

23 DE SEPTIEMBRE DE 2025

CONDICION AMBIENTAL, USOS, ACCIONES ESTATALES Y GOBERNANZA EN EL GOLFO DE FONSECA

GINO VICENZO ROMERO ALVAREZ
CONSULTOR

Índice de contenido

1.	Introducción.....	2
2.	Contexto biofísico	6
	Clima	6
	Hidrografía y dinámica hídrica en la zona de influencia de las comunidades.	7
	Sistemas ecológicos presentes en el golfo de Fonseca	8
	Biodiversidad asociada	11
3.	Bienes comunes del Golfo de Fonseca: usos y explotación.	14
	Aspectos históricos sobre el uso de los recursos	14
	Los usos en la actualidad.	20
4.	El panorama ambiental	29
5.	Acciones estatales sobre el terreno.	37
6.	Conclusiones.....	46
7.	Referencias bibliográficas	48
8.	Anexos.....	53

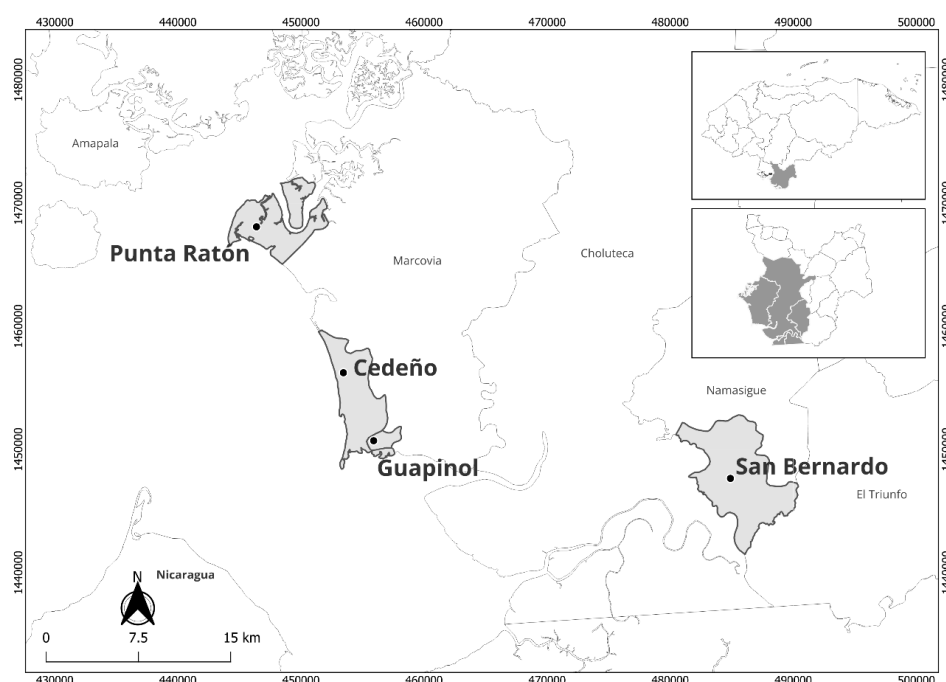
1. Introducción

El presente documento forma parte de un proceso investigativo más amplio que busca comprender las relaciones entre comunidades costeras del Golfo de Fonseca y su entorno, con énfasis en los saberes, prácticas y dinámicas de conservación que emergen en contextos de alta presión socioambiental. En este marco, el análisis aquí desarrollado no constituye una investigación autónoma, sino un insumo complementario orientado a caracterizar la condición ambiental regional, los usos predominantes de los ecosistemas, las presiones que sobre ellos recaen y las acciones estatales sobre el territorio vinculadas a su gestión y gobernanza.

El propósito central es ofrecer una lectura del territorio marino-costero desde su dimensión ambiental y de gobernanza, que permita contextualizar y enriquecer los otros ejes de análisis del proceso mayor: saberes y prácticas comunitarias, entramado comunitario local, y la situación de derechos humanos en el ámbito específico del Derecho Humano a la Alimentación y Nutrición Adecuada (DHANA).

Si bien el análisis parte de una escala regional que considera al Golfo de Fonseca en su sector hondureño como una unidad socio-ecológica, se orienta particularmente hacia las áreas de referencia conformadas por las comunidades de Punta Ratón, Cedeño y Guapinol (municipio de Marcovia) y San Bernardo (municipio de Namasigüe), todas en el departamento de Choluteca.

Figura 1. Ubicación de las 4 comunidades en el Golfo de Fonseca.



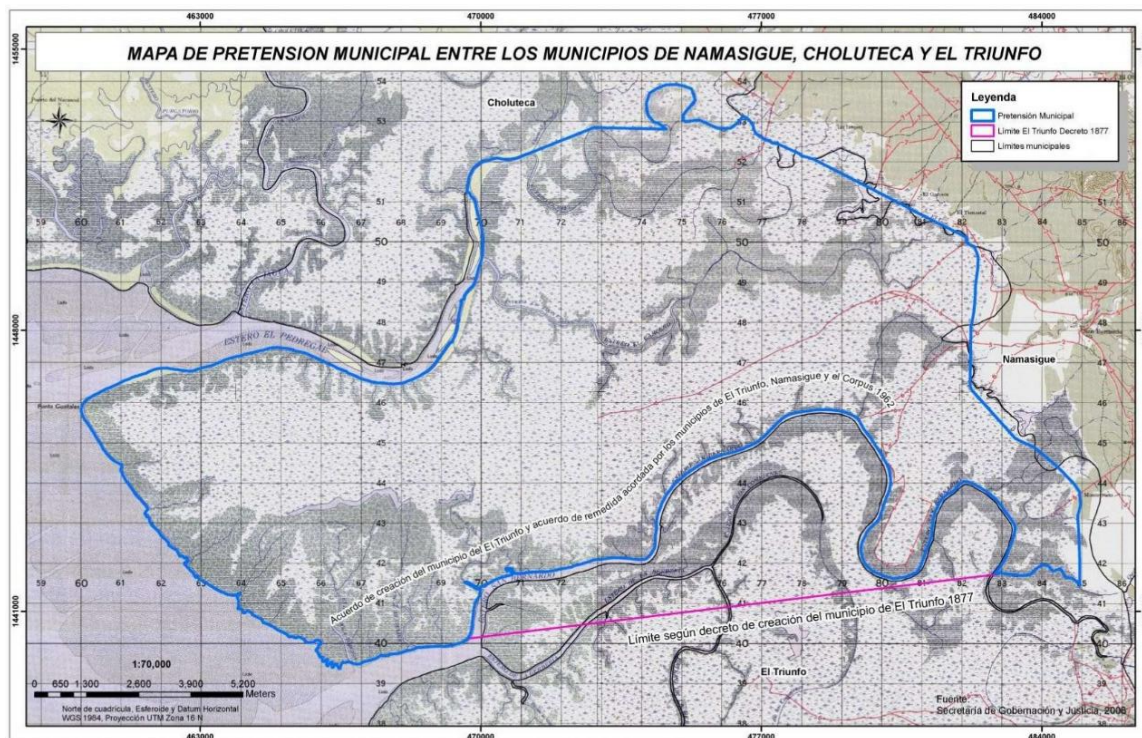
Fuente: Elaboración propia.

Sin embargo, en el caso de San Bernardo, los límites administrativos municipales no se corresponden con los usos reales del territorio costero. A pesar de que gran parte de los ecosistemas marino-costeros sobre los que la comunidad ejerce influencia se encuentran formalmente dentro del municipio de Choluteca, las familias de San Bernardo mantienen una relación histórica, social y ecológica con estos espacios, que se expresa en sus prácticas pesqueras, su apropiación territorial y su gestión cotidiana de los recursos naturales.

Esta condición territorial particular ha sido reconocida en ejercicios participativos de cartografía comunitaria, donde los pobladores identifican zonas de pesca, esteros, manglares y rutas de tránsito que trascienden los límites administrativos de Namasigüe y se adentran en el área costera del municipio de Choluteca. La municipalidad de Namasigüe ha respaldado esta posición, incorporando dichas áreas dentro de su Plan de Ordenamiento Territorial (2008), donde se reconocen los usos y vínculos históricos de la comunidad con el litoral, dicho mapa de pretensión territorial evidencia la extensión de la influencia comunitaria y el reclamo histórico de San Bernardo sobre una franja costera

que tradicionalmente ha formado parte de su espacio de vida, de trabajo y de gestión ambiental.

Figura 2 Extensión territorial históricamente reclamada por la municipalidad de Namasigue.



Fuente: (Botero 2008).

En ese sentido, la delimitación administrativa resulta insuficiente para comprender las verdaderas dinámicas socio-ecológicas de las comunidades costeras del Golfo. Los vínculos entre los ecosistemas y las poblaciones locales se estructuran a partir de usos, flujos, prácticas y saberes que configuran territorios funcionales mucho más amplios que los oficialmente reconocidos. Este documento parte de esa comprensión amplia del territorio, considerando los espacios de vida y de manejo comunitario como parte integral de las unidades de análisis.

El análisis integra fuentes secundarias e información institucional para construir una mirada multidimensional del territorio marino-costero, buscando aportar elementos para su comprensión, en conjunto, el documento desarrolla una lectura del Golfo de Fonseca a partir de cuatro ejes centrales:

1. **Contexto biofísico**, donde se describen los sistemas ecológicos presentes, su dinámica hídrica, y los factores que determinan la riqueza biológica y productiva de la zona.

2. **Usos y explotación de los bienes comunes**, analizando históricamente las transformaciones del ecosistema costero y los distintos modos de apropiación desde la pesca artesanal hasta la expansión camaronera que han configurado los actuales paisajes productivos.
3. **Panorama ambiental actual**, con énfasis en los impactos acumulativos sobre los humedales, manglares y estuarios, así como en los conflictos derivados del uso desigual del territorio y los efectos del cambio climático.
4. **Acciones estatales y gobernanza**, donde se examina el papel de las instituciones públicas, y sus acciones en las 4 comunidades.

2. Contexto biofísico

El Golfo de Fonseca es una Gran Bahía de origen tectónico, formada por la inundación de zonas costeras asociadas a fallas geológicas y actividad volcánica situado en el Pacífico Costero Centroamericano (Castañeda-Moya et al., 2006). Ha sido caracterizado como un Gran Estuario Tropical (Valle-Levinson & Bosley 2003) y desde el punto de vista geomorfológico, presenta rasgos asociados a un valle fluvial sumergido (Castañeda-Moya et al., 2006).

Abarca una superficie acuática de aproximadamente 3,200 km² y se localiza entre las latitudes 12–14° N y las longitudes 86–89° W (Rybalagua, 2014). Su litoral comprende 439 km de costa distribuidos entre El Salvador (71 km), Honduras (253 km) y Nicaragua (114 km) (González Bermúdez et al., 2016). Estos tres países ejercen soberanía compartida sobre el golfo, constituyendo un caso único en el mundo de condominio trinacional sobre un cuerpo de agua (Castillo, 2023).

En esta amplia región se distinguen tres áreas geomorfológicas, montañas, planicies y zona costera. Las planicies se dividen en dos niveles, una franja aluvial sedimentaria desde el litoral hasta unos 15 m sobre la marea alta, y otra más elevada que llega a los 200 m, ambas originadas por levantamientos de antiguos fondos marinos. La zona costera comprende estuarios, áreas influenciadas por mareas, islas y lagunas, con una extensión aproximada de 1.000 km² (PROGOLFO, 1998; Soto, 2012).

Clima

Las condiciones climáticas de la región responden al régimen tropical, ya que la temperatura media mensual se mantiene por encima de los 18 °C durante todo el año y la cantidad de lluvia anual supera a la evaporación (Rybalagua, 2014). La temperatura promedio de la zona baja es de 38 °C y de 21 °C en las más altas (Osorto et al., 2023).

El régimen de lluvias de la región permite distinguir con claridad dos estaciones: una seca, que abarca de noviembre a abril, y otra húmeda, de mayo a octubre (Rybalagua, 2014). Durante la estación lluviosa se registran dos máximos de precipitación separados por un lapso de disminución de lluvias, el primero, denominado *Primera*, alcanza entre 250 y 270 mm en junio, mientras que el segundo, conocido como *Postrera*, supera los 350 mm en septiembre, además entre ambos periodos se presenta la *Canícula*, un receso en las lluvias asociado a la influencia del Anticiclón de las Bermudas (Rybalagua, 2014).

Hidrografía y dinámica hídrica en la zona de influencia de las comunidades.

Como estuario, el Golfo de Fonseca recibe influencias tanto marinas como continentales; entre las primeras se encuentran las mareas y la salinidad del océano, mientras que entre las segundas destacan el aporte de agua dulce y la carga de sedimentos provenientes de los ríos. (Ward, 2000). Además, es influenciado por características únicas de la zona estuarina que determinan las condiciones de circulación y renovación de sus aguas, como el movimiento de sedimentos, las variaciones en la salinidad del agua y la forma misma de su litoral (Ward, 2000).

En el Golfo de Fonseca desembocan cuatro ríos principales. El río Choluteca, considerado el más extenso de la vertiente pacífica centroamericana, cuenta con una cuenca aproximada de 7,580 km² y un caudal anual de 3 millones de m³. El Nacaome drena una superficie de 2,577 km² y aporta cerca de 2 millones de m³ al año. El Goascorán, que marca parte de la frontera entre Honduras y El Salvador, tiene una cuenca de 1,500 km² en territorio hondureño y 581 km² en suelo salvadoreño, con un escurrimiento estimado de 1.6 millones de m³ por año. Finalmente, el Río Negro, compartido con Nicaragua, descarga alrededor de 1.5 millones de m³ anuales (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2021).

Particularmente el municipio de Marcovia es bordeado por los afluentes del río Choluteca y del río Nacaome, asimismo, por la red hídrica a nivel de quebradas como El Sajón, Las Posas, Los Muertos, Los Coyotes y La Cándida, y esteros como: Los Loros, El Botadero, Los Puentes, Barrancones y Las Conchas. (FIAN, 2021). En la desembocadura del río Choluteca se encuentran el Estero la Jagua y estero El Pedregal, que constituyen áreas estratégicas tanto desde el punto de vista ecológico como productivo en el municipio de Choluteca. (Serrano, 1996)

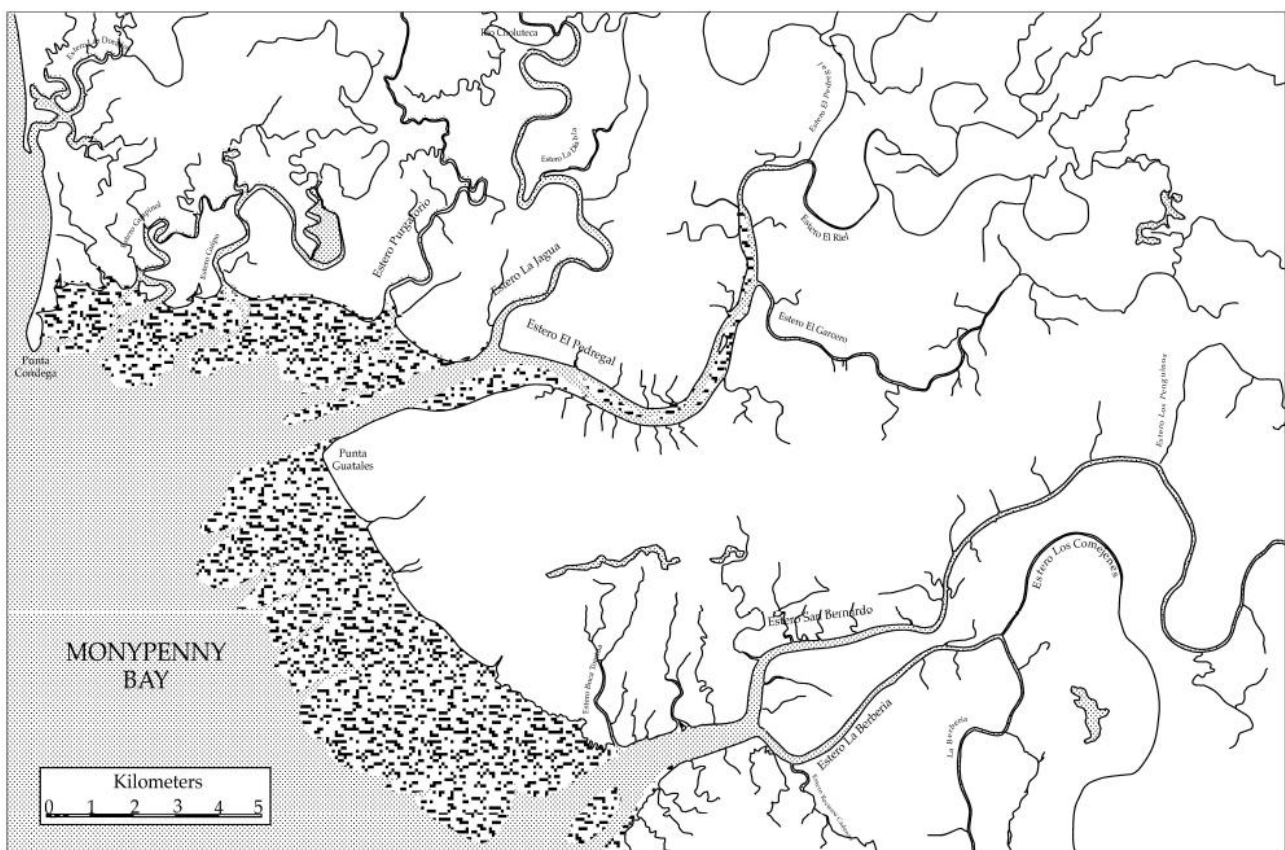
Por su parte, en la zona baja del municipio de Namasigüe, donde se ubica la comunidad de San Bernardo, confluyen diversos aportes de agua dulce entre ellos destacan las quebradas El Platanar y Sasacale, que junto con el río Choluteca constituyen fuentes principales de recarga hídrica (AFE-COHDEFOR, 2005).

Otro sistema de importancia lo constituye el río Negro, que tiene una longitud de unos 100 km, de los cuales 42 km corresponden al área del Golfo. (CCAD, s.f.). Nace en Nicaragua, donde se le conoce como río Guasaule, y en parte de su recorrido funciona como límite fronterizo entre ambos países antes de internarse en territorio hondureño

(CCAD, s.f.). En su curso inferior recibe aportes de varios cuerpos de agua, entre ellos el río El Gallo y el río Los Quesos, que transportan aguas ricas en oxígeno desde cuencas montañosas nicaragüenses (Ward, 2000). Su desembocadura da origen al estero La Berberia y al Estero San Bernardo, sistemas centrales en el área camaronera.

Asimismo, se localizan varios canales de esteros derivados del doble sistema de estero San Bernardo y la Berbería (Ward, 2000), como Los Comejenes, La Berbería, Boca Torcida, Los Pinguinos, y Revienta cadenas; sobre los que las mareas ejercen una influencia directa. Parte de esta área se encuentra bajo régimen de protección dentro del Área de manejo hábitat/especie (AHME) de San Bernardo y el AHME de la Berbería, lo que refleja la importancia ambiental y los conflictos de uso que la atraviesa la comunidad de San Bernardo. (CCAD, s.f.).

Figura 3 Mapa de esteros y canales de esteros en la zona Cedeño-Guapinol-Namasigue



Fuente: Ward, 2000.

Sistemas ecológicos presentes en el golfo de Fonseca

El Golfo de Fonseca por su particularidad estuarina, constituye una de las zonas de mayor riqueza ecosistémica del país, en donde confluyen sistemas marino-costeros, altamente

interrelacionados con la vida. De acuerdo con la convención de humedales Ramsar (2021), en términos de sistemas principales, se reconocen al menos tres: marino, estuarino y lacustrino, todos presentes en el área de influencia de las 4 comunidades costeras (Fuentes et al., 1999). Según la clasificación Ramsar, los humedales de la zona sur de Honduras se incluyen en categorías marino-costeras (A, E, F, G, H, I, J y K) y artificiales (1, 2, 5, 8 y 9), reflejando tanto la diversidad natural como el grado de transformación antrópica que caracteriza a este espacio (Acevedo, 1996; Fuentes et al., 1999).

Por otro lado, de acuerdo con la clasificación de ecosistemas forestales del ICF (2015), los sistemas ecológicos presentes en las comunidades de influencia comprenden:

- **Bosques de manglar sobre sustrato limoso:** bosques de mangle que habitan la zona intermareal de estos entornos formando una banda continua a lo largo del Golfo de Fonseca, (Castañeda-Moya et al., 2006), constituyen la base del sistema trófico estuarino, proporcionan protección para las costas al prevenir la erosión costera, además sirven como un área de reproducción, vivero y forraje para muchas especies de peces, crustáceos y moluscos y ofrecen hábitats para un gran número de especies migratorias y endémicas (Dewalt et al., 1996).
- **Estuarios semicerrados del Pacífico,** Están clasificados dentro de los sistemas acuáticos que incluyen todos los cuerpos de agua que forman lagos, lagunas y esteros, constituyen el suministro de hábitat para la variedad de especies, principalmente de aves nativas y migratorias que requieren de aguas poco profundas, propias para la protección, anidamiento, reproducción y refugio de la vida silvestre (ICF, 2015). Las aguas estuarinas realizan funciones ecológicas cruciales: tienen alta productividad primaria; sirven como áreas de reproducción y crianza para especies importantes de mariscos y peces; las raíces de los manglares actúan como diques atrapando el aluvión y los nutrientes arrastrados desde elevaciones más altas, el primer paso en la formación de nuevo suelo; y estabilizan la línea costera protegiéndola de inundaciones. (Stonich, 1993, 37)
- **Albina con escasa vegetación,** son terrenos cercanos al mar con alto grado de salinidad, de suelos color blanco, crecen algunas hierbas y arbustos característicos de la franja costera (ICF, 2015).
- **Lagunas costeras estacionales,** ecosistemas fluctuantes caracterizados fundamentalmente por la mezcla de aguas continentales y marinas. La intensidad

y frecuencia de esta mezcla determina en su mayor parte los cambios estacionales de las características químicas del agua y de las poblaciones biológicas que las habitan, las lagunas costeras están catalogadas como los ecosistemas que poseen las más elevadas tasas de productividad conocidas, tanto primaria como secundaria. El promedio de la producción natural de peces en las lagunas es de alrededor de 100 kilogramos por hectárea al año (ICF, 2015).

- **Sistemas agropecuarios**, con cultivos relativamente intensivos o permanentes, en particular caña de azúcar, melón y sandía, que se insertan como matrices productivas de uso intensivo del suelo y representan una parte del medio ambiente transformado.
- **Acuicultura camaronera**: El uso del suelo destinado a la camaricultura se concentra principalmente en las zonas bajas costeras, donde los terrenos salinos y estuarinos son transformados en estanques de cultivo. Este tipo de uso implica la construcción de canales, diques y compuertas que modifican la dinámica natural del agua y alteran la cobertura vegetal original, especialmente los manglares y humedales adyacentes, representan la mayor parte del medio ambiente transformado en el área de influencia de las 4 comunidades.
- **Bosque tropical deciduo latifoliado de tierras bajas intervenido**, con presencia en áreas del municipio de Marcovia. Aunque el bosque deciduo representó una vez el tipo de vegetación dominante en las tierras bajas de la región costera del Pacífico del sur de Honduras, ha sido casi completamente eliminado por la agricultura (cultivos y ganado), Solo quedan algunos pequeños remanentes, principalmente como bosques en galería dispersos a lo largo de arroyos y ríos. (Stonich, 1993)

En suma, los sistemas ecológicos del Golfo de Fonseca constituyen un mosaico de humedales, bosques, estuarios, áreas acuícolas y espacios productivos transformados.

En cuanto a la gestión y conservación, dentro del territorio municipal existen áreas protegidas de gran relevancia dentro del sistema de áreas protegidas de la zona sur de honduras (SAPZURH), En Marcovia, la superficie bajo manejo es de 8,907.56 ha, mientras que en Namasigüe es de 662.368 ha a esto se suma un espacio adicional de 19,490 ha en el municipio de Choluteca (ICF, 2015).

Biodiversidad asociada

Dentro de la flora del Golfo de Fonseca, los manglares constituyen el ecosistema más influyente. Adaptados a suelos salinos y periódicamente inundados, forman rodales que, de acuerdo con el estudio *Estado actual del ecosistema de manglar* elaborado por el ICF (2018), pueden alcanzar hasta 30 metros de altura en condiciones óptimas, aunque también se observan áreas de “mangle enano”, donde la salinidad y la falta de nutrientes limitan su crecimiento a menos de 5 metros.

El mangle rojo es la especie predominante y ocupa las zonas más cercanas al mar, permanentemente inundadas por las mareas, le sigue en importancia el mangle negro, común en áreas de desembocadura de ríos y depósitos de sedimentos, más hacia el interior se localizan el mangle blanco y el botoncillo, que se desarrollan en sectores con menor frecuencia de inundación (Sanchez, 1999; CONGESA, 2001; ICF, 2018). Esta distribución responde a factores como la salinidad, la calidad del agua y la periodicidad de las mareas (Sánchez, 1999). Extendiéndose en superficies continuas solo interrumpidas por cuerpos de agua, cambios de uso de suelo o la cercanía con tierras altas (ICF, 2018).

Las especies de manglares pueden sobrevivir en condiciones de salinidad y disponibilidad de nutrientes variables, han desarrollado características especializadas que les permiten prosperar en condiciones en las que los niveles de salinidad y la disponibilidad de nutrientes varían. (King, 2008).

Tabla 1. Especies de mangle presentes en el territorio.

Nombre científico	Nombre Común	Familia
Rhizophora mangle	Mangle rojo	Colorado Rhizophoraceae
Rhizophora harrisonii	Mangle rojo	Colorado Rhizophoraceae
Avicennia germinans	Curumo Negro	Avicenniaceae
Avicennia bicolor	Curumo Blanco	Avicenniaceae
Laguncularia racemosa	Mangle Blanco o angelí	Jeli Combretaceae
Conocarpus erectus	Botoncillo	Combretaceae

Fuente: Sanchez-paes, 2000; Castañeda-Moya et al., 2006; King, 2008; CODDEFFAGOLF, 2014.

Por su parte, la fauna del Golfo de Fonseca refleja la alta diversidad de ambientes que confluyen en este gran ecosistema estuarino tropical. En la zona convergen especies marinas y continentales, lo que se traduce en una gran variedad de grupos biológicos que utilizan sus aguas, playas, manglares, estuarios y lagunas como sitios de anidación, alimentación, reproducción o refugio.

En cuanto a herpetofauna, se reportan 52 especies de anfibios y reptiles, siendo las familias de serpientes Dipsadidae y Colubridae las más representadas, con seis especies cada una. Estos grupos se concentran principalmente en humedales, bosques ribereños y áreas de transición entre el medio terrestre y acuático. (ICF, 2015). Además, en el Golfo de Fonseca se registran cuatro de las siete especies de tortugas marinas del mundo: la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), la baula (*Dermochelys coriacea*), la verde (*Chelonia mydas*) y la golfina (*Lepidochelys olivacea*) (Duran y Dunbar, 2015; ICF, 2015). Esta última es la más abundante y frecuente, con anidaciones reportadas en playas como Punta Ratón, Cedeño, Carretal, Río Viejo, Punta Condega, Las Doradas (ICF, 2015) todas dentro del área de influencia de las comunidades de estudio.

Por otro lado, el Golfo constituye un hábitat crítico para la avifauna residente y migratoria. De acuerdo con registros regionales, en el subsistema de áreas protegidas se identifican 204 especies de aves (ICF, 2015), que incluyen garzas, garzones, pelícanos, tijeretas, espátulas, jabirúes, aves rapaces como el águila pescadora y una amplia diversidad de aves acuáticas y terrestres. Los registros de fauna terrestre y semiacuática indican la presencia de 33 especies de mamíferos, de los cuales 17 corresponden a murciélagos distribuidos en cinco familias (ICF, 2015).

Además, los estuarios y manglares del Golfo sostienen una notable riqueza de ictiofauna, conformada por especies que habitan tanto en los estuarios y lagunas costeras alimentándose de pequeños organismos como gusanos, crustáceos y peces menores, como aquellos que se distribuyen en aguas más abiertas y se alimentan principalmente de otros peces (CODDEFFAGOLF, 2014).

El *Catálogo de especies provenientes de la pesca artesanal en el Golfo de Fonseca* (Nuñez Vallecillo, 2011) identifica 70 especies de peces aprovechables (Anexo 1), pertenecientes a grupos como pargos (*Lutjanus spp.*), corvinas (*Cynoscion Spp.*), lisas (*Mugil spp.*), robalos (*Centropomus spp.*), Bagres (*pinnimaculatus* y *panamensis*) jureles (*Caranx spp.*), sierras (*Scomberomorus spp.*), meros (*Epinephelus spp.*), tiburones y

rayas. Además, registra 11 especies de crustáceos, 6 de moluscos y 29 especies de peces acompañantes que aparecen con frecuencia en las capturas artesanales (Véase anexo 1).

En los crustáceos destacan la jaiba (*Callinectes spp.*), el Punche (*Ucides occidentalis*) el cangrejo de tierra (*Cardisoma crassum*), el cangrejo fantasma (*Ocypode gaudichaudii*), el cangrejo ermitaño (*Coenobita compressa*), así como varias especies de camarones. Entre estos últimos sobresalen el camarón blanco o banamey (*Litopenaeus vannamei*), ampliamente reconocido por su importancia en la región, además de especies como el camarón Estil (*Penaeus stylirostris*) y Camarón jumbo (*Litopenaeus occidentalis*).

Entre los moluscos se reconocen ostras (*Crassostrea iridicens*), almejas (*Trachycardium procerum*, *Lyropecten subnodosus*), curiles (*Anadara tuberculosa*, *A. similis*), casco de burro (*Anadara [grandiarca] grandis*) y diversas especies de caracoles (*Littorina aspera*, *Nassarius angulicostis*, *Conus spp.*) (CEAH, 2002; AFE-COHDEFOR, 2005).

3. Bienes comunes del Golfo de Fonseca: usos y explotación.

Aspectos históricos sobre el uso de los recursos

La riqueza biológica y ecológica del Golfo de Fonseca (estuarios, manglares, fauna marina, suelos costeros y playas) puede entenderse como un conjunto de bienes comunes, es decir, espacios y elementos de la naturaleza cuyo uso colectivo ha sido históricamente indispensable para la subsistencia y reproducción social de las comunidades costeras.

Si bien, la literatura etnográfica e histórica sobre el uso de los recursos en el Golfo de Fonseca de Honduras es muy limitada, algunos estudios arqueológicos permiten rastrear la presencia temprana de algunas prácticas en la región. Investigaciones arqueológicas han mencionado el aprovechamiento histórico de sal, moluscos y peces en la costa pacífica de Honduras, a partir del establecimiento continuo de campamentos estacionales. (Baudez, 1973, citado en Kolbenstetter, 2016; Kolbenstetter, 2022).

Sin embargo, es a partir de la segunda mitad del siglo XX cuando la pesca artesanal se consolida como actividad central en la región, a partir de fenómenos migratorios registrados en el periodo entre los años 1974 y 1988, en los cuales la población de los municipios costeros reportó crecimientos demográficos mucho más rápido que el resto de los municipios del país (Stonich, 1995). Esto debido a que las familias campesinas fueron desplazadas desde las tierras altas y bajas del sur de Honduras hacia la poco poblada franja costera del Golfo de Fonseca las cuales se vieron afectadas por la expansión del algodón, la ganadería y otros cultivos comerciales (Stonich, 1993; Stonich, 1995).

En este nuevo contexto, y debido a las condiciones ambientales de la región no aptas en su mayoría para la producción de cultivos, pastizales o la mayoría de otros usos comerciales tradicionales; las familias desplazadas hacia la costa desarrollaron una creciente dependencia de los manglares, los humedales, y los recursos marinos y estuarinos (Stonich, 1995; Dewalt et al., 1996).

Para 1980 la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) estimó que el sector pesquero artesanal del sur de Honduras consistía en aproximadamente 1,000 pescadores (Stonich, 1993), y en 1991 reportaba un aumento a 4,351 pescadores que operaban embarcaciones rudimentarias, en una flota total de pequeña escala de 1,662 cayucos, con desembarques que en 1990 alcanzaron hasta las 982 toneladas (FAO, 1993), aunque estas cifras probablemente subestimaban la magnitud real de la pesca artesanal debido al carácter “informal” y en gran medida no registrado

del sector, si tomamos en cuenta que en el año 2000, DIGEPESCA registro 11,700 pescadores (un aumento de más del doble en apenas 9 años).

El acceso abierto a los esteros, manglares y aguas litorales permitía que las familias organizaran su subsistencia mediante técnicas de bajo impacto dependientes de energía humana y del conocimiento del entorno (véase Análisis de saberes y practicas); en el sentido de Toledo (1993) la pesca artesanal no implicaba la movilización de energías externas al ecosistema, ni transformaciones profundas en su dinámica, sino que se sostenía en una lógica común y en una apropiación primaria que suplía las limitaciones impuestas por la tierra no cultivable de las costas.

Si bien la pesca artesanal no generaba un impacto ambiental significativo debido a su pequeña escala, las comunidades de pescadores en expansión utilizaron el manglar como recurso base para sostener sus actividades cotidianas. En el Golfo de Fonseca, la leña y la corteza de mangle fueron ampliamente empleadas con fines energéticos, alcanzando volúmenes de extracción que entre 1983 y 1986 superaron los 80,000 a 120,000 m³ anuales, equivalentes a la explotación de entre 250 y 350 hectáreas de manglar cada año (DeWalt et al., 1996).

Hasta inicios de la década de 1980, la mayoría de las actividades económicas en el Golfo se desarrollaban sobre recursos de uso común, sin propiedad privada definida, siendo la producción de sal la única competencia comercial relevante (Stonich, 1993). En ese sentido, en 1984 se contabilizaban unas 130 salineras, de las cuales la mayoría (104) se localizaba en el departamento de Valle y las restantes (26) en Choluteca, su producción individual oscilaba entre 40 y 480 toneladas por temporada que se realizaba entre los meses de enero y abril, y en la mayoría de los casos se utilizaba leña como combustible para la evaporación del agua (aunque también energía solar), con un consumo total estimado en 89,200m³ (Flores y Reiche, 1990).

La producción de sal en el Golfo seguía respondiendo a una lógica no privada y de pequeña escala, los humedales eran aprovechados tanto como fuente de leña como espacio para instalar las salinas con lo que las familias pobres encontraban una alternativa para complementar sus ingresos, (Dewalt & Stonich, 1996). Para 1973, la actividad de la sal se realizaba en unas 957 hectáreas, sin que mediara aún una apropiación privatizadora de la tierra (Stonich, 1993), se trabajaba con técnicas artesanales que utilizaban energía no fósil proveniente de los propios ecosistemas como la leña y el sol (Flores y Reiche,

1990), en un proceso con cierto nivel de transformación del entorno pero que mantenía ciertos vínculos de coevolución con la naturaleza, gracias a la temporalidad de la producción y a la posibilidad de regeneración de los bosques.

No obstante, ya introducía tensiones ecológicas crecientes y representaba un paso hacia la mercantilización de los bienes marino-costeros, aunque no se trataba de una apropiación intensiva en términos industriales, comenzó a generar impactos ecológicos visibles en torno a la deforestación de los manglares (Dewalt & Stonich, 1996).

La lógica de uso común cambia con la llegada de los primeros proyectos camaroneros, en 1972 de forma experimental se estableció Sea Farms de Honduras (Granjas Marinas), fruto de las negociaciones entre el Banco de Occidente y Shrimp Culture Incorporated creada en Estados Unidos en 1966 y financiada por Pittsburgh Plate and Glass, esta alianza marcó uno de los primeros acuerdos formales entre capital privado estadounidense interesado en la acuicultura costera y la élite empresarial hondureña, con el respaldo político de ambos gobiernos (King, 2008).

A partir de esos primeros experimentos, en la década de los 80s se abre paso al “boom camaronero”, un proceso de expansión sostenido que, a través de una serie de concesiones de tierras y fomentos económicos, transformó progresivamente los manglares y lagunas en áreas destinadas a la producción privada de camarón. Según King, (2008) las primeras grandes concesiones de más de 200 hectáreas fueron otorgadas a Seafarms y para el año 1982, las granjas camaroneras operaban en 1064 hectáreas (Stonich, 1995).

Para 1988, el 44% de las concesiones eran pequeñas propiedades con acceso a apenas el 2.6% de la tierra otorgada, mientras que un reducido grupo de grandes concesionarios concentraba cerca del 70% de la superficie destinada a la camaricultura, a inicios de los noventa, varias fincas ya superaban las 1,000 hectáreas, destacando Granjas Marinas (5,055 ha) y Aquamarina Chismuyu (3,000 ha), la mayoría establecidas sobre tierras nacionales (Stonich, 1993).

Para la década de 1990, el proceso de expansión camaronera había alcanzado una escala significativa, en 1998, se contabilizaban 15,677 hectáreas en operación (King, 2008), mientras que en total se habían aprobado 28,699 hectáreas de concesiones y estaban en trámite 2,720 hectáreas adicionales, la suma de 31,419 hectáreas prácticamente equivalía a la totalidad de los manglares de mejor calidad y las áreas de lodazales, lagunas y salinas registradas en informes precedentes a la fecha (Stonich, 1995).

Este auge camaronero en el Golfo de Fonseca estuvo enmarcado en un proceso histórico de reestructuración en la economía hondureña en torno a la decadencia del viejo modelo agroexportador tradicional y la apertura a la inversión en actividades agrícolas de exportación no tradicionales (Torres-Rivas, 2007, pp.168), tras el declive de cultivos como el algodón y el retroceso de la ganadería extensiva, grandes extensiones de los humedales costeros se orientaron a la producción de camarones (Stonich, 1992).

En el golfo de Fonseca, la reestructuración se manifestó en dos ejes centrales: la concentración de tierras para maximizar economías de gran escala y la reducción de la demanda de mano de obra rural mediante innovaciones tecnológicas, como la transición de larvas silvestres a larvas producidas en laboratorio (King, 2008).

El Estado hondureño y los inversionistas privados nacionales e internacionales encontraron en la camaricultura una alternativa de acumulación, asociada a los discursos de modernización promovidos en toda Centroamérica (King, 2008). En la década de 1980, el Estado hondureño apoyó a los camaricultores mediante incentivos fiscales y aduaneros, incluyendo exenciones de aranceles, reembolsos fiscales y facilidades aduaneras (Stanley & Alduvin, 2002).

El Régimen de Importación Temporal (RIT) permitió suspender impuestos sobre insumos importados destinados a la producción de exportaciones fuera de América Central, además, los productores de camarón quedaron exonerados del impuesto sobre las ganancias y del porcentaje común sobre exportaciones durante 10 años, siempre que generaran empleo y desarrollaran un producto considerado de exportación no tradicional. (Stanley & Alduvin, 2002).

El impulso definitivo provino de la cooperación internacional y de los programas de financiamiento externo, iniciativas promovidas por el gobierno hondureño, como el Centro de Desarrollo Industrial (CDI) con apoyo de USAID, junto con el financiamiento del Banco Mundial y otros organismos multilaterales como la FAO, la Comisión Europea (CE) y la Agencia Canadiense de Desarrollo Internacional (ACDI), alimentaron el “boom camaronero” tras la etapa inicial de cultivos experimentales, consolidando así la llamada “Revolución Azul” (Stonich, 1993; Dewalt & Stonich, 1996; King, 2008, Contreras, 2024).

Proyectos como el de Servicios de Desarrollo de Exportaciones (EDS), financiado por USAID en 1984 con más de 23 millones de dólares, apoyaron directamente el

establecimiento de granjas camaroneras (Stonich, 1995; Dewalt, 1996). Como resultado de los diferentes apoyos, la producción pasó de 818 toneladas en 1986 a casi 10,000 en 1996, es decir, un aumento superior al 1,200% (Contreras, 2024).

En los 90s, la promoción de estas mercancías se desarrolló con reformas pre-neoliberales y se consolidó con la implementación de la Ley de Ordenamiento Estructural de la economía y la ley de modernización y desarrollo del sector agrícola (LMDSA) que facilitaron aún más la transferencia de tierras costeras a empresas privadas para proyectos de acuicultura, el fomento neoliberal se acompañó de narrativas que presentaban la acuicultura como una solución al “subdesarrollo” y “pobreza” rural usando discursos de crecimiento económico para legitimar la expansión de la industria, incluso cuando esta causaba degradación ambiental (King, 2008).

La expansión de la camaricultura en el Pacífico hondureño puede interpretarse en el marco de lo que David Harvey denomina acumulación por desposesión; fenómeno que subraya la continuidad histórica de los procesos de despojo iniciados con la acumulación originaria, ahora adaptados a la fase global del capitalismo, indicando que cuando el capital enfrenta problemas de sobreacumulación y disminución de rentabilidad en sus territorios de origen, busca alternativas mediante ajustes temporales como la inversión en proyectos de largo plazo financiados a través de crédito y endeudamiento en países del sur global y ajustes espaciales como la apertura de nuevos territorios y la mercantilización de sus bienes comunes (Harvey, 2005).

El resultado es por un lado relocalización del capital, y por otro la transformación de territorios y sus ecosistemas en “enclaves” de acumulación, ampliando las fronteras del capitalismo hacia espacios antes gestionados comunitariamente (Harvey, 2005). Los espacios antes compartidos para la pesca artesanal y la recolección de moluscos e incluso la producción de sal, pasaron a estar restringidos por los límites físicos y jurídicos de las granjas camaroneras, generando nuevas jerarquías y relaciones de dependencia entre el capital externo y las comunidades costeras.

Desde su origen experimental en la década de 70, con el proyecto experimental de *Sea Farms de Honduras*, hasta el fuerte apoyo estatal e internacional de los años ochenta y noventa, la actividad fue consolidándose y más allá de iniciativas neutras para el desarrollo, estas políticas y medidas representaron ajustes espaciales y temporales de excedentes financieros que fueron canalizados hacia Honduras en el marco previo a un

periodo neoliberal que fomentó una nueva frontera de acumulación basada en la privatización de sus humedales.

La intervención del capital, respaldada por la institucionalidad estatal, impuso una racionalidad productiva que tradujo ecosistemas vivos en superficies de rendimientos económicos, donde la naturaleza y las comunidades fueron subsumidas como condiciones de posibilidad para la acumulación bajo la lógica de la rentabilidad, el Golfo de Fonseca, en ese sentido, no puede comprenderse al margen de esos procesos históricos; tal como señala Escobar (2010), comprender la historia de estos procesos implica reconocer cómo el capital produce el lugar mismo.

Ninguna explicación de la formación del lugar puede pasar por alto la producción del lugar por el capital, y hay pocos ejemplos de esto tan vívidos como la transformación de un complejo y auto-organizado ecosistema de selva húmeda tropical en el paisaje rígido del monocultivo, como continúa pasando en algunas partes del Pacífico con la expansión de las plantaciones de palma de aceite africana o el reemplazo de los laberínticos y enraizados manglares por una sucesión monótona de piscinas rectangulares para el cultivo industrial de camarones. (Escobar, 2010, pp. 24)

Por otro lado, la historia de los usos del ecosistema en el Golfo de Fonseca también muestra una sucesión de rupturas que han reconfigurado de forma constante la relación entre las comunidades y la naturaleza. Muchos de los actuales pescadores provienen de familias campesinas desplazadas de las tierras altas por la expansión del algodón y la ganadería, este primer proceso de expulsión los condujo hacia las costas, donde encontraron en la pesca y la producción de sal un nuevo medio de subsistencia. Sin embargo, esta adaptación pronto se vio afectada por un segundo quiebre: la expansión de la industria camaronera, que transformó los paisajes costeros, redujo el acceso a los bienes comunes y modificó los modos de vida ligados al mar y la costa.

En las últimas décadas, un nuevo punto de inflexión ha surgido con los cambios climáticos globales, que alteran los ciclos naturales y consecuentemente la habitabilidad en los asentamientos costeros y por ende en el sostenimiento de sus prácticas productivas, (FIAN, 2022; FIAN 2023) generando una tercera discontinuidad en el modo de producción basado en la pesca artesanal. Cada una de estas rupturas ha interrumpido el desarrollo de sus prácticas productivas, aun así, la población campesina reconvertida en

pescadora conserva rasgos de adaptabilidad y uso múltiple de los recursos (véase Análisis de Saberes y Practicas de pescadores artesanales), coherentes con lo que Toledo describe como una estrategia campesina de manejo diversificado del paisaje, según el autor, “*una estrategia de usos múltiples como la que el productor campesino tiende a adoptar [...] posee varias ventajas desde el punto de vista ecológico*” (Toledo, 1993), pues se basa en reconocer la heterogeneidad del entorno y en mantener un mosaico de prácticas y unidades productivas que favorecen las interacciones ecológicas.

En este sentido, los pescadores del Golfo al adoptar también actividades como la camaricultura (con su versión extensiva artesanal), la agricultura, el turismo o la recolección de moluscos, continúan expresando una racionalidad práctica basada en la diversificación y la observación del medio. En las pocas zonas cultivables del Golfo de Fonseca, esta lógica se seguía manifestando en la adopción de métodos extensivos de aprovechamiento del suelo, combinando la pesca con actividades agrícolas y salineras, Stonich (1995) señala que, para el año 1995, unas 4,000 hectáreas eran utilizadas por explotaciones agrícolas artesanales que incorporaban la producción estacional de sal, lo que evidenciaba una estrategia de usos múltiples orientada a asegurar la subsistencia en un entorno ecológicamente limitado.

No obstante, las recurrentes rupturas históricas y los conflictos distributivos han limitado la posibilidad de las comunidades costeras de consolidar una racionalidad ecológica plena, es decir, una forma estable y colectiva de reproducción social compatible con los ritmos naturales del ecosistema. En ese sentido, la coexistencia entre la lógica común de la pesca artesanal y la privada e intensiva camaricultura, atravesada por desigualdades en el acceso y el control de los recursos, ha configurado un escenario en el que los bienes comunes costeros se encuentran cada vez más presionados, lo que conduce directamente a la discusión sobre el estado actual de los usos y el panorama ambiental del Golfo.

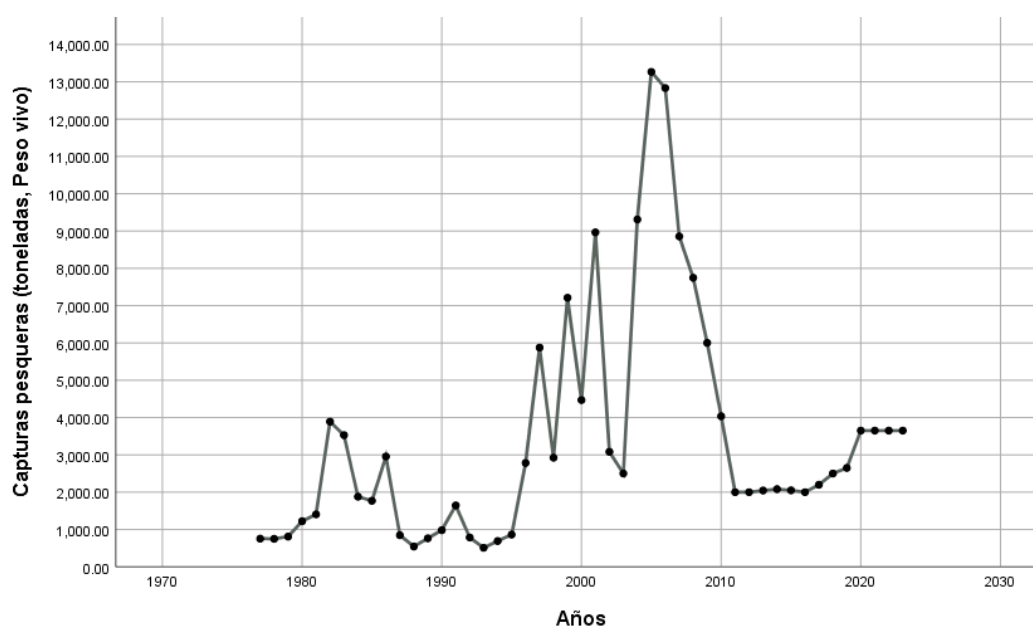
Los usos en la actualidad.

A pesar de la expansión camaronera, en la actualidad, la pesca artesanal continúa siendo fundamental para la subsistencia de numerosas familias costeras; de hecho, en 2014 se reportaban alrededor de 14,000 pescadores artesanales en el Golfo de Fonseca (CODDEFFAGOLF, 2014), no obstante, la información disponible sobre esta actividad resulta fragmentaria y limitada.

El referente oficial más reciente es el estudio realizado por Soto (2012), para DIGEPESCA en el marco del proyecto de desarrollo del sector pesquero, el estudio señalaba, que, en el golfo de Fonseca, para el periodo entre 2004-2005, se había realizado una captura total estimada de 3,742 toneladas de la cuales un 83.8% correspondía a peces, un 10.1% camarones, 3.1% punches, 2.8% curiles y 0.3% a almejas. El mismo estudio realizado con algunas limitaciones metodológicas, señalaba que la captura total había aumentado a 4,026 toneladas para el periodo 2008-2009 (Soto, 2012), y disminuido a alrededor de 2900 toneladas para el año 2010 (DIGEPESCA, 2010), desde entonces los datos nacionales sobre la pesca en el Golfo de Fonseca no se han actualizado de manera consistente.

En contraste con los últimos datos nacionales disponibles; las estadísticas provenientes de instituciones internacionales ofrecen actualizaciones constantes pero discontinuas para el año 2015, la base de datos *Global Capture Production* de la FAO (2023) informaba apenas unas 2,000 toneladas, sin embargo, la reconstrucción de capturas realizada por Canty et al. (2019), a partir de los propios datos de la FAO, estimaba alrededor de 6,000 toneladas para el mismo año, evidenciando el fenómeno de la subestimación. El reporte más reciente de la FAO, correspondiente al año 2023, consigna 3,500 toneladas en peces y 150 toneladas en cangrejos (FAO, 2023) sin incluir capturas sobre otras especies de importancia como camarones o moluscos.

Figura 4 Capturas pesqueras reportadas por FAO en el Golfo de Fonseca, Honduras (1977–2020)



Fuente: Elaboración propia en base a datos de Global Capture Production, FAO 2023.

La base de datos de capturas de la FAO presenta discontinuidades que afectan la consistencia temporal de la información, en numerosos casos, las series históricas muestran vacíos en los registros de ciertas especies o inconsistencias en los años de estimación, además, la mayoría de estas estadísticas se presentan a partir de proyecciones y de manera agregada, lo que dificulta identificar con precisión las particularidades de cada comunidad pesquera y la magnitud real de sus aportes. Esta carencia de datos específicos restringe la posibilidad de comparar entre localidades, comprender la diversidad de prácticas extractivas y dimensionar la dependencia y presión diferencial que las comunidades mantienen con determinados recursos naturales.

El único punto de referencia disponible con datos desagregados por comunidades y especies sigue siendo el estudio de Soto (2012). En ese sentido, de los 69 puntos de desembarques identificados por Soto (2012), 34 se encuentran en el Departamento de Choluteca, visibilizando a las comunidades de Cedeño, Punta Ratón, Guapinol y San Bernardo como nodos de salida para la pesca artesanal y como espacios de intercambio económico en los que confluyen pescadores, intermediarios y familias que dependen directamente de los bienes comunes marino-costeros.

Tabla 2 Puntos de desembarque en el golfo de Fonseca, Choluteca.

Comunidad	Puntos de Desembarque
San Bernardo	San Bernardo, Teonostal, El Jicarito, Montecristo(estero), Azacualpa, Agua Caliente, Las Hormigas, El Atravezado, Caseta El Faro, El Obraje, El Quebrachal, El Tulito, Guamerú, La Cuchilla, La Coronada, Los Prados, Villa Nueva, Yorolán. Playa Negra (SB)
San José de las conchas	Las Arenas, San José de las Conchas.
Punta Ratón	Punta Ratón, El Carretal, La Puntilla.
Río Viejo	Col. 3 de Febrero, Boca del Río Viejo, Pueblo Nuevo, El Mango
Cedeño	Cedeño, El Eden, Los delgaditos.
Guapinol	Guapinol, Guipo, Tomason.

Fuente: FAO, 1993 y Soto, L., 2012.

En las 4 comunidades los peces, son bienes naturales fundamentales, que el ecosistema marino provee, tanto para la alimentación como para la generación de ingresos, en ese sentido los volúmenes de captura, organizados por especie y comunidad en la siguiente

tabla, revelan la diversidad de recursos ícticos que sostienen a la población y sus respectivas prácticas productivas.

Tabla 3 Capturas de peces (Toneladas) especie y comunidad, año 2008.

Especie	Cedeño	Punta Ratón	Guapinol	San Bernardo
Babosa	272.81	18.82	114.50	0.02
Pancha	144.32	3.78	5.90	0.27
Blanco	140.91	47.78	0.95	0.20
Guiche	2.69	2.19	30.47	13.89
Raya	0.00	0.54	55.77	0.00
Pargo	1.23	10.56	7.29	2.52
Robalo	0.80	1.84	83.68	48.36
Ruco	3.05	30.69	3.30	0.00
Lisa	9.31	15.82	17.72	0.05
Palometa	5.31	8.46	4.61	0.47
Tilapia	0.00	0.00	0.00	87.97
Otros	11.07	11.57	102.34	43.51
Total	591.52	321.21	213.06	197.22

Fuente: Soto, L., 2012.

Cedeño se configura como una de las comunidades pesqueras centrales del litoral debido a su estratégica accesibilidad tanto a los esteros como a las aguas abiertas, lo que favorece una intensa actividad pesquera, esta dinámica se refleja en el número de embarcaciones que salen a faenar diariamente, según el mismo estudio, los promedios mensuales oscilaban entre 36 y 62 embarcaciones, alcanzando un promedio anual de 49,65 embarcaciones por día, lo que evidenciaba su papel como núcleo de la actividad pesquera en la zona.

En cambio, en San Bernardo, el uso del ecosistema se ve restringido por la ausencia de acceso directo al litoral y por los límites de las camaroneras en los esteros, lo que obliga a una pesca principalmente a pie con atarraya. Esta condición se refleja en la baja intensidad de la actividad, con un promedio anual de apenas 10,65 embarcaciones por día (Soto, 2012), en contraste con comunidades como Cedeño, donde la integración de esteros y en particular el litoral abierto, permite un mayor aprovechamiento pesquero.

Del mismo modo; las estadísticas de captura de camarones para el 2008 muestran claras diferencias entre comunidades, estrechamente vinculadas a sus condiciones eco geográficas y a las posibilidades de acceso al litoral.

Tabla 4 Capturas de camarones (Toneladas) por comunidad y especie, año 2008

Especie	Cedeño	Punta Ratón	Guapinol	San Bernardo
Cola Verde	0.39	0	0	0
Jumbo	72.91	0.93	41.01	0
Rayado	38.41	0.39	44.43	0
Tití	1.31	0	104.82	0
Fiebre	0.15	0	72.33	0
Vannamei	0	0	0	175.04
Burra	0	0	0	8.80
Total	113.17	1.32	262.59	183.84

Fuente: Soto, L., 2012

En Cedeño y en Guapinol, predominan capturas diversificadas de especies de camarón, como cola verde, rayado y titi, reflejando una mayor amplitud de entornos de pesca, en contraste, en Punta Ratón, de menor escala, y enfocado más a los peces, los registros son casi marginales y se concentran en especies puntuales. En el caso de San Bernardo, dado que el acceso de la comunidad al litoral es limitado, los datos reportan capturas dominadas por camarón vannamei y burra. Esto podría asociarse a la presencia de larveros y pescadores de camarón joven vinculados a las fincas camaroneras artesanales de la zona, aunque no hay certeza de que las cifras reflejen directamente esa actividad. Tales contrastes evidencian cómo la configuración territorial y los regímenes de acceso condicionan de manera decisiva la presión por los recursos en cada comunidad.

Por su parte, la camaricultura se mantiene como el sector más influyente en el uso regional, controlando extensas superficies costeras y generando tensiones sobre los bienes comunes permanentes con la pesca artesanal. Según datos proporcionados por la secretaria de agricultura y ganadería (SAG), el golfo de Fonseca actualmente cuenta con 341 establecimientos camaroneros, con un área de 24,562.76 hectáreas dedicadas a la producción de camarón. Según la FAO (2014), las instituciones hondureñas vinculadas a la camaricultura clasifican las fincas camaroneras según su extensión territorial, aquellas con menos de 50 hectáreas se consideran de pequeña escala, las que abarcan entre 51 y 150 hectáreas se catalogan como de mediana escala, y las que superan las 151 hectáreas se clasifican como industriales.

Bajo ese criterio, la distribución de las fincas camaroneras según su tamaño revela una marcada concentración de la tierra en pocas unidades productivas. La mayoría corresponde a la pequeña escala, con 267 fincas (78,3%) que abarcan un total de 3,126.03 ha (12,7% del área). En la mediana escala se registran 46 fincas (13,5%), que en conjunto

suman 3,895.24 ha (15,9% del área). Finalmente, las fincas industriales, aunque representan únicamente 28 unidades (8,2%), concentran 17,541.50 ha (71,4% del área). Esta distribución evidencia que, aunque la mayoría de los productores trabaja en unidades pequeñas, la mayor parte de la superficie productiva se encuentra en manos de fincas de gran escala.

Sin embargo, si en lugar de una clasificación genérica por pequeña, mediana e industrial se adopta una tipología como la utilizada por King (2008), que distingue entre fincas extensivas (0-10 ha), semi-intensivas (10-100 ha) e industriales en rangos de 100 a 200, 200 a 300, 300 a 400, 400 a 500 y 500 ha o más, (siempre en términos de extensión territorial) la magnitud de la concentración de la tierra en la camaronicultura se visibiliza con mayor claridad.

Tabla 5 distribución de tierras de establecimientos camaroneros en el Golfo de Fonseca, 2024

Rango	Número de Fincas	%Total	Área (ha)	%Total
0-10 (extensivo)	152	44.6	725.59	3.0
10-100 (semi intensivo)	150	44.0	4,822.33	19.5
100-200	19	5.6	2,831.65	11.5
200-300	7	2.1	1,659.30	6.8
300-400	4	1.2	1,396.47	5.7
400-500	2	0.6	919.89	3.7
500 o más	7	2.1	12,207.54	49.7
Total	341	100	24,562.76	100

Fuente: Datos provenientes de una consulta pública a la Secretaría de Agricultura y ganadería (SAG), 2024

Esta clasificación permite evidenciar la fragmentación de los pequeños productores en superficies muy reducidas, y, además, resaltar la existencia de unidades industriales que superan ampliamente las 1,000 ha, cuya inclusión en un solo bloque estadístico tiende a ocultar la concentración extrema de tierras en pocas manos, de esta forma, se logra una lectura más detallada de las desigualdades estructurales en el acceso, uso y control de los humedales costeros del Golfo de Fonseca. Como se observa en la tabla, apenas 7 establecimientos concentran 12,207.54 hectáreas, es decir, el 49.7% del total de hectáreas

operativas, lo que revela que, aunque la industria se presenta en apariencia como un conjunto de múltiples actores, en la práctica una parte significativa del espacio productivo se encuentra bajo el control de un reducido grupo de empresas.

Además, al revisar los registros de concesiones se observa que muchos establecimientos aparecen bajo nombres distintos, aunque corresponden a los mismos grupos empresariales que en muchos casos han absorbido a otras empresas (Maradiaga, 2024). Por ejemplo, el caso de Rivera Marina S. de R.L. ubicada en Guapinol, concentra dos establecimientos: *Finca Rivermar* (332.57 ha) y *Finca Aquagolfo* (61 ha), y aunque no alcanza las dimensiones de los grandes grupos, su capacidad de acumular más de 390 hectáreas muestra cómo las empresas logran expandir su control en distintos puntos de la región, insertándose en la lógica de concentración regional.

Por otro lado, el caso más extremo es el de *Empacadora de Productos Acuáticos San Lorenzo S.A. de C.V.*, absorbido por el *Grupo Granjas Marinas o Seafarms* en 2017 (Chavez, 2022), bajo este paraguas empresarial se agrupan múltiples fincas: *Granjas Marinas San Bernardo (Cadelpa)* (1.66 ha), *Seafarms de Honduras Las Arenas* (200 ha), *Aquacultivos de Honduras (AQH)* (834.03 ha), *Camaronera del Pacífico (Cadelpa)* (1,438.85 ha), *Criaderos Marinos S.A. (CRIMASA)* (1,945.61 ha) y *Finca Granjas Marinas San Bernardo (GMSB)* (5,211.24 ha). En conjunto, el grupo concentra más de 9,600 hectáreas, consolidándose como el mayor actor privado de la región y ejemplo paradigmático de la concentración privada en los bienes comunes costeros.

En contraste, la Asociación de Pescadores y Acuicultores de la Zona de Namasigüe (APAZOCON) aparece como titular de 201.80 hectáreas. Sin embargo, estas tierras no corresponden a una finca única, sino a la suma de pequeñas lagunas de entre 7 y 17 hectáreas, distribuidas entre unos 20 grupos de pescadores artesanales. En la práctica, esto significa que, aunque en las estadísticas la asociación figura como una unidad de escala media, o bien industrial en términos de extensión territorial, su operación real se asemeja más a un mosaico de proyectos extensivos que se reiteran a lo largo del golfo (o artesanales, como ellos mismos les llaman), gestionados de forma colectiva y con fines de subsistencia o de generación de ingresos limitados.

La fragmentación de establecimientos camaronero funciona como estrategia de expansión y control, pues diluye la percepción de concentración de la tierra y el agua en pocas manos, al mismo tiempo que permite diversificar riesgos y costos sociales y ambientales

además de beneficiarse de marcos normativos e incentivos en las distintas municipalidades. De esta manera, la industria camaronera consolida un dominio territorial intensivo sobre el uso de los suelos del Golfo de Fonseca, presentándose en apariencia como múltiples actores, cuando en realidad responde a la concentración de capital en pocas élites nacionales e inversionistas extranjeros, revelando un patrón de apropiación desigual de los bienes costeros.

Por otra parte, en términos de modos de apropiación (Toledo, 1993), la camaricultura industrial del Golfo de Fonseca continúa basada en sistemas de producción denominados semi-intensivos (Carranza, et al., 2024), basados en un manejo complejo de las lagunas, incorporando fases de precria y sistemas de bombeo para el intercambio de agua entre laguna y estero. De modo que, las camaroneras generan una extracción de agua diaria, lo cual supone una presión constante sobre las fuentes hídricas compartidas (Tobey et al., 1998). Según, Growing y Ocamo-Thomason (2007), la camaricultura demanda de cantidades significativas de agua limpia necesaria para garantizar la supervivencia de los organismos y asegurar la oxigenación del medio y diluir los desechos generados, sin embargo, el uso y cantidad de agua en la industria rara vez se menciona.

Según el estudio de Green y Ward (2011), las granjas camaroneras semi-intensivas del Golfo de Fonseca ubicadas en el municipio de Choluteca, mantenían una baja densidad de cultivo y dependían del intercambio de agua con el entorno natural para regular su calidad, sin recurrir a aireadores mecánicos. No obstante, los autores señalan que la información disponible sobre dichos intercambios de agua es prácticamente inexistente.

Sin embargo, aunque la información disponible sobre volúmenes exactos de consumo, intercambio y recambio es muy limitada, algunas proyecciones realizadas por Ward (2000) indican que, mientras ciertas granjas de menor escala renuevan apenas un 2% del agua diariamente, otras alcanzan tasas del 10–12%. Esto equivale a reemplazar una décima parte del volumen total de sus estanques cada día. En las grandes granjas, de más de 1,000 hectáreas, el flujo de recambio diario puede llegar a alrededor de 1.1 millones de metros cúbicos ($1.192 \text{ Mm}^3 \text{ d}^{-1}$), una magnitud que refleja el enorme volumen de agua movilizado por la industria camaronera en el Golfo de Fonseca hacia mediados de los años noventa, debido a la magnitud de su superficie cultivada, lo que muestra cómo el tamaño de la finca amplifica de manera decisiva la presión hídrica sobre el ecosistema, en ese sentido, Osorto et al., (2023) coincide en señalar que este tipo de producción

transforma los espacios marino-costeros, y propone la necesidad de reducir los vertidos de los estanques, reduciendo el nivel de intercambio de agua empleado.

Por otro lado, hay evidencia de que las camaroneras han comenzado a incorporar aireadores, modificando las condiciones naturales para asegurar mayores rendimientos (Tobey et al., 1998). Este tipo de prácticas fue experimentado en Punta Ratón, donde Ponce Gómez (2008) estudia el uso de aireadores como alternativa para viabilizar la producción intensiva de camarón en espacios reducidos, marcando un cambio en la relación energética de la actividad. Dichas innovaciones representan un punto de inflexión en el metabolismo de la camaricultura, al incrementar la demanda de energía externa (ya sea diésel o eléctrica) y subordinar los ecosistemas locales a una lógica productiva intensiva. Esta transformación puede interpretarse como una posible tendencia o un nuevo camino que la industria camaronera comienza a seguir, orientado hacia una mayor intensificación tecnológica. En ese sentido, De Molina y Toledo (2015) advierten que la introducción de energías fósiles en los procesos productivos implica la ruptura de los mecanismos de autorregulación natural, generando una dependencia estructural que contribuye a la actual crisis ecológica.

Desde la perspectiva del metabolismo social (Toledo, 1993; De Molina y Toledo, 2015), la pesca artesanal y la camaricultura representan dos maneras de transformar y aprovechar los recursos, con impactos y sentidos también distintos; la pesca artesanal, aunque no está libre de efectos sobre los ciclos naturales (particularmente por la sobrepesca), mantiene un nivel de aprovechamiento más cercano a los ritmos del entorno, sus prácticas se apoyan en el conocimiento del entorno, en la observación de los cambios del mar y en el uso de medios de trabajo relativamente simples (Véase Análisis de Saberes y Practicas de pescadores artesanales), esto permite que los flujos de materia y energía como el uso del agua, el esfuerzo humano o la captura de especies se mantengan en escalas más locales y controlables, sin romper del todo la capacidad de los ecosistemas para regenerarse.

En cambio, la expansión de la camaricultura, sobre todo en su modalidad semi-intensiva, introduce un tipo de uso más demandante y dependiente de insumos externos, los estanques, las bombas de agua, los alimentos balanceados y el uso continuo del espacio costero modifican los ciclos naturales y alteran las dinámicas del manglar y las zonas de pesca, lo que en consecuencia acelera los flujos materiales del ecosistema, generando un mayor desgaste ambiental y una reducción de los espacios de uso común para las comunidades.

Continuando con la perspectiva del metabolismo social, este proceso puede interpretarse como una forma intensiva del proceso de excreción, un momento del metabolismo en el que los desechos, residuos y pérdidas de energía exceden la capacidad de regeneración natural, provocando una ruptura en el equilibrio ecológico. En ese sentido, mientras la pesca artesanal ha estado históricamente ligada a un metabolismo social más próximo a los ritmos ecológicos y a la vida comunitaria, la camaricultura semi-intensiva responde a una lógica de producción orientada al mercado, donde la naturaleza se convierte en un soporte de extracción continua y degradación constante.

4. El panorama ambiental

La descripción de los usos permite ahora situar la mirada en el panorama ambiental actual, marcado por una serie de transformaciones que inciden directamente en los bienes naturales del territorio, estas transformaciones reflejan tanto los efectos acumulativos de los distintos modos de apropiación (como la pesca artesanal, la camaricultura y otras actividades costeras), como los cambios más amplios asociados al cambio climático. En conjunto, estas fuerzas han modificado los ciclos ecológicos, la calidad del agua y la cobertura vegetal, dando lugar a nuevos desequilibrios que afectan la capacidad del Golfo de Fonseca para sostener la diversidad biológica y los medios de vida locales.

Los cambios en el uso del suelo constituyen los principales impactos en la región costera, a lo largo de los años la cobertura de bosques de manglar en el Golfo de Fonseca de Honduras ha sufrido una pérdida del 41% sobre la cobertura histórica reportada en los años 60s, constituyendo la mayor a nivel nacional (Osorio-Núñez, 2025).

Diversos estudios han venido documentando estos cambios, señalando el peso de los factores antropogénicos en la transformación del paisaje costero del Golfo de Fonseca, por ejemplo, Stonich (1995), ya evidenciaba con claridad la magnitud de la transformación durante las décadas de 1970 a 1990. Según la autora, entre los años 1973 y 1982 antes del auge de la camaricultura, las áreas de manglar denominado de alta calidad ya habían disminuido un 6%, pasando de 30,697 a 28,776 hectáreas, probablemente por el crecimiento de las salineras y la tala para leña, sin embargo, la reducción más drástica ocurrió durante la década siguiente, cuando la superficie de ese tipo de manglar cayó a 23,337 hectáreas representando una pérdida total del 22% respecto a la cobertura original de 1973, coincidiendo con el aumento del área utilizada por las camarioneras que pasó de poco más de 1,000 hectáreas a más de 11,500 en 1992, y de las

cuales alrededor del 37% se construyeron directamente sobre antiguos bosques de manglar.

En total, la pérdida de áreas densas de manglar alcanzaba unas 6,720 hectáreas de las cuales alrededor de dos tercios (66%) podían atribuirse a factores distintos a la cría de camarones, no obstante, como advertían Stonich (1995) y DeWalt (1996), la expansión camaronera no solo implicó la conversión directa de manglares en estanques, sino también una serie de impactos indirectos difíciles de medir, como la construcción de carreteras, desvió de esteros y otras obras asociadas al acceso y funcionamiento de las granjas.

Además, los salitrales y playones han sido sistemas históricamente invisibilizados, que cumplen un papel ecológico clave en la biodiversidad y que, aunque su capacidad como sumideros de carbono y en general su centralidad ecológica es menor que la de los manglares, forman parte del entramado de sistemas en los humedales cuyo cambio de cobertura ha sido profundo en el Golfo. Para el año 1994, el área se había reducido de 14,240 hectáreas a 3,000 hectáreas, y la transformación ha sido adjudicada a las camaroneras en alrededor de 11,000 hectáreas de playones y salitrales, así como de unas 250 hectáreas de zonas de explotación de pesca artesanal (Pratt & Quijandría, 1997).

Otro estudio realizado en el municipio de Choluteca y en el área de influencia de la comunidad de San Bernardo confirma que la expansión camaronera ha tenido un gran impacto en los playones costeros, según el análisis, cerca del 26.4% de su superficie estimada para 1986 pasó a ser ocupada por camaroneras en 2011 (Sivisaca et al., 2012).

Incluir los playones y salitrales en el análisis es fundamental, ya que, según King, (2008) en Honduras los ecosistemas costeros han sido históricamente conceptualizados como “zonas no productivas”, desde una lógica instrumental y de maximización económica, omitiendo sistemáticamente sus valores paisajísticos, comunitarios, culturales y hasta sus funciones ecológicas intrínsecas, lo que ha profundizado la subvaloración y degradación de estos territorios.

Ahora bien, regresando a la cobertura de manglar, particularmente en la zona de influencia de las comunidades de Cedeño y Guapinol, el estudio de Martinez Lopez (2010), mostraba una reducción significativa de la cobertura de manglar en el área de los Delgaditos que durante la década de 1990 reportaba alrededor de 6,500 hectáreas de manglar, disminuyendo a 4,807 hectáreas en 2002, pérdida asociada principalmente a la

expansión de las fincas camaroneras, que aumentaron sus áreas de cultivo a aproximadamente 4,720 Hectáreas para 2020 (FIAN, 2023).

En el caso de San Bernardo, la expansión camaronera ha sido aún más evidente, para 2010 se estimaban unas 12,000 hectáreas de fincas tecnificadas destinadas a la producción de camarón, superficie que se consolidó sobre la transformación de aproximadamente 4,500 hectáreas de humedales, 2,100 hectáreas de manglares y 4,000 hectáreas de playones albinos (Martínez López, 2010).

En cuanto a cifras oficiales más recientes, de acuerdo con el estudio sobre el estado actual de los ecosistemas de manglar en Honduras elaborado por el ICF (2023), la cobertura total de manglar en el Golfo de Fonseca alcanzaba en 2014 un total de 40,156.3 hectáreas, reduciéndose para 2018 a 37,009 hectáreas y en 2024 a 33,780 (ICF, 2025). A nivel departamental, en Choluteca la cobertura pasó de 18,139.8 hectáreas en 2014 a 15,402 en 2024, mientras que en Valle disminuyó de 22,016.5 a 18,378 hectáreas en el mismo periodo, en el nivel municipal los datos se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 6 Superficie de ecosistemas de manglar por municipio en el Golfo de Fonseca año 2024.

Departamento	Municipio	2014		2024	
		Área (ha)	Superficie (%)	Área (ha)	Superficie (%)
Choluteca	Choluteca	8.990,1	22,40	8,024	23.76
Choluteca	Marcovia	9.096,2	22,70	7,305	21.63
Choluteca	Namasigüe	53,5	<0.5	62	0.18
Choluteca	El Triunfo	0	0	8	0.02
Valle	Alianza	9.023,3	22,50	8,093	23.96
Valle	Amapala	1.522,2	3,80	1,257	3.72
Valle	Goascorán	68,2	<0.5	53	0.16
Valle	Nacaome	6.417,6	16,00	5,729	16.96
Valle	San Lorenzo	4.985,3	12,40	3,246	9.61
TOTAL		40.156,40	100	33,777	100

Fuente: ICF, 2025.

En cuanto a la dinámica de pérdida, se estima una deforestación bruta de 1,165.8 hectáreas entre 2000 y 2018, con una marcada concentración del 85.5% en la deforestación entre

2012 y 2016, lo que evidencia el periodo de mayor presión sobre los bosques de manglar desde la década de los 90s. En los años 2000 a 2006 se registró un 7.1% de la pérdida total, entre 2006 y 2012 un 5%, y de 2016 a 2018 apenas un 2.4%, en promedio, la deforestación bruta anual se estima en 64.8 hectáreas por año, reflejando una presión persistente, aunque variable, sobre este ecosistema clave del litoral pacífico (ICF, 2023).

Ahora bien, como ha demostrado King (2008), el estudio sobre la pérdida de manglares en el Golfo de Fonseca, ha estado atravesado por una dimensión política que afecta directamente las estimaciones disponibles, las diferencias en los métodos de análisis como las definiciones de qué se considera “bosque de manglar” o las técnicas de interpretación de imágenes satelitales generan resultados divergentes que distintos actores utilizan para respaldar sus propios intereses económicos y territoriales. En este sentido, la determinación del área deforestada y de los responsables de dicha pérdida forma parte de una disputa más amplia sobre el control del espacio costero y la legitimación de determinadas prácticas productivas, como la camaricultura o sus resistencias.

En ese sentido, a continuación, se presentan algunas de las principales estimaciones reportadas, que permiten observar cómo estas variaciones responden a diversos criterios técnicos e intereses institucionales y económicos de acuerdo al origen de sus datos.

Tabla 7 Estimaciones de la cobertura del bosque de manglar en el golfo de Fonseca, Honduras.

Fuente de datos	Origen de los datos	Año	Cobertura (ha)
Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre (ICF). (2022). <i>Estado actual del ecosistema de manglar en Honduras: Inventario nacional forestal 2022</i> . ICF.	Mapa Forestal y Cobertura de la Tierra de Honduras 2024	2024	Golfo: 33,780 Depto. Choluteca: 15,402 Municipio de Choluteca: 8,024 Marcovia: 7,305 Namasigüe: 62
	Mapa Forestal y Cobertura de la Tierra de Honduras 2018	2018	Golfo: 37,009.0 Choluteca: 17,194.33
	Mapa Forestal y Cobertura de la Tierra de Honduras 2014	2014	Golfo: 40,156.33 Depto. Choluteca: 18,139.80 Municipio de Choluteca: 8,990.10 Marcovia: 9,096.20 Namasigüe: 53.5

Carrasco, J.C. y Caviedes, V. 2014. Diagnóstico de los Ecosistemas Marino - Costeros y de Agua Dulce de Honduras: Basado en Análisis de Viabilidad, Amenazas y Situación. ICF y USAID ProParque. 102 p.	Carrasco, J.C., Flores, R. 2008. Inventario de Humedales de la República de Honduras. Secretaria de Recursos Naturales y Ambiente/USAID-MIRA. Honduras. 253 p	Histórico (Más antigua)	62,600
		2014	38,600
Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., & Twilley, R. R. (2006). Mangrove zonation in the dry life zone of the Gulf of Fonseca, Honduras. Estuaries and Coasts, 29(5), 751–764.	Rivera-Monroy, V. H., Twilley, R. R., & Castañeda, E. (2003). Hurricane Mitch: Integrative management and rehabilitation of mangrove resources to develop sustainable shrimp mariculture in the Gulf of Fonseca, Honduras (Open-File Report No. 03-177). U.S. Geological Survey.	1999	35,375
		1992	37,788
		1985	42,215
Consultores en Gestion Ambiental (CONGESA) (2001) Valoracion Economica de los Manglares del Golfo de Fonseca, Honduras. Choluteca, Honduras, Administracion Forestal del Estado Corporacion Hondurena de Desarrollo Forestal (AFE-COHDEFOR) Organizacion Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) Manejo y Conservacion de los Manglares del Golfo de Fonseca, Honduras (PROMANGLE) Consultores en Gestion Ambiental (CONGESA)	Inventario forestal de 1965 y anuario estadístico forestal de 1999 COHDEFOR	1999	47,200
			Choluteca: 21,800
		1965	91,800
			Choluteca: 57,300
	Sanchez, (1999) evaluación de los manglares del Golfo de Fonseca Mediante un Analisis Multitemporal de Imágenes del Satelite LANDSAT-TM Entre los Anos (1989-1995), (1995-1998), y (1989-1998). Tegucigalpa, Honduras, Administracion Forestal del Estado Corporacion Hondurena de Desarrollo Forestal (AFE COHDEFOR): 45.	1998	42,012
	Datos de Región forestal Zona Sur AFE-COHDEFOR 1995	1995	41,620
		1992	43,678
		1987	46,710
	Vergne, P., Hardin, M. and Dewalt, B. (1993). Environmental Study of the Gulf of Fonseca. Washington D.C., Tropical Research and Development, Inc. for USAID.	1992	23,937
		1982	28,776
		1973	30,697

Fuente: elaboración propia

En la actualidad, uno de los análisis más recientes sobre la pérdida de cobertura forestal en los manglares del litoral pacífico hondureño es el metaestudio de Osorto (2025), que reúne y contrasta información proveniente de múltiples investigaciones, tanto históricas como recientes, sobre la dinámica de los manglares hondureños.

El estudio documenta en el litoral pacífico una drástica reducción de 54,409.57 hectáreas históricas a una superficie actual de 37,390.25 hectáreas a una tasa de 922.19ha año⁻¹ entre 1965 a 2024 (Osorto-Núñez, 2025), además el estudio identifica entre los principales factores antrópicos la expansión de la acuicultura y la agricultura especialmente el crecimiento de las granjas camaroneras y las salineras desde 1965, así como la intensa extracción de madera de manglar utilizada como fuente de energía doméstica, indicando una tasa de deforestación anual del 1.51%. A estos impactos humanos se suman factores ambientales como la erosión costera, el aumento de la salinidad, la acidificación oceánica, las variaciones de temperatura, el incremento del

nivel del mar y los cambios en las precipitaciones (FIAN; 2022; FIAN 2021; Osorto-Núñez, 2025).

Por otra parte, la calidad del agua en el Golfo de Fonseca constituye una condición fundamental para la sostenibilidad de las comunidades costeras y sus medios de vida, de ella depende el equilibrio ecológico que permite la reproducción de especies, y que mantiene sus redes alimentarias saludables, productivas y sostenibles (Osorto Nuñez et al., 2023). Según Dewalt et al., (1996) y Boyd & Green (2002), el Golfo de Fonseca y sus ecosistemas presentan una gran susceptibilidad a la contaminación dadas sus características física, especialmente gracias a su poca profundidad y a las bajas tasas de intercambio de aguas que favorecen la concentración de nutrientes.

Desde los primeros estudios, DeWalt et al. (1996) advirtieron que la contaminación por pesticidas y el mal manejo de los recursos agrícolas y acuícolas representaban una amenaza significativa para los ecosistemas marino-costeros del Golfo de Fonseca, el uso de químicos persistentes derivados de la industria, como Lindano, Aldrín y Endosulfán, heptacloro y mevinfosfato dejó rastros de contaminación en el agua, el suelo y los moluscos. Estas sustancias provenían de actividades agrícolas, y su persistencia en los suelos de manglar pobres en oxígeno y con baja capacidad de biodegradación contribuyó a su acumulación en los ecosistemas costeros, este hallazgo marcó uno de los primeros indicios sobre cómo los procesos productivos terrestres impactaban de forma directa los sistemas estuarinos del Golfo en Honduras.

De acuerdo con Boyd y Green (2002), los estuarios fluviales del Golfo de Fonseca presentan mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo que las ensenadas, debido principalmente a la escorrentía y a las actividades humanas. Los autores destacan que fenómenos climáticos como el huracán Mitch modificaron profundamente la calidad del agua y la morfología de los estuarios, además identificaron que, durante los periodos de sequía, la reducción del caudal y la evaporación concentran los nutrientes en los estuarios, mientras que las lluvias solo logran una dilución parcial. Con respecto a la morfología, por su parte, DeWalt et al. (1996) señalaba que la deforestación y las prácticas agrícolas en laderas provocaron una fuerte erosión en la cuenca alta del río Choluteca, arrastrando grandes volúmenes de sedimentos hacia el estuario, esta sedimentación ha alterado la forma de los estuarios, reduciendo la entrada de luz y afectando la productividad y reproducción de peces y moluscos.

Tras el huracán Mitch, los cambios en los cauces de los ríos Choluteca y Negro profundizaron estos desequilibrios, afectando la circulación del agua y la dinámica natural de los ecosistemas, en la estación seca, cuando los ríos llegan incluso a interrumpir su flujo, la falta de recambio hídrico intensifica la acumulación de sedimentos y nutrientes, generando procesos de eutrofización que deterioran la calidad del agua y comprometen el ecosistema, Boyd y Green (2002) señalan que las principales fuentes de nutrientes en los estuarios provienen de la descarga natural de los ríos, la escorrentía agrícola y urbana, y los efluentes de las granjas camaroneras, siendo estas últimas un factor clave en la sobrecarga de nutrientes que presiona los límites ecológicos del sistema.

En concordancia, Osorto Núñez (2023) confirma que actualmente el deterioro de la calidad del agua sigue estrechamente vinculado al modelo de producción, tanto agrícola como acuícola. Las descargas provenientes de las actividades agroindustriales y de los centros urbanos sin un tratamiento adecuado de sus aguas residuales constituyen actualmente una de las principales fuentes de contaminación que afectan la calidad del agua en el Golfo de Fonseca lo que se manifiesta con claridad en el caso del río Choluteca, identificado como uno de los principales aportantes de nutrientes inorgánicos hacia el Golfo e indicador de la degradación ambiental que producen las actividades humanas cuenca arriba (Carrasco y Montalván, 2023, como se citó en Rivera Pasco, 2024).

Por su parte, las camaroneras, especialmente en zonas como San Bernardo, Pedregal y El Garcero, vierten efluentes con altas concentraciones de nitrógeno, fósforo y materia orgánica, generando procesos de eutrofización y reducción del oxígeno disuelto. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), con valores entre 5,62 y 21,92 mg/l y máximos de 368,5 mg/l, junto con la acumulación de sólidos sedimentables, refleja la sobrecarga de los ecosistemas y la falta de regulación ambiental efectiva.

Ese mismo estudio identificó dos grupos de esteros según su calidad de agua. El grupo I, conformado por Barrancones (ubicado en Punta Ratón) y Purgatorio (Ubicado en Guapinol), presentó bajas concentraciones de nitrógeno, fósforo y materia orgánica, con niveles estables de pH y salinidad dentro de los límites permisibles, lo que refleja menor influencia de actividades humanas. En contraste, el grupo II, integrado por La Jagua, El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles y Berbería (Todos ellos en la zona de influencia de la comunidad de San Bernardo), mostró altas concentraciones de nutrientes y sólidos sedimentables, resultado de la descarga de afluentes y efluentes de origen industrial (Osorto Nuñez, 2023).

La calidad del agua del Golfo de Fonseca es una condición clave para la preservación de los bienes comunes naturales de los cuales dependen las actividades históricas de subsistencia como la pesca artesanal. Su deterioro, por tanto, no representa únicamente una amenaza ambiental, sino también una fractura en las bases materiales y simbólicas que articulan las prácticas comunitarias vinculadas a los ecosistemas marino-costeros.

En esa línea, la información científica sobre la pérdida de recursos pesqueros y los impactos en la biodiversidad en la región es muy precaria. No obstante, existen algunos pequeños pasos que asocian la actividad industrial con la disminución de especies marinas. González Rivera et al. (2022) señalan que las actividades agropecuarias incrementan la materia orgánica en esteros como el de San José de las Conchas, disminuyendo la calidad del agua y aumentando la demanda de oxígeno, con posible presencia de metales pesados de fertilizantes, minería y producción camaronera. Por su parte, Osorto et al. (2017) si bien indican que la disponibilidad de alimentos, la presión de depredación y la topografía local son factores que afectan la baja densidad de especies en esteros de Cedeño y Punta ratón como Cabrera y Tamasil, destacan que las especies, están expuestas tanto a la pesca como a contaminantes derivados de la camaricultura, lo que obliga a los organismos a emigrar y eleva la mortalidad.

Por otro lado, diversos medios y organismos han documentado recientemente signos de degradación ambiental que repercuten directamente en las poblaciones de peces. Entre los fenómenos más alarmantes destacan los “blooms” de microalgas y los episodios de eutrofización, producto de la acumulación de nutrientes (nitrógeno y fósforo) procedentes de la acuicultura y del uso agrícola del suelo. Estos procesos generan proliferación de especies algales potencialmente tóxicas. Una alerta publicada por *El País* (2024) advierte sobre la presencia de microalgas productoras de toxinas en los 3 países del golfo, con riesgo para los peces, moluscos y la salud humana.

A estos problemas se suman episodios de mortandad de peces registrados en los últimos años. La Dirección General de Pesca y Acuicultura (DIGEPESCA) ha reconocido públicamente la ocurrencia de eventos de mortalidad en esteros del Golfo y ha iniciado investigaciones para determinar sus causas (DIGEPESCA, 2023). En sus comunicados y notas audiovisuales se señala que los factores más probables incluyen baja oxigenación, descargas de lodos y proliferaciones algales. Aunque los resultados de laboratorio no siempre se han hecho públicos, los registros reiterados evidencian un deterioro de la calidad del agua y del equilibrio ecológico del sistema estuarino.

Por otra parte, medios hondureños como *El Herald*o y *La Prensa* han reportado una disminución sostenida de las capturas y la percepción de “colapso” de los bancos de pesca del Golfo. Las notas recogen testimonios de pescadores que relatan la escasez de especies tradicionalmente abundantes (como róbalo, bagre o mojarra) y atribuyen el fenómeno a la contaminación, la sobrepesca y el desplazamiento de áreas de reproducción por la expansión de la acuicultura industrial (La Prensa, 2013; El Herald, 2023; Le Monde, 2024). Por su parte, FIAN Honduras ha documentado en distintos informes cómo estos procesos se traducen en afectaciones sociales profundas, especialmente para las familias que dependen de la pesca artesanal como principal medio de subsistencia (FIAN Honduras, 2021, 2023).

La evidencia sobre estos fenómenos es convergente, los aportes de nutrientes, la degradación de manglares y las malas prácticas de manejo acuícola están contribuyendo a la eutrofización y a la pérdida de hábitats esenciales para las especies. Los efectos visibles (disminución de capturas, mortandades recurrentes y riesgo sanitario por toxinas) sugieren una crisis ecológica progresiva con consecuencias sociales importantes, aun así, persisten lagunas científicas, pues, los estudios académicos disponibles son limitados y no existen datos de monitoreo público que permitan cuantificar la contribución relativa de cada factor.

Desde una mirada de ecología política y justicia ambiental, las mortandades de peces y mariscos en el Golfo de Fonseca revelan asimetrías socio-ambientales, mientras que los beneficios de la producción industrial se concentran en pocos actores, los impactos ecológicos se transfieren a los ecosistemas y a las comunidades costeras que dependen de ellos. La contaminación del agua, la eutrofización y la pérdida de biodiversidad implican costos ecológicos y sociales compartidos de forma desigual, donde las poblaciones locales asumen las consecuencias de un modelo productivo que externaliza sus daños. Estos eventos, por tanto, si bien son crisis ambientales, también son expresiones materiales de una acumulación por despojo, en la que el deterioro de los bienes comunes acompaña la expansión de actividades extractivas de recursos.

5. Acciones estatales sobre el terreno.

La condición de los ecosistemas costeros está estrechamente ligado a la forma en que el Estado ha gestionado los recursos de uso común y a las limitaciones estructurales en la gestión del conocimiento sobre ellos. En este apartado se analizan las acciones

institucionales concretas más recientes vinculadas con la gestión sobre los recursos en cuatro comunidades costeras del Golfo, así como las tensiones derivadas de la centralización de decisiones y la reactivación de concesiones sobre tierras saladas que han reactivado los procesos de acumulación a costa de los bienes comunes. A la par, se discuten los vacíos en la gestión del conocimiento especialmente en los datos pesqueros y la escasa atención hacia las economías populares que sustentan la vida costera, con frecuencia etiquetadas como “informales” pese a su relevancia productiva, ecológica y cultural.

El panorama institucional en torno a la gestión ambiental y de los recursos naturales en el Golfo de Fonseca muestra una trama precaria de programas, proyectos y acciones estatales que convergen sobre el territorio de las 4 comunidades costeras, con racionalidades, escalas y alcances diferenciados. A partir de una revisión de fuentes oficiales, comunicados institucionales, informes técnicos y medios de prensa, se ha reconstruido un conjunto de acciones concretas y recientes impulsadas principalmente por la Secretaría de Agricultura y Ganadería (SAG) a través de DIGEPESCA, el Instituto de Conservación Forestal (ICF) y la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA), con el apoyo de organismos internacionales como la FAO, el PNUD y el Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF).

El conjunto de programas desplegados por instituciones estatales muestra una racionalidad orientada hacia la conservación y el aprovechamiento de los recursos naturales, pero como asuntos de administración técnica. En esta lógica, el Estado aparece simultáneamente como promotor del desarrollo pesquero y camaronero, mediador de asistencia post-desastre y acompañador y gestor técnico ambiental, pero no como facilitador de procesos locales de gestión ambiental comunitaria o manejo comunitario de los bienes comunes derivados de los ecosistemas marino-costeros del Golfo de Fonseca.

Los programas revisados (desde PROPESCA y los proyectos FAO-SAG hasta las estrategias del ICF y la “Estrategia Cero Deforestación”) se inscriben en un modelo de acción vertical, donde la intervención comunitaria se limita a la participación instrumental: capacitación, asistencia técnica o cumplimiento de normas. La toma de decisiones, la definición de prioridades ecológicas y la administración de los recursos se concentran en las instituciones estatales, las comunidades costeras rara vez son reconocidas como sujetos histórico-políticos del manejo ambiental.

Esta ausencia en el fortalecimiento y acompañamiento de la gobernanza local contrasta con los aportes teóricos y empíricos de Elinor Ostrom y Fikret Berkes, quienes han demostrado que la gestión comunitaria de los bienes comunes costeros puede ser tanto eficaz como sostenible. Para Ostrom (2000), las comunidades poseen la capacidad de establecer instituciones locales sólidas (reglas, mecanismos de monitoreo y sanciones colectivamente acordadas) que evitan la “tragedia de los comunes” y garantizan la sostenibilidad de recursos compartidos, enfoque que rompe con la dicotomía clásica entre Estado y mercado, proponiendo un tercer modo de gestión, basado en la confianza, la reciprocidad y la acción colectiva.

Por su parte, Berkes amplía esta visión desde una perspectiva socioecológica, al considerar que los sistemas comunitarios de manejo integran conocimiento ecológico local, Instituciones fuertes de manejo de recursos, valores culturales y formas de reciprocidad que sostienen la resiliencia de los ecosistemas. Desde esta mirada, la conservación no se reduce a la administración del recurso, sino que implica mantener una relación equilibrada entre las personas, sus culturas, los territorios y las otras especies.

En contraste, la acción estatal en el Golfo de Fonseca hondureño ha tendido a separar estos planos. Las políticas y programas recientes, pese a su giro discursivo reciente hacia la sostenibilidad y la justicia ambiental, reproducen una racionalidad tecnocrática y centralizada, donde los ecosistemas costeros son concebidos como unidades de producción, regulación o restauración, pero no como territorios habitados, ni como espacios de autogobierno comunitario, las lógicas estatales comparten el trasfondo de la conservación entendida como administración estatal de recursos, pero no como proceso social de construcción del territorio.

En las últimas tres décadas, la acción estatal en el Pacífico hondureño ha oscilado entre políticas de conservación y de fomento productivo, en un marco neoliberal de gestión ambiental (King, 2008), generando una tensión estructural sobre el uso de los bienes comunes costeros. Aunque desde los años noventa se promovió la creación de áreas protegidas y se decretaron moratorias temporales sobre las concesiones camaroneras (primero en 1995 y luego en 1999), investigaciones posteriores evidenciaron que dichas concesiones nunca se detuvieron del todo, King (2008) documenta que, pese a los discursos de protección y a los conflictos ambientales, la expansión camaronera persistía incluso dentro del sistema de áreas protegidas del sur. Más recientemente, Chávez (2022) y Contreras, (2024) confirma la apertura de nuevas concesiones y la continuidad del

modelo extractivo asimétrico, revelando una profunda incoherencia entre la narrativa de conservación y las prácticas institucionales efectivas.

El propio Instituto de Conservación Forestal (ICF) ha reconocido que, desde 2014, la Ley de Fomento a la Camaricultura incentivó la expansión del sector, provocando la pérdida de más de 2,500 hectáreas de manglares y humedales entre 2013 y 2015, y al menos 630 hectáreas adicionales entre 2018 y 2021, incluso en zonas declaradas como sitios Ramsar. Los decretos legislativos 335-2013 y 36-2021 reforzaron la impunidad ante los delitos ambientales asociados, consolidando una política de doble filo, por un lado, la retórica ambientalista y los programas de restauración; por otro, la permisividad estructural hacia la expansión camaronera, de nuevo fomentada gracias a la apertura de las exportaciones a nuevos aliados comerciales.

La intervención estatal se configura como un dispositivo de reordenamiento territorial en el que la conservación, la producción y la vigilancia se articulan bajo una lógica de control vertical. Las comunidades costeras quedan atrapadas entre políticas que las asisten, las regulan o las “capacitan”, pero que no reconocen sus sistemas propios de manejo y gobernanza.

El caso del Golfo de Fonseca evidencia que la conservación, en su forma estatal, no se traduce en participación política ni en gestión comunitaria, sino en la extensión de fronteras administrativas sobre los bienes comunes. Más allá de empoderar a las comunidades, las intervenciones actuales tienden a neutralizar su autonomía, desplazando sus prácticas históricas de manejo de los manglares, de la pesca artesanal y de los demás servicios ecosistémicos del territorio.

Del análisis conjunto de los programas identificados, principalmente los impulsados por la SAG, el ICF, SERNA y sus socios de cooperación emergen tres racionalidades de acción estatal:

1. Productiva-regulatoria, orientada a mantener la actividad pesquera y acuícola dentro de parámetros técnicos de sostenibilidad.
2. Socioambiental-adaptativa tutelada, centrada en la gestión del riesgo y la resiliencia comunitaria ante el cambio climático.
3. Ambiental-coercitiva, basada en el control y la vigilancia del cumplimiento ambiental en las zonas productivas y protegidas.

Estas racionalidades conforman un régimen de intervención territorial donde cada programa cumple una función específica dentro del entramado estatal.

La racionalidad productiva-regulatoria, por ejemplo, es representada principalmente por PROPESCA dirigido por DIGEPESCA y los proyectos FAO-SAG, DIGEPESCA-CODDEFFAGOLF-URPAGOLF, combinando el fomento productivo con la regulación pesquera. Su objetivo explícito es garantizar el uso “sostenible” de los recursos marinos, pero su foco operativo recae en ordenar y fiscalizar la producción, más que en fortalecer el sistema de manejo de recursos local.

En este conjunto, DIGEPESCA concentra la mayor parte de las intervenciones, con acciones como *Fortalecimiento para pescadores artesanales* (2025), que promueven inclusión productiva y capacitación técnica, pero desde un enfoque de fomento económico, subordinando la sostenibilidad ambiental a la eficiencia pesquera. De manera similar, el programa *Pesca Responsable*, ejecutado en articulación con URPAGOLF y la Marina Mercante, impulsa el reemplazo de artes de pesca y la adopción de tallas reglamentarias, introduciendo criterios de sostenibilidad, aunque en un marco más normativo y vertical que participativo.

En este conjunto de programas y acciones concretas se evidencia la ausencia de una perspectiva cultural y situada de las prácticas productivas pesqueras que sostienen la vida de las comunidades locales. El Estado ha mostrado nulo interés en la historia pesquera de estas comunidades, en sus prácticas tradicionales y en su trayectoria marcada por continuas rupturas como las mencionadas en los apartados anteriores. Estas acciones, aunque beneficiosas en torno a la reducción de la sobrepesca, más que fortalecer instituciones locales de manejo, tienden a tecnificar la práctica pesquera, desplazando los saberes locales y los mecanismos comunitarios de control, que históricamente han regulado el acceso y uso de los bienes comunes marino-costeros.

En esta lógica, el Estado se posiciona como árbitro técnico del acceso a los recursos (a través de licencias, inspecciones y monitoreo), mientras las comunidades costeras asumen un rol subordinado y consultivo que solo realiza recomendaciones, aunque se promueve la “participación”, esta se limita a la ejecución de actividades o capacitaciones, no a la toma de decisiones sobre el uso del territorio.

Por otro lado, la racionalidad socioambiental-adaptativa tutelada, se configura en torno a la idea de adaptación y sostenibilidad ambiental, pero desde un enfoque técnico y externo

al territorio, donde el Estado a menudo en acompañamiento a ONGs y agencias de cooperación busca promover prácticas sostenibles o restaurativas, sin modificar sustancialmente las estructuras de decisión local ni los modelos productivos dominantes.

Acciones como los programas de reforestación de manglares en el SAPSZURH que aunque orientadas a restaurar ecosistemas y aumentar la resiliencia, la ejecución depende del Estado y de ONG, y las comunidades participan como ejecutoras de tareas, sin autonomía decisional sobre el manejo de las áreas. Así, la reforestación se sitúa en un punto medio, conectando la lógica de apoyo técnico y restauración con una lógica de control, vigilancia y cumplimiento normativo.

En conjunto, estas acciones traducen la sostenibilidad y adaptabilidad en un problema de ajuste técnico y educativo; enseñar, reemplazar, restaurar más que en un proceso de redistribución del poder o fortalecimiento de iniciativas comunitarias. Si bien existen pequeños procesos orientados al manejo comunitario y a la gestión ambiental comunitaria en torno a generar sistemas resilientes, como la implementación de ciencia comunitaria o la figura de guardianes ambientales impulsados por diversas ONG's estos no derivan de ni en una política estatal ni expresan un reconocimiento institucional de las comunidades como sujetos políticos. Así, las comunidades participan principalmente como beneficiarias o ejecutoras locales, pero no como diseñadoras de las reglas del manejo ni como autoridades políticas sobre los recursos.

Desde un punto de vista discursivo, esta racionalidad combina la retórica ambiental global (cambio climático, resiliencia, adaptación) con la implementación fragmentada de proyectos piloto, usualmente de corta duración y dependientes de financiamiento externo. En términos institucionales, se apoya en instrumentos de capacitación, asistencia técnica y proyectos demostrativos, con énfasis en la “concienciación ambiental” más que en el reconocimiento de las instituciones comunitarias preexistentes.

Por ello, la racionalidad ambiental-adaptativa tutelada aparece como una forma intermedia entre la lógica conservacionista coercitiva y la productiva, intentando conciliar ambas bajo la narrativa del desarrollo sostenible. Sin embargo, al no cuestionar las estructuras extractivas ni promover mecanismos de auto gobernanza, termina consolidando una dependencia técnica del Estado y las ONG, más que una capacidad local y autónoma.

Esta racionalidad también se proyecta en el ámbito regional, donde se reproduce una lógica de intervención fragmentada, se expresa en proyectos como el Programa de Seguridad Hídrica del Corredor Seco, PROSASUR o SISAGRO, donde el discurso ambiental se entrelaza con objetivos de desarrollo rural y reducción de vulnerabilidad, estas acciones se orientan a fortalecer capacidades adaptativas frente al cambio climático, la sequía o la variabilidad meteorológica.

Aunque estos programas, incluyen el departamento de Choluteca, dentro de su área de acción, no alcanzan de forma tangible a las comunidades costeras ni a los sistemas de esteros. Su diseño se centra en la gestión del recurso hídrico en zonas de cuenca media o alta, sin reconocer la interdependencia entre los ríos y los estuarios del Golfo de Fonseca, donde se manifiestan los efectos acumulativos de la deforestación, la sedimentación y la contaminación agrícola.

Esta falta de articulación evidencia una visión fragmentada del territorio, donde el agua se gestiona como un recurso sectorial vinculado a la agricultura o al abastecimiento, y no como un bien común ecosistémico que conecta la montaña con el mar. En términos sociales, esta desconexión refuerza la percepción local de que las acciones ambientales del estado “no bajan hasta el estero”, dejando fuera del alcance institucional los espacios donde las comunidades ejercen cotidianamente sus prácticas de pesca, recolección o conservación.

Por último, la Racionalidad ambiental-coercitiva; encarnada por las acciones del ICF y DIGEPESCA, combina vigilancia, control y restauración. Su foco está en garantizar el cumplimiento de la normativa ambiental, en el Golfo de Fonseca, esta lógica se materializa en la supervisión de la industria camaronera, el patrullaje durante vedas pesqueras y la fiscalización de actividades en torno al manglar dentro de áreas protegidas, Su objetivo es garantizar que los actores del territorio respeten las leyes ambientales, priorizando la protección de ecosistemas críticos, como manglares y humedales, frente a intereses económicos. Esta racionalidad se caracteriza por ser centralizada y vertical, en la que la autoridad del Estado se ejerce mediante inspecciones, monitoreo técnico y sanciones, dejando poco espacio para los dispositivos de control contruidos por las comunidades. Las comunidades participan de manera instrumental, ejecutando tareas definidas por los programas estatales, pero no diseñan ni regulan las normas que rigen los recursos.

Tabla 8. Síntesis comparativa de racionalidades y expresiones programáticas.

Racionalidad	Programas /Acciones representativas	Tipo de relación con comunidades	Dimensión	Efecto predominante en la gobernanza local
Productiva-regulatoria	Crédito para ellas; Fortalecimiento a pescadores; MADEPES; Patrullaje de veda, PROPESC	Participación subordinada y formativa	Productiva normativa	Formalización del esfuerzo pesquero sin gobiernos comunitarios.
Socioambiental-adaptativa tutelada	Mujeres y jóvenes refuerzan resiliencia; Seguridad hídrica; PROSASUR Frente a la tormenta (ICF)	Participación consultiva instrumental	Adaptación	Reforzamiento de dependencia institucional
Ambiental-coercitiva	Conservación de tortuga golfina; FTIA; Programa de Reforestación (PNR)	Participación operativa	Conservación cumplimiento	Control estatal del territorio bajo lógica tutelar

Fuente: elaboración propia

Como se ha señalado, las acciones estatales han tendido a debilitar las formas de gobernanza local y los sistemas comunitarios de manejo de recursos, privilegiando enfoques centralizados de regulación y monitoreo. Esta tendencia también se expresa en la gestión del conocimiento sobre las pesquerías artesanales, que muestra un prolongado abandono institucional. El último esfuerzo nacional sistematizado que recopiló información detallada sobre la actividad pesquera artesanal fue el realizado por Soto (2012). Desde entonces, no se dispone de datos actualizados sobre variables fundamentales como la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), ni de indicadores consistentes sobre el esfuerzo de pesca, las especies objetivo o las presiones derivadas del uso de los ecosistemas marino-costeros.

Este vacío contrasta con el seguimiento institucional más robusto que ha tenido la camaricultura, sector que desde la década de 1990 ha contado con apoyo técnico, financiero y normativo sostenido por parte del Estado y de organismos de cooperación. En términos de conocimiento, esta asimetría se traduce en que la producción de datos, estudios y proyecciones se concentra en el monitoreo de la industria acuícola, mientras la pesca artesanal permanece al margen de los sistemas de información y de las políticas de ordenamiento costero. Este desequilibrio reproduce una forma de invisibilización

estructural, donde ciertos sectores son reconocidos como productivos y modernos, mientras otros quedan relegados a la categoría de “informalidad” instaurada desde los marcos neoliberales, lo que a su vez justifica y legitima el vacío de esfuerzos hacia la pesca artesanal.

En términos de gobernanza de los bienes comunes, la situación descrita evidencia que la ausencia de acciones estatales sostenidas sobre la pesca artesanal no solo afecta la disponibilidad de información, sino que limita la capacidad de las comunidades para autogobernar sus recursos. La gestión del conocimiento se mantiene centralizada y sesgada hacia sectores productivos formalizados, desconectándose de los saberes ecológicos locales que históricamente han sustentado prácticas de manejo colectivo, adaptativo y situado en las dinámicas costeras locales.

El olvido institucional se acompaña de un proceso de erosión del conocimiento ecológico tradicional (CET), que ha orientado las prácticas pesqueras locales. Tal como plantea Berkes (2004), el CET constituye un sistema dinámico de saberes acumulativos basado en la observación, la experiencia y la transmisión intergeneracional, que articula dimensiones empíricas, prácticas y simbólicas en la relación de las comunidades con su entorno. Su desplazamiento no solo implica la pérdida de conocimientos locales, sino también la reducción de las posibilidades de construir formas de manejo adaptativo que integren la memoria ecológica de las comunidades con los desafíos contemporáneos de sostenibilidad y cambio ambiental.

6. Conclusiones.

El análisis del Golfo de Fonseca revela un territorio atravesado por una larga historia de apropiación desigual y de reconfiguración ecológica al servicio de la acumulación. Desde los primeros desplazamientos campesinos hacia la franja costera, hasta la consolidación de la industria camaronera, la región ha sido objeto de un proceso de acumulación por despojo (Harvey, 2005), en el que los ecosistemas costeros fueron transformados en enclaves productivos y los bienes comunes convertidos en activos privados. La expansión de la camaricultura sostenida por políticas estatales, cooperación internacional y capitales privados representa tanto una transformación del paisaje y las dinámicas ecológicas, como un reordenamiento de las relaciones sociales y de poder en torno al acceso y control de los recursos.

La conversión de manglares, humedales y esteros en estanques de cultivo implicó una ruptura radical con los modos de uso comunitarios, basados históricamente en la pesca artesanal, la recolección y el aprovechamiento múltiple de los bienes naturales. La transformación impuso nuevas relaciones jerárquicas, en donde las comunidades costeras pasaron de ser gestoras de su entorno a trabajadoras marginales dentro de una economía extractiva, las nuevas dinámicas han deslegitimado los saberes locales, las instituciones comunitarias y los mecanismos tradicionales de autorregulación que, como plantean Ostrom (1990) y Berkes (2004), son esenciales para el manejo sostenible de los bienes comunes. Las comunidades se ven obligadas a adaptarse a un entorno cada vez más degradado y regulado desde fuera, donde las decisiones sobre el uso del suelo, la protección ambiental o la asignación de concesiones se toman en esferas institucionales alejadas de sus realidades cotidianas.

El panorama ambiental actual refleja las consecuencias acumulativas de estas rupturas con una pérdida de más del 40% de la cobertura de manglar en las últimas seis décadas, alteraciones profundas en los estuarios y la calidad del agua, concentración de la tierra y del acceso a los recursos costeros en manos de un puñado de actores. A esto se suman los efectos del cambio climático, que exacerban la vulnerabilidad de las comunidades costeras, afectando las temporadas de pesca, los ciclos reproductivos de las especies y la estabilidad de los medios de vida.

En este escenario, la gobernanza del Golfo de Fonseca se configura como un entramado vertical y fragmentado donde las instituciones estatales actúan desde una racionalidad

centrada en la administración técnica de los recursos, antes que en la construcción de autonomía o cogobernanza, como resultado existe una desconexión entre las políticas y las realidades del Golfo, los programas institucionales miden su éxito en hectáreas reforestadas o pescadores capacitados, pero las comunidades siguen enfrentando la pérdida progresiva de sus medios de subsistencia.

Frente a un modelo de gobernanza que ha privilegiado la acumulación y la centralización de la conservación, el desafío es reconstruir los puentes entre conocimiento, poder y territorio. Esto implica reconocer a las comunidades como actores legítimos en la toma de decisiones, fortalecer sus capacidades de gobierno y revalorizar los sistemas locales de manejo del agua, los manglares y la pesca artesanal. La sostenibilidad en el Golfo de Fonseca no puede depender únicamente de políticas de control o asistencia, sino de una redistribución del poder sobre los bienes comunes.

El futuro socioambiental de las comunidades del Golfo de Fonseca, dependerá de la posibilidad de articular una gobernanza de lo común, donde el Estado y la sociedad reconozcan que la conservación no es una tarea técnica, sino una práctica política de corresponsabilidad y justicia ambiental. Frente a ello, tal como sugiere Escobar (2010), los territorios no se explican únicamente por la lógica del capital y el estado, en ellos persisten y se recrean formas de vida derivadas de prácticas sociales y ecológicas situadas que, aunque en disputa con la modernidad y el Estado, sostienen modos de relación con la naturaleza que constituyen la posibilidad de reconfigurar lo común desde abajo.

En esa dirección, el proceso de investigación en que se enmarca este documento profundiza en los saberes y prácticas de los pescadores artesanales, recolectores de moluscos y camaricultores artesanales, explorando cómo, desde su experiencia y memoria ecológica, se producen alternativas concretas de relación con el mar y los bienes comunes.

7. Referencias bibliográficas

- AFE-COHDEFOR. (2005). Plan de manejo área de manejo de hábitat /especie “san bernardo” Decreto No. 5-99-E.
- Berkes, F. (2012). *Sacred ecology* (3.^a ed.). Routledge. Recuperado de <https://archive.org/details/sacredecology0000berk/page/n5/mode/2up>
- Botero, M. H. (coord.). (2008). *Perfil de ordenamiento territorial: Libro verde del municipio de Namasigue, Choluteca*. PRORENA/GTZ. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/259757020/0609-Choluteca-Namasigue-PMOT-1-pdf>
- Canty, S. W. J., Funes, M., Box, S., Zylich, K., Derrick, B., Divovich, E., Lindop, A., Pauly, D., Zeller, D. (2019). The hidden value of artisanal fisheries in Honduras. *Fisheries Management and Ecology*, 26(3), 249-259. <https://doi.org/10.1111/fme.12346>
- Carranza, E. O., Alvarado, K., Campos, P., Gómez, R., Paz, P., & Arias, C. (2024). *Análisis de la camaronicultura en Honduras*. Ponencia presentada en Latin American & Caribbean Aquaculture 2024, Medellín, Colombia.
- Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., & Twilley, R. R. (2006). Mangrove zonation in the dry life zone of the Gulf of Fonseca, Honduras. *Estuaries and Coasts*, 29(5), 751–764. <https://doi.org/10.1007/BF02786526>
- CONGESA. (2001). *Valoración económica de los manglares del Golfo de Fonseca, Honduras* (PROMANGLE (AFE-COHDEFOR/OIMT), Fase I). Honduras: CONGESA.
- Contreras, A. P. (2024). *The disappearing fishermen*. Kroc IPJ Research and Resources, (99). University of San Diego. <https://digital.sandiego.edu/ipj-research/99>
- De Molina, M. G., & Toledo, V. M. (2024). *The social metabolism: A Socio-Ecological Theory of Historical Change*. Springer.
- Dewalt B.R, Vergne, P., Hardin, M. (1996). Shrimp Aquaculture Development and the Environment: People, Mangroves and Fisheries on the Gulf of Fonseca, Honduras. *World Development*, Vol. 24, No. 7, pp. 1193-1208,
- Dewalt, B.R., Stonich, S. C. (1996). La política ecológica de deforestación en Honduras. *Revista Yaxkin*, XV (Especial), Instituto Hondureño de Antropología e Historia / UNAH. Recuperado de https://cdihh.ihah.hn/revistayaxkin/1997_esp/Lapoliticaecologicadedeforestacion.pdf
- Dirección General de Pesca y Acuicultura [DIGEPESCA]. (2023). *Investigación por mortandad de peces en esteros del Golfo de Fonseca* [Video]. YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=example>
- Durán, N., & Dunbar, S. G. (2015). Differences in diurnal and nocturnal swimming patterns of olive ridley hatchlings in the Gulf of Fonseca, Honduras. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 472, 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.07.003>

- El Herald. (2023, 12 de agosto). *Colapso del Golfo de Fonseca amenaza a pescadores hondureños*. <https://www.elheraldo.hn/>
- El País. (2024, 16 de septiembre). Alertan de contaminación tóxica en el Golfo de Fonseca. <https://elpais.cr/>
- Escobar, A. (2010). Territorios de diferencia: Lugar, movimientos, vida, redes. Editorial: Envión
- FAO. (1993). *Informe preparado para el Gobierno de Honduras sobre la pesca y la acuicultura*. Recuperado de <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/3c2aabe4-3f2a-4e82-8828-dcc7fe51c8e0/content>
- FAO. (2014). *Acuicultura de pequeña escala y recursos limitados en América Latina y el Caribe: Hacia un enfoque integral de políticas públicas* (Serie: Red de Acuicultura de las Américas). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <https://www.fao.org/4/i3623s/i3623s.pdf>
- FAO. (2023). *FishStatJ: Global capture production 1950–2023* [Base de datos]. FAO Fisheries and Aquaculture Division. <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj>
- FIAN Honduras. (2021). Impacto del cambio climático en los recursos costeros y medios de vida en las comunidades de Guapinol, Cedeño y Punta ratón, Marcovia, Choluteca.
- FIAN Honduras. (2023). Estudio exploratorio: condiciones sociales, económicas, ambientales y climáticas que inciden en el desplazamiento interno y la migración en comunidades costeras de honduras.
- Flores, C. J. & Reiche, C. (1990). El consumo de leña en las industrias rurales de la zona sur de honduras. CATIE. Programa de producción y desarrollo agropecuario sostenido. Costa Rica. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/1539>
- González Rivera, D. A., Mariel Portillo, F. & Baca Rodríguez, L. S. (2022). Primera fase para el incremento de ICTIOFAUNA en el golfo de Fonseca utilizando arrecifes artificiales. *Revista Universidad y Sociedad*, 14(6), 530-540.
- Gowing, J., & Ocampo-Thomason, P. (2007). Exploratory analysis of the comparative environmental costs of shrimp farming and rice farming in coastal areas. En D. M. Bartley, C. Brugère, D. Soto, P. Gerber, & B. Harvey (Eds.), *Comparative assessment of the environmental costs of aquaculture and other food production sectors: Methods for meaningful comparisons*. FAO/WFT Expert Workshop, 24–28 April 2006, Vancouver, Canada (pp. 201–220). FAO.
- Juella Sivisaca, Ó. L., Corbelle Rico, E. J., & Cordero Souto, M. (2012). Estudio multitemporal de la superficie ocupada para la cría de camarón en el Golfo de Fonseca, Honduras (Asistencia técnica para la Asociación de Enxeñería Sen Fronteiras Galicia y CODDEFFAGOLF). Coordinador: Rafael Crecente Maseda.
- King, M. W. (2008). *Political ecology of mangroves in southern Honduras: The emergence and evolution of environmental conflict in the Gulf of Fonseca, 1973–2006* [Doctoral dissertation, University of Cambridge]. University of Cambridge Repository.

- Kolbenstetter, M. M. (2016). MOLLUSC COLLECTION AND SALT PRODUCTION: Resource procurement and distribution in the Gulf of Fonseca. *Intersection*, vol II pp. 29-35.
- Kolbenstetter, M. M. (2022). Gulf of Fonseca, archaeology of. In C. Smith (ed.), *Encyclopedia of Global Archaeology*. Springer: doi: 10.1007/978-3-319-51726-1_3551-1.
- La Prensa. (2013, 22 de septiembre). *El Golfo de Fonseca se queda sin bancos de pesca*. <https://www.laprensa.hn/>
- Le Monde. (2024, 22 de junio). *Les mangroves du Honduras dévorées par l'élevage de crevettes*.
- Maradiaga, M. C. (2024, noviembre 12). *Las batallas por el camarón al sur de Honduras: Una industria con exenciones versus pescadores abandonados*. *Contra Corriente*. <https://contracorriente.red/2024/11/12/las-batallas-por-el-camaron-al-sur-de-honduras-una-industria-con-exenciones-versus-pescadores-abandonados>
- Martinez Lopez, R. S. (2010). Analisis multitemporal para la evaluación de la degradación ambiental en los ecosistemas del Golfo de Fonseca, sección honduras. [Tesis de grado, Universidad San Francisco De Quito]
- Moller, H., Berkes, F., Lyver, P. O., & Kislalioglu, M. (2004). *Combining Science and Traditional Ecological Knowledge: Monitoring Populations for Co-Management*. *Ecology and Society*, 9(3). <https://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art2/>
- Osorto Nuñez, M. H., Martínez Rodríguez, D., & Merlo Rodríguez, V. (2023). Evaluacion de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del Golfo de Fonseca, Honduras.: Calidad de agua en los esteros del Golfo de Fonseca. *Boletín De Investigaciones Marinas Y Costeras*, 52(1), 65–92. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1181>
- Osorto-Nuñez, M. H. (2025). Rates and socioecological drivers of mangrove forest cover loss in Honduras: a systematic review. *Ciencias Marinas*, 51. <https://doi.org/10.7773/cm.y2025.3534>
- PROGOLFO (1998). Diagnostico del Estado de los Recursos Biofisicos, Socioeconomicos e Institucionales. Honduras, Nicaragua, El Salvador, Comision Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD) Secretaria de Recursos Naturales y Ambiente de Honduras (SERNA) Ministerio de Medioambiente y Recursos Naturales de El Salvador (MARN) Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Nicaragua (MARENA) Proyecto Regional Ordenamiento Ecologico de los Ecosistemas Costeros del Golfo de Fonseca (PROGOLFO) Union Mundial para la Naturaleza (UICN) and DANIDA: 20.
- Ponce Gómez, D. F. (2008). *Evaluación técnica, económica y financiera de la implementación de aireación mecánica en el cultivo de camarón blanco (Litopenaeus vannamei)* [Proyecto especial de grado]. Universidad Zamorano.
- Pratt & Quijandría, (1997). *Industria del camarón en Honduras: Análisis de sostenibilidad*. Centro Latinoamericano para la Competitividad y Desarrollo Sostenible (CLACDS)

- Ramsar. (2021). *Ficha informativa Ramsar sobre los humedales: Sistema de Humedales de la Zona Sur de Honduras (HN1000) Versión actualizada, previamente publicada en 1999*. Convención Ramsar. https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/HN1000RIS_2111_es.pdf
- Ribalaygua Batalla, J., Gaitán, E., Pórtolles, J., & Monjo i Agut, R. (2014). *Cambio climático en centroamérica: un estudio para el Golfo de Fonseca*. Arcimis <https://repositorio.aemet.es/handle/20.500.11765/8212>
- Rivera Pasco, N. A. (2024). Evaluación de microplásticos en almejas (Veneridae spp.) del Golfo de Fonseca, Honduras [Tesis de licenciatura, Escuela Agrícola Panamericana, Departamento de Recursos Naturales y Conservación Biológica]. <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/c21d71e8-fdea-4838-81f2-70758dd0e076/content>
- Secretaría de Gobernación, Justicia y Descentralización. (2020). Perfil Municipal: Índice de Desarrollo Municipal Namasigüe, Choluteca
- Serrano Interiano, J. A. (1996). *Caracterización físico-química de dos esteros del sur de Honduras en época lluviosa* [Proyecto de graduación, Escuela Agrícola Panamericana].
- Stanley, D. and C. Alduvín (2002). Science and Society in the Gulf of Fonseca - The Changing History of Mariculture in Honduras. Washington D.C., Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. Published by the Consortium.
- Stonich, S. C. (1993). "I Am Destroying the Land!" The Political Ecology of Poverty and Environmental Destruction in Honduras. Boulder, CO, Westview Press.
- Stonich, S.C. (1995). The Environmental Quality and Social Justice Implications of Shrimp Mariculture Development in Honduras. Human Ecology, vol. 23, No 2.
- Soto, L., (2012). Informe de evaluación de la actividad pesquera en el Golfo de Fonseca, Honduras 2004–2010. Proyecto de Desarrollo Pesquero en el Golfo de Fonseca. Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo/X-Media, Tegucigalpa <https://es.scribd.com/document/120487459/Informe-de-Evaluacion-de-la-Actividad-Pesquera-en-el-Golfo-de-Fonseca-Honduras>
- Toledo, V. M. (1993) La apropiación campesina de la naturaleza: Un Análisis Etnoecológico. Tesis de grado. UNAM.
- Torres-Rivas, E. (2007) La piel de Centroamérica (una visión epidérmica de setenta y cinco años de su historia). FLACSO, 1ª Ed. San José, Costa Rica. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/48661.pdf>
- Tragua. (2012). *Caso camaróneras: destrucción y contaminación de humedales costeros del Golfo de Fonseca* [Informe]. https://tragua.org/wp-content/uploads/2012/04/caso_camaroneras.pdf

- Valle-Levinson, A., & Bosley, K. T. (2003). Reversing circulation patterns in a tropical estuary. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 108(C10), 3331. <https://doi.org/10.1029/2003JC001786>
- Vergne, P., Hardin, M. and Dewalt, B. (1993). Environmental Study of the Gulf of Fonseca. Washington D.C., Tropical Research and Development, Inc. for USAID.
- Ward, G. H., Jr. (2000). *Effects of shrimp farming on the hydrography and water quality of El Pedregal and San Bernardo estuaries, Gulf of Fonseca, Honduras*. PD/A CRSP Research Report 00-150. https://aquafishcrsp.oregonstate.edu/sites/aquafishcrsp.oregonstate.edu/files/rr1203_nop00-150.pdf

8. Anexos

Anexo 1. Catálogo de especies provenientes de la pesca artesanal en el golfo de Fonseca, Honduras.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Familia	Nombre científico	Nombre común
Peces					
Ariidae	Ariopsis sp	Guiche	Serranidae	Alphestes multiguttatus	Mero
	Cathorops sp	Guiche		Cephalopholis panamensis	Mero
	Notarius Sp	Guiche		Epinephelus anologus	Mero
	Bagre Panamensis	Bagre		Epinephelus itajara	
	B. Pinnimaculatus	Bagre		Epinephelus labriformis	
Carangidae	Caranx Caballus	Jurel Verde, , Tamalito	Carcharhinidae	Rhizoprionodon longurio	Punta de zapato
	Caranx Caninus	Jurel	Sphyraenide	Sphyraena ensis	Picuda, rompe candados
	Gnatanodon Speciosus	Jurel	sphyrnidae	Sphyrna lewini	Tiburón martillo
	Oligoplites altus	Pez Perro		Spgyrna tiburo	Tiburón martillo
	Oligoplites Saurus	Jurel	Dasyatidae	Dasyatis longus	Raya
	Trachhinotus Kennedyi	Pampa		Crustaceos	
	Trachhinotus Paitensis	Pampa	Peneidae	Litopenaeus occidentalis	Camaron jumbo
	Centropomus Rabalito	Ayante		Litopenaeus stylirostris	Camaron estil
	Centropomus Medius	Robalo		Litopenaeus vannamei	Banamey o camarón blanco
	Centropomus unioensis	Robalo		Protrachypene precipua	Camaron fiebre
Cichlidae	Oreochromis SP	Tilapia Gris		Trachypenaeus birdy	Camaron rayado
Gerreidae	Guerres similimus	Palometa		Xiphopenaeus riveti	Camaron titi
	Diapterus peruvianus	Caguacha, palometa		Marcobrachium sp.	Camaron Burra.
	Eucinostomus currani	Palometa	Portunidae	Callinectes arcuatus	Jaiba
Haemulidae	Anisotremus dovii	Ruco Rayado	Ocypodidae	Ucides occidentalis	Punche
	Anisotremus interruptus	Frijolillo	Alappidae	Calappa convexa	Guala
	Anisotremus pacifici	Ruco Negro	Palinuridae	Panulirus gracilis	Langosta barbona
	Conodon serrifer	Ruco		Moluscos	
	Haemulon scudderi	Ruco	Arcidae	Anadara tubercuolsa	Curil
	Haemoluopsis elongatus	Ruco		Anadara similis	Curil
	Haemoluopsis axillaris	Ruco		Grandarca grandis	Casco de burro
	Haemoluopsis leuciscus	Ruco		Donax sp	Almejas
	Haemoluopsis nitidus	Ruco	Loliginidae	Lolliguncula panamensis	Calamar dedal panameño
	Pomadasys macracanthus	Ruco	Octopodidae	Octopus alecto	Pulpo brazo de serpiente
	Pomadasys panamensis	Queen	Fauna acompañante		
Lobotidae	Lobotes Pacificus	Berrugato	Achiridae	Trinectes fonsecensis	Pez hoja
Lutjanidae	Lutjanus argentiventris	Pargo	Batrachoididae	Batrachoides waltersi	Sapamiche
	Lutjanus colorado	Pargo rojo	Carangidae	HHemicarax leucurus	Liebre
	Lutjanus guttaus	Pargueta, pargo lunar		Selene brevoortii	Pez Garza
	Lutjanus jordani	Pargo		Selene orestedii	Pez Garza
	Lutjanus novemfasciatus	Pargo		Selene peruviana	Pez niño

	Lutjanus peru	Pargo	Clupeidae	Opisthonema libertate	
Mugilidae	Mugil curema	Lisa	Cynoglossidae	Symphurus chabanaudi	Pez hoja
Nematistiidae	Nematistius pectoralis	Pez Gallo	Diodontidae	Diodon holocanthus	Pez zorra
Polynemidae	Polydactylus approximans	Pez gato	Engraulidae	Anchoa sp	Sardina
	Polydactylus opercularis	Pez gato	Ephippidae	Chaetodipterus zonatus	Pecesapo
Scianidae	Bairdiella ensifera			Parapsettus panamensis	Pecesapo
	Cynoscion Phoxocephalus		Mullidae	Pseudupeneus grandisquamis	Pez Raton
	Cynoscion albus		Muraenesocidae	Cynoponticus coniceps	Anguila
	Cynoscion reticulatus	Babosa rayada	Stromateidae	Peprilus medius	Hedionda
	Cynoscion squamipinnis	Babosa		Peprilus snyderi	Hedionda
	Cynoscion stolzmanni	Corvina	Tetraodontidae	Sphoeroides rosenblatti	Pez sapo
	Isopisthus remifer	Papelillo		Sphoeroides sechurae	Pez sapo
	Menticirrhus nasus	Pancha coneja	Narcinidae	Narcine vermiculatus	Raya Eléctrica
	Micropogonias altipinnis			Narcine entemedor	Raya Eléctrica
	Nebris occidentalis	Guabina	Ophichthidae	Echiophis brunneus	Anguila Coral
	Ophioscion scieru	Pancha negra	Pristigasteridae	Ilisha fuerthii	Sardina Pedorra
	Ophioscion strabo	Pancha negra	Rhinobatidae	Rhinobatos leucorhynchus	Pes Diablo
	Stellifer illecebrosus	Pancha bocona	Trichiuridae	Trichiurus lepturus	Pejefaja
	Ophioscion vermicularis	Pancha Negra	Urotrygonidae	Urotrygon aspidura	Raya Redonda Narigona
	Paralonchurus dumerilii	Pancha rayada		Urotrygon chilensis	Raya Redonda Chilena
	Paralonchurus goodei			Urotrygon cimar	Raya Redonda Denticulada
Scombridae	Scomberomorus sierra	Macarela		Urotrygon munda	Raya Redonda Munda
	Euthynnus lineatus	Barilete		Urotrygon rogersi	Raya Redonda Espinosa

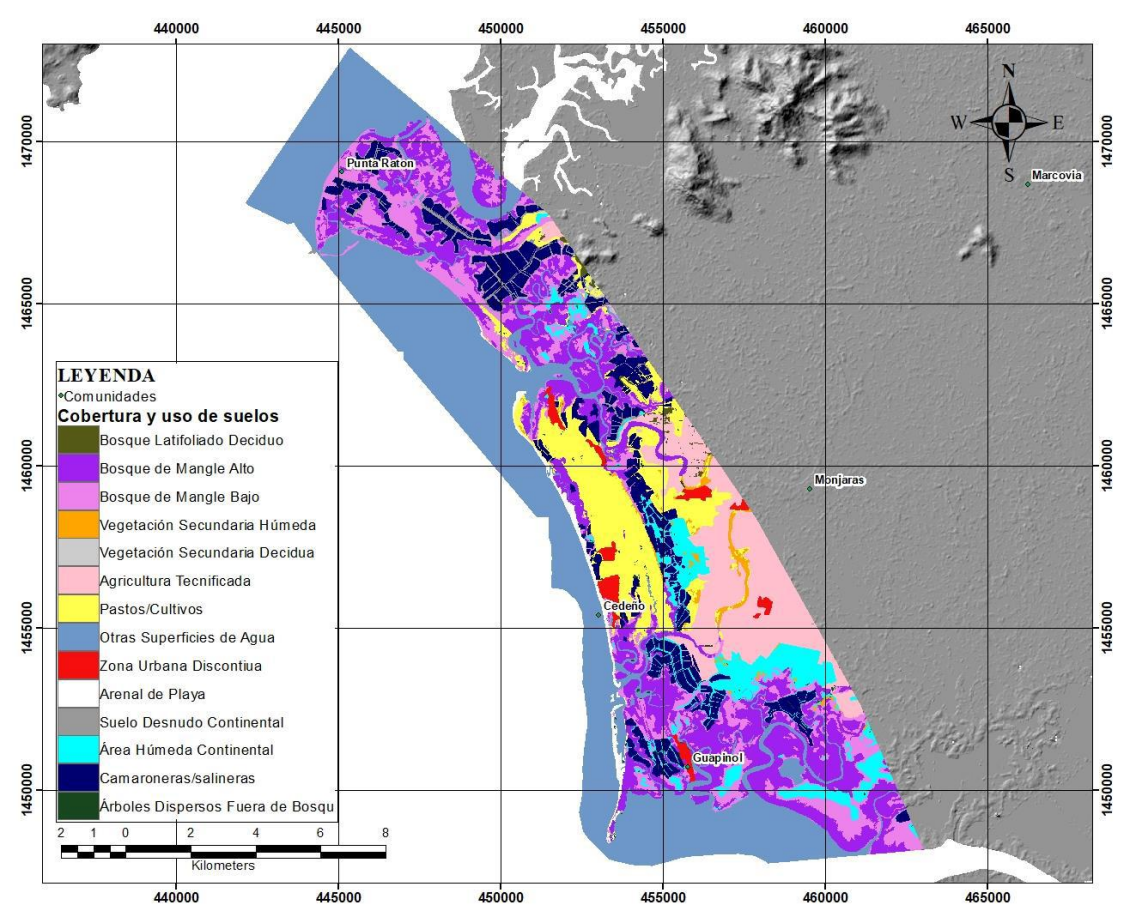
Fuente: Soto, 2012.

Anexo. 2. Tabla. clasificación de fincas del golfo de Fonseca según criterios institucionales.

Categoría	Numero de Fincas	% Total	Area (ha)	% Total
Pequeña escala	267	78.3	3,126.03	12.73
Mediana Escala	46	13.5	3,895.24	15.86
Industriales	28	8.2	17,541.50	71.41
Total	341	100	24,562.76	100

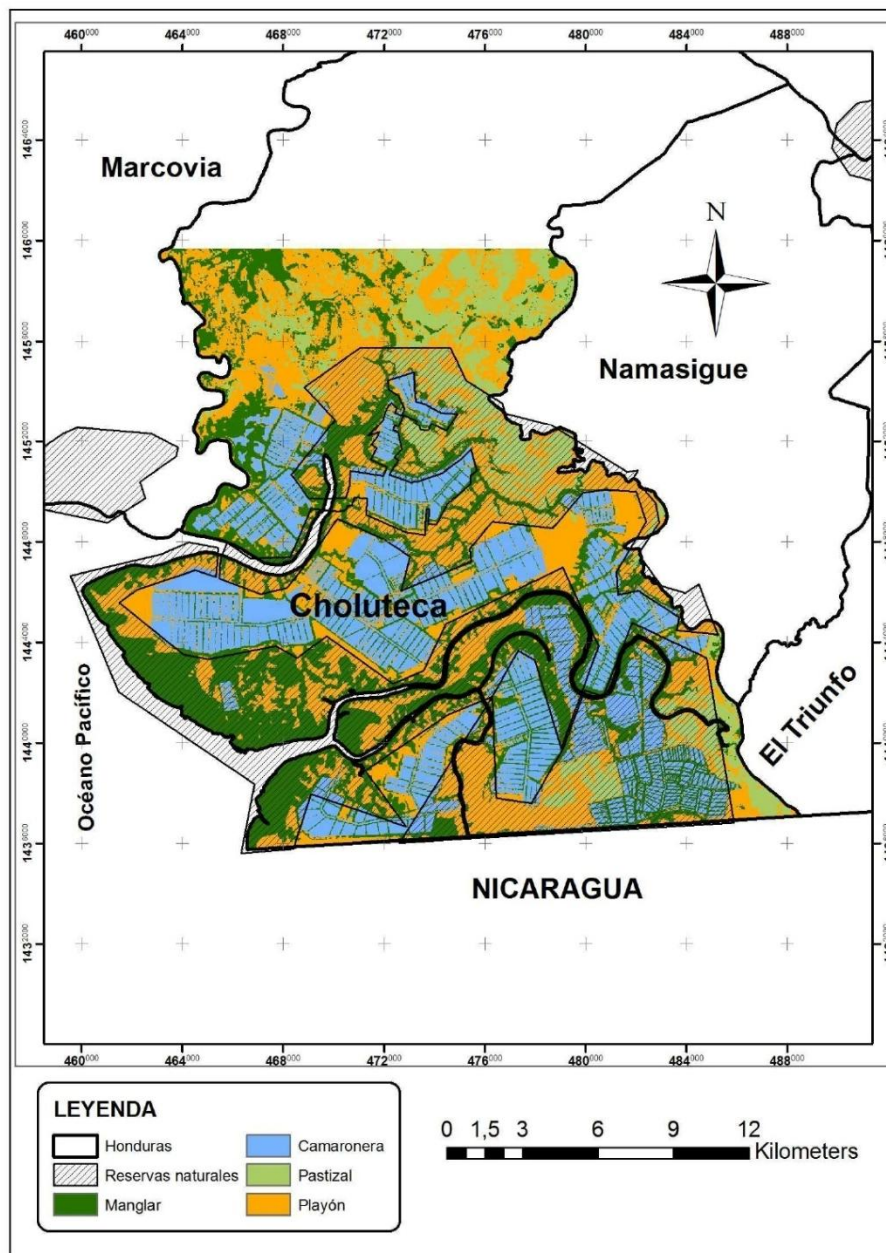
Fuente: elaboración propia en base a datos provenientes de una Consulta de información pública, Secretaría de agricultura y ganadería (SAG), 2024.

Anexo. 3. Mapa de cobertura y uso de suelos de las tres comunidades costeras de Marcovia



Fuente: FIAN Honduras, (2021).

Anexo 4. Mapa de cobertura y uso del suelo del área de influencia de la comunidad de San bernardo, 2011.



Fuente: Juella Sivisaca, Ó. L., Corbelle Rico, E. J., & Cordero Souto, M. (2012).