerpo de agua y de acuerdo a la temporada de evaluación. Los que se describen no siempre están presentes y el colector debe adecuarse a las circunstancias y coleccionar una muestra mixta.

2.2.2.2 Macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados de los bentos, principalmente del filo Arthropoda, fueron evaluados mediante el empleo de la red "Surber", marco metálico de 30 x 30 cm, malla de un milímetro de abertura (1 mm), colocada contra la corriente.

Se obtuvieron muestras mixtas producto de tres repeticiones en cada estación. La muestra final se recolectó en un solo frasco plástico de 500 ml y se fijó de inmediato en etanol al 70%, adjuntando su respectiva etiqueta de campo con la información básica. Para el análisis taxonómico e índices se siguió básicamente a Roldán (1999).

2.2.2.3 Peces

Los peces se recolectaron utilizando una de dos redes de arrastre a la orilla, de 10 x 3 m y de 5 x 2.5 m (malla de 6 mm), para ríos y/o quebradas, eligiendo la que mejor se adaptaba. La colecta se realizó considerando 6 lances por punto de muestreo.

El material recolectado fue fijado en formol (10 %), por aproximadamente 48 horas. Después, se enjuagó y se trasladó a una solución de etanol (70%). Para su transporte, cada muestra fue envuelta con gasa humedecida con etanol, colocada en bolsas plásticas con una etiqueta de campo y ordenadas dentro de contenedores herméticos. En el laboratorio las muestras de peces fueron separadas por lotes y preservadas en frascos en una solución de etanol al 70%.

2.2.3 Determinación de Especies

2.2.3.1 Taxonomía de las especies evaluadas

Se utilizaron claves taxonómicas, procurando las más recientes y adoptando la clasificación más actualizada posible. Para las microalgas del perifiton se empleó "www.alguibase.org", para peces, "www.fishbase.org" y los registros actualizados de la Academia de Ciencias de California "www.calacademy.org". A partir de la determinación taxonómica se generaron bases de datos para los parámetros abióticos y para las comunidades bióticas.

2.2.3.2 Especies de interés

Especies de consumo

Comprende una lista acumulada de los peces registrados como utilizados para el consumo por las poblaciones ribereñas en las zonas con influencia directa, indirecta y sin influencia. Su registro se desarrolló durante la caracterización de los ecosistemas acuáticos desde setiembre 2003 (Línea Base) hasta octubre 2018. Asimismo, considera la información recabada durante el seguimiento de la pesca comunal realizada entre los años 2004 y 2005 en las localidades de Timpía, Shivankoreni, Kirigueta y Sepahua. Se consideró los nombres en lengua nativa (machiguenga o yine) y el nombre común en la región amazónica.

Especies amenazadas

Se reconocieron y/o describieron las especies bajo cualquier grado de amenaza, natural o antropogénica, real o potencial, de acuerdo con las consideraciones recientes de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).

Se categorizaron a las especies de consumo que realizan migraciones, principalmente estacionales y con fines reproductivos.

2.2.4 Cálculo de Índices de Calidad Ambiental

2.2.4.1 Índice EPT para la calidad de agua

Especies de la clase Insecta, como los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, sirven como indicadores de buena calidad de agua y, por tanto, del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos, ya que son exigentes en altos valores de oxígeno. Esto fundamenta el índice EPT.

El índice EPT es la relación porcentual de los organismos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, con respecto a la muestra total. De acuerdo con la proporción (%) se obtendrá una calificación del cuerpo de agua en estudio, como sigue (Tabla 22).

Tabla 22: Clasificación de la calidad del agua según el índice EPT

Valor	Significado
$75 < EPT = 100$	Muy buena. Calidad biológica óptima
$50 < EPT < 75$	Buena. Calidad normal. Contaminación débil
$25 < EPT < 50$	Regular. Contaminación moderada. Eutrofización
$1 < EPT < 25$	Mala calidad. Contaminación muy fuerte
$EPT = 0$	Población considerada como inexistente
	Por debajo de 10 individuos por mm ²

Fuente: Klemm et al. 1990

2.2.4.2 Índice de Integridad Biológica (IBI)

El índice de Integridad Biológica es un sistema de calificación de hábitat que fue diseñado por Karr (1991) para evaluar la condición de los cursos de agua en el hemisferio norte, el cual

fue adaptado a las características de los peces amazónicos y aplicado en ambientes acuáticos de San Martín y Loreto (Ortega et al., 2008) y Cusco y Ucayali (Ortega *et al.*, 2010).

Se analizaron las variables: riqueza (criterio 1); la composición que involucra a los órdenes representativos o dominantes (Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes) (criterios 2, 3 y 4); la composición de peces que no son Ostariophysi (criterio 5); y la composición de peces tolerantes en relación con la salinidad (criterio 6). Este último criterio se debe a que en la clasificación ecológica de peces (Britski, 1968), es reconocida la capacidad de los Cichlidae y Cyprinodontiformes para adaptarse a los ambientes de aguas salobres. También confirma que los peces Ostariophysi (85% de especies neotropicales), que comprenden a los Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes, son peces primarios, exclusivos de aguas libres de sales. Otras variables analizadas fueron la estructura trófica que considera la presencia porcentual de peces omnívoros, micrófagos y carnívoros (criterios 7, 8 y 9, respectivamente); el número de ejemplares colectados o abundancia (criterio 10), el estado de salud (criterio 11) y la condición externa de los peces (criterio 12).

Para calcular el valor del IBI para un sitio, se le otorgó puntaje a cada criterio y la cifra acumulada en las 12 medidas constituye el valor final. Una medida obtiene 1, 3 o 5 unidades. El mínimo valor corresponde a una condición no deseable o negativa y el máximo a la condición deseable o positiva. Entonces, los resultados finales obtenidos por la acumulación pueden calificarse como sigue en la Tabla 23.

Tabla 23: Rangos para la calificación del Índice de Integridad Biológica.

Rango de valores	Calificación del IBI
12 - 20	Condición deteriorada
21 - 30	Condición afectada
31 - 40	Condición aceptable
41 - 50	Condición buena
51 - 60	Condición excelente

Fuente: Ortega et al., 2010.

2.2.4.3 Similaridad

Es conocido el hecho de que las especies y sus poblaciones cambian a través del tiempo y del espacio. También, que la abundancia de las especies y sus identidades varían en función de sus competidores y variaciones climáticas.

La variación espacial en la composición de especies es una de las características más fundamentales y evidentes en el mundo natural. Las mediciones de diferenciación y similitud de sus componentes, cuantifican esta variación.

En la Biología de la Conservación se aplican estas medidas procurando respuestas cuando se evalúan planes de conservación regional y también entre los ecólogos, cuando desean comprobar los efectos de las actividades humanas, disturbios naturales o variabilidad espacial de las condiciones ambientales (Magurran & McGill, 2012).

Se calculó la diversidad beta usando el análisis Clúster (método de ordenación y clasificación), que busca agrupar elementos en base a la abundancia de las especies. Este análisis se hizo por temporadas de evaluaciones y por estaciones de muestreo para los todos los resultados entre agosto 2006 y setiembre 2019 en el caso de peces y macroinvertebrados bentónicos; mientras que para perifiton fue con todos los resultados entre agosto 2012 y setiembre 2019.

Se generó dendrogramas de similitud, que son diagramas arborescentes que muestran la relación del grado de similitud (parecido) o de disimilitud (no parecido) entre grupos de unidades. Los valores que expresan el grado de parecido y son obtenidos de los índices de similitud. Por ejemplo, en este estudio una unidad es el listado de especies obtenido en cada evaluación realizada en el monitoreo en el Bajo Urubamba, entre 2006 y 2019.

Asimismo, se desarrolló un Análisis de Agrupamiento o ANOSIM para analizar la similitud entre las composiciones de comunidades entre las temporadas seca y húmeda del 2019, tanto para perifiton como peces.

3. RESULTADOS

3.1 MONITOREO FÍSICOQUÍMICO

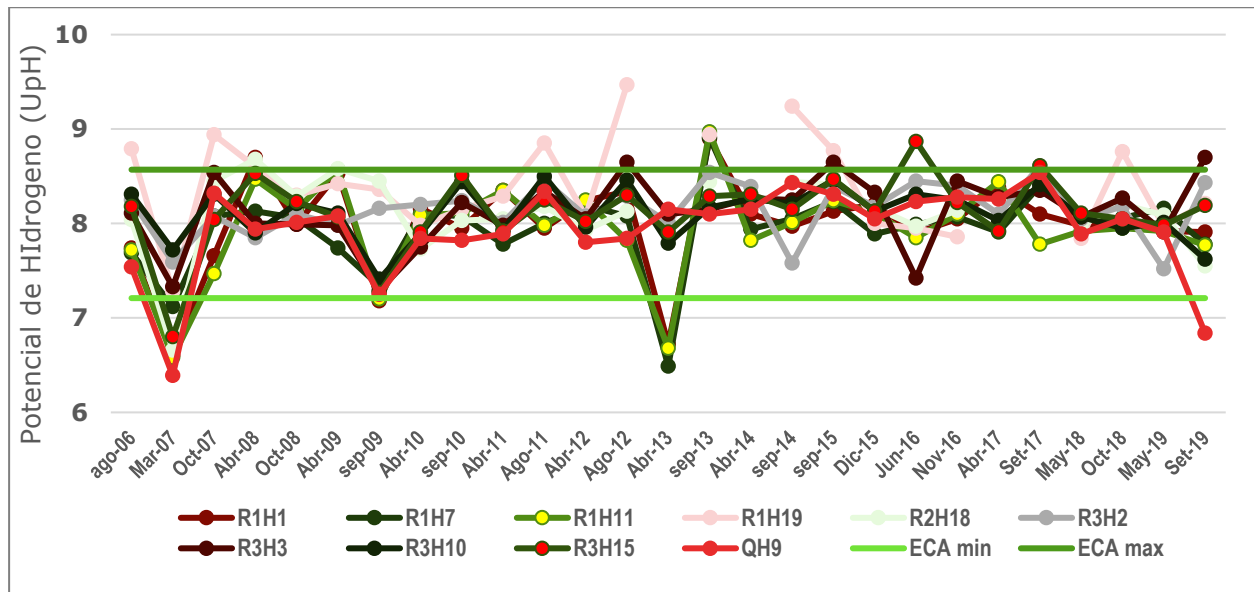
3.1.1 Potencial de Hidrógeno

3.1.1.1 Zona de Influencia directa

Durante las evaluaciones en la zona de influencia directa realizadas entre agosto de 2006 y setiembre de 2019, los valores de pH registrados oscilaron entre 6.49 y 8.94 unidades de pH (UpH) que, en general, reflejaron características de normalidad con una tendencia ligeramente alcalina. El rango para la zona varió entre 7.86 y 8.45 UpH, el cual se encuentra dentro del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Agua (entre 6.5 y 9.0 UpH) establecido mediante Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM para la Categoría 4 (Conservación del Medio Acuático) y Subcategoría E2 (Ríos de la Selva).

En los muestreos del río Urubamba (R1), se registró el mismo rango general; mientras que en el río Picha (R2) se registró el pH entre 6.66 y 8.68; en los ríos menores (R3) el rango fue de 6.80 a 8.87 y en las quebradas (Q) entre 6.39 y 8.50 UpH.

Considerando las evaluaciones semestrales realizadas se observó que existe una moderada relación entre los valores menores de pH en los registros durante las evaluaciones en la temporada húmeda y ligeramente mayores durante la temporada seca (Figura 47).



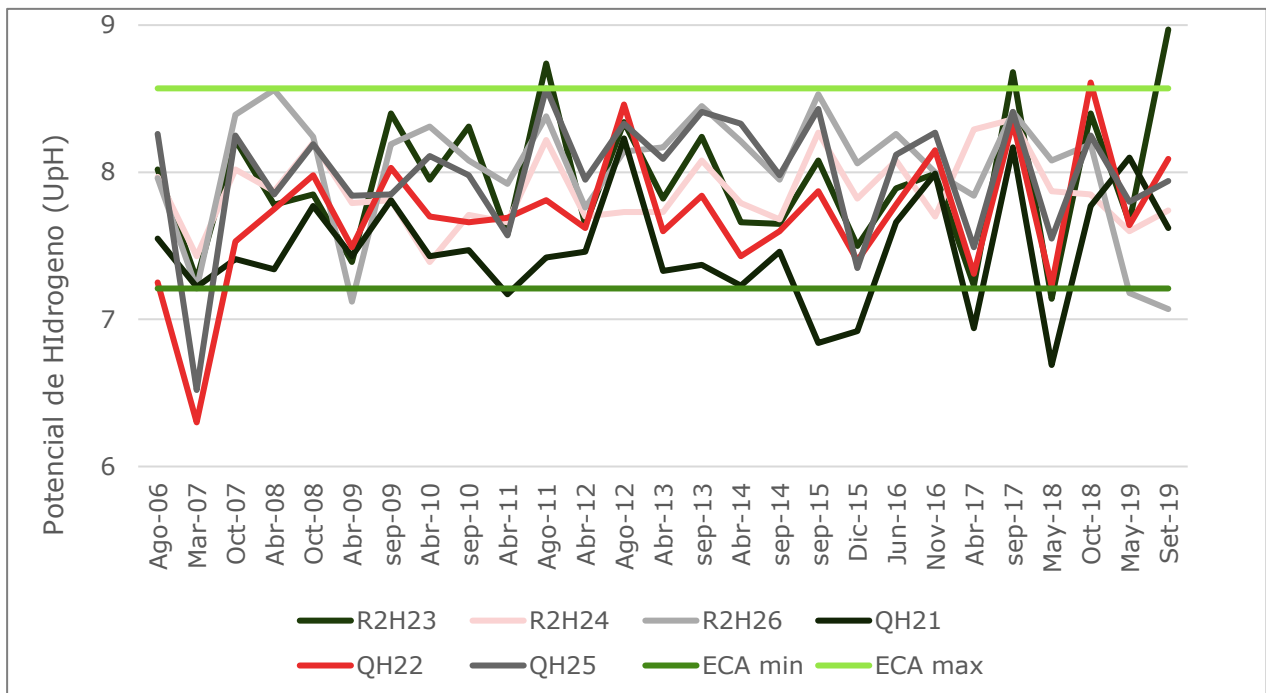
Nota: R1H01 = Río Urubamba, R1H07 = Río Urubamba, R1H11 = Río Urubamba, R1H19 = Río Urubamba, R2H18 = Río Picha, R3H02 = Río Camisea, R3H03 = Río Cashiriari, R3H10 = Río Camisea

Figura 47: Fluctuación histórica de valores de pH de la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

3.1.1.2 Zona de Influencia Indirecta

En las evaluaciones de la zona con influencia indirecta realizadas entre agosto 2006 y setiembre de 2019, los valores de pH oscilaron entre 6.3 y 8.74 UpH. Se observó una tendencia ligeramente alcalina. En los ríos medianos (R2) se registró el rango 7.21 - 8.57 UpH; mientras que en las evaluaciones de las quebradas (Q) se registró un rango menor, entre 7.21 y 8.46 UpH.

Durante las 27 evaluaciones en la zona de influencia indirecta, el rango de valores de pH varió entre 7 y 8.5 unidades, resultando ligeramente alcalino en la mayoría de los registros correspondientes a la temporada seca y encontrándose dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (entre 6.5 y 9.0 UpH) (Figura 48).



Nota: R2H23 = Río Miaría, R2H24 = Río Mishahua, R2H26 = Río Sepahua, QH21 = Quebrada Shimbillo, QH22 = Quebrada Charapa, QH25 = Quebrada Kumarillo

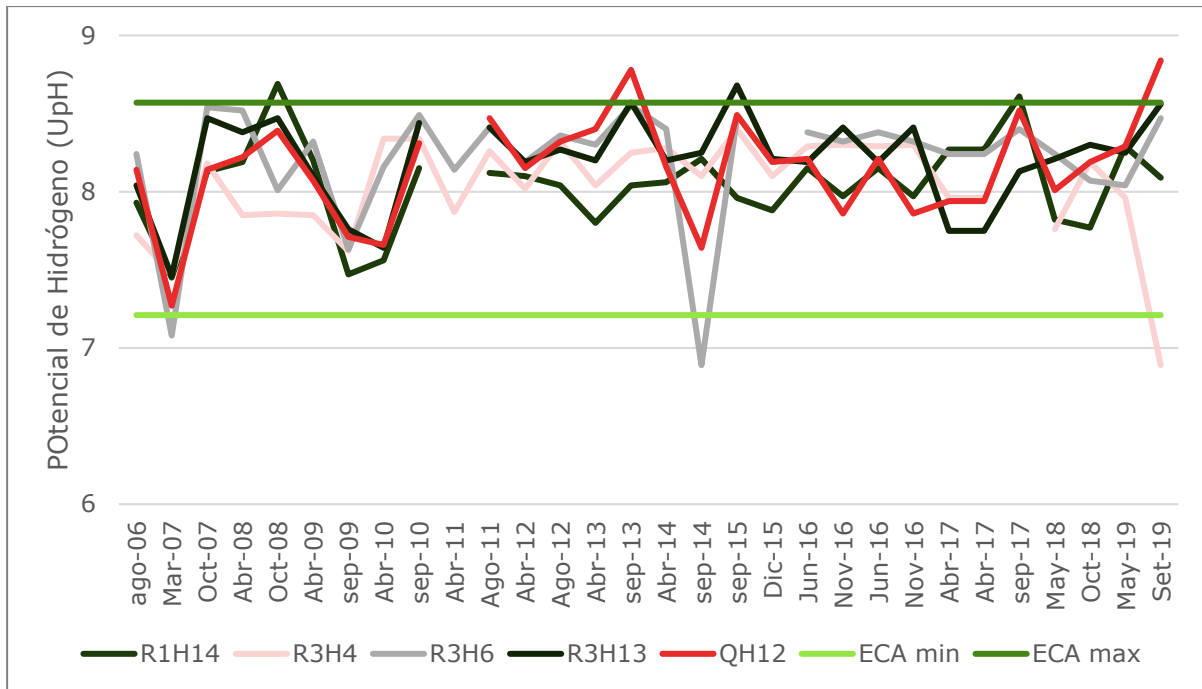
Figura 48: Fluctuación histórica de valores de pH de la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019).

3.1.1.3 Zona Sin Influencia

En las evaluaciones del área sin influencia, realizadas entre agosto 2006 y setiembre 2019, los valores de pH registrados oscilaron entre 6.3 y 8.78 UpH. Se observa una tendencia de valores ligeramente alcalinos, encontrándose casi la totalidad dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (entre 6.5 y 9.0 UpH).

En los muestreos del río mayor (R3) el rango fue: 7.15 - 8.69 UpH y en los ríos medianos (R2) se registró un rango de 6.6 a 8.68 UpH. Por otro lado, en las quebradas (Q) se registró un rango entre 7.27 y 8.78 UpH.

Durante las evaluaciones en la zona sin influencia los valores del pH resultaron ligeramente alcalinos, en ambas temporadas, especialmente en los últimos cuatro años, observándose más cerca el rango en la reciente evaluación: húmeda y seca 2018 (Figura 49).



Nota: R1H14 = Río Urubamba, R3H04 = Río Camisea, R3H06 = Río Cashiriari, R3H13 = Río Timpía, QH12 = Quebrada Shihuaniro

Figura 49: Fluctuación histórica de valores de pH de la zona de sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019).

3.1.1.4 Variación espacial

Los factores físico-químicos registrados y utilizados para el análisis de variación espacial que comprende el Potencial de Hidrógeno (registrado como Unidades de pH, valores de Oxígeno disuelto y de Conductividad eléctrica; demuestran diferentes situaciones que ocurren entre la parte más elevada (Timpía) y la más distante con menor altitud (Sepahua).

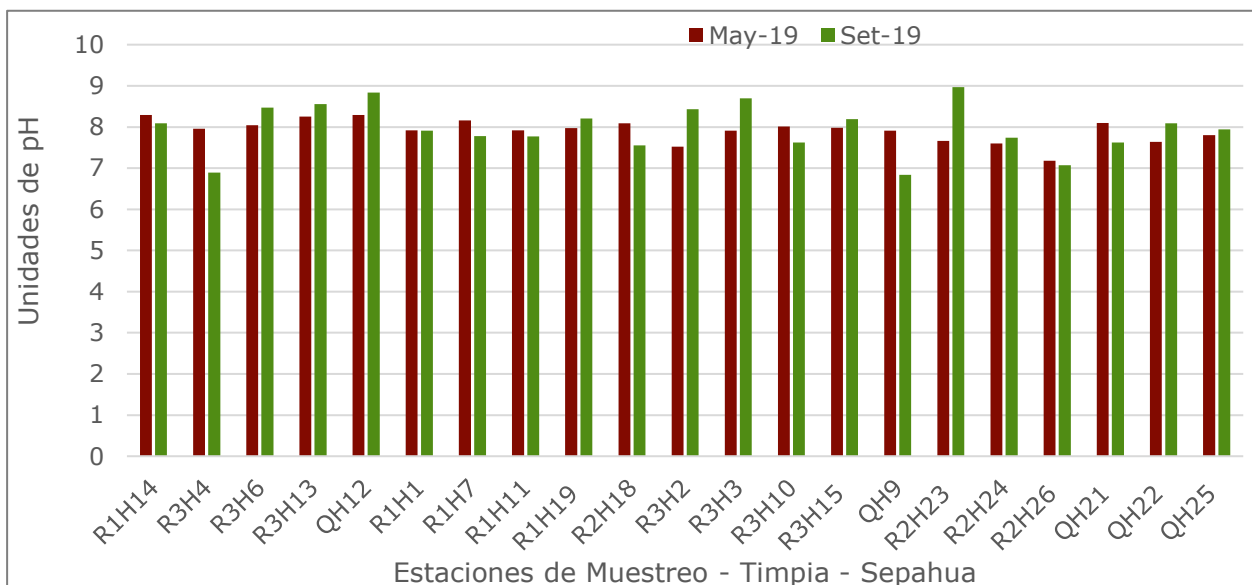


Figura 50: Valores del Potencial de Hidrógeno (pH) en la zona de evaluación entre Timpía y Sepahua

En el caso del Potencial de Hidrógeno, los valores se encuentran dentro de un mismo rango entre 7 y 9 unidades y las variaciones se relacionan principalmente con la época climática. Son más variable en época seca. En época húmeda parece casi uniforme (Figura 50).

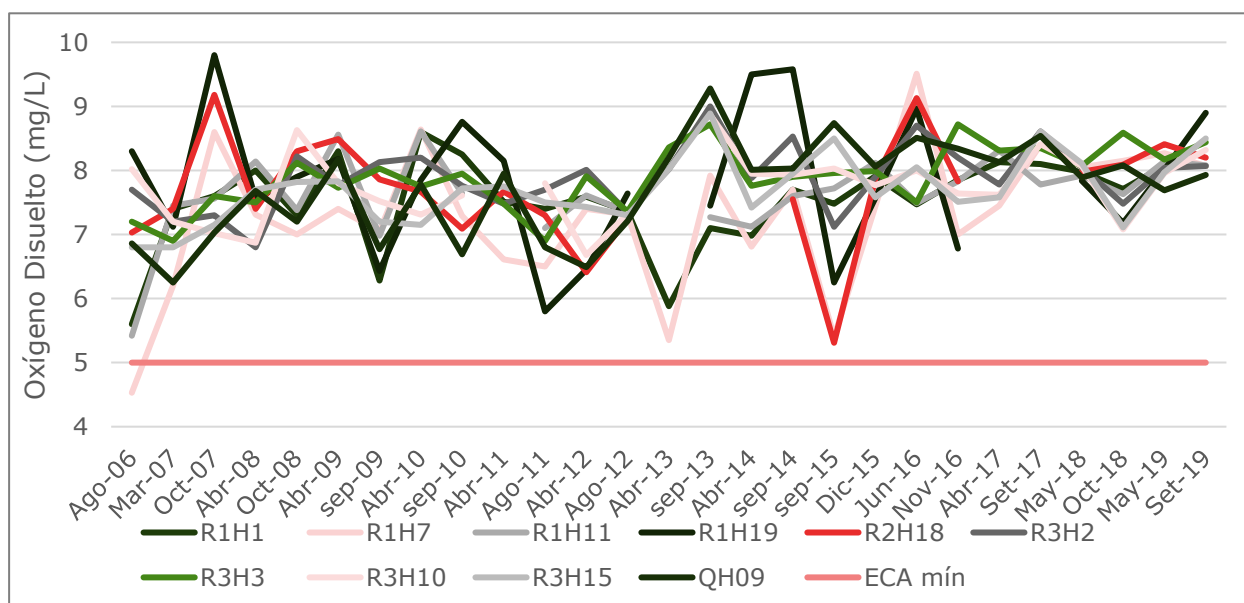
3.1.2 Oxígeno Disuelto

3.1.2.1 Zona de Influencia Directa

Durante las evaluaciones realizadas en la zona de influencia directa entre agosto 2006 y setiembre 2019, los valores de oxígeno disuelto registrados oscilaron entre 3.03 y 9.58 mg/l.

En los puntos del río Urubamba (R1), se registraron valores entre 5.35 y 9.58 mg/l (R1H19), un valor "extremo" para temporada seca 2014 y en un punto de muestreo léntico, remanso, que denominamos "laguna temporal". En río Picha (R2), entre 6.41 y 9.18 mg/l. En los ríos menores (R3) entre 6.68 y 9.20, y en quebradas (Q) de 3.03 a 9.28 mg/l. Por lo general, fueron más frecuentes los valores entre 7 y 8 mg/l para aguas blancas en la cuenca amazónica.

En el transcurso de las evaluaciones los ecosistemas acuáticos demostraron un comportamiento similar porque se registraron moderadas variaciones (6-8 mg/l) y principalmente relacionadas a la temporada seca o lluviosa, excepto en la estación R1H19 donde se ha registrado el mayor valor de oxígeno disuelto (9.58 mg/l) en setiembre de 2014. Sin embargo, se registró 6.25 mg/l en setiembre de 2015 (Seca) y 7.57 en diciembre de 2015 (Húmeda). En las dos recientes evaluaciones los valores de oxígeno disuelto fueron muy cercanos, entre 6.25 y 9.3 mg/l, encontrándose en el rango establecido por el ECA correspondiente (≥ 5 mg/l) (Figura 51).



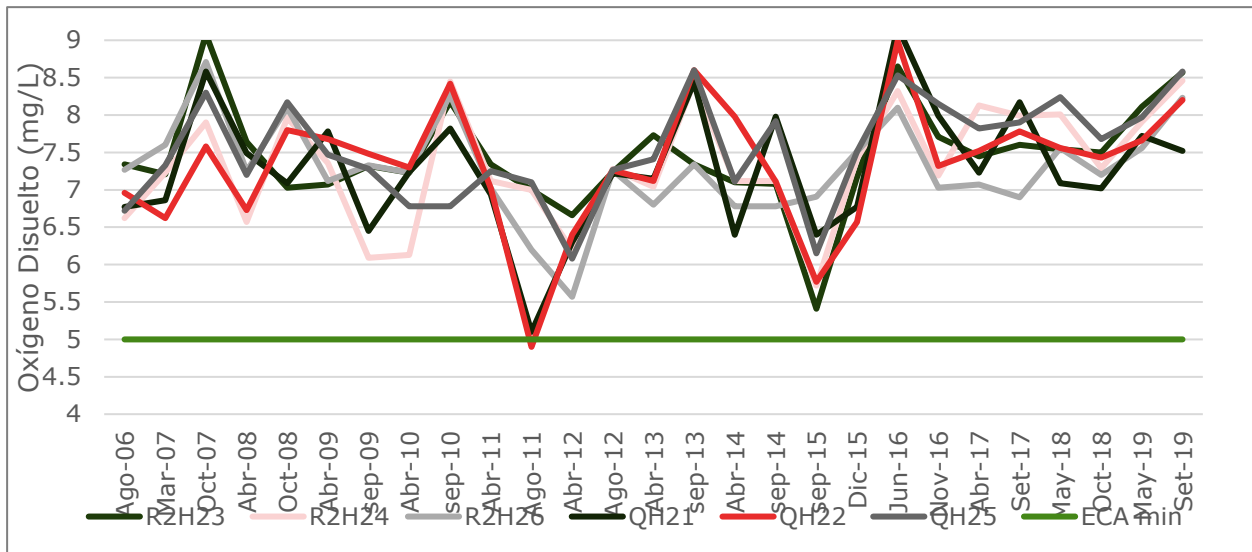
Nota: R1H01 = Río Urubamba, R1H07 = Río Urubamba, R1H11 = Río Urubamba, R1H19 = Río Urubamba, R2H18 = Río Picha, R3H02 = Río Camisea, R3H03 = Río Cashiriari, R3H10 = Río Camisea

Figura 51: Fluctuación histórica de valores de oxígeno disuelto de la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019).

3.1.2.2 Zona de Influencia Indirecta

En las evaluaciones de la zona con influencia indirecta realizadas entre agosto de 2006 y setiembre de 2019, los valores de oxígeno disuelto presentaron un rango entre 4.9 y 9.08 mg/l. En los ríos medianos (R2), se registró entre 6.2 y 9.08 mg/l; mientras que en las quebradas (Q) presentaron un rango entre 4.9 y 8.58 mg/l.

Durante las evaluaciones, los valores de oxígeno disuelto fueron ligeramente mayores en la temporada seca y manteniéndose principalmente entre 5.7 y 8 mg/L, dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (≥ 5 mg/l) (Figura 52).



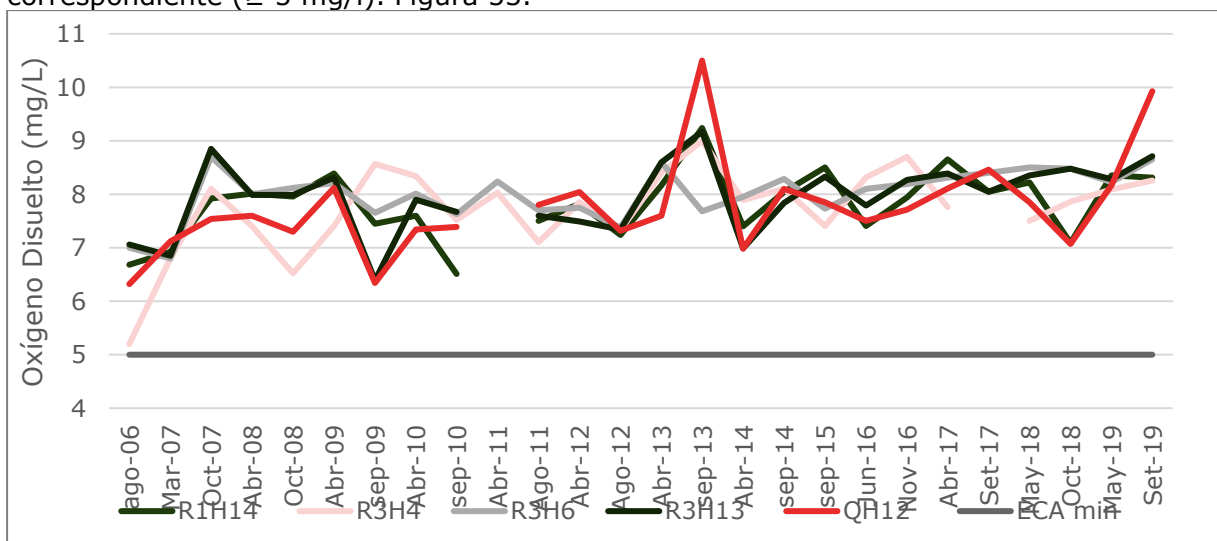
Nota: R2H23 = Río Miaría, R2H24 = Río Mishahua, R2H26 = Río Sepahua, QH21 = Quebrada Shimbillo, QH22 = Quebrada Charapa, QH25 = Quebrada Kumarillo

Figura 52: Fluctuación histórica de valores de oxígeno disuelto de la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – setiembre 2019)

3.1.2.3 Zona Sin Influencia

En los 27 monitoreos en las zonas sin influencia realizadas entre agosto de 2006 y setiembre de 2019, los valores de oxígeno disuelto oscilaron entre 4.9 y 10.5 mg/l.

En el río Urubamba (R1) el rango fue de 6.51 a 9.24 mg/l, en los ríos medianos (R2) el rango fue de 4.9 a 8.66 mg/l; mientras que entre quebradas (Q) se registró entre 6.32 y 10.5 mg/l. Cabe señalar que casi la totalidad de valores estuvo dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (≥ 5 mg/l). Figura 53.



Nota: R1H14 = Río Urubamba, R3H04 = Río Camisea, R3H06 = Río Cashiriari, R3H13 = Río Timpía, QH12 = Quebrada Shihuaniro

Figura 53: Registro histórico de valores de oxígeno disuelto de la zona sin influencia (agosto 2006 - setiembre 2019).

3.1.2.4 Variación espacial

Los factores físico-químicos registrados y utilizados para el análisis de variación espacial que comprende el Potencial de Hidrógeno (registrado como Unidades de pH, valores de Oxígeno disuelto y de Conductividad eléctrica; demuestran diferentes situaciones que ocurren entre la parte más elevada (Timpía) y la más distante con menor altitud (Sepahua).

Los valores de Oxígeno disuelto son cercanos o muy similares entre las estaciones de Shivankoreni, Miaria y Sepahua y ligeramente distintas en las estaciones de Timpía (parte superior). En general, ligeras diferencias entre mayo y setiembre del 2019 (Figura 54).

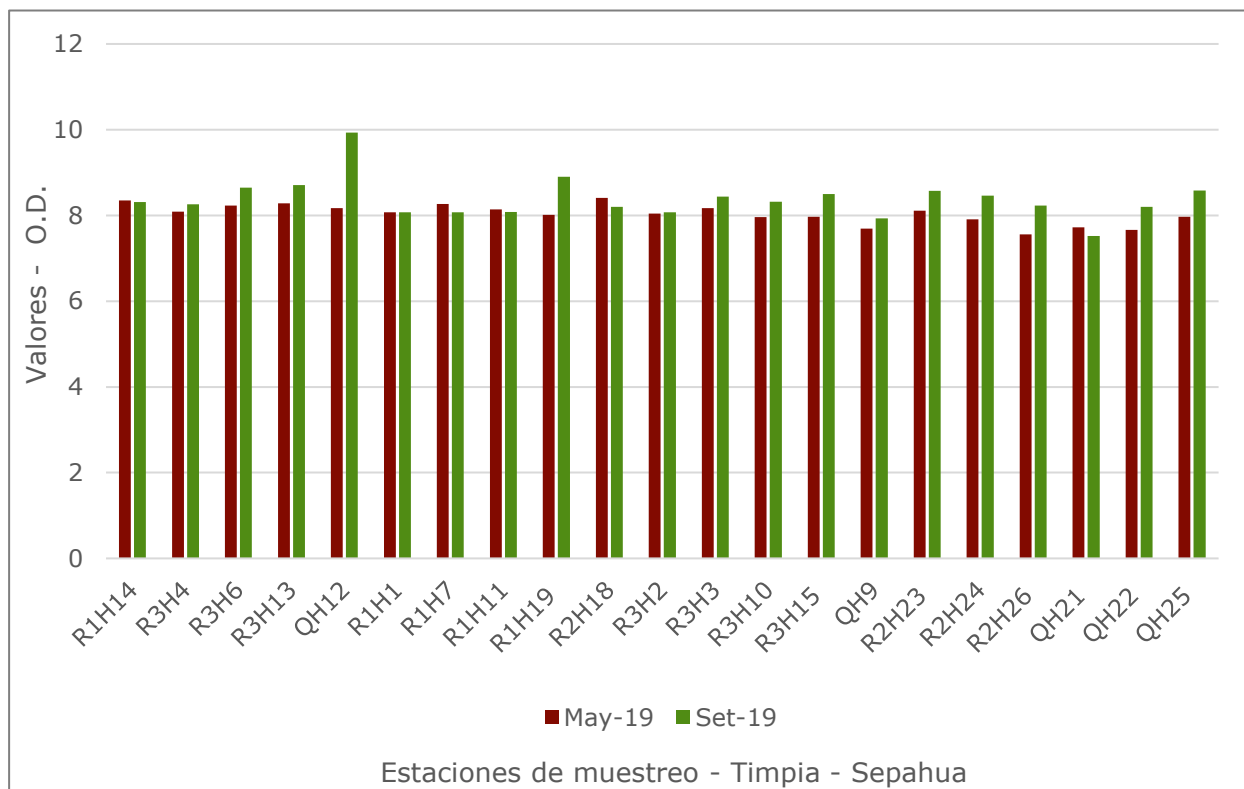


Figura 54: Valores de Oxígeno Disuelto en la zona de evaluación entre Timpía y Sepahua.

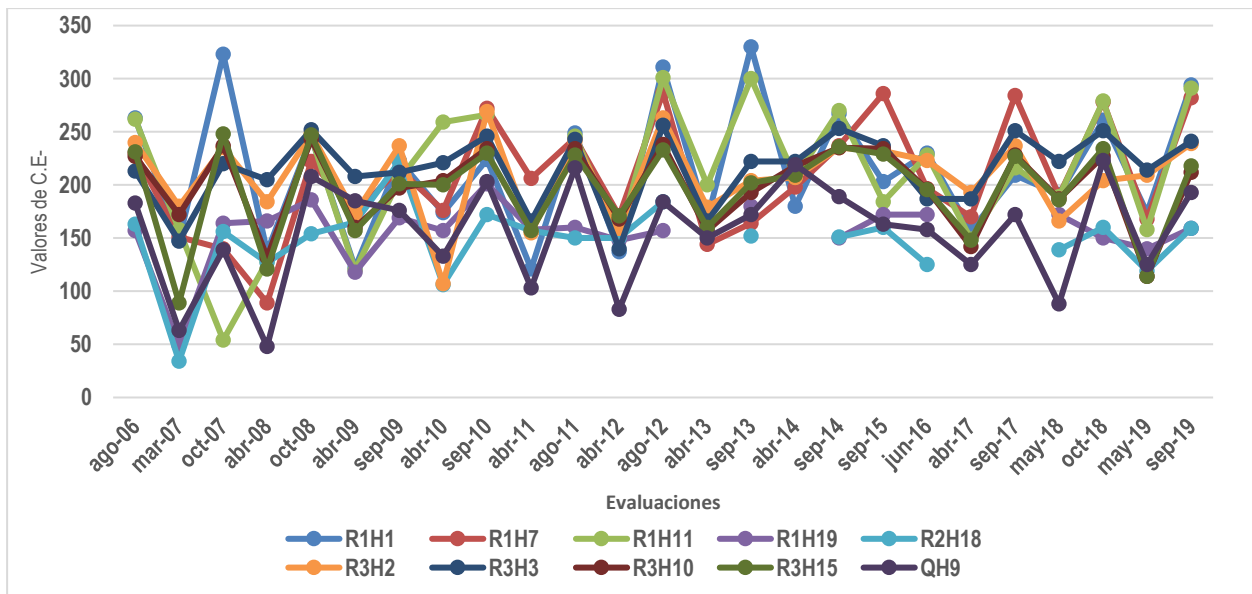
3.1.3 Conductividad Eléctrica

3.1.3.1 Zona de Influencia Directa

En relación con la conductividad, en las 27 evaluaciones de la zona con influencia directa realizadas entre agosto de 2006 setiembre de 2019, los valores registrados oscilaron entre 34 y 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$, encontrándose muy por debajo del valor límite establecido por el ECA correspondiente (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Mientras que en la reciente evaluación el rango registrado fue de 193 a 291 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En las evaluaciones del río Urubamba (R1), se registró un rango de oxígeno disuelto entre 49 y 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mientras que en río Picha (R2) fue entre 34 y 222 $\mu\text{S}/\text{cm}$; en los ríos menores (R3), el rango fue de 87 a 263 y en la quebrada (Q) entre 48 y 219 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Durante las 27 evaluaciones realizadas, la conductividad fue registrada generalmente entre los 100 y 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y con frecuencia resultaron valores un poco mayores en las evaluaciones de la temporada seca (Figura 55).

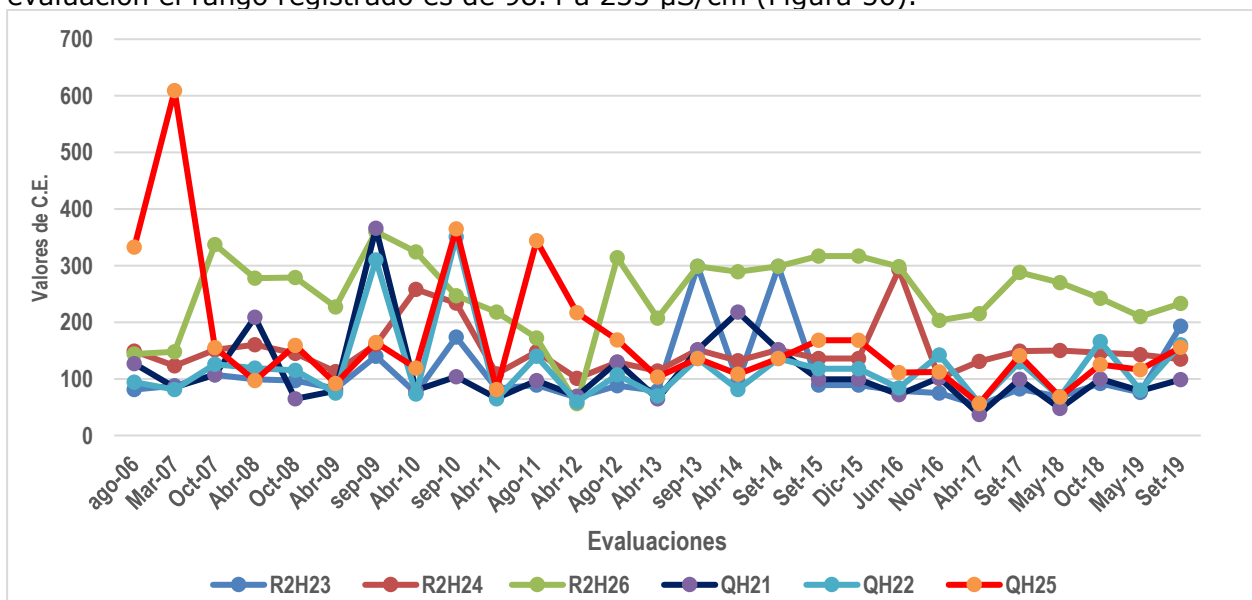


Nota: R1H01 = Río Urubamba, R1H07 = Río Urubamba, R1H11 = Río Urubamba, R1H19 = Río Urubamba, R2H18 = Río Picha, R3H02 = Río Camisea, R3H03 = Río Cashiriari, R3H10 = Río Camisea

Figura 55: Variación histórica de la conductividad de la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019).

3.1.3.2 Zona de Influencia Indirecta

En las evaluaciones de la zona con influencia indirecta realizadas entre agosto de 2006 y setiembre de 2019), los valores de conductividad oscilaron entre 56 y 609 $\mu\text{S}/\text{cm}$, muy por debajo del valor límite establecido por el ECA correspondiente (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En la reciente evaluación el rango registrado es de 98.4 a 233 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 56).



Nota: R2H23 = Río Miaría, R2H24 = Río Mishahua, R2H26 = Río Sepahua, QH21 = Quebrada Shimbillo, QH22 = Quebrada Charapa, QH25 = Quebrada Kumarillo

Figura 56: Variación histórica de la conductividad de la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019).

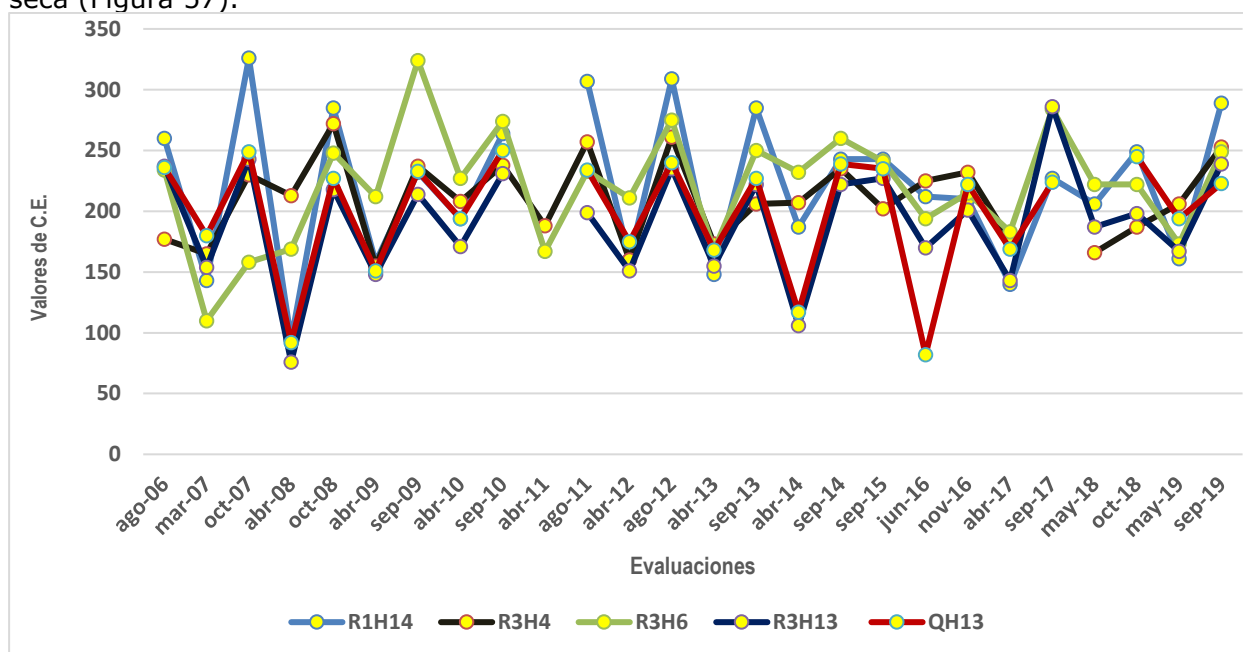
En los ríos medianos (R2) se registró entre 56 y 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mientras que en las quebradas (Q) fue de 207 a 216 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se destaca que los valores en la reciente evaluación en las quebradas presentaron un rango entre 37 y 57 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Durante las evaluaciones realizadas en la zona de influencia indirecta se aprecia un incremento de la conductividad en la temporada seca, tanto en los ríos medianos como en las quebradas.

3.1.3.3 Zona Sin Influencia

En las 27 evaluaciones realizadas en la zona sin influencia, entre agosto de 2006 y setiembre de 2019, los valores de conductividad registrados oscilaron entre 76 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en abril de 2008 en un río pequeño (R3H13) y con 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el río Urubamba (R1H14) en agosto de 2012.

En los ríos grandes (R1) el rango fue de 94 a 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en los ríos medianos (R2) se registró el rango de 106 a 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En las quebradas (Q) se registraron valores entre 92 y 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El registro reciente demuestra un rango entre 223 y 289 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Durante las 27 evaluaciones realizadas los valores de conductividad oscilaron mayormente entre 100 y 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$, encontrándose muy por debajo del valor límite establecido por el ECA correspondiente (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), y con registros ligeramente más altos durante la temporada seca (Figura 57).



Nota: R1H14 = Río Urubamba, R3H04 = Río Camisea, R3H06 = Río Cashiriari, R3H13 = Río Timpía, QH12 = Quebrada Shihuaniro

Figura 57: Variación histórica de la conductividad de la zona sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019).

3.1.3.4 Variación espacial

Los factores físico-químicos registrados y utilizados para el análisis de variación espacial que comprende el Potencial de Hidrógeno (registrado como Unidades de pH, valores de Oxígeno disuelto y de Conductividad eléctrica; demuestran diferentes situaciones que ocurren entre la parte más elevada (Timpía) y la más distante con menor altitud (Sepahua).

En relación a los valores de Conductividad eléctrica se notan mayores diferencias de valores entre los registrados en Timpía y Shivankoreni comparados con los de Miaría y Sepahua (alta y media) con relación a la parte inferior o baja (Miaría y Sepahua), del río Urubamba (Figura 58).

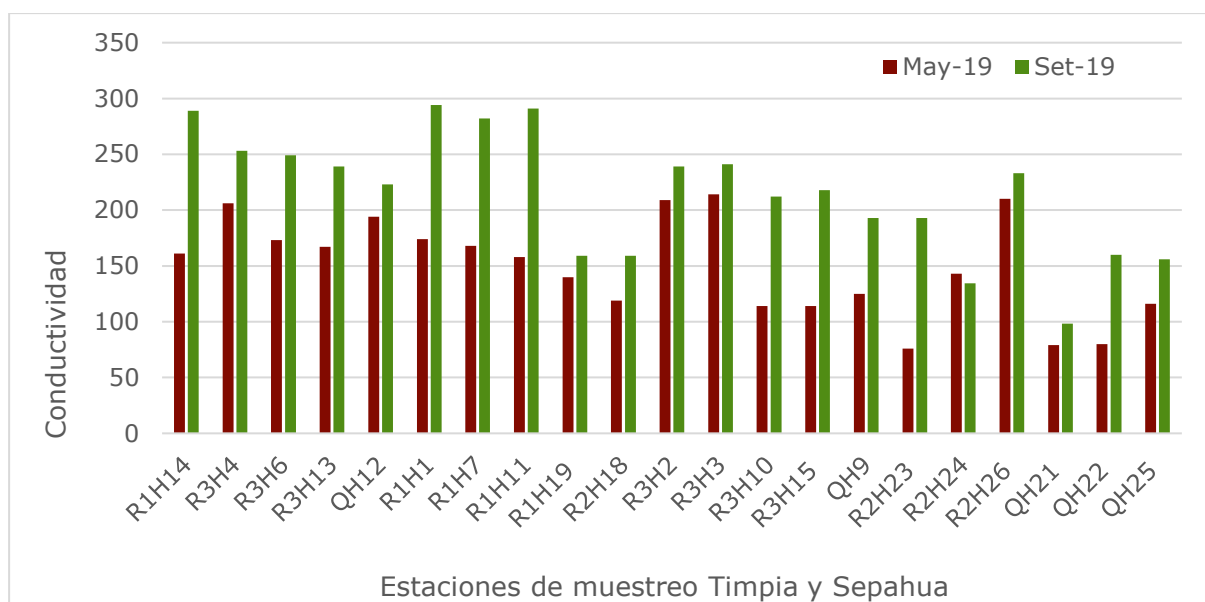


Figura 58: Valores de Conductividad Eléctrica en la zona de evaluación entre Timpía y Sepahua.

3.2 MONITOREO DE PERIFITON

3.2.1 Zona de Influencia Directa

3.2.1.1 Composición

Comprende los componentes principales de la comunidad de perifiton vegetal registrados en los ecosistemas acuáticos de la zona de influencia directa, entre agosto de 2012 y setiembre de 2019, que se viene evaluando tanto en temporada seca, como en la húmeda.

Considerando los 16 monitoreos realizadas, el número total de especies de perifiton para la zona de influencia directa, ascendió a 356, reunidos en 150 géneros, 85 familias, 38 órdenes y ocho phyla: Bacillariophyta, Ochrophyta, Cyanobacteria, Chlorophyta, Charophyta, Euglenozoa, Cryptophyta y Rhodophyta.

La composición del Perifiton vegetal permite resaltar que Bacillariophyta presenta 199 especies, comparado con Cyanobacteria con 66 o Chlorophyta con 60 especies.

En la estructura de la comunidad, observada por la abundancia relativa, confirma también la importancia de Bacillariophyta, porque representa el 62%, seguida por Cyanobacteria (28%) y Chlorophyta (7%). Por otra parte, la presencia de Euglenozoa, Charophyta, Rhodophyta y Ochrophyta es muy reducida.

3.2.1.2 Diversidad

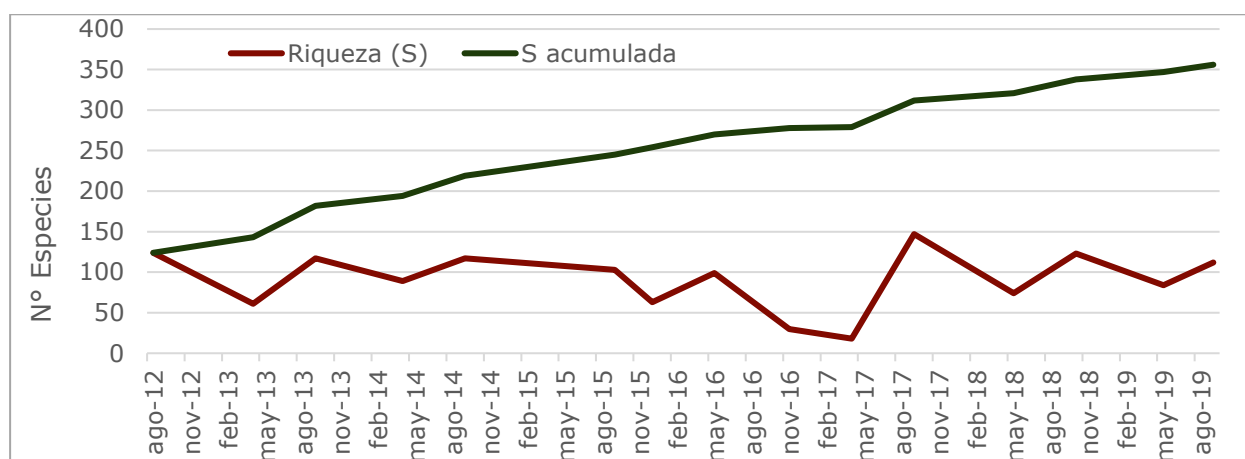
Diversidad biológica del Perifiton vegetal; comprende básicamente aspectos de Riqueza de especies, familias y categorías superiores. La abundancia, expresada en número de organismos, por unidad de análisis. Un resumen de la riqueza, basado en las phyla registradas nos permite ver el número de especies presentes y acumuladas durante las evaluaciones realizadas entre 2012 y 2019. Es notable la diversidad de especies de Bacillariophyta con 199, seguida por Cyanobacteria, Chlorophyta y otras cuatro phyla (04) que reúnen 31 especies.

En relación a la abundancia, estimado en porcentajes (%), Bacillariophyta resulta dominante con el 62, siguen Cyanobacteria (28), Chlorophyta (7); mientras que la otras phyla (04) reúnen 2%.

Tabla 24: Riqueza y Abundancia de especies y organismos por phyla de Perifiton en zona de influencia directa (agosto 2012 – setiembre 2019)

Filo	N° especies (S)	% S	N° organismos (N)	% N
BACILLARIOPHYTA	199	56	8.698	62
OCHROPHYTA	2	1	25	0
CYANOBACTERIA	66	19	3.959	28
CHLOROPHYTA	60	17	951	7
CHAROPHYTA	19	5	263	2
EUGLENOZOA	8	2	53	0
CRYPTOPHYTA	1	0	1	0
RHODOPHYTA	1	0	18	0
TOTAL	356	100	13.968	100

La riqueza acumulada se fue incrementando en cada temporada de evaluación, inclusive en los tres últimos años, desde agosto de 2017 hasta setiembre de 2019. Los registros de riqueza de especies entre épocas seca y húmeda variaron ligeramente, evidenciándose un mayor registro durante la temporada seca, posiblemente debido a una mayor transparencia del agua y alta concentración de la comunidad del perifiton

**Figura 59: Variación histórica de la riqueza (S) de perifiton en la zona de influencia directa (agosto 2012 – setiembre 2019).**

En relación a la riqueza de perifiton por cuerpo de agua, en la zona con influencia directa destacaron los ríos menores con 141 especies (R3H10) y en las quebradas se registró un máximo de 146 especies (QH09). Los niveles más bajos se reportaron en el río mediano (R2H18) con 87 (Tabla 25).

Tabla 25: Riqueza (S) y abundancia (N) total de perifiton en las zonas de influencia directa (agosto 2012 – setiembre 2019)

ÍNDICES	Estaciones con Influencia Directa										
	H1	H7	H11	H19	H18	H2	H3	H10	H15	H9	H28
Riqueza (S)	103	113	118	134	87	138	140	141	141	146	56
Abundancia (N)	1.500	1.447	1.377	1.046	944	1.470	1.453	1.446	1.430	1.486	370

La riqueza de especies del perifiton por filo, en cada una de las evaluaciones, estuvo dominada por los grupos Bacillariophyta y Cyanobacteria. Por otra parte, se presentaron muy pocas especies de los grupos Rhodophyta, Charophyta y Euglenozoa (Figura 60).

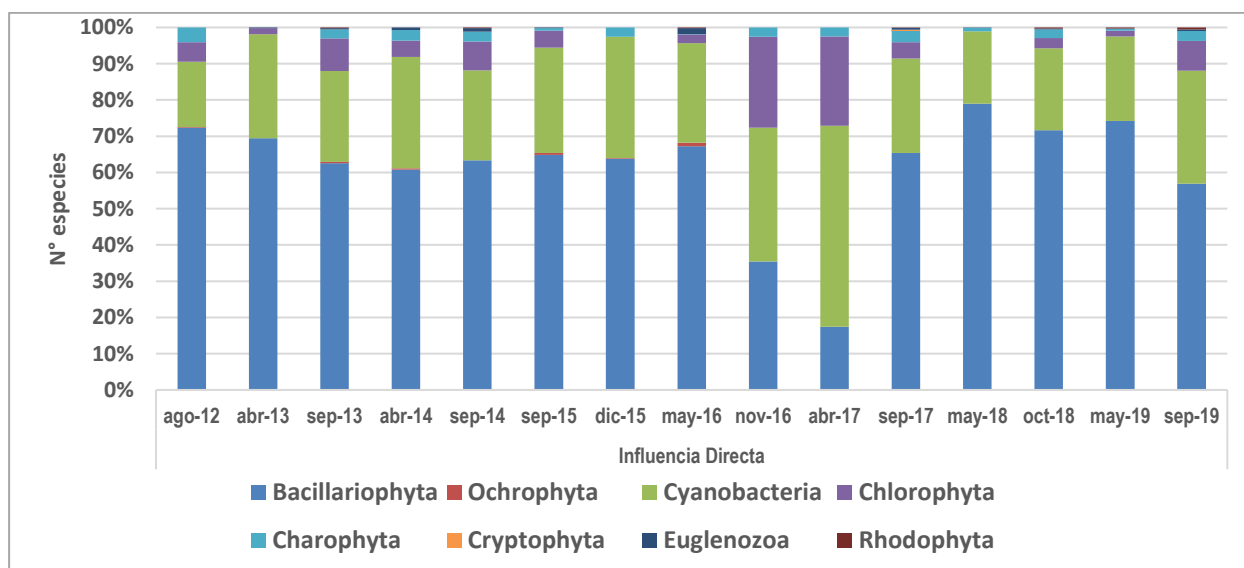


Figura 60: Variación histórica de la riqueza (S) de perifiton por filo en la zona de influencia directa (agosto 2012 – setiembre 2019)

En relación con la abundancia por phyla y por evaluación, también se evidencia la dominancia de Bacillariophyta y, seguido de Cyanobacteria y Chlorophyta. Asimismo, los Rhodophyta, Charophyta y Euglenozoa resultaron poco representativos (Figura 61).

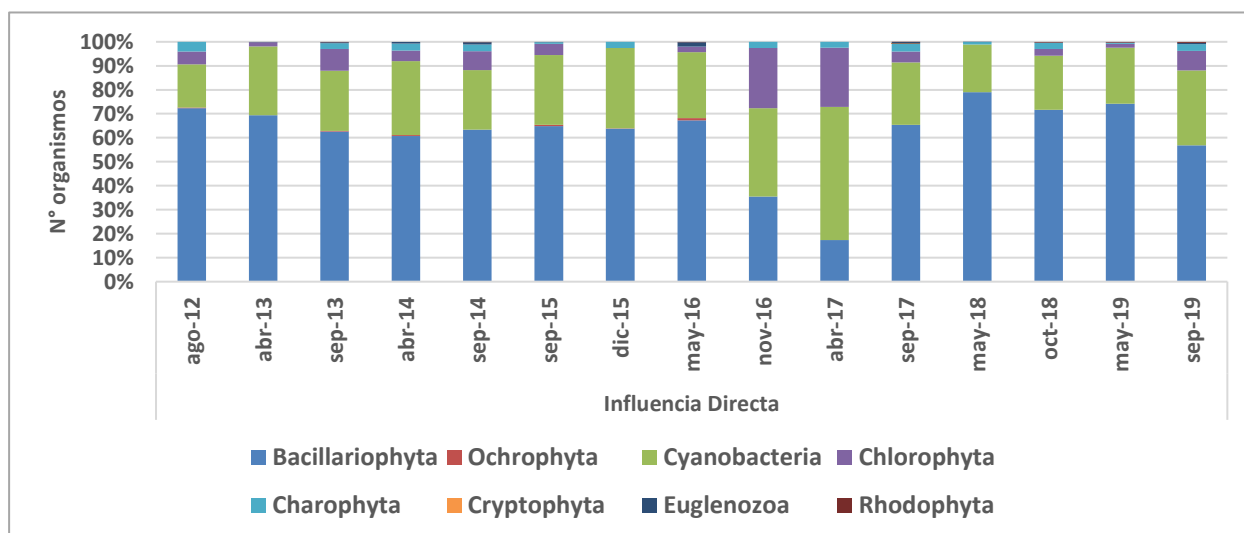


Figura 61: Variación histórica de la abundancia (N) de perifiton por filo en la zona de influencia directa (agosto 2012 – setiembre 2019)

3.2.1.3 Similaridad

De acuerdo a la metodología propuesta los análisis de datos procedentes de las evaluaciones del Perifiton fueron realizados procurando los valores y gráficos según el Índice de Bray-Curtis, por temporadas de evaluación: seca y húmeda.

El índice de similaridad definió cuatro grupos con más del 50% de similaridad. Dos de ellos agrupa a las temporadas de muestreo correspondiente a la época seca y los dos restantes agrupan a las temporadas de muestreo relacionadas con la época húmeda. (Figura 62).

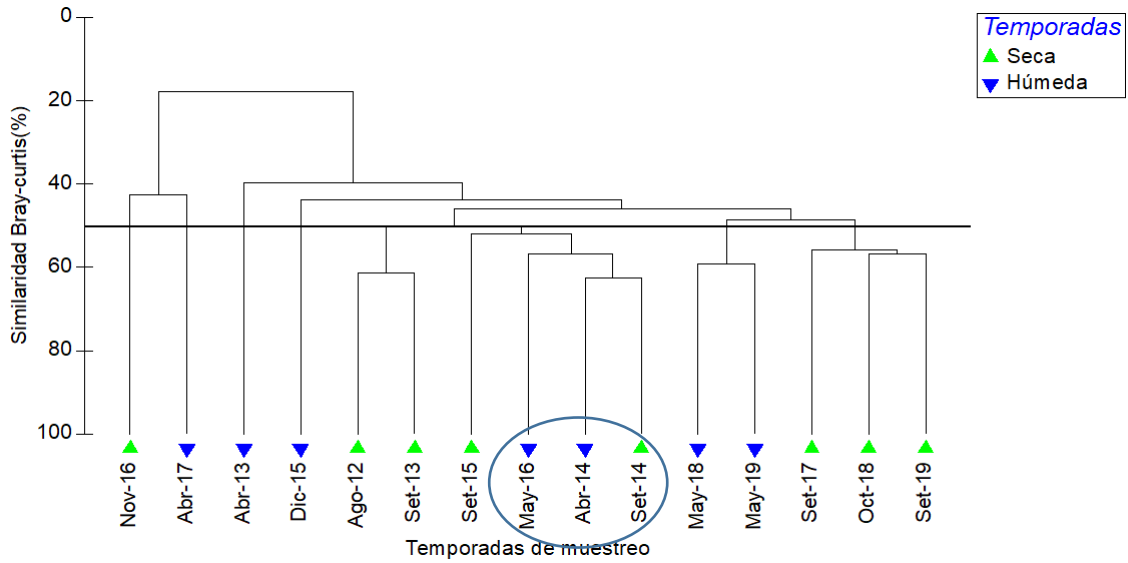


Figura 62: Dendrograma de similaridad del perifiton por temporadas en la zona de influencia directa (agosto 2012 – setiembre 2019)

En otra distribución, se observa una tendencia al agrupamiento, en función a la época de muestreo (Figura 63).

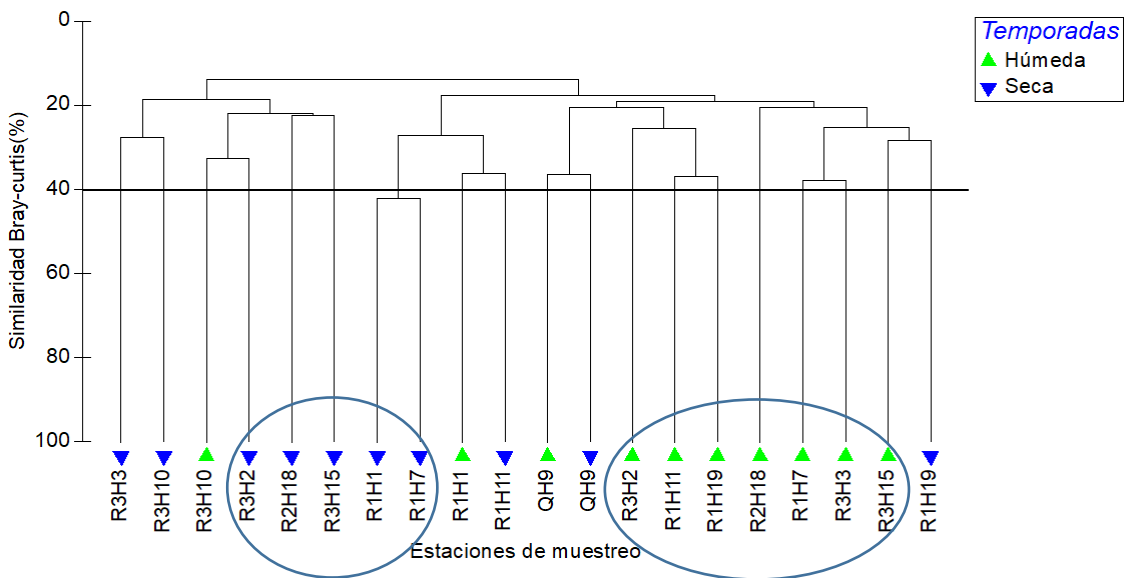


Figura 63: Dendrograma de similaridad del perifiton por estaciones de muestreo en la zona de influencia directa (agosto 2012 – setiembre 2019)

El análisis de agrupamiento presentó una baja similaridad de los puntos de muestreo entre de las épocas evaluadas, menos del 40%, sin embargo, hay una tendencia de agrupar aquellas estaciones evaluadas en una misma época.

Por otro lado, no se mostró una clara separación en la composición de la comunidad entre ambas épocas. Esto se confirma mediante la prueba estadística ANOSIM, que no evidenció diferencias significativas en la composición de la comunidad del perifiton entre ambas épocas (R global = 0,162) Figura 64.

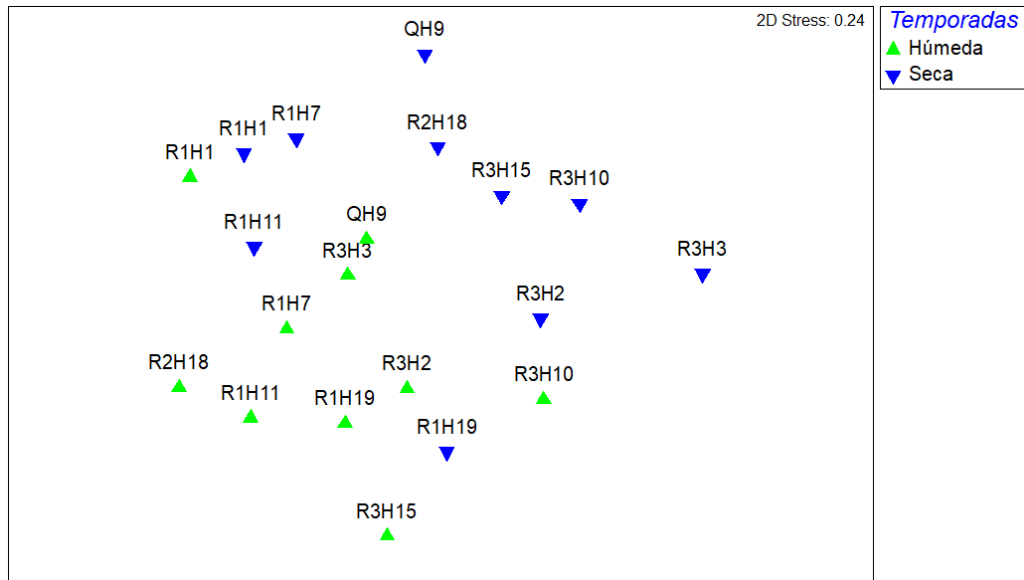


Figura 64: Análisis de Agrupamiento de la composición del perifiton en las temporadas húmeda y seca 2019 con influencia directa

3.2.2 Zona de Influencia Indirecta

3.2.2.1 Composición

Comprende los componentes de la comunidad de perifiton vegetal registrados en los ecosistemas acuáticos de la zona de influencia indirecta, entre agosto de 2012 y setiembre de 2019, que se viene evaluando tanto en temporada seca, como en la húmeda.

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies registradas de perifiton ascendió a 297, reunidos en 119 géneros, 65 familias, 28 órdenes y siete phyla: Bacillariophyta, Ochrophyta, Cyanobacteria, Chlorophyta, Charophyta, Euglenozoa y Rhodophyta.

La composición del Perifiton vegetal permite resaltar que Bacillariophyta presenta 183 especies, comparado con Cyanobacteria con 51 o Chlorophyta con 30 especies.

En la estructura de la comunidad, observada por la abundancia relativa, confirma la importancia de Bacillariophyta, porque representa el 66%, seguida por Cyanobacteria (25%) y Chlorophyta (5%). Por otra parte, la presencia de Euglenozoa, Rhodophyta y Ochrophyta es muy reducida.

3.2.2.2 Diversidad

De las evaluaciones realizadas entre agosto de 2012 y setiembre de 2019, el número total de especies registradas ascendió a 297 en la zona con influencia indirecta. Presentan dominancia: Bacillariophyta, Cyanobacteria y Chlorophyta. En términos de riqueza específica, fue poco significativa la presencia de Rhodophyta, Ochrophyta y Euglenozoa (Tabla 26).

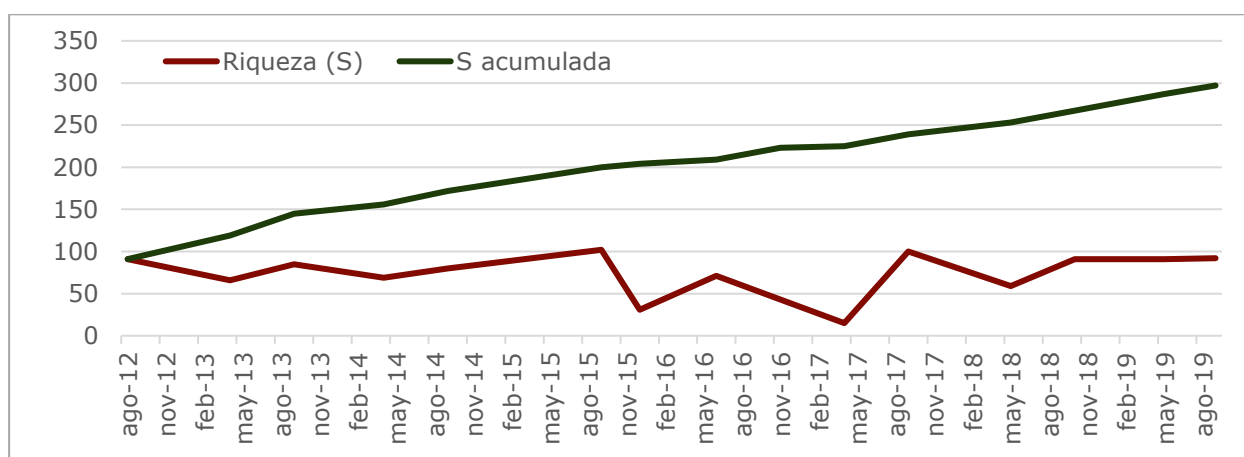
Tabla 26: Riqueza (S) y abundancia (N) por phyla del perifiton en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – setiembre 2019)

Filo	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
BACILLARIOPHYTA	183	62	5.841	66
OCHROPHYTA	2	1	16	0
CYANOBACTERIA	51	20	2.261	25
CHLOROPHYTA	30	10	472	5
CHAROPHYTA	23	8	277	3
EUGLENOZOA	7	2	26	0
RHODOPHYTA	1	0	15	0
TOTAL	297	103	8.908	100

En relación a la abundancia, también se determinó una marcada dominancia de Bacillariophyta seguida de Cyanobacteria; mientras que los registros de los grupos Euglenozoa, Ochrophyta y Rhodophyta fueron muy escasos.

En cuanto al registro de la riqueza entre monitoreos, este presentó un rango entre 15 y 102 especies, reportándose los valores más altos durante la temporada seca. Por otro lado, y en lo que concierne al registro de riqueza acumulada, se evidencia un incremento casi constante hasta el último monitoreo.

Los registros de riqueza tienen relación directa con la temporada de monitoreo, siendo generalmente mayores durante la temporada seca. Por otro lado, el incremento de los registros de riqueza se mantiene constante a la fecha, tal como se observa en la Figura 65.

**Figura 65: Variación histórica de la riqueza de perifiton en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018).**

En relación a la riqueza del perifiton por estación de monitoreo, destaca la quebrada Kumarillo (QH25) con 142 especies; y entre los ríos medianos (R2), el río Miaría (R2H23) registró 116 especies (Tabla 27).

Tabla 27: Riqueza (S) y abundancia (N) total de perifiton en las zonas de influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018)

Perifiton	R2H24	R2H23	R2H26	QH21	QH22	QH25
Riqueza (S)	119	146	105	152	148	176
Abundancia (N)	1481	1505	1488	1467	1499	1468

En lo que concierne a la riqueza de grupos taxonómicos del perifiton en la zona con influencia indirecta, destacan notablemente Bacillariophyta, seguido de Cyanobacteria y Chlorophyta, con reducida presencia de Rhodophyta, Ochrophyta y Euglenozoa (Figura 66).

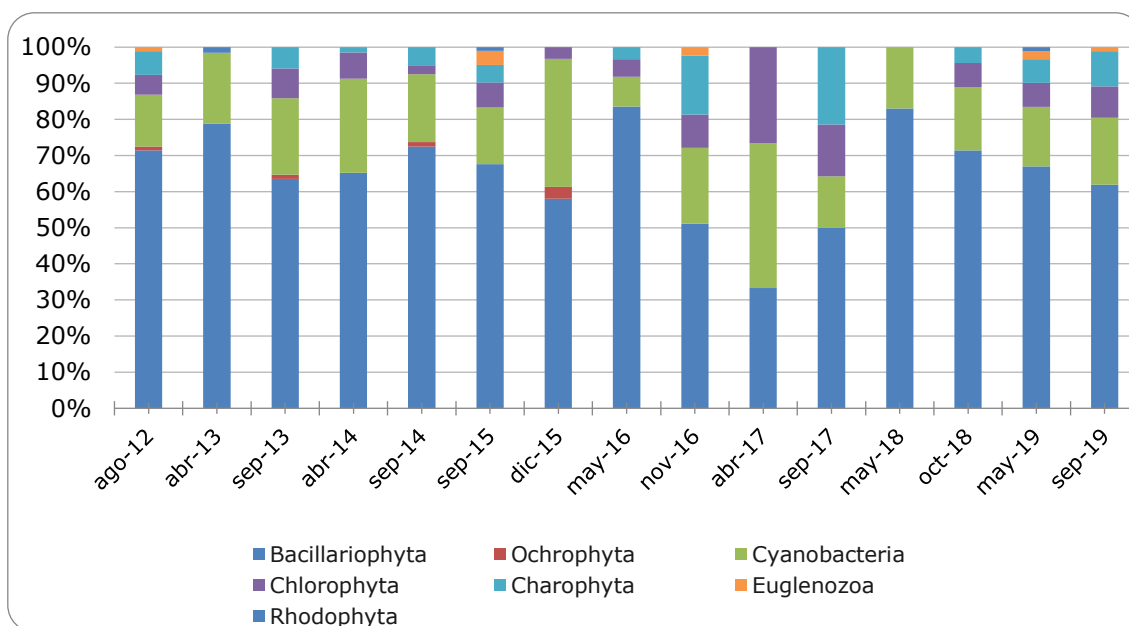


Figura 66: Variación histórica de la riqueza (S) de perifiton por filo en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – setiembre 2019)

En términos de abundancia, las diatomeas que comprenden el filo Bacillariophyta fueron marcadamente dominantes, seguido por los organismos del grupo Cyanobacteria; mientras que los filios Rhodophyta, Ochrophyta y Euglenozoa presentaron registros muy escasos a lo largo del periodo de monitoreo (Figura 67).

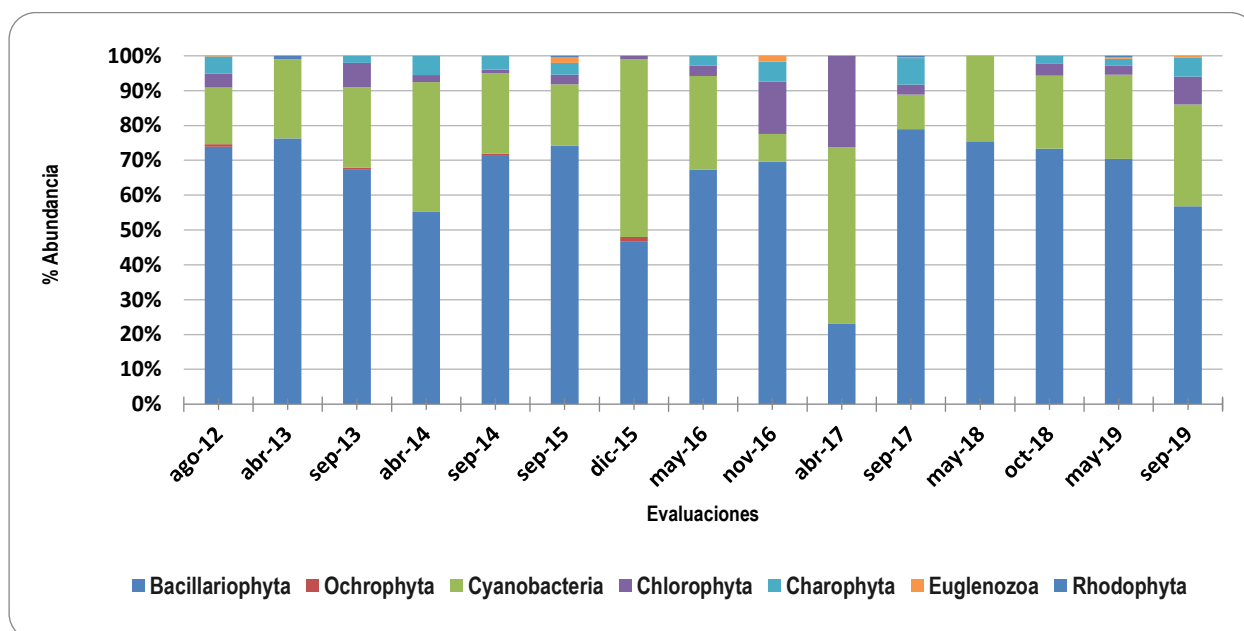


Figura 67: Variación histórica de la abundancia (N) de perifiton por filo en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – setiembre 2019)

3.2.2.3 Similaridad

De acuerdo a la metodología propuesta los análisis de datos procedentes de las evaluaciones del Perifiton fueron realizados procurando los valores y gráficos según el Índice de Bray-Curtis, por temporadas de evaluación: seca y húmeda.

El dendrograma presenta cuatro grupos con más del 50% de similitud. Dos de los cuales presentaron los mayores porcentajes de similitud con el 55% cada grupo (Ago-23/Set-13 y Set-17/Oct18) y a la vez agrupa a las temporadas de muestreo correspondiente a la época seca (Figura 68).

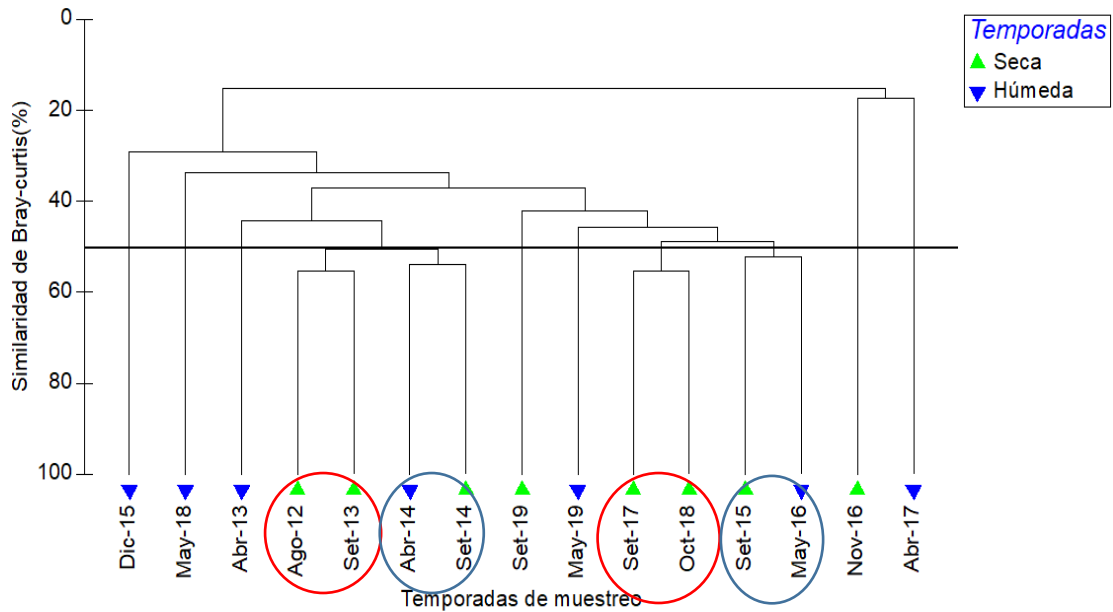


Figura 68: Dendrograma de similaridad del perifiton por temporadas en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – setiembre 2019)

El dendrograma presentó una baja similitud de los puntos de muestreo entre las épocas de muestreo, menos del 20%, sin embargo, hay una tendencia de agrupar aquellas estaciones evaluadas en una misma época. Ver Figura 69.

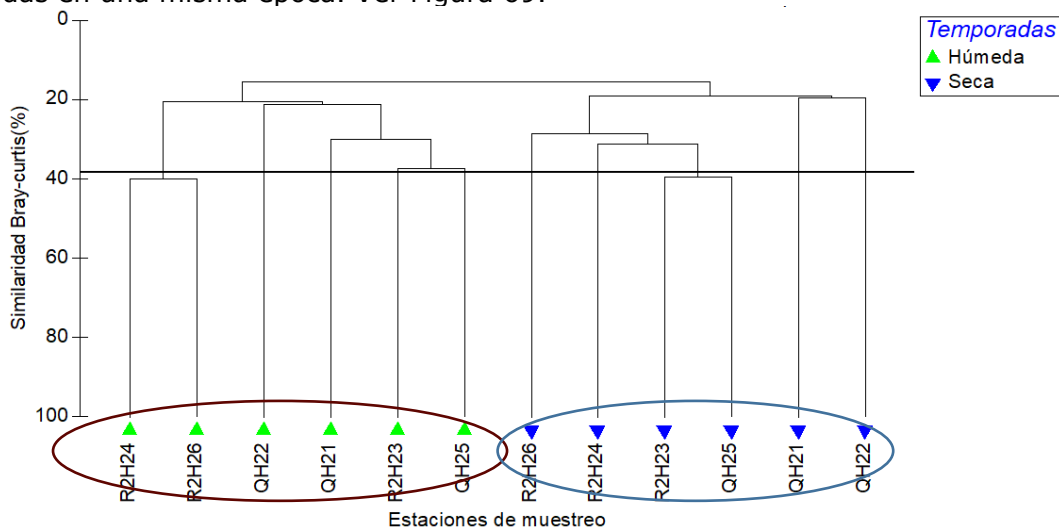


Figura 69: Dendrograma de similaridad del perifiton por estaciones de muestreo en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – setiembre 2019)

Por otro lado, se muestra la separación en la composición de la comunidad entre ambas épocas. Esto se confirma mediante la prueba estadística ANOSIM, que evidenció diferencias significativas en la composición de la comunidad del perifiton entre ambas épocas (R global = 0,535) (Figura 70).

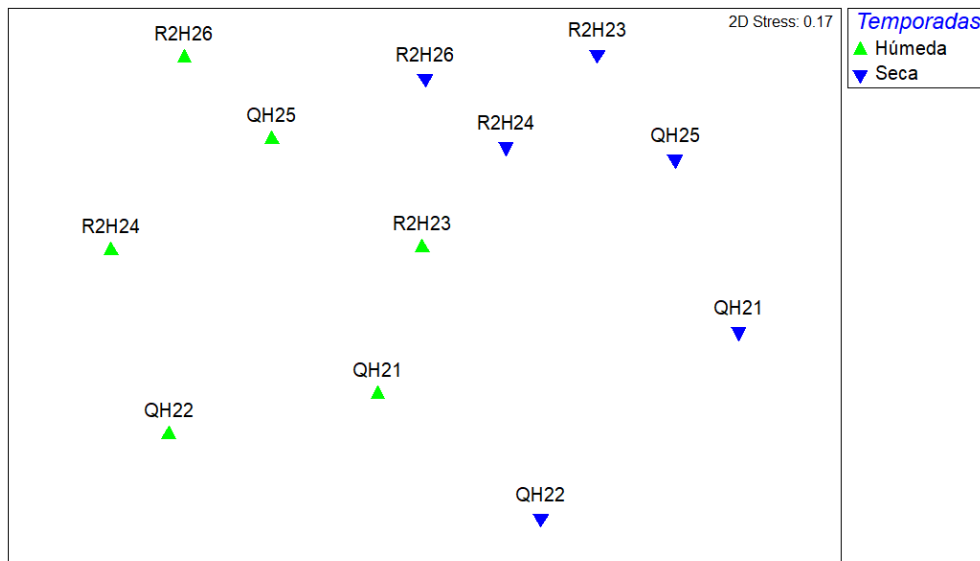


Figura 70: Análisis de Agrupamiento de la composición del perifiton en las temporadas húmeda y seca 2019 en la zona con influencia indirecta

3.2.3 Zona Sin Influencia

3.2.3.1 Composición

Comprende los componentes de la comunidad de perifiton vegetal registrados en los ecosistemas acuáticos de la zona sin influencia, entre agosto de 2012 y setiembre de 2019, que se viene evaluando en temporadas seca y húmeda.

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies registradas de perifiton ascendió a 270, reunidos en 107 géneros, 67 familias, 35 órdenes, ocho clases y seis phyla: Bacillariophyta, Cyanobacteria, Chlorophyta, Charophyta, Euglenozoa y Rhodophyta.

La composición del Perifiton vegetal permite resaltar que Bacillariophyta presenta 166 especies, seguido por Cyanobacteria con 50 y Chlorophyta con 31 especies.

En la estructura de la comunidad, observada por la abundancia relativa, confirma la importancia de Bacillariophyta, porque representa el 60%, seguida por Cyanobacteria (31%) y Chlorophyta (6%). Por otra parte, la presencia de Euglenozoa, Rhodophyta y Charophyta resultó muy reducida.

3.2.3.2 Diversidad

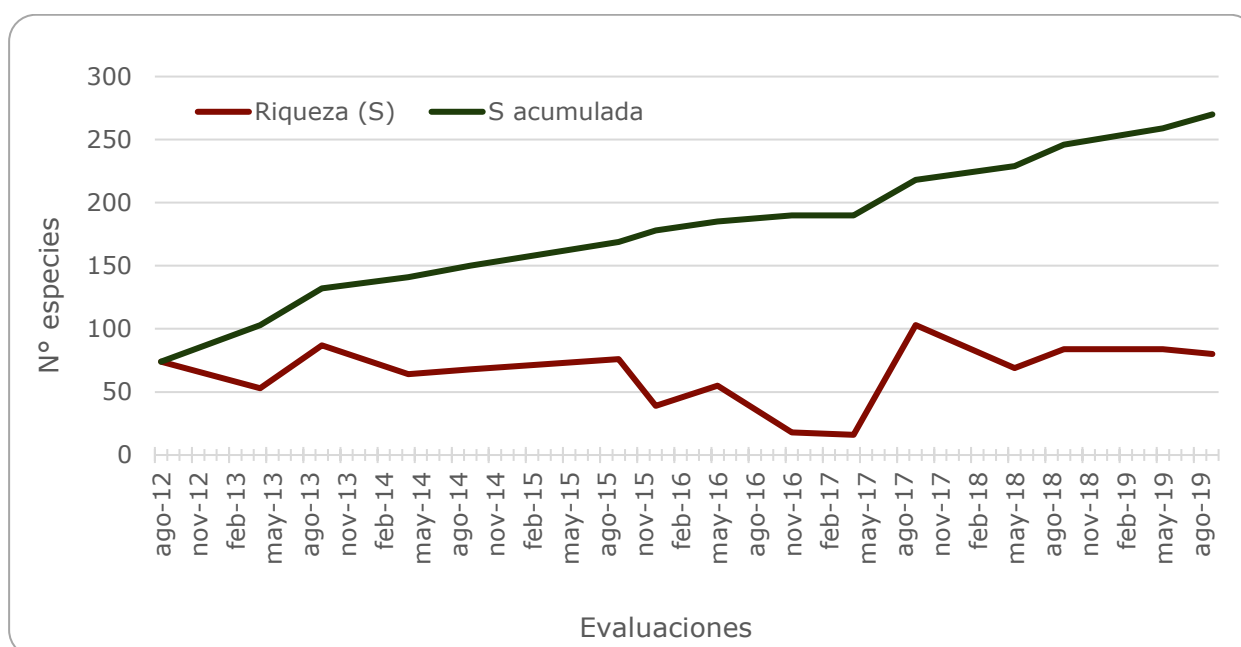
De las evaluaciones realizadas entre agosto de 2012 y setiembre de 2019, el número total de especies registradas ascendió a 270 en la zona sin influencia. Presentan dominancia: Bacillariophyta, Cyanobacteria y Chlorophyta. En términos de riqueza específica, fue poco significativa la presencia de Rhodophyta, Charophyta y Euglenozoa.

En relación a la abundancia, también se determinó una marcada dominancia de Bacillariophyta seguida de Cyanobacteria; mientras que los registros de los grupos Euglenozoa, Ochrophyta y Rhodophyta fueron muy escasos (Tabla 28).

Tabla 28: Riqueza (S) y abundancia (N) por filo de perifiton en la zona sin influencia (agosto 2012 – setiembre 2019)

Phyla	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
BACILLARIOPHYTA	166	61	4.633	60
CYANOBACTERIA	50	19	2.417	31
CHLOROPHYTA	31	11	451	6
CHAROPHYTA	15	6	188	2
EUGLENOZOA	7	3	75	1
RHODOPHYTA	1	0	8	0
TOTAL	270	100	7.772	100

Comparando los resultados de riqueza entre las temporadas de monitoreo, los registros tienden a ser mayores durante la temporada seca; y en relación a la riqueza acumulada, se evidencia un incremento sostenido desde agosto de 2012 hasta el más reciente monitoreo (Figura 71).

**Figura 71: Variación histórica de la riqueza de perifiton en la zona sin influencia (agosto 2012 – setiembre 2019).**

El número acumulado de especies de perifiton en las estaciones de monitoreo sin influencia ha variado entre 61 y 140, destacando la quebrada Shihuaniro (QH12) y el río alto Camisea (R3H04) con los niveles más altos; mientras que el menor valor correspondió a la quebrada Serjali (QH27), tal como se observa en la Tabla 29.

Tabla 29: Riqueza (S) y abundancia (N) total de perifiton en la zona sin influencia (agosto 2012 – setiembre 2019)

Índices	R1H14	R3H13	R3H06	R3H04	QH12	QH27
Riqueza (S)	104	110	105	140	142	61
Abundancia (N)	1,488	1,488	1,301	1,509	1,489	497

Observando la variación espacial y temporal de la composición específica del perifiton, Bacillariophyta se consolida como el grupo dominante, habiendo sido registrado durante todos los monitoreos, seguido de Cyanobacteria y, en mucha menor proporción, Euglenozoa y Rhodophyta (Figura 72).

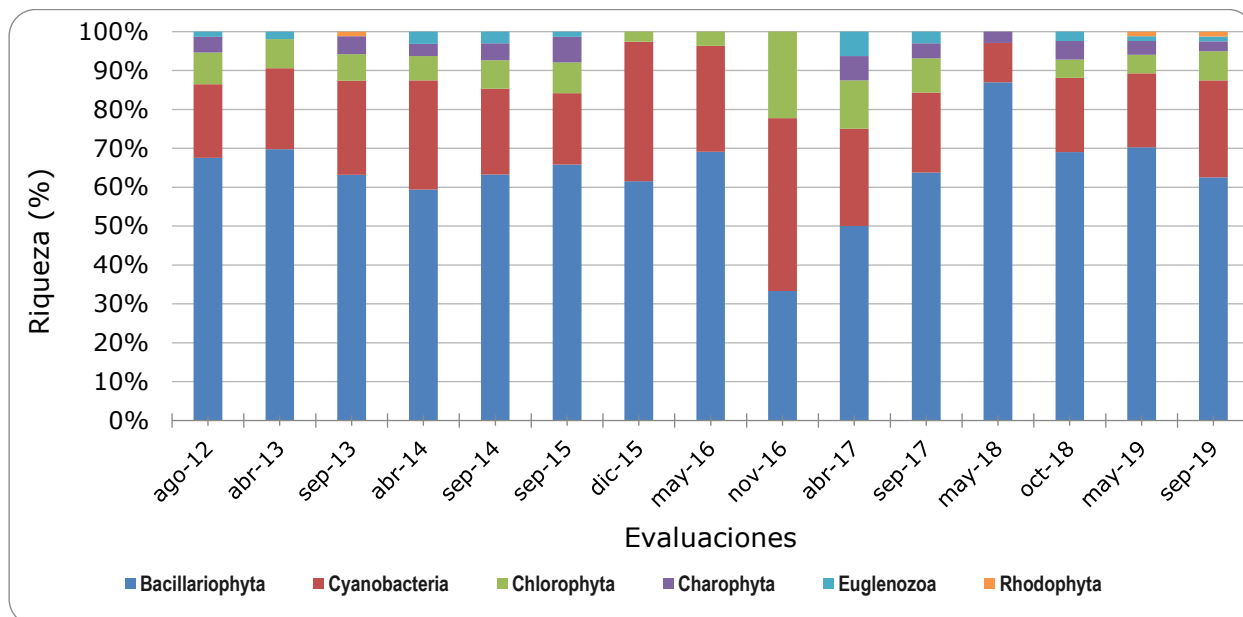


Figura 72: Variación histórica de la riqueza de perifiton por filo en la zona sin influencia (agosto 2012 – setiembre 2019).

En relación a la abundancia, se observó la marcada dominancia de Bacillariophyta y Cyanobacteria, siendo Euglenozoa y Rhodophyta escasas (Figura 73).

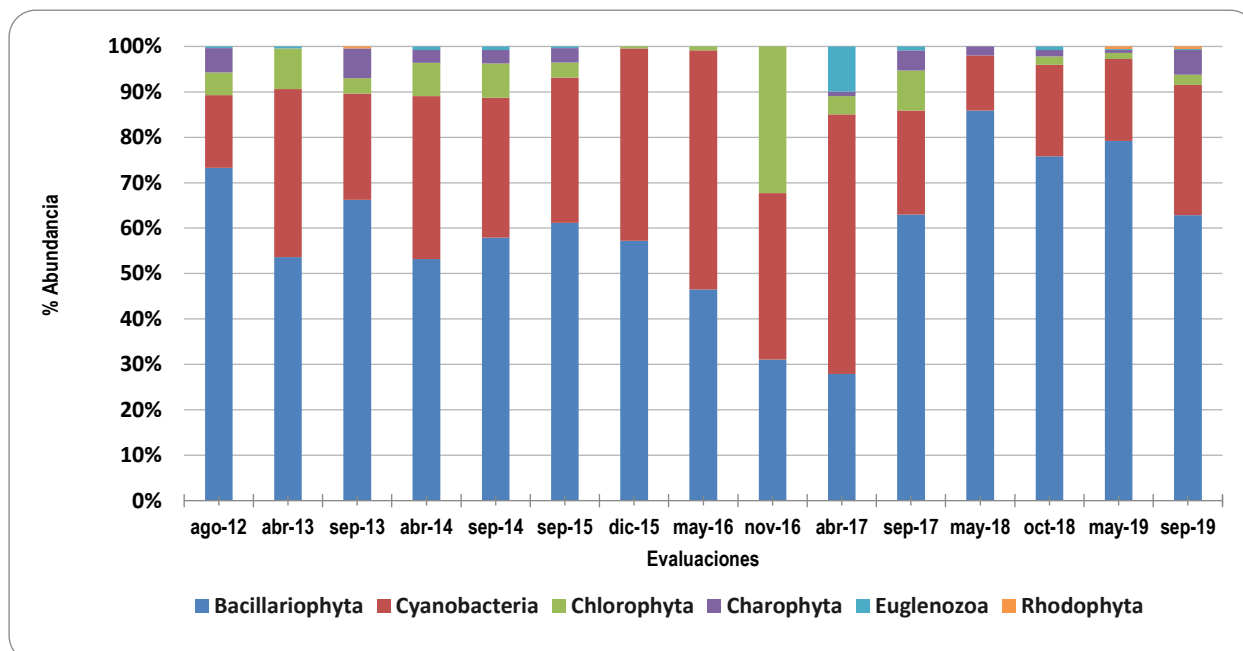


Figura 73: Variación histórica de la abundancia de perifiton por filo en la zona sin influencia (agosto 2012 – setiembre 2019).

3.2.3.3 Similaridad

El análisis de agrupamiento definió cinco grupos con más del 50% de similaridad. Dos de los cuales agrupa a las temporadas de muestreo correspondientes a la época seca (Set-17/Set-18 y Ago-12/Set-13). Por otro lado, el grupo con el mayor porcentaje de similitud agrupa a las temporadas Abr-14 y Set-14 con el 82% (Figura 74).

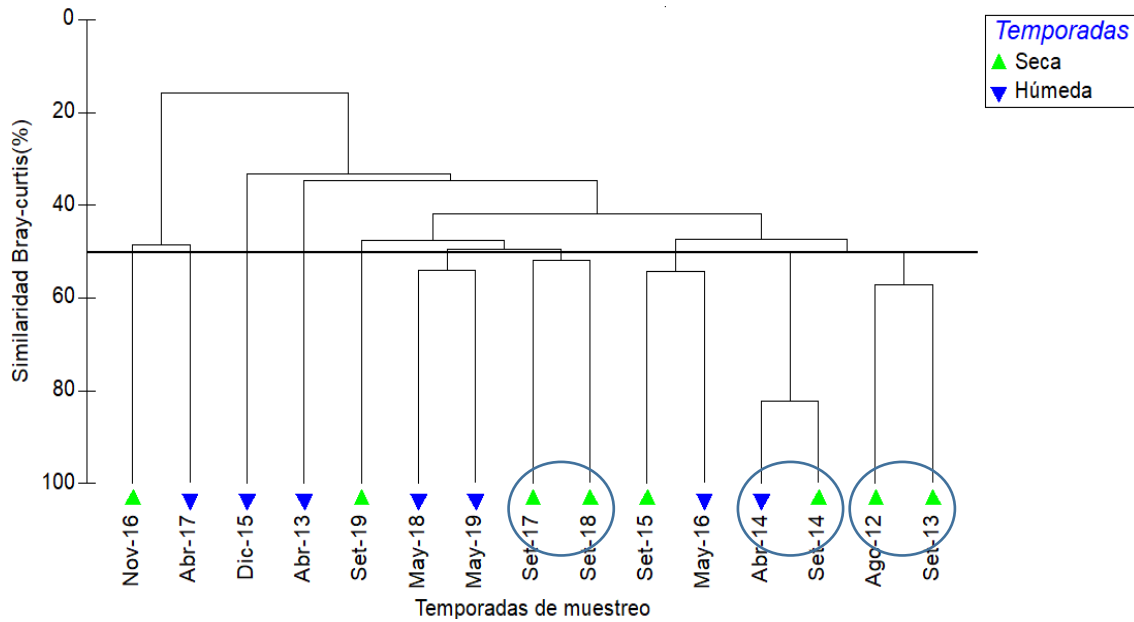


Figura 74: Dendrograma de similaridad del perifiton por temporadas en la zona sin influencia (agosto 2012 – setiembre 2019)

El análisis de agrupamiento definió dos grupos con más del 40% de similaridad. El primero agrupa a las estaciones R1H14 y R3H13 correspondiente a la época húmeda y el segundo grupo reúne las estaciones R1H14 y R3H13 de la época seca, ambos con el 46% de similaridad. Finalmente, se observa una tendencia al agrupamiento entre estaciones de la misma época evaluada (Figura 75).

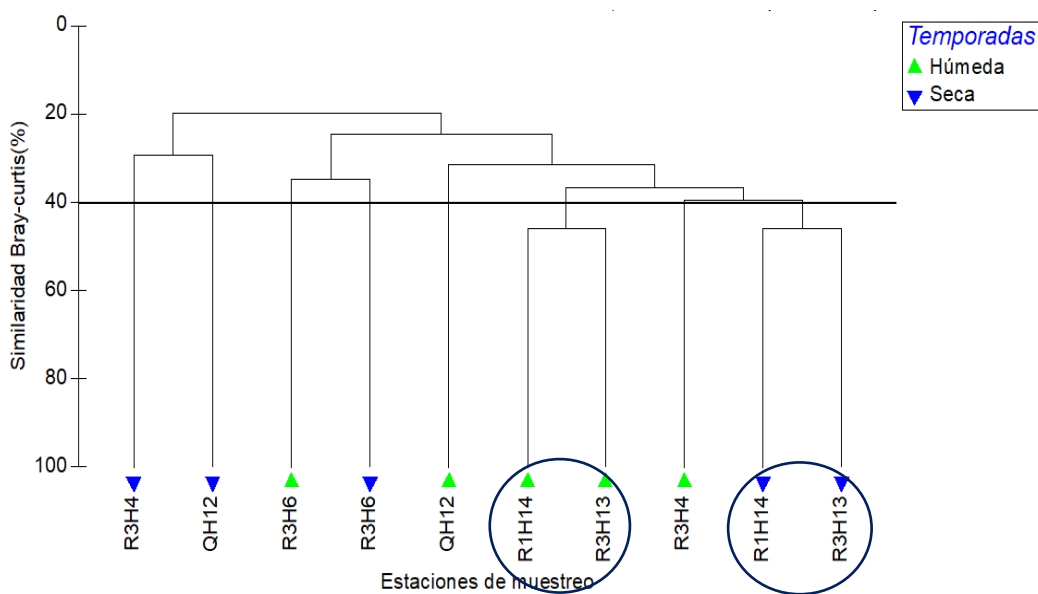


Figura 75: Dendrograma de similaridad del perifiton por estaciones de muestreo en la zona sin influencia (agosto 2012 – setiembre 2019)

Por otro lado, no se mostró una clara separación en la composición de la comunidad entre ambas épocas. Esto se confirma mediante la prueba estadística ANOSIM, que no evidenció diferencias significativas en la composición de la comunidad del perifiton entre ambas épocas (R global = 0,3) (Figura 76).

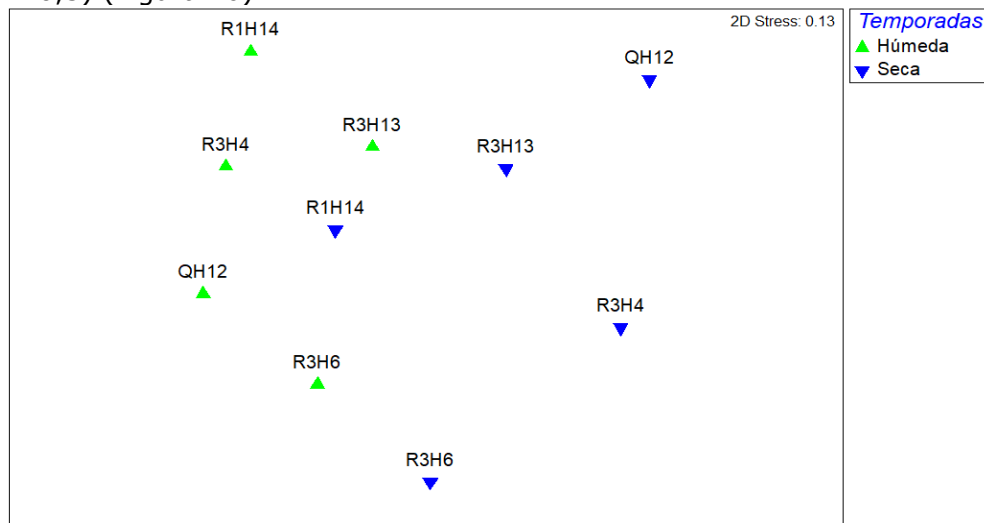


Figura 76: Análisis de Agrupamiento de la composición del perifiton en las temporadas húmeda y seca 2019 en la zona sin influencia

3.2.4 Variación espacial

Los valores de riqueza de la comunidad de Perifiton registrados fueron utilizados para el análisis de la variación espacial y demostrar cómo se distribuyen comparando la parte más sur o elevada (Timpía - Segakiato) con la más norte, de menor altitud (Miaría - Sepahua). Que van presentando cambios en el tipo de sustrato, velocidad de corriente, transparencia, etc.

En relación a los valores de riqueza del perifiton se notan mayores diferencias de valores entre las épocas de evaluación y una tendencia de incremento de registros especialmente en la zona de influencia indirecta (Miaría y Sepahua), con los registrados entre Timpía - Segakiato y Shivankoreni especialmente en la época seca (Figura 77).

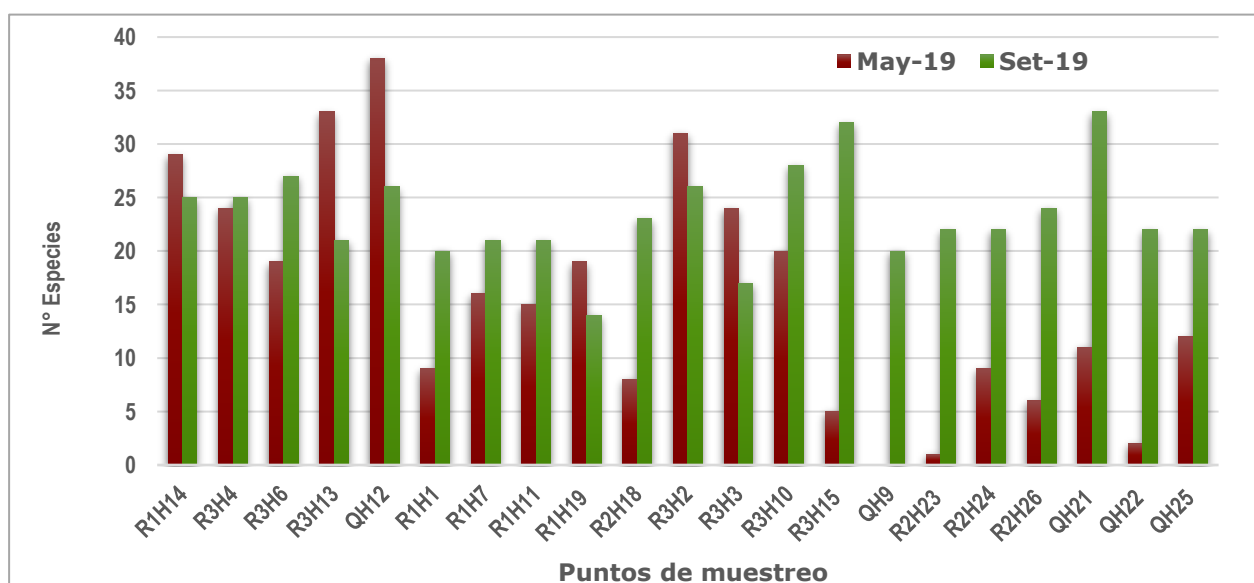


Figura 77: Variación espacial de la riqueza del perifiton entre Timpía y Sepahua. 2019

3.3 MONITOREO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

3.3.1 Zona de Influencia Directa

3.3.1.1 Composición

Describe los componentes de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos registrados en los ecosistemas acuáticos de la zona de influencia directa, entre agosto de 2006 y setiembre de 2019, que comprende temporadas seca y húmeda.

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies registradas de bentos ascendió a 152, reunidos en 138 géneros, 35 familias, 17 órdenes, cinco clases y tres phyla: Annelida, Arthropoda y Mollusca.

La composición del macrobentos permite resaltar que Arthropoda presenta 140 especies, seguido por Mollusca con 10 y Annelida con una especie.

En la estructura de la comunidad, observada por la abundancia relativa, se confirma la importancia de Arthropoda, debido a la diversidad de la clase Insecta (136) y que representa el 90% de la riqueza de especies; mientras que Mollusca, Crustacea y otros representaron la diferencia (Tabla 26).

3.3.1.2 Diversidad

Comprende principalmente la riqueza y abundancia de los macroinvertebrados bentónicos que fueron registrados en las evaluaciones realizadas en la zona sin influencia, entre agosto de 2012 y setiembre de 2019. El número total de especies registradas ascendió a 152. Presentan dominancia: Arthropoda, tanto en riqueza como en abundancia y escasamente representados los moluscos y anélidos.

Entre las categorías taxonómicas de bentos se registraron 152 especies reunidas en 138 géneros, 81 familias, 17 ordenes, cinco clases en tres phyla. La clase Insecta destaca en términos de riqueza, con 24 o más especies: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, siendo más bien raros y con una sola especie registrada Annelida, Caenogastropoda, Megaloptera, Mesogastropoda, Plecoptera y Veneroidea. (Tabla 30).

En relación a la abundancia total destacaron: Insecta con el 80%, representado por los órdenes Diptera, Ephemeroptera y Trichoptera; mientras que Annelida, Veneroidea y Caenogastropoda fueron escasamente representados.

Tabla 30: Riqueza (S) y abundancia (N) de macroinvertebrados bentónicos por orden en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Annelida	1	0,7	8	0,0
Decapoda	4	2,6	384	1,0
Coleoptera	24	15,8	1.988	5,1
Diptera	21	13,8	17.223	44,2
Ephemeroptera	24	15,8	8.926	22,9
Hemiptera	16	10,5	843	2,2
Lepidoptera	2	1,3	78	0,2
Megaloptera	1	0,7	69	0,2
Odonata	21	13,8	890	2,3
Orthoptera	2	1,3	45	0,1
Plecoptera	1	0,7	640	1,6
Trichoptera	24	15,8	5.130	13,2
Unionoidea	1	0,7	4	0,0

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Mesogastropoda	1	0,7	411	1,1
Basommatophora	7	4,6	2.274	5,8
Veneroida	1	0,7	4	0,0
Caenogastropoda	1	0,7	19	0,0
TOTAL	152	100	38.936	100

Se observó que la riqueza total es variable por temporada y por tipo de cuerpo de agua. Así tenemos que entre los cuatro puntos ubicados en el río Urubamba (R1) se registraron entre 20 y 75 especies, en el río Picha (R2) 47 especies, en los ríos menores (R3) entre 43 y 70 especies, y en las quebradas (Q) de 18 a 71 especies (Tabla 31).

Tabla 31: Riqueza (S) y abundancia (N) total de macroinvertebrados bentónicos en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

Índice	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28
Riqueza (S)	20	61	32	75	47	65	70	55	43	71	18
Abundancia (N)	718	2257	1314	9085	2164	5978	4796	3249	2598	5838	928

En cuanto a la variación histórica de los registros de riqueza, se observó que los mayores valores corresponden generalmente a la temporada seca. Asimismo, a partir del 2011 se evidencia un incremento sostenido del registro de especies (Figura 78).

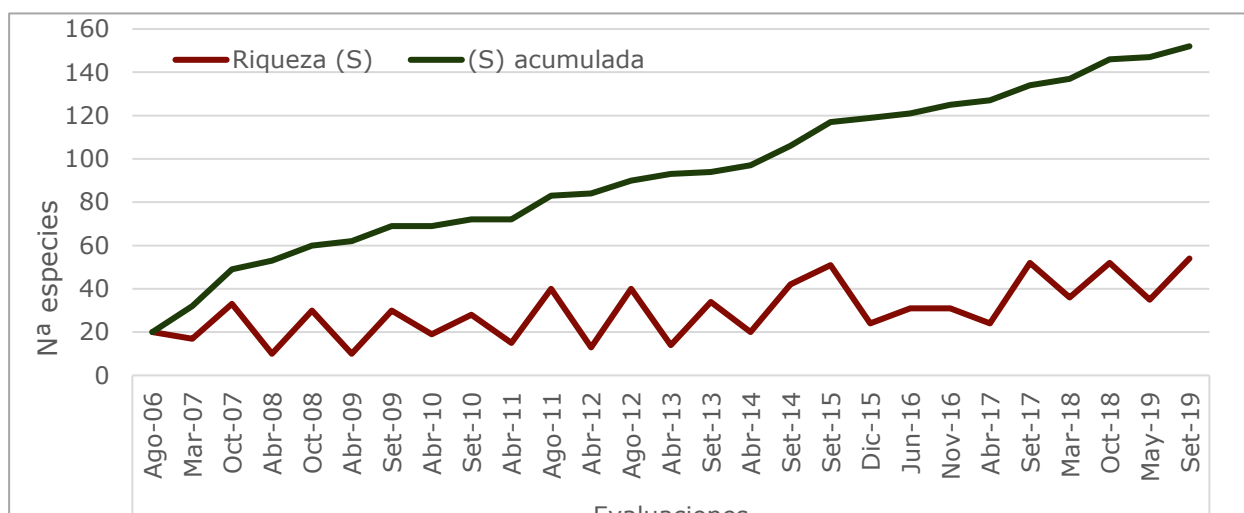


Figura 78: Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019).

En relación a la riqueza de especies de órdenes taxonómicos de los macro invertebrados bentónicos, destaca la presencia de Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera, habiendo sido registrados en todos los monitoreos; mientras que Plecoptera, Decapoda y Odonata son más bien poco representativos (Figura 79).

En términos de abundancia, los órdenes Diptera, Ephemeroptera y Trichoptera fueron los más representativos; mientras que los registros de Decapoda y Basommatophora fueron más bien escasos (Figura 80).

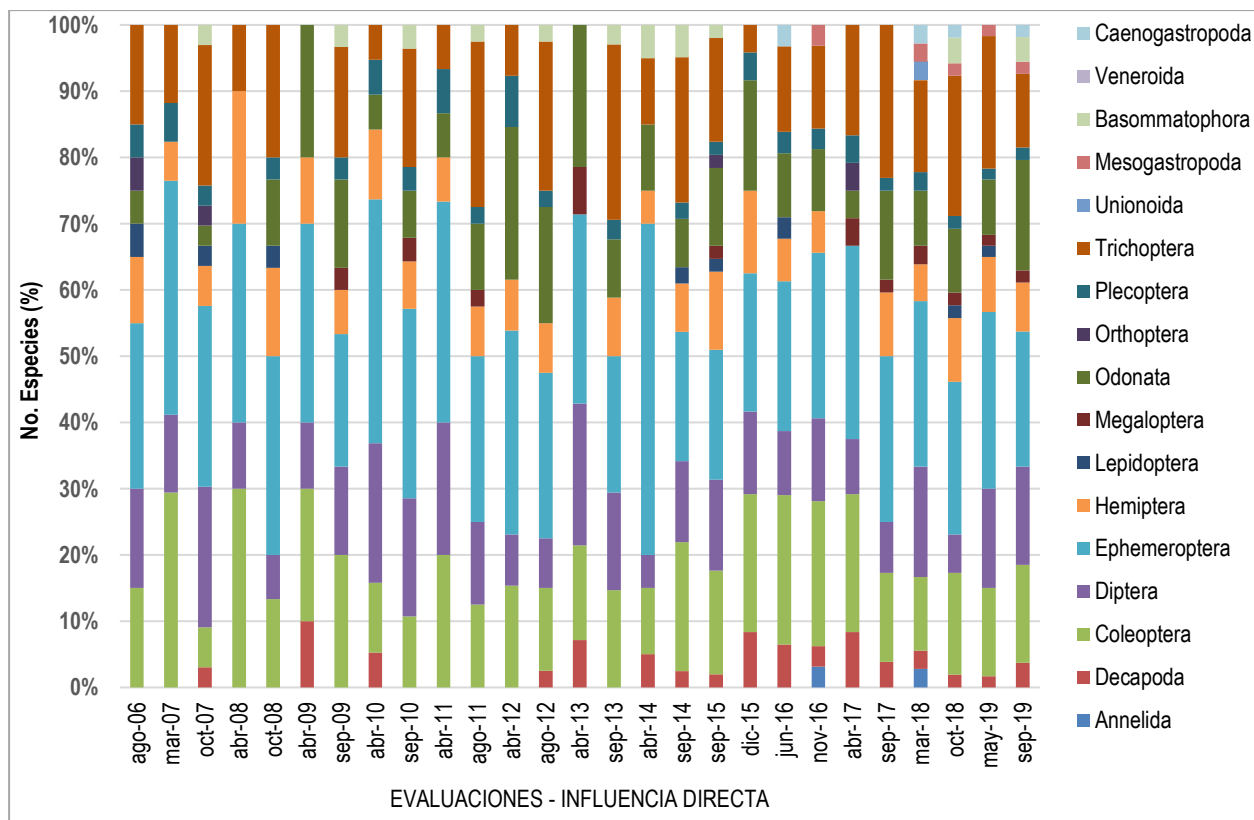


Figura 79: Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos por orden en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019).

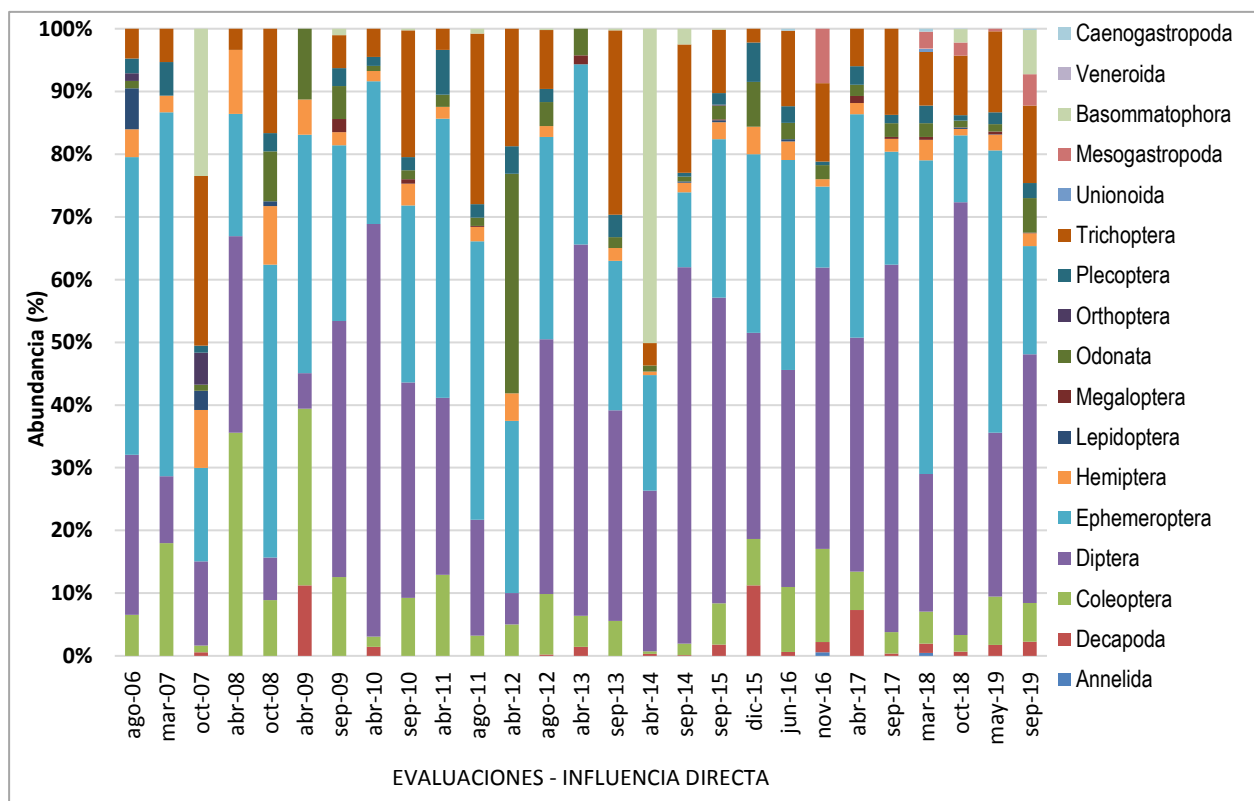


Figura 80: Variación histórica de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

3.3.1.3 Similaridad

El análisis de agrupamiento basado en el índice Bray-Curtis, definió cuatro grupos con más del 50% de similitud. Dos de ellos agrupa a las temporadas de muestreo correspondiente a la época seca y los dos restantes agrupan a las temporadas de muestreo correspondientes a la época húmeda (Figura 81).

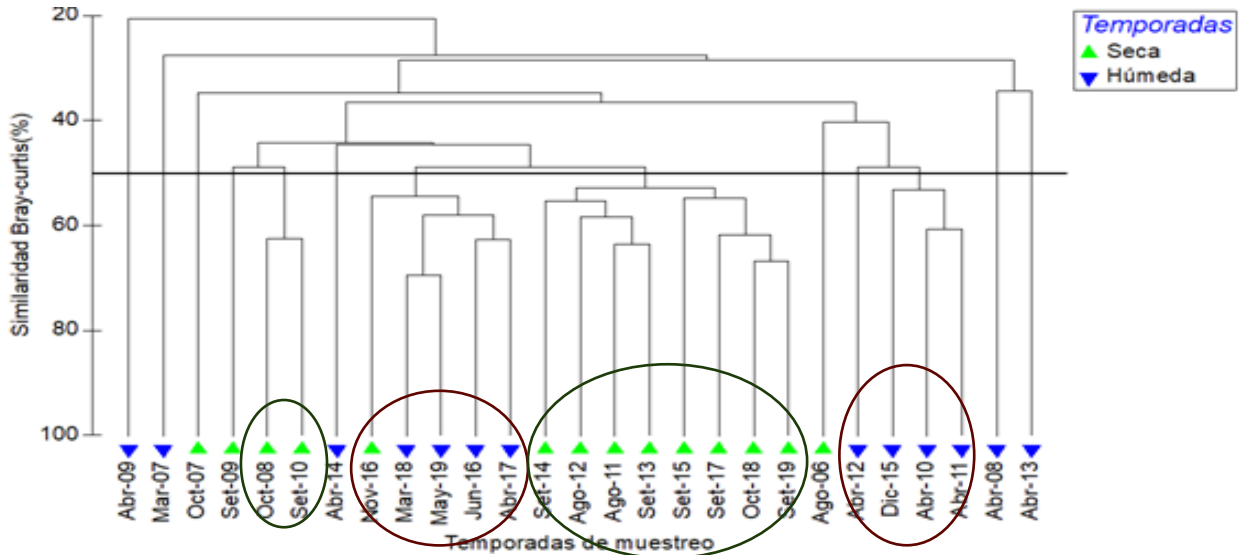


Figura 81: Dendrograma de similitud del macrobentos por temporadas en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

El análisis de agrupamiento para el área de estudio, presentó a varias estaciones de muestreo como unidades aisladas, entre ellas estaciones correspondientes a quebradas (QH9). Por otro lado, el índice definió tres grupos con más del 50% de similitud. El primero agrupa a las estaciones R3H2 y R3H3 con el 54% de similitud, en el segundo grupo se reúnen las estaciones R1H11, R3H10, R2H18, R1H11 y R3H15 con el 54% de similitud, el tercer grupo con el 53% de similitud, reúne a las estaciones R3H3, R3H2 y R3H10.

Finalmente, se observa una mayor similitud entre estaciones evaluadas en la misma época, con más del 60% de similitud (Figura 82).

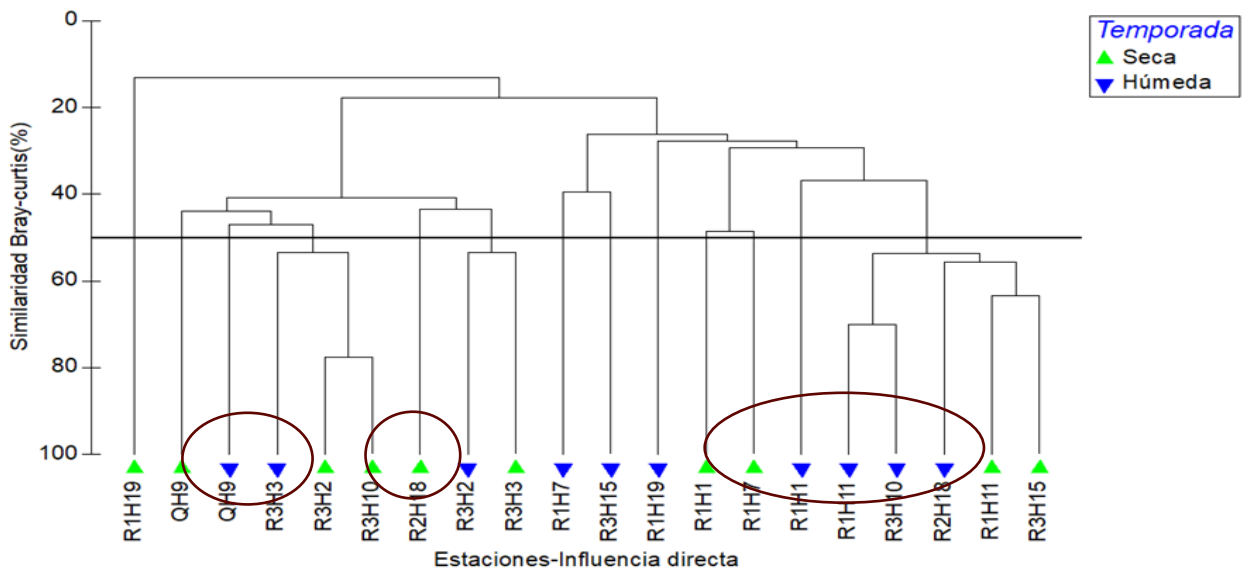


Figura 82: Dendrograma de similitud del macrobentos por estaciones de muestreo en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

3.3.2 Zonas de Influencia Indirecta

3.3.2.1 Composición

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies en esta zona ascendió a 151, reunidos en 141 géneros, 76 familias, 17 órdenes, seis clases y tres phyla: Annelida, Arthropoda y Mollusca.

La composición del macrobentos permite resaltar que Arthropoda presenta 139 especies, seguido por Mollusca con siete, Crustacea con tres y Annelida con dos especies.

3.3.2.2 Diversidad

Comprende principalmente la riqueza y abundancia de los macroinvertebrados bentónicos que fueron registrados en las evaluaciones realizadas en la zona sin influencia, entre agosto de 2012 y setiembre de 2019. El número total de especies registradas ascendió a 151 reunidas en 141 géneros, 78 familias, 17 ordenes, seis clases en tres phyla.

Presentan dominancia: Arthropoda, tanto en riqueza como en abundancia y escasamente representados los moluscos y anélidos. La clase Insecta destaca en términos de riqueza, con 24 o más especies: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, mientras que Glossiphoniiformes, Megaloptera, Orthoptera y Plecoptera presentaron una especie cada uno. (Tabla 32).

Tabla 32: Riqueza (S) y abundancia (n) de macroinvertebrados bentónicos por orden en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Glossiphoniiformes	1	0,66225	27	0
Annelida (indeterminada)	1	0,66225	4	0
Decapoda	3	1,98675	226	1
Coleoptera	24	15,894	2.254	6
Diptera	19	12,5828	10.985	27
Ephemeroptera	26	17,2185	14.721	37
Hemiptera	18	11,9205	849	2
Lepidoptera	4	2,64901	168	0
Megaloptera	1	0,66225	103	0
Odonata	18	11,9205	733	2
Orthoptera	2	1,3245	196	0
Plecoptera	1	0,66225	1.092	3
Trichoptera	26	17,2185	8.592	21
Unionoida	1	0,66225	7	0
Caenogastropoda	1	0,66225	19	0
Basommatophora	4	2,64901	129	0
Veneroida	1	0,66225	23	0
TOTAL	145	100	34.173	100

En la estructura de la comunidad, observada por la abundancia relativa, se confirma que Arthropoda es dominante, debido a la diversidad de la clase Insecta y porque representa el 98% del número de organismos registrados; mientras que Annelida, Caenogastropoda y Veneroida fueron escasamente representados (Tabla 32).

Se observó que los niveles de riqueza específica variaron por temporada y tipo de ambiente acuático, así tenemos que en los ríos medianos (R2) en Miaría y Sepahua se registraron de 47 a 72 especies, mientras que en las quebradas (Q) se reportó una mayor riqueza, entre 92 y 110 especies, sobre todo en las quebradas Charapa y Kumarillo (Tabla 33).

En cuanto a la abundancia total registrada, esta osciló entre 1183 y 9618 individuos colectados, obteniéndose los niveles más altos en las quebradas respecto a los ríos medianos.

Tabla 33: Riqueza y abundancia total de macroinvertebrados bentónicos en las zonas de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

Índices	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25
Riqueza (S)	72	69	47	92	110	93
Abundancia (N)	8230	3746	1183	8957	9618	8394

Así como en la zona de influencia directa, se evidencia un incremento sostenido de la riqueza acumulada de macroinvertebrados bentónicos hasta la última campaña de campo, tal como se observa en la Figura 83.

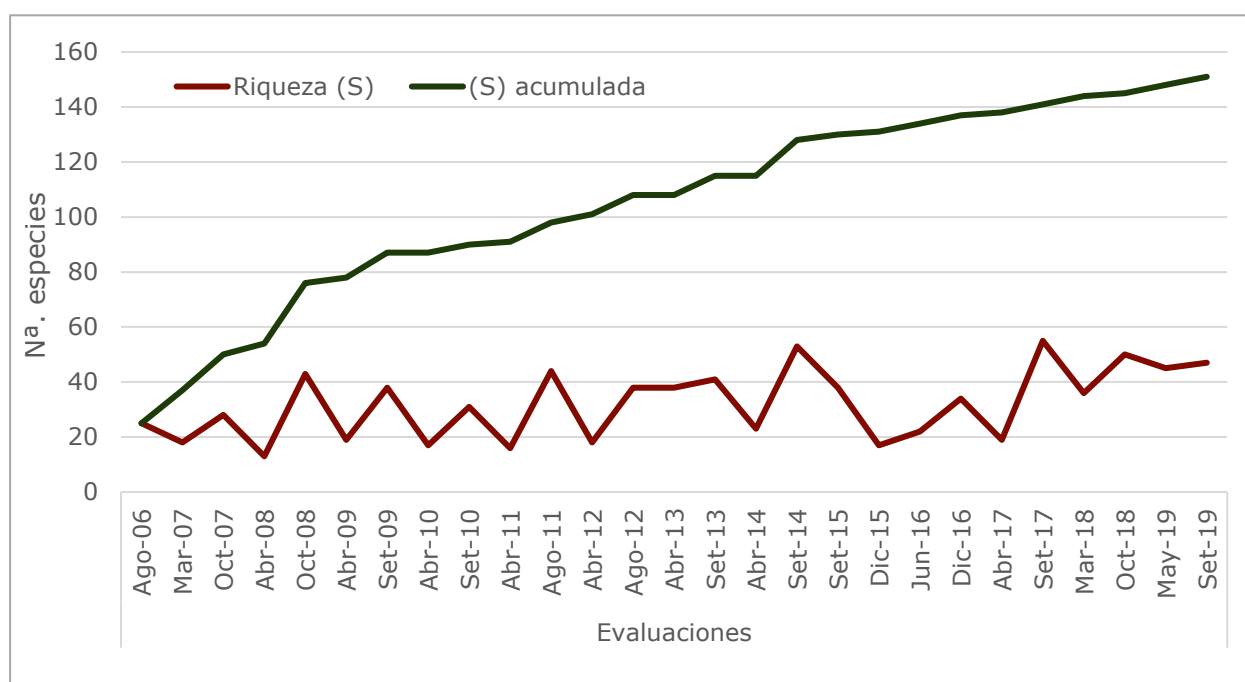
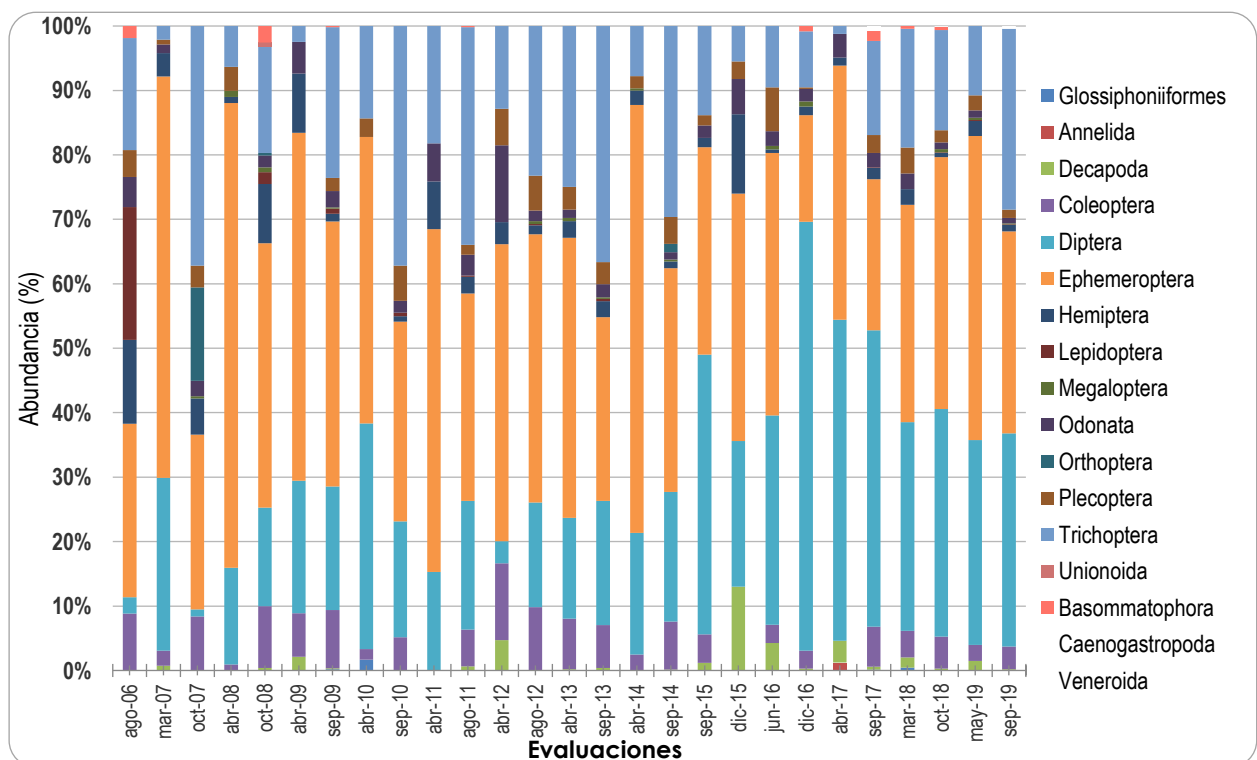
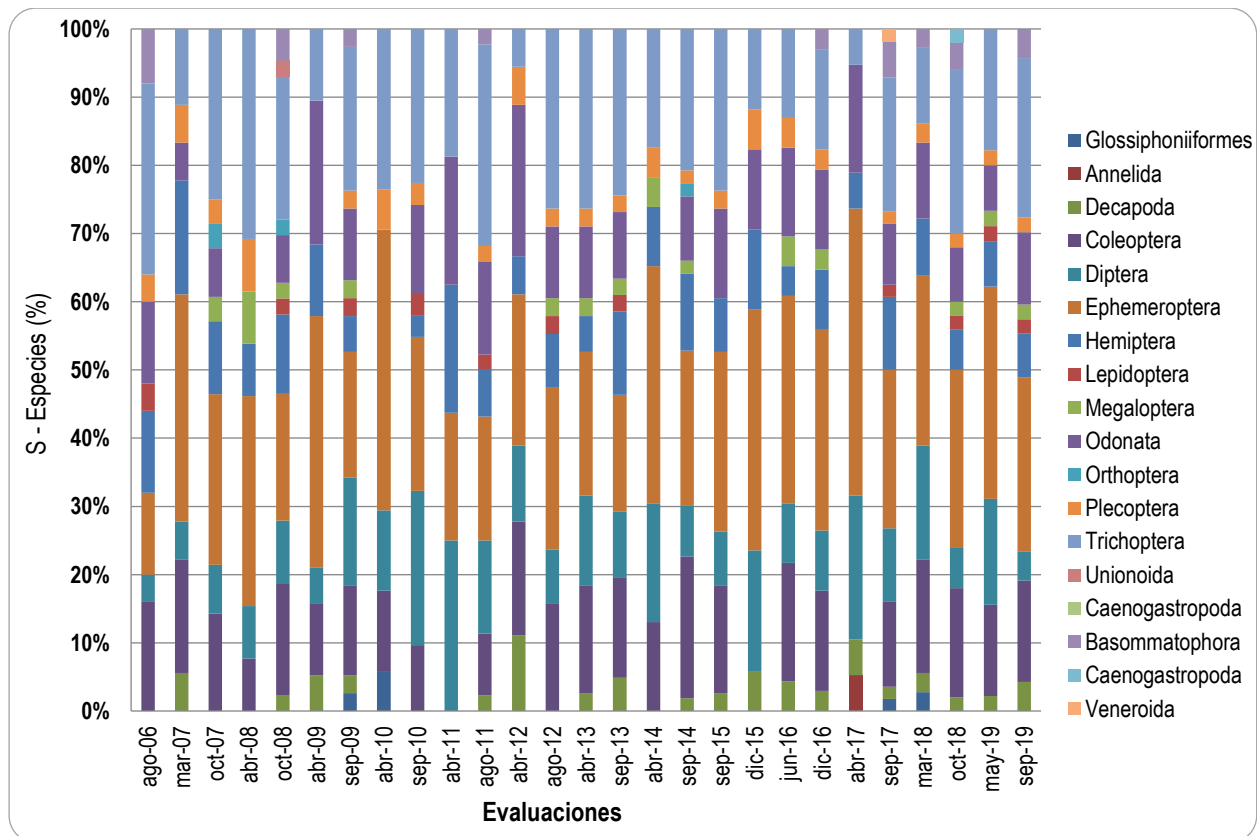


Figura 83: Variación histórica de la riqueza (S) de macroinvertebrados bentónicos en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

Los órdenes taxonómicos con mayor riqueza de especies de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del periodo de monitoreo fueron Trichoptera, Ephemeroptera y Coleoptera; mientras que la presencia de los grupos Megaloptera, Decapoda, Unionoida y Basommatophora fue poco representativa (Figura 84).

En relación a la abundancia, a lo largo del periodo de monitoreo los niveles más altos correspondieron a los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera; mientras que el número de individuos colectados de Decapoda, Megaloptera, Unionoida y Basommatophora ha sido poco significativo (Figura 85).



3.3.2.3 Similaridad

El análisis de agrupamiento definió seis grupos con más del 50% de similitud. Tres de los cuales agrupa a las temporadas de muestreo correspondiente a la época húmeda. Finalmente, en los agrupamientos restantes se observa una mayor similitud entre las temporadas de muestreo correspondientes a la época seca (Figura 86).

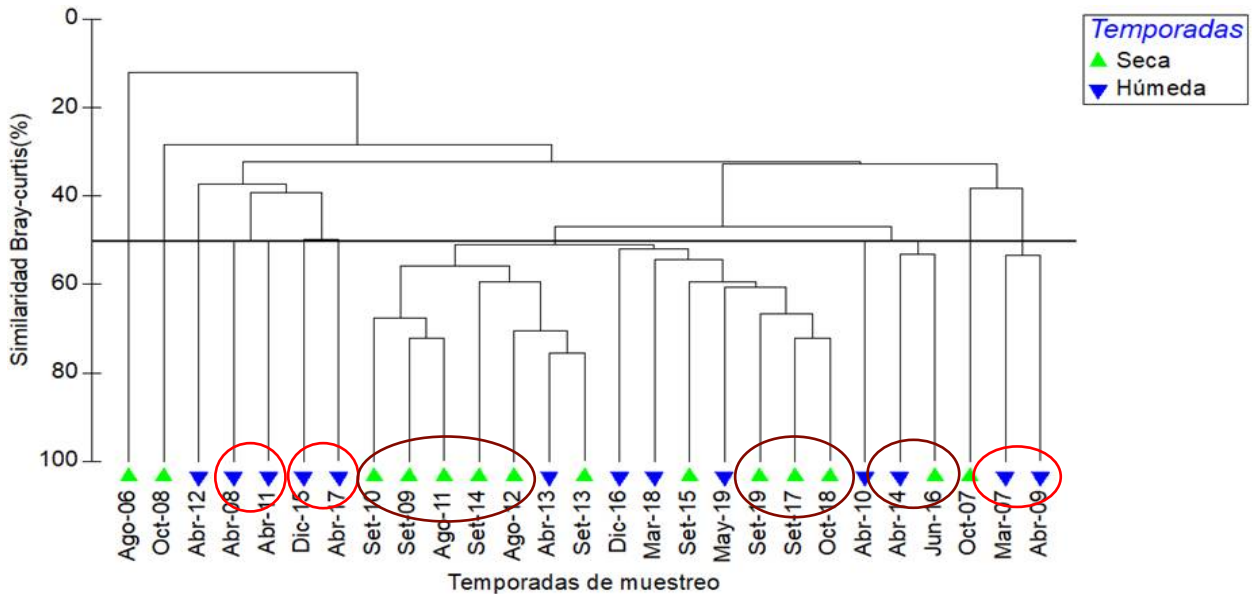


Figura 86: Dendrograma de similitud del macrobentos por temporadas en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 - setiembre 2019)

El análisis de agrupamiento definió tres grupos con más del 50% de similitud. El primero agrupa a las estaciones R2H23, QH25 y QH21 con el 62% de similitud, en los cuales se presentaron mayor variedad de sustratos (pedregoso y hojarasca); en el segundo grupo se reúnen las estaciones R2H23, R2H24 y QH25 con el 58% de similitud, el tercer grupo con el 55% de similitud, reúne a las estaciones R2H24 y R2H26, ambos correspondientes a la época húmeda y en las que se evaluó solo un tipo de sustrato (Pedregoso o Banco vegetado). Se observó una tendencia a agrupar en función de la disponibilidad de sustratos (Figura 157).

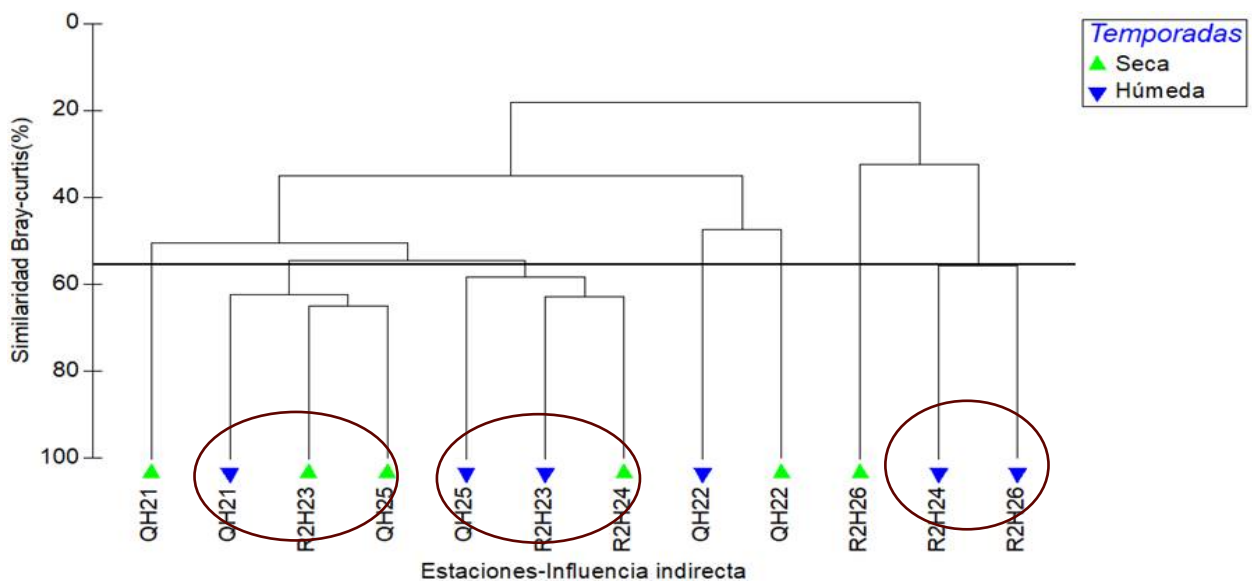


Figura 87: Dendrograma de similitud del macrobentos por estaciones de muestreo en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 - setiembre 2019)

3.3.3 Zona Sin Influencia

3.3.3.1 Composición

Describe los componentes de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos registrados en los ecosistemas acuáticos de la zona sin influencia, entre agosto de 2006 y setiembre de 2019, que comprende temporadas seca y húmeda.

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies en esta zona ascendió a 110, reunidos en 107 géneros, 57 familias, 14 órdenes, cinco clases y tres phyla: Annelida, Platyhelminthes, Arthropoda y Mollusca.

La composición del macrobentos permite resaltar Arthropoda como principal componente con 104 especies, seguido por Mollusca (4), Crustacea (2), Annelida y Platyhelminthes (1).

3.3.3.2 Diversidad

Arthropoda, presentan dominancia, tanto en riqueza como en abundancia y son escasamente representados los moluscos, platelmintos y anélidos. La clase Insecta representa el 95% de las especies. Destaca en términos de riqueza por familias; Trichoptera con 21, Coleoptera y Ephemeroptera con 20 (Tabla 34).

Tabla 34: Riqueza (S) y abundancia (N) de macroinvertebrados bentónicos por órdenes en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Annelida	1	0,9	8	0,0
Decapoda	2	1,8	155	0,6
Coleoptera	20	18,2	2.453	9,9
Diptera	13	11,8	6.660	26,9
Ephemeroptera	20	18,2	9.038	36,6
Hemiptera	10	9,1	666	2,7
Lepidoptera	3	2,7	75	0,3
Megaloptera	1	0,9	177	0,7
Odonata	15	13,6	340	1,4
Plecoptera	1	0,9	942	3,8
Trichoptera	21	19,1	4.199	16,9
Mesogastropoda	1	0,9	4	0,0
Basommatophora	1	0,9	4	0,0
Tricladida	1	0,9	8	0,0
TOTAL	110	100	24.718	100

En la estructura de la comunidad, observada por la abundancia relativa, se confirma que Arthropoda es dominante, debido a la clase Insecta y porque representa el 98% de los

organismos registrados; mientras que Annelida, Caenogastropoda y Veneroida fueron escasamente representados (Tabla 34).

A lo largo del periodo de monitoreo se han registrado entre 35 y 70 especies (55 en el río mayor, entre 55 y 70 en los ríos menores, y entre 35 y 67 en las quebradas).

En relación a la abundancia, los niveles más altos fueron registrados en los ríos menores (R3H06 y R3H=4); mientras que el menor valor correspondió a la quebrada Serjali (QH27) aunque en dicha locación los monitoreos se vienen realizando recientemente (Tabla 35).

Tabla 35: Riqueza (S) y abundancia (N) total de macroinvertebrados bentónicos en las zonas sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019)

Índices	R1H14	R3H04	R3H06	R3H13	QH12	QH27
Riqueza (S)	55	67	59	70	67	35
Abundancia (N)	3619	6387	6705	3618	2622	1767

Se evidenció una tendencia temporal en el comportamiento de los registros de riqueza específica por el cual los niveles más altos se observaron durante la temporada seca. Del mismo modo, se observó que la riqueza acumulada continúa incrementándose durante el periodo de monitoreo (Figura 88).

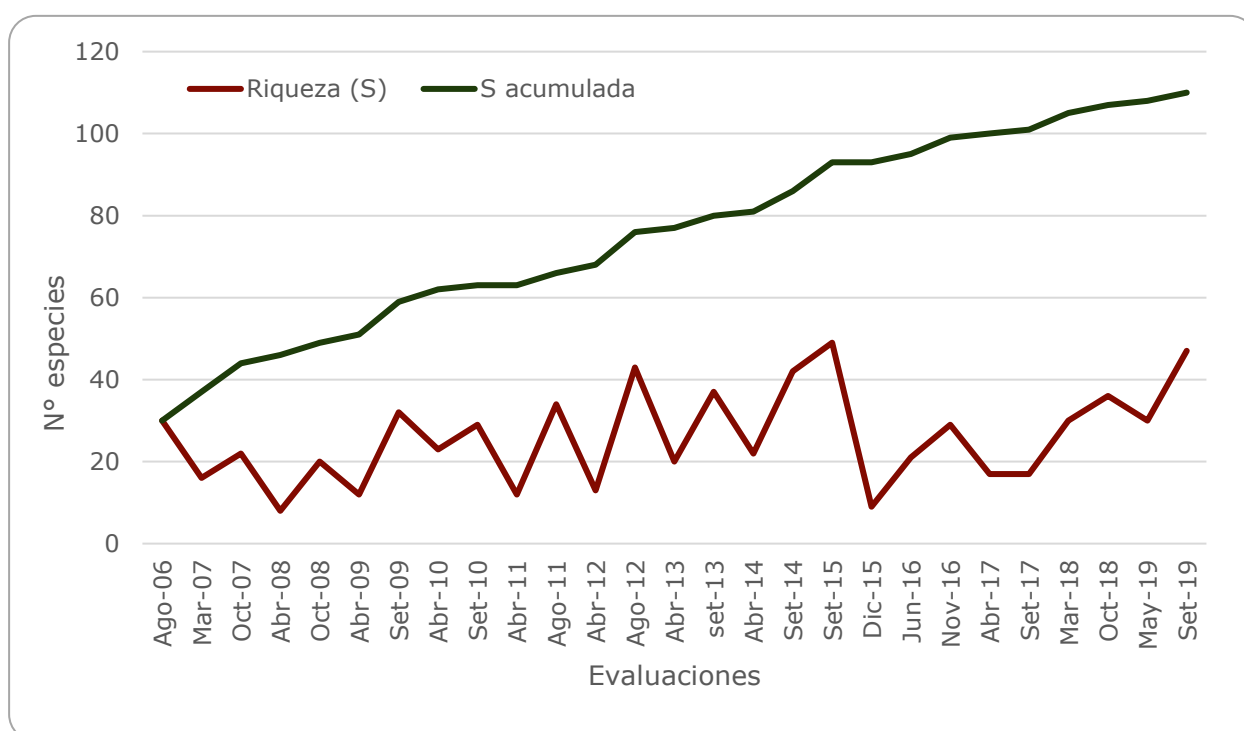


Figura 88: Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos en la zona sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019).

En lo que concierne a la variación temporal de la composición porcentual taxonómica de macroinvertebrados bentónicos, destacó la marcada dominancia de los grupos Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera, registrados en todos los monitoreos tanto en temporada seca como húmeda; mientras que la presencia de organismos de los grupos Tricladida, Decapoda y Basommatophora resultó más bien escasa (Figura 89).

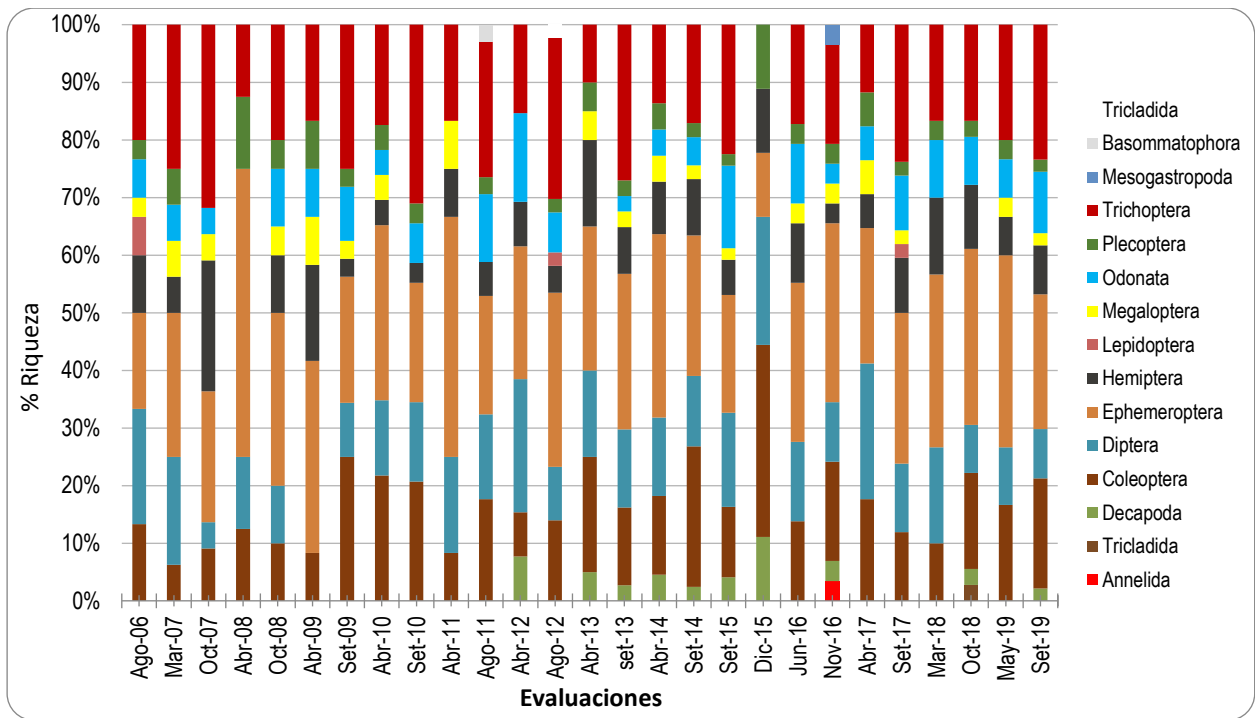


Figura 89: Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019)

Y en relación a la variación temporal de la composición porcentual por niveles de abundancia de los macroinvertebrados bentónicos, destacó la dominancia de los grupos Ephemeroptera, Diptera y Trichoptera; mientras que la presencia de organismos de los grupos Tricladida, Plecoptera y Decapoda resultó más bien escasa (Figura 90).

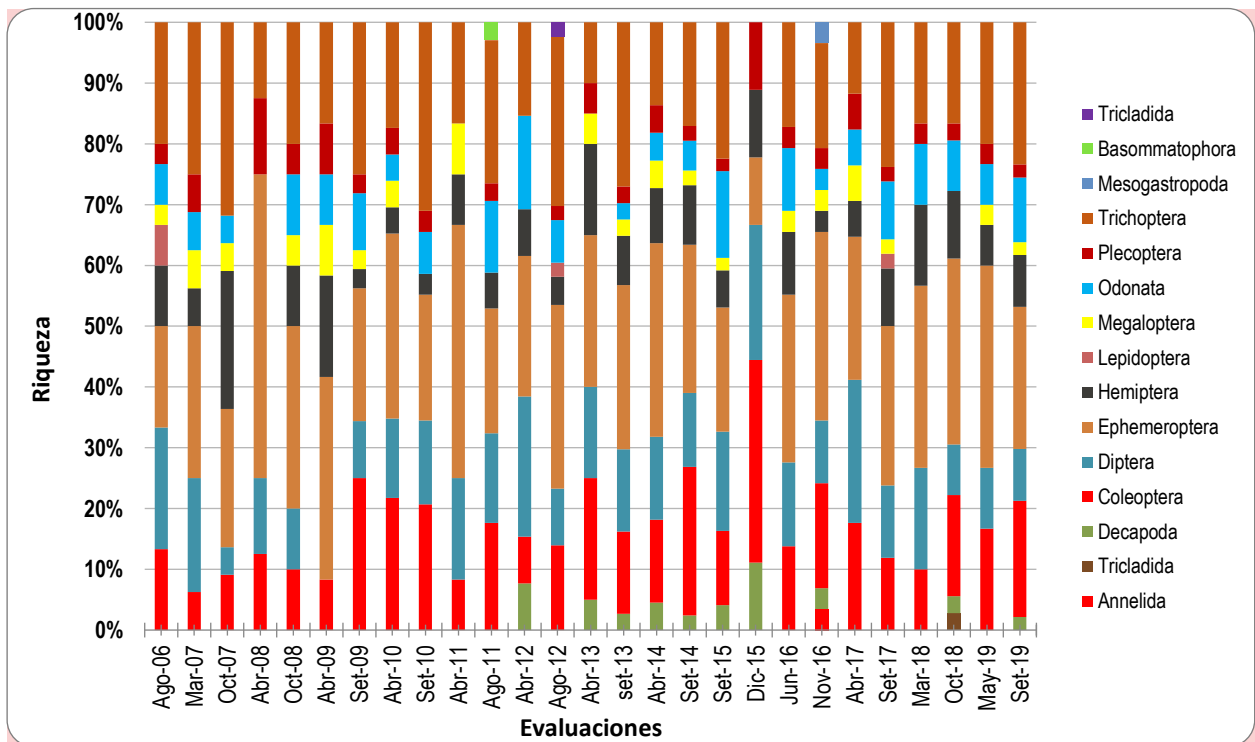


Figura 90: Variación histórica de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019)

3.3.3.3 Similaridad

El análisis de agrupamiento definió tres grupos con más del 50% de similaridad. Dos de los cuales agrupa a las temporadas de muestreo correspondientes a la época húmeda. Finalmente, en el tercer agrupamiento se observa una mayor similitud entre las temporadas de muestreo correspondientes a la época seca (Figura 91).

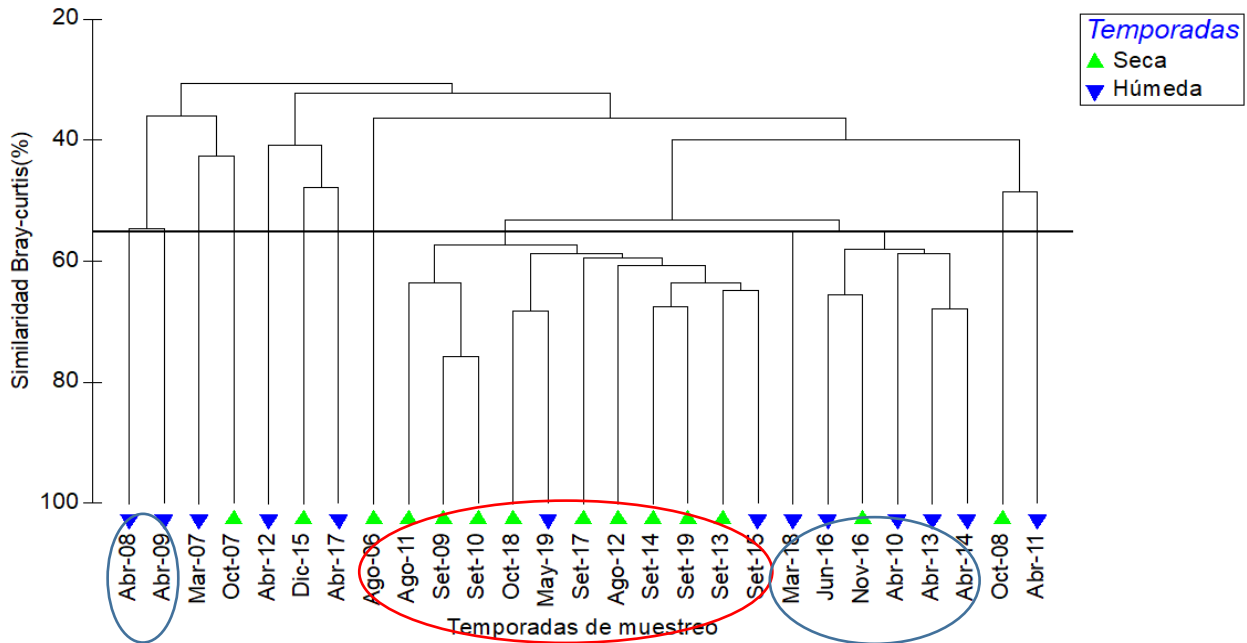


Figura 91: Dendrograma de similaridad del macrobentos por temporadas en la zona sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019)

El análisis de agrupamiento basado en el índice de Similaridad Bray-Curtis para el área de estudio, presentó a varias estaciones de muestreo como unidades aisladas, entre ellas estaciones correspondientes a quebradas (QH12). Por otro lado, el índice definió un solo grupo con más del 50% de similaridad. Finalmente, se observa una tendencia al agrupamiento, en función a los tipos de ambientes acuáticos (ríos y quebradas) (Figura 92).

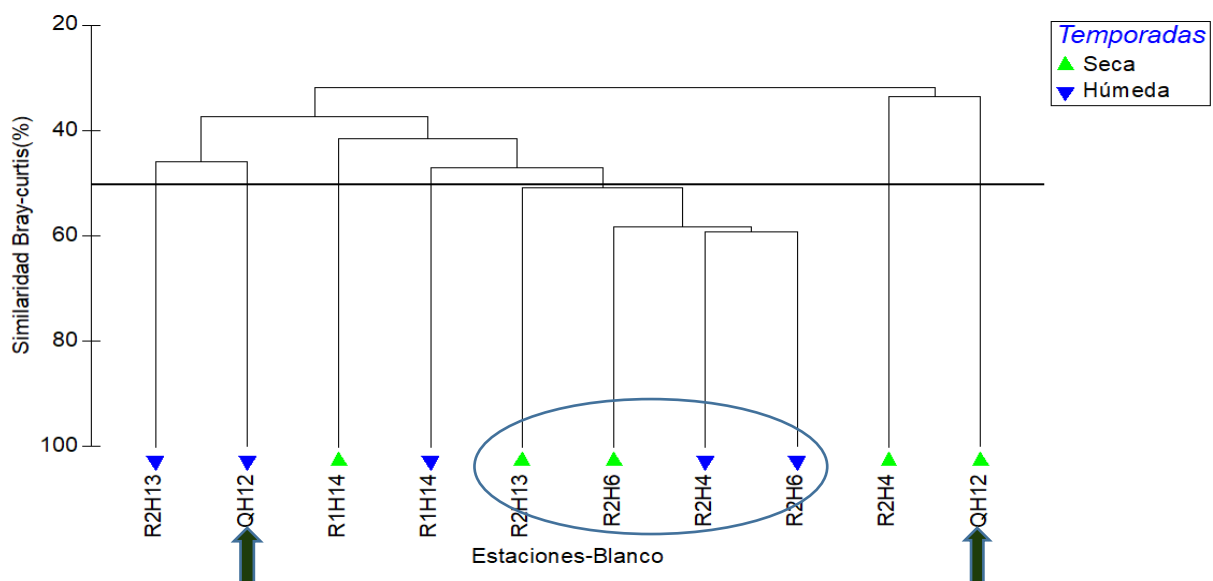


Figura 92: Dendrograma de similaridad del macrobentos por estaciones de muestreo en la zona sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019)

3.3.4 Variación Espacial

En relación a los valores de riqueza de bentos se notan evidentes diferencias entre las épocas de evaluación y una tendencia de incremento de registros en la zona sin influencia (Timpía – Segakiato), una disminución en la zona de influencia directa (Camisea - Shivankoreni) y elevación en la zona de influencia indirecta o parte inferior (Miaría - Sepahua) en ambas épocas (Figura 93).

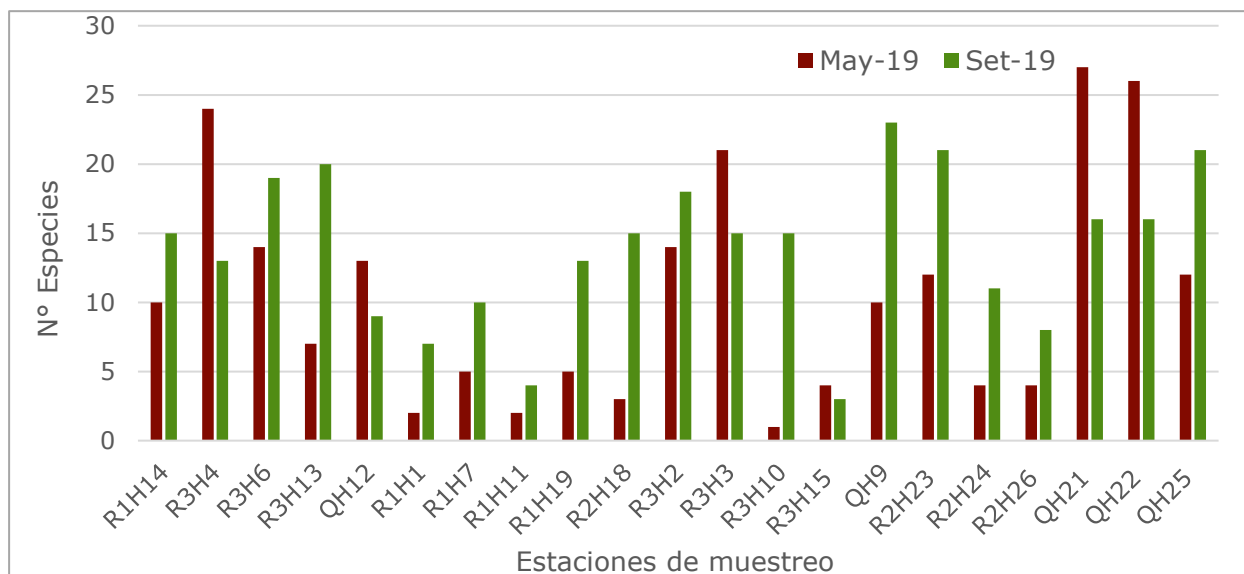


Figura 93: Variación espacial de la riqueza del perifiton entre Timpía y Sepahua. 2019

3.4 MONITOREO DE PECES

3.4.1 Zonas de Influencia Directa

3.4.1.1 Composición

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies en la zona ascendió a 223, reunidos en 105 géneros, 25 familias, seis órdenes.

La composición de la ictiofauna registrada permite resaltar Characiformes (peces escamados, con aletas blandas de tamaño menudo) como el principal componente con 127 especies, seguido por Siluriformes (peces con cuero y/o placas externas y Cichliformes (peces con escamas y aletas con espinas) (Tabla 36).

Tabla 36: Riqueza (S) y abundancia (n) de peces por orden en la zona de influencia directa (agosto 2006 - setiembre 2019)

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Beloniformes	1	0.4	67	0.1
Clupeiformes	3	1.3	213	0.5
Characiformes	127	57.0	43,971	96.1
Gymnotiformes	5	2.2	20	0.0
Siluriformes	77	34.5	1,337	2.9
Cichliformes	10	4.5	145	0.3
TOTAL	223	100	45753	100

3.4.1.2 Diversidad

El orden Characiformes presenta dominancia, tanto en riqueza como en abundancia, seguido de los Siluriformes con 77; mientras que los menores registros correspondieron a los peces Beloniformes, Clupeiformes y Gymnotiformes (Tabla 36).

La familia Characidae representa más del 50% de las especies. Además, destacan en términos de riqueza por familias Loricariidae y Cichlidae; resultando escasos Clupeidae y Belonidae

En la estructura de la comunidad, observada por la abundancia relativa, se confirma que Characiformes es dominante, debido a la familia Characidae y porque representan el 98% de los peces registrados; mientras que Beloniformes, Clupeiformes y Gymnotiformes fueron escasamente representados (Tabla 36).

En las cuatro estaciones de monitoreo del río Urubamba (R1) se determinaron entre 79 y 86 especies de peces, mientras que el valor reportado en el río Picha (R2) ascendió a 82. Los niveles más altos de riqueza de especies correspondieron a los ríos menores (R3), entre 83 y 112; en tanto que el registro en la quebrada Choro (QH09) resultó similar al mayor registro en el río Urubamba (Tabla 37).

Tabla 37: Riqueza (S) y abundancia (N) total de peces en las zonas de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

Índices	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28
Riqueza (S)	85	86	81	79	82	83	112	93	90	86	34
Abundancia (N)	2,704	3219	4445	4914	3068	7010	6102	5462	5965	3209	555

La riqueza específica por temporada de monitoreo varió entre 21 y 56 especies, siendo generalmente mayor durante la temporada seca. Y en lo que respecta a la riqueza acumulada, esta continúa incrementándose sostenidamente a lo largo del periodo de monitoreo, aunque parece estabilizarse en la reciente evaluación (Figura 94).

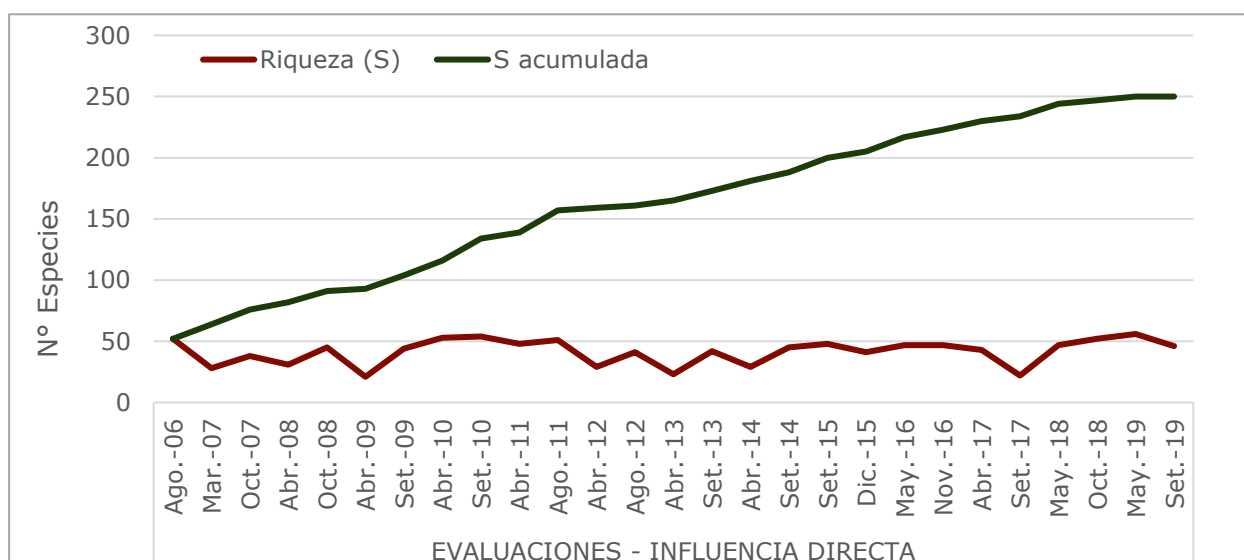


Figura 94: Variación histórica de la riqueza de peces en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019).

La variación temporal de la composición porcentual taxonómica de peces se caracterizó por la marcada dominancia del orden Characiformes, habiendo sido registrado en todos los monitoreos; mientras que la presencia de Siluriformes y, sobre todo, Clupeiformes y Beloniformes resultó menos representativa (Figura 95).

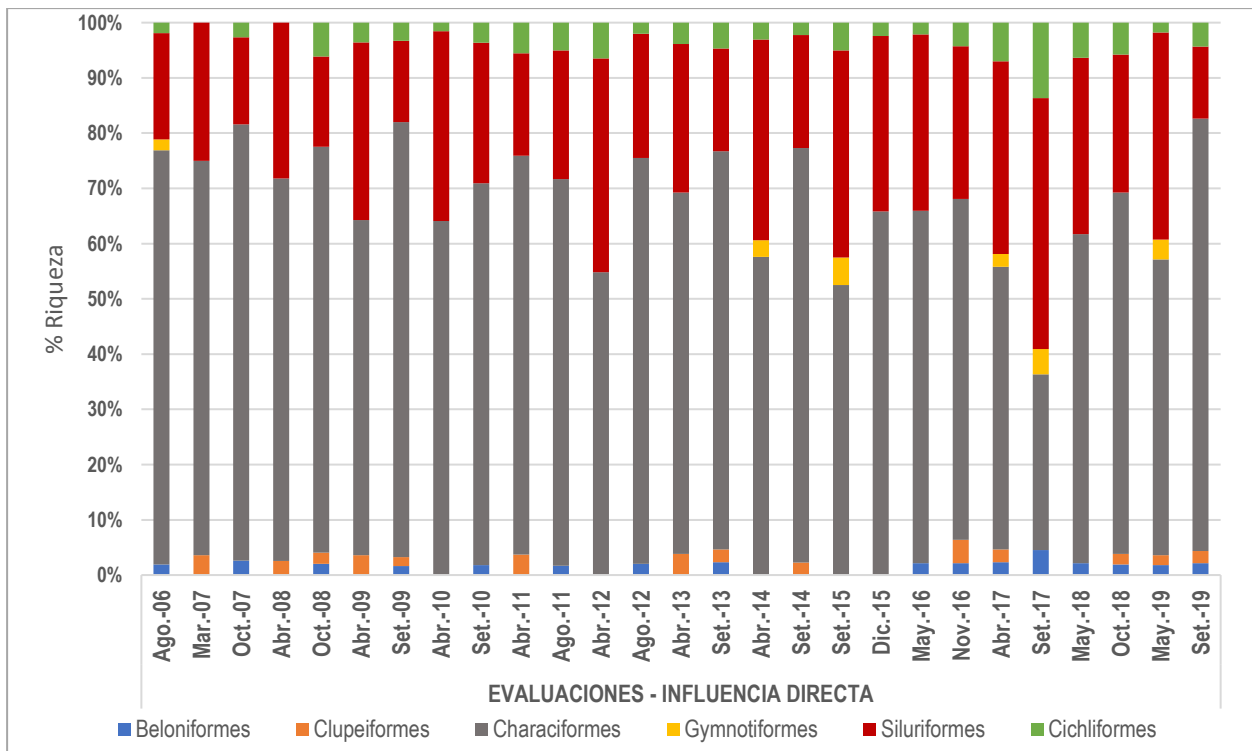


Figura 95: Variación histórica de la riqueza de peces por orden en zonas con influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

Se observó la misma tendencia con la variación temporal de la composición porcentual por niveles de abundancia de las capturas de peces, determinándose una marcada dominancia de Characiformes seguida de Siluriformes y, en mucha menor proporción, Beloniformes, Clupeiformes, Gymnotiformes y Perciformes (Figura 96).

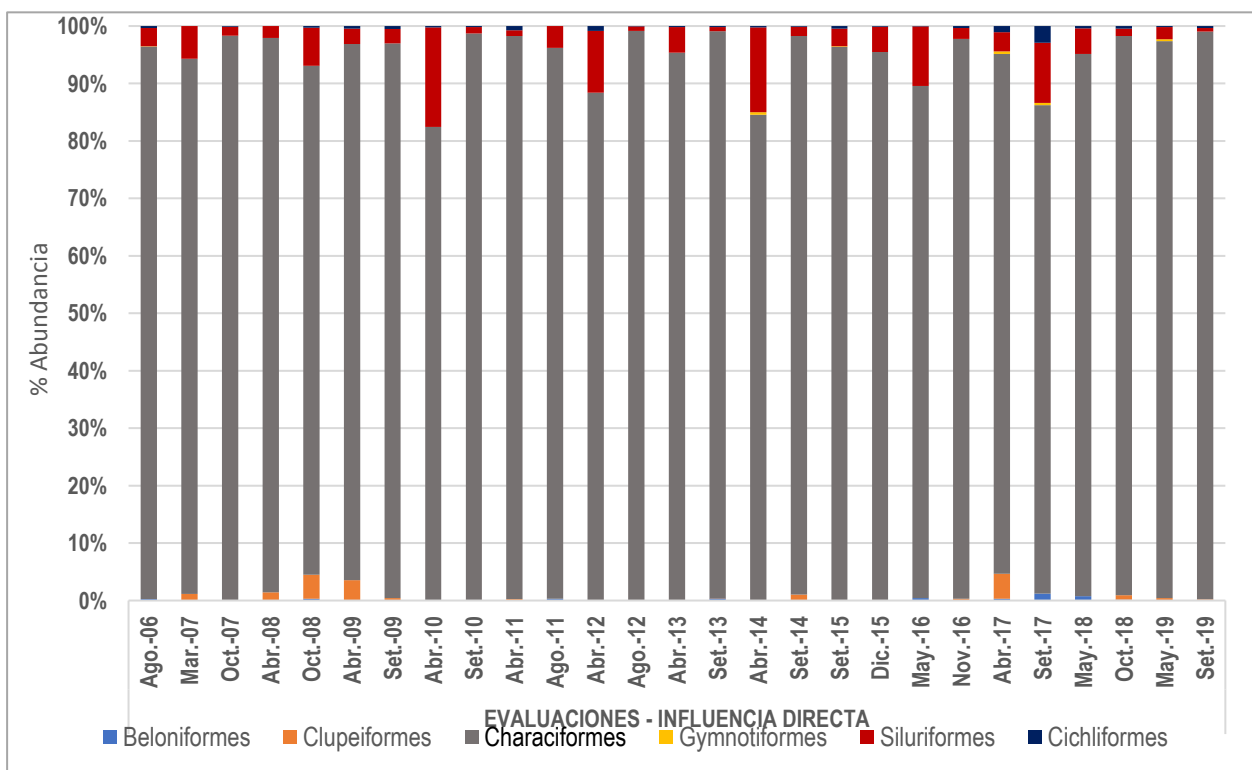


Figura 96: Variación histórica de la abundancia de peces por orden en zonas con influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

3.4.1.3 Similaridad

De acuerdo a la metodología propuesta los análisis de datos procedentes de las evaluaciones del Necton (peces) fueron realizados procurando los valores y gráficos según el Índice de Similaridad Bray-Curtis, por temporadas de evaluación y puntos de muestreo.

Se calculó la diversidad beta usando el análisis Clúster (método de ordenación y clasificación), que busca agrupar elementos en base a la abundancia de las especies.

El dendrograma obtenido definió dos grupos con más del 50% de similitud. Uno agrupa a la temporada de muestreo de la época húmeda y otro para la época seca (Figura 97).

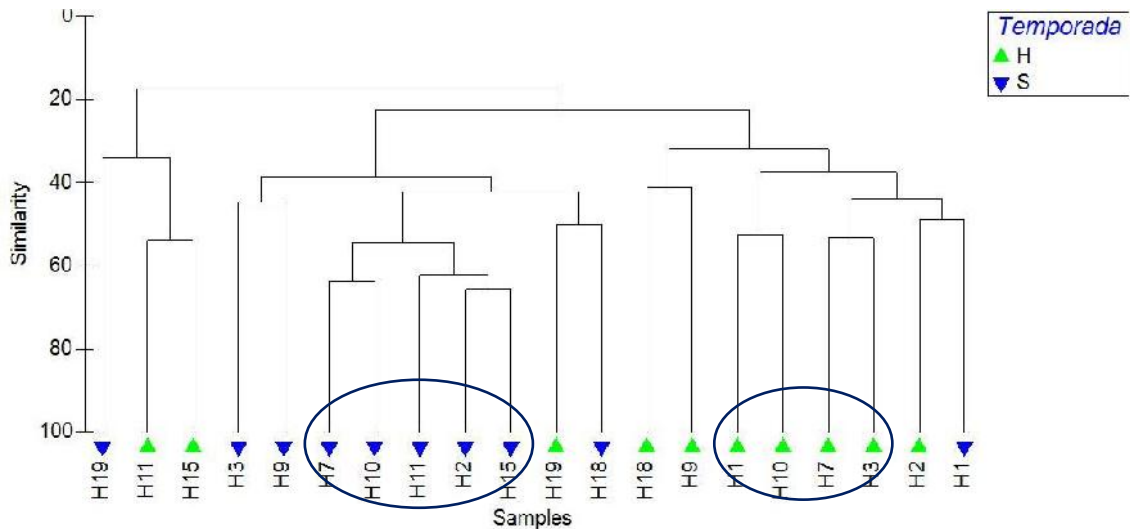


Figura 97: Dendrograma de similaridad del peces por temporadas en la zona de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

Por otro lado, se mostró una separación en la composición de la comunidad entre ambas épocas (Figura 98).

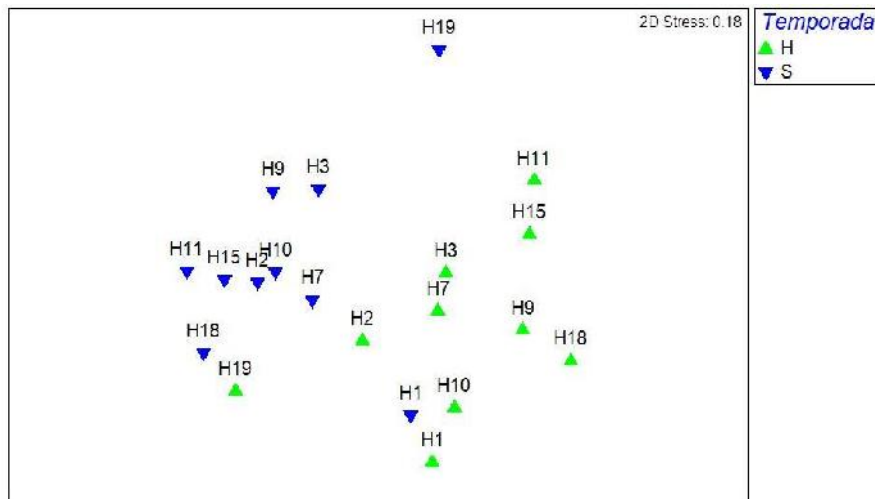


Figura 98: Análisis de Agrupamiento de la composición del peces en las temporadas húmeda y seca 2019 en la zona de influencia directa

4.1.1. Zona de Influencia Indirecta

3.4.1.4 Composición

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies en esta zona ascendió a 240, reunidos en 115 géneros, 29 familias y ocho órdenes.

La composición de la ictiofauna registrada permite resaltar Characiformes (peces escamados, con aletas blandas de tamaño menudo) como el principal componente con 115 especies, seguido por Siluriformes (peces con cuero y/o placas externas) con 91 y Cichliformes (peces con escamas y aletas con espinas) con 12 (Tabla 36).

3.4.1.5 Diversidad

Se registraron 240 especies de peces pertenecientes a ocho órdenes taxonómicos; realizadas en la zona de influencia indirecta, entre agosto de 2012 y setiembre de 2019.

El orden Characiformes presenta elevada dominancia, tanto en riqueza (55%) como en abundancia, (94%), seguido de los Siluriformes en riqueza (34%); mientras que los menores registros correspondieron a los peces Beloniformes, Synbranchiformes y Pleuronectiformes (Tabla 38).

Tabla 38: Riqueza (S) y abundancia (n) de peces por orden en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 - setiembre 2019).

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Beloniformes	1	0.4	36	0.1
Clupeiformes	4	1.7	160	0.6
Characiformes	133	55.4	26919	93.7
Gymnotiformes	5	2.1	49	0.2
Siluriformes	82	34.2	1183	4.1
Synbranchiformes	1	0.4	1	0.0
Cichliformes	12	5.0	388	1.4
Pleuronectiformes	2	0.8	3	0.0
TOTAL	240	100	28739	100

Se reportaron niveles ligeramente mayores de riqueza en los ríos medianos respecto a las quebradas. En relación con la abundancia se observó claramente la misma tendencia, y los valores más altos correspondieron a las estaciones de monitoreo R2H23 y R2H24 en los ríos menores y a las quebradas QH21 y QH22 (Tabla 39).

Tabla 39: Registros de Riqueza (S) y Abundancia (N) Totales de Peces en Ambientes Acuáticos con Influencia Indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

Índices	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25
Riqueza (S)	131	141	129	138	115	120
Abundancia (N)	7679	6345	2,110	4,395	3,844	2,765

La riqueza específica por temporada de monitoreo varió entre 28 y 64 especies, reportándose los mayores valores durante la temporada seca. Asimismo, los registros de acumulación de especies presentaron una tendencia de crecimiento sostenido a lo largo del periodo del monitoreo, pero al parecer, en las recientes evaluaciones (húmeda y seca 2019) la pendiente se va estabilizando (Figura 99).

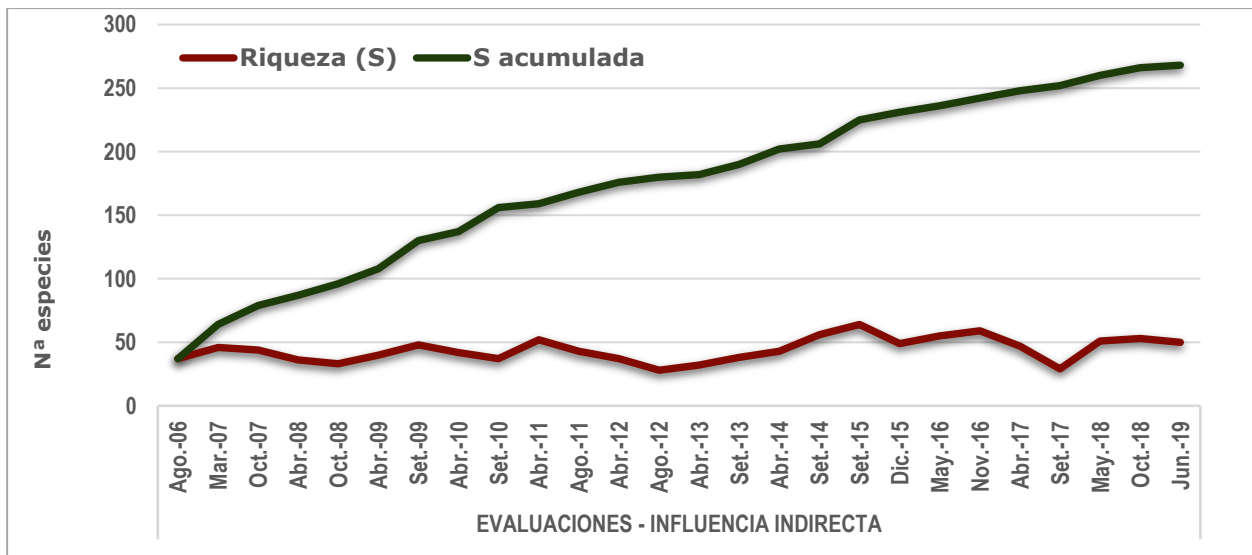


Figura 99: Variación histórica de la riqueza de peces en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019).

La variación temporal de la composición taxonómica de peces se caracterizó por la dominancia de Characiformes con más del 70% de los registros durante todos los monitoreos, seguido de los Siluriformes. Los porcentajes más bajos de riqueza correspondieron a Beloniformes, Clupeiformes y Pleuronectiformes (Figura 100).

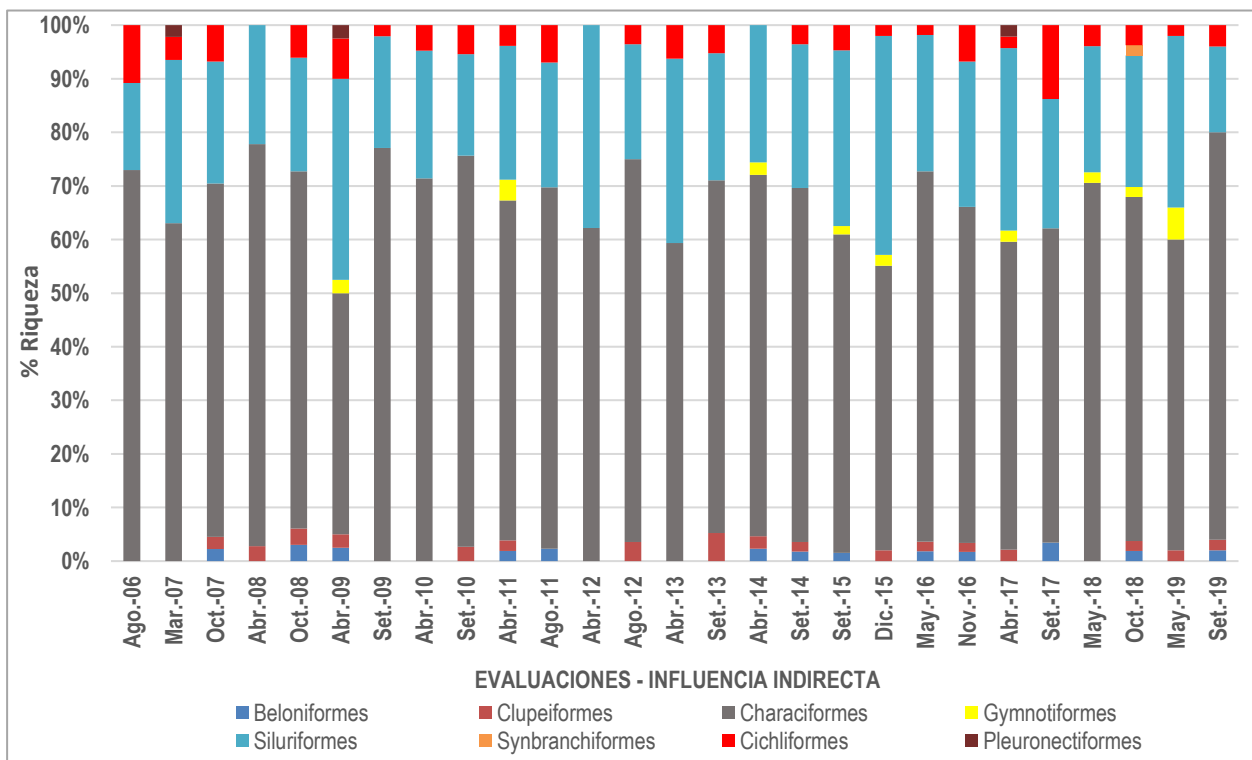


Figura 100: Variación histórica de la riqueza de peces por orden en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019).

Al igual que la composición taxonómica, la variación temporal de la composición porcentual por niveles de abundancia de las capturas de peces se caracterizó por la predominancia de Characiformes a lo largo del periodo de monitoreo, con más del 90% de los registros. Caso contrario, la presencia de Beloniformes, Clupeiformes y Pleuronectiformes fue poco significativa (Figura 101).

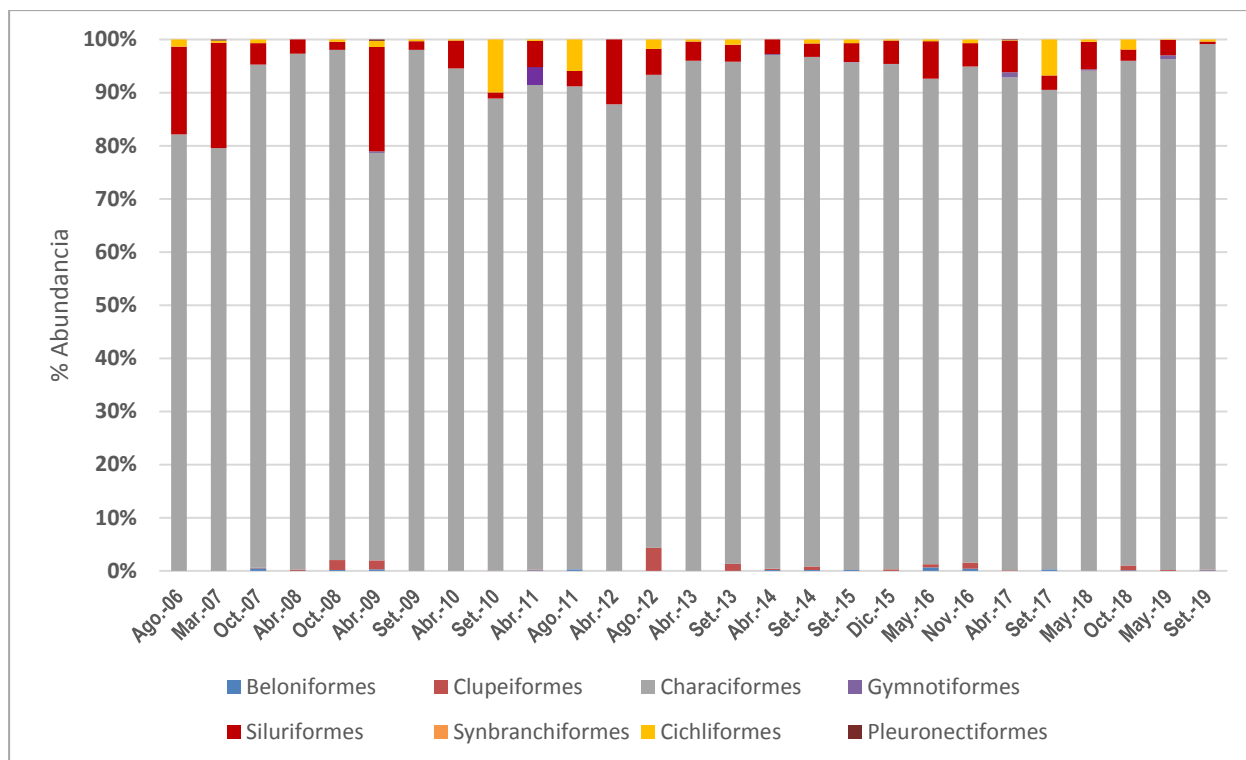


Figura 101: Variación histórica de la abundancia de peces por orden en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018)

3.4.1.6 Similitud

El dendrograma obtenido definió un grupo con más del 50% de similitud. La gráfica agrupa a dos quebradas de agua clara, inclusive en las temporadas de muestreo de las épocas húmeda y seca 2019 (Figura 102).

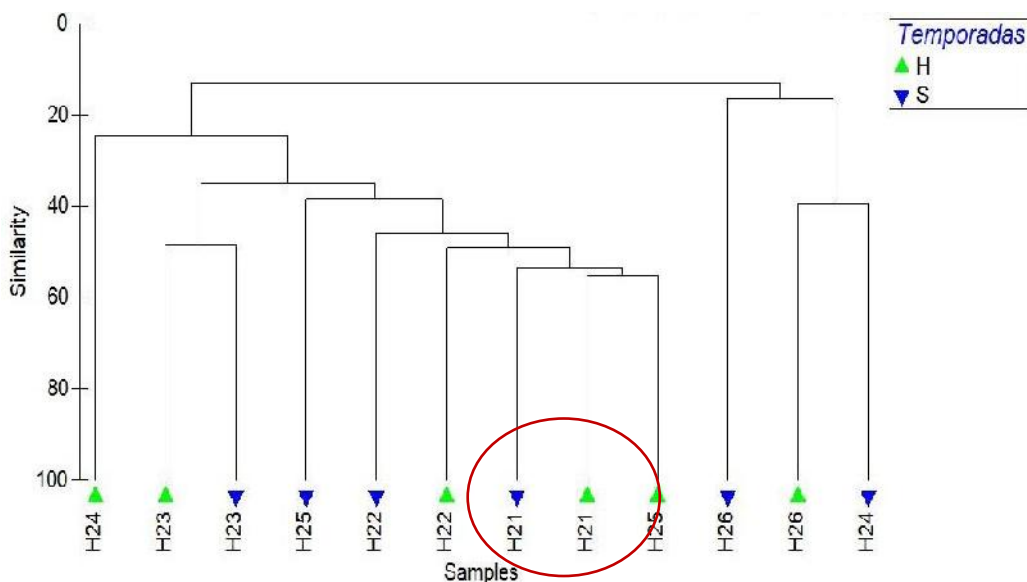


Figura 102: Dendrograma de similitud de peces por temporadas en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

Prácticamente, la misma observación se nota en el gráfico de agrupamientos (Figura 103).

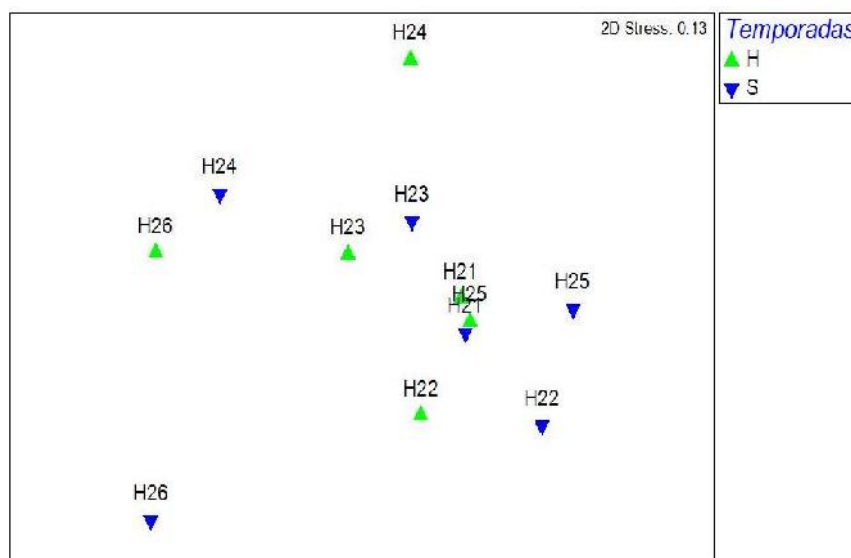


Figura 103: Análisis de Agrupamiento de la composición de peces en las temporadas húmeda y seca 2019 en la zona de influencia indirecta

3.4.2 Zonas de Sin Influencia

3.4.2.1 Composición

Describe los componentes de la comunidad de peces registrados en cuerpos de agua de la zona sin influencia, entre agosto de 2006 y setiembre de 2019, que comprende temporadas seca y húmeda.

Considerando el total de monitoreos realizadas, el número de especies en esta zona ascendió a 155, reunidos en 79 géneros, 24 familias y seis órdenes.

La composición de la ictiofauna registrada permite resaltar Characiformes (peces escamados, con aletas blandas) como dominante con 97 especies, seguido por Siluriformes (con barbillas, sin escamas) con 45 y Cichliformes (aletas con espinas) con 8 (Tabla 36).

3.4.2.2 Diversidad

Comprende principalmente la riqueza y abundancia de los peces que fueron registrados en las 27 evaluaciones en las seis estaciones ubicadas en las localidades de Timpía y Segakiato, se registraron 240 especies de peces pertenecientes a seis órdenes taxonómicos; realizadas en la zona de influencia indirecta, entre agosto de 2012 y setiembre de 2019.

El orden Characiformes presenta elevada dominancia, tanto en riqueza (67%) como en abundancia, (96%), seguido de los Siluriformes en riqueza (26%); mientras que los menores registros correspondieron a los peces de los órdenes Myliobatiformes, Beloniformes y Clupeiformes (Tabla 40).

Tabla 40: Riqueza (S) y abundancia (N) de peces por orden en la zona sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019).

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Myliobatiformes	1	1	1	0.006
Beloniformes	1	1	18	0.11
Clupeiformes	3	2	5	0.031
Characiformes	119	67	15,629	95.85

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Siluriformes	46	26	593	3.64
Cichliformes	8	4	59	0.36
TOTAL	155	100	16,305	100

Considerando la riqueza y abundancia de los ecosistemas acuáticos evaluados en zona sin influencia, se observa una cifra moderada (69) para el río grande (Urubamba), valores entre 47 y 90 en ríos menores y 39 a 92 especies en quebradas Serjali y Shihuaniro. La abundancia resultó mayor en el río Camisea (R3H04) y en la quebrada Shihuaniro (QH12), seguido por los ríos menores (Tabla 41).

Tabla 41: Riqueza (S) y abundancia (N) total de peces en las zonas de influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

Índices	R1H14	R3H04	R3H06	R3H13	QH12	QH27
Riqueza (S)	69	90	47	70	92	39
Abundancia (N)	1160	4836	2136	1783	4355	576

Considerando la riqueza estacional y la riqueza acumulada por evaluaciones observamos que los registros periódicos oscilan entre 95 y 39 especies y las cifras de acumulación siguen en aumento, inclusive en la más reciente campaña del 2019 (Figura 104).

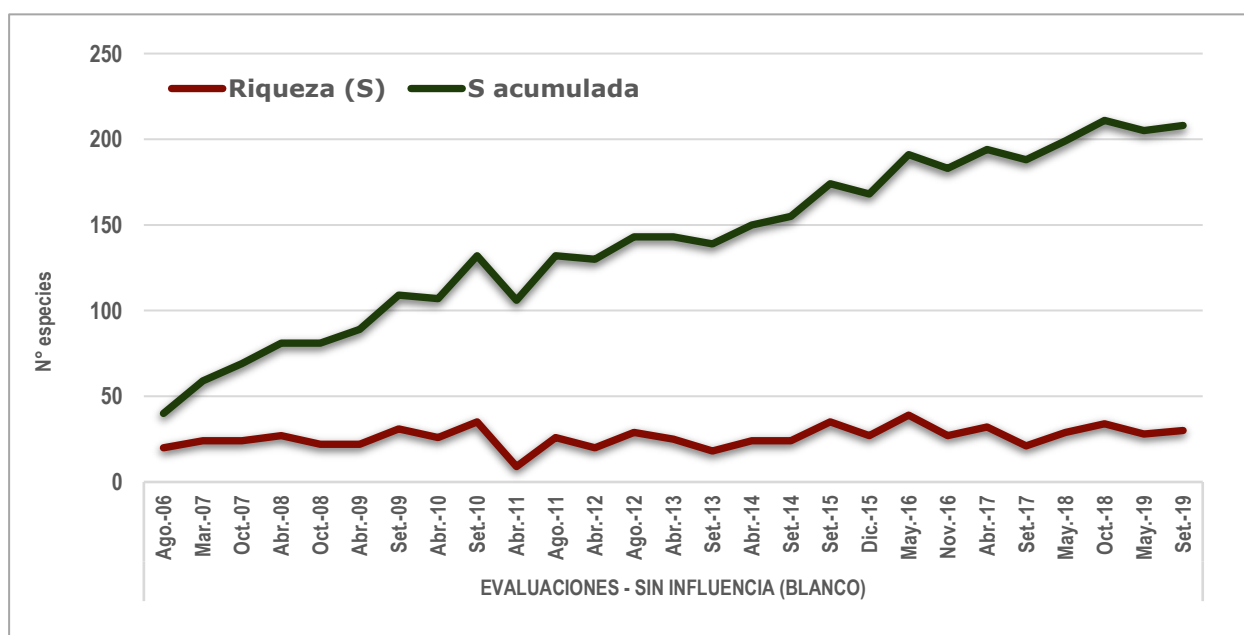


Figura 104: Variación histórica de la riqueza de peces en la zona sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019).

Observando la riqueza de especies de peces en la zona sin influencia o blanco se confirma el dominio notable de Characiformes, presente en todas las evaluaciones y en menor proporción de Siluriformes; mientras que resulta muy escasa la diversidad de especies entre los peces Gymnotiformes, Clupeiformes y Beloniformes (Figura 105).

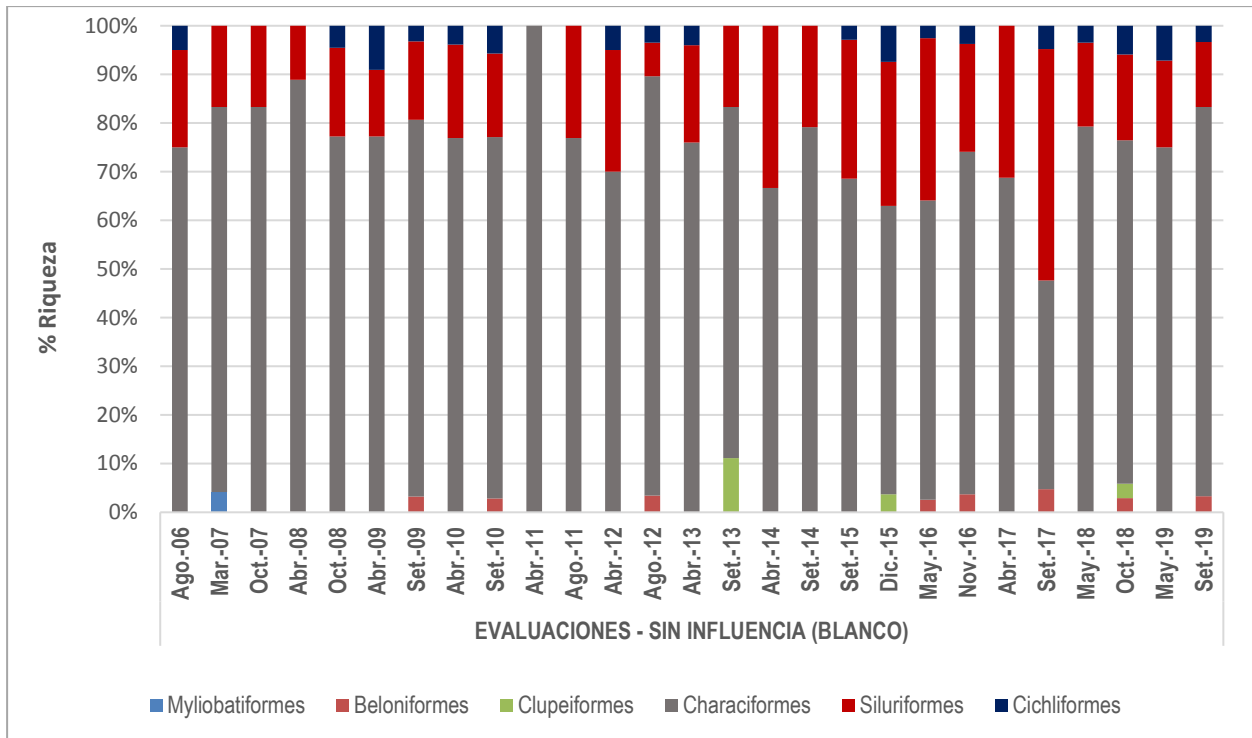


Figura 105: Variación histórica de la riqueza de peces por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019).

En relación con la abundancia de peces por evaluaciones y porcentajes es notable el gran dominio de peces Characiformes. Por otra parte, resulta escasa la presencia de Siluriformes y representan el mínimo los registros de Clupeiformes, Beloniformes, Gymnotiformes y Myliobatiformes (Figura 106).

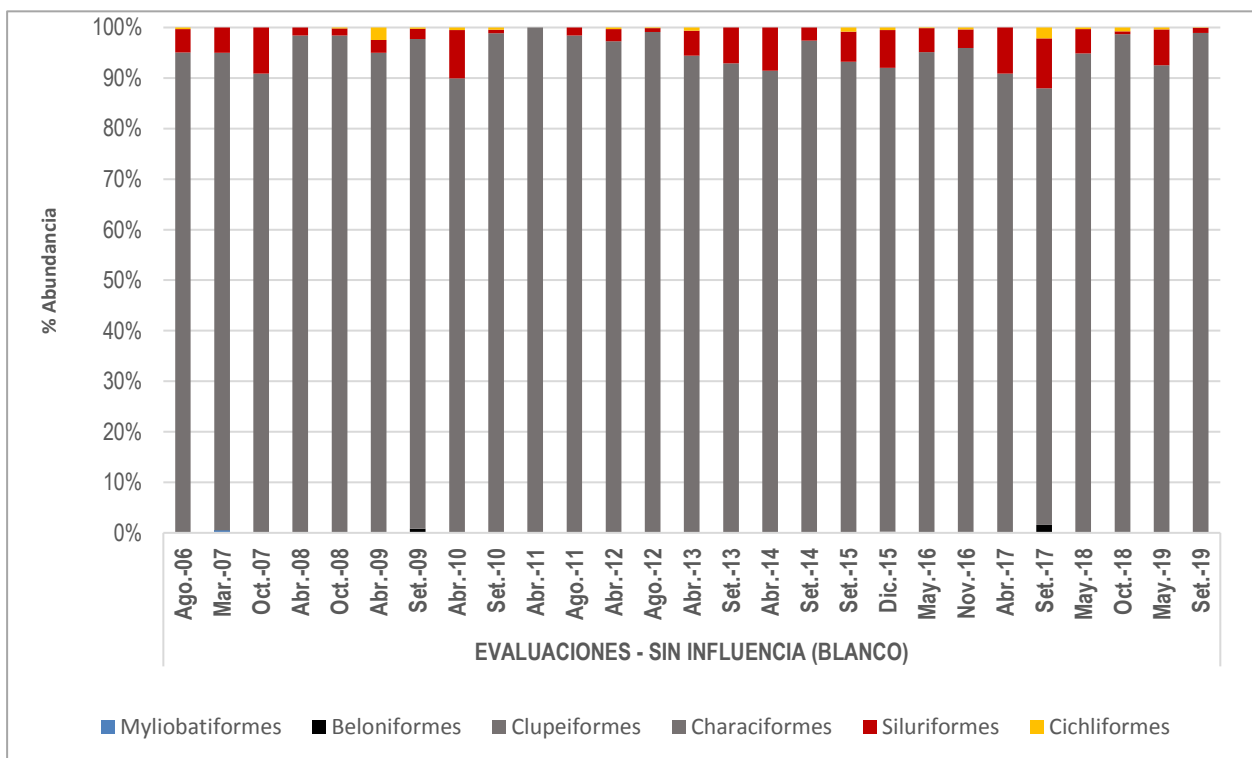


Figura 106: Variación histórica de la abundancia de peces por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019)

3.4.2.3 Similaridad

El dendrograma obtenido definió un grupo con más del 50% de similitud. La gráfica agrupa a dos ríos menores y una quebrada, los tres de agua clara y registrados en la temporada seca 2019 (Figura 107).

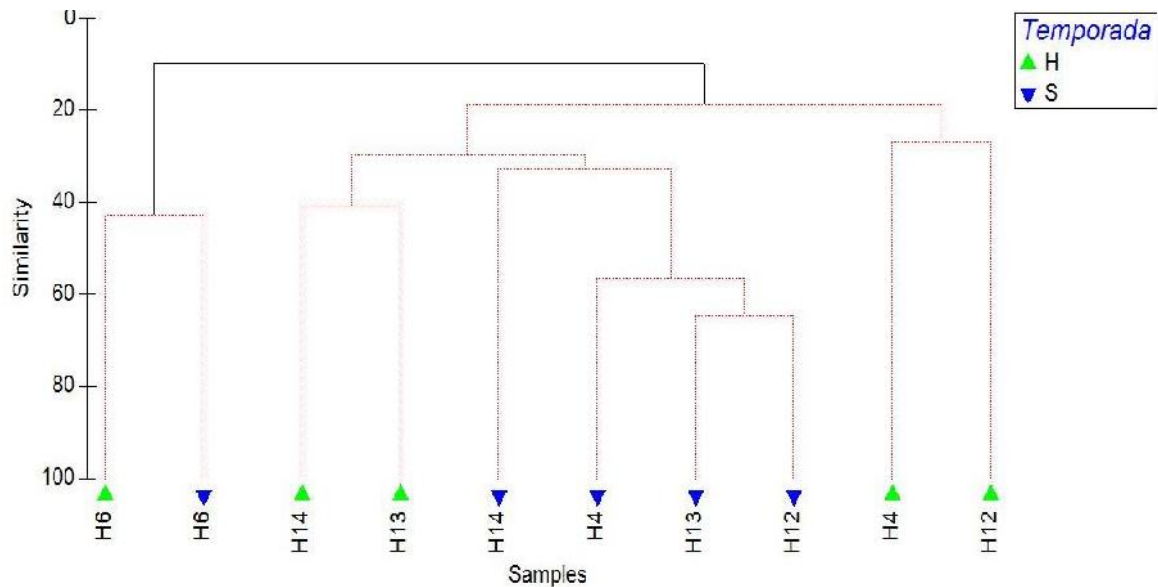


Figura 107: Dendrograma de similitud del Necton (peces) por temporadas en la zona sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019)

Por otro lado, no se observó un agrupamiento por temporadas ni por estaciones de muestreo. Figura 108.

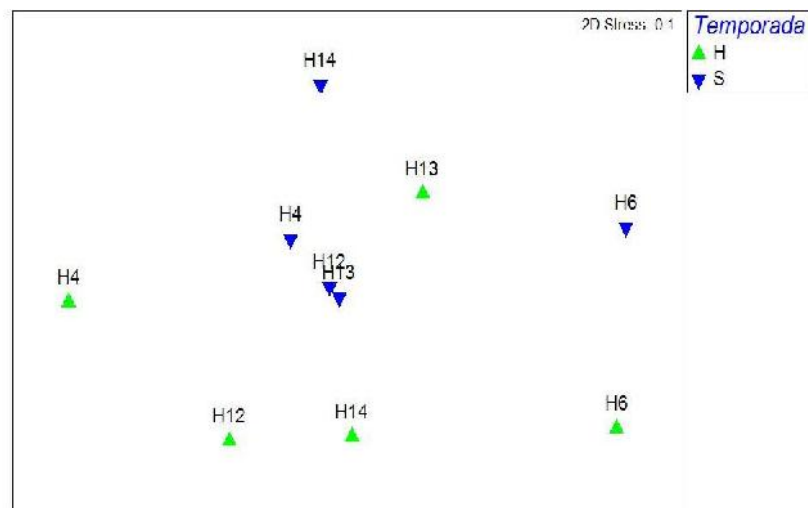


Figura 108: Análisis de Agrupamiento de la composición de peces en las temporadas húmeda y seca 2019 en la zona sin influencia

3.4.3 Variación Espacial

Los valores de riqueza de la comunidad del Necton (peces) registrados fueron utilizados para el análisis de la variación espacial y demostrar cómo se mantiene la distribución comparando la parte más sur o elevada (Timpía - Segakiato) con la más norte, de menor altitud (Miaría - Sepahua). Que coincide con cambios en el tipo de sustrato, velocidad de corriente, heterogeneidad de hábitat, etc.

En relación a los valores de riqueza del necton se notan menores diferencias entre las épocas de evaluación con una tendencia de incremento de registros en la época seca. Sin embargo, la distribución espacial es casi homogénea que la zona sin influencia (Timpía - Segakiato), la zona de influencia directa (Camisea - Shivankoreni) y la zona de influencia indirecta o parte inferior (Miaría - Sepahua) presentan valores similares y en ambas épocas (Figura 109).

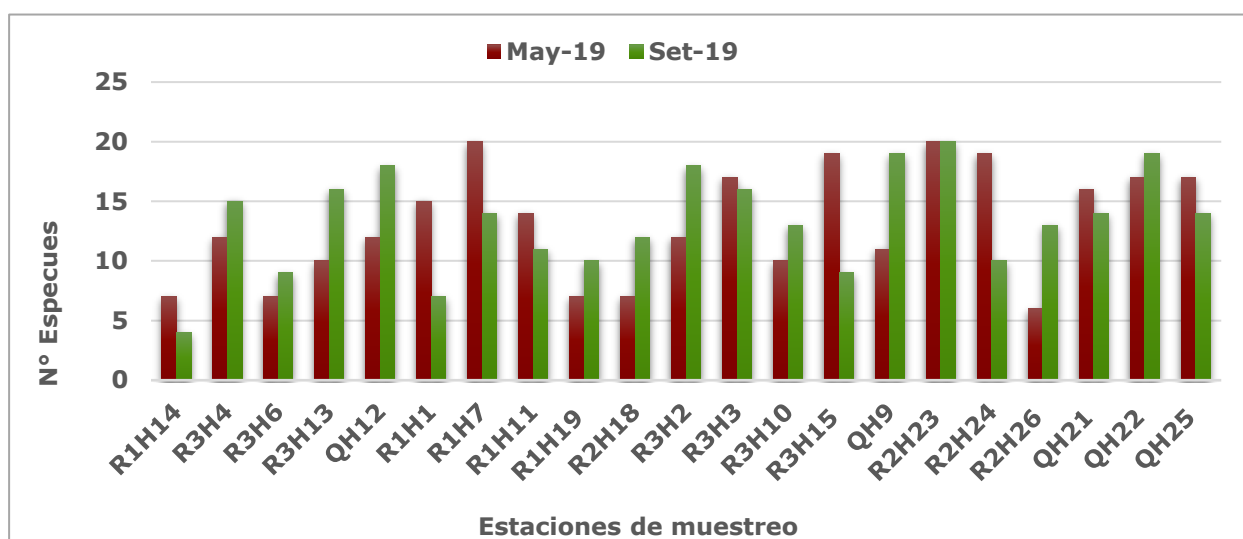


Figura 109: Variación espacial de la riqueza del perifiton entre Timpía y Sepahua. 2019

3.4.4 Especies de Interés

3.4.4.1 Especies comerciales

Se registraron 158 especies de consumo humano y potenciales, es decir, el 50% del total de peces registrados por el PMB (Anexo 5). Por experiencia previas se conoce que se consumen localmente (subsistencia) especies de tallas grandes como zúngaros, medianos como boquichico y menores de 15 cm como sardinas (García-Dávila et al 2018); pero, la pesca comunal también incluye especies menores de 8 cm que forman cardúmenes y que se capturan cerca de las orillas de ríos o en el cauce de las quebradas.

Al mismo tiempo, de acuerdo a las características del mercado actual, se consideran como peces ornamentales a 165 especies (52%). Pertenecen principalmente a los órdenes Characiformes y Siluriformes como formas menudas a medianas con colores, formas y hábitos atractivos y adaptables a la vida en acuarios García-Dávila et al (en edición).

Es importante considerar que no todas estas especies fueron registradas a partir de capturas ejecutadas por el PMB, sino que algunas fueron registradas durante el seguimiento de la pesca comunal en Timpía, Shivankoreni, Kirigueti y Sepahua; en esta última, también se registraron especies comercializadas en el mercado local.

Entre los peces de consumo, numerosas especies destacan por su mayor abundancia, porque forman cardumen: *Prochilodus nigricans* (boquichico), *Potamorhina altamazonica* (yahuarachi), *Triportheus angulatus* (sardina), *Leporinus friderici*, *Schizodon fasciatus*,

Leporellus vittatus (lisas), *Mylossoma albiscopum* (palometa)³. Luego, las especies con menor abundancia son *Hoplias malabaricus* (fasaco), *Brycon hilarii*, *Salminus affinis* (sábalos), *Piaractus brachypomus* (paco); otras, de gran tamaño (mayores a 50 cm): *Colossoma macropomum* (gamitana), *Raphiodon vulpinus* (chambira), *Zungaro* (cunchi mama), *Pseudoplatystoma fasciatum*, *P. punctifer* (doncellas), *P. tigrinum* (tigre zungaro), *Sorubimichthys planiceps* (achacubo), *Brachyplatystoma rousseauxii* (dorado), entre otros.

Asimismo, entre las especies de mediano tamaño (25 – 35 cm) destacan *Goslinia platynema* (barba chata), *Calophysus macropterus*, *Pimelodina flavipinnis* y *Pinirampus pirinampu* (motas).

Otros peces de menor tamaño (10 - 25 cm) que son frecuentes en el consumo de las comunidades incluyen a diversas especies de los géneros *Psectrogaster*, *Steindachnerina*, *Astyanax*, *Cynopotamus*, *Galeocharax*, *Hemibrycon*, *Hemiodus*, *Parodon*, *Sorubim*, *Ancistrus*, *Chaetostoma*, *Pimelodus*, *Crenicichla* y *Bujurquina*.

3.4.4.2 Especies amenazadas

No se registraron especies incluidas en alguna categoría de amenaza de la IUCN. Sin embargo, es relevante notar que las especies de grandes tallas (entre 0.8 y 1.2 m), como los bagres migratorios (zúngaros, dorados, doncellas, achacubos, etc.) presentan evidencias de sobrepesca que se expresa en la disminución de ejemplares con las tallas recomendadas para las capturas (de Jesús & Kholer, 2004; Ortega & Hidalgo, 2008; Ortega *et al.*, 2012; Tognelli *et al.*, 2016; Oberdorff *et al.*, 2019, Ezequiel *et al.*, 2020).

3.4.4.3 Especies endémicas

Se conoce por la literatura que se registró una nueva especie endémica para Perú, en tributarios del río Ticumpinía, en Megantoni: *Trichomycterus megantoni*, descrito por Fernández & Quispe en 2007 (Zootaxa), producto de una expedición biológica rápida realizada en la zona, por el Museo Field de Chicago y otras instituciones asociadas, entre ellas el Museo de Historia Natural, UNMSM. Territorio que se convirtió en Zona Reservada y finalmente en el Santuario Nacional Megantoni.

Asimismo, es posible que existan nuevos registros de peces de torrentes para el género *Astroblepus* (Siluriformes) de Megantoni que se encuentran en estudio.

Por otro lado, desde el 2012, se registró en la quebrada Charapa, en Miaría la especie endémica para sureste del Perú *Tyttocharax tambopatensis*, cuyos machos adultos miden 15 mm (Ortega *et al.*, 2012). Una nueva especie del mismo género de Characidae está en proceso de edición en el Museo Nacional de Historia Natural de Washington D.C. y parte de las muestras provienen del río Picha, tributario del río Bajo Urubamba.

Recientemente se dio a conocer *Anchoviella hernanni* (Loeb *et al.*, 2018), especie menuda de la familia Engraulidae que habita la parte alta de la cuenca del río Ucayali. El holotipo, que mide 26 mm de longitud estándar, corresponde a un ejemplar recolectado en la cuenca del río Bajo Urubamba.

3.4.4.4 Especies migratorias

Para el presente año, no se registraron especies nuevas con hábitos migratorios conocidos. En general, en el sureste peruano la migración anual se inicia en noviembre, es decir, a inicios de la temporada de lluvias, y se extiende hasta marzo. Se registraron dos grupos de peces migratorios: los de cuero y los de escama.

³ Palometa, antes conocida como *Mylossoma duriventre*, tras estudios morfológicos y genéticos pasó a denominarse *Mylossoma albiscopum* (Cope 1872) de acuerdo con Mateussi *et al.* (2017).

Los peces de cuero son bagres grandes de los géneros *Pseudoplatystoma* (doncella y tigre zúngaro), *Brachyplatystoma* (dorado, saltón, zúngaro alianza, etc.) y *Sorubimichthys* (achacubo). Un ejemplo resaltante de ello es *Brachyplatystoma rousseauxii* (dorado), el cual se registró en la pesca comunal, desde Sepahua y se trata de una especie capaz de migrar de 18 a 24 meses hasta completar su ciclo, es decir, un desplazamiento de 3700 km desde el estuario del Amazonas hasta las cabeceras de los ríos Urubamba, Araza, Madre de Dios y Huallaga (Riofrio 2002; Goulding *et al.*, 2003; Leite *et al.*, 2007; Ortega *et al.*, 2012; Duponcelle *et al.*, 2016; Barthem *et al.*, 2017; y Hausser *et al.*, 2019).

Los peces de escama son caraciformes de mediana talla de los géneros *Mylossoma*, *Piaractus*, *Prochilodus*, *Leporinus*, *Schizodon*, *Salminus*, *Brycon*, entre otros. Estos recorren en cardumen distancias menores de 1 000 km.

3.5 ÍNDICES DE CALIDAD AMBIENTAL

3.5.1 Índice de Integridad Biológica (IBI)

Permite la calificación del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos mediante la evaluación de la ictiofauna presente, analizándose la diversidad de especies composición taxonómica, predominancia de grupos representativos, características ecológicas, estructura trófica, abundancia, estado de salud y apariencia externa de los peces.

La calificación obtenida demuestra una relación, en parte, con la zona de influencia del Proyecto Camisea; de paso, con respecto a la ubicación de los cuerpos de agua evaluados, observando la cuenca del bajo Urubamba, desde una parte alta (Timpía - Segakiato) hasta la parte inferior (Miaría - Sepahua).

3.5.1.1 Zona de Influencia Directa

En general, el rango registrado varió entre 28 y 54, mientras que en las recientes campañas estuvo entre 32 y 52 unidades.

En el río grande (R1) el IBI varió de 30 a 50, mientras que en el río mediano (R2), de 31 a 52. En los ríos menores (R3) fue de 30 a 52 y en la quebrada (Q) entre 28 y 54. Así, la calificación alcanzada va de Aceptable a Buena (Figura 110).

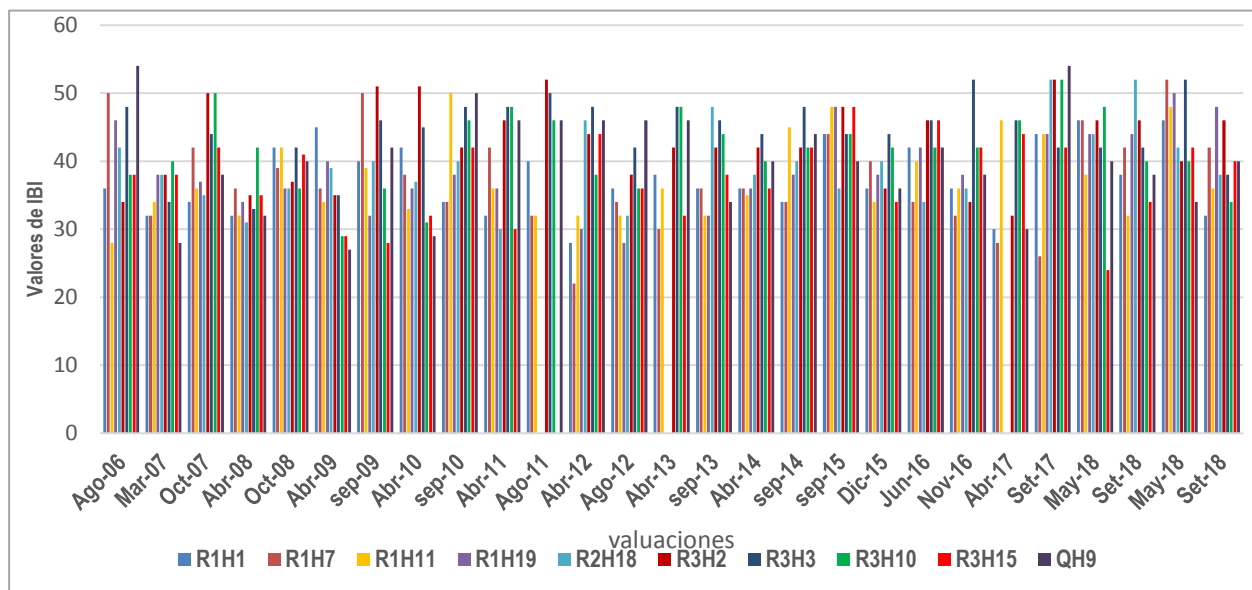


Figura 110: Variación histórica del Índice de Integridad Biológica (IBI) en las zonas con influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019).

3.5.1.2 Zona de Influencia Indirecta

Los valores obtenidos para el IBI en la zona con influencia indirecta durante las 27 evaluaciones en las seis estaciones de muestreo oscilan entre 28 y 54.

Los valores obtenidos en los ríos medianos (R2) presentaron un rango entre 28 y 53 unidades. Los valores correspondientes a las quebradas (Q) presentaron un rango entre 30 y 54 unidades.

Los valores más altos de IBI se relacionan generalmente con las evaluaciones realizadas durante la temporada seca, debido a que en temporada húmeda se tienen más dificultades para recolectar buenas muestras de peces. Finalmente, los promedios obtenidos, en general, alcanzan calificativos de Aceptable y Buena (Figura 111).

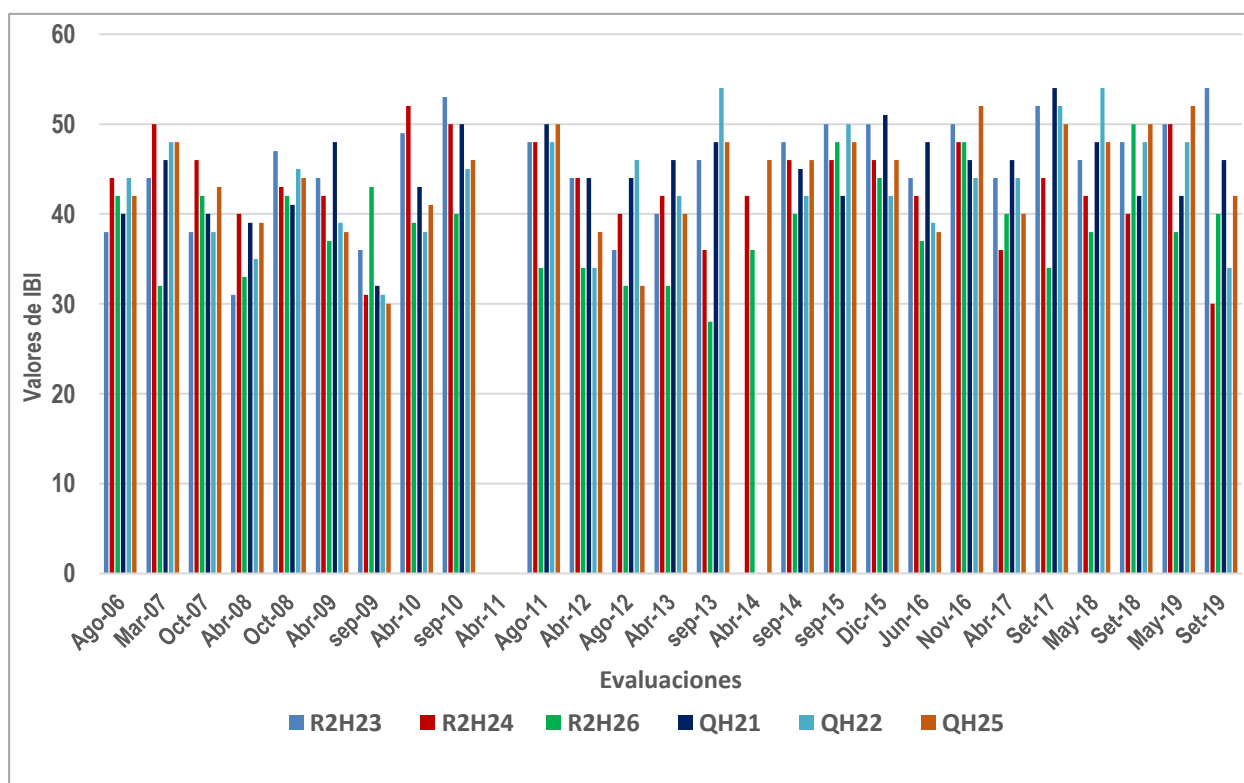


Figura 111: Variación histórica del Índice de Integridad Biológica (IBI) en las zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

3.5.1.3 Zona Sin Influencia

Los valores obtenidos para el IBI en la zona sin influencia durante las 27 evaluaciones realizadas entre agosto 2006 y setiembre 2019, oscilaron entre 30 y 54.

Los valores obtenidos en el río grande (R1) presentaron un rango de 26 a 44. En los ríos medianos (R2) variaron entre 26 y 54 y en la quebrada (Q) entre 28 y 48.

Se observa que algunos de los valores de IBI obtenidos en los ecosistemas acuáticos sin influencia superaron las 50 unidades y que la mayoría sobrepasó los 40 puntos. Asimismo, los mayores registros se obtuvieron durante la temporada Seca, con excepción de mayo 2010 y enero 2012 (Figura 112).

La calificación obtenida se ubicaría entre Aceptable y Buena, dependiendo en gran medida de la temporada de la evaluación.

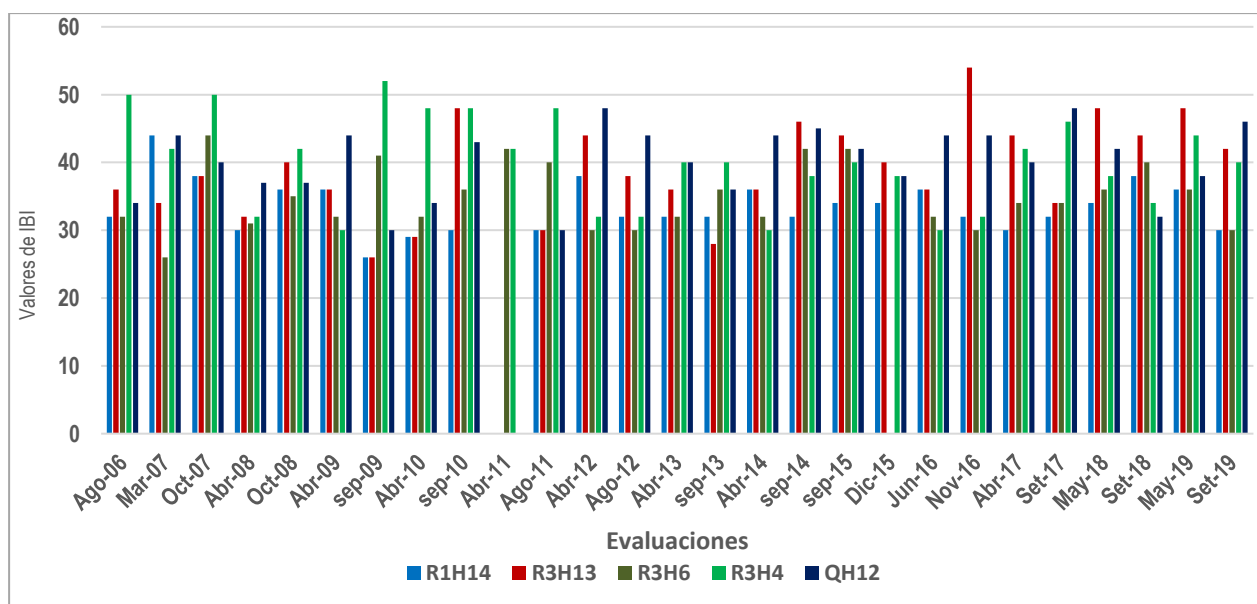


Figura 112: Variación histórica del Índice de Integridad Biológica (IBI) en las zonas sin influencia (agosto 2006 – setiembre 2019).

3.5.1.4 Variación Espacial

En relación a los valores del IBI se notan menores diferencias entre las épocas de evaluación con una tendencia de incremento de registros en la época seca. Sin embargo, la distribución espacial es casi homogénea entre la zona sin influencia (Timpía – Segakiato), la zona de influencia directa (Camisea – Shivankoreni) y la zona de influencia indirecta o parte inferior (Miaría – Sepahua) presentando valores similares y en ambas épocas (Figura 113).

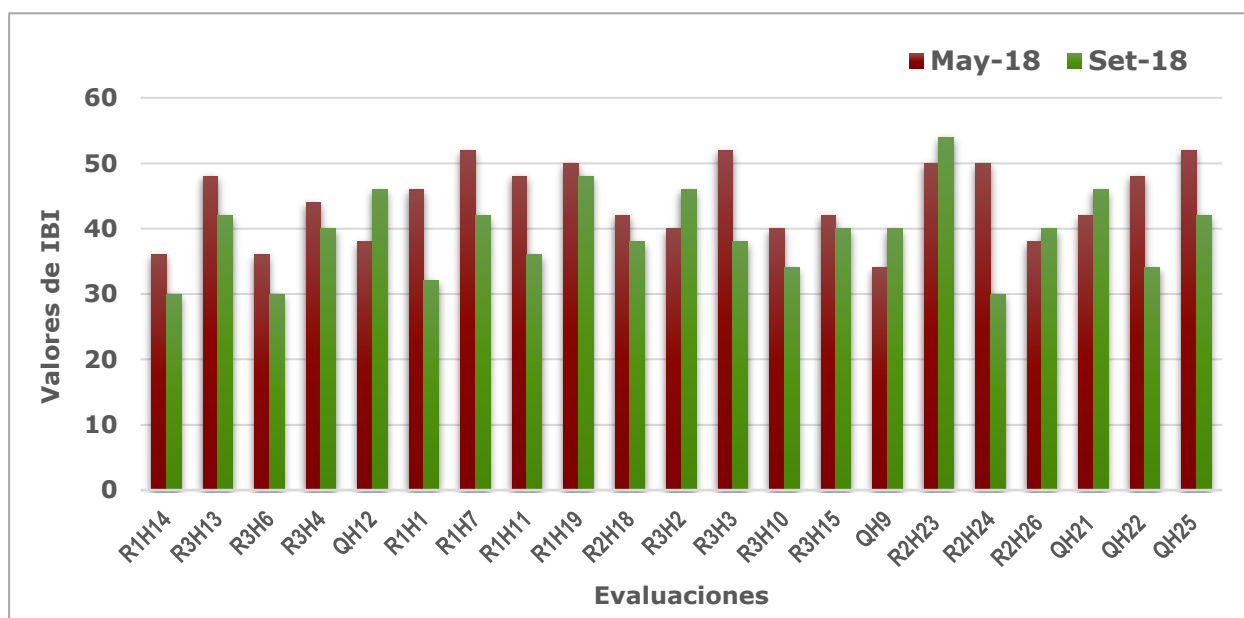


Figura 113: Variación espacial del Índice de Integridad Biológica (IBI) entre las zonas sin y con influencia (mayo y setiembre 2019).

3.5.2 Índice EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera)

Permite la estimación de la calidad del agua en los ecosistemas evaluados, en ambas épocas de muestreo; mediante el monitoreo de la comunidad de macroinvertebrados (bentos) en tres órdenes de la clase Insecta; particularmente la composición porcentual (%) de grupos muy representativos (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), presente en cada ambiente acuático evaluado

La calificación obtenida tendría correlación con la calidad o calificación de los cuerpos de agua evaluados, tanto en las zonas de influencia diversa como su variación espacial.

3.5.2.1 Zona de Influencia Directa

Durante las evaluaciones realizadas entre agosto 2006 y setiembre 2019 se observa que el índice EPT presentó un rango entre cero y 100%.

En las estaciones del río grande Urubamba (R1) se presentaron valores entre cero (sin registro) y 93%. En el río mediano (R2) el rango varió entre cero y 100% al igual que en los ríos menores (R3); mientras que en las quebradas (Q) el rango varió entre cero y 76% (Tabla 47).

Entonces, sobre la base de los valores promedio de EPT estimados para cada tipo de ambiente acuático, la calificación para R1, R2, R3 y Q se ubicaría entre Regular y Buena. La mejor condición correspondería a los ríos menores. Tabla 42

Tabla 42: Medidas de tendencia central y dispersión del índice EPT en zonas con influencia directa (agosto 2006 – setiembre 2019)

EPT%	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Promedio	19.31	28.51	24.36	18.12	41.45	49.83	55.27	49.19	27.28	34.03	20.86
Máximo	92.59	64.29	81.30	89.47	100.00	92.59	98.77	92.59	100.00	75.56	75.00
Desviación	26.53	22.62	29.94	24.09	34.65	27.86	26.58	28.96	31.37	27.05	27.68

3.5.2.2 Zona de Influencia Indirecta

En la zona de influencia indirecta los registros (porcentajes) de los insectos indicadores (EPT) oscilaron entre cero y 96% (Tabla 43).

En los ríos medianos (R2) el rango fue de cero a 93%, mientras que en las quebradas varió entre cero y 96%. De acuerdo con los resultados obtenidos, la calificación correspondiente estaría con mayor frecuencia entre Buena y Muy Buena, especialmente en las quebradas.

Tabla 43: Medidas de tendencia central y dispersión del índice EPT en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

EPT%	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25
Mínimo	0.00	0.00	0.00	11.37	11.95	0.00
Promedio	52.39	32.99	26.71	67.19	50.06	63.87
Máximo	92.59	90.88	92.59	157.00	96.00	96.48
Desviación	29.03	28.87	27.72	27.39	23.08	26.10

3.5.2.3 Zona Sin Influencia

En la zona sin influencia o Blanco los valores de EPT también fueron variables. En general, el registro fue de 0 a 100%. Eventualmente se obtuvieron valores de 80 o 100% pero en la mayoría de evaluaciones de temporada seca se registraron niveles por encima de 60%.

En el río grande (R1) se registraron valores de 0 a 100% al igual que en los ríos medianos (R2), mientras que en las quebradas el rango varió entre 0 y 93%. En la mayoría de las evaluaciones los valores más altos se relacionan con la temporada Seca (Tabla 44).

Tabla 44: Medidas de tendencia central y dispersión del índice EPT en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – setiembre 2019)

EPT%	R1H14	R3H04	R3H06	R3H13	QH12	QH27
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Promedio	46.75	64.23	60.29	46.69	32.95	35.16
Máximo	100.07	100.00	93.26	94.28	93.27	51.28
Desviación	34.52	19.88	22.16	27.32	26.23	12.99

3.5.2.4 Variación Espacial

Los resultados indican un comportamiento similar en la zona sin influencia; una diferencia en ríos menores y quebrada en la zona de influencia directa y mayor distancia en río mediano y valores altos en quebradas de la zona de influencia indirecta (Figura 114).

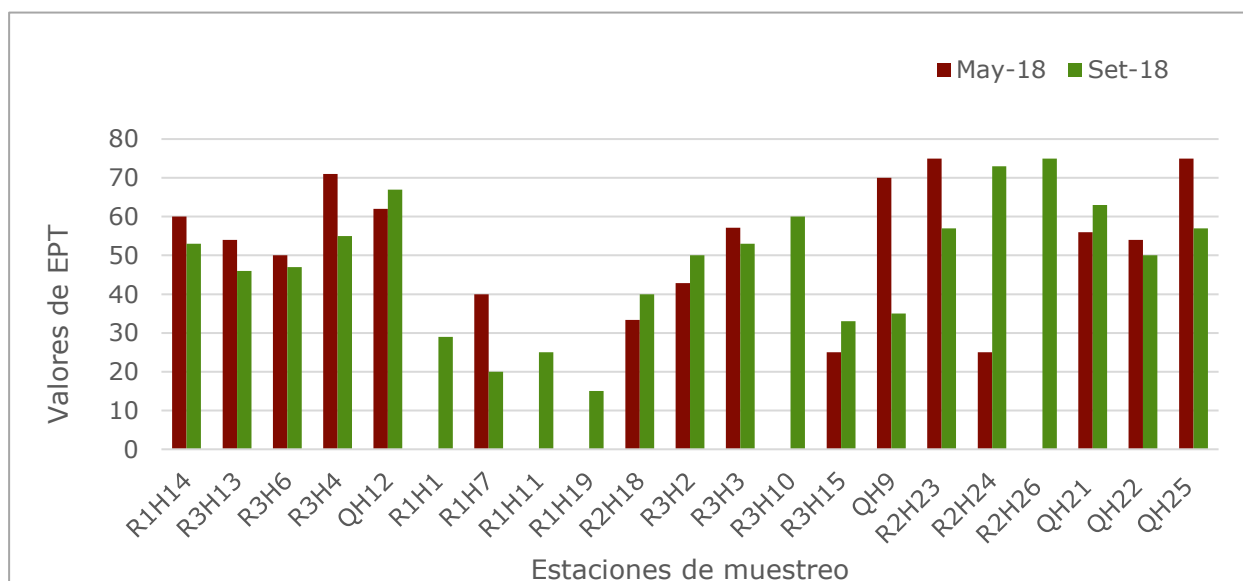


Figura 114: Variación espacial del Índice EPT (%) entre las zonas sin y con influencia (mayo y setiembre 2019)

4. DISCUSIÓN

4.1 MONITOREO FÍSICOQUÍMICO

Según los registros de los parámetros físicoquímicos y limnológicos registrados en las 21 estaciones de muestreo entre Timpía y Sepahua, las fluctuaciones de los valores se encuentran dentro de los rangos normales de aguas blancas para los parámetros como el balance ácido – alcalino (pH) y concentración de oxígeno disuelto. Las variaciones están relacionadas con las marcadas condiciones climáticas; es decir, las temporadas de lluvia

(húmeda) y menos lluviosa (seca) que son representativas en la cuenca del Bajo Urubamba (Ortega *et al.*, 2012). En relación a la conductividad eléctrica se ha notado una variación espacial, comparando los valores de las evaluaciones en periodo seco y húmedo, resultando ligeramente mayores en las partes altas (Timpía y Segakiato) y menores en la zona de influencia indirecta (Miaría y Sepahua), probablemente debido a una disminución de la velocidad del agua, variación del material en suspensión, etc.

4.2 MONITOREO BIOLÓGICO

Se reafirmó la existencia de una elevada riqueza de especies en las tres comunidades biológicas seleccionadas, especialmente de perifiton (435), seguida de peces (319) y de macroinvertebrados bentónicos (199). Inclusive, se demostró que la acumulación de especies de las tres comunidades bióticas sigue en incremento, lo que demuestra el estado de buena calidad de las comunidades y que los inventarios hidrobiológicos aún no llegan a las máximas cifras.

El perifiton, incluido en el PMB desde agosto 2012, ha reportado un incremento respecto a la diversidad de especies durante los tres últimos monitoreos, lo cual se evidenció en la curva de acumulación de especies. La mayor diversidad en el acumulado total correspondió a las diatomeas (Bacillariophyta), sobresaliendo en abundancia el género *Navicula*, el cual presenta una gran variación en la morfología de las especies. Los otros dos géneros dominantes en términos de abundancia fueron *Nitzschia* y *Encyonema*. En la práctica, las Bacillariophyta y Ochrophyta (diatomeas) son el principal sustento de los peces micrófagos, iliófagos o dependientes del perifiton y bentos, como lo son *Prochilodus nigricans*, varios géneros de peces Curimatidae y Loricariidae.

Luego de una depuración de los registros acumulados, al presente existen 319 especies recolectadas por los monitoreos del PMB, las cuales representan a 35 familias en 12 órdenes (MINAM 2019). A lo largo de las 27 evaluaciones, se han registrado 240 especies de peces en la zona con influencia directa, 258 en la zona con influencia indirecta y 161 la zona sin influencia. Esta riqueza acumulada de especies de los peces en el Bajo Urubamba (319 especies) representa prácticamente el 28% de la ictiofauna reconocida para las aguas continentales del Perú (MINAM, 2019). Por otra parte, significa también el 13% de las 2355 especies válidas reconocidas para la cuenca amazónica (Ezequiel *et al.*, 2020).

La diversidad reconocida se destaca tanto en las formas y en las tallas, como en los hábitos alimenticios que presentan en los distintos tipos de cuerpos de agua. Así tenemos que, los peces del río grande como el Urubamba son generalmente fusiformes, más veloces, de mayor talla y de alimentación principalmente detritívora, omnívora y piscívora. Las formas menudas, de cuerpo corto y deprimido son más típicas de quebradas, se relacionan con espacios reducidos y dependen del perifiton (organismos adheridos al sustrato duro) y/o de los insumos del bosque (semillas e insectos).

Las diferencias encontradas en riqueza de especies, composición, abundancia y distribución de organismos se relacionan con la ubicación geográfica: aguas arriba o aguas abajo; es decir, básicamente longitudinal y altitudinal. Se presentó mayor riqueza y abundancia aguas abajo; es decir, en el sector de menor altitud entre Sepahua y Miaría (276 a 309 msnm); en contraste con el sector ubicado entre 335 y 360 msnm (Kiriguetai y Shivankoreni) y con el sector ubicado a aproximadamente 417 msnm (Timpía y Segakiato). Dado que entre Timpía y Sepahua existe una distancia aproximada de 150 km y una diferencia altitudinal de 190 metros, resultando más explicables las diferencias de riqueza y abundancia de organismos acuáticos si se considera el concepto de Río Continuo de Vannote *et al.* (1980). Donde se afirma que puede existir mayor diversidad y abundancia en las partes bajas de los cursos de los ríos y sus tributarios debido a la formación de una mayor heterogeneidad de hábitat y mayor oferta alimenticia. Por otra parte, las diferencias están también relacionadas a los ciclos hidrológicos y climáticos (temporadas seca y húmeda).

En el contexto de la cuenca amazónica, recientemente se ha demostrado que la mayor diversidad se encuentra en la zona superior (Perú, Colombia, Bolivia) y resultando menor en la llanura, cerca de la desembocadura, basado en aspectos hidrogeográficos, geológicos y evolutivos (Oberdorff et al, 2019).

Las evaluaciones de peces y macroinvertebrados bentónicos fueron más diversos en los ríos menores y quebradas (Sepahua, Miaría y Kirigueti), en contraste con los obtenidos en el río grande (Urubamba); esto posiblemente debido a un sesgo por el método empleado (redes de arrastre a la orilla) en un cauce amplio con mayor caudal de agua y profundidad.

En las estaciones en las zonas sin influencia (aguas arriba del PC), la diversidad registrada fue menor respecto a las zonas con influencia, esto debido a su ubicación al norte de la cuenca del Bajo Urubamba y situada a más de 100 m por encima de la altitud de Sepahua, en una altitud donde las aguas y el entorno ofrecen menor oferta alimenticia o reducido número de micro hábitats distintos y sustrato más duro y menos granulado.

4.3 ESPECIES DE PECES DE INTERÉS

Hasta el monitoreo del 2019, se ha acumulado un registro de 158 especies de consumo humano, es decir, el 50% del total de peces registrados por el PMB (Anexo 5).

Otro aspecto sobre especies de interés en otras regiones o cuencas, incluiría a los peces ornamentales, de los cuales se han registrado 165, en diferentes órdenes y familias, con características comunes de tamaño menudo a mediano, colores y hábitos atractivos y capaces de adaptarse a la vida en cautiverio, varios ya citados en catálogos y libros (García-Dávila et al, 2018 y García-Dávila en edición).

Asimismo, no se registraron especies incluidas en alguna categoría de amenaza de la IUCN. Salvo, reiterar que, en la condición de Vulnerables, si consideramos que los bagres grandes y migratorios que se encuentran amenazados por sobre pesca y por pérdida de conectividad en los ríos con represas que impiden su normal ciclo reproductivo (Hauser et al, 2019).

4.4 ÍNDICES DE CALIDAD AMBIENTAL

La zona de influencia directa de Proyecto Camisea, presentó resultados con valores moderados de diversidad y abundancia en las distintas comunidades biológicas y en los indicadores ecológicos (EPT) y biológicos (IBI) basados en los organismos evaluados (tres órdenes de insectos acuáticos y la comunidad de peces), a partir de la comparación de los resultados obtenidos en los puntos de muestreo de las localidades de influencia directa (Kirigueti, Shivankoreni) con las de influencia indirecta (Miaría, Sepahua) e inclusive con la localidad blanco (Timpía).

Los indicadores de calidad de los ecosistemas acuáticos señalan fluctuaciones entre temporadas climáticas, pero, en general, reciben calificaciones de “buena” a “muy buen” en el caso del EPT (insectos acuáticos indicadores) y de “aceptable” a “buena” en el caso del IBI (criterios basados en peces). Los indicadores biológicos como los insectos de los grupos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (%EPT) presentan frecuentes valores positivos en los muestreos hidrobiológicos de las localidades de la parte baja. El EPT describe la presencia notoria de larvas y adultos de insectos exigentes que señalan la existencia de aguas limpias y bien oxigenadas.

Por otro lado, el Índice de Integridad Biológica (IBI), en función de la composición, estructura trófica, abundancia y condiciones de los peces, muestra valores que, en general, indican la existencia de cuerpos de agua de calidad entre “aceptable” y “buena”.

Las comparaciones entre los promedios del IBI de las zonas de influencia demostraron que la calidad es similar entre los diferentes tipos de ambientes acuáticos, especialmente en los ríos

menores y quebradas. Asimismo, las variaciones estarían mayormente relacionadas al ciclo hidrológico - climático y a la distribución de peces a lo largo del Bajo Urubamba.

5. CONCLUSIONES

Los resultados del monitoreo hidrobiológico 2019 en el Bajo Urubamba señalan:

- No se detectaron variaciones atípicas de los parámetros de agua superficial (pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica) durante el 2019 respecto al registro histórico del PMB.
- No se detectaron variaciones atípicas de las comunidades acuáticas (perifiton, macro invertebrados bentónicos y peces) durante el 2019 respecto al registro histórico del PMB.
- Se confirmó que la calidad ambiental de los cuerpos de agua bajo influencia directa e indirecta no están expuestos a ningún impacto negativo proveniente del Proyecto Camisea.
- Debido a que no se registraron variaciones atípicas de los parámetros abióticos y comunidades bióticas, no se delimitaron fuentes de variación.
- No se registraron especies incluidas en alguna categoría de amenaza de la IUCN. Sin embargo, existen grandes bagres migratorios que recorren el Bajo Urubamba en sus épocas reproductivas. Asimismo, se cuentan con algunos registros de especies endémicas para Perú: *Trichomycterus megantoni* en tributarios del río Ticumpinía, afluente del río Bajo Urubamba (Fernandez & Quispe, 2006) y de *Anchoviella hernanni* (Loeb *et al.*, 2018) recolectado en la zona directa del PMB y *Tyttocharax tambopatensis* en quebrada Charapa, Miría (Ortega *et al.*, 2012).

6. RECOMENDACIONES

- Que se diseñen y se elaboren manuales de divulgación ilustrados y bilingües basados en los resultados que se vienen obteniendo con el monitoreo de la biota acuática, para destacar la importancia de los organismos indicadores de la calidad de agua.
- Que se implemente una nueva etapa de evaluación de la pesca comunal. Si bien el Monitoreo de Uso de Recursos evalúa la pesca comunal con la participación directa de colaboradores de las comunidades nativas, es necesario validar el esfuerzo de muestreo (captura por unidad de esfuerzo) y diversidad extraída, con jornadas de pesca realizadas en presencia de investigadores.



1. INTRODUCCIÓN

El Proyecto Camisea se desarrolla en territorios ocupados mayoritariamente por comunidades nativas, principalmente de las etnias machiguengas o matsigenka. Esas comunidades nativas históricamente han hecho uso de los recursos naturales que disponen, ello a través de la horticultura, cacería, pesca y recolección. Aunque en los últimos años han tenido cambios en sus actividades habituales, principalmente por factores externos, siguen realizando esas actividades.

De las actividades tradicionales, la pesca es una de las más importante al ser ejecutada por casi todos los miembros de las familias y por ser una de las principales fuentes de proteínas alimenticias. Asimismo, la importancia de la pesca también se refleja a través de las preocupaciones que genera en las comunidades nativas. Prueba de ello fue lo manifestado durante los talleres de difusión de resultados realizados en mayo de 2016 por el PMB.

Las preocupaciones sobre la pesca estuvieron enfocadas principalmente en: la disminución en volumen de las capturas de los recursos pesqueros; la necesidad de desplazarse mayor distancia para lograr capturas adecuadas; las dificultad para pescar peces de tallas grandes; entre otras inquietudes que son atribuidas al desplazamiento de embarcaciones, la contaminación de los ríos, y la presencia de otros proyectos extractivos en el Bajo Urubamba.

Debido a la relevancia de la pesca y su vínculo directo con la biodiversidad, desde el 2017 el PMB ha retomado el monitoreo del uso de los recursos con enfoque en la pesca, primero a través de un piloto, y luego 3 evaluaciones trimestrales (segunda mitad del 2018 y las dos mitades del 2019).

En general, el monitoreo busca responder las interrogantes más relevantes:

- ¿Se captura menos que antes?
- ¿Se debe viajar más lejos?
- ¿Los peces son más pequeños que antes?

1.1 OBJETIVOS

El objetivo general es determinar variaciones cuantificables y atribuibles sobre el acceso a los recursos pesqueros por parte de las comunidades nativas del área de influencia de Proyecto Camisea.

Para lo anterior, el presente informe responde a los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar las actividades de pesca y los recursos extraídos entre las temporadas hidrológicas del 2018 y las del 2019.
- Evaluar si existe variaciones significativas en la captura por unidad de esfuerzo entre las temporadas hidrológicas del 2018 y las del 2019.

2. METODOLOGÍA

El monitoreo recoge parcialmente la metodología desarrollada entre el 2008 y el 2013 por el Centro de Investigaciones Sociológicas, Económicas, Políticas y Antropológicas (CISEPA) de la Pontificia Universidad Católica del Perú, institución que mantuvo un convenio con el PMB. Asimismo, se incorpora la experiencia metodológica adquirida desde el piloto del 2017, ejecutado directamente por el PMB.

El monitoreo es participativo en la medida que la recolección directa de información fue desarrollada por las familias colaboradoras. De ese modo, las familias colaboraron registrando

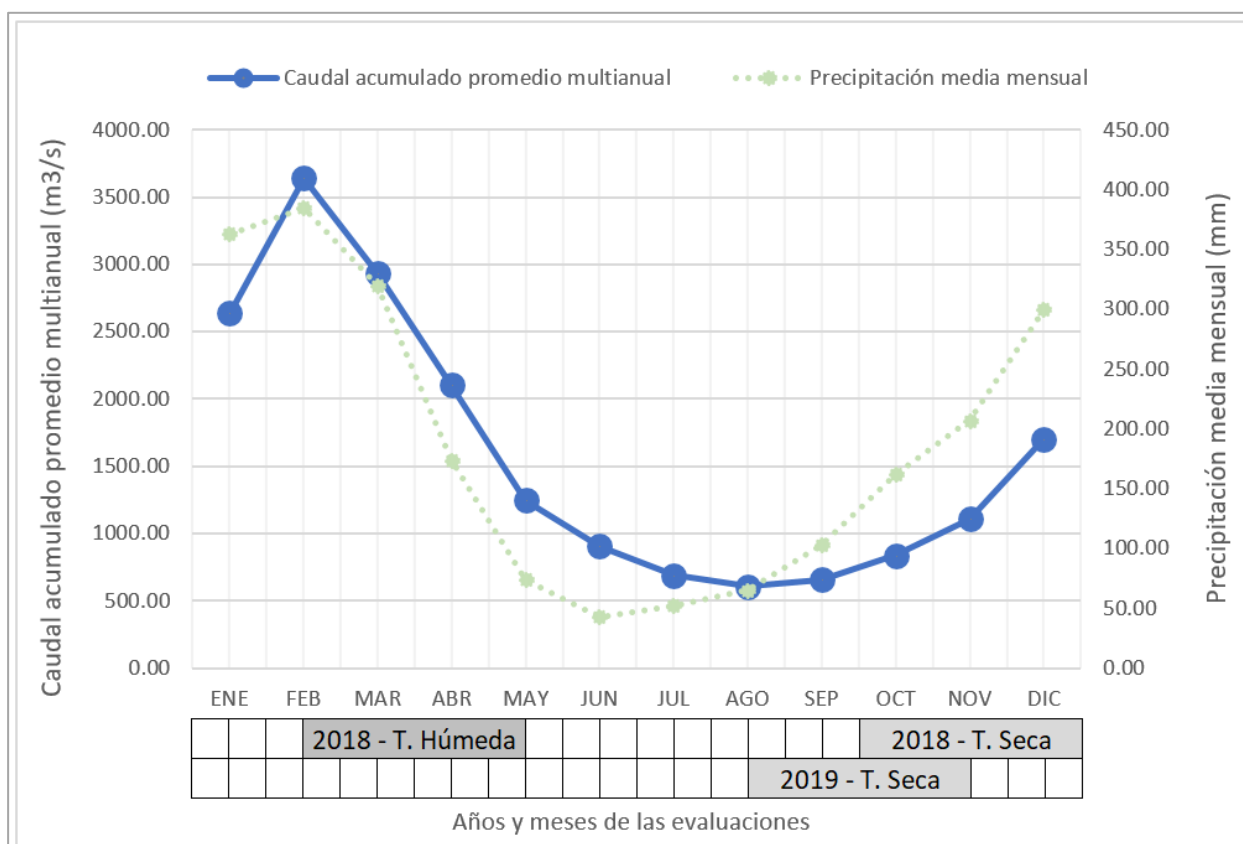
recursos naturales a los que acceden a través de la pesca. En tanto, los investigadores del PMB cumplieron el rol de revisión y análisis de los datos para el monitoreo.

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El monitoreo se ejecutó en 3 temporadas, cada uno vinculado a una temporada hidrológica y climatológica a nivel de la macro cuenca del río Urubamba:

- 2018 – Temporada Seca: septiembre a diciembre de 2018
- 2019 – Temporada Húmeda: enero a abril de 2019
- 2019 – Temporada Seca: agosto a noviembre de 2019

En cada temporada, se ha considerado un rango de 90 días en los cuales se esperó hubiese actividades de pesca, no necesariamente cada día (mayor detalle se explica en la Sección 2.2 del presente capítulo).



Fuente: ANA, 2015. Evaluación de Recursos Hídricos en la Cuenca del Urubamba

Figura 115: Evolución del caudal del río Urubamba y la precipitación en la cuenca baja del río Urubamba versus las 3 temporadas de monitoreo

El monitoreo se ha llevado a cabo en las comunidades nativas que fueron monitoreadas durante el ciclo 2008-2013⁴ y el piloto 2017. Esas comunidades se seleccionaron según los siguientes criterios:

⁴ En la prueba piloto ejecutada por CISEPA (2006-2007), la CN Nueva Vida fue incluida en el monitoreo; sin embargo, se discontinuó su monitoreo debido a que empezó a recibir la influencia directa de las actividades de la empresa Repsol (lote 57). Adicionalmente, sus resultados respecto a la comercialización de sus productos no mostraron mayores diferencias respecto a aquellas de la CN Shivankoreni, a pesar de su mayor cercanía a un mercado más dinámico (Sepahua).

- Ubicarse dentro del área de influencia directa del PC.
- Posicionarse en ríos principales y que sean utilizadas como zonas de pesca.
- Encontrar receptividad y permiso de las autoridades comunales.

A partir de esos criterios, se seleccionaron 3 comunidades, todas ellas de población mayoritariamente matsigenka:

- CN Cashiriari: ubicada principalmente en la cuenca baja y media del río Cashiriari.
- CN Shivankoreni: ubicada principalmente en la cuenca baja del río Camisea.
- CN Ticumpinía: ubicada en un sector de la cuenca baja del río Urubamba.

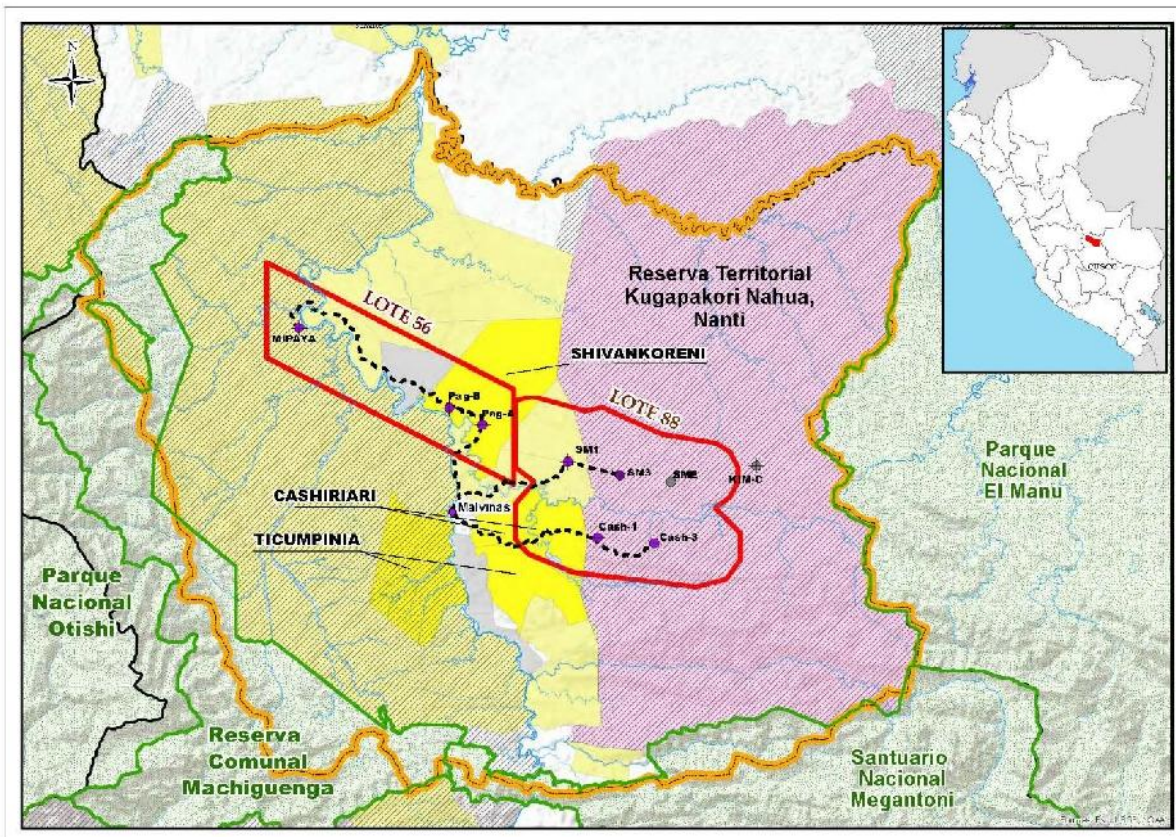


Figura 116: Mapa de Ubicación de las 3 comunidades nativas en monitoreo: Cashiriari, Shivankoreni y Ticumpinia

En cada comunidad nativa seleccionada, se eligieron 4 familias colaboradoras según los siguientes criterios:

- Realizar actividades de pesca como una actividad habitual dentro de la familia y que fuese realizada frecuentemente por al menos un miembro de la familia.
- Preferiblemente haber participado en monitoreos previos del PMB;
- Tener en la familia, al menos un integrante con la capacidad de escribir y tomar fotografías para los registros de pesca.
- Mantener el interés, disponer de tiempo para realizar los registros de pesca de acuerdo a la metodología del PMB. Sencillo

Debido a que los pescadores principales de algunas familias colaboradoras de la CN Ticumpinia tuvieron ofertas laborales o prescripciones médicas que imposibilitaron su continuidad en el monitoreo, se hizo el reemplazo de las familias. Por ello, en la CN Ticumpinia colaboraron en total 7 familias, mientras que en las CCNN Cashiriari y Shivankoreni siempre se mantuvieron las 4 iniciales.

Tabla 45: Participación de las familias colaboradoras durante las 3 temporadas de monitoreo

Comunidad	Familia	2018 Sec	2019 Hum	2019 Sec
Cashiriari	C-1	x	x	x
	C-2	x	x	x
	C-3	x	x	x
	C-4	x	x	x
Ticumpinia	T-1	x	x	x
	T-2	x		
	T-3	x		
	T-4	x	x	x
	T-5		x	
	T-6		x	x
	T-7			x
Shivankoreni	Sh-1	x	x	x
	Sh-2	x	x	x
	Sh-3	x	x	x
	Sh-4	x	x	x

2.2 RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN

La recolección de información se ejecutó por los miembros de las familias colaboradoras a través de cuadernillos de registro, cámaras fotográficas y mapas geográficos, principalmente.

En los cuadernillos se registró por cada faena de pesca: la fecha, la zona de pesca, el aparejo utilizado, el número de pescadores que utilizan un mismo aparejo, la duración del uso del aparejo, el nombre vulgar de los peces extraídos, el número de individuos extraídos (abundancia) y el peso total para una misma etnoespecie (biomasa).

Con las cámaras, las familias fotografiaron los peces extraídos y el proceso de medición de la biomasa (colocación de los peces en la balanza). Asimismo, con los mapas se dibujó en conjunto las zonas de pesca identificadas por las familias. Las fotografías y los mapas fueron utilizados para verificar la coherencia de lo escrito en los cuadernillos.

Para cada una de las 3 temporadas, los investigadores del PMB ejecutaron 3 ingresos de campo, principalmente para capacitar a las familias, entregar los materiales de registro, revisar el avance y verificar la coherencia de los registros. La siguiente figura lo detalla.



Figura 117: Actividades de campo ejecutadas por el equipo investigador para una temporada

De cada temporada, se tomó un rango de 90 días, dentro de los cuales las familias pudieron o no haber realizado actividades de pesca. Cabe resaltar que es un rango de posibilidad, ya que el monitoreo busca evaluar la pesca consuetudinaria y habitual de las comunidades nativas, por lo cual nunca se exigió que se pescase todos los días y tampoco se esperó que todos los días tuvieran registros de pesca.

2.3 ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

2.3.1 Consideraciones para el Análisis

Para el análisis de la información, se tuvo las siguientes consideraciones:

- Cada familia es considerada como un grupo muestreador cuyos integrantes son equivalentes. Con esto se busca evitar los sesgos que podrían generarse por la particularidad que tiene cada familia, es decir, vinculada a la edad, sexo, experiencia, u otras características individuales o sociales de sus miembros. Por eso mismo, en ningún caso se pretendió contrastar entre familias o entre individuos.
- Cada comunidad nativa utiliza cuerpos de agua con características ecológicas particulares, debido especialmente a que se ubican en cuencas hidrográficas diferentes; por lo cual, los recursos pesqueros disponibles también serán particulares cualitativa y cuantitativamente. Por esto, no se consideró en ningún caso el contraste entre las comunidades nativas.
- En adelante, se utiliza el término "etnoespecie" para hacer la diferencia con la "especie biológica" correspondiente a la taxonomía linneana, es decir, aquella que utiliza los nombres científicos. Este término es ampliamente utilizado en etnozooloía y etnobotánica para rescatar la importancia de los sistemas taxonómicos que pueden existir en grupos étnicos. Se prefiere utilizar el término "etnoespecie" debido a que los registros fueron hechos mayoritariamente con nombres vulgares en lengua matsigenka, y en raros casos en castellano, sea este de uso nacional o local. Asimismo, también se prefiere "etnoespecie" debido a que, durante la medición de los peces, las familias colaboradoras agruparon a más de una especie bajo un mismo nombre matsigenka. Así, por ejemplo, "korio" es una etnoespecie en matsigenka y agrupa a 3 especies: *Pimelodus blochii*, *Pimelodus pictus* y *Pimelodus maculatus*; asimismo, es llamado en castellano en la Amazonía como "bagre"; en tanto que, a nivel más local es llamado como "cunchi" o "kunshi".

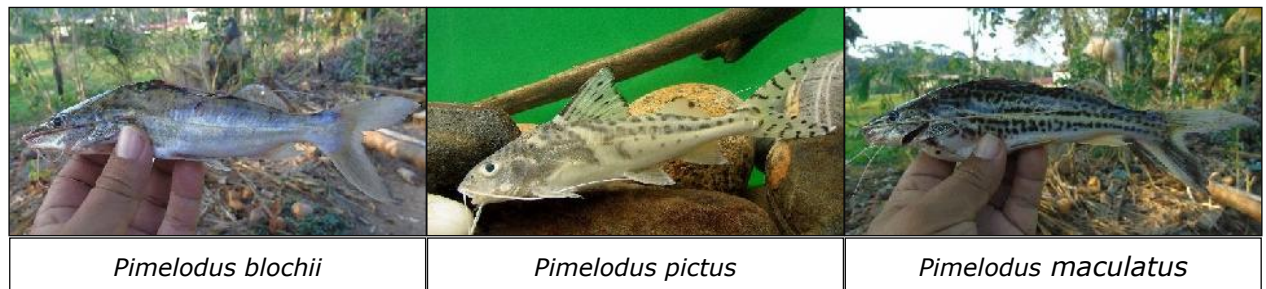


Figura 118: Ejemplo de una etnoespecie: Korio

2.3.2 Indicadores de Análisis

2.3.2.1 Cantidad de Actividades de Pesca

La cantidad de actividades de pesca se midió a través del número de días de pesca y el número de faenas. Ambas tuvieron como unidad de medida la unidad. La diferencia entre ellas es que el "día de pesca" corresponde a los días calendario de 24 horas en los cuales los pescadores salieron a pescar; en cambio, las "faenas" correspondieron a los eventos diferenciables por haberse dado en diferentes contextos, por ejemplo, eventos ejecutados en un mismo día, pero en diferentes horas (mañana, tarde, noche), en diferentes zonas de pesca, ejecutado por diferentes personas, con el uso de diferentes aparejos, o la combinación de ellos.

2.3.2.2 Frecuencia de Uso de Aparejos

La frecuencia fue calculada en base a las faenas de pesca. Para ello se contabilizó el número de faenas que se ejecutaron utilizando un determinado tipo de aparejo; luego se calculó el porcentaje correspondiente de las faenas donde se usó "X" aparejo versus el total de faenas registradas para determinada temporada.

2.3.2.3 Participación de los Pescadores

Se contabilizó el número de pescadores que usaron un tipo aparejo en una determinada faena. Luego, se calculó el promedio y su desviación estándar para cada temporada y por cada tipo de aparejo.

2.3.2.4 Riqueza de Etnoespecies

La riqueza se evaluó a través del número de etnoespecies que fueron registrados para cada temporada. Adicionalmente, a través del software PAST 4.01 se calculó el intervalo de confianza al 95% con un re-muestreo de 9 999 veces (bootstrapping).

Para contrastar la riqueza entre temporadas se utilizó la curva de rarefacción por individuos. Se hizo este análisis debido a que en cada temporada el número de faenas totales fue diferente y, por tanto, el número de peces extraídos, lo cual afecta directamente la cantidad de etnoespecies que pudo haberse extraído. Así, la curva de rarefacción por individuos permitió evaluar qué cantidad de etnoespecie se hubiesen registrado si en cada temporada se hubiera extraído la misma cantidad de individuos. La rarefacción también se calculó a través del software PAST 4.01 y con un intervalo de confianza de 95% y 9 999 de bootstrapping.

2.3.2.5 Abundancia Relativa de Etnoespecies

La abundancia se midió como el número de peces, individuos o ejemplares que fueron extraídos para una determinada etnoespecie.

Se hizo un primer análisis con el total de individuos extraídos en todo el monitoreo. Se calculó los porcentajes correspondientes para cada etnoespecie versus el total. A partir de este análisis se evaluó cuáles fueron las etnoespecies principales en base a cuáles fueron las que más contribuyeron en la abundancia total de todo el monitoreo.

Luego, para las etnoespecies principal, se analizó cómo fue su abundancia en cada temporada. Para ello también se calculó porcentajes de individuos por etnoespecies versus el total de individuos extraídos en determinada temporada.

2.3.2.6 Biomasa Relativa de Etnoespecies

La biomasa se midió en gramos por cada conjunto de individuos de la misma etnoespecie que fueron extraídos en una determinada faena.

Al igual que el análisis de abundancia relativa, primero se sumó toda la biomasa registrada para cada etnoespecie en todo el monitoreo, y luego se calculó el porcentaje correspondiente. Aquellas etnoespecies que tuvieron el mayor porcentaje fueron consideradas como las principales.

Por cada etnoespecie principal, se analizó los porcentajes por temporada. Para ello, se hizo la suma de biomasa de una misma etnoespecie, pero para determinada temporada; luego, se calculó el porcentaje correspondiente versus el total de biomasa de determinada temporada.

2.3.2.7 Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

Se utiliza este índice debido a que así se evita sobreestimar o subestimar la extracción de pescado, ya que, en cada faena de pesca, la extracción pudo darse con una mayor o menos cantidad de esfuerzo.

El esfuerzo se evaluó de dos formas:

- Como el número de pescadores que participaron juntos en una misma faena.
- Como la interacción entre el número de pescadores y el "tiempo" que invirtieron para pescar.

En la primera forma, se sumó la biomasa que se extrajo en cada faena y se la dividió entre el número de pescadores que participaron en esa faena. En este caso se consideró toda la biomasa, independientemente del tipo de aparejo que se utilizó.

En el segundo caso, debido a que se buscó considerar el tiempo que invirtieron, sí se diferenció la biomasa entre tipos de aparejo. Esa diferenciación se hizo ya que cada tipo de aparejo requiere diferentes técnicas de uso, y, por tanto, el "tiempo" requiere ser medido con diferentes unidades de medida. En el caso de los aparejos anzuelo y triki, su técnica exige que el pescador mantenga el aparejo dentro del agua por un lapso de tiempo prolongado, por ello se midió el número de horas. En tanto, para el aparejo tarrafa, la técnica exige que el pescador lance el aparejo dentro del agua y que inmediatamente lo extraiga; por ello, el "tiempo" fue medido como número de lances o eventos.

2.3.3 Análisis Estadístico

Se desarrolló el análisis estadístico únicamente para aquellos indicadores basados en promedios: participación de pescadores y CPUE. Asimismo, se corrió la información a través del software PAST 4.01.

Primero se buscó la presencia de valores atípicos o extremos (*outliers*) con el fin de que estos no generasen sesgos en el análisis estadístico.

Se analizó la distribución normal de los datos. Se aplicó la prueba de Lilliefors cuando los datos fueron más de 50 (N), y cuando fueron menos se corrió la prueba de Shapiro-Wilk.

Si los datos tuvieron una distribución normal, se aplicó un Análisis de Varianza (ANOVA) a fin de determinar la existencia de diferencias significativas entre los grupos de análisis (temporadas). Ante diferencias significativas de los promedios, se aplicó una prueba de pares de Tuckey para determinar qué grupos de análisis fueron diferentes.

Cuando los datos no tuvieron una distribución normal, se aplicó una transformación logarítmica de datos a fin de conseguir la normalidad.

Cuando la normalidad no fue lograda, se aplicó pruebas no paramétricas a los datos sin transformar. Cuando el contraste fue entre dos grupos de análisis, se utilizó la prueba de Mann-Whitney, pero si el contraste fue entre tres grupos de análisis, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis. Ante diferencias significativas de las medianas, se realizó una prueba de Dunn para determinar que grupos de análisis fueran diferentes.

En todos los casos, se consideró un nivel de significancia menor a 0.05.

3. RESULTADOS

3.1 GENERALES

3.1.1 Diversidad de especies

A lo largo de todo el monitoreo, las familias colaboradoras registraron un total de 52 etnoespecies de peces, todas ellas registradas con nombres vulgares en matsigenka, como se puede observar en el listado de etnoespecies del Anexo 6. Debido a que cada etnoespecie no siempre correspondió a una única especie biológica, se registró al menos 125 especies biológicas en todo el monitoreo entre el 2018 y 2019. El total de especies biológicas correspondió a 23 géneros distribuidos en 6 ordenes (Figura 119). Los siluriformes y los caraciformes representaron el 93% de todas las especies biológicas registradas.

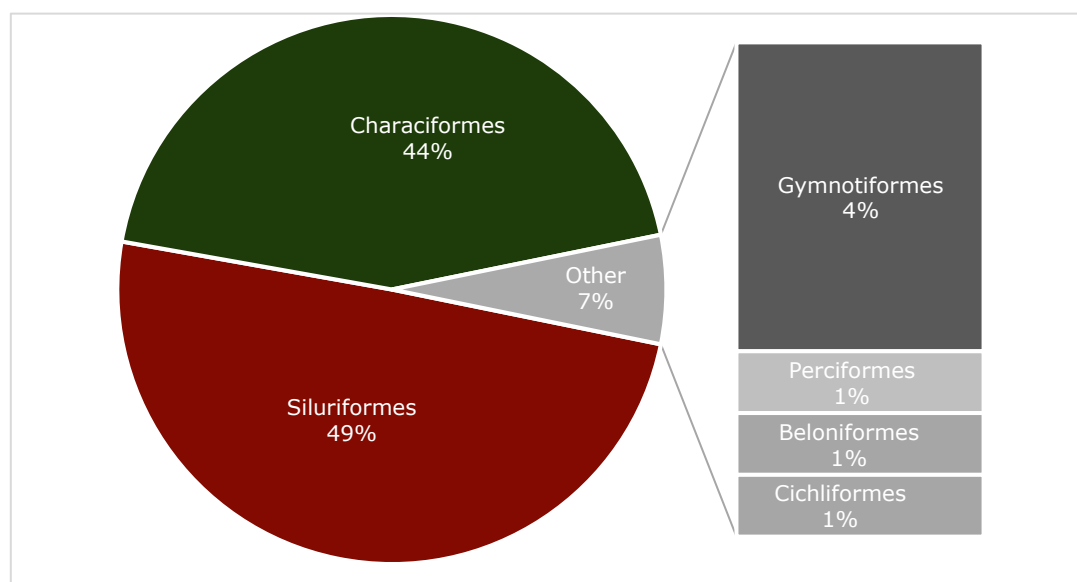


Figura 119: Composición porcentual de especies biológicas por orden

3.1.2 Aparejos de Pesca

Entre el 2018 y 2019, se registró 7 tipos de aparejo utilizados por las familias colaboradoras más la ausencia de uso de aparejos, ya que sólo se usó las manos (Figura 120):

- a) Anzuelo: Es de metal acerado en forma de "J", cuyo extremo afilado se usa para sujetar una carnada, la cual es ingerida por un animal acuático, especialmente peces.
- b) Barbasco: Es el producto machacado, elaborado a base de las raíces de algunas plantas leguminosas principalmente del género *Lonchocarpus* que producen un metabolito secundario llamado rotenona. El machacado se diluye en el cuerpo de agua provocando dificultad respiratoria a los peces, haciéndolos más fácil de capturar.
- c) Huasapa o trinche: Es un instrumento con forma de tridente que se utiliza para capturar a la distancia y suele utilizarse para capturar animales de medianas y grandes dimensiones.
- d) Tarrafa: También denominado atarraya, es una red de pesca de forma circular y que posee lastres de plomo en sus bordes, las cuales permiten que, al ser lanzada la red, se sumerja con velocidad para la captura de peces. Esta usualmente es lanzada por una sola persona adiestrada o con ayuda de otra sobre puntos estratégicos sobre el agua. A diferencia del triki, esta es introducida y sacada rápidamente del agua para evitar la fuga de los peces encerrados.
- e) Triki: Es una red de pesca rectangular de grandes dimensiones. Puede ser utilizada como trampa vertical de espera, o como arrastre cuando es remolcada por una canoa o por un grupo de personas en las orillas.
- f) Flecha: son artesanales y generalmente fabricadas con material proveniente de palmeras. El instrumento en sí consiste en la flecha *per se* más el arco que la dispara.
- g) Varantia: es un instrumento semejante a una caña de pescar, pero hecho artesanalmente. Consiste en un anzuelo atado a una vara de madera.

La frecuencia de uso de cada uno se detalla en las siguientes secciones.



Figura 120: Artes de pesca registrados

3.2 CN CASHIRIARI

3.2.1 Cantidad de Actividades de Pesca en Cashiriari

El número total de días con actividades de pesca fue diferente entre las tres temporadas (Figura 121). La temporada Seca 2018 tuvo el máximo de días con actividades de pesca (128 días), siendo mayor por 26 días respecto a la temporada Seca 2019 (102 días). Muy por debajo, la temporada Húmeda 2019 en la que sólo se registró 89 días de pesca.

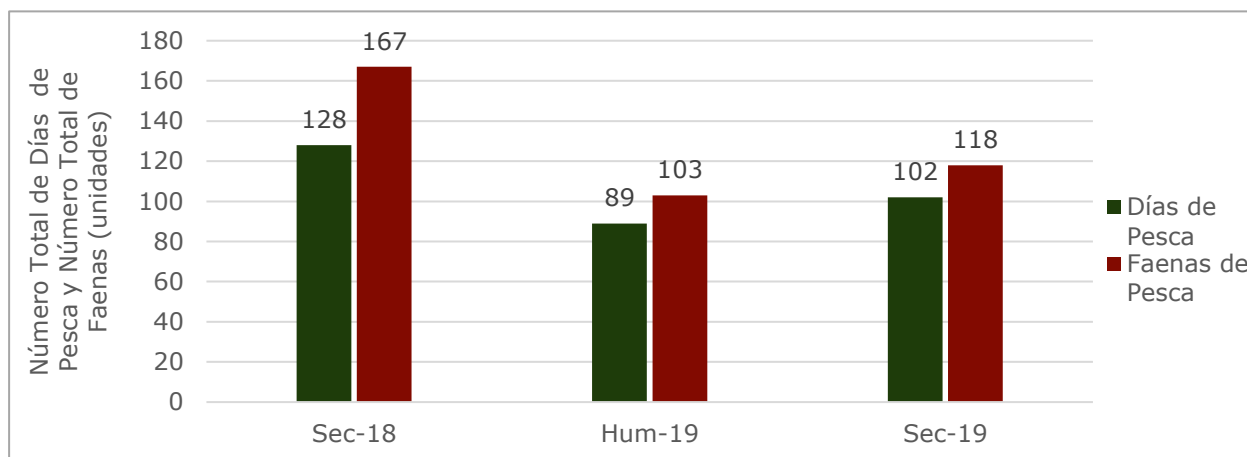


Figura 121: Número total de días y Número total de faenas por temporada en Cashiriari

Respecto al número total de faenas, se observó un patrón semejante al número total de días de pesca. De hecho, la relación de faenas/día de pesca fue cercana a la unidad: 1.3 faenas por día de pesca en la temporada Seca 2018, y 1.2 faenas por día de pesca tanto en la temporada Húmeda 2019 como en la temporada Seca 2019.

En general, se observa que para el 2018 hubo una mayor cantidad de actividades de pesca, y que para el 2019 esta disminuyó.

3.2.2 Frecuencia de Uso de los Aparejos en Cashiriari

Se registró el uso de 04 tipos de aparejos durante todo el monitoreo (anzuelo, barbasco, tarrafa y triki) (Figura 122), asimismo, también la utilización directa de las manos, aunque sólo en la temporada Seca 2019 y en una frecuencia relativa muy baja (2.65%).

Los aparejos no fueron utilizados en la misma proporción (Figura 122), ya que, por ejemplo, el barbasco siempre tuvo una frecuencia de uso muy baja respecto a los demás (menor al 3%). Por el contrario, el anzuelo, la tarrafa y el triki fueron ampliamente usados.

Para el caso del uso de la tarrafa, se observó una mínima variación entre todas las temporadas (3.09%); en cambio, para el anzuelo y el triki se observó una amplia variación.

Cuando se comparó las temporadas secas para el anzuelo y el triki, se observó una mínima variación entre ellas (3.39% y 1.73% respectivamente); sin embargo, cuando se contrastó cualquiera de las temporadas secas con la húmeda, se observó la amplia variación (de 20.06 a 23.45% para el anzuelo y de 18.05 a 19.78% para triki). Esas variaciones para el uso de cada aparejo permiten suponer que, durante la temporada húmeda, el anzuelo es más usado comparado con el triki, el cual es disminuye en su uso, lo que permite inferir que se reemplaza o complementa de acuerdo a la temporada.

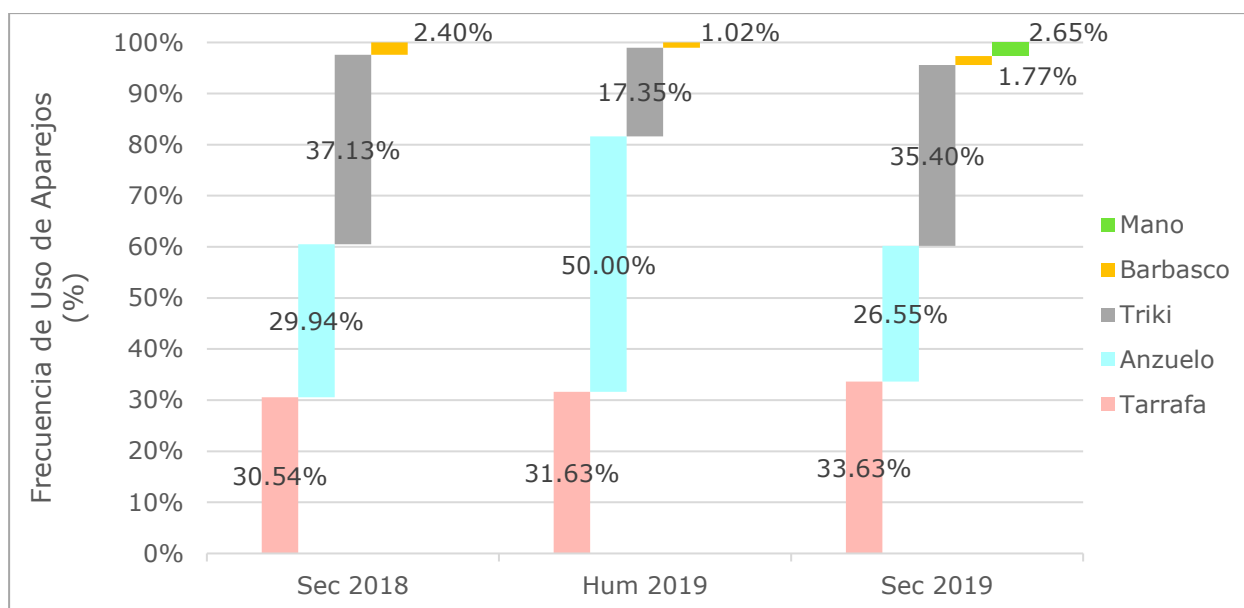


Figura 122: Frecuencia de uso de aparejos por temporada en Cashiriari

3.2.3 Participación de los Pescadores en Cashiriari

El número de pescadores que uso anzuelo por faena fue contrastado a través de la prueba de Kruskal-Wallis para diferenciar medianas. Se obtuvo que no hay diferencia significativa entre las temporadas secas ($p=0.2404$), pero sí hay diferencias significativas entre estas y la temporada húmeda ($p=3.14E-06$ y $p=0.003695$)

Por otro lado, el número de pescadores que usó tarrafa por faena fue significativamente semejante entre temporadas a nivel de sus medianas según la prueba de Kruskal-Wallis ($p=0.4234$).

Respecto al uso de triki, la mediana de personas por faena fue significativamente diferente entre las temporadas secas según la prueba de Kruskal-Wallis ($p=0.001394$). En tanto que no hubo diferencias significativas entra cada temporada seca y la temporada húmeda. De hecho, como muestra la siguiente figura, se observó una tendencia a aumentar el número en promedio de pescadores usando triki por faena.

Para el caso del número de pescadores que usaron barbasco por faena, no se aplicó el análisis estadístico debido a que el número de faenas en que se usó fue muy bajo, 7 en total entre las tres temporadas.

En el caso del uso directo de las manos para la captura de peces, sólo se obtuvo un promedio igual a 1.67 ± 1.15 personas para la temporada Seca 2019, ya que no se usó ese aparejo en las otras temporadas (Tabla 46 y Figura 123).

Tabla 46: Número de pescadores que usaron un mismo tipo de aparejo por faena comparado entre temporadas en Cashiriari (Promedio \pm Desviación estándar)

	Anzuelo	Barbasco	Mano	Tarrafa	Triki
Sec 2018	1.48 ± 0.71	3.5 ± 2.08	-	1.78 ± 0.42	1.89 ± 0.37
Hum 2019	2.12 ± 0.99	5.0 ± 0.00	-	1.90 ± 0.40	2.00 ± 0.35
Sec 2019	1.67 ± 0.71	1.5 ± 0.71	1.67 ± 1.15	1.79 ± 0.41	2.20 ± 0.69

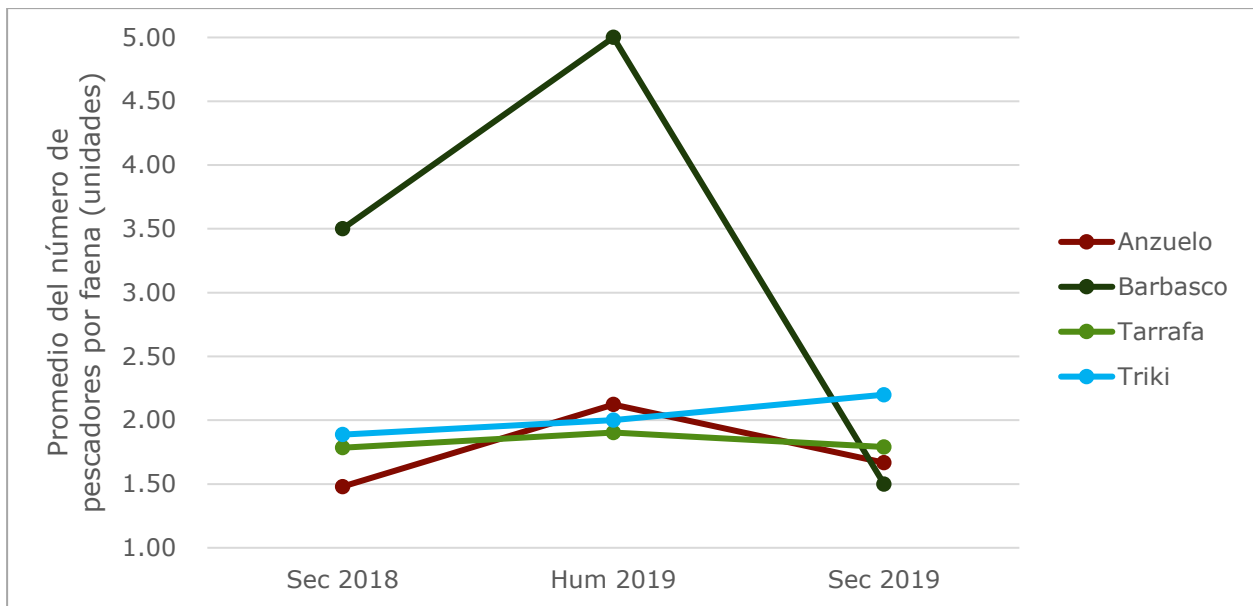


Figura 123: Promedio del número de pescadores que usaron un mismo tipo de aparejo por faena comparado entre temporadas en Cashiriari

3.2.4 Riqueza de Etnoespecies en Cashiriari

Durante todo el monitoreo, se registró un total de 42 etnoespecies. En la temporada Seca 2018 se registró 35 etnoespecies, mientras que en la temporada húmeda y Seca 2019 se registró 28 etnoespecies en cada una (Figura 124).

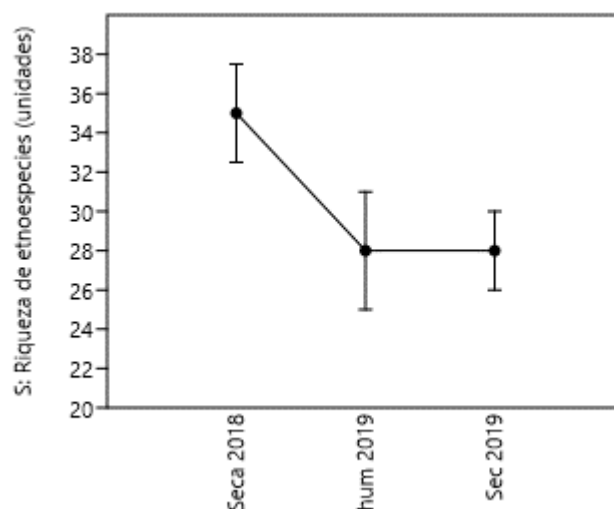


Figura 124: Riqueza de especies registrados en cada temporada para Cashiriari más el intervalo de confianza al 95%

Esa diferencia tan marcada pudo deberse al mayor número de faenas realizados durante la temporada Seca 2018, y a que el número de faenas en las temporadas del 2019 fueron más cercanas entre ellas, como se vio en la sección 3.2.1.

Para dilucidar cómo pudo haber sido la riqueza de especies si todas las temporadas hubiesen tenido la misma cantidad de extracción de individuos, se aplicó la curva de rarefacción. En la curva de rarefacción (Figura 125), cuando se hizo un corte imaginario en aproximadamente 700 individuos igualmente extraídos para las tres temporadas, se observó que la temporada Seca 2018 y Húmeda 2019 fueron bastantes semejantes en cuanto a su potencial riqueza de

especies; en tanto, la temporada Seca 2019 quedó con una riqueza muy por debajo. Es decir, con igual captura para las tres temporadas, en las dos primeras temporadas consecutivas se hubiese registrado una mayor riqueza de especies respecto a la última temporada.

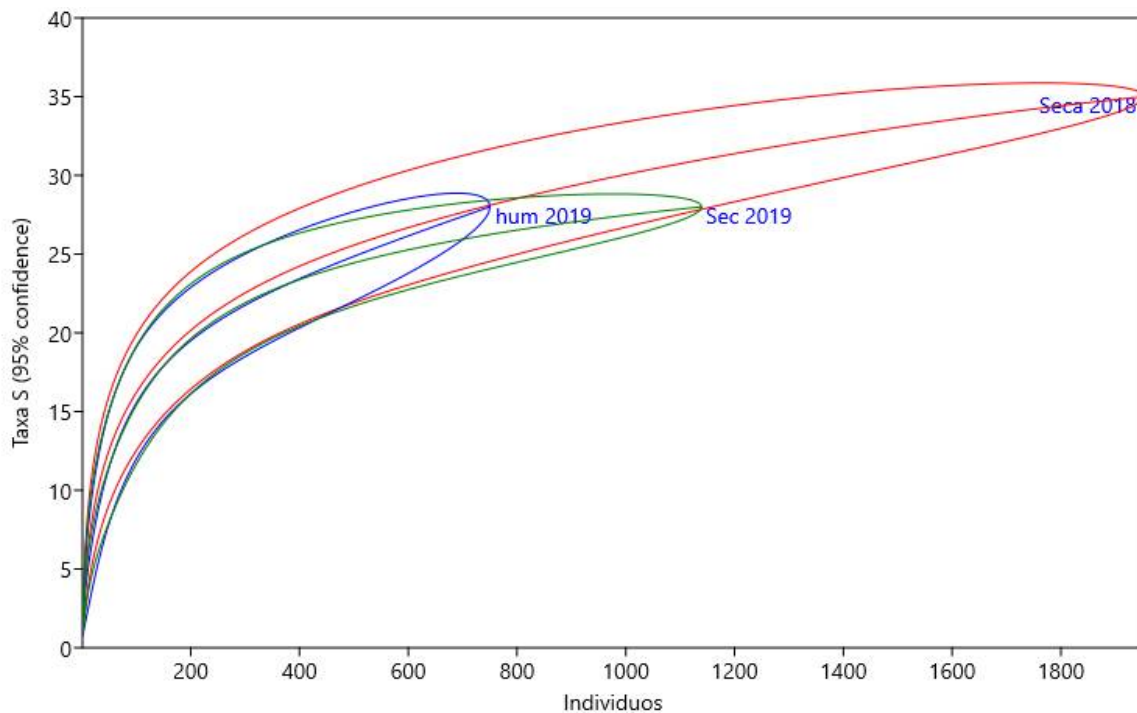


Figura 125: Curva de rarefacción por individuos para las tres temporadas en Cashiriari

3.2.5 Abundancia Relativa de Etnoespecies en Cashiriari

En todo el monitoreo, las familias colaboradoras extrajeron un total de 3 841 peces. De la abundancia total, 8 etnoespecies representaron juntas el 87%; en tanto, 34 etnoespecies representaron juntas el 13% (Figura 126) y cada una por separado tuvo abundancias relativas totales menores al 2.5%.

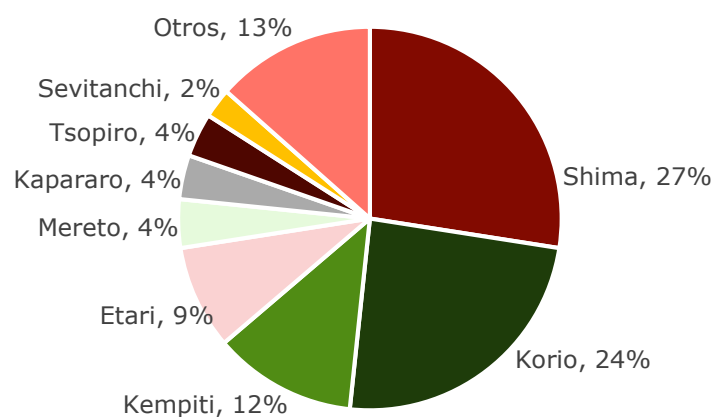


Figura 126: Abundancia relativa total para Cashiriari

Shima (*Prochilodus nigricans*) representó al menos una cuarta parte de la abundancia relativa para cada temporada; asimismo, se observó que entre los dos primeros monitoreos su variación fue de 1%, pero hacia el último monitoreo aumentó en 6% (Figura 127).

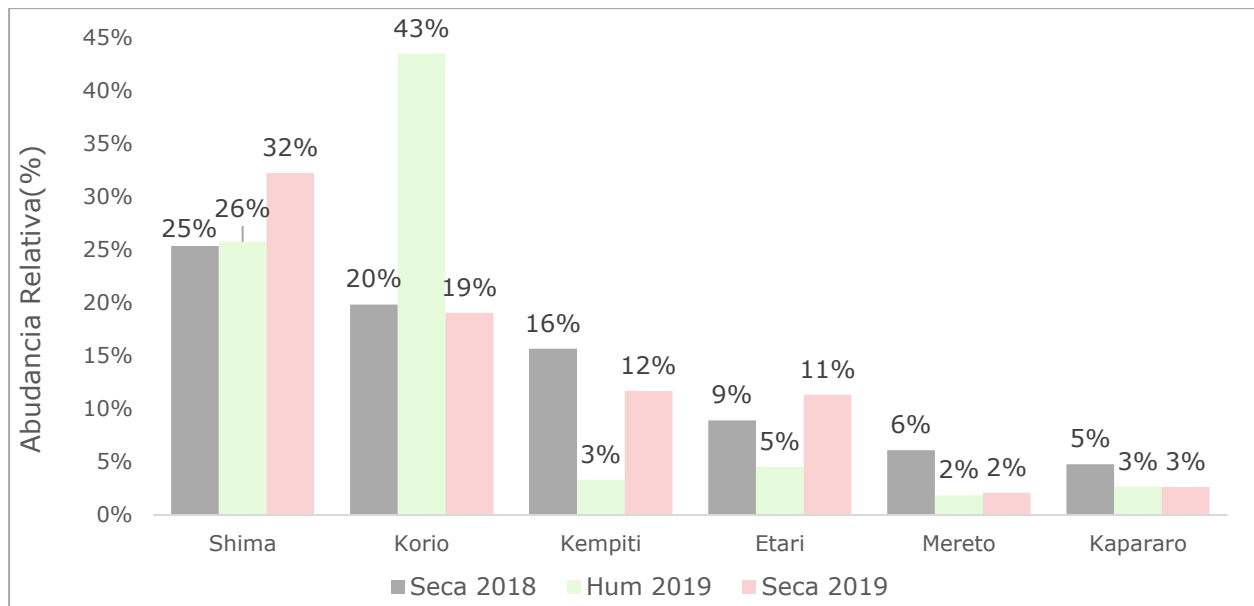


Figura 127: Abundancia relativa por temporada para las principales etnoespecies en la CN Cashiriari

Korio (*Pimelodus blochii*, *P. pictus* y *P. maculatus*) mostró semejanza en sus abundancias relativas entre las dos temporadas secas, disminuyendo en 1% entre el 2018 y el 2019. Mientras que hacia la temporada húmeda la abundancia varía ampliamente, al menos en 23%.

Kempiti, que es un etnoespecie compuesta por varios géneros de loricáridos, mostró también una cercanía entre las abundancias de las temporadas secas, disminuyendo en 4% entre el 2018 y el 2019, En tanto, hacia la temporada húmeda hubo una variación de al menos 9%, con lo cual su abundancia es la mínima en esta temporada.

Etari, que también es una etnoespecie compuesta por loricáridos, mostró un patrón parecido a kempiti. Hay un aumento de 3% entre las temporadas secas 2018 y 2019, las cuales fueron mayores que la temporada húmeda en al menos un 4%.

Mereto, compuesto principalmente por *Astyanax bimaculatus* y *Astyanax maximus*, mostró una disminución de 4% entre la temporada Seca 2018 y la Húmeda 2019, manteniéndose igual hacia la temporada Seca 2019.

Kapararo (*Triporthes angulatus* y *Triporthes* spp.) también tuvo una caída entre la temporada Seca 2018 y la Húmeda 2019, de 5% a 3%, manteniéndose también igual hacia la temporada Seca 2019.

En general se observó que korio, kempiti y etari, tienen una notable diferencia entre las temporadas secas y húmeda, sea que aumente o disminuya entre la una y la otra. Es relevante mencionar que las tres etnoespecies son tipos de bagres, en el caso del korio es de piel blanda, mientras que kempiti y etari son bagres acorazados. Shima, Mereto y kapararo, que son carácidos potamódromos, mostraron un patrón semejante en la medida que durante dos temporadas seguidas tuvieron prácticamente igual abundancia relativa, teniendo antes o después una variación notoria.

3.2.6 Biomasa Relativa por Etnoespecie en Cashiriari

Durante todo el monitoreo, las familias colaboradoras registraron una extracción total de 636.59 kilogramos de pescado. De ese total, 6 etnoespecies contribuyeron en el 78% de la biomasa relativa para todo el monitoreo (Figura 128). En tanto, otras 36 etnoespecies

sumaron el 22% de la restante biomasa relativa. Además, cada una de esas etnoespecies presentaron biomazas relativas totales menores a 2.75%.

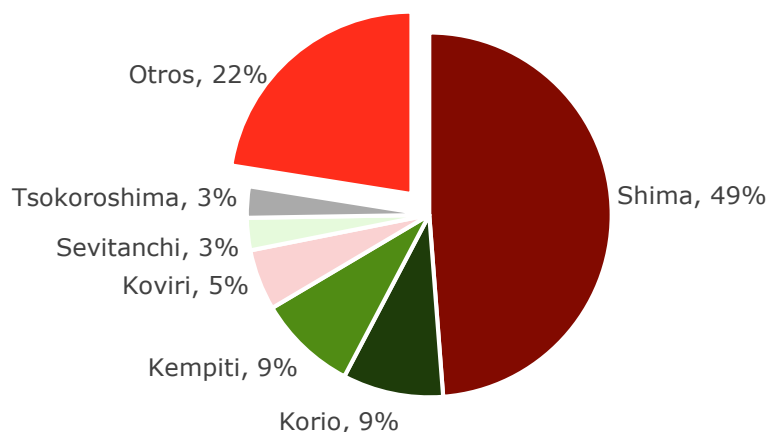


Figura 128: Biomasa relativa total para Cashiriari

Del total de pescado extraído, como se muestra en la Figura 129, se observó que shima siempre fue la etnoespecie con mayor biomasa relativa; tanto así que, entre las tres temporadas, su porcentaje estuvo cerca de corresponder a la mitad del total de biomasa extraída. Sin embargo, esa gran biomasa no fue homogénea entre las tres temporadas, ya que en la temporada Húmeda 2019 presentó su mínimo porcentaje: 48%; en tanto que, entre las temporadas secas hubieron 6% de diferencia, siendo mayor que aquella del 2019 (54%).

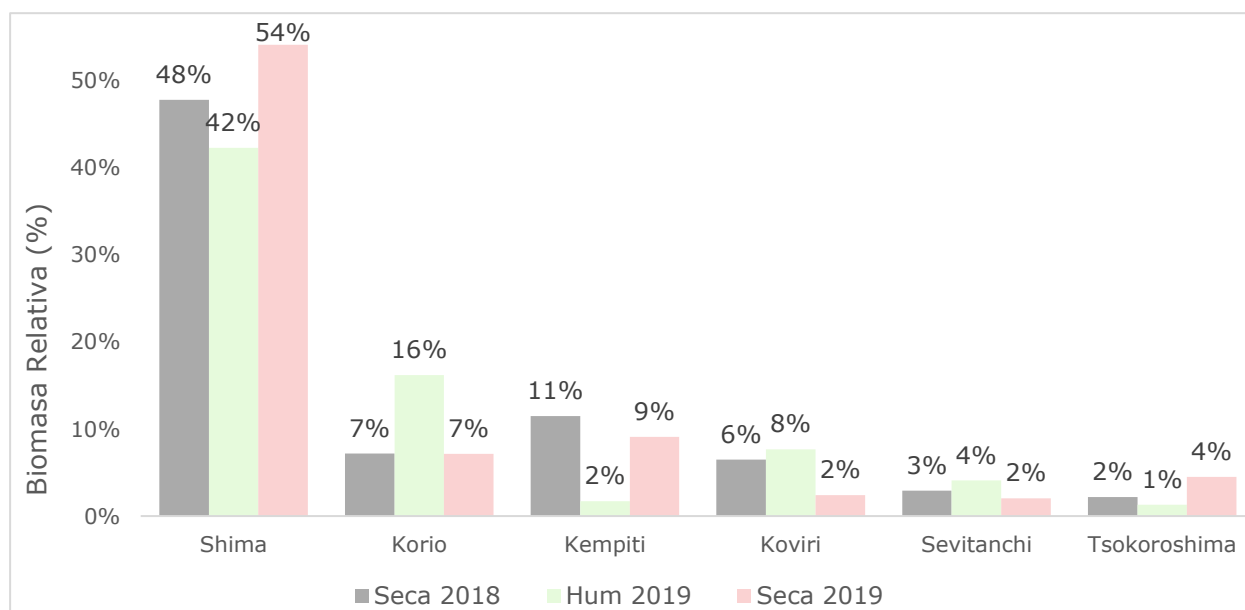


Figura 129: Biomasa relativa por temporada para las principales etnoespecies en Cashiriari

Otra etnoespecie de considerable biomasa relativa fue korio. Se obtuvo igual biomasa relativa en las dos temporadas secas (7%), mientras que fue más del doble en la temporada húmeda (16%).

De Kempiti, se observa un menor volumen de extracción en la temporada húmeda (2%); sin embargo, este se incrementó en las temporadas secas (11% en la 2018 y 9% en la 2019).

Koviri, etnoespecie conformada por *Salminus hilarii*, *S. iquitensis* y posiblemente otra del mismo género, mostró biomazas relativas bastante cercanas en los primeros dos primeros

monitoreos (6% en la Seca 2018 y 8% en la Húmeda 2019); sin embargo, disminuyó hasta un 2% en el último monitoreo de la temporada Seca 2019.

Sevitanchi (*Sorubim lima* y *Sorubim* spp.) mostró una ligera variación en sus biomásas entre las temporadas, siendo mayor en la temporada húmeda (4%) y menor en las temporadas secas (3% en la del 2018 y 2% en la del 2019).

Tsokoroshima (*Pimelodus ornatus*) tuvo biomásas relativas cercanas en los dos primeros monitoreos (2% en la Seca 2018 y 1% en la húmeda), luego creció abruptamente para la temporada Seca 2019 (4%).

En general, se observó que para shima, korio y kempiti hay variaciones muy marcadas en las biomásas que contribuyeron entre las temporadas secas y húmedas. En cambio, para sevitanchi no se observó ese cambio tan marcado. Peculiarmente, tanto koviri como tsokoroshima mostraron variaciones muy abruptas hacia el último monitoreo: para koviri la variación fue de 2% entre el primer y segundo monitoreo, y luego de 6% entre el segundo y tercer monitoreo; en tanto que para tsokoroshima la primera variación fue de 1% y luego pasó a 3%.

3.2.7 Captura por Unidad de Esfuerzo

3.2.7.1 Análisis por Faenas

La capturada por pescador por faena, en la que se incluyó todos los aparejos usados en una misma faena, mostró tener valores promedio de muy amplia variación (Tabla 47). Así, se tiene que, en una faena en la temporada Seca 2018, un pescador pudo extraer valores tan bajos como 7.5 gramos hasta valores muy altos como 7.5 kilos aproximadamente. De igual modo, en las temporadas Húmeda 2019 y Seca 2019 la variación fue 5.9 kilos aproximadamente entre lo mínimo y lo máximo que un pescador pudo extraer en una faena.

Tabla 47: CPUE en gramos por pescador por faena para cada temporada en Cashiriari

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	155	81	98
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	7.50	18.50	15.00
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	7401.50	6000.00	5935.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	1 133.11 ± 1364.79	776.3 ± 1025.43	1 098.66 ± 1161.28

A través de la prueba de Kruskal-Wallis, se demostró que no todas las temporadas son significativamente iguales al contrastar sus medianas ($p= 0.009113$). El análisis posterior entre pares demostró que las temporadas secas 2018 y 2019 son las únicas semejantes en sus medianas, como se observa en la siguiente figura y tabla.

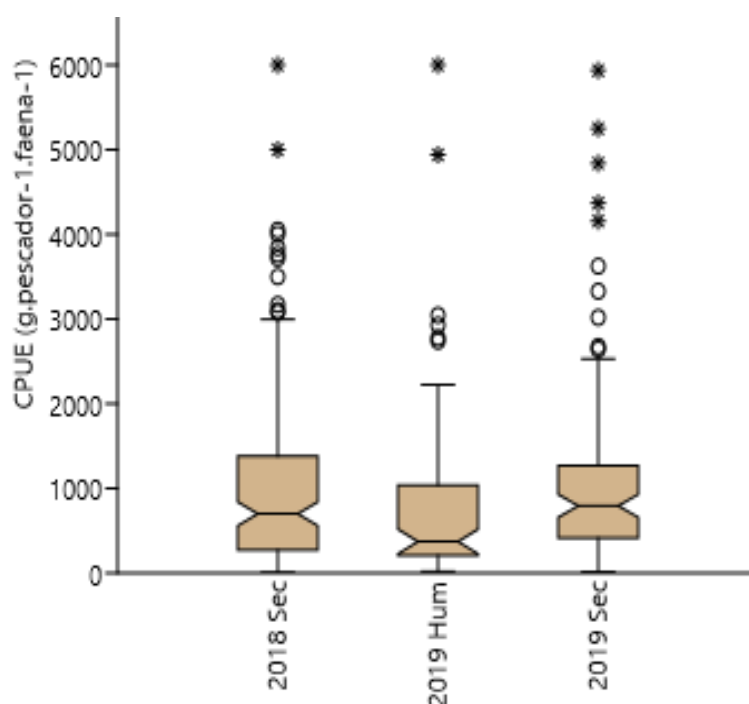


Figura 130: CPUE en gramos por pescador por faena para cada temporada en Cashiriari. Distribución de medianas, valores mínimos, máximos y atípicos

Tabla 48: CPUE en gramos por pescador por faena para cada temporada en Cashiriari

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Mediana (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	700	373	794
Percentil 25 (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	272.5	209.335	415.75
Percentil 75 (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	1379.5	1038.75	1269.625

3.2.7.2 Análisis por Aparejo

A continuación, se presentan los resultados analizados por separado según el esfuerzo que cada tipo de aparejo requiere. En el caso del anzuelo y el triki, ambos tuvieron como unidad de esfuerzo la interacción de número de pescadores por número de horas. En cambio, la tarrafa tuvo como unidad de esfuerzo la interacción entre el número de pescadores y el número de lances o eventos.

Anzuelo

A partir de toda la biomasa extraída con anzuelo, se observó que la CPUE fue ampliamente variada en cada temporada. Así, los mínimos valores registrados estuvieron entre 6 y 22 gramos por persona por hora aproximadamente (Tabla 49). Sin embargo, los máximos valores estuvieron entre 461 gramos hasta 5 kilos por persona por hora.

Tabla 49: CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en la CN Cashiriari en gramos por pescador por hora

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	46	37	24
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	9.00	6.17	22.88
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	5000.00	461.33	1187.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	371.16 ± 780.32	138.85 ± 116.73	412.49 ± 362.53

A fin de normalizar los valores obtenido, se hizo una transformación logarítmica. El análisis estadístico indicó que el promedio de CPUE por faena no fue significativamente semejante entre todas las temporadas ($p= 0.0008278$). Luego, a partir de comparaciones múltiples, se observó que sólo las temporadas secas eran semejantes en los promedios de CPUE. La siguiente figura muestra el promedio y el error estándar para el logaritmo de los valores de CPUE (Figura 131).

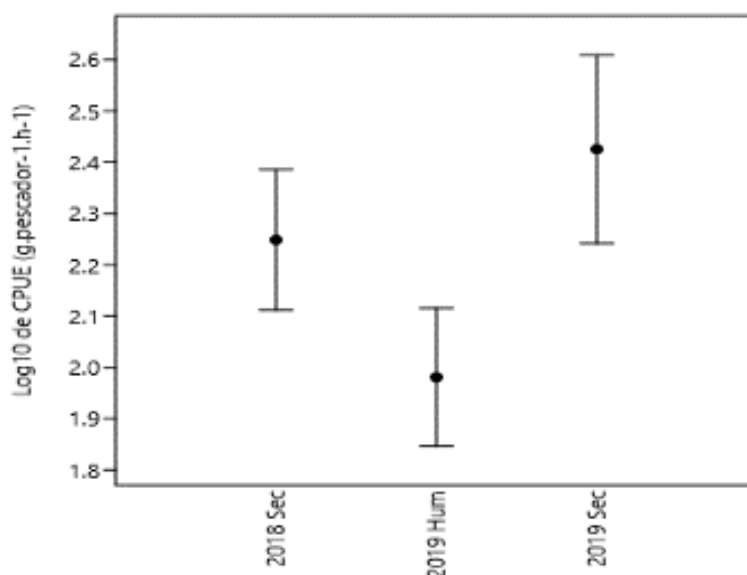


Figura 131: Comparación de CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en la CN Cashiriari. Distribución del promedio y error estándar del log₁₀ de CPUE.

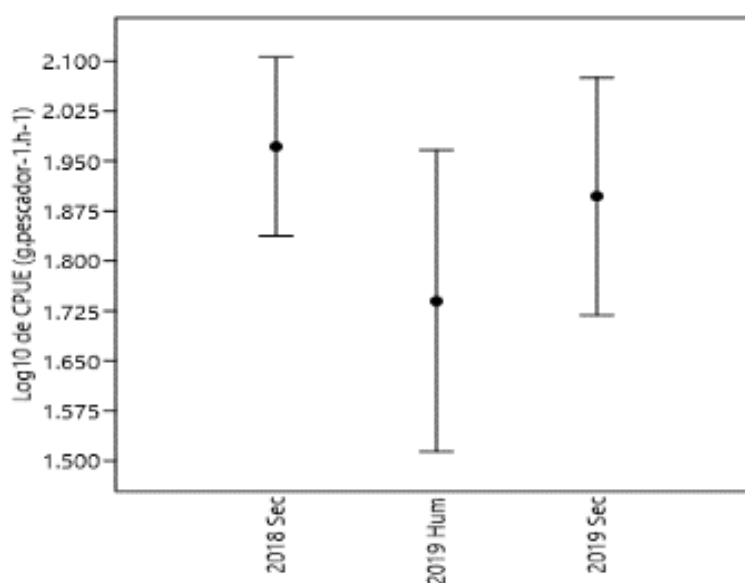
Triki

El análisis de toda la biomasa extraída con triki mostró que la CPUE fue muy variada en cada temporada. Así, los mínimos valores registrados estuvieron entre 3.58 y 6 gramos por persona por hora (Tabla 50). En el otro extremo, los máximos valores fueron entre 253.75 gramos hasta 1.6 kilos por persona por hora.

Tabla 50: CPUE utilizando triki para cada temporada en Cashiriari en gramos por pescador por hora

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	59	17	40
CPUE Mínima (g x pescador-1x hora-1)	6.00	4.00	3.58
CPUE Máxima (g x pescador-1x hora-1)	1626.00	253.75	676.50
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador-1x hora-1)	199.43 ± 324.66	85.98 ± 77.31	146.2 ± 146.72

Debido a la gran variabilidad, se hizo una transformación logarítmica de los datos, los cuales indicaron que el promedio de CPUE por faena fue significativamente semejante entre las tres temporadas ($p=0.2893$), lo cual se puede apreciar en la Figura 132, donde se observa los promedio más el error estándar.

**Figura 132: Comparación de CPUE utilizando triki para cada temporada en Cashiriari. Distribución del promedio y error estándar del \log_{10} de CPUE.**

Tarrafa

Del total de biomasa extraída con tarrafa, la variación de la CPUE extraída en cada temporada fue amplia. Los valores mínimos estuvieron entre menos de medio gramo y casi 4 gramos por pescador por lace de la tarrafa (Tabla 51). En tanto, los valores máximos estuvieron entre 385 y 900 gramos por unidad de esfuerzo aproximadamente.

Tabla 51: CPUE utilizando tarrafa para cada temporada en Cashiriari en gramos por pescador por lance

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	50	28	29
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	0.23	3.73	1.50
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	385.21	400.00	908.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	59.92 ± 74.46	62.79 ± 99.68	70.06 ± 166.04

A través de la normalización de valores con logaritmo, el análisis estadístico indicó que el promedio de CPUE por faena con tarrafa fue significativamente semejante entre las tres temporadas ($P=0.7928$) (Figura 133).

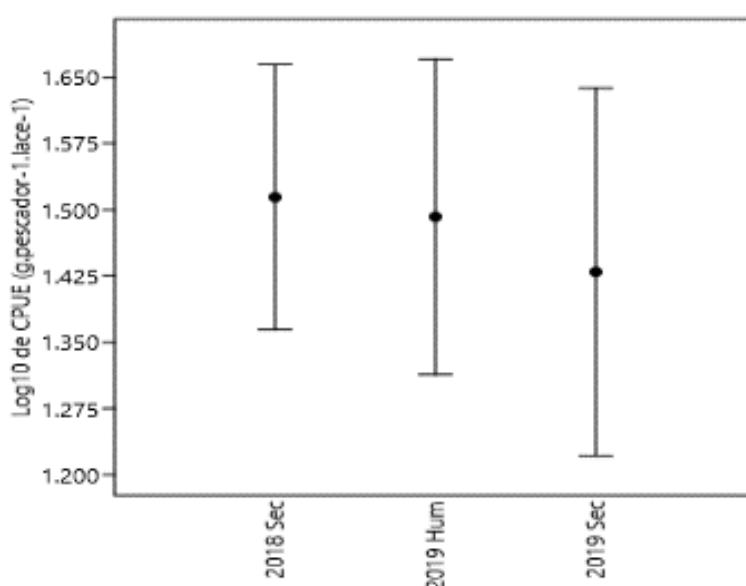


Figura 133: Comparación de CPUE utilizando tarrafa para cada temporada en Cashiriari. Distribución del promedio y error estándar del log₁₀ de CPUE

3.3 CN TICUMPINIA

3.3.1 Cantidad de Actividades de Pesca en Ticumpinia

Se observó que el número total de días de pesca aumentó a lo largo de las temporadas (Figura 134), primero aumentó en 17 días y luego aumentó en 7 días. En tanto, el número total de faenas mostró un patrón distinto, ya que primero disminuyó en 7 faenas y luego aumentó en 3 faenas.

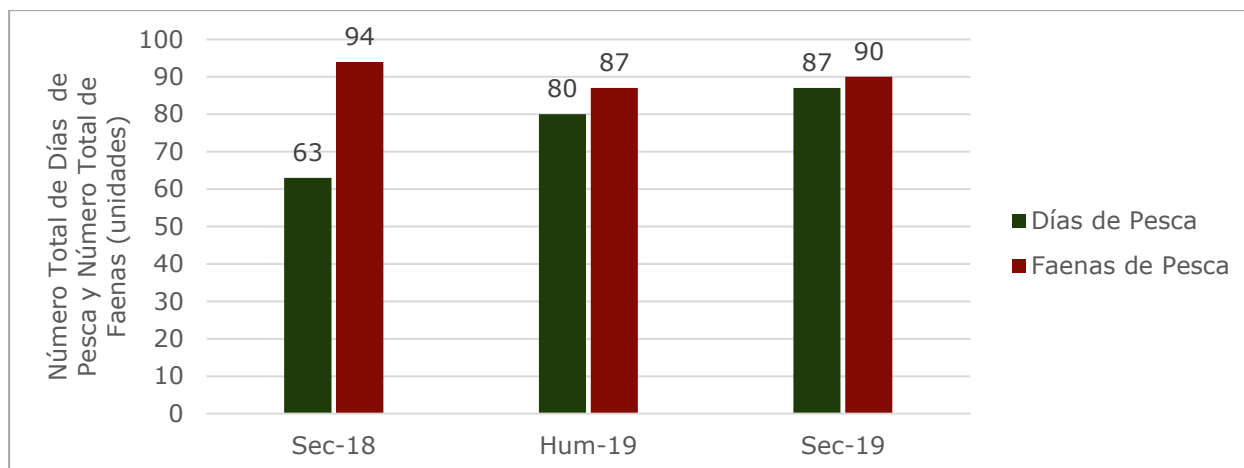


Figura 134: Número total de días y Número total de faenas por temporada en Ticumpinia

Respecto a la relación de faenas por día de pesca, esta fue cercana a la unidad: 1.3 faenas por día de pesca en la temporada Seca 2018, y 1.2 faenas por día de pesca tanto en la temporada Húmeda 2019 como en la temporada Seca 2019.

En general, se observó poca variación de las actividades de pesca entre temporadas.

3.3.2 Frecuencia de Uso de los Aparejos en Ticumpinia

Se registró el uso de 4 tipos de aparejos durante todo el monitoreo: anzuelo, barbasco, tarrafa y triki (Figura 135).

El barbasco fue el aparejo menos usado, ya que sólo se registró en la temporada 2019 seco y con una frecuencia cercana a la unidad.

El aparejo más utilizado fue la tarrafa; la mínima frecuencia fue cerca de 64% durante la temporada Húmeda 2019; mientras que en las temporadas seca fueron mayores, entre 80 y 70% aproximadamente.

El anzuelo fue el segundo aparejo más usado. Se observó que su frecuencia fue mayor en la temporada húmeda, cerca del 35%; en tanto, en las temporadas secas fueron menos de la mitad, cerca de 11 y 16% entre el 2018 y 2019.

En el caso de triki, sólo se observó su uso en las temporadas secas; siendo mayor en la temporada Seca 2018 que en la 2019.

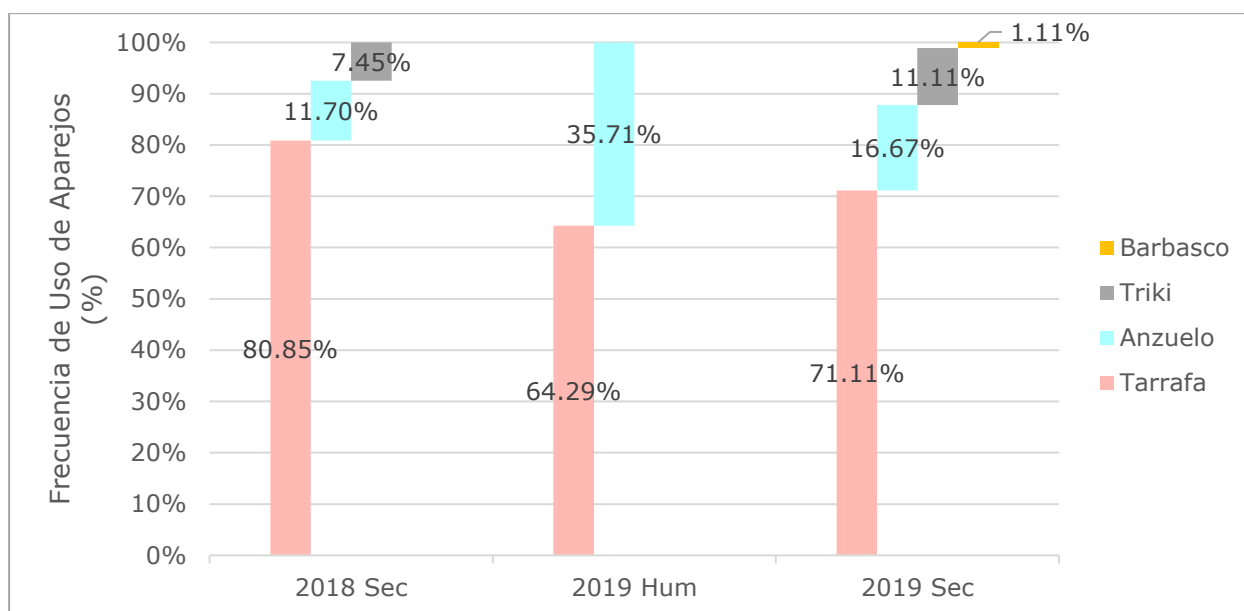


Figura 135: Frecuencia de uso de aparejos por temporada en Ticumpinia

3.3.3 Participación de los Pescadores en Ticumpinia

El promedio del número de pescadores que utilizó anzuelo fue cercano a la unidad y con una baja variabilidad (Tabla 52). Se observó un ligero aumento en la temporada húmeda en contraste con las temporadas secas (Figura 136). El contraste de las medianas, a través de una prueba Kruskal-Wallis, reveló que no hay diferencias significativas entre las temporadas respecto a sus medianas ($p=0.3517$).

En el caso de tarrafa, el promedio del número de pescadores que lo usaron por faena fue cercano a 2 y con una variabilidad baja (Tabla 52). Se observó un ligero aumento a lo largo de las temporadas, siendo la más baja en la temporada Seca 2018 y la más alta en la Seca 2019. A través de la prueba de Kruskal-Wallis ($p=0.0033$), se confirmó que hubo diferencias significativas entre las medianas de las temporadas secas; sin embargo, sí hubo semejanza entre la temporada Seca 2018 y la Húmeda 2019, de igual modo, entre la temporada Húmeda 2019 y la Seca 2019.

Triki registró un promedio cercano a 2 pescadores usando ese aparejo por faena. Si bien se observó que en la temporada Seca 2018 el promedio fue mayor a la Seca 2019, el contraste de sus medianas a través de una prueba de Mann-Whitney demostró que son semejantes respecto a sus medianas ($p=0.3545$).

Barbasco sólo tuvo un registro en la temporada Seca 2019, el cual fue igual a 5 personas utilizando ese aparejo.

Tabla 52: Número de pescadores que usaron un mismo tipo de aparejo por faena comparado entre temporadas en Ticumpinia (Promedio \pm Desviación estándar)

	Anzuelo	Barbasco	Tarrafa	Triki
2018 Sec	1.09 \pm 0.30	-	1.51 \pm 0.50	2.43 \pm 0.53
2019 Hum	1.27 \pm 0.58	-	1.67 \pm 0.48	-
2019 Sec	1.20 \pm 0.56	5 \pm 00	1.81 \pm 0.50	2.2 \pm 0.42

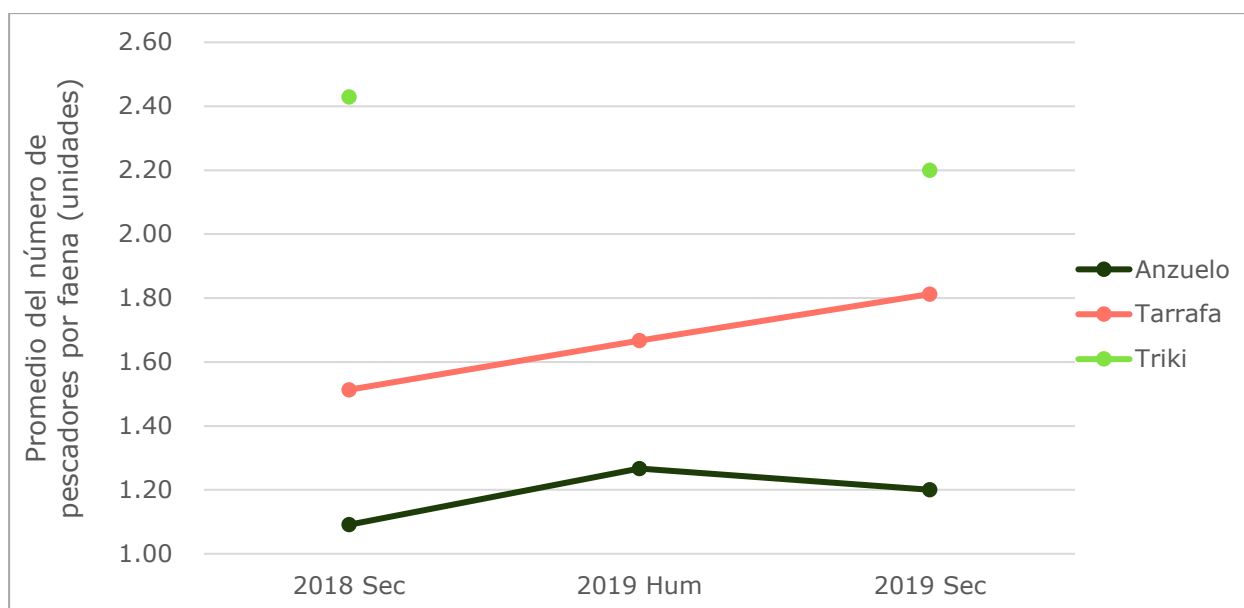


Figura 136: Promedio del número de pescadores que usaron un mismo tipo de aparejo por faena comparado entre temporadas en Ticumpinia

3.3.4 Riqueza de Etnoespecies en Ticumpinia

Durante todo el monitoreo, se registró un total de 37 etnoespecies. En la temporada Seca 2018 se registró 19 etnoespecies, luego aumentó en la temporada húmeda a 26 y en hacia la temporada Seca 2019 disminuyó ligeramente a 25 etnoespecies (Figura 137).

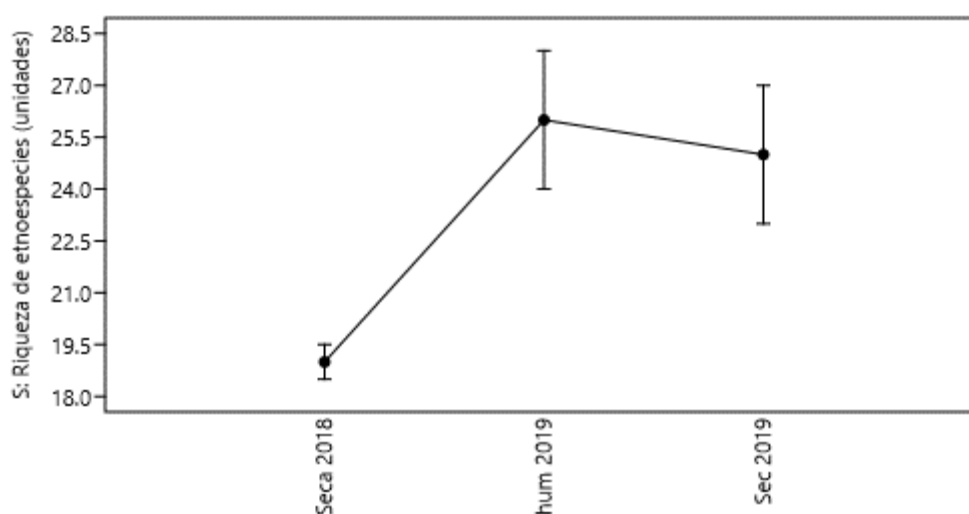


Figura 137: Riqueza de especies registrados en cada temporada para Ticumpinia más el intervalo de confianza al 95%

Resaltó que hubiese riquezas tan distintas entre las dos primeras temporadas a pesar que los números de faenas de pesca por temporada fueron bastante semejantes, como se vio en la sección 3.3.1.

A fin de contrastar la potencial riqueza de especies ante una igual captura entre las tres temporadas, se aplicó la curva de rarefacción (Figura 138). En la curva de rarefacción, un corte a nivel de 450 individuos aproximadamente, mostró que en la temporada húmeda se

hubiese tenido la mayor riqueza de especies, seguido de la temporada Seca 2019 y bastante cerca la temporada Seca 2018.

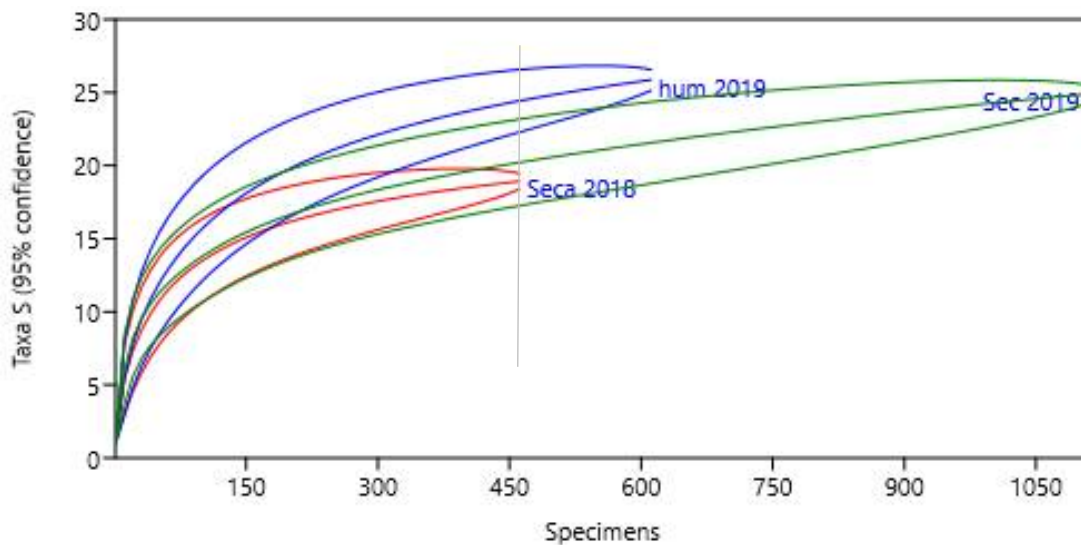


Figura 138: Curva de rarefacción por individuos para las tres temporadas en Ticumpinia

3.3.5 Abundancia Relativa de Etnoespecies en Ticumpinia

A lo largo de todo el monitoreo, las familias colaboradoras extrajeron un total de 2230 peces. De la abundancia relativa total, 7 etnoespecies representaron juntas el 86% del total de peces extraídos; mientras que 30 etnoespecies correspondieron en conjunto el 14% de los peces extraídos, mientras que cada uno tuvo abundancias relativas totales menores a 2.2% (Figura 139).

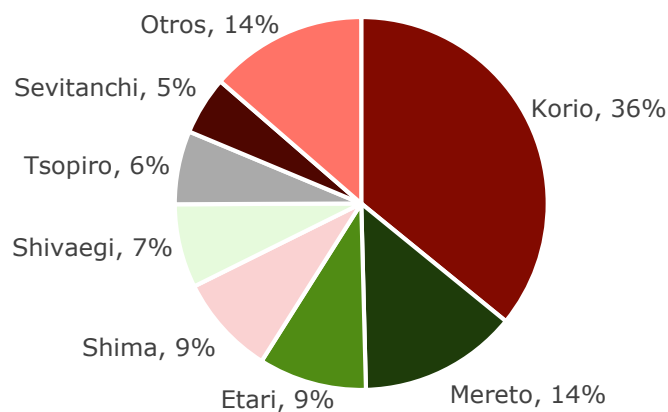


Figura 139: Abundancia relativa total para Ticumpinia

Korio (*Pimelodus blochii*, *P. pictus* y *P. maculatus*) registró la mayor abundancia en promedio entre todas las temporadas. Se observó que en ambas temporadas secas las abundancias relativas fueron menores que en la temporada húmeda. La temporada Seca 2018 fue menor que la temporada Seca 2019 en 13%.

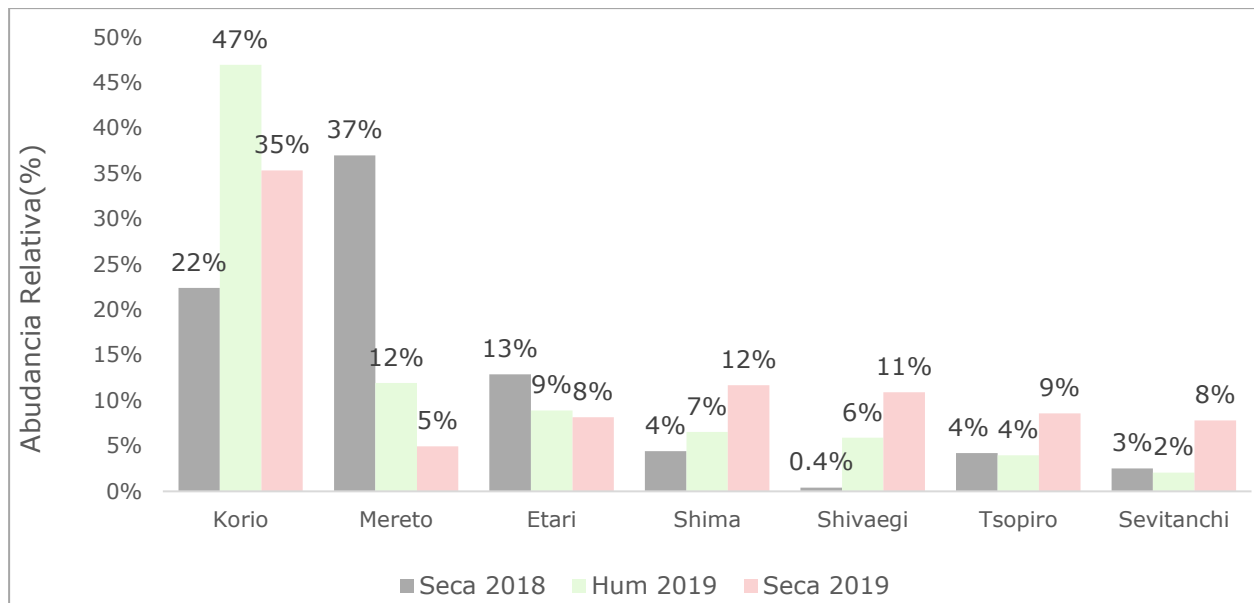


Figura 140: Abundancia relativa por temporada para las principales etnoespecies en Ticumpinia

Mereto, compuesto principalmente por *Astyanax bimaculatus* y *Astyanax maximus*, mostró una disminución marcada a lo largo de las temporadas. Primero tuvo una disminución igual al 25% y luego igual al 7%.

Etari, una etnoespecie compuesta por loricáridos, mostró también un patrón de disminución entre temporadas, aunque poco pronunciado. Primero disminuyó en 4% y luego en 1%.

Shima (*Prochilodus nigricans*) fue la cuarta especie con mayor abundancia relativa. A diferencia de las anteriores, mostró un aumento progresivo, primer en 3% y luego en 5%.

Shivaegi, que agrupa a especies de al menos 6 géneros de carácidos, tuvo únicamente 2 registros en la temporada Seca 2018 (0.4% del total); sin embargo, aumentó a 6% hacia la temporada húmeda 2018 y a 11% hacia la temporada Seca 2019.

Tsopiro, que agrupa a varios géneros de loricáridos, registró iguales abundancias relativas en las dos primeras temporadas, luego aumentó a 9% en la temporada Seca 2019.

Sevitanchi (*Sorubim lima* y *Sorubim* spp.) fue la séptima etnoespecie con mayor abundancia relativa promedio. Entre la temporada Seca 2018 y la Húmeda 2019 registró una variación de 1%, y luego aumentó en 6% hacia la temporada Seca 2019.

De las etnoespecies con mayor abundancia relativa promedio, se observó que korio fue el único que mostró un aumento y disminución al pasar entre los ciclos de las temporadas seca y húmeda. En Mereto, etari, shima y shivaegi se observó un aumento o disminución progresivo. En cambio, en tsopiro y sevitanchi se observó que las dos primeras temporadas consecutivas tuvieron prácticamente la misma abundancia relativa para luego aumentar hacia el último monitoreo.

3.3.6 Biomasa Relativa por Etnoespecie en Ticumpinia

Durante todo el monitoreo, las familias colaboradoras registraron una extracción total de 206.81 kilogramos de pescado. De ese total, 8 etnoespecies contribuyeron con el 81% de la biomasa relativa total (Figura 141). En tanto, otras 29 etnoespecies sumaron el 19% de la restante biomasa relativa total. Cada una de las otras 29 etnoespecies presentó biomazas relativas menores al 3%

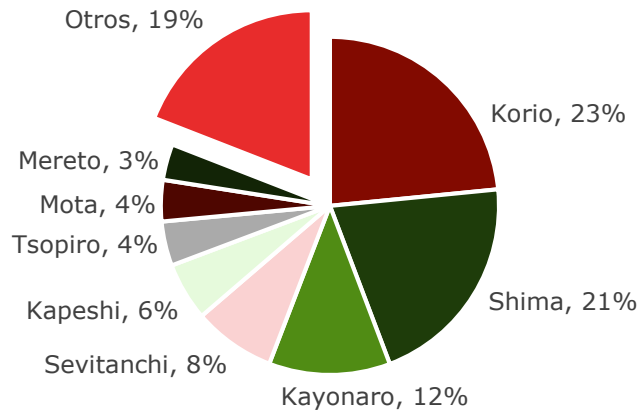


Figura 141: Biomasa relativa por temporada en Ticumpinia

Korio fue una de las principales etnoespecies ya que contribuyó en cerca de la cuarta parte del total de la biomasa extraída (Figura 141). Asimismo, se observó que hubo una marcada diferencia entre las temporadas seca y húmeda respecto a la biomasa relativa que se extrajo. La diferencia fue tal que el paso entre una temporada seca y húmeda, y viceversa, significó una variación de casi la mitad de la biomasa extraída.

Shima fue la segunda etnoespecie con mayor contribución, ya que esta también aportó cerca de la cuarta parte de la biomasa total. Se observó que hubo un aumento progresivo a lo largo de todo el monitoreo, primero aumento en 9% y luego en 5% hacia el último monitoreo.

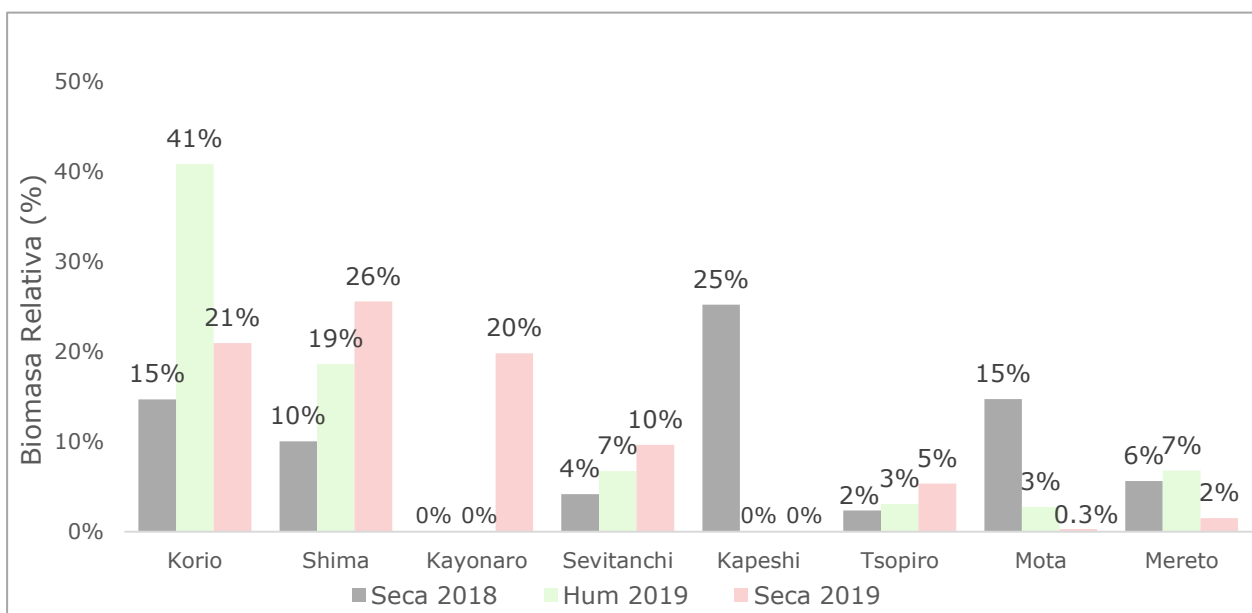


Figura 142: Biomasa relativa por temporada para las principales etnoespecies Ticumpinia

Kayonaro (*Pseudoplatystoma fasciatum*) y kapeshi (*Brachyplatystoma juruense*) fueron reportadas únicamente en una temporada en todo el monitoreo y en esa temporada contribuyeron en gran parte en la biomasa relativa. En el caso de kayonaro, su registro fue en la temporada Seca 2019 y contribuyó en el 20% de la biomasa de toda esa temporada. En el caso de kapeshi, su registro también fue en la temporada seca, pero del 2018, y contribuyó con el 25% de la biomasa de esa temporada.

Sevitanchi y tsopiro mostraron aumentos progresivos en su contribución a la biomasa a lo largo de los monitoreos. Sevitanchi tuvo dos incrementos seguidos iguales a 3%; mientras que tsopiro tuvo un primer incremento del 1% y luego de 2%.

Mota, que agrupa a *Calophysus macropterus* y otros pimelodidos, tuvo un descenso muy marcado entre la temporada Seca 2018 y la Húmeda 2019; su biomasa relativa disminuyó en el 12%, es decir, más de las tres cuartas partes. Luego, hacia la temporada Seca 2019 volvió a disminuir su biomasa a casi 0%, ya que sólo se tuvo un registro de un individuo en esa temporada.

Mereto mostró un incremento inicial del 1% entre la temporada Seca 2018 y la temporada Húmeda 2019, luego mostró un descenso en del 5%.

3.3.7 Captura por Unidad de Esfuerzo

3.3.7.1 Análisis por Faenas

Los promedios de las capturas por pescador por faena, incluyendo todo tipo de aparejo, fueron cercanos entre las temporadas secas 2018 y Húmeda 2019, incluso los valores de sus desviaciones estándares; en tanto, el promedio de la temporada Seca 2019 fue más del doble de las temporadas previas (Tabla 53).

Tabla 53: CPUE en gramos por pescador por faena para cada temporada en Ticumpinia

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	79	67	82
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	6.32	7.00	30.00
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	3000.00	2218.00	8000.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	323.64 ± 479.62	363.91 ± 445.77	740.97 ± 1095.05

Luego de ejecutar una transformación logarítmica para lograr la normalidad de los datos, se observó a través de las pruebas de ANOVA y Tuckey que sólo las temporadas Seca 2018 y Húmeda 2019 fueron significativamente semejantes ($p=0.6427$ para Tuckey), en tanto el resto de contrastes entre pares no eran significativamente semejantes ($p<0.05$), como se observa en siguiente figura.

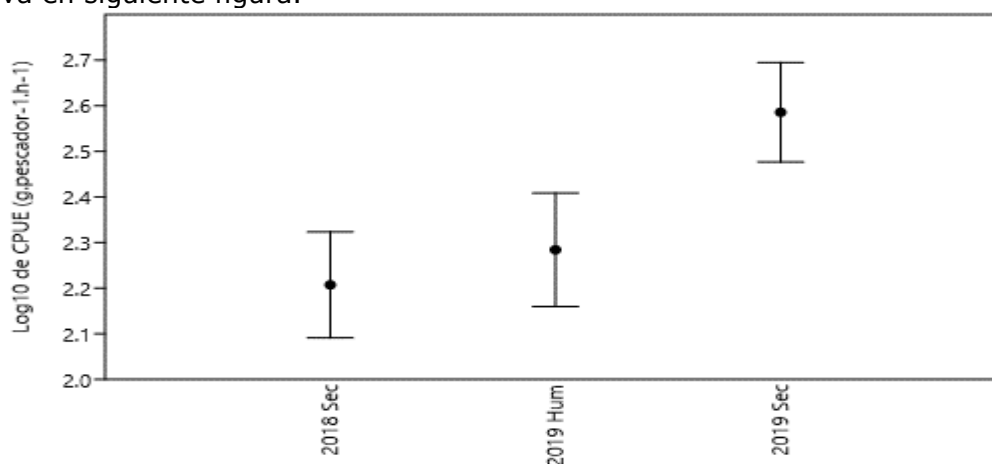


Figura 143: CPUE en gramos por pescador por faena para cada temporada en Ticumpinia. Distribución del promedio y error estándar del \log_{10} de CPUE

3.3.7.2 Análisis por Aparejo

A continuación, se presentan los resultados analizados por separado según el esfuerzo que cada tipo de aparejo requiere. En el caso del anzuelo y el triki, ambos tuvieron como unidad de esfuerzo la interacción de número de pescadores por número de horas. En cambio, la tarrafa tuvo como unidad de esfuerzo la interacción entre el número de pescadores y el número de lances o eventos.

Anzuelo

Para este análisis, se omitió un valor extremo correspondiente a una faena de pesca, en la cual sólo se extrajo un kayonaro (*Pseudoplatystoma fasciatum*) de 16 kilogramos y por única vez en todo el monitoreo (5 de octubre de 2019).

Se observó que las faenas (N) en cada temporada fueron pocas en las temporadas secas (9 y 11), mientras que en la temporada húmeda fue más del doble (27).

Las capturas por pescador por hora de actividad con anzuelo mostraron promedios cercanos entre las temporadas Seca 2018 y Seca 2019 (240 y 245 g x pescador⁻¹.faena⁻¹, respectivamente), mientras que la temporada húmeda tuvo un valor inferior (154 g x pescador⁻¹.faena⁻¹) (Tabla 54).

Resaltó la correspondencia entre la mayor cantidad de faenas y menor captura por unidad de esfuerzo observado en la temporada Húmeda 2019.

Tabla 54: CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en Ticumpinia en gramos por pescador por hora

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	9.00	27.00	11.00 ⁵
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	36.00	7.00	56.33
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	526.50	697.00	410.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	240.19 ± 172.48	154.45 ± 189.93	245.76 ± 138.27

Por otro lado, al no lograr la normalidad de los datos incluso sin el valor extremo, se realizó la prueba de Kruskal-Wallis. Así se observó que no existieron diferencias significativas entre las medianas de las tres temporadas ($p=0.05625$).

⁵ El número de faenas reales fueron 12; sin embargo, se restó una debido al valor extremo del registro de kayonaro (*Pseudoplatystoma fasciatum*).

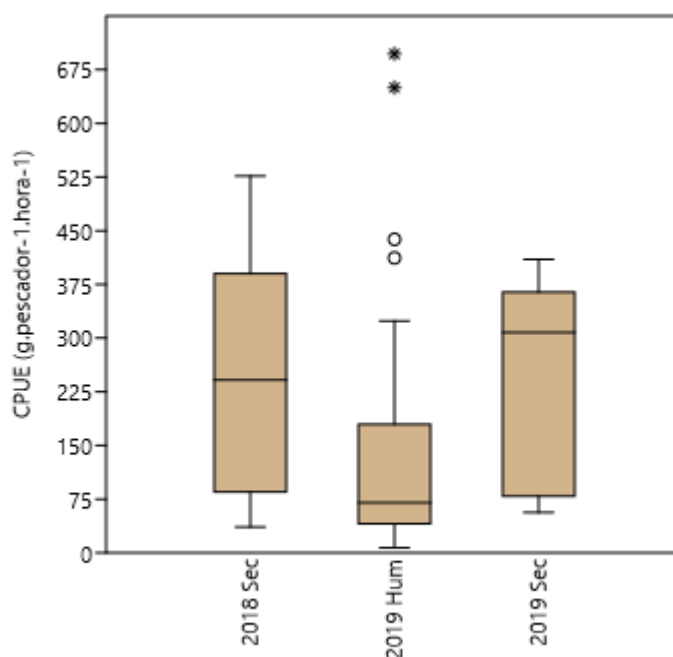


Figura 144: Comparación de CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en Ticumpinia. Distribución de medianas, valores mínimos, máximos y atípicos.

Tarrafa

La captura por pescador por hora de actividad con tarrafa fue cercana entre las temporadas Seca 2018 y Húmeda 2019 (29 y 26 g x pescador⁻¹x hora⁻¹, respectivamente), mientras que la temporada Seca 2019 registró más del doble que los anteriores (64 g x pescador⁻¹x hora⁻¹) (Tabla 55).

Tabla 55: CPUE utilizando tarrafa para cada temporada en Ticumpinia en gramos por pescador por lance

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	66	38	55
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	0.33	0.13	0.49
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	888.50	97.83	808.80
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	29.45 ± 108.79	26.36 ± 25.64	63.95 ± 130.91

Debido a que no se logró la normalidad de los datos, se aplicó las pruebas de Kruskal-Wallis y Dunn; las cuales mostraron que la mediana de la temporada húmeda fue significativamente semejante con las temporadas Seca 2018 ($p=0.4448$) o con la Seca 2019 ($p=0.154$); sin embargo, no hubo semejanza entre ambas temporadas secas ($p=0.01391$). En la siguiente figura se aprecia que la temporada húmeda al ubicarse entre las temporadas secas puede asemejarse a cada una independientemente, pero que ambas temporadas secas poseen medianas muy distantes. En la Figura 145 se observa la distribución de datos; obsérvese que los valores atípicos superiores se ubican bastante por encima de los atípicos inferiores, motivos por el cual la gráfica está dividida.

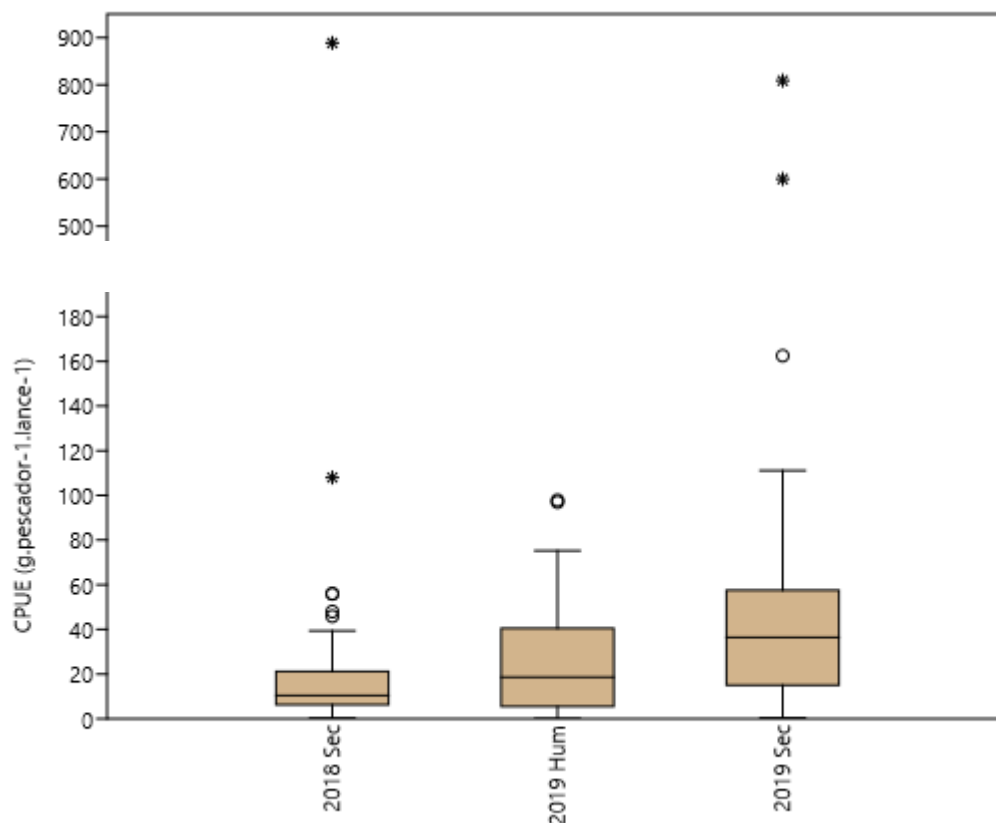


Figura 145: Comparación de CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en Ticumpinia. Distribución de medianas, valores mínimos, máximos y atípicos.

3.4 CN SHIVANKORENI

3.4.1 Cantidad de Actividades de Pesca en Shivankoreni

El número total de días con actividades de pesca disminuyó en 24 unidades entre la primera y la segunda temporada, luego aumentó en 4 días para la última temporada (Figura 146). El total de faenas por temporada tuvo un mayor cambio entre la primera y la segunda temporada, ya que disminuyó en 54 unidades; en tanto que entre la segunda y la tercera temporada hubo un aumento de 15 faenas.

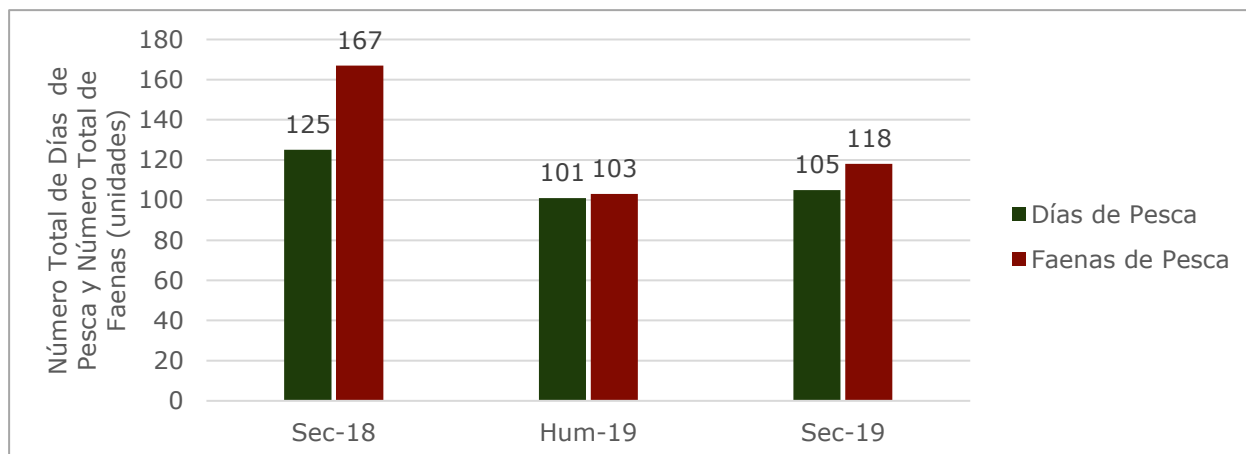


Figura 146: Número total de días y Número total de faenas por temporada en Shivankoreni

La relación de faenas por día de pesca fue cercana a la unidad: 1.3 faenas por día de pesca en la temporada Seca 2018, 1 faena por día de pesca en la temporada Húmeda 2019, y 1.1 faenas por días de pesca en la temporada Seca 2019.

3.4.2 Frecuencia de Uso de los Aparejos en Shivankoreni

Se registró el uso de 7 tipos de aparejos durante todo el monitoreo: flecha, huasapa, tarrafa, triki y varantia (Figura 147).

Cuatro aparejos fueron utilizados constantemente a lo largo de las tres temporadas; en tanto, tres mostraron usos intermitentes y muy poco frecuentes.

La varantia, que es en esencia un anzuelo sujetado a una vara de madera, sólo fue utilizado en la temporada húmeda 2018 y con una frecuencia cercana al 10%. La flecha sólo fue utilizada en la temporada Seca 2019 y con una frecuencia cercana al 7%. La huasapa, que es un tipo de tridente, fue utilizado consecutivamente entre la temporada Seca 2018 y la Húmeda 2019, y en ambos casos con una frecuencia menos a 1%.

Entre los aparejos de uso constante, el barbasco mostró la menos frecuencia en las tres temporadas; en las temporadas secas 2018 y 2019 la frecuencia fue menor al 1%, pero en la temporada seca subió hasta cerca del 3%.

Triki y tarrafa registraron frecuencias de usos bastantes cercanos y en ambos casos con un patrón similar, mayor frecuencia en las temporadas secas y menor en la húmeda. Tanto triki como tarrafa disminuyeron cerca de un 5% de la temporada Seca 2018 a la Húmeda 2019; y aumentaron un 2 y 1% hacia la temporada Seca 2019, respectivamente.

Anzuelo fue el aparejo más utilizado en las tres temporadas, ya que su frecuencia se mantuvo entre cerca del 56% en la temporada húmeda, variando en 2 y 1% en las temporadas secas 2018 y 2019, respectivamente.

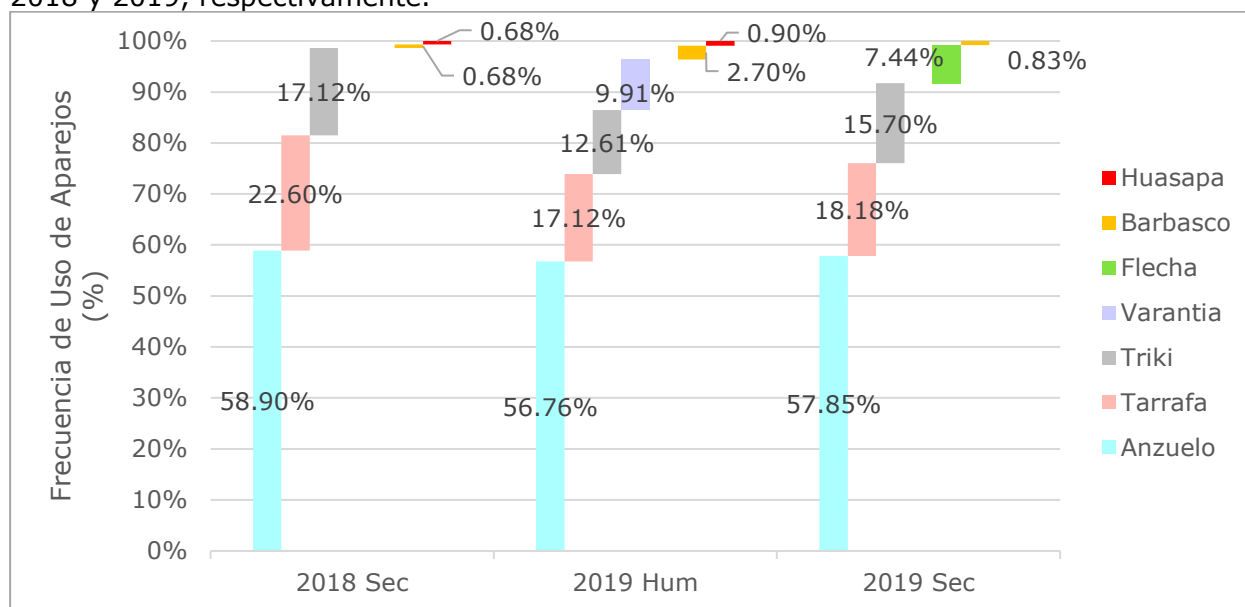


Figura 147: Frecuencia de uso de aparejos por temporada en Shivankoreni

3.4.3 Participación de los Pescadores en Shivankoreni

El promedio del número de pescadores que utilizó anzuelo por faena fue de 2 pescadores aproximadamente y con una variabilidad baja (Tabla 56 y Figura 148). A través de la prueba de Kruskal-Wallis, se observó que las medianas de las tres temporadas fueron semejantes ($p=0.2315$).

Para el barbasco, el promedio del número de pescadores aumentó a lo largo de las temporadas (Tabla 56 y Figura 148). En este caso no se ejecutó una prueba estadística dado la baja cantidad de registros.

El promedio de pescadores para el uso de tarrafa por faena estuvo entre 1 y 2 pescadores, y en ambos casos la variabilidad también fue baja (Tabla 56 y Figura 148). La prueba de Kruskal-Wallis demostró que no hubo diferencias significativas entre las tres temporadas respecto a su mediana ($p=0.070$).

El número de pescadores que usó triki registró en promedio valores cercanos a 2, con baja variabilidad (Tabla 56 y Figura 148). El contraste de sus medianas a través de la prueba de Kruskal-Wallis mostró que no hubo diferencias significativas entre ellas ($p=0.660$).

Huasapa, que es un tipo de tridente, se tuvo sólo registros para las temporadas consecutivas Seca 2018 y Húmeda 2019, y en ambos casos sólo fue un registro, 1 y 2 pescadores, respectivamente.

En el caso de varantia y flecha, se obtuvo registros sólo en una temporada cada uno. Para varantia, los 11 registros obtenidos reportaron que este aparejo siempre fue utilizado por 2 pescadores por faena, todos ellos en la temporada Húmeda 2019. En el caso del número de pescadores que usaron flecha, de los 9 registros totales de la temporada Seca 2019, ocho fueron de 2 pescadores por faena y uno fue de 1 pescador por faena.

Tabla 56: Número de pescadores que usaron un mismo tipo de aparejo por faena comparado entre temporadas en Shivankoreni (Promedio \pm Desviación Estándar)

	Anzuelo	Barbasco	Tarrafa	Triki	Huasapa	Varantia	Flecha
2018 Sec	1.88 \pm 1.01	1 \pm 00	1.45 \pm 0.51	1.84 \pm 0.37	1 \pm 00	-	-
2019 Hum	1.76 \pm 0.78	2 \pm 10	1.68 \pm 0.48	1.79 \pm 0.43	2 \pm 00	2 \pm 0	-
2019 Sec	2.01 \pm 0.89	3 \pm 00	1.77 \pm 0.53	2.05 \pm 0.23	-	-	1.78 \pm 0.44

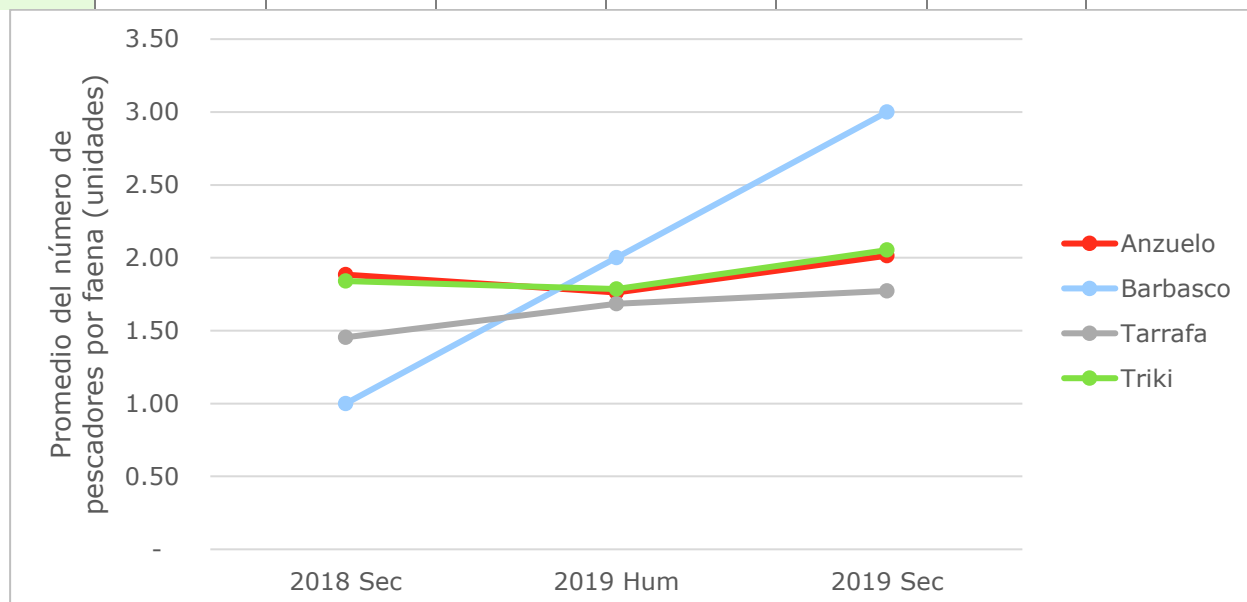


Figura 148: Promedio del número de pescadores que usaron un mismo tipo de aparejo por faena comparado entre temporadas

3.4.4 Riqueza de Etnoespecies en Shivankoreni

Durante todo el monitoreo, se registró un total de 40 etnoespecies. En la temporada Seca 2018 se registró 29 etnoespecies, en la temporada húmeda bajo a 22, y en la temporada Seca 2019 aumentó a 30 etnoespecies en cada una (Figura 149).

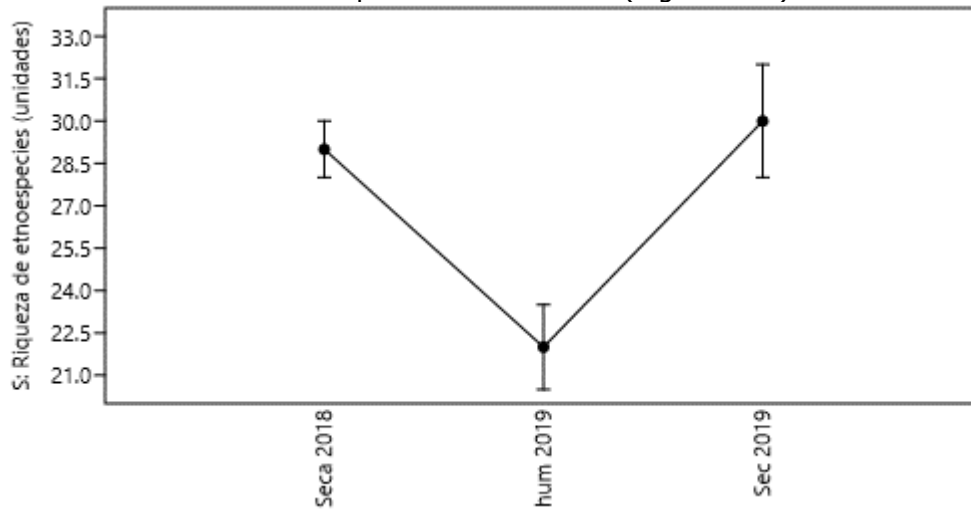


Figura 149: Riqueza de especies registrados en cada temporada para Shivankoreni más el intervalo de confianza al 95%

El patrón observado respecto a la riqueza de especies se asemeja al observado en el número total de faenas de pesca, ya que en ambos hay una notable disminución en la temporada húmeda respecto a las temporadas secas.

En la curva de rarefacción (Figura 150), para contrastar entre temporadas en caso se hubiese capturado igual cantidad de peces, se hizo un corte cerca de los 900 individuos y se observó que las dos temporadas secas tuvieron riquezas de especies muy cercanas, mientras que la riqueza de especies de la temporada húmeda fue menor.

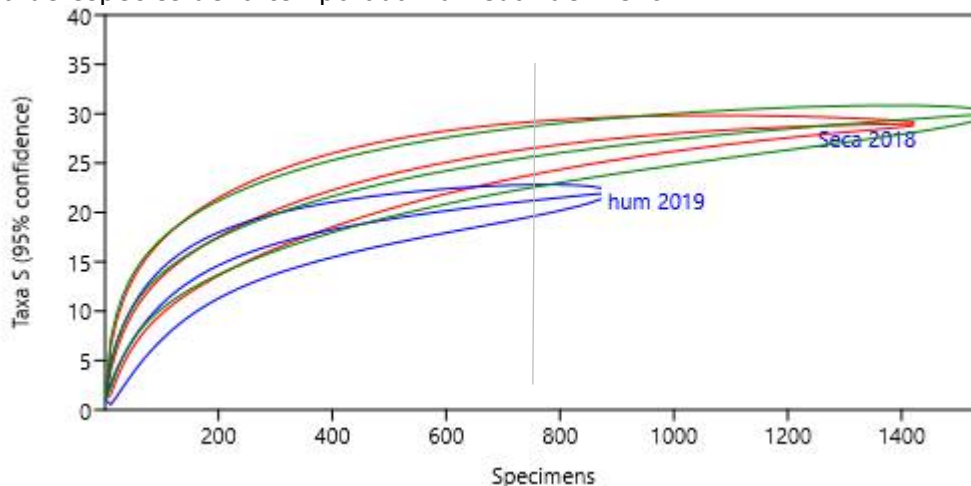


Figura 150: Curva de rarefacción por individuos para las tres temporadas en Shivankoreni

3.4.5 Abundancia Relativa de Etnoespecies en Shivankoreni

En todo el monitoreo, las familias colaboradoras de Shivankoreni extrajeron un total de 3 873 peces. Seis etnoespecies representaron juntas entre el 88% del total de la biomasa relativa. En tanto, 34 etnoespecies tuvieron abundancias relativas totales menores al 2% cada una, y en conjunto representaron el 12% de la abundancia relativa total (Figura 151).

Korio (*Pimelodus blochii*, *P. pictus* y *P. maculatus*) tuvo la mayor abundancia relativa total para todo el monitoreo, cercano al 66%. Seguido estuvo shima (*Prochilodus nigricans*) con 9% aproximadamente, kapararo (*Triportheus angulatus* y *Triportheus* spp.) con 4%, y etari y sevitanchi con 3% cada uno.

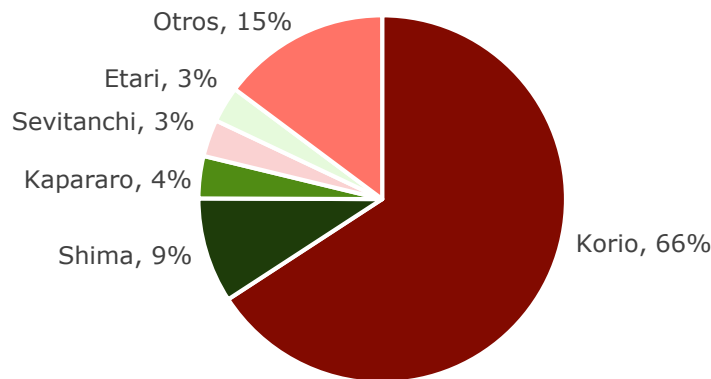


Figura 151: Abundancia relativa total para Shivankoreni

Korio mostró que en las temporadas secas su abundancia relativa fue menor en contraste con la temporada húmeda. Asimismo, en la primera temporada seca la abundancia relativa fue mayor que la siguiente temporada seca.

Shima, kapararo, sevitanchi y etari mostraron un comportamiento contrario, ya que en la temporada húmeda la abundancia relativa de cada uno fue menos en contraste con las temporadas secas.

En el caso de shima el aumento entre la temporada Seca 2018 y la 2019 fue de 9%, en cambio para kapararo el aumento fue de 3% y para sevitanchi fue de 3% también. En el caso de etari, que está compuesta por loricáridos, la primera temporada seca fue mayor, ya que para el 2019 la abundancia relativa disminuye en 3%.

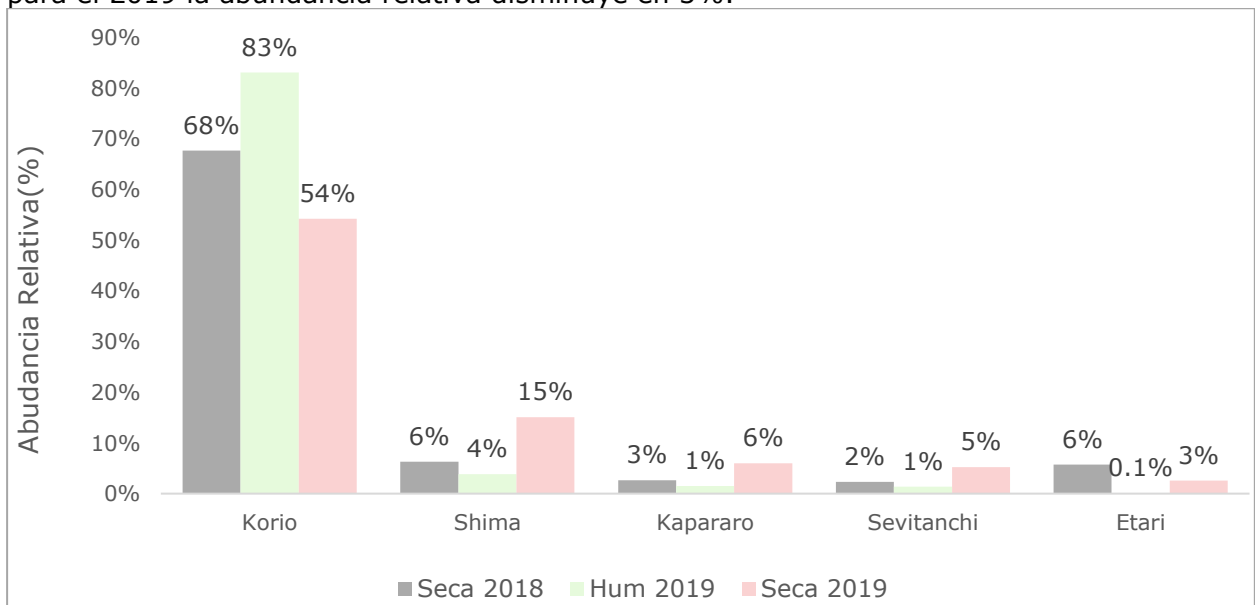


Figura 152: Abundancia relativa por temporada para las principales etnoespecies en Shivankoreni

3.4.6 Biomasa Relativa por Etnoespecie en Shivankoreni

En todo el monitoreo, las familias colaboradoras extrajeron un total de 472.45 kilogramos de pescado. Del total de etnoespecies, 7 contribuyeron con el 84% de la biomasa relativa total (Figura 153). En tanto, otras 33 etnoespecies sumaron el 16% de la restante biomasa relativa total. Cada una de esas 33 etnoespecies presentó biomazas relativas menores al 2%.

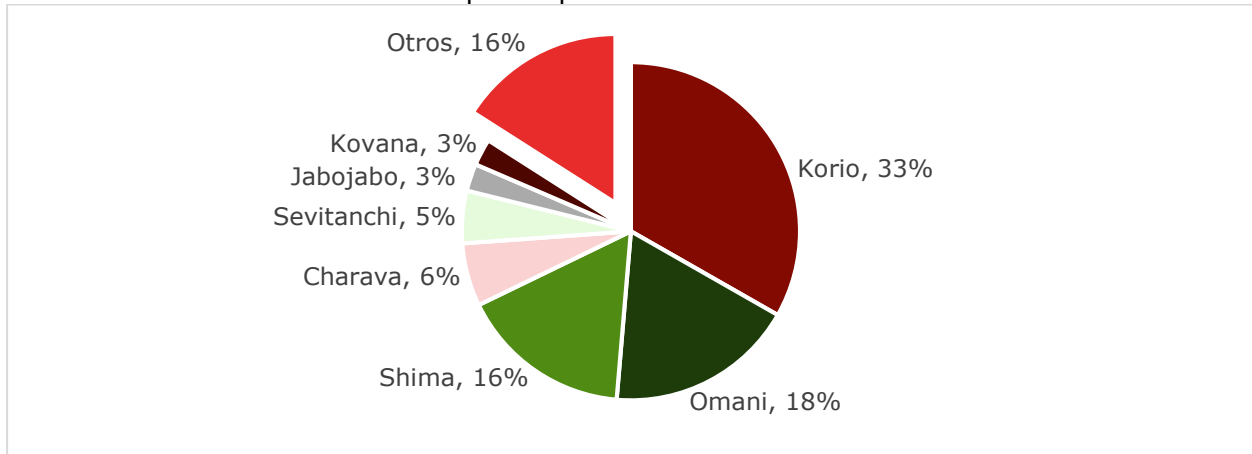


Figura 153: Biomasa relativa total en Shivankoreni

Korio la principal especie en todo el monitoreo, ya que su aportación al total de la biomasa extraída fue del 33%; además que en cada temporada su contribución fue mayor al 25% (Figura 138). Asimismo, hubo un marcado contraste entre las temporadas secas y húmedas, ya que la diferencia entre las temporadas secas fue de 5% de la biomasa, mientras que la diferencia entre ambas temporadas seca y la temporada húmeda fue primero de 19% y luego de 14%.

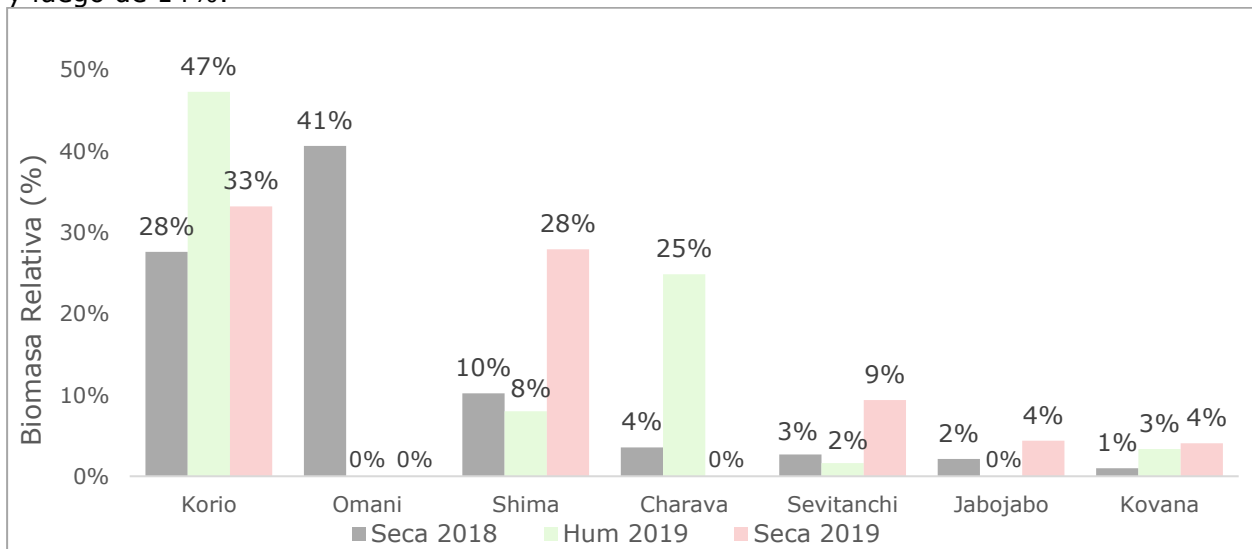


Figura 154: Biomasa relativa por temporada para las principales etnoespecies en Shivankoreni

Omani (*Zungaro zungaro*) fue la segunda especie más importante según la biomasa total extraída en todo el monitoreo; sin embargo, toda esa biomasa fue extraída únicamente en la temporada Seca 2018, mientras que no se registró nada en las siguientes.

En el caso de shima se observó primero una variación de 1% entre el primer y el segundo monitoreo; sin embargo, hacia el tercer monitoreo en la temporada Seca 2019 aumentó en 20%.

Charava (*Sorubimichthys planiceps*) mostró un marcado contraste entre las temporadas secas y húmeda. En la temporada Seca 2018 su contribución a la biomasa total fue del 4% y en la del 2019 no hubo registro; sin embargo, en la temporada húmeda resaltó debido a que contribuyó en la cuarta parte de toda la biomasa de esa temporada.

Jabojabo (*Leiarius marmoratus* y *Aguarunichthys* spp.) sólo fue registrado en las temporadas secas; en la del 2018 fue de 2% y en la del 2019 fue el doble.

Sevitanchi mostró un patrón parecido a shima. En los dos primeros monitoreos se registró una variación de 1%, pero hacia la temporada Seca 2019 la biomasa aumentó en más del cuádruple, llegando a 9%.

Kovana, que engloba a *Abramites hypselonotus*, *Leporinus striatus*, *Leporinus yophorus*, *Megaleporinus trifasciatus*, *Schizodon fasciatus*, y otras especies de anostomátidos, mostró un incremento progresivo a lo largo de las temporadas; primero aumentó en 2% y luego en 1%.

3.4.7 Captura por Unidad de Esfuerzo

3.4.7.1 Análisis por Faenas

Se omitió los valores extremos correspondientes a omani (*Zungaro zungaro*), ya que estos distorsionaron enormemente los resultados. Esos valores correspondieron a 3 individuos cuyas biomاسas sumaron 85.50 kilogramos. Dos peces fueron capturados por el mismo pescador en dos faenas distintas (37.5 kg + 42 kg), y otro pez fue capturado por otro pescador (6 kg). Cada uno fue capturado en distintas zonas de pesca, pero los tres peces fueron extraídos utilizando anzuelo. Asimismo, las capturas se dieron en dos días (20 y 25 de noviembre del 2018).

Los datos, sin los valores extremos, fueron transformados para lograr la normalidad; luego se observó que los promedios de la temporada Seca 2018 y Húmeda 2019 fueron relativamente cercanas si se comparan con la temporada Seca 2019, la cual es un poco menos del doble de las anteriores (Tabla 57).

Tabla 57: CPUE en gramos por pescador por faena para cada temporada en Shivankoreni, sin considerar los valores extremos

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	138 ⁶	99	116
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	18.00	5.33	15.00
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	3 843.50	5 250.00	9 124.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ .faena ⁻¹)	568.41 ± 589.49	490.19 ± 726.27	902.74 ± 1 162.73

A través de la prueba de ANOVA y Tuckey, se observó que las temporadas Seca 2018 y Húmeda 2019 fueron significativamente semejantes ($p=0.08618$ para Tuckey), en tanto el resto de contrastes entre pares no eran significativamente semejantes ($p<0.05$), como se observa en siguiente figura.

⁶ Este valor corresponde al número de faenas sin contar las 3 faenas donde se extrajo omani (*Zungaro zungaro*), cuyos CPUE no fueron considerados en los análisis estadísticos. En total fueron 141 faenas.

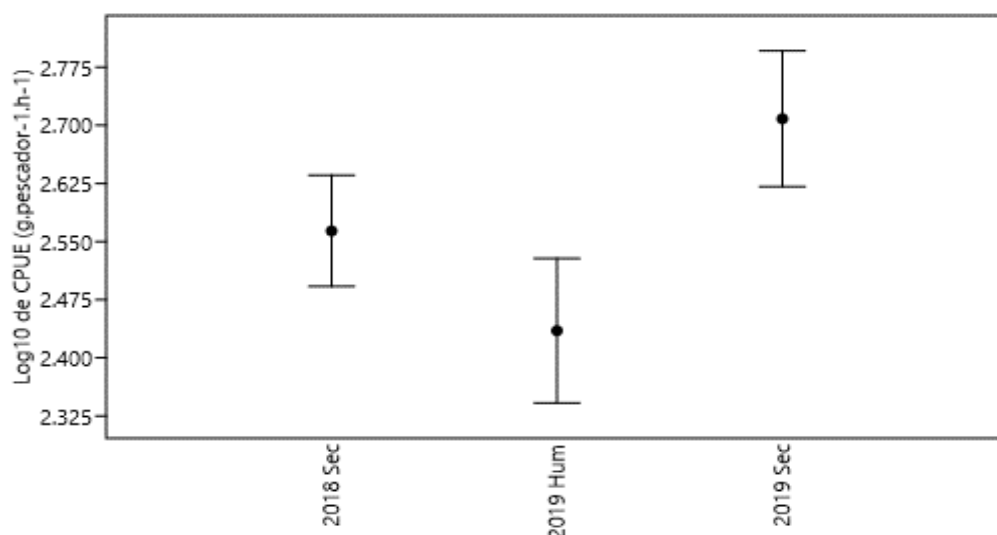


Figura 155: CPUE en gramos por pescador por faena para cada temporada en Shivankoreni. Distribución del promedio y error estándar del \log_{10} de CPUE.

3.4.7.2 Análisis por Aparejo

A continuación, se presentan los resultados analizados por separado según el esfuerzo que cada tipo de aparejo requiere. En el caso del anzuelo y el triki, ambos tuvieron como unidad de esfuerzo la interacción de número de pescadores por número de horas. En cambio, la tarrafa tuvo como unidad de esfuerzo la interacción entre el número de pescadores y el número de lances o eventos.

Anzuelo

Para este análisis también se omitió los valores extremos generados por las 3 faenas donde se capturó omani (*Zungaro zungaro*), ya que estos distorsionaron enormemente los resultados (mayor detalle en la sección 3.3.7.1).

Los promedios de las capturas por pescador por hora de actividad con anzuelo fueron diferentes entre las tres temporadas. Se observó que los promedios de las temporadas secas fueron mayores respecto a la húmeda ($186 \text{ g} \times \text{pescador}^{-1} \times \text{hora}^{-1}$); sin embargo, el promedio de la temporada Seca 2018 ($232 \text{ g} \times \text{pescador}^{-1} \times \text{hora}^{-1}$) fue menos que la 2019 ($338 \text{ g} \times \text{pescador}^{-1} \times \text{hora}^{-1}$).

Tabla 58: CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en Shivankoreni en gramos por pescador por hora

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	82 ⁷	56	67
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	8.67	2.67	23.63
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	2650.00	1325.00	2500.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ x hora ⁻¹)	231.76 ± 319.14	186.24 ± 224.56	337.98 ± 369.8

⁷ El valor original es 85; sin embargo, se omitió 3 faenas donde se extrajo omani (*Zungaro zungaro*), cuyos CPUE no fueron considerados en los análisis estadísticos.

Los datos sin valores extremos y transformados al logaritmo fueron analizados con las pruebas de ANOVA y Tuckey para evaluar si tuvieron diferencias significativas en sus promedios. Se observó que las temporadas Seca 2018 y Húmeda 2019 fueron significativamente semejantes ($p=0.2312$ para Tuckey), mientras que el resto de contraste entre pares no fueron semejantes ($p<0.05$). En la Figura 156 se observa la distribución del promedio y error estándar del logaritmo del CPUE.

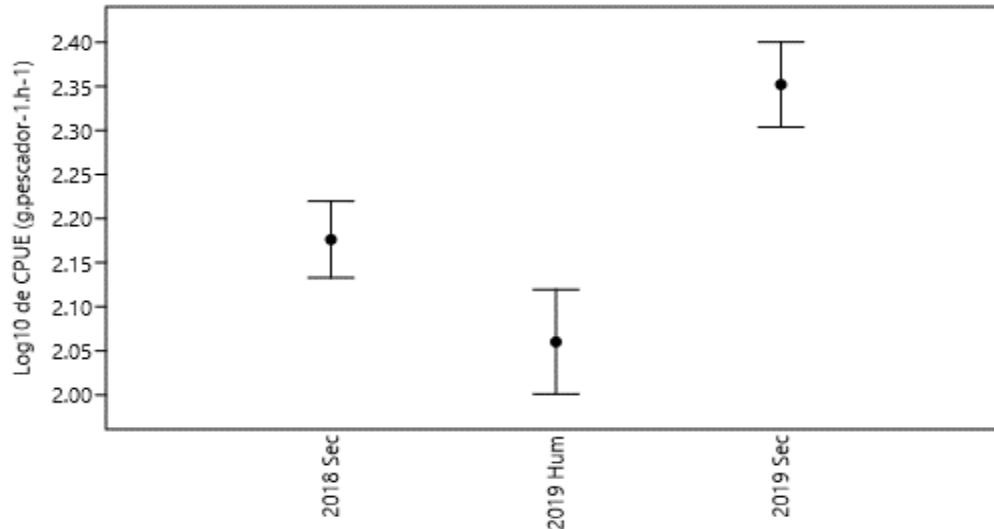


Figura 156: Comparación de CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en Shivankoreni. Distribución del promedio y error estándar del log₁₀ de CPUE

Tarrafa

La captura por pescador por hora de actividad con tarrafa tuvo una mayor variabilidad en las temporadas húmeda y seca del 2019, donde se observó los máximos valores (5.25 y 2.8 kg x pescador⁻¹ x lance⁻¹), en tanto en la temporada Seca 2018 el máximo valor llegó a 112 g x pescador⁻¹ x lance⁻¹ (Tabla 59).

Se observó que el máximo valor registrado en la temporada Húmeda 2019 se debió a la captura de un ejemplar de charava (*Sorubimichthys planiceps*), el cual pesó 10.5 kg y fue capturado por dos pescadores. Este valor no fue omitido del análisis debido a que en esa misma temporada se registró otros 2 ejemplares, aunque con pesos cercanos a los 5 kg, y otro ejemplar más en la temporada Seca 2018, pero de 2.5 kg. Es decir, el valor máximo no fue atípico para el análisis.

Siguiendo la línea anterior, los máximos registrados para la temporada Seca 2019 correspondieron a dos etnoespecies: shima y korio.

En el caso de shima (*Prochilodus nigricans*), se pescó 68 individuos con un total de 5.3 kg de peso, lo cual permitió deducir que el peso promedio por individuo estuvo dentro del rango normal; sin embargo, lo inusual fue que toda esa captura se haya dado con único lance de tarrafa entre dos pescadores; esto último explicaría por qué el valor del CPUE fue tan elevado.

En tanto, para korio (*Pimelodus blochii*, *P. pictus* y *P. maculatus*) el registró fue de dos faenas dados en días cercanos (21 y 25 de octubre). En este caso las cantidades extraída por faena estuvieron dentro del rango usual (34 y 27 individuos, respectivamente), aunque los pesos totales sí estuvieron entre lo más altos (2.8 kg y 2.1 kg, respectivamente). Al igual que en el caso de shima, aquí también se observó que un único pescador capturó esas cantidades con un único lance en cada faena, lo cual explicaría también el valor tan elevado del CPUE a pesar de que el peso promedio por individuo estuvo dentro de los rangos usuales.

Los valores máximos de shima y korio no se omitieron del análisis debido a que ambas son morfoespecies bastante usuales de registrar, además que las biomazas y abundancias eran también las usuales.

Tabla 59: CPUE utilizando tarrafa para cada temporada en Shivankoreni en gramos por pescador por lance

	Sec 2018	Hum 2019	Sec 2019
Número de Faenas Analizadas (N)	33	18	22
CPUE Mínima (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	1.00	4.50	12.64
CPUE Máxima (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	112.61	5 250.00	2 838.00
CPUE Promedio ± Des. Estd (g x pescador ⁻¹ x lance ⁻¹)	45.8 ± 25.67	412.97 ± 1219.3	508.63 ± 864.3

Debido a que no se logró la normalidad de los datos, se aplicó las pruebas de Kruskal-Wallis y Dunn, lo cual mostró que dos temporadas consecutivas son significativamente semejantes de acuerdo a sus medianas. Así, se observó que la temporada Seca 2018 y Húmeda 2019 fueron semejantes significativamente, y también fueron semejantes significativamente las temporadas Húmeda 2019 y Seca 2019; sin embargo, las temporadas Seca 2018 y 2019 no fueron semejantes.

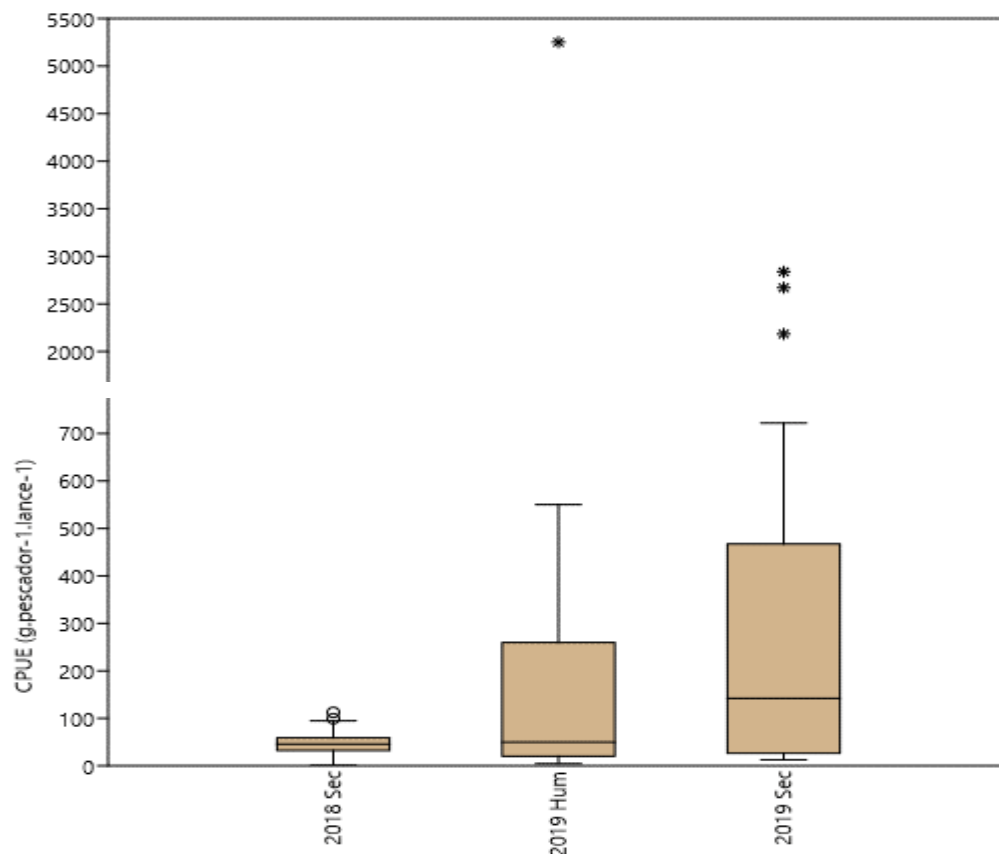


Figura 157: Comparación de CPUE utilizando anzuelo para cada temporada en la CN Shivankoreni. Distribución de medianas, valores mínimos, máximos y atípicos.

4. DISCUSIONES

- En general se ha observado que existe poca información disponible para Perú sobre la pesca artesanal. La mayoría de las investigaciones se basan en análisis de desembarques en grandes ciudades o pueblos, siempre colonos. Existen experiencias de estudios con comunidades indígenas en la selva de Brasil; sin embargo, esta se ejecutó a través de desembarques. No se ha encontrado estudios con metodología semejante a la aplicada por el PMB dentro de Sudamérica, aunque sí en Asia.
- En la mayoría de los casos, las investigaciones se centraron en analizar la pesca como un todo, sin diferenciar si los peces fueron extraídos por tal o cual arte de pesca. Para estos casos se hicieron análisis en base a faenas, no horas o lances, tal como lo remarcaron Cerdeira et al., (2000), Amaral (2005), Silvano et al. (2017) y Hallwass et al., (2011)
- Si bien el análisis de la pesquería a partir de cuadernillos de viaje (*log book*) no es novedoso, sino bastante común para estudios en océanos, sí resulta novedoso su uso aplicado en Perú y sobre todo con comunidades indígenas. Sin embargo, propio de una metodología donde no existe una toma de datos directa por el investigador, los cuadernillos tienen limitaciones metodológicas, las cuales se han podido observar a lo largo de este monitoreo.
- Una de las mayores limitaciones de esta metodología resultó en la determinación taxonómica de las especies; lo cual impide un análisis más preciso respecto a los resultados cuantitativos. Uno de ellos es la medición inadecuada del peso de los individuos, ya que se observó un error común de pesar especies diferentes como una sola. Otra limitación ha sido el cálculo inadecuado del tiempo ya las familias anotaron los tiempos en base a promedios estimados por ellos mismos; no siempre lo hicieron siguiendo un reloj. Finalmente, otra limitación del análisis es el uso de diversas artes de pesca, muchas veces en paralelo. Según los diálogos en campo con las familias colaboradoras, las familias utilizaron más de un tipo de aparejo en sus faenas; sin embargo, ellos permanecieron registrando un solo tipo de aparejo que englobaba todo lo extraído. Sólo un pescador detalló todos los tipos de aparejo que usó e incluso qué capturó con cada aparejo.
- Respecto al análisis en el espacio, este exigirá una mayor labor de revisión y análisis de las bases de datos. Existen limitaciones debido a que las familias realizaron más de una parada en su trayecto, muchas veces para pescar, pero también para ingresar a sus cultivos (chacras) y otras para visitar a familiares o amigos. Asimismo, la mayoría anotó el punto final de llegada, pero ello no significó que sólo se quedaron en ese lugar y que solo pescaron en ese lugar.
- Se ha observado que existe una ligera variación en cuanto a la cantidad de faenas de pesca entre las tres temporadas. Así, para las tres comunidades se observó una menor cantidad de faenas durante la temporada húmeda, aunque se observó también que en Cashiriari y Shivankoreni existió una disminución entre las dos temporadas, mientras que en Ticumpinia ambas temporadas fueron prácticamente iguales.
- Respecto a las artes de pesca, se registró el uso de 7 tipos de aparejo utilizados por las familias colaboradoras: anzuelo, barbasco, flecha, huasapa, tarrafa, triki y varantia. Asimismo, se observó que en Cashiriari la frecuencia de uso de anzuelo, tarrafa y triki fue relativamente semejante, aunque se observó también que durante la temporada húmeda el anzuelo incrementa su uso mientras que triki disminuye. Esto podría explicarse debido a que triki es un arte de pesca que mayoritariamente requiere ser instalada, lo cual no es factible debido al incremento del caudal de aguas; en tanto, el anzuelo por ser un arte de pesca de fácil uso podría representar una buena alternativa para afrontar el aumento del caudal, ya que este aparejo puede ser utilizado desde las orillas de los ríos,

sin que eso implique daños al aparejo. También se observó el uso de barbasco, pero poco usual y con una pequeña disminución en la temporada húmeda, esto quizá debido a que este arte de pesca consiste en un mejunje de raíces que es vertido en el agua a fin de ocasionar la asfixia de los peces a través del compuesto rotenona; por ello, sería dificultoso su uso cuando las aguas de los ríos y quebradas están con mayor caudal en temporada húmeda. Por último, se observó que algunas labores de pesca se dieron sin uso de aparejos, es decir, con uso directo de las manos; lo cual se dio en todos los casos en una temporada seca. En general se observó que los tres principales artes de pesca fueron anzuelo, triki y tarrafa, lo cual sigue manteniéndose desde los monitoreos del PMB en el periodo 2003-2005 (Soave et al., 2005).

- En Ticumpinia, la tarrafa fue de lejos el aparejo más utilizado, incluso en más de la mitad de las veces en que se realizó faenas, aunque con una ligera disminución en temporada húmeda. El anzuelo y el triki tuvieron participaciones semejantes en las temporadas secas, pero fue notable el reemplazo de anzuelo por triki, ya que triki no fue utilizado en la temporada húmeda; incluso, se observó que el anzuelo aumenta en uso en detrimento de la tarrafa, ya que este último disminuye en uso. Adicionalmente resalta el registro de uso de barbasco, aunque sólo en la última temporada seca y en muy pocas faenas.
- En Shivankoreni se observó la mayor cantidad de aparejos registrados, en total 7. El anzuelo fue utilizado homogéneamente entre temporadas, con frecuencias poco más del 50% de veces frente a los otros aparejos. La tarrafa fue utilizada en menor grado y con menor frecuencia en la temporada húmeda; de igual modo, el triki también fue utilizado en menor grado, pero con una mayor disminución en la temporada húmeda. El Barbasco también fue utilizado, pero en las tres temporadas y con una muy baja frecuencia. Otros aparejos registrados fueron varantia, flecha y huasapa, los cuales fueron utilizados con baja frecuencia e intermitentemente.
- Respecto a la participación de los pescadores, se observó que la cantidad promedio de pescadores que participan juntos utilizando anzuelo, tarrafa o triki varió entre uno y dos personas, tanto en Ticumpinia como en Shivankoreni; mientras que Cashiriari la variación estuvo entre la unidad y tres personas. En el caso de otros aparejos, resaltó la cantidad promedio de participantes que utilizaron barbasco, ya que el promedio varió entre la unidad y cinco en Cashiriari, entre uno y tres en Shivankoreni, y en Ticumpinia fueron cinco personas. En el caso de los pescadores de Shivankoreni que participaron utilizando varantia o flecha, se observó que el promedio fue cercano a dos, y para huasapa la variación fue de una a dos personas. En todos los casos, esas variaciones representan cambios ligeros entre temporadas.
- Se registraron 52 etnoespecies de peces, las cuales corresponden al menos a 125 especies biológicas en los monitoreos entre el 2018 y 2019. Este valor es mayor respecto al registrado durante el monitoreo de uso de recursos en el periodo 2008-2013, donde se registraron hasta 102 especies (Rodríguez, 2013); mientras que en el monitoreo de pesca comunal del PMB implementado entre el 2003 y 2005 se registraron 72 especies (Soave et al., 2005).
- Se observó que, en cada comunidad, la riqueza de etnoespecies extraídas fue diferente en cada temporada. Esta diferencia no necesariamente se debería a que haya más o menos especies en el ecosistema, sino a que podría ser consecuencia del "esfuerzo de muestreo"; entendiendo este esfuerzo de muestreo como las cantidades y la duración de las actividades de pesca que cada familia desarrolló. Por ejemplo, no se obtendría la misma cantidad de diferentes especies al pescar 5 días que al pescar 30 días, la probabilidad de captura de más especies diferentes aumenta a más días se pesque.
- A fin de evitar este sesgo, la curva de rarefacción por individuos permitió inferir cuál habría sido el resultado si todas las familias hubiesen pescado con un mismo "esfuerzo de muestreo". Para ello, en la curva de rarefacción se supone que todas las familias de

una misma comunidad sacan la misma cantidad de peces (individuos, ejemplares o especímenes). Así, tanto para la CN Cashiriari y para la CN Shivankoreni se tomó como referencia una extracción hipotética de 750 peces aproximadamente para todas las temporadas; en tanto, para la CN de Ticumpinia se tomó como referencia 450 individuos aproximadamente. Teniendo esa misma cantidad de “esfuerzo de muestreo” por temporada, en la CN Cashiriari se hubiera registrado un semejante número de etnoespecies en las temporadas seca 2018 y húmeda 2019, aproximadamente 27 etnoespecies; mientras que hubiese sido menor en la temporada seca 2019, aproximadamente 25 especies. En la CN Shivankoreni ambas temporadas seca, 2018 y 2019, hubiesen tenido cantidades semejantes de etnoespecies registradas, aproximadamente 25, pero menor en la temporada húmeda 2019, con 20 etnoespecies aproximadamente. Para Ticumpinia se observó que en la temporada húmeda 2019 se hubiesen registrado 24 etnoespecies aproximadamente, mientras que en las temporadas secas hubiese sido menor, con 20 etnoespecies en la temporada seca 2019, y 17 en la temporada seca 2018, aproximadamente.

- Resultaría sumamente importante analizar si las variaciones en la diversidad y cantidad de peces registrados se debe a tres posibles factores: la eficiencia en la pesca propia de cada pescador o grupo de pescadores, los hábitos migratorios de las especies, tanto longitudinales como latitudinales, y finalmente, la disminución poblacional de las comunidades de peces debido a factores antrópicos. Asimismo, también es viable entender que las variaciones observadas se deberían a la sinergia de los tres factores antes descritos.
- Respecto a la biomasa extraída, se observó que en Cashiriari el mayor porcentaje correspondió a shima, en casi la mitad del total, seguido por korio y kempiti. En Shivankoreni se observó que korio abarcó 33% de la biomasa, seguido de omani y shima; sin embargo, en este caso se debe tener en cuenta que omani resultó ser una captura atípica; por lo cual, si no fuese por su captura, shima sería la segunda etnoespecie con mayor participación. En Ticumpinia, korio y shima representaron la mayor parte de la biomasa extraída, seguida por kayonaro, aunque esta etnoespecie fue un registro atípico a lo largo de todo el monitoreo. En general, se observó que, durante el todo el monitoreo, el volumen de todo lo pescado por las familias colaboradoras, que implica la cantidad en número y en biomasa, provino principalmente de cuatro etnoespecies: korio (*Pimelodus blochii*, *P. pictus* y *P. maculatus*), shima (*Prochilodus nigricans*), mereto (*Astyanax bimaculatus*, *Astyanax maximus* y *Astyanax* sp.) y kempiti (varias especies de loricáridos). Estos resultados fueron concordantes con lo observado durante el primer ciclo de monitoreo del PMB entre el 2008 y 2013, ya que en aquel monitoreo shima fue la etnoespecie que dio el mayor aporte en peso en las CCNN Cashiriari y Ticumpinia, llegando incluso hasta la mitad del volumen total extraído, seguido de lo cual estuvo korio; asimismo, en el caso de la CN Shivankoreni, korio tuvo mayor volumen extraído que shima (Rodríguez, 2013).
- En Cashiriari se observó que existe una clara diferencia entre temporadas húmedas y secas respecto a la captura por unidad de esfuerzo utilizando anzuelo y triki. En ambos casos la temporada húmeda mostró menor resultados de captura por unidad de esfuerzo. Sólo en el caso de tarrafa se observó que las capturas fueron semejantes entre las tres temporadas. Considerando todos los aparejos utilizados, las temporadas secas tuvieron CPUE semejantes y mayores a la húmeda.
- En Ticumpinia se observó que la captura por unidad de esfuerzo para anzuelo tuvo una marcada diferencia entre temporadas húmedas y secas, siendo la temporada húmeda la que tuvo menor captura. En el caso de la pesca con tarrafa se observó que hubo un incremento progresivo entre las tres temporadas, siendo la temporada Seca 2018 la mínima y la temporada Seca 2019 la máxima. El análisis con todos los aparejos mostró que la CPUE tuvo una tendencia a incrementar a lo largo de los tres monitoreos.

- En Shivankoreni se observó diferencias notorias entre las temporadas secas y húmedas respecto a la pesca con anzuelo; sin embargo, al contrastar ambas temporadas secas, se observó que en el 2019 la captura fue mayor. La pesca con tarrafa mostró una ligera tendencia en el aumento de la captura por unidad de esfuerzo a lo largo de los monitoreos. Tomando en cuenta todos los aparejos, se observó que la CPUE fue semejante los primeros dos monitoreos, pero hubo un incremento hacia el último monitoreo.

5. CONCLUSIONES

- Se registró el uso de siete tipos de aparejo utilizados por las familias colaboradoras: anzuelo, barbasco, flecha, huasapa, tarrafa, triki y varantia. De ellos, los principales fueron anzuelo, tarrafa y triki, ya que se observó su uso frecuente. El barbasco también fue usado, aunque en dos comunidades y en pocas oportunidades. Huasapa, flecha y varantia fueron artes de pesca muy raramente registrados.
- Se observó que las actividades de pesca tienen una tendencia a variar de acuerdo con las temporadas hidrológicas. Muestra clara de ello fueron las variaciones observadas en el número de días y de faenas de pesca, las frecuencias del uso de los artes de pesca, y el número de participantes por arte de pesca. En general, no se puede afirmar que exista un patrón que abarque a los cuatro indicadores anteriores. Sin embargo, sí se pudo ver tendencias en la disminución de los días y de las faenas de pesca durante la temporada húmeda.
- Asimismo, se pudo observar que las familias varían en el tipo de arte de pesca que emplean en cada temporada; ya que en algunos casos ciertos artes de pesca parecen ser reemplazados por otros cuando se pasa entre temporada seca y húmeda. Sólo en el caso de la tarrafa en Cashiriari y el anzuelo en Shivankoreni se ha observado una homogeneidad en su frecuencia de uso en todo el monitoreo.
- En el caso del número de pescadores participantes por arte de pesca, se ha observado que suelen ser de mayoritariamente entre 1 a 2 personas quienes usan en conjunto anzuelo, tarrafa, triki, huasapa, varantia o flecha. Sólo para el caso de barbasco se ha registrado la participación de hasta 5 personas.
- Se registró un total de 52 etnoespecies de peces, las cuales corresponden al menos a 125 especies biológicas en todo el monitoreo entre el 2018 y 2019. Los bagres y los carácidos fueron los grupos principalmente extraídos.
- Se ha observado que la riqueza de especies extraídas no fue homogénea entre temporadas, quizá debido a la cantidad de faenas invertidas por los pescadores. Sin embargo, se pudo inferir que, ante un igual esfuerzo de pesca, la riqueza de especies también variaría entre temporadas.
- Se ha observado que, durante el todo el monitoreo, el volumen de todo lo pescado por las familias colaboradoras, que implica la cantidad en número y en biomasa, provino principalmente de cuatro etnoespecies: korio (*Pimelodus blochii*, *P. pictus* y *P. maculatus*), shima (*Prochilodus nigricans*), mereto (*Astyanax bimaculatus*, *Astyanax maximus* y *Astyanax* sp.) y kempiti (varias especies de loricáridos).
- Asimismo, se resaltan registros inusuales de peces migratorios de gran tamaño, entre ellos omani (*Zungaro zungaro*), kayonaro (*Pseudoplatystoma fasciatum*) y charava (*Sorubimichthys planiceps*). Se resaltan debido que a pesar de haber sido capturados muy pocos individuos, estos representaron un gran aporte en biomasa.
- La captura por unidad de esfuerzo que consideró todo lo extraído mostró una tendencia al incremento de la captura en Ticumpinia y en Shivankoreni hacia el último monitoreo (seca), mientras que en Cashiriari se observó que la captura disminuyó hacia la temporada húmeda.

- La captura por unidad de esfuerzo que separa la biomasa extraída por tipo de aparejo mostró que en Cashiriari hubo una tendencia a disminuir la captura con anzuelo y triki hacia la témpora húmeda, mientras que la captura con tarrafa fue semejante durante todo el monitoreo.
- En el caso de Ticumpinia, la captura con anzuelo tuvo tendencia a ser menor hacia la temporada húmeda, mientras que la captura con tarrafa tuvo tendencia a aumentar hacia el final del último monitoreo.
- Para Shivankoreni se observó que la captura con anzuelo tuvo disminuyó en la temporada húmeda, pero con una mayor captura en la temporada seca 2019 respecto a la temporada Seca 2018. La captura con tarrafa mostró una tendencia al incremento hacia el último monitoreo.

6. RECOMENDACIONES

- Debido a que se ha observado que korio (*Pimelodus blochii*, *P. pictus* y *P. maculatus*) y shima (*Prochilodus nigricans*) fueron las etnoespecies que más aportaron en la pesca de las familias colaboradoras durante el año y medio de estudio, se sugiere enfocar el monitoreo hacia estas dos etnoespecies, principalmente por los siguientes motivos:
 - Porque esta facilitaría la aplicación de los estudios, principalmente si el estudio se enfoca a estudiar tallas y madurez sexual de los individuos, ya que puede haber suficiente material (individuos capturas) para estudiar, lo cual sería dificultoso si se tratasen de especies raras o inusuales.
 - Porque las especies biológicas que abarcan esas dos etnoespecies son fáciles de diferenciar en el caso de shima, y podría ser fácil de aprender a diferenciar en el caso de korio, con lo cual el registro de pesca sería más exacto.
 - Porque además de ser abundantes también están ampliamente distribuidas geográficamente, lo cual permitiría contrastar en el espacio entre diferentes sectores de las cuencas.
 - Porque el hecho que hayan sido las más extraídas sugiere que estas son las más abundantes en los ecosistemas acuáticos, ya que el tipo de pesca artesanal que realizaron las familias no es específica o enfocada a sacar determinadas especies, sino que abarca todo especie que pueda ser capturada; con lo cual esa alta abundancia podría ser uno de los nudos principales en la red trófica al ser presas de otras especies durante su estadio larval o alevino.
 - Porque ambas especies son migratorias de longitudes medianas, con lo cual su presencia reflejaría lo que ocurre en las diferentes subcuencas del Urubamba.

BIBLIOGRAFÍA

Monitoreo Paisaje

- Castro Nogueira, H. 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). 248 p.
<http://www.juntadeandalucia.es/servicios/publicaciones/detalle/46019.html>
- Juárez M., Trucco C., Aguerre G., Mange G., & Ferretti V. (eds.) 2013. PROGRAMA DE MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD EN CAMISEA, AMAZONIA PERUANA, PERU. Informe Anual 2012. Componente Upstream. 311pp.
- Juarez, M.; Aguerre, G.; Ferretti V. y Mange G. (Eds) 2016. Informe anual 2016 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea, Perú. 257 pags.
- Soave, G.E., Mange, G., Ferretti, V. & Galliari, C. A. (eds.) 2007. PROGRAMA DE MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD EN CAMISEA, PERÚ. Informe Anual 2006.
- Soave G. E., Juarez M.C., Ferretti V. & Mange G. (eds.) 2010. PROGRAMA DE MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD EN CAMISEA, AMAZONIA PERUANA, PERÚ. Informe Anual 2009.

Monitoreo Mamíferos Medianos y Grandes

- Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. (1999). Mammals of the Neotropics. Volume 3, the Central Neotropics. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The Univ. of Chicago Press. Chicago & London. 609 pp.
- Espinosa, S., Celis, G., & Branch, L.C. 2018. When roads appear jaguars decline: Increased access to an Amazonian wilderness area reduces potential for jaguar conservation. PLoS ONE 13(1):
e0189740. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189740>
- Emmons, L.H. and Feer, F. (1999). Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivia.
- Gallice, G.R., Larrea-Gallegos, G. & Vásquez-Rowe, I. 2017. The threat of road expansion in the Peruvian Amazon. Oryx <https://doi.org/10.1017/S0030605317000412>
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001 PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.
http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L. & Doncaster, C.P. (2010) Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. Biotropica, 42, 126–133.
- Jorgensen, S. E. & FATH, B. (eds.) 2008. Encyclopedia of ecology. Elsevier Science Ed. Oxford, UK. 3120 pp.
- Magurran A. 2005. Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell Publishing.
- Maffei, L., Cuéllar, E. & Noss, A. 2002 Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía.
- Silver, C.S., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M., Wallace, R.B., Gómez, H., and Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. Oryx, 38(2):148-154.

- Tobler, M.W., Carrillo-Percestequi, S.E., Pitman, R.L., Mares, R. and Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* 11:169–178.
- Tobler, M.W., Zuñiga, H.A., Carrillo-Percestequi, S.E. and Powell, G.V.N. (2015). Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology* 52:413–421
- Wallace, R.B., Gomez, H., Ayala, G., and Espinoza, F. (2003). Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *J. Neotrop. Mammal.* 10(1):133-139

Monitoreo Biota Acuática

- Azim M.E., M.C.J. Verdegem, A.A.van Dam, M.C.M. Beveridge. 2005. *Peryphyton: Ecology, Exploitation and Management*. Oxfordshire, Cambridge. Cabi International. 319pp.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Ronaldo B. Barthem, Michael Goulding, Rosseval G. Leite, Carlos Cañas, Bruce Forsberg, Eduardo Venticinque, Paulo Petry, Mauro L. de B. Ribeiro, Junior Chuctaya & Armando Mercado. 2017. Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles *Scientific Reports* volume 7, Article number: 41784 (2017)
- Bicudo C.E.M. 1990. Metodologia para o estudo qualitativo das algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliense*, v. 3: 477-491.
- Carvalho, T.P., S. J. Tang, J. I. Fredieu, R. Quispe, I. Corahua, H. Ortega & J.S. Albert. 2009. Fishes from the upper Yuruá river, Amazon basin, Peru. *Check List* 5(3): 673–691, 2009. ISSN: 1809-127X.
- Carvalho, T.P., J. Espino, E. Maxime, R. Quispe, B. Rengifo, H. Ortega & J.S. Albert. 2011. Fishes from the lower Urubamba, near to Sepahua, Amazon basin, Peru. *Check List* 7(4): 413–442, 2011. ISSN: 1809-127X.
- Correa, E. & H. Ortega. 2010. Diversidad y variación estacional de peces en la cuenca baja del río Nanay, Perú. *Rev. peru. biol.* Lima, Perú. Vol.15 (2):059-064.
- Chernoff B., P. Willink, J. Sarmiento, A. Machado-Allison, N. Menezes, and H. Ortega. 1999. Geographic and Macrohabitat Partitioning of Fishes in the Tahuamanu and Manuripi Region, Upper Orthon Basin, Bolivia. In: *A BIOLOGICAL ASSESSMENT OF THE UPPER RIO ORTHON BASIN, PANDO, BOLIVIA*, Eds. B. Chernoff and P. Willink. AquaRAP Program. *Bulletin of Biological Assessment* 15:51-67.
- De la Lanza G.S., H. Pulido y J.L.P. Carvajal. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdez / Comisión Nacional del Agua, SEMARNAP/Instituto de Biología, UNAM, México, D.F. 633 pp.
- Domínguez E. & Fernández H. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. 656pp.
- Diringer, Sarah E. Beth J. Feingold, Ernesto J. Ortiz, John A. Gallis, Julio M. Araujo-Flores, Axel Berky, William K. Y. Pan and Heileen Hsu-Kim. 2014. River transport of mercury from

- artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru. The Royal Society of Chemistry December 2014.
- Jézéquel Céline, Pablo A. Tedesco, Rémy Bigorne, Javier A. Maldonado-Ocampo, Hernan Ortega, Max Hidalgo, Koen Martens, Gislene Torrente-Vilara, Jansen Zuanon, et al. 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Scientific Data* | (2020) 7:96 | <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0436-4>
- Ezequel Celine J, Pablo A. Tedesco, William Darwall, Murilo S. Dias, Renata G. Frederico, Max Hidalgo, Bernard Hugueny, Javier Maldonado-Ocampo, Koen Martens, Hernan Ortega, Gislene Torrente-Vilara, Jansen Zuanon and Thierry Oberdorff. Freshwater fish diversity hotspots for conservation priorities in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, Volume 00, No. 0, 1–10 C 2020 Society for Conservation Biology DOI: 10.1111/cobi.13466
- Fernández H.R. & E. Domínguez. 2001. Guía para la Determinación de Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Serie: Investigaciones de la UNT, Subserie Ciencias Exactas Naturales. Tucumán. Argentina. 282pp.
- Fernández, L. & R. Quispe Chuquihamaní. 2007. A new species of *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) from the Andean Cordillera of Perú, with comments on relationships within the genus. *Zootaxa*, 1545: 49-57.
- García, Aurea, Salvador Tello, Gladis Vargas, and Fabrice Duponchelle. 2009. "Patterns of Commercial Fish Landings in the Loreto Region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006." *Fish Physiology and Biochemistry* 35(1): 53–67.
- García-Dávila, Carmen et al. 2018. *Peces de Consumo de La Amazonía Peruana*. Iquitos, Perú: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IAAP).
- Hauser, Marília et al. 2018. "Age and Growth of the Amazonian Migratory Catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* in the Madeira River Basin before the Construction of Dams." *Neotropical Ichthyology* 16(1): 1–14.
- Klemm, D.J., P.A. Lewis., F. Fulk & J.M. Lazorchak. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/4-90/030. US. *Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring Systems Laboratory*. Cincinnati, Ohio 45268. 253p.
- Loeb M.V., Varella H.R., Menezes N.A. 2018. A new species of *Anchoviella* (Clupeiformes: Engraulidae) from the western Amazon River in Peru, with comments on congeners in the Peruvian Amazon River. *J. Fish Biol.* 2018 Jun;92(6):1720-1730. doi: 10.1111/jfb.13601. Epub 2018 Apr 6.
- MINAM. 2019. Cifras de la Biodiversidad en el Perú. Ministerio del Ambiente. Lima.
- Magurran A.E. 2011. *Diversidad Ecológica y su Medición*. Ediciones Vedra, Barcelona, España. 200pp.
- Mateussi, Nadayca T. B., Oliveira, Claudio, Pavanelli, Carla S. 2017. Taxonomic revision of the Cis-Andean species of *Mylossoma albiscopis* Eigenmann & Kennedy, 1903 (Teleostei: Characiformes: Serrasalminidae). *Zootaxa*. Vol. 4387. Nº2.
- Nelson J., T. Grande and H. Smith. 2016. *Fishes of the World*. Wiley and Sons. NY.
- Oberdorff Thierry; Murilo S. Dias; Celine Jézéquel, James Albert, Kirk Winemiller, Gislene Torrente-Vilara, Javier Maldonado, Mabel Maldonado, Caroline Arantes, Fernando Carvajal, Remy Bigorne, Aaike de Weber, Max Hidalgo, Fabien Leprieur, Koen Martens, Jaime Sarmiento, Pablo Tedesco, Jansen Zuanon. 2019. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon Basin. *Science Advances*. 2019, 5: eaav 8681. <http://advances.sciencemag.org>. on September 23 2019.

- Ortega, H. 1996. Evaluación preliminar de la Ictiofauna del Río Camisea, Bajo Urubamba, Cusco. En: Actas del Taller sobre Diversidad Biológica y Cultural del Bajo Urubamba, Perú. Smithsonian Institution, Washington, D.C. (83-90).
- Ortega, H., M. Hidalgo, N. Salcedo, E. Castro & C. Riofrio. 2001. Diversity and Conservation of Fish of the Lower Urubamba Region, PERU. In: Alonso, A., F. Dallmeier & P. Campbell (Eds.) URUBAMBA: The Biodiversity of the Peruvian Rainforest, SI/MAB Series 7. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Ortega, H and M. Hidalgo. 2008. Freshwater fishes and aquatic habitats in Peru: Current knowledge and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 11 (3):257-271.
- Ortega, H., L. Chocano, C. Palma e Iris Samanez. 2010. Biota Acuática en la Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco – Ucayali). *Rev. peru. biol.* Lima, Perú. Vol.17 (1):029-035.
- Ortega, H., M. Hidalgo, G. Trevejo, E. Correa, Ana María Cortijo, Vanessa Meza y J. Espino. 2012. Lista Anotada de los Peces de Aguas Continentales del Perú. Segunda Edición. Ministerio del Ambiente - Museo de Historia Natural. Lima, Perú. 56 pp.
- Riofrio-Quijandría José C., Stive Flores-Gómez, José Wasiw G., Víctor Yépez P. 2017. Reproducción, Crecimiento y Tasa de Explotación de Chiochio (*Psectrogaster rutiloides*) en la Cuenca del Río Ucayali entre 2008-2012. *Rev Inv Vet Perú* 2017; 28(2): 345-358. <http://dx.doi.org/10.15381/rivep.v28i2.13083>
- Roldan, G. 1999. Macro invertebrados y su valor como indicadores de la calidad del Agua. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Vol. 23(88) 375-387.
- Tognelli, M.F., Lasso, C.A., Bota-Sierra, C.A., Jiménez-Segura, L.F. y Cox, N.A. (Editores). 2016. Estado de Conservación y Distribución de la Biodiversidad de Agua Dulce en los Andes Tropicales. Gland, Suiza, Cambridge, UK y Arlington, USA: UICN. 199 pp.
- Vanegas, A.; M.M. Azpelicueta & H. Ortega. 2014. *Chrysobrycon yoliae*, new Rev Inv Vet Perú 2017; 28(2): 345-358 <http://dx.doi.org/10.15381/rivep.v28i2.13083> species of Stevardiine fish (Characiformes: Characidae) from the río Ucayali basin, Peru. *Neotropical Ichthyology* 12(2): 291-300, 2014.
- Vari, P. R. & H. Ortega. 2000. *Attonitus* a new genus of sexually dimorphic characiforms (Ostariophysi: Characidae) from western Amazonia; a phylogenetic definition and description of three new species. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, Vol 11 pp. 113-140. ISSN 0936-9902.
- Weitzman, S. & H. Ortega, 1995. A new species of *Tyttocharax* (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae: Xenobryconini) from the Rio Madre de Dios basin of Peru. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, Vol.6, No.2, pp.129-148.
- Willink, P. W., B. Chernoff, H. Ortega, R. Barriga, A. Machado-Allison, H. Sánchez y N. Salcedo. 2005. Fishes of the Pastaza River Watershed: Assessing the Richness, Distribution and Potential Threats. In: A Rapid biological assessment of the aquatic ecosystems of the Río Pastaza river basin, Perú and Ecuador. Eds. P. Willink, B. Chernoff and J McCullough. Rapid Assessment Program. *RAP Bulletin of Biological Assessment No.33*. Washington, D.C.

Monitoreo Uso de Recursos

- Amaral, B. D. do. (2005). Fisheries and fishing effort at the Indigenous Reserves Ashaninka/Kaxinawá, river Breu, Brazil/Peru. *Acta Amazonica*, 35(2), 133–144. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672005000200004>

- Cerdeira, R. G. P., Ruffino, M. L., & Isaac, V. J. (2000). Fish catches among riverside communities around Lago Grande de Monte Alegre, Lower Amazon, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 7(4), 355–374. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2000.007004355.x>
- Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A. A., & Silvano, R. A. M. (2011). Fishing effort and catch composition of Urban market and rural villages in Brazilian Amazon. *Environmental Management*, 47(2), 188–200. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9584-1>
- Rodríguez, M. (2013). Espacios de uso y acceso a la diversidad biológica del pueblo Machiguenga del bajo Urubamba, Cusco, Perú. *Revista Geográfica*, 154, 47–63. <https://www.jstor.org/stable/43558119>
- Silvano, R. A. M., Hallwass, G., Juras, A. A., & Lopes, P. F. M. (2017). Assessment of efficiency and impacts of gillnets on fish conservation in a tropical freshwater fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(2), 521–533. <https://doi.org/10.1002/aqc.2687>
- Soave, G., Mange, G., & Ferreti, V. (2005). Informe Anual del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea en el año 2005

ANEXOS

Anexo 1: Relevamiento Fotográfico Sísmica 2014 del Lote 88

Estado de la vegetación a noviembre de 2018 y comparación con octubre de 2014

Los desbosques realizados para la exploración sísmica siguen un esquema típico, como se representa en las Figuras 1 y Figura 2. Salvo en pocas excepciones (donde solo existe el helipuerto), comúnmente se generan dos desbosques por sitio: uno para el helipuerto y el otro para el sector de campamento. A su vez el área del helipuerto presenta dos subáreas con distinto grado de desbosque: el sector de maniobras propiamente dicho (de descarga de carga externa y apoyo del helicóptero) y un cono de aproximación. Este último por lo general representa la superficie mayor del desbosque, pero presenta un desbosque menos radical (solo se talan los árboles más grandes, se mantiene parte de las arbustivas y pequeños árboles y los árboles talados se dejan en el lugar para proteger al suelo de la erosión).

Además, en la mayoría de los casos y mientras lo permita la topografía, el perfil de las instalaciones (ver Figura 2) muestra al helipuerto en una lomada o zona más elevada y al campamento volante en las zonas más bajas y cercanas a un arroyo o quebrada. Este tipo de localización permite que el desbosque para el área de aproximación sea menor que en una zona llana. No obstante, también significa que parte del sector de cono de aproximación sea en las laderas con cierto grado de pendiente, lo que implica un mayor riesgo de erosión y generación de cárcavas en los momentos de lluvias fuertes. En este sentido las áreas más horizontales y por lo tanto de menor riesgo de deslave son el propio campamento volante y el área de maniobras del helipuerto.

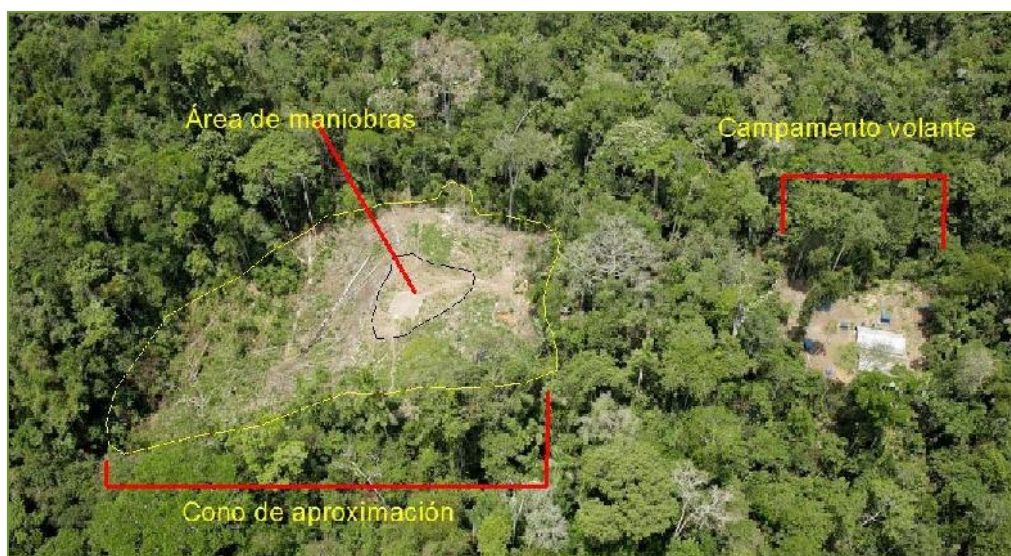


Figura 1: Áreas de desbosque típicas en un helipuerto y campamento volante.

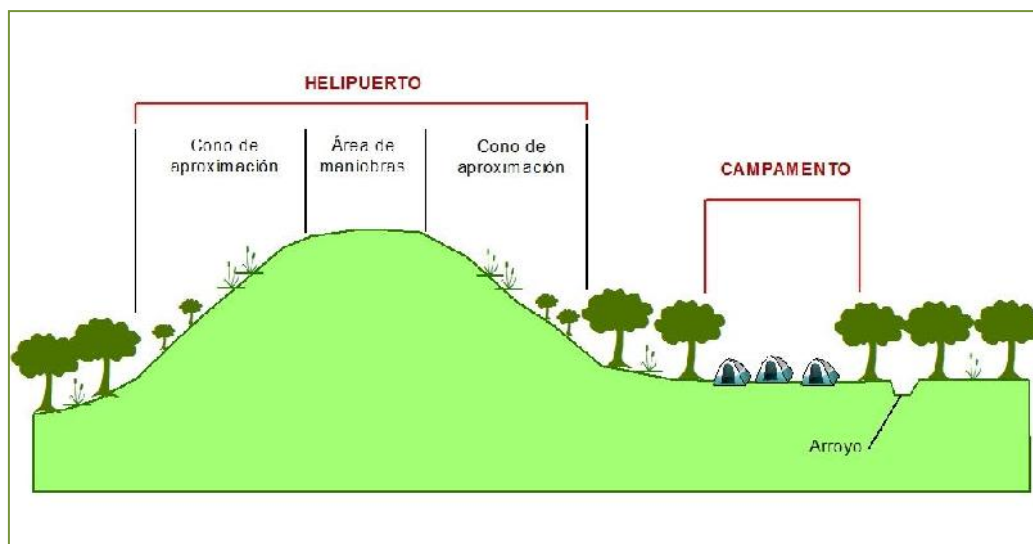


Figura 2: Esquema de un perfil típico en un helipuerto y campamento volante.

Las superficies finales de este esquema presentado no solo varían en función de las características topográficas del sitio (si bien se busca específicamente y en la medida de lo posible, esta topográfica), sino también en función del tipo de vegetación presente en el bosque circundante, ya que según ellas es necesario o no producir mayor o menor desbosque.

A continuación, se presentan la descripción detallada de cada sitio.

Abreviaturas y terminología usadas:

- BAPD: Bosque Amazónico Denso
- BAPSD: Bosque Amazónico SemiDenso
- PBA: Pacal de Bosque Amazónico
- Ai: Área intervenida por CCNN y colonos
- Helipuerto: Área de maniobras del helipuerto
- Cono Aprox.: Cono de aproximación del helipuerto

HP-1 (HP 1200)

Fotografía octubre 2014



Imagen Worldview 2017



HELIPUERTO: HP-1 (HP 1200)
 COORDENADAS: 759589 / 8675872
 COBERTURA VEGETACION (%): 100
 COBERTURA DE PACA (%): 0
 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): intermedia (no llegó a altura bosque circundante)
 TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD
 SUELO DESNUDO (%): 0
 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No
 FECHA VUELO: imagen worldview 2017

OBSERVACIONES: La nubosidad impidió detectarlo en el sobrevuelo. La superficie medida desde imagen 2017 es de 0.30 ha.

HP-2 (HP_0108.5)

Fotografía octubre 2014



Fotografía nov. 2018



HELIPUERTO: HP-2 (HP_0108.5)
 COORDENADAS: 762681 / 8677101
 COBERTURA VEGETACION (%): 100 (83% de secundario y resto arbustivas)
 COBERTURA DE PACA (%): 0
 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 2/3 de bosque circundante
 TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD.
 SUELO DESNUDO (%): 0
 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No
 FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: Mayormente con bosque secundario de buena altura (pero aún no iguala bosque original). La superficie medida es de 0.26 ha.

HP-3 (HP_0400)

Fotografía octubre 2014



Fotografía nov. 2018



HELIPUERTO: HP-3 (HP_0400)

COORDENADAS: 736600 / 8668758

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA/ARBUSTIVAS (%): 18 %

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 2/3 de bosque circundante

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD.

SUELO DESNUDO (%): 0

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No

FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.19 ha, pero la huella es muy difusa (ya no se separa fácilmente como rasgo independiente). El sector de campamento se presenta con arbustivas y/o paca.


HP-4 (HP_0601)

**Se sobrevoló, pero había demasiadas nubes para detectarlo
Tampoco existe imagen del 2007**



HP-5 (HP_0800)

**Se sobrevoló, pero había demasiadas nubes para detectarlo
Tampoco existe imagen del 2007**



HP-6 (HP_1402.5)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-6 (HP_1402.5) COORDENADAS: 766272 / 8681354 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Más baja que bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.42 ha. Se presenta totalmente revegetado con bosque secundario, pero aproximadamente de la mitad de altura del dosel circundante.</p>	



HP-7 (HP_1601)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-7 (HP_1601) COORDENADAS: 769230 / 8676802 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 100 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): igual que paca de alrededores TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: PBA (denso). SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: El sector se identificó por la ubicación de los árboles de los alrededores, pero ya no representa un rasgo independiente (no hay huella).</p>	



HP-8 (HP_RPT 2)

Fotografía octubre 2014	Imagen Worldview 2017
	
<p>HELIPUERTO: HP-8 (HP_RPT 2) COORDENADAS: 754450 / 8682173 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): aún a mitad de bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No. FECHA VUELO: imagen worldview 2017</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida (desde imagen 2017) es de 0.32 ha. La nubosidad impidió fotografiarlo. El mapeo es desde la imagen 2017. En ella se distingue claramente la huella, cubierta 100 % de secundario. Aún es posible diferenciar los sectores de campamento y/o drop zone.</p>	

HP-9 (HP_PAL)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-9 (HP_PAL) COORDENADAS: 750986 / 8681841 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Dosel en mitad de altura del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.59 ha. El helipuerto fue sobreimpuesto sobre una huella anterior de desbosque, porque esta era la posible locación para Armihuari Norte. Quedan aún algunos pocos vestigios de esa huella.</p>	

HP-10 (VHP_0101)**Se sobrevoló, pero había demasiadas nubes para detectarlo****Tampoco existe imagen del 2007****HP-11 (VHP_0102)**

Fotografía octubre 2014	Fotografía oblicua nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-11 (VHP_0102) COORDENADAS: 735065 / 8678337 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 100 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): bastante más baja que bosque de alrededores TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.85 ha. Las nubes impidieron toma vertical con lo que el valor de huella se extrajo de imagen 2017 (en el cual aún se ve). Existen algunos árboles, pero puede considerarse revegetado por paca.</p>	

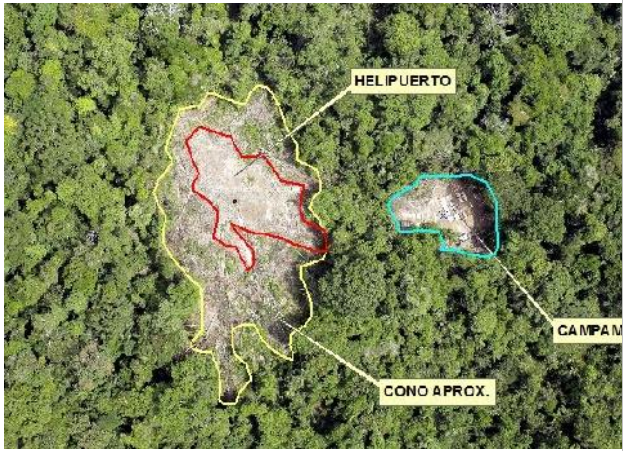

HP-12 (VHP_0104)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
<p>HELIPUERTO: HP-12 (VHP_0104) COORDENADAS: 742791 / 8677831 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Similar a circundante en campamento y a mitad en helipuerto TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.43 ha. Se distingue el sector campamento por estar compuesto por mismo tipo de árboles, pero ellos están a altura similar a bosque circundante. En el helipuerto la "marca" es más visible y el dosel secundario más bajos.</p>	

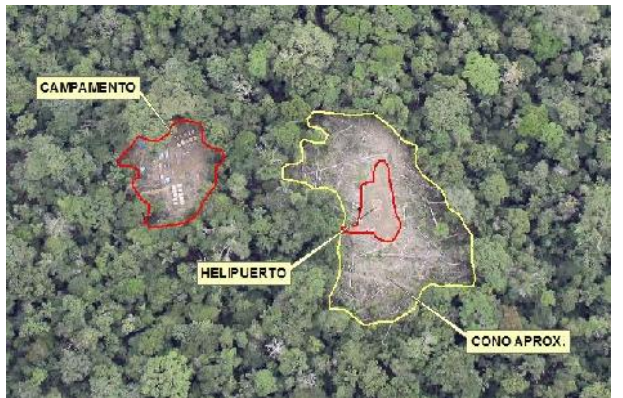

HP-13 (VHP_0105)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
<p>HELIPUERTO: HP-13 (VHP_0105) COORDENADAS: 747229 / 8677573 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 61 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 2/3 de bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.26 ha. Solo el sector del pad está con secundario, el resto es pacal. La huella del sector campamento ha desaparecido.</p>	

HP-14 (VHP_0106)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-14 (VHP_0106) COORDENADAS: 750588 / 8677794 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 0 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad que el del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018</p>	
<p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.44 ha. Campamento y helipuerto están revegetados con un mismo tipo de pioneras (topa).</p>	

HP-15 (VHP_0107)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-15 (VHP_0107) COORDENADAS: 754883 / 8677479 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad que la del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 % PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p>	
<p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.46 ha. No se distingue ya la huella del campamento.</p>	

HP-16 (VHP_0108)

Fotografía octubre 2014



Fotografía nov. 2018



HELIPUERTO: HP-16 (VHP_0108)

COORDENADAS: 760015 / 8677223

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA (%): 0

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad que la altura del circundante

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD.

SUELO DESNUDO (%): 0%

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No

FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.77 ha.

HP-17 (VHP_0109)

Fotografía octubre 2014



Imagen Worldview 2017



HELIPUERTO: HP-17 (VHP_0109)

COORDENADAS: 765212 / 8676953

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA (%): 0

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): No se determinó

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD.

SUELO DESNUDO (%): 0 %

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No.

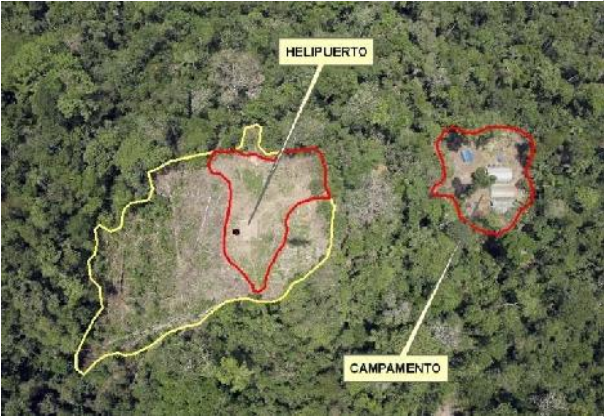

FECHA VUELO: imagen worldview 2017

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.70 ha. Como no se pudo sobrevolar no es posible determinar si hubo invasión de paca.



HP-18

No se sobrevoló en ninguna de las dos fechas porque los helipuertos fueron hechos sobre el lecho del río, por lo que no implicaron desbosque.

HP-19 (VHP_0201)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-19 (VHP_0201) COORDENADAS: 733790 / 8674706 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 15 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 0 TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018</p>	
<p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.61 ha. El helipuerto tiene cobertura de árboles y el sector de campamento mayormente de arbustivas y paca.</p>	

HP-20 (VHP_0203)

Fotografía octubre 2014	Imagen Worldview 2017
	
<p>HELIPUERTO: HP-20 (VHP_0203) COORDENADAS: 736205 / 8681670 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): No se determinó ALTURA MEDIA VEGETACION (m): No se determinó TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD, con manchones pequeños de pacales. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: imagen worldview 2017</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.24 ha. No se pudo fotografiar por nubosidad alta. En la imagen del 2017 la huella del campamento aún es clara, no así la del helipuerto. Este valor extraído es un mínimo. Ambos aparentemente con dosel secundario, pero no se puede determinar el porcentaje de paca.</p>	

HP-21

No se considera como huella de sísmica. Se trata del helipuerto permanente del Kp-19 del flowline Malvinas-Cashiriari 3.

HP-22 (VHP_0205)

Fotografía octubre 2014



Fotografía nov. 2018



HELIPUERTO: HP-22 (VHP_0205)
 COORDENADAS: 738461 / 8689369
 COBERTURA VEGETACION (%): 100
 COBERTURA DE PACA (%): 0
 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad de la del dosel circundante
 TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD.
 SUELO DESNUDO (%): 0
 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No
 FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.55 ha.

HP-23 (VHP_0401)

Fotografía octubre 2014



Fotografía oblicua nov. 2018



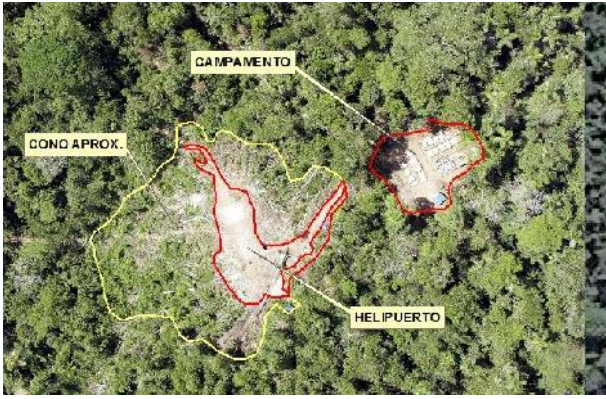

HELIPUERTO: HP-23 (VHP_0401)
 COORDENADAS: 736963 / 8670732
 COBERTURA VEGETACION (%): 100 %
 COBERTURA DE PACA (%): No se determinó
 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Similar al dosel de bosque circundante
 TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD.
 SUELO DESNUDO (%): 0
 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No
 FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: No se pudo realizar toma vertical, pero el helipuerto se encuentra totalmente recuperado. En la toma oblicua del 2018 se muestra el limite aproximado de lo que era el helipuerto y campamento.




HP-24 (VHP_0402)

Se sobrevoló, pero no se pudo detectar la huella. Posiblemente esté totalmente recuperado. Tampoco tiene cobertura de imagen satelital del 2017.

HP-25 (VHP_0403)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-25 (VHP_0403) COORDENADAS: 738930 / 8678440 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 50 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad (o menos) de altura que el bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p>	
<p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.39 ha. La mitad de la cobertura es de pacal y el resto de secundario, pero no se separan lo suficiente como para mapearlos individualmente.</p>	

HP-26 (VHP_0404)

Fotografía octubre 2014	Fotografía nov. 2018
	
<p>Fotografía oblicua noviembre 2018</p>  <p>HELIPUERTO: HP-26 (VHP_0404) COORDENADAS: 739705 / 8682210 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 100 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad de la del dosel circundante en helipuerto. Igual a dosel circundante en sectores de campamento. TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: PBA. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.19 ha. La huella del campamento ha desaparecido totalmente y la del helipuerto aún se marca, pero levemente. La cobertura de este parece ser mayoritariamente de paca.</p>	

HP-27 (VHP_0405)

Fotografía octubre 2014



Fotografía noviembre 2018



HELIPUERTO: HP-27 (VHP_0405)

COORDENADAS: 740597 / 8686073

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA (%): 0

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 3/4 de la altura de bosque circundante

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD.

SUELO DESNUDO (%): 0 %

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No

FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.68 ha. Tanto campamento como helipuerto son bien visibles y están cubierto uniformemente por bosque secundario.

HP-28 (VHP_0406)

Fotografía octubre 2014



Fotografía noviembre 2018



HELIPUERTO: HP-28 (VHP_0406)

COORDENADAS: 741482 / 8689805

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA (%): 0

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): similar a circundante

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. Existe paca relacionada con deslizamientos naturales.

SUELO DESNUDO (%): 0

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No.

FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018



OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.14 ha. Las huellas de helipuerto y campamento son solo detectables por un leve cambio en el tipo de vegetación (cambio de textura en las fotos). Están casi desaparecidas porque el dosel secundario tiene alturas parecidas al original. Es una zona de deslizamientos naturales y por lo tanto el bosque original no tiene mucha altura.

HP-29 (VHP_0602)



Se sobrevoló dos veces y no se pudo identificar huella. Posiblemente ya totalmente revegetado.

No existe imagen del 2007



HP-30 (VHP_0604)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-30 (VHP_0604) COORDENADAS: 743960 / 8680935 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 50 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Similar a bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: PBA, en transición a BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 % PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: No se midió superficie porque el sitio está totalmente revegetado. No existe huella. Aproximadamente la mitad de la vegetación es de es de pacal; el resto son árboles, principalmente en el pad del helipuerto.</p>	



HP-31 (VHP_0605)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-31 (VHP_0605) COORDENADAS: 745297 / 8684849 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad de la del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.57 ha.</p>	



HP-32 (VHP_0606)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-32 (VHP_0606) COORDENADAS: 745992 / 8688145 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 50 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad que la del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.48 ha. Ya no se puede identificar la huella del campamento. Revegetado la mitad con renovales y el resto con paca.</p>	

HP-33 (VHP_0801)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-33 (VHP_0801) COORDENADAS: 741594 / 8668432 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 3/4 de la del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD en transición a BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.60 ha. Las huellas de helipuerto y campamento son aún visibles por tener menor altura y vegetación uniforme (renovales).</p>	

HP-34 (VHP_0802)**No se pudo acceder por alta nubosidad.****Tampoco existe imagen del 2007****HP-35 (VHP_0803)**

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-35 (VHP_0803) COORDENADAS: 745682 / 8675185 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 100 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): altura de la paca (10-15 m) TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 1 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.47 ha. Si bien existen algunos renovales, es mayoritariamente pacal.</p>	

HP-36 (VHP_0805)

Fotografía octubre 2014



Fotografía noviembre 2018



HELIPUERTO: HP-36 (VHP_0805)

COORDENADAS: 749399 / 8681787

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA (%): 0

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 3/4 de la altura del bosque circundante

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD.

SUELO DESNUDO (%): 0

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No

FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.33 ha. Ambos (campamento y helipuertos) vegetados con renovales en forma pareja.

HP-37 (VHP_0806)

Fotografía octubre 2014



Fotografía noviembre 2018



HELIPUERTO: HP-37 (VHP_0806)

COORDENADAS: 751462 / 8685100

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA (%): 0

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Mitad de la del bosque circundante

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD.

SUELO DESNUDO (%): 0

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No



FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.75 ha. Las huellas están casi a punto de desaparecer. Solo se detectan por la diferencia de altura del dosel. No tiene nada de paca.

HP-38 (VHP_0807)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-38 (VHP_0807) COORDENADAS: 753177 / 8687846 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 50% ALTURA MEDIA VEGETACION (m): similar al bosque TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD con bastante paca. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: Se identificaron los sitios, pero ya no existe huella. La revegetación es completa. Por lo tanto, no se determinó la superficie. Ambos sitios tienen alta concentración de paca.</p>	

HP-39 (VHP_1001)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-39 (VHP_1001) COORDENADAS: 753084 / 8676632 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): la mitad de la del bosque circundante. TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.40 ha. La huella tiene dosel secundario uniforme. Aún es bien visible por esta uniformidad y la diferencia de altura del dosel con respecto al original.</p>	



HP-40 (VHP_1002)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
<p>HELIPUERTO: HP-40 (VHP_1002) COORDENADAS: 754068 / 8680431 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): La mitad de altura que el bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 % PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.54 ha. Las huellas están bien definidas por el cambio de altura y tipo de dosel. Parte de lo que era el cono de aproximación del helipuerto está con mezcla de árboles y arbustivas (posiblemente por no haberse revegetado con plántones).</p>	

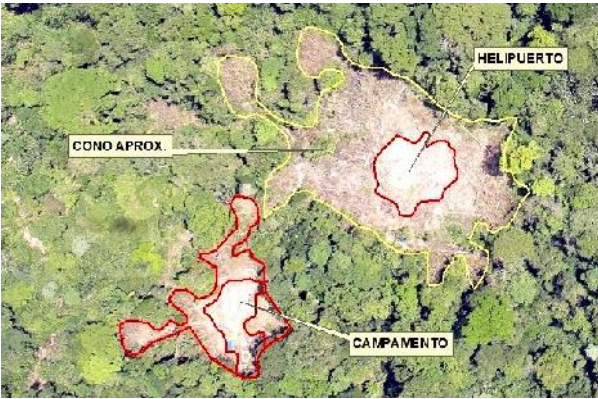

HP-41 (VHP_1003)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
<p>HELIPUERTO: HP-41 (VHP_1003) COORDENADAS: 755155 / 8684398 COBERTURA VEGETACION (%): 100 % COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 3/4 de la altura del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.88 ha. Es una huella única de campamento y helipuerto. Toda con cobertura de bosque secundario uniforme.</p>	

HP-42 (VHP_1004)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-42 (VHP_1004) COORDENADAS: 756415 / 8689239 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 50 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Igual a la del bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD, con bastante paca. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: Los sitios se presentan totalmente revegetados. No existe ya huella. Tanto en campamento como en helipuerto hay dosel de secundario producto de los plántones implantados, el resto es paca. Hay mucha paca a los alrededores y la misma ha invadido los sectores no específicamente revegetados con plántones. Si bien en la fotografía 2018 se marcaron los límites, no se midió la superficie por considerarse sin huella.</p>	

HP-43 (VHP_1202)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-43 (VHP_1202) COORDENADAS: 760708 / 8680073 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 3/4 de altura de circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 7 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.42 ha. Ambas huellas son aún visibles, aunque la del campamento no es tan clara.</p>	

HP-45 (VHP_1204)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
<p>HELIPUERTO: HP-45 (VHP_1204) COORDENADAS: 762455 / 8688580 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 100 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Igual al bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: PBA. SUELO DESNUDO (%): 0 % PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: Si bien en la foto del 2018 se marcaron los límites del sitio, la huella ya ha desaparecido y no se midió superficie. Existen algunos árboles, pero la revegetación fue de pacal.</p>	



HP-46

No se sobrevoló en ninguna de las dos fechas porque los helipuertos fueron hechos sobre el lecho del río, por lo que no implicaron desbosque.

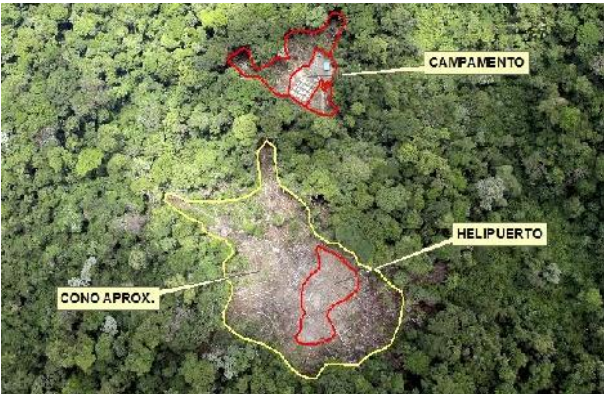

HP-47 (VHP_1403)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018 – oblicua
	
<p>HELIPUERTO: HP-47 (VHP_1403) COORDENADAS: 766845 / 8683890 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 0 ALTURA MEDIA VEGETACION (m): Igual al del bosque circundante. TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD, pero con presencia de paca en el arroyo. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: Se identifico el sitio del helipuerto (por ubicación geográfica, rasgos y árboles comunes en ambas fechas), pero éste ya se encuentra completamente revegetado. No conforma una huella identificable claramente para el mapeo. Las huellas de campamento y DZ aún menos.</p>	

HP-48 (VHP_1404)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-48 (VHP_1404) COORDENADAS: 767898 / 8688668 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 100 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): igual al bosque circundante TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPSD, con mucho pacal. SUELO DESNUDO (%): 0 PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.47 ha. Los dos sitios (campamento y HP) se encuentran totalmente recolonizados por paca. Existen parches de pacal similares en los alrededores, con lo cual éstos se podrían confundir como partes de ese paisaje y no una huella de intervención.</p>	

HP-49 (VHP_1602)

Fotografía octubre 2014	Fotografía noviembre 2018
	
<p>HELIPUERTO: HP-49 (VHP_1602) COORDENADAS: 770877 / 8681310 COBERTURA VEGETACION (%): 100 COBERTURA DE PACA (%): 50 % ALTURA MEDIA VEGETACION (m): No se determinó TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: BAPD, pero próximo al límite con PBA. SUELO DESNUDO (%): 5 % (no está claro si realmente lo es; el sitio se analizó solo desde imagen 2017, no se pudo sobrevolar debido a nubosidad). PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No FECHA VUELO: Imagen satelital 2017</p> <p>OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.80 ha. El porcentaje de paca puede ser en realidad de arbustivas. Se estima que sea paca por proximidad con pacales en alrededores.</p>	

HP-50 (VHP_1603)

Fotografía octubre 2014



Fotografía noviembre 2018



HELIPUERTO: HP-50 (VHP_1603)

COORDENADAS: 772128 / 8684077

COBERTURA VEGETACION (%): 100

COBERTURA DE PACA (%): 39 %

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 3/4 de la altura del circundante

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: PBA.

SUELO DESNUDO (%): 0

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No

FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.59 ha. El sector de campamento está totalmente colonizado por pacal y podría ser considerado ya "no huella" (es similar a otros parches de pacal de alrededores). El helipuerto es mayoritariamente de bosque secundario, pero también tiene un porcentaje de pacal.

HP-51 (VHP_1604)

Fotografía octubre 2014



Fotografía noviembre 2018



HELIPUERTO: HP-51 (VHP_1604)

COORDENADAS: 772862 / 8687929

COBERTURA VEGETACION (%): 100 %

COBERTURA DE PACA (%): 66 %

ALTURA MEDIA VEGETACION (m): 3/4 del circundante los árboles e igual en el caso de los pacales.

TIPO BOSQUE CIRCUNDANTE: PBA.

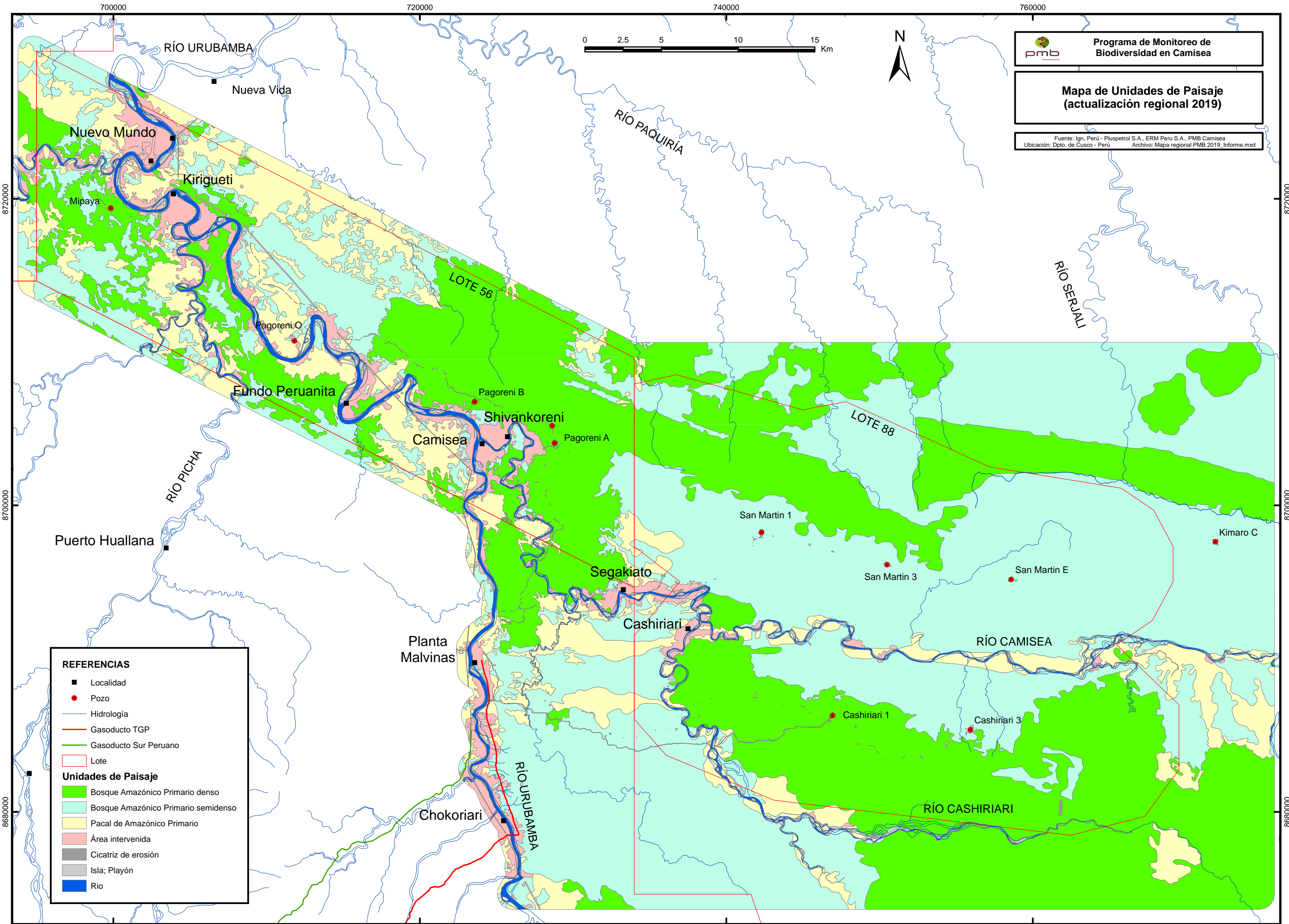
SUELO DESNUDO (%): 0 %

PROCESOS EROSIVOS VISIBLES: No

FECHA VUELO: 8 de noviembre de 2018

OBSERVACIONES: La superficie medida es de 0.75 ha. El sector de campamento ya no conforma huella y el helipuerto esta mayoritariamente colonizado por pacales.

Anexo 2: Mapa de Unidades de Paisaje a escala regional actualizado al 2019



Programa de Monitoreo de Biodiversidad en Camisea

Mapa de Unidades de Paisaje (actualización regional 2019)

Fuente: Ign, Perú - Pluspetrol S.A., ERM Peru S.A., PMB Camisea
 Ubicación: Dpto. de Cusco - Perú Archivo: Mapa regional PMB 2019_Informe.mxd

REFERENCIAS

- Localidad
- Pozo
- Hidrología
- Gasoducto TGP
- Gasoducto Sur Peruano
- Lote

Unidades de Paisaje

- Bosque Amazónico Primario denso
- Bosque Amazónico Primario semidenso
- Pacal de Amazónico Primario
- Área intervenida
- Cicatriz de erosión
- Isla; Playón
- Río

Anexo 3: Coordenadas de las estaciones de trampas cámara

Coordenadas de las estaciones de trampas cámara instaladas en el Flowline Cashiriari 1 – Malvinas en construcción (Julio – Octubre 2019)

Nº Correlativo	Transecto	Estación	X 18L	Y	Altitud
1	1	A	746205	8685551	744
2	1	B	746187	8685492	734
3	1	C	746195	8685314	691
4	2	A	745140	8685538	631
5	2	B	745246	8685587	624
6	2	C	745271	8685727	612
7	3	A	744511	8685511	618
8	3	B	744549	8685423	614
9	3	C	744541	8685250	567
10	5	A	743497	8684853	460
11	5	B	743418	8684835	450
12	5	C	743294	8684756	447
13	7	A	742607	8684637	500
14	7	B	742598	8684597	488
15	7	C	742550	8684464	475
16	8	A	740301	8685044	427
17	8	B	740264	8685086	432
18	8	C	740195	8685212	435
19	9	A	739693	8684555	463
20	9	B	739744	8684490	467
21	9	C	739857	8684341	463
22	10	A	738446	8684430	476
23	10	B	738387	8684483	481
24	10	C	738303	8684628	356
25	12	A	736601	8684472	446
26	12	B	736641	8684514	450
27	12	C	736536	8684673	476
28	13	A	733752	8684070	437
29	13	B	733728	8684029	441
30	13	C	733604	8683879	447
31	14	A	732823	8684300	574
32	14	B	732831	8684367	556
33	14	C	732879	8684504	536
34	15	A	731971	8684744	487

Nº Correlativo	Transecto	Estación	X 18L	Y	Altitud
35	15	B	731948	8684677	521
36	15	C	731951	8684512	515
37	16	A	731387	8685174	447
38	16	B	731433	8685228	480
39	16	C	731498	8685347	496
40	17	A	730549	8685403	444
41	17	B	730548	8685497	455
42	17	C	730572	8685614	426
43	18	A	729929	8685503	435
44	18	B	729904	8685458	471
45	18	C	729876	8685257	436
46	19	A	729067	8685997	508
47	19	B	729091	8686083	500
48	19	C	729110	8686292	542
49	20	A	738130	8686425	479
50	20	B	738095	8686383	474
51	20	C	738062	8686264	465
52	21	A	726949	8686762	404
53	21	B	727002	8687004	413
54	21	C	727105	8686841	409
55	22	A	725895	8687050	486
56	22	B	725897	8686986	480
57	22	C	725914	8686839	446
58	23	A	724898	8687301	395
59	23	B	724938	8687333	400
60	23	C	725103	8687443	413
61	Extra	Extra	738834	8683889	427

Anexo 4: Lista de mamíferos registrados mediante trampas cámara

Lista de mamíferos medianos y grandes registrados mediante trampas cámara en el Flowline Cashiriari 1 – Malvinas en construcción (Julio – Octubre 2019), ordenados por número de registros.

ESPECIES	NOMBRE COMÚN	REGISTROS				FRECUENCIAS		
		0 m	20 m	200 m	TOTAL	0 m	20 m	200 m
<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir o sachavaca	69	101	96	266	43.8	53.7	53.3
<i>Cuniculus paca</i>	Majáz	74	53	80	207	47.0	28.2	44.4
<i>Mazama sp.</i>	Venado	40	72	91	203	25.4	38.3	50.5
<i>Dasyprocta variegata</i>	Añuje	40	64	50	154	25.4	34.0	27.7
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	60	29	44	133	38.1	15.4	24.4
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache	19	17	48	84	12.1	9.0	26.6
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	Armadillo	3	24	30	57	1.9	12.8	16.6
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo	40	14	3	57	25.4	7.4	1.7
<i>Sciurus sp.</i>	Ardilla	1	14	31	46	0.6	7.4	17.2
<i>Pecari tajacu</i>	Sajino	3	16	22	41	1.9	8.5	12.2
<i>Eira barbara</i>	Manco	3	14	23	40	1.9	7.4	12.8
<i>Puma concolor</i>	Puma	10	9	13	32	6.3	4.8	7.2
<i>Myoprocta pratii</i>	Punchana	0	14	6	20	0.0	7.4	3.3
<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya	3	3	12	18	1.9	1.6	6.7
<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	0	8	3	11	0.0	4.3	1.7
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	3	3	5	11	1.9	1.6	2.8
<i>Priodontes maximus</i>	Armadillo gigante	4	4	3	11	2.5	2.1	1.7
<i>Galictis vittata</i>	Hurón	0	4	5	9	0.0	2.1	2.8
<i>Lontra longicaudis</i>	Nutria	1	0	2	3	0.6	0.0	1.1
<i>Atelocynus microtis</i>	Perro de monte	0	2	0	2	0.0	1.1	0.0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Hormiguero	1	0	1	2	0.6	0.0	0.6
<i>Caluromys lanatus</i>	Muca peluda	0	0	1	1	0.0	0.0	0.6
<i>Cebus apella</i>	Machín	0	0	1	1	0.0	0.0	0.6
<i>Dinomys branickii</i>	Machetero	1	0	0	1	0.6	0.0	0.0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Ronsoco	0	0	1	1	0.0	0.0	0.6
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	Muca de agua	0	0	1	1	0.0	0.0	0.6
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Hormiguero gigante	0	0	1	1	0.0	0.0	0.6
<i>Nasua nasua</i>	Coatí de cola anillada	0	1	0	1	0.0	0.5	0.0
Total Especies		18	20	25	28			
Totales Individuos		375	466	573	1414			

Anexo 5: Especies de peces registrados por el PMB en el Bajo Urubamba

Orden	Familia	Especies	Ubicación del registro			Especie de Interés	
			Zona de influencia Directa	Zona de influencia indirecta	Agua arriba del PC	Consumo	Ornamental
Myliobatiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon motoro</i>			x	x	x
Beloniformes	Belonidae	<i>Pseudotylorus angusticeps</i>	x	x	x		x
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoviella carrikierei</i>	x	x	x		
		<i>Anchoviella guianensis</i>	x	x			
		<i>Anchoviella hernanni</i>		x			
		<i>Anchoviella sp.</i>	x	x	x		
		<i>Lycengraulis batesii</i>			x		
Characiformes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus abbreviatus</i>		x		x	
	Anostomidae	<i>Abramites hypselonotus</i>		x		x	x
		<i>Leporinus friderici</i>		x	x	x	x
		<i>Leporinus yophorus</i>				x	x
		<i>Leporinus pearsoni</i>		x		x	
		<i>Megaleporinus trifasciatus</i>		x		x	
		<i>Schizodon fasciatus</i>	x	x		x	
	Bryconidae	<i>Brycon amazonicus</i>		x		x	
		<i>Brycon hilarii</i>	x	x	x	x	
		<i>Brycon melanopterus</i>	x	x		x	
		<i>Salminus affinis</i>		x		x	
	Characidae	<i>Acestrocephalus boehlkei</i>	x	x	x		x
		<i>Acestrocephalus sp.</i>	x	x	x		
		<i>Aphyocharax alburnus</i>	x	x	x		x
		<i>Aphyocharax pusillus</i>	x	x	x		x
		<i>Astyanax abramis</i>	x	x	x	x	x
		<i>Astyanax anteroides</i>		x	x	x	x
		<i>Astyanax bimaculatus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Astyanax bopiensis</i>	x	x	x	x	x
		<i>Astyanax fasciatus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Astyanax maximus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Astyanax sp</i>		x		x	
		<i>Attonitus ephimeros</i>	x	x	x		x
		<i>Attonitus irisae</i>	x		x		x
		<i>Bryconadcinus ellisi</i>	x	x	x		x
		<i>Bryconadcinus hemigramus</i>		x	x		x
		<i>Bryconadcinus sp,</i>	x		x		x
		<i>Bryconamericus beta</i>	x	x	x		x
		<i>Bryconamericus bolivianus</i>	x	x	x		x
		<i>Bryconamericus diaphanus</i>		x	x		x
		<i>Bryconamericus pachacuti</i>	x	x	x		x
		<i>Bryconamericus pectinatus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Bryconamericus stramineus</i>	x	x	x		x
<i>Bryconamericus aff exodon</i>		x				x	
<i>Bryconamericus sp</i>		x	x	x		x	
<i>Ceratobranchia binghami</i>		x	x	x		x	
<i>Ceratobranchia delotaenia</i>		x	x	x		x	
<i>Ceratobranchia obtusirostris</i>		x	x	x		x	
<i>Ceratobranchia sp.</i>	x		x		x		
<i>Charax caudimaculatus</i>	x	x		x	x		

Orden	Familia	Especies	Ubicación del registro			Especie de Interés	
			Zona de influencia Directa	Zona de influencia indirecta	Aguas arriba del PC	Consumo	Ornamental
		<i>Charax gibbosus</i>	x	x		x	x
		<i>Charax tectifer</i>	x	x	x	x	x
		<i>Cheirodon sp,</i>	x	x	x		x
		<i>Cheirodon piaba</i>	x				x
		<i>Chryssobrycon sp</i>	x	x			x
		<i>Creagrutus aff barrigai</i>		x			x
		<i>Creagrutus changae</i>	x	x	x	x	x
		<i>Creagrutus gracilis</i>	x	x	x		x
		<i>Creagrutus muelleri</i>	x	x	x		x
		<i>Creagrutus occidaneus</i>	x	x	x		x
		<i>Creagrutus ouranonastes</i>	x	x	x		x
		<i>Creagrutus peruanus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Creagrutus pila</i>	x	x	x		x
		<i>Creagrutus unguis</i>	x	x	x		x
		<i>Creagrutus sp,</i>	x	x	x		x
		<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Ctenobrycon spilurus</i>	x	x		x	x
		<i>Cynopotamus amazonus</i>		x		x	x
		<i>Engraulisoma sp.</i>		x			
		<i>Engraulisoma taeniatum</i>		x			
		<i>Galeocharax gulo</i>		x		x	
		<i>Gephyrocharax major</i>	x				x
		<i>Gephyrocharax sp</i>	x				x
		<i>Hemibrycon jabonero</i>		x	x	x	
		<i>Hemibrycon jelski</i>	x	x	x	x	
		<i>Hemibrycon sp.</i>	x		x	x	
		<i>Hemigrammus marginatus</i>	x	x	x		x
		<i>Hemigrammus sp.</i>	x	x	x		x
		<i>Holoshestes sp.</i>	x	x	x		x
		<i>Hyphessobrycon sp.</i>	x	x			x
		<i>Jupiaba anteroides</i>	x			x	x
		<i>Knodus breviceps</i>	x	x	x		x
		<i>Knodus hypopterus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Knodus moenkhausii</i>	x	x	x		x
		<i>Knodus savannensis</i>	x	x	x	x	x
		<i>Knodus septentrionalis</i>	x	x			x
		<i>Knodus sp.</i>	x	x	x		x
		<i>Knodus megalops</i>	x	x	x	x	x
		<i>Knodus ortegasae</i>	x	x	x	x	x
		<i>Knodus shinahota</i>		x	x		x
		<i>Knodus cf. victoriae</i>	x	x			x
		<i>Knodus smithi</i>	x	x	x		x
		<i>Leptagoniates steindachneri</i>	x	x	x		x
		<i>Microchemobrycon sp,</i>	x				x
		<i>Microchemobrycon geisleri</i>	x				x
		<i>Microchemobrycon melanotus</i>	x				x
		<i>Microgenys weyrauchii</i>	x				x
		<i>Microgenys sp.</i>	x	x	x		x
		<i>Moenkhausia copei</i>		x		x	x
		<i>Moenkhausia dichroua</i>	x	x	x		x

Orden	Familia	Especies	Ubicación del registro			Especie de Interés	
			Zona de influencia Directa	Zona de influencia indirecta	Aguas arriba del PC	Consumo	Ornamental
		<i>Moenkhausia intermedia</i>		x			x
		<i>Moenkhausia lepidura</i>		x	x		x
		<i>Moenkhausia oligolepis</i>	x	x		x	x
		<i>Moenkhausia sp.</i>	x	x	x		x
		<i>Odontostilbe fugitiva</i>	x	x	x		x
		<i>Odontostilbe euspilura</i>	x	x	x		x
		<i>Odontostilbe sp</i>	x	x	x		
		<i>Odontostilbe sp 1</i>	x	x	x		
		<i>Oxybrycon parvulus</i>	x		x		x
		<i>Paragoniates alburnus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Piabarchus analis</i>	x	x	x		x
		<i>Piabarchus stramineus</i>	x		x		x
		<i>Phenacogaster aff capitulatus</i>	x	x			
		<i>Phenacogaster pectinatus</i>	x	x			
		<i>Phenacogaster sp</i>	x	x			
		<i>Prionobrama filigera</i>	x	x			x
		<i>Prodonotocharax melanotus</i>	x	x	x		x
		<i>Prodonotocharax alleni</i>	x		x		x
		<i>Prodonotocharax sp</i>	x		x		
		<i>Roeboides affinis</i>	x	x	x	x	
		<i>Scopaeocharax sp</i>	x	x			x
		<i>Scopaeocharax cf. rhinodus</i>	x				
		<i>Scopaeocharax atopodus</i>	x				x
		<i>Serrapinnus heterodon</i>	x	x	x		x
		<i>Serrapinnus piaba</i>	x	x	x		x
		<i>Serrapinnus sp</i>	x		x		
		<i>Tetragonopterus argenteus</i>	x	x		x	
		<i>Tyttocharax tambopatensis</i>	x	x			x
		<i>Tyttocharax sp.</i>		x			x
		<i>Xenobrycon heterodon</i>			x		x
		<i>Xenobrycon s.</i>	x	x			
	Crenuchidae	<i>Characidium etheostoma</i>	x	x	x		x
		<i>Characidium aff. fasciatum</i>	x	x	x		x
		<i>Characidium purpuratum</i>	x	x			x
		<i>Characidium cf. zebra</i>	x	x	x		x
		<i>Characidium cf. steindachneri</i>	x	x	x		x
		<i>Characidium sterbai</i>	x	x			x
		<i>Characidium sp.</i>		x	x		
		<i>Gerychthys stervai</i>		x			x
		<i>Gerychthys sp</i>	x	x			
		<i>Melanocharacidium pectorale</i>		x			x
		<i>Melanocharacidium sp.</i>		x			x
	Curimatidae	<i>Curimata vittata</i>	x	x		x	x
		<i>Curimatella sp.</i>		x		x	x
		<i>Potamorhina altamazonica</i>	x			x	
		<i>Potamorhina pristigaster</i>	x	x		x	
		<i>Psectrogaster rutiloides</i>	x	x		x	
		<i>Steindachnerina bimaculata</i>	x	x		x	
		<i>Steindachnerina dobula</i>	x	x	x	x	
	<i>Steindachnerina guentheri</i>	x	x	x	x		

Orden	Familia	Especies	Ubicación del registro			Especie de Interés		
			Zona de influencia Directa	Zona de influencia indirecta	Agua arriba del PC	Consumo	Ornamental	
		<i>Steindachnerina hypostoma</i>	x	x		x		
		<i>Steindachnerina sp</i>	x	x		x		
	Cynodontidae	<i>Hydrolicus scomberoides</i>	x			x		
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	x	x	x	x		
	Gasteropelecidae	<i>Gasteropelecus sternichla</i>	x	x			x	
		<i>Thoracocharax stellatus</i>	x	x			x	
	Parodontidae	<i>Apareiodon sp</i>	x	x		x		
		<i>Paraodon pongoensis</i>	x	x	x	x		
		<i>Parodon buckleyi</i>	x	x	x	x		
		<i>Parodon suborbitalis</i>	x	x	x	x		
		<i>Parodon sp</i>	x	x	x	x		
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus nigricans</i>	x	x	x	x		
	Serrasalminidae	<i>Mylossoma albiscopis</i>		x		x		
		<i>Piaractus brachipomus</i>	x			x		
		<i>Pygocentrus nattereri</i>		x		x		
		<i>Serrasalmus humeralis</i>			x	x		
		<i>Serrasalmus rhombeus</i>	x		x	x		
	Tripotheidae	<i>Clupeacharax anchoveoides</i>	x	x	x		x	
		<i>Engraulisoma taeniatum</i>	x		x		x	
		<i>Triportheus albus</i>	x	x	x	x		
		<i>Triportheus angulatus</i>	x	x	x	x		
		<i>Triportheus elongatus</i>		x		x		
	Gymnotiformes	Apteronotidae	<i>Apteronotus albifrons</i>	x			x	x
			<i>Sternarchorhynchus sp</i>	x	x		x	
		Sternopygidae	<i>Sternopygus macrurus</i>	x	x		x	
			<i>Eigenmannia humboldti</i>	x	x		x	x
			<i>Eigenmannia virescens</i>	x	x		x	x
<i>Sternopygus macrurus</i>			x	x		x		
Siluriformes	Ageneiosidae	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	x	x		x		
	Astroblepidae	<i>Astroblepus sp</i>	x		x	x		
	Aspredinidae	<i>Bunocephalus sp.</i>		x	x	x	x	
		<i>Bunocephalus coracoideus</i>		x			x	
		<i>Ernstichthys sp</i>		x			x	
		<i>Xiliphius sp</i>			x		x	
	Auchenipteridae	<i>Auchenipterus nuchalis.</i>	x			x		
		<i>Centromochlus perugiae</i>	x	x			x	
		<i>Tatia sp</i>	x	x			x	
	Callichthyidae	<i>Corydoras panda</i>		x			x	
		<i>Corydoras sp</i>	x				x	
	Cetopsidae	<i>Cetopsis coecutiens</i>		x	x			
		<i>Cetopsis sp</i>	x	x				
		<i>Pseuocetopsis plumbeus</i>		x			x	
	Doradidae	<i>Megalodoras uranoscopus</i>	x	x				
		<i>Oxydoras niger</i>	x			x		
		<i>Pterodoras granulosus</i>	x		x	x		
Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia sp</i>	x	x	x		x		
	<i>Cetopsorhamdia phantasia</i>	x		x		x		
	<i>Chasmocranus sp</i>	x	x			x		
	<i>Chasmocranus peruanus</i>	x	x	x		x		
	<i>Heptapterus sp</i>	x	x	x		x		

Orden	Familia	Especies	Ubicación del registro			Especie de Interés	
			Zona de influencia Directa	Zona de influencia indirecta	Aguas arriba del PC	Consumo	Ornamental
		<i>Imparfinis sp</i>	x	x	x		x
		<i>Imparfinis stictonotus</i>	x	x			x
		<i>Phenacorhamdia sp.</i>			x		x
		<i>Pimelodella cf gery</i>	x	x			
		<i>Pimelodella cristata</i>	x			x	
		<i>Pimelodella gracilis</i>	x	x		x	
		<i>Pimelodella sp</i>	x	x		x	
		<i>Rhamdia quelen</i>	x	x		x	
	Loricariidae	<i>Ancistrus sp 1</i>	x	x	x	x	
		<i>Ancistrus sp</i>	x	x	x	x	
		<i>Ancistrus oclooi</i>	x	x	x	x	
		<i>Ancistrus aff. tamboensis</i>	x			x	x
		<i>Aphanotorulus unicolor</i>	x		x	x	x
		<i>Chaetostoma lineopunctatum</i>	x	x	x	x	x
		<i>Chaetostoma sp</i>	x	x	x	x	
		<i>Crossoloricaria bahuaja</i>		x	x	x	x
		<i>Crossoloricaria sp</i>	x				
		<i>Crossoloricaria rhami</i>	x	x			x
		<i>Farlowella sp.</i>	x	x			
		<i>Farlowella kneri</i>		x	x		x
		<i>Farlowella nattereri</i>	x	x	x		x
		<i>Farlowella smithi</i>		x			x
		<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>		x	x		x
		<i>Hypostomus ericius</i>	x	x		x	
		<i>Hypostomus oculus</i>	x	x	x	x	
		<i>Hypostomus levis</i>	x	x		x	x
		<i>Hypostomus pyrineusi</i>	x	x	x	x	
		<i>Hypostomus niceforoi</i>	x	x		x	
		<i>Hypostomus emarginatus</i>	x	x	x	x	
		<i>Hypostomus cf. taphorni</i>	x			x	
		<i>Hypostomus sp</i>	x	x	x	x	
		<i>Lamontichthys sp</i>	x	x	x	x	
		<i>Lamontichthys filamentosus</i>	x	x		x	
		<i>Lamontichthys stibaros</i>	x		x	x	
		<i>Lasiancistrus schomburgki</i>		x	x	x	
		<i>Limatulichtys sp</i>	x			x	
		<i>Loricaria cataphracta</i>	x	x		x	x
		<i>Loricaria clavipinna</i>	x	x	x	x	x
		<i>Loricaria simillina</i>	x	x		x	
		<i>Loricaria sp</i>	x	x		x	
		<i>Panaqolus albomaculatus</i>	x				x
		<i>Panaque schaeferi</i>	x	x		x	
		<i>Peckoltia sp</i>	x				
		<i>Planiloricaria sp</i>	x				
	<i>Planiloricaria cryptodon</i>	x	x				
	<i>Pseudohemiodon sp.</i>	x	x		x	x	
	<i>Rineloricaria lanceolata</i>	x	x	x	x	x	
<i>Rineloricaria morrowi</i>		x		x	x		
<i>Rineloricaria woifei</i>		x		x	x		
<i>Rineloricaria sp</i>	x	x					

Orden	Familia	Especies	Ubicación del registro			Especie de Interés		
			Zona de influencia Directa	Zona de influencia indirecta	Aguas arriba del PC	Consumo	Ornamental	
		<i>Spatuloricaria evansii</i>		x			x	
		<i>Spatuloricaria pугanensis</i>	x	x			x	
		<i>Spatuloricaria sp.</i>		x				
		<i>Squaliforma emarginata</i>	x	x	x	x		
		<i>Squaliforma sp.</i>		x	x			
		<i>Sturisoma nigrirostrum</i>	x	x	x	x		
		<i>Sturisoma sp</i>		x				
	Pimelodidae	<i>Aguarunichthys torosus</i>			x		x	
		<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	x				x	
		<i>Brachyplatystoma juruense</i>	x				x	
		<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>		x			x	
		<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	x	x			x	
		<i>Brachyplatystoma vaillanti</i>		x			x	
		<i>Calophysus macropterus</i>	x	x	x		x	
		<i>Goslinia platynema</i>	x	x			x	
		<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	x	x			x	
		<i>Hypohthalmus edentatus</i>		x			x	
		<i>Leiarus marmoratus</i>		x	x		x	
		<i>Megalonema platycephalum</i>	x	x			x	
		<i>Megalonema amaxanthum</i>		x			x	
		<i>Megalonema sp.</i>		x				
		<i>Phractocephalus hemiolepis</i>		x			x	x
		<i>Pimelodina flavipinnis</i>	x	x			x	
		<i>Pimelodus blochii</i>	x	x	x		x	
		<i>Pimelodus maculatus</i>	x	x	x		x	
		<i>Pimelodus ornatus</i>	x	x			x	x
		<i>Pimelodus sp</i>	x	x				
		<i>Pimelodus pictus</i>	x	x	x		x	x
		<i>Pinirampus pinampu</i>	x	x			x	
		<i>Platysilurus mucosus</i>		x			x	
		<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	x	x			x	
		<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	x	x			x	
		<i>Sorubimichthys planiceps</i>					x	
		<i>Sorubin lima</i>	x	x			x	x
	<i>Zungaro zungaro</i>	x	x			x		
	Pseudopimelodidae	<i>Batrochoglanis raninus</i>	x	x	x		x	
		<i>Microglanis zonatus</i>		x	x		x	
		<i>Pseudopimelodus pulcher</i>	x		x		x	
		<i>Pseudopimelodus sp.</i>		x				
	Trichomycteridae	<i>Acanthopoma sp</i>	x	x				
		<i>Acanthopoma annectens</i>	x	x	x			
		<i>Henonemus sp</i>	x					
		<i>Henonemus punctatus</i>	x	x	x			
		<i>Ochmacanthus sp.</i>		x				
		<i>Plectrochilus sp</i>	x					
		<i>Pseudostegophilus sp</i>	x	x				
		<i>Pseudostegophilus nemurus</i>	x					
<i>Stegophilus taxistigmus</i>		x	x	x				
<i>Stegophilus sp.</i>				x				
<i>Vandellia cirrhosa</i>	x	x	x					

Orden	Familia	Especies	Ubicación del registro			Especie de Interés	
			Zona de influencia Directa	Zona de influencia indirecta	Agua arriba del PC	Consumo	Ornamental
		<i>Trichomycterus sp</i>	x	x	x	x	
		<i>Vandellia sp.</i>	x	x			
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>		x			
Cyprinodontiformes	Anablepsidae	<i>Anablepsoides</i>		x			x
Perciformes	Siaenidae	<i>Pachypops sp.</i>		x			
		<i>Pachyurus schomburgkii</i>		x		x	
		<i>Plagioscion squamosissimus</i>	x			x	
Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>			x	x	x
		<i>Bujurquina aff. apoparuana</i>	x	x		x	
		<i>Bujurquina eurhinus</i>		x	x	x	x
		<i>Bujurquina hophrys</i>	x	x	x	x	
		<i>Bujurquina megalospilus</i>	x	x	x	x	
		<i>Bujurquina labiosa</i>	x	x	x	x	
		<i>Bujurquina robusta</i>	x	x	x	x	
		<i>Bujurquina sypsilus</i>			x	x	x
		<i>Bujurquina sp.</i>	x	x	x		
		<i>Crenicichla sp.</i>		x	x		
		<i>Crenicichla proteus</i>	x	x	x	x	x
		<i>Crenicichla sedentaria</i>	x	x	x		
<i>Crenicichla semicincta</i>	x		x	x	x		
Pleuronectiformes	Achiridae	<i>Apionichthys rosai</i>		x	x	x	x
		<i>Apionichthys finis</i>		x	x	x	x
Total Ord.: 12	Total Fam.: 35	Total Especies: 319	240	258	161	158	165

Anexo 6: Etnoespecies registradas durante el monitoreo de uso de recursos

Etnoespecies	Nombres vulgares	Especies	Familia	Orden
Amatoro	Bagrecito	Pseudopimelodus bufonius	Pseudopimelodidae	Siluriformes
		Pseudopimelodidae spp.		
Chambira	Dentón, Machete	Cynodontidae spp.	Cynodontidae	Characiformes
Charava	Achacubo	Sorubimichthys planiceps	Pimelodidae	Siluriformes
Chomenta	Patiri, Palometa	Mylossoma albiscopum	Serrasalmidae	Characiformes
		Mylossoma spp.		
		Serrasalmidae spp1.		
Etari	Carachama, Shavetotaki, Kempiti, Shinoti, Potsiri, Etarizano, Kintero, Kempiti	Hypostominae spp1.	Loricariidae	Siluriformes
		Chaetostoma lineopunctatum		
		Chaetostoma spp.		
		Ancistrus occlou		
Gamitana	-	Colossoma macropomum	Serrasalmidae	Characiformes
Igotikiro	Carachama	Farlowella spp.	Loricariidae	Siluriformes
Jabojabo	Inpokiro, Achara	Aguarunichthys spp.	Pimelodidae	Siluriformes
		Leiarius marmoratus		
Joma	Paña, Palometa	Serrasalmidae spp2.	Serrasalmidae	Characiformes
Kapararo	Sardina	Triportheus angulatus	Triportheidae	Characiformes
		Triportheus spp.		
Kapeshi	Achuni, Zúngaro alianza	Brachyplatystoma juruense	Pimelodidae	Siluriformes
Karoshi	Cunshi, Bagre	Platystomatichthys sturio	Pimelodidae	Siluriformes
Kayonaro	Doncella	Pseudoplatystoma fasciatum	Pimelodidae	Siluriformes
Kempiti	Carachama,	Hypostominae spp2.	Loricariidae	Siluriformes
		Loricariidae spp1.		

Etnoespecies	Nombres vulgares	Especies	Familia	Orden
	Chogeti, Shaponari, Etarizano, Etari, Carachama	Hypostomus spp.		
	Kitetakiri jetari, Carachama	Aphanotorulus cf. phrixosoma		
	Shichari, Guie-Guie, Etari, Carachama	Aphanotorulus emarginatus		
		Aphanotorulus spp.		
		Aphanotorulus unicolor		
Kipagori	Pantishiro, Lisita, Julilla	Parodon spp.	Parodontidae	Characiformes
Kitapoari	Kitepatsari, Toa, Manitoa, Tsokoroshima, Cunchi, Bagre	Megalonema spp.	Pimelodidae	Siluriformes
		Pimelodidae spp1.		
Kitepatsari	Toa, Karoshi, Papitsi	Hemisorubim platyrhynchos	Pimelodidae	Siluriformes
		Pimelodidae spp2.		
Kiviri	Pez aguja	Pseudotytlosurus angusticeps	Belonidae	Beloniformes
Komaro	Paña, Piraña, Palometa	Serrasalmidae spp3.	Serrasalmidae	Characiformes
		Serrasalmus rhombeus		
		Serrasalmus spp.		
Korio	Manitiki, Metsopatsari, Cunchi, Bagre	Pimelodus blochii	Pimelodidae	Siluriformes
		Pimelodus maculatus		
		Pimelodus pictus		
		Pimelodus spp.		
Kovana	Lisa, Pantishiro, Yamuti	Abramytes hypselonotus	Anostomidae	Characiformes
		Anostominae spp.		
		Leporinus spp.		
		Leporinus striatus		
		Leporinus yoporus		
		Megaleporinus trifasciatus		
		Schizodon fasciatus		

Etnoespecies	Nombres vulgares	Especies	Familia	Orden
		Schizodon spp.		
Koviri	Mamotsi, Sabalo macho	Salminus hilarii	Bryconidae	Characiformes
		Salminus iquitensis		
		Salminus spp.		
Kuityokiti	Cunchi, Bagre	Pimelodella spp.	Heptapteridae	Siluriformes
Mamori	Sabalo	Brycon hilarii	Bryconidae	Characiformes
		Brycon spp.		
Manitishimate	Manitiocho, Tigre zúngaro	Brachyplatystoma tigrinum	Pimelodidae	Siluriformes
Maronto	Bagre	Batrachoglanis spp.	Pseudopimelodidae	Siluriformes
Mavoro	Pez ballena	Cetopsis coecutiens	Cetopsidae	Siluriformes
Mereto	Sankovati, Mojarra	Astyanax bimaculatus	Characidae	Characiformes
		Astyanax maximus		
		Astyanax spp.		
Mota	Pariantinato, Kitapoari	Calophysus macropterus	Pimelodidae	Siluriformes
		Pimelodidae spp3.		
Omani	Zungaro	Zungaro zungaro	Pimelodidae	Siluriformes
Pankari	Añashua	Crenicichla spp.	Cichlidae	Cichliformes
Perero	Shevari, Denton, Pedro sin sangre	Characinae spp.	Characidae	Characiformes
		Charax spp.		
		Cynopotamus spp.		
		Galeocharax gulo		
		Galeocharax spp.		
		Roeboides myersii		
Roeboides spp.				
Piro	. . .	Leptodoras spp.	Doradidae	Siluriformes
Piteri	Chiochio, Julilla	Curimatidae spp2.	Curimatidae	Characiformes
		Steindachnerina guentheri		

Etnoespecies	Nombres vulgares	Especies	Familia	Orden
		Steindachnerina spp.		
Poshori	Corvina	Pachypops spp.	Sciaenidae	Perciformes
Sakenchari	Chambira, Machete, Dentón	Raphiodon vulpinus	Cynodontidae	Characiformes
Sevitanchi	Tsiripira	Sorubim lima	Pimelodidae	Siluriformes
		Sorubim spp.		
Shima	Boquichico	Prochilodus nigricans	Prochilodontidae	Characiformes
Shintyogui	Kisokiri, Aceitero, Tiburón	Centromochlus spp.	Auchenipteridae	Siluriformes
Shivaegi	Mojarrita, Mereto, Sankovati, Kushogityoiri, Kemari, Matavitirora kogi	Characidae spp.	Characidae	Characiformes
		Creagrutus spp.		
		Hemibrycon spp.		
		Knodus spp.		
		Prionobrama filigera		
		Serrapinus spp.		
		Stevardiinae spp.		
Tetragonopterus argenteus				
Sokuiri	Shirui	Callichthys callichthys	Callichthyidae	Siluriformes
Taya	Cahuara	Pterodoras granulosus	Doradidae	Siluriformes
Toa	Bagre	Pimelodidae spp.	Pimelodidae	Siluriformes
		Platysilurus mucosus		Siluriformes
Togoso	Piro, Turushuki, Taya	Oxydoras niger	Doradidae	Siluriformes
Tsegori	Bagre	Heptapteridae spp.	Heptapteridae	Siluriformes
		Rhamdia spp		
Tsenkori	Fasaco, Huasaco	Hoplias malabaricus	Erythrinidae	Characiformes
Tseviro	Macana	Apteronotus bonapartii	Apteronotidae	Gymnotiformes
		Apteronotus spp.		
		Sternarchorhynchus curvirostris		

Etnoespecies	Nombres vulgares	Especies	Familia	Orden
		Sternarchorhynchus spp.		
		Sternopygus spp.	Sternopygidae	
Tsio-tsio	Chio-chio, Sonso, Kariapashima, Yahuarachi	Curimatidae spp.	Curimatidae	Characiformes
		Potamorhina altamazonica		
		Potamorhina spp.		
		Psectrogaster essequibensis		
		Psectrogaster spp.		
Tsiroti	Shiroava, Lisa	Leporellus vittatus	Anostomidae	Characiformes
Tsokoroshima	Cunchi, Bagre	Pimelodus ornatus	Pimelodidae	Siluriformes
Tsopiro	Metari, Shitari, Satakiri, Shaponari, Kempiti, Etari, Etarizano, Carachama	Crossoloricaria spp.	Loricariidae	Siluriformes
		Lamontichthys filamentosus		
		Lamontichthys spp.		
		Limatulichthys griseus		
		Loricaria spp.		
		Loricariichthys spp.		
		Loricariidae spp.		
		Loricariinae spp.		
		Planiloricaria cryptodon		
		Rineloricaria spp.		
		Spatuloricaria spp.		
Sturisoma spp.	Siluriformes			
Wakatoro	Vakanki, Maparate, Leguía	Auchenipterus spp.	Auchenipteridae	Siluriformes
		Auchenipterus ambyiacus		



pmb