



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN  
ALIMENTACION Y DESARROLLO A.C.

***POLÍTICA AMBIENTAL, CONSERVACIÓN Y DESARROLLO  
REGIONAL SUSTENTABLE: UNA APROXIMACIÓN A TRAVÉS  
DE LOS “BUYBACKS” INTERNACIONALES Y EL PACE  
VAQUITA EN LA REGIÓN DEL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA.***

POR

**RAMSES RODRIGUEZ RAMIREZ**

TESIS APROBADA POR

LA COORDINACIÓN DE DESARROLLO REGIONAL  
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRIA EN DESARROLLO REGIONAL**

Hermosillo, Sonora.

Octubre de 2010

## APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para revisar la tesis de Ramses Rodríguez Ramirez, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Desarrollo Regional.



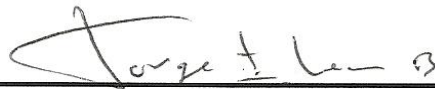
---

M.C. Pablo Wong González  
Director de Tesis



---

Dr. Sergio A. Sandoval Godoy



---

Dr. Jorge I. León Balderrama

## DECLARATORIA INSTITUCIONAL

Se permite y se agradecen las citas del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se de el crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos deberá contar con la autorización escrita del director del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C (CIAD).

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión, del director de tesis.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'R. Pacheco', is written over a solid horizontal line. The signature is fluid and cursive, with a long horizontal stroke extending to the right.

**Dr. Ramón Pacheco Aguilar**

**Director General**

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. A.C. por brindarme las condiciones propicias para el desarrollo de la investigación de la cual se deriva esta tesis.

A mi director de tesis, M.C Pablo Wong González, por aceptar que desarrollara este trabajo de investigación bajo su tutela y permitirme aprender de un excelente académico.

A mi comité de tesis, Dr. Sergio A. Sandoval Godoy, Dr. Jorge I. León Balderrama por sus críticas al presente trabajo y conformar el excelente grupo de investigación con el que comparto este éxito académico.

A todos los académicos del área de Desarrollo Regional con los que tuve la oportunidad de compartir los espacios y adquirir las ideas que contribuyeron a mi nueva formación académica.

## **DEDICATORIA**

**A TODOS LOS QUE LO HICIERON POSIBLE**

# ÍNDICE

<b>1. Introducción.....</b>	<b>1</b>
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. La Vaquita Marina y la Problemática Socioeconómico-Ambiental Asociada en la RBAGCyDRC.....	4
1.3 Definición del Problema de Investigación .....	7
1.3.1 Objetivos: .....	8
1.3.2 Hipótesis: .....	9
1.4 Justificación .....	9
1.5 Metodología.....	10
<b>2. Marco de Referencia.....</b>	<b>17</b>
2.1 Desarrollo Sustentable.....	18
2.1.1. La Idea del Desarrollo Sustentable .....	19
2.1.2. La Concepción Brundtland del Desarrollo Sustentable .....	20
2.1.3. Los Elementos del Desarrollo Sustentable.....	21
2.1.4. El Carácter de la Sustentabilidad.....	23
2.1.5. Las Críticas a la Concepción Brundtland. ....	24
2.1.6 Modelos Alternativos de Desarrollo Sustentable.....	25
2.2 Economía Ambiental / Economía Ecológica: .....	27
2.3. Política Ambiental.....	33
2.3.1. La Institucionalización de lo Ambiental.....	34
2.3.2. Principios de Gestión y Política Ambiental .....	35
2.3.3. Instrumentos de Política Ambiental .....	36
2.4 Desarrollo Regional Sustentable .....	40
2.4.1. Espacio, Territorio y Enfoque Territorial.....	40
2.4.2. Región y Desarrollo Regional.....	41
2.4.3. Elementos Conceptuales del Desarrollo Regional Sustentable .....	43

<b>3. El Modelo Conceptual y Procesal de los Buybacks: Racionalidad, Tipología e Impactos</b> .....	47
3.1 El Modelo Conceptual de los Buybacks.....	47
3.1.1 Manejo pesquero y el problema de la sobrecapacidad o sobrecapitalización de las pesquerías.....	47
3.1.2 Racionalidad Económica-Ambiental de los Buybacks.....	52
3.2 El Modelo Procesal de los Buyback: Análisis de los Casos de Estudio a Nivel Internacional.....	54
3.2.1 Los Objetivos.....	54
3.2.2 El Financiamiento.....	59
3.2.3 El Capital retirado.....	60
3.4 La Tipología de los Buybacks.....	61
3.5 La Complejidad Dimensional de los Buybacks.....	67
3.6 Análisis Temporal de los Buybacks.....	69
3.7 Impactos de los Buybacks en la experiencia internacional.....	77
3.7.1 La Condiciones Económicas.....	77
3.7.2 Los Condiciones Biológicas.....	79
3.7.3 Las Condiciones de Manejo.....	80
3.8 Las Lecciones Aprendidas.....	82
<b>4. La Política Ambiental en México y el Programa PACE-VAQUITA</b> .....	84
4.1. La política Ambiental en México.....	84
4.2. Los Instrumentos de Política Ambiental y la Vaquita Marina.....	89
4.2.1. La Transición del PRODERS Especial Vaquita al Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita (Phocoena sinus).....	91
4.2.2. El Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita (Phocoena sinus): PACE Vaquita.....	94
4.2.3. El Diseño del programa de apoyos del PACE Vaquita.....	95
4.3. El Modelo Pace Vaquita.....	98
4.3.1. EL Modelo conceptual del PACE Vaquita.....	98
4.3.2. El Modelo Procesal del Pace Vaquita.....	100
4.3.2.1. Los Objetivos.....	100

4.3.2.2.	El financiamiento y el capital retirado .....	103
4.3.3.	La tipología del Pace Vaquita .....	104
4.3.4.	Elementos característicos del Pace Vaquita.....	105
<b>5.</b>	<b>El Contexto Regional del los Buybacks en México.....</b>	<b>107</b>
5.1.	La Región del Alto Golfo de California .....	107
5.2.	Proders Especial y PACE VAQUITA: la implementación de los Buybacks en el Alto Golfo de California. ....	110
5.2.1.	Productos del Programa.....	110
5.2.1.1.	Monto y Distribución de las Inversiones. ....	110
5.2.1.2.	El Retiro del Esfuerzo Pesquero (Estrategia de Reconversión Productiva).....	111
5.2.1.3.	La Reconversión Tecnológica .....	116
5.2.2.	Impactos del Pace Vaquita. ....	117
5.2.2.1.	La Reconversión Productiva.....	117
5.2.2.2.	La Reconversión Tecnológica .....	122
<b>6.</b>	<b>Consideraciones Finales y Recomendaciones .....</b>	<b>125</b>
	Bibliografía .....	130
	ANEXO A .....	140
	ANEXO B .....	148



## RESUMEN

La presente investigación analiza los instrumentos de política ambiental y manejo pesquero conocidos como “Buybacks” bajo las bases conceptuales del paradigma del desarrollo sustentable, la economía ambiental, la economía ecológica y la política ambiental con el fin de identificar el Modelo Conceptual y Procesal de dichos instrumentos a nivel internacional.

El modelo mexicano del PACE Vaquita es comparado en sus características de diseño e implementación con los modelos internacionales, con el fin de identificar sus resultados, analizar de manera exploratoria sus impactos y valorar la pertinencia de dicho instrumento de política ambiental para conciliar la conservación, el desarrollo y la eficiencia económica de la pesca en la Región del Alto Golfo de California.

La evidencia sugiere que la práctica internacional de los Buybacks ha derivado en una diversidad de modalidades respecto al modelo conceptual (racionalidad económico-ambiental) bajo el que fueron concebidos. Sin embargo, estos instrumentos de política ambiental siguen operando en esencia bajo el principio bioeconómico de las pesquerías. Por lo que su implementación para fines distintos puede arrojar resultados ambiguos y contradictorios a los objetivos de su implementación.

El modelo mexicano PACE Vaquita exhibe elementos conceptuales y procesales de naturaleza racional híbrida que hace difícil su clasificación exacta, por lo que empíricamente el PACE Vaquita constituye la manifestación ambiental de un Buyback de racionalidad multidimensional o la exteriorización multidimensional de un Buyback de racionalidad ambiental.

Las estrategias de “Retiro Virtual” de esfuerzo pesquero, la reorientación productiva como forma de contrarrestar el “Capital stuffing” y la inclusión de desarrollo regional en los objetivos específicos del PACE Vaquita constituyen los elementos diferenciadores del Buyback Mexicano con respecto al resto de las experiencias a nivel internacional.

regional en los objetivos específicos del PACE Vaquita constituyen los elementos diferenciadores del Buyback Mexicano con respecto al resto de las experiencias a nivel internacional.

En un sentido amplio es posible concluir que los Buybacks logran conciliar de maneja inmediata y en el corto plazo los objetivos de conservación con el crecimiento y eficiencia económica de la actividad pesquera, puesto que al cubrir los costos de oportunidad de los permisionarios y reducir de manera inmediata las unidades de esfuerzo pesquero que operan en la pesquerías, contribuyen a mejorar las rentas y reducir la presión sobre los stocks pesqueros explotados. Sin embargo, los “Buybacks” y el PACE Vaquita poseen deficiencias estructurales que les impiden operar en el largo plazo, por lo que solamente deben ser vistos o utilizados como instrumentos de transición para la adopción de mejores políticas de manejo pesquero que permitan lograr la sustentabilidad de las pesquerías a nivel mundial y regional.

# 1. Introducción

## 1.1. Antecedentes

Durante las últimas décadas se ha presentado una incompatibilidad intrínseca entre la racionalidad de la producción industrial (especializada, simplificadora y de corto plazo) y el uso conservacionista de la naturaleza, sus procesos y servicios (García, 2007).

El paradigma del Desarrollo Sustentable pretende compatibilizar la racionalidad económica, ambiental y social del desarrollo. Por lo que en los últimos años ha sido abordado por diferentes autores y organizaciones mundiales a partir de la publicación de "El Informe Brundtland" (1987) que marca la referencia obligada para la definición del concepto.

Uno de los elementos principales en la gestión del Desarrollo Sustentable es el factor ambiental. En este marco, los mecanismos propuestos para mejorar la gestión del medio ambiente incluyen (Tetreault, 2008): (1) la formulación de leyes, reglamentos, convenios y protocolos (en los ámbitos nacional e internacional) para regular y controlar contaminación y acceso a los recursos naturales; (2) la creación y el fortalecimiento de agencias gubernamentales ambientales; (3) la incorporación de factores ecológicos en los modelos económicos y en la toma de decisiones económicas; (4) la compilación de información ambiental, el ordenamiento ecológico y el monitoreo de recursos naturales; y (5) el establecimiento y fortalecimiento de áreas naturales protegidas, particularmente las Reservas de la Biósfera.

Actualmente el principio de mercado "máximo beneficio en el menor tiempo posible" bajo el que operan las industrias basadas en la extracción de materias primas como la pesca, aunado a la alta vulnerabilidad de los stocks pesqueros, ha

provocado una crisis pesquera a nivel mundial. Como consecuencia, aproximadamente una cuarta parte de las poblaciones de peces ha sido sobreexplotada, agotada o se encuentra recuperándose del agotamiento (Beddington, Agnew, y Clark, 2007; Galli, 2007) y más del 70% de las pesquerías están siendo explotadas al máximo de su capacidad (García, 2007). Sin embargo, también es justo decir que la pobreza, el conocimiento inadecuado de las pesquerías, la gobernanza inefectiva y las decisiones políticas contribuyen de manera significativa a dicha crisis (Grafton *et al*, 2006).

A nivel mundial, cada día se reconoce más la contribución de las áreas marinas protegidas (AMP) para conservar a las especies marinas, sus hábitats y ecosistemas con el fin de sostener la actividad pesquera, resolver conflictos de los usuarios, fortalecer las economías locales y regionales, dar poder de gestión a las comunidades, evaluar los recursos naturales, fomentar la recreación y mejorar el manejo ecorregional e integral (García, 2007). En este contexto, las AMP aparecen como una iniciativa de política ambiental adecuada para revertir la tendencia actual de agotamiento de las pesquerías, por lo que México como país, ha incorporado diversas zonas marinas del territorio a su sistema de “Áreas Naturales Protegidas”.

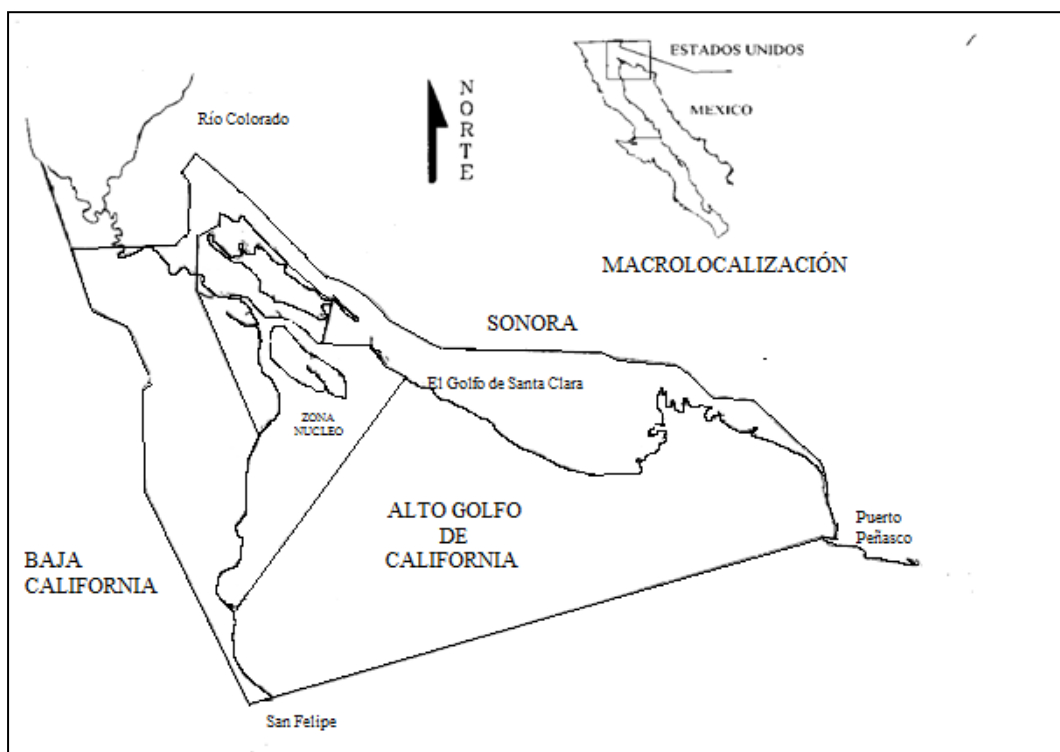
En México la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), en sus artículos tercero y 44, define a las Áreas Naturales Protegidas (ANP) como “Las zonas del territorio nacional y aquéllas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas y están sujetas al régimen previsto en dicha ley” (DOF, 2008: 2).

De igual manera la LGEEPA en su artículo 46 tipifica las Reserva de la Biósfera (RB) y en su artículo 48 las define como “áreas biogeográficas relevantes a nivel nacional, representativas de uno o más ecosistemas no alterados

significativamente por la acción del ser humano o que requieran ser preservados y restaurados, en los cuales habiten especies representativas de la biodiversidad nacional, incluyendo a las consideradas endémicas, amenazadas o en peligro de extinción” (DOF, 2008:35).

Una de estas áreas descritas anteriormente la constituye la Reserva de la Biósfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (RBAGyDRC), ubicada geopolíticamente en los estados de Sonora y Baja California (Figura 1). Esta Reserva fue decretada en 1993 con el objetivo general de conservar y proteger los ecosistemas representativos de la región, la biodiversidad, los procesos evolutivos, los hábitats de reproducción, desove, migración y alimentación de especies marinas de importancia ecológica y comercial y sobre todo, las especies endémicas y/o en peligro de extinción como la vaquita y la totoaba (SEMARNAT/CONANP, 2007).

Figura 1. Polígono de influencia geográfica de la Reserva de la Biósfera del Alto Golfo de California y Delta Del Río Colorado.



Fuente: SEMARNAT/CONANP, 2007.

Las comunidades pesqueras del Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco en el estado de Sonora y San Felipe en Baja California, son las comunidades usuarias de la RBAGCDRC, cuya principal actividad económica es la pesca comercial, tanto industrial como ribereña.

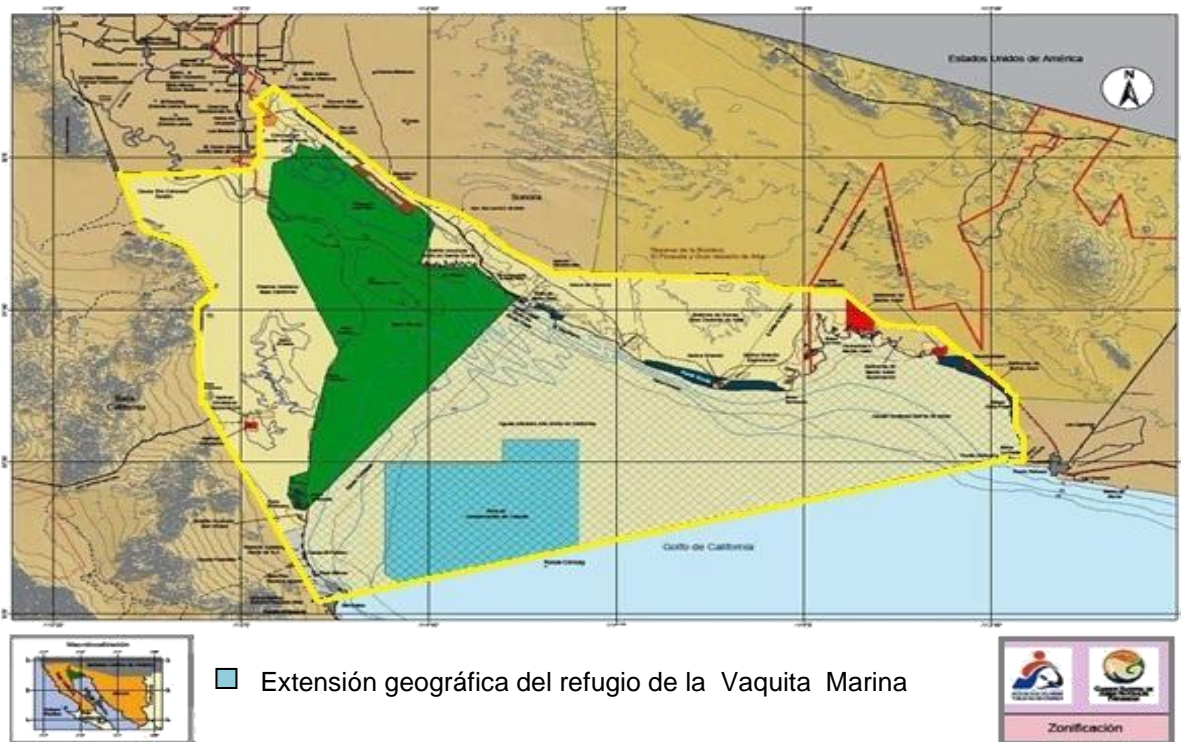
## 1.2. La Vaquita Marina y la Problemática Socioeconómico-Ambiental Asociada en la RBAGCyDRC.

La vaquita marina (*Phocoena sinus*) es una marsopa endémica del Alto Golfo de California y de población restringida geográficamente (Gerrodette *et al*, 1995; Vidal, 1995; Rojas-Bracho *et al*, 2006). Su sobrevivencia ha sido amenazada en los últimos 40 años por las prácticas pesqueras llevadas a cabo dentro de su área de distribución, en particular el uso extensivo de las redes agalleras o chinchorros de línea (Vidal, 1995; D'Agrosa *et al*, 2000; Rojas-Bracho *et al*, 2006; (Jaramillo-Legorreta *et al*, 2007).

Actualmente, a pesar de que el gobierno mexicano ha implementado medidas para su protección, como la creación de la RBAGCDRC, el decreto de un área de refugio para la especie y un programa de protección en el 2005 (DOF, 2005a; DOF, 2005b) (Figura 2), las redes agalleras utilizadas por los pescadores ribereños de las comunidades de San Felipe, El Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco, siguen capturando a estas marsopas de manera incidental durante las diversas temporadas de pesca (Rojas-Bracho *et al*, 2006).

Debido a lo anterior su tamaño poblacional ha pasado de 600 a 150 individuos en los últimos 10 años, situándola en el lugar número uno de la lista de mamíferos marinos en peligro de extinción a nivel mundial, después de la desaparición del delfín del río Yang Tse en China (Jaramillo-Legorreta *et al*, 2007). De tal manera que los expertos en mamíferos marinos a nivel mundial han sugerido al gobierno mexicano la erradicación inmediata de dichas redes como uno de los últimos esfuerzos por salvar de la extinción a la vaquita.

Figura 2. Polígono de protección de la Vaquita Marina



Fuente: SEMARNAT/CONANP, 2008.

Aunado a esta recomendación, la comunidad internacional ha emitido diferentes comunicados diplomáticos al gobierno mexicano, entre los que se encuentran las resoluciones de la IWC y su Comité Científico en 2004 y mayo de 2007, la carta del Director general de la IUCN al Presidente Calderón en 2007 y, finalmente, una carta del Natural Resources Defense Council a la Presidencia de la República en febrero del 2008.

Los contenidos de dichas misivas instan al ejecutivo nacional a tomar decisiones socioeconómicas que ayuden a reducir la captura incidental del cetáceo como es el caso de la experimentación de artes de pesca inofensivas para la vaquita y el fomento de actividades productivas alternativas a la pesca con redes agalleras en las comunidades pesquera que utilizan el hábitat de la vaquita marina como área económica de pesca.

Por otra parte, las relaciones bilaterales con nuestro vecino del norte en relación a la conservación de mamíferos marinos han pasado por situaciones críticas como el embargo comercial al atún mexicano, llevado a cabo con la finalidad de que nuestro país se adhiriera a las acciones de conservación de delfines a nivel internacional, basadas en los convenios internacionales a los que se refiere el Marine Mammal Protection Act (MMPA).

La sección 202 del MMPA faculta a la Marine Mammal Commission (MMC) para emitir recomendaciones acerca de las acciones de investigación y manejo necesarias para la conservación de los mamíferos marinos, por lo que la Comisión pone especial interés en las poblaciones de cetáceos que son vulnerables a los impactos de las actividades humanas enlistadas bajo el Endangered Species Act.

Tal es el caso de la Vaquita, que se encuentra enlistada en este instrumento de protección desde 1985, y ha sido incluida en la lista de especies de particular interés en los reportes presentados por esta Comisión al Congreso de Estados Unidos en los años del 2002 y 2004.

Dos comunicados de la MMC a la Ex-Secretaria de Estado de los Estados Unidos, Condoleezza Rice y al Ex-subsecretario de Océanos y Atmósfera, del Departamento de Comercio de los Estados Unidos, hicieron alusión a la situación poblacional de la Vaquita en abril y mayo del 2007, lo que deja abierta la posibilidad de que la pesquería de camarón enfrente en el corto plazo condiciones semejante a las que generaron el embargo atunero.

La situación de política exterior expuesta anteriormente ha colocado a la vaquita marina como una de las prioridades de conservación en la agenda de política ambiental nacional, por lo que el gobierno federal ha generado una serie de instrumentos de política ambiental (PACE VAQUITA, Plan de Manejo de la Reserva, Mecanismos de vigilancia y posibles cambios respecto a las artes de



pesca autorizadas) que repercuten en el manejo de las pesquerías desarrolladas actualmente por las comunidades de la Reserva del Alto Golfo de California.

De manera paralela al cambio normativo, el gobierno mexicano por medio de SEMARNAT/CONANP ha desarrollado e implementado un cuantioso instrumento de compensación económica (Buybacks) para la reducción voluntaria del esfuerzo pesquero, mediante la adquisición de embarcaciones y permisos de pesca de las cooperativas y permisionarios de las comunidades usuarias de la Reserva. Esto se lleva a cabo a través de un programa de subsidios denominado Programa de Acciones para la Conservación de la Especie: Vaquita (*Phocoena sinus*).

Dicho programa tiene como objetivo general la protección y conservación de la vaquita (*Phocoena sinus*) y su hábitat, mediante la reconversión productiva y tecnológica del sector pesquero del alto golfo, aunado a el pago por la ejecución de actividades de conservación (SEMARNAT/CONANP, 2008a). Durante el periodo de 2007 a 2009, el programa ha invertido poco más de 265 millones de pesos para el logro de dichos objetivos conservacionistas.

### 1.3 Definición del Problema de Investigación

La evidencia documental sugiere que los "Buybacks" han sido concebidos bajo una racionalidad económica y comúnmente implementado a nivel internacional como una herramienta clave en el manejo de las pesquerías que presentan problemas de sobrecapacidad o que se encuentran sobreexplotadas a fin de mejorar la eficiencia económica de las mismas (Branch *et al*, 2006; Weninger y McConnell, 2000). Otros autores como Groves y Squires (2007) sugieren que los Buybacks pueden ser utilizados bajo una racionalidad ambiental con fines de conservación de los ecosistemas y su biodiversidad, además de tener la función de proveer un periodo de transición para la racionalización de las pesquerías.

El caso mexicano del PACE Vaquita, parece obedecer a motivaciones distintas a las que han sido la regla general de implementación en las experiencias internacionales y plantea de manera explícita la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, los objetivos específicos de reconversión productiva y tecnológica del sector pesquero parecen privilegiar el desarrollo o fortalecimiento económico de las pesquerías del Alto Golfo de California así como un desarrollo regional más integral.

En este sentido el planteamiento del problema lleva a preguntarse si: ¿Existe un Modelo Conceptual y Procesal único de los Buybacks ya establecido?; si dicho modelo existe, ¿Cuáles son los atributos o cualidades que caracterizan al Modelo Mexicano en comparación con las experiencias Internacionales que le permitirían diferenciarse?; aun nivel más general de discusión, ¿Logran los Buybacks conciliar los objetivos de conservación con el crecimiento y eficiencia económica de la actividad pesquera?.

### 1.3.1 Objetivos:

A fin de poder contestar las interrogantes planteadas anteriormente se plantean los siguientes objetivos:

- Bosquejar y tipificar el o los modelos de Buybacks a partir del examen de las experiencias más relevantes a nivel mundial.
- Analizar las características del diseño e implementación del Modelo Mexicano (PACE VAQUITA) y contrastarlo con el (los) Modelo(s) característico (s) de las experiencias internacionales.
- Analizar de manera exploratoria algunos impactos de la implementación del PACE-VAQUITA en la Región del Alto Golfo de California.

- Valorar la pertinencia de los Buybacks como instrumento de política ambiental para conciliar la conservación, el crecimiento y la eficiencia económica de la pesca.

### 1.3.2 Hipótesis:

En virtud de las preguntas y objetivos anteriormente señalados se plantean las siguientes hipótesis:

- Existe un Modelo Conceptual que define el diseño e instrumentación de los Buybacks dentro del cual se privilegia la racionalidad económica por encima de los objetivos ambientales y sociales.
- El Modelo del PACE VAQUITA sigue los lineamientos del modelo dominante a nivel internacional, a pesar de que a manera discursiva pretende diferenciarse en sus objetivos.
- Los Buybacks como instrumento de política ambiental logran conciliar la conservación con la eficiencia económica de la pesca en el corto plazo.

### 1.4 Justificación

En la actualidad, a pesar de que los Buyback han sido ampliamente utilizados a nivel mundial y que se han gastado considerables sumas de dinero para su implementación, se ha prestado poca atención sistemática a la evaluación de estos programas con respecto a sus debilidades y fortalezas. La literatura científica sobre el tema es muy limitada por lo que consecuentemente los Buybacks como objeto de estudio no han sido estudiados de manera exhaustiva (Hogarth y Lent, 2007)

La presente investigación contribuye a llenar los vacíos de información existentes y representa el primer análisis de un caso de estudio documentado para Latinoamérica y en específico para México, debido a que hasta el momento de este estudio solamente existen casos reportados para Australia, Asia, Europa y Norteamérica.

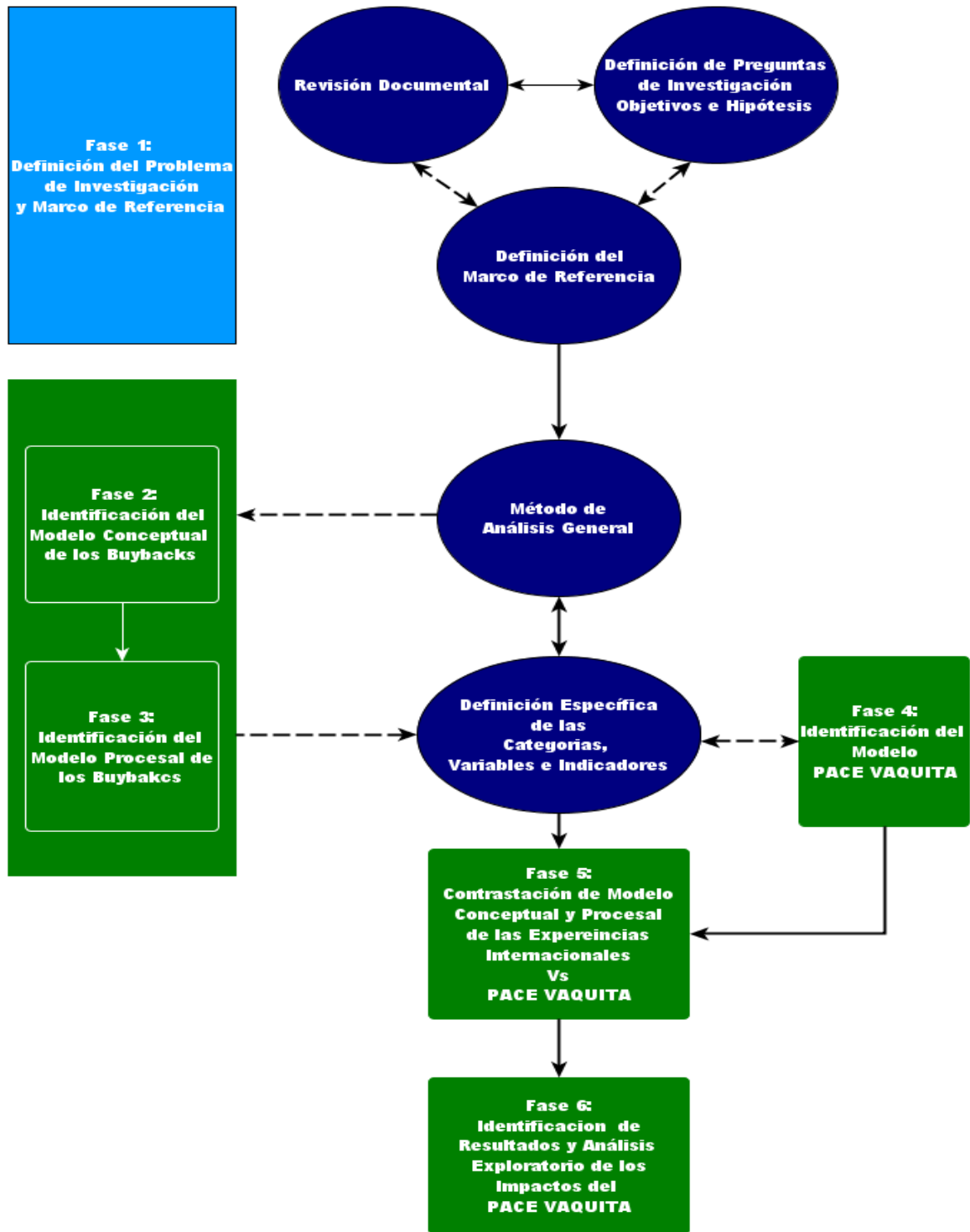
De igual manera el análisis exploratorio de los resultados e impacto de los “Buybacks” en la Reserva de la Biósfera del Alto Golfo de California puede contribuir a la identificación de aspectos críticos del diseño e instrumentación del PACE Vaquita.

### 1.5 Metodología.

A fin de precisar la naturaleza metodológica de esta investigación, cabe hacer mención que fundamentalmente se emplea un enfoque de contrastación analítica de los modelos Conceptual y Procesal de los “Buybacks” implementados a nivel internacional con respecto al modelo mexicano PACE-Vaquita. En la investigación se puso énfasis en la identificación de categorías analíticas resultantes de los modelos que fueron la base para el marco comparativo y su examen cualitativo, entre otros instrumentos de análisis.

Las diferentes etapas metodológicas de esta investigación se presentan en la Figura 3. Es importante subrayar que las categorías y variables analíticas fueron definidas “a posteriori”, una vez que se concluyó con las fases 2 y 3 del proceso de investigación y no en la fase inicial del planteamiento del problema de investigación. En función de la naturaleza del problema de investigación, la identificación de los modelos conceptual y procesal de los Buybacks condujo a un proceso de retroalimentación “de ida y vuelta” que permitió afinar las categorías de análisis comparativo.

Figura.3. Representación Esquemática del Marco Metodológico de la Presente Investigación



Fuente: Elaboración propia

Se identificaron seis fases necesarias para poder llevar a cabo los objetivos planteados.

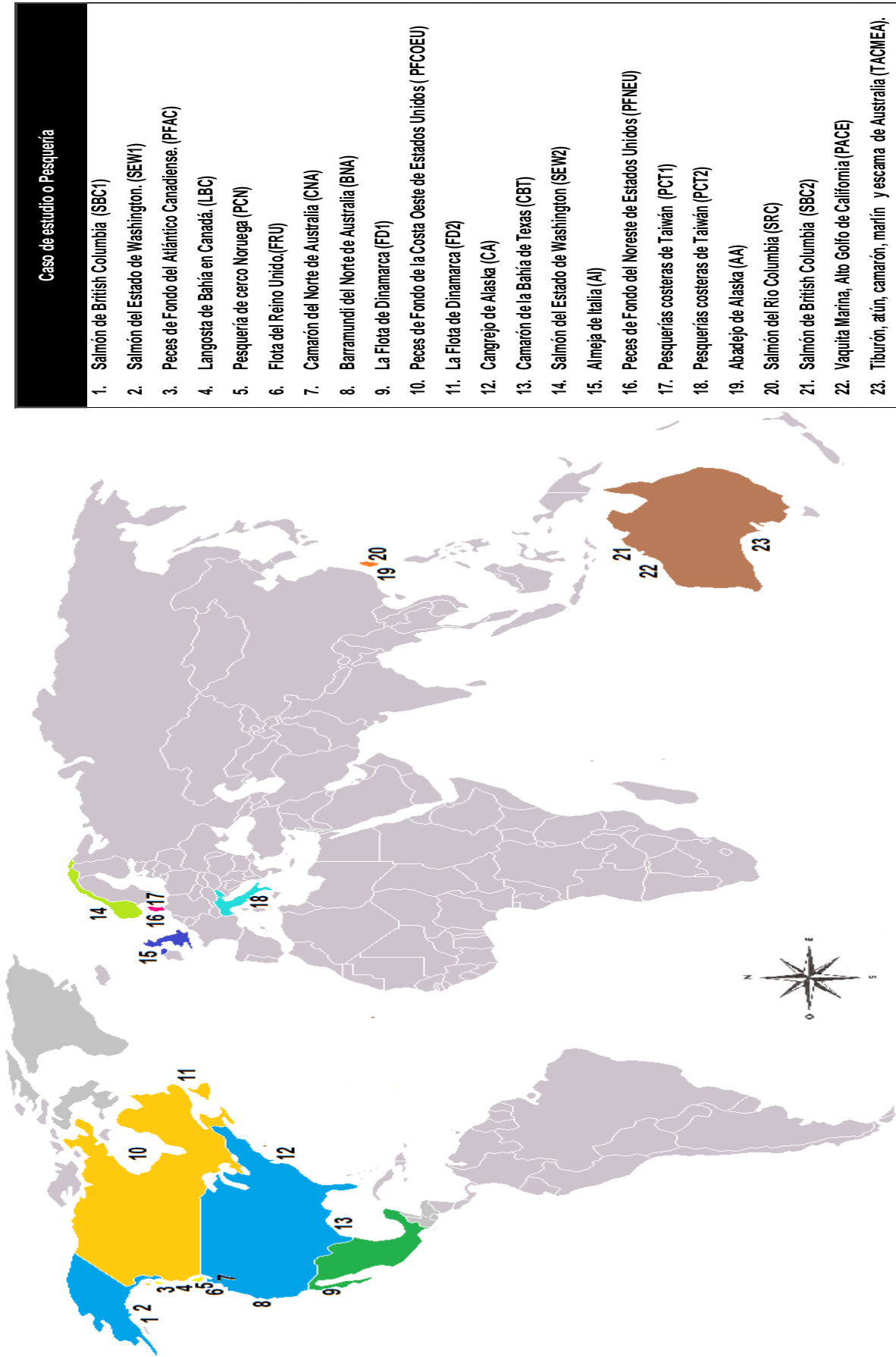
Fase 1. *Definición de Problema de Investigación y Marco Conceptual*: Las actividades de la primera fase estuvieron orientadas principalmente a la búsqueda y revisión de información documental sobre enfoques teóricos relacionados con la racionalidad económica y ambiental de los Buybacks, el manejo pesquero, la política ambiental, economía pesquera y modelos bioeconómicos pesqueros. A partir de esta revisión documental se definió el problema de investigación y los objetivos del mismo, así como, la delimitación del marco de referencia teórico-conceptual.

Fase 2. *Identificación del Modelo Conceptual de los Buybacks*: esta fase constituyó una etapa crítica para la definición metodológica de la investigación. En ésta se revisaron los enfoques teóricos relacionados con los paradigmas y modelos bioeconómicos del manejo pesquero, con el fin de identificar la existencia (o no) de un modelo conceptual-racional único, que delineara su instrumentación práctica de los Buybacks, basada en una racionalidad económica y ambiental.

Fase 3. *Identificación del Modelo Procesal de los Buybacks*: en los términos de esta investigación, el modelo procesal de los Buybacks constituye la expresión práctica del modelo conceptual, dentro de los diferentes ámbitos de manejo bajo los que ha sido implementado en diversos países.

Se identificaron y revisaron 23 casos de estudio a nivel internacional (Figura 4). A partir de dichos casos de estudio se construyó una matriz para la identificación sistemática de categorías de análisis y variables, donde cada fila representa a cada unidad de estudio y las columnas, la información que puede ser utilizada como categorías de análisis de contrastación para el estudio (Pollnac *et al*, 2006).

Figura 4. Distribución geográfica de los casos de estudio revisados a nivel internacional.



Fuente: Elaboración propia con base en fuentes diversas

Las principales categorías consideradas fueron: el tipo de pesquería y ubicación geográfica, objetivo del Buyback, descripción del proceso de recompra, tipo de capital retirado, actores, resultados, lecciones aprendidas y recomendaciones para cada una de los casos de estudio.

Una vez que la matriz fue completada, y con base en la información contenida, se construyó un catálogo de variables de estudio de las cuales fueron seleccionados los objetivos, el tipo de capital removido y el tipo de financiamiento, para poder realizar una asociación tipo “clúster” o tipificación de los diversos casos de estudio analizados (Cuadro 1). Adicionalmente, la información fue utilizada para llevar a cabo diversos tipos de clasificación de los Buybacks: funcional, dimensional y temporal.

*Fase 4. Identificación del Modelo PACE Vaquita:* A partir de la información contenida en las reglas de operación del PACE VAQUITA durante esta fase se identificaron los modelos conceptual y procesal del mismo. Para ello se utilizó una matriz idéntica a la desarrollada durante las fases previas. Esta información fue complementada con visitas de campo a la oficina de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado para obtener información de primera mano del encargado de ejecutar el Programa en las comunidades beneficiadas.

*Fase 5. Contrastación del modelo conceptual y procesal vs Pace Vaquita:* Una vez identificado el modelo conceptual Pace Vaquita se llevó a cabo el proceso de contrastación del modelo procesal en base a las categorías de análisis seleccionadas. El proceso de contrastación intentó establecer elementos comunes y diferenciados entre los modelos.



Cuadro 1. Catálogo General de Variables de Estudio	
Tipo de Pesquería	Peces
	Crustáceos
	Otros
Acceso a la pesquería	Común
	Privado
Objetivos	Económicos
	Ambientales
	Sociales
Tipo de Capital Removido	Permisos
	Embarcaciones
	Mixto (Permisos y Embarcaciones)
Financiamiento	Publico.
	Mixto (Público y Privado)
	Privado
Participación	Voluntaria
	Obligatoria
Restricciones Pos-Buyback	Sin restricciones
	Restricción a la Embarcación
	Restricción al Pescador
Determinación del Precio de Compra	Subasta Inversa
	Precio Fijo
	Capacidad de Pesca
Selección de Participantes	Sin restricción
	Acceso restringido
Numero de Rounds	Único
	Múltiples
Tipo de Pago	Efectivo
	Especie

Fuente: Elaboración propia

Fase 6. *Identificación de resultados y análisis exploratorio de los impactos del PACE VAQUITA*: durante esta fase se llevó a cabo un análisis exploratorio de los principales impactos de la implementación de las estrategias del programa PACE Vaquita en la región objeto de estudio, diferenciando entre “productos” (resultados en función de las metas) e “impactos” (resultados en función de la lógica global del programa), siguiendo la metodología de Salido Araiza,(1993) para la evaluación de programas de desarrollo. Para el análisis de los productos se utilizaron las categorías de inversión total regional, inversión por comunidad y reducción del esfuerzo pesquero total y local. Por su parte, para la identificación de impactos se aplicó el instrumento de “redes de impacto” que ha generado el PACE vaquita, tomando como base de análisis los procesos de reconversión productiva y tecnológica del sector pesquero en la región. La fuentes de información fueron los informes de avance físico- financiero del programa, minutas de las sesiones del órgano de evaluación y seguimiento del programa de protección de la vaquita marina y entrevistas con actores clave del gobierno, ONG’s y Cooperativas del sector pesquero de la Reserva.

## 2. Marco de Referencia.

Los Buybacks como unidad de estudio pueden ser abordados desde distintas perspectivas; sin embargo, conforme a los objetivos de esta investigación se considera necesario llevar a cabo un análisis desde la óptica de cuatro enfoques asociados al Paradigma del Desarrollo Sustentable (Figura 5). Estos enfoques permitirán explicar la naturaleza de los Buybacks como instrumentos de política ambiental y fundamentan la necesidad de tomar en cuenta sus efectos regionales.

Figura 5. Representación Esquemática del Marco Referencial



Fuente: Elaboración propia

Enfoques de Análisis:

- A. *Desarrollo Sustentable*: Emerge como eje central de un nuevo paradigma del desarrollo y plantea un enfoque alternativo sobre el manejo y gestión de los recursos naturales por parte de la sociedad. Enmarca de manera

general los alcances del resto de los enfoques de análisis utilizados por esta investigación y explica de manera específica el ¿por qué? (concepción) y el ¿para qué? (objetivos) de nuestro objeto de estudio (Buyback-Pace Vaquita).

- B. *Economía Ambiental / Economía Ecológica*: permiten explicar la racionalidad económica bajo la cual opera el Buyback como mecanismo de política ambiental.
- C. *Política Ambiental*: Instrumento institucional a nivel nacional que explica la concepción del Buyback como mecanismo de control y regulación del deterioro ambiental e incentivo del desarrollo sustentable dentro de la región en la que son implementados.
- D. *Desarrollo Regional Sustentable*: Permite establecer las categorías para el análisis exploratorio de los impactos amplios del mecanismo de política ambiental (Buyback-Pace Vaquita) a nivel del territorio, como espacio físico y de relaciones sociales que se establecen entre los actores que están sujetos a dicha política.

## 2.1 Desarrollo Sustentable

El Desarrollo Sustentable o Desarrollo Sostenible (DS)<sup>1</sup>, ha sido abordado por diferentes autores y organizaciones mundiales en los últimos años y es posiblemente la acuñación más exitosa de la economía durante la segunda mitad del siglo XX. Este término incorpora a la economía la idea de que la naturaleza

---

<sup>1</sup> Los términos “Sustentable” y “Sostenible” son utilizados de manera equivalente e indistinta en la literatura revisada, debido quizá a la traducción e interpretación de ciertos autores del término “Sustainable” como sostenible; por lo tanto este trabajo utilizará los términos tal y como son referidos por los autores. Sin embargo, cabe aclarar que este autor opta por la utilización del término Sustentable ya que se cuestiona el hecho de que puede existir un crecimiento económico o un desarrollo sostenible mas no necesariamente sustentable.

forma parte de la realidad económica, idea que fue abandonada en la medida que los economistas iban centrando su objetivo en el mercado (Uclés, 2006).

#### 2.1.1. La Idea del Desarrollo Sustentable

La noción o la esencia del DS, ha estado presente a lo largo de la historia del pensamiento económico. La Escuela Fisiócrata argumentaba que la naturaleza imponía límites al trabajo y sólo el respeto a la naturaleza misma podía garantizar la reproducción ilimitada de la actividad económica (Aguado, *et al*, 2009; Del Saz, 2008). Economistas clásicos como Adán Smith y David Ricardo presentaron preocupación por la imposibilidad de crecer indefinidamente al plantear el problema de la limitante de tierra libre y la Ley de los rendimientos decrecientes. Robert Malthus planteó el problema del crecimiento demográfico y la escasez de recursos alimenticios; John Stuart Mill, apoyó la idea sobre la existencia de leyes naturales y leyes tecnológicas que gobiernan la producción, planteando que las personas no tenía capacidad para modificarlas, pero sí para adaptarse a ellas. El común denominador en estas posturas era que la tecnología impediría la llegada del estado estacionario (Aguado, *et al* 2009; Del Saz, 2008).

En la década de 1970, el debate sobre el crecimiento económico cambió de rumbo. El Club de Roma en su primer informe (1972) proponía un crecimiento nulo para los países desarrollados, alertando sobre la necesidad de considerar los límites biológicos del planeta; asumía que los recursos naturales eran escasos y proponía la búsqueda de modelos alternativos de desarrollo que incorporaran en los modelos de crecimiento económico la variable medioambiental (Aguado, *et al*, 2009; Uclés, 2006).

En el mismo año de 1972 se lleva a cabo la “Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano”, conocida también como la “Conferencia de Estocolmo”. En esta declaratoria se reconoce a la naturaleza como elemento importante para el desarrollo y se advierte sobre el deterioro ambiental y considera a la pobreza, el

subdesarrollo y el crecimiento poblacional como las principales causas de este deterioro; hace explícita la necesidad de prevenir los daños futuros y formula como solución la innovación tecnológica, la cooperación internacional para combatir la pobreza, la gestión de los recursos naturales y la generación de leyes y normas ambientales que eviten la contaminación (ONU, 1972).

### 2.1.2. La Concepción Brundtland del Desarrollo Sustentable

En 1987 La Comisión Mundial del Medio Ambiente publica un informe bajo el título de “Nuestro Futuro Común” (WCED, 1987), exponiendo una descripción exhaustiva de la idea del DS e introduciendo de manera definitiva el debate relativo a la necesidad de imponer restricciones al modelo económico vigente en la esfera política internacional. De esta manera "El Informe Brundtland" se constituye en el hito principal para la construcción del marco teórico y práctico del Desarrollo Sustentable (Aguado, *et al*, 2009; Pena y Cristeche, 2008, Tetreault, 2004 y 2008) y lo coloca como un anhelo por encontrar el balance entre las aspiraciones de bienestar de la sociedad en su conjunto y la capacidad del ecosistema global para permanecer indefinidamente sin ser amenazado por la actividad humana. (Chavarro y Quintero, 2005). Bajo esta perspectiva el DS se define como (WCED, 1987: 54).

*“El desarrollo sustentable es un desarrollo que satisface las necesidades del presente sin disminuir la habilidad de las generaciones futuras de satisfacer las suyas”*

Esta definición contiene dos supuestos clave (WCED, 1987):

- 1) Que el concepto de “necesidades” alude a las necesidades básicas de los pobres, las cuales deben tener prioridad en ser resultas.

- 2) El estado de la tecnología y la organización social actual imponen limitaciones al medio ambiente en cuanto a su habilidad de satisfacer las necesidades del presente y del futuro”.

### 2.1.3. Los Elementos del Desarrollo Sustentable

Cinco años después de la publicación del Informe Brundtland, en 1992, se llevó a cabo la Conferencia de la ONU sobre Medio Ambiente y Desarrollo en Río de Janeiro Brasil llamada la “Cumbre de la Tierra”. En esta se pretende lograr que se respeten los intereses de todos y se proteja la integridad del sistema ambiental lo que marca la inclusión definitiva de la Biodiversidad en las agendas políticas y de desarrollo mundial, reconociendo la naturaleza integral e interdependiente de la Tierra (ONU, 1993; Escudero et. al., 2002)

Los países participantes en la “Cumbre de la Tierra” emiten una declaratoria que reafirma los principios de la “Conferencia de Estocolmo” y adhiere nuevos elementos como la indivisibilidad entre el crecimiento y el medio ambiente, la necesidad de generar políticas ambientales (locales y globales) que internalicen y eviten los costos ambientales y sociales a terceros; sugiere la utilización de instrumentos económicos, el impacto ambiental, el criterio de precaución, la participación ciudadana y los saberes tradicionales de los pueblos indígenas para evitar el deterior ambiental y lograr el desarrollo (ONU,1993).

Como resultado de este consenso, la Agenda 21 trata de materializar y operativizar estos principios orientando las políticas de desarrollo a nivel mundial en los temas de la lucha contra la pobreza, dinámica demográfica y patrones de consumo, la protección del ambiente (atmosfera, océanos y biodiversidad), el manejo de contaminantes y la participación de las mujeres, indígenas y ONG en la toma de decisiones (ONU, 1993).

La Cumbre de Johannesburgo se lleva a cabo en 2002, constituyéndose en el consenso mundial más reciente sobre el tema de DS que reafirma el enfoque y los objetivos de las cumbres anteriores. La cumbre alude a la desigualdad, más que a la pobreza, como la principal amenaza al desarrollo sustentable, considera a la globalización como un factor de esta desigualdad al señalar que sus beneficios y costos no se distribuyen de forma pareja, limita la total responsabilidad del Estado e incluye la responsabilidad del sector privado (empresas) en la búsqueda del desarrollo sustentable.

A pesar de que todos los consensos mundiales respecto a la concepción del DS han ratificado y adherido nuevos elementos y sujetos a esta concepción, podemos decir que la esencia de la Concepción Brundtland sigue estando presente en todo ellos. De acuerdo con Tetreault (2004 y 2008), el DS como tal posee tres elementos básicos:

- 1) El Crecimiento Económico, como condición necesaria para el abatimiento de la pobreza, considerada junto con la desigualdad la causa principal del deterioro ambiental.
- 2) La Tecnología Ecológicamente Racional, diseñada para mejorar la capacidad de la tierra en la producción de materias primas y asimilación de desechos, mejorando así la eficiencia de las actividades económicas y el crecimiento ilimitado.
- 3) La Gestión Ambiental, como estrategia de protección al medio ambiente procurando regular y controlar la contaminación ambiental y el acceso a los recursos naturales, a través de la creación de agencias ambientales gubernamentales, leyes, reglamentos, la incorporación de los factores ecológicos en la toma de decisiones económicas y la creación de áreas naturales protegidas.



#### 2.1.4. El Carácter de la Sustentabilidad.

En la actualidad la premisa de las necesidades futuras planteadas por la Concepción Brundtland de DS constituye el origen de una polémica sobre el carácter de la sostenibilidad que se debe procurar para las generaciones futuras. En este debate se visualizan dos posturas de la sostenibilidad: la Débil y la Fuerte (Aguado, *et al*, 2009; Chavarro y Quintero, 2005; Del Saz, 2008).

El punto de partida de estas diferentes visiones es que la humanidad tiene a su disposición un cierto stock de capital (K). Este stock tiene dos componentes: el capital natural (KN) (materias primas y servicios ambientales) y el capital creado por el hombre (KM) que se obtiene a través de la actividad económica y el desarrollo tecnológico (Capital físico y medios de producción). Por lo tanto,  $K = KN + KM$  (Del Saz, 2008).

Para la “Sostenibilidad Débil” el principio fundamental es dejar a las siguientes generaciones un stock agregado de capital no menor al actual (regla de capital constante), sin darle demasiada importancia a la composición de éste (capital natural versus capital creado por el hombre). Se asume que la pérdida de capital natural (deterioro ambiental) es aceptable siempre y cuando esta pérdida de capital natural represente una inversión en capital creado por el hombre (Chavarro y Quintero, 2005; Del Saz, 2008). En este sentido la tecnología debe permitir una alta sustituibilidad entre factores, siempre que el valor del stock de capital, independientemente de su composición, no decrezca; con el paso del tiempo la sostenibilidad se habrá logrado (Del Saz, 2008).

La “Sostenibilidad Fuerte” considera que una parte del capital natural desarrolla funciones medioambientales importantes e irremplazables para la propia vida y que por lo tanto es imperativa su protección. Dicho capital se denomina capital natural crítico (CNC) y es insustituible por el capital creado por el hombre, de tal manera que capital natural y humano son complementarios mas no sustitutos. Desde este punto de vista se considera que para lograr la sostenibilidad no es

suficiente mantener un stock de capital, sino que este stock siempre debe incluir el CNC (Chavarro y Quintero, 2005; Penna y Cristeche, 2008).

El principal problema de la sostenibilidad débil radica en la difícil sustitución de capital natural por capital creado por el hombre, ya que hoy en día no existe una perfecta sustitución entre ambos tipos de capital dado que la producción de capital por el hombre requiere la utilización de capital natural siendo esto, por tanto, un contrasentido (Del Saz, 2008).

#### 2.1.5. Las Críticas a la Concepción Brundtland.

Varios autores argumentan que si bien la definición Brundtland de DS responde adecuadamente a los enfoques ambientalistas, resulta opaca en relación al concepto de Desarrollo, debido a que la definición es demasiado general e imprecisa, lo que se presta a una gran variedad de interpretaciones en diferentes ámbitos de la sociedad (Aguado, *et al.* 2009; Del Saz, 2008; Leff, 2001).

Estos mismos autores advierten que la concepción Brundtland de DS no establece de manera explícita cuales serían las estrategias más idóneas para lograr el DS: ¿cuáles son los costos necesarios para alcanzar el DS? y ¿cómo se distribuyen éstos entre los distintos colectivos y/o países?

Como consecuencia de esta falta de claridad, existe el planteamiento de que para la Concepción Brundtland de DS, la preocupación principal sigue siendo la visión utilitaria y antropocéntrica de sostener el nivel de consumo del Norte a expensas del Sur y garantizar la persistencia de los recursos necesarios para el crecimiento económico (Escudero *et al.*, 2002; Morales-Betancourt, 2006). Por lo tanto, desde este punto de vista se considera que el DS es injusto y antidemocrático debido a que la misma acumulación de riqueza crea pobreza. De tal manera que los pobres se ven obligados a contribuir a la degradación ambiental y se encuentran

imposibilitados para evitarla ante la falta de oportunidades para satisfacer sus necesidades básicas (Barkin, 2001).

Como respuesta a estos cuestionamientos se plante que la sustentabilidad no es simplemente un asunto del ambiente, de justicia social y de desarrollo, sino que se trata de un proceso que implica una “equidad” en los aspectos económicos, sociales y ambientales, de las diferentes culturas que vivimos en el planeta (Barkin, 2001).

#### 2.1.6 Modelos Alternativos de Desarrollo Sustentable

A raíz de las críticas al DS planteado en “Nuestro Futuro Común” han surgido diferentes propuestas alternativas de Desarrollo Sustentable que han sido conceptualizadas y puestas en práctica por distintos actores, tanto en la escala internacional como local. El cuadro 2 muestra un esquema de los diversos modelos alternativos de DS existentes.

A pesar de la polémica que ha generado la definición del Desarrollo Sustentable desde su aparición en 1987, dicha definición ha sido incluida en las formulaciones de la mayoría de los organismos internacionales que tienen más influencia en la orientación de los modelos de desarrollo y en el discurso político (Provencio y Carabias, 1992). Por lo que el desarrollo sustentable se ha convertido en un poderoso y controvertido tema, creando metas que parecen imposibles para los políticos y los funcionarios de los organismos del desarrollo (Barkin, 2001).

Hoy en día esta concepción del DS, aún en construcción como paradigma del desarrollo, es parte inherente del diseño e implementación de las políticas actuales de la mayoría de los países (Aguado, *et al*, 2009; Del Saz, 2008; Rodríguez y Govea, 2006; Tetreault, 2004 y 2008). En México la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente define al Desarrollo Sustentable como: El proceso evaluable mediante criterios e indicadores del carácter ambiental

Cuadro 2. Modelos de Desarrollo Sustentable

MCDS	Área gris entre el MCDS y el modelo dominante			Ecología política	Conservación Basada en la comunidad	Modelo dominante
	Manifestaciones del MCDS	Comercio justo	Producción forestal comunitaria			
Causas principales de la degradación ambiental. Las estructuras en todos los niveles	Las estructuras en todos los niveles	No especificado	Las estructuras internacionales, el sobre-consumo en el Norte	No especificado	La pobreza, el crecimiento de la población	
Límites al crecimiento económico global	No muy claro, tema de segunda importancia	No especificado				Solamente existen límites temporales, impuestos por el estado actual de la tecnología
Elementos principales	Desarrollo comunitario, campesinado, agroecología, autodependencia, autonomía local, y diversidad	Cambio estructural en todos los niveles, participación	Solidaridad entre productores y consumidores, y satisfacción de necesidades básicas	Participación, inserción al mercado nacional, y comercio justo	Movimientos sociales, cambio de valores, regulaciones ambientales, domesticación de la economía mundial	Crecimiento económico, tecnologías ecológicamente racionales, mejor gestión de recursos naturales
Agentes principales	Campesinos, comunidades	Segmentos progresistas de la sociedad civil	Organizaciones comunitarias, ONG del Norte, consumidores conscientes	Organizaciones comunitarias y sus asesores	Sociedad civil, organizaciones supranacionales, Europa	Gobiernos nacionales, instituciones internacionales de desarrollo, el mercado
Tecnología de preferencia	Tradicional, agroecológica		Tradicional agroecológica (orgánica)	Mixta	Tradicional, de escala pequeña, adaptada	Tecnología del Norte
Orientación de la producción	autoconsumo, mercado regional		mercado internacional, autoconsumo	mercado nacional e internacional	Mixta	mercado internacional
Enfoque	Local	Local (nacional, global)	Local (global)	Local (nacional)	Global	Global
Dirección salida principal	De abajo hacia arriba				Local (internacional)	De arriba hacia abajo

Fuente: Tetreault, 2004

económico y social que tiende a mejorar la calidad de vida y la productividad de las personas, que se funda en medidas apropiadas de preservación del equilibrio ecológico, protección del ambiente y aprovechamiento de recursos naturales, de manera que no se comprometa la satisfacción de las necesidades de las generaciones futuras” (DOF, 2008: 3).

Los argumentos presentados sobre la evolución de la idea del desarrollo sustentable a lo largo de todo este apartado en términos de esta investigación permiten explicar:

- El paradigma general que sustenta las nuevas orientaciones del concepto de desarrollo
- El principio bajo el que operan los Buybacks (Pace Vaquita) como un mecanismo que pretende lograr un crecimiento económico y la conservación del ambiente.
- El objetivo general del PACE Vaquita (Conservación)
- El objetivo de reconversión productiva (Crecimiento Económico)
- El objetivo de la reconversión tecnológica (uso de tecnología ecológicamente racional)

## 2.2 Economía Ambiental / Economía Ecológica:

La Economía Ambiental y La Economía Ecológica constituyen dos enfoques derivados del conflicto acerca del valor de la naturaleza entre la Biología de la Conservación y su Paradigma del Valor Intrínseco Vs. La Economía Neoclásica y su Paradigma del Valor Utilitario.

Para la biología de la conservación la actual pérdida de biodiversidad y el deterioro ambiental se explica a partir de las relaciones establecidas por la sociedad industrial globalizada con el mundo natural (Rozzi, 2007).

Dichas relaciones operan bajo una lógica económica ya sea comunista o capitalista (Uclés, 2006), en la cual el *Homo sapiens* juega un papel de conquistador y los recursos naturales se consideran una propiedad, por lo que su uso económico conlleva privilegios pero no obligaciones (Rozzi, 2007). En este sentido la actividad económica genera una demanda creciente de recursos naturales y activos ambientales para la producción de bienes y servicios, teniendo impactos negativos en la calidad del medio ambiente (Escalante y Catalan, 2005).

La solución a dichos impactos negativos para la biología de la conservación lo constituye la conservación “per se” de los sistemas ecológicos y el mantenimiento de la diversidad biológica nativa en el largo plazo (Galindo-Leal, 2000). Donde la idea de la conservación es la derivada de una concepción ética del *valor intrínseco* de la naturaleza y la ética de la tierra de Leopold (1949) que afirma que “la naturaleza no está formada por partes aisladas que podemos clasificar en útiles y no aprovechables, sino que hay un complejo entramado de interrelaciones que no pueden ser obviadas” (Escudero, *et al*, 2002: 2).

La Economía Neoclásica concibe a la naturaleza como “bienes”, donde los recursos naturales (renovables o no) son apreciados en la medida en la que son lucrativos y útiles para la sociedad (Morales-Betancourt y Castro-Villa, 2006). Por lo que la naturaleza recibe un *valor utilitario*.

Para la economía neoclásica el deterioro ambiental se debe principalmente a que los servicios y bienes que proporciona el medio ambiente, tienen un precio por debajo del óptimo o son gratuitos. En otras palabras el deterioro ambiental se debe a la falta de mercados de “bienes ambientales” bien estructurados y

funcionales que incorporen costos y controlen el exceso de demanda por parte de los agentes económicos (Escalante y Catalan, 2005).

Este enfoque omite el hecho de que la mayoría de los componentes del medio ambiente no posee valor económico y que esto no es característico solamente de las especies, sino ecosistemas completos, por lo se asume que las piezas económicas del ecosistema funcionarán sin las piezas no económicas (Rozzi, 2007). Es decir, se asume que los recursos naturales considerados como “bienes económicos” se encuentran aislados y su función y disposición no dependen de las interrelaciones con el resto de las partes del ecosistema o la naturaleza.

A pesar de que el esfuerzo global por conservar y proteger la naturaleza es un fenómeno reciente y ha sido apoyado por la biología de la conservación, la propia economía neoclásica ha tenido la necesidad histórica de justificar la conservación de los recursos naturales de interés económico bajo el argumento de la conservación de los “bienes económicos” (Escudero *et al*, 2002).

Al igual que la biología de la conservación, la economía neoclásica ofrece solución al deterioro ambiental y alude que dicha solución la constituye el crecimiento económico y que por lo tanto un aumento en el nivel de ingreso per cápita se asocia a una mejora ambiental (Escalante y Catalan, 2005), por lo que cada quien, en busca de su propio bienestar llevará, sin proponérselo, al bienestar de la comunidad (Morales-Betancourt y Castro-Villa, 2006).

A partir de la década de 1970 se cristalizó en el pensamiento económico la necesidad de mantener los ecosistemas por la necesidad de garantizar la propia supervivencia de la actividad económica (Uclés, 2006), por lo que se hizo necesaria la creación de nuevos conceptos y la búsqueda de plataformas que integraran las disciplinas económicas y ambientales, sin embargo se prefirió guardar las sustancias (Montoya, s.f.).

De tal forma que la postura neoclásica derivó en la Economía Ambiental y la denominada Economía Ecológica. La primera asume la sustituibilidad de los recursos naturales, para mantener el crecimiento mientras que la segunda enfatiza la imposibilidad de mantener un crecimiento exponencial, dado que nos encontramos en un planeta finito (Aguado *et al*, 2009).

En este contexto la Economía Ambiental surge como un enfoque que dentro de la misma economía se dedica al estudio del ¿cómo? y ¿por qué? las decisiones de individuos repercuten en el entorno natural y cómo se puede actuar sobre ellos para respetar a los humanos y al ecosistema. La economía ambiental asume a la economía como un sistema cerrado independiente de la biósfera (Serna, 2010), su objetivo es normalizar las relaciones entre el sistema económico (producción – consumo) y el ecosistema de manera que el primero pueda seguir usando los bienes y servicios que proporciona el segundo, generación tras generación (Chavarro y Quintero, 2005).

La Economía Ecológica es un enfoque transdisciplinario que reconoce límites al crecimiento económico y considera a la economía como un sistema abierto que es parte de la biósfera. Se ocupa del estudio y manejo de la sustentabilidad expresada como un balance entre el crecimiento económico y la resiliencia de los ecosistemas, argumenta que el deterioro ambiental se genera cuando el ritmo de extracción de recursos y producción de desechos supera el ritmo de reposición de los ecosistemas implicados y su objetivo principal se centra en determinar los umbrales de sustentabilidad a nivel local regional y global (Serna, 2010).

Por su parte la Economía Ambiental asume una perspectiva de mercado (Uclés, 2006) y explica el deterioro ambiental en función de las *Externalidades y las Fallas del Mercado*. Considera a las externalidades como los daños que indirectamente se producen a terceras personas (medio ambiente) como producto de las transacciones entre dos entidades económicas diferentes, donde productores y consumidores entendidos como agentes económicos no pagan un costo por dicho



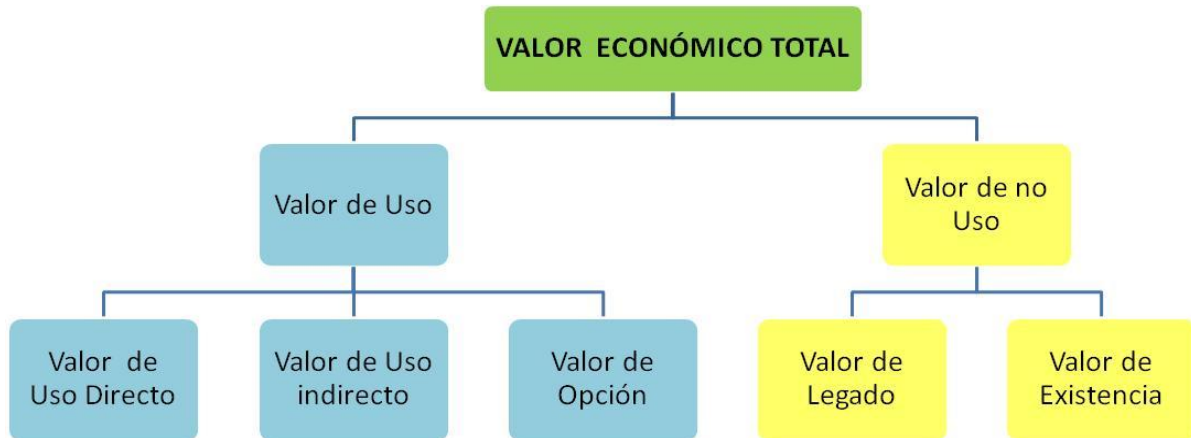
daño, debido a que los recursos naturales son utilizados a precio de Cero (Morales-Betancourt y Castaño-Villa, 2006; Oteyza, 1992; Garcia, 1992).

Las fallas de mercado se deben principalmente a la falta de información acerca del valor de los recursos naturales (precio fijado por oferentes y demandantes) para que el mercado pueda lograr una correcta asignación de recursos, lo que provoca una percepción incorrecta del valor de la naturaleza y por ende de la realidad. Por lo tanto, los agentes económicos toman decisiones incorrectas para su utilización en base a criterios de racionalidad económica (Chavarro y Quintero, 2005; Oteyza, 1992; García, 1992; Penna y Cristeche, 2008; Toledo, 1997).

La economía ambiental sugiere como solución al deterioro ambiental la internalización de los costes ambientales al mercado y que de esta manera los agentes económicos tomen decisiones eficientes en términos económico-ambientales (Chavarro y Quintero, 2005; García, 1992; Oteyza, 1992; Penna y Cristeche, 2008; Toledo, 1997; Uclés, 2006). De tal manera que la función del economista ambiental consiste en proporcionar instrumentos y métodos que permitan realizar dicha internalización (Penna y Cristeche, 2008). Uno de los conceptos desarrollados por este enfoque para calcular el valor económico de los recursos es el *Valor Económico Total*.

El *Valor Económico Total* está compuesto por valores que son evidentes y pueden visualizarse en el mercado. Estos valores son los denominados *valores de uso* que se encuentran asociados al uso real del servicio ambiental y los *valores de no uso* los cuales no son evidentes o se derivan del mero hecho de la existencia; estos valores están relacionados con las preferencias humanas ligadas al bienestar de la naturaleza (Penna y Cristeche, 2008; Uclés, 2006; Toledo, 1997). Tanto el Valor de uso como el Valor de No uso están compuestos por otros valores (Figura.6).

Figura 6. Composición del Valor Económico Total



Fuente: Elaboración propia basado en Pena y Cristeche, 2008; y Uclés, 2006.

Los valores de uso directo son aquellos que se encuentran en los mercados tales como madera y alimentos; los de uso indirectos son servicios ecosistémicos como el aire y la absorción de nutrientes por parte del suelo; los valores de opción son los valores que pueden tener en un futuro los recursos que no son utilizados en el presente, como las semillas de las plantas. Los valores de legado se refieren a la necesidad de heredar una cantidad de recursos a nuestros descendientes y el valor de existencia se deriva del valor intrínseco de la naturaleza que atribuyen los consumidores.

Si bien el concepto del Valor Económico total como referente para la valoración de los activos ambientales (por estéril que parezca) no obedece por completo a la lógica del mercado, constituye una herramienta de cálculo aproximado, que permite evidenciar los servicios ambientales que prestan los ecosistemas y aumentar el coste de oportunidad asignado por los agentes a la utilidad económica de los recursos naturales (Uclés, 2006).

Un segundo elemento clave para lograr los objetivos de internalización de las externalidades y frenar el deterioro ambiental son los “derechos de propiedad”, ya que si al igual que los precios los derechos de propiedad estuvieran bien establecidos no habría externalidades, ya que los propietarios o afectados por la utilización de dichos recursos (externalidad) podrían recibir una compensación (internalización). Sin embargo, esto no puede llevarse a cabo bajo el régimen propiedad comunal que guardan la mayoría de los recursos naturales (Oteyza, 1992), como es el caso de los recursos pesqueros.

Los argumentos presentados a lo largo de este apartado permiten explicar:

- La racionalidad económica de los Buybacks.
- La concepción de la captura incidental de la vaquita marina como una externalidad causada por agentes económicos (los pescadores).
- La atribución de un Valor Económico Total a la Vaquita marina.
- La creación e implementación del Buyback como instrumento internalizador del deterioro ambiental, al pretender la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad.

### 2.3. Política Ambiental.

El término de Política Ambiental presenta cierto problema en su origen conceptual ya que no ha sido definido como tal en ninguno de los consensos mundiales relativos al medio ambiente y al desarrollo sustentable. Sin embargo, el punto de encuentro de las declaratorias y reportes de Estocolmo, Rio de Janeiro y Johannesburgo, en lo relacionado a la “política ambiental”, es el pronunciamiento de que para anticipar y prevenir el daño ambiental, la política de los países debe considerar las dimensión ecológica al mismo tiempo que la dimensión económica,

el comercio, la energía, la agricultura y las otras dimensiones del desarrollo (ONU, 1993; 2002).

### 2.3.1. La Institucionalización de lo Ambiental

En la actualidad, los Instrumentos jurídico-políticos aprobados en el marco institucional de las Naciones Unidas se consideran elementos rectores de la convivencia entre los estados, por lo que poco a poco estos instrumentos obtienen un poderoso valor simbólico e introducen valores comúnmente consensados a escala mundial en la vida social y política de los países. Como ejemplos podemos citar la carta de las Naciones Unidas y la Declaración Universal de los Derechos Humanos (Murga-Menoyo, 2009).

Al igual que los instrumentos anteriormente citados, la Cumbre de la Tierra en 1992 da inicio a la conformación de un régimen ambiental internacional sustentado por la generación del Protocolo de Kioto, el Convenio de Diversidad Biológica, el Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y la Agenda 21, como acuerdos multilaterales jurídicamente vinculantes. Su objetivo es reconocer la interdependencia de los estados respecto a los problemas ambientales y el reconocimiento de la relación entre medio ambiente, patrones de producción y consumo, políticas económicas, comerciales y sociales (Guimarães, 2001; Guimarães y Bárcena, 2003).

Como resultado de estos acuerdos multilaterales, lo Ambiental se institucionaliza a nivel global mediante la creación de la Comisión sobre el Desarrollo Sostenible y el Fondo Mundial para el Medio Ambiente, cuyos objetivos son dar seguimiento a los acuerdos logrados en Río y la Agenda 21, así como brindar el financiamiento necesario para su instrumentación (Guimarães y Bárcena, 2003).

De igual forma, como producto de esta institucionalización de lo ambiental, en el ámbito particular de los Estados o países en general se otorga una más alta

jerarquía a las autoridades ambientales dentro de la administración pública elevándolos a nivel de ministerios o secretarías de estado como modelo predominante a diferencia de los ámbitos subsecretariales o de ministerios adjuntos al sector salud o al de desarrollo urbano en el que permanecían con anterioridad a la Cumbre de la Tierra (Gabaldon y Rodríguez, 2003; Guimarães, 2001). Esta institucionalización de lo ambiental ha permitido una amplia difusión e incorporación de la Gestión Ambiental como elemento crítico de la concepción de desarrollo sostenible en la conciencia ciudadana (Gabaldon y Rodríguez, 2003; Ocampo, 1999).

### 2.3.2. Principios de Gestión y Política Ambiental

La Gestión Ambiental se concibe como “El conjunto de acciones normativas, administrativas y operativas que impulsa el Estado para alcanzar un desarrollo con sustentabilidad ambiental” (Sil, 1998: 98) a través de los instrumentos de política, legislación y el sistema administrativo. La “Política Ambiental” puede definirse como “el conjunto de resoluciones gubernamentales para inducir el comportamiento de las personas, empresas e instituciones públicas en el uso, manejo y conservación de los recursos naturales y servicios ambientales de los que dispone la sociedad” (Sil, 1998: 102), de tal forma que la Política Ambiental se materializa por vía legislativa (Leyes y Normas) o por vía administrativa a través de organismos públicos que se encargan de su diseño y aplicación (Sil, 1998).

Para Ocampo (1999), el conflicto entre intereses públicos y privados, que representa el régimen de propiedad comunal de los recursos naturales y servicios ambientales, constituye la principal justificación para que exista una “Política Ambiental” que a través de instituciones públicas defienda los intereses colectivos. En pos de dicho objetivo los gobiernos regulan la acción de la máquina económica por medio de la política ambiental (Chavarro y Quintero, 2005).

A nivel mundial la gestión ambiental y por ende la política ambiental, se encuentra guiada por el “Principio Precautorio” y “Principio del que Contamina Paga” (Alfie, 2007; Cafferatta, 2004; Gabaldon y Rodríguez, 2003).

El principio precautorio argumenta “que con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades, cuando haya peligro de daño grave e irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente” (Cafferatta 2004: 6). En otras palabras, es una demanda de acción protectora hacia el entorno o la salud pública, incluso cuando no haya evidencia científica firme para establecer una relación entre causas y efectos (Alfie, 2007; Cafferatta 2004).

El principio de "quien contamina paga" responde al argumento de que la contaminación es resultado de las externalidades derivadas de las actividades de producción y consumo, por lo que los costos de las medidas de prevención y lucha contra la contaminación deben ser imputados al contaminador, independientemente de que éste refleje el incremento de sus costos de producción en el precio del producto (García, 1992; Oteyza, 1992)

### 2.3.3. Instrumentos de Política Ambiental

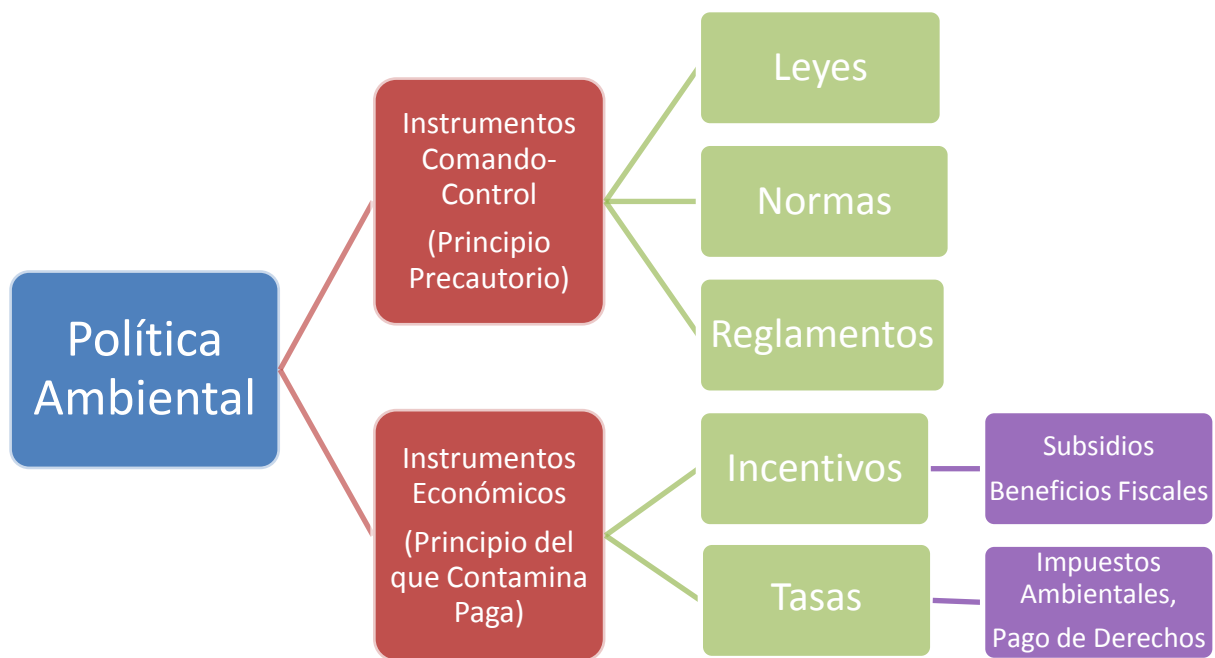
Los instrumentos de política ambiental pretenden desincentivar el hecho de que los agentes económicos (consumidores, productores, empresarios, etc.) transferirán sin compensación parte de los costos de sus acciones a otros, tratando de internalizar en los cálculos privados los costes sociales o externalidades ambientales (Belausteguigoitia, 1992).

Dichos instrumentos de política ambiental utilizados para inducir al mercado y a la sociedad en general a tomar en consideración los problemas medioambientales

suelen ser de dos tipos o categorías (Figura.7). Estos instrumentos están relacionados con el principio ambiental del cual se desprenden y el grado de flexibilidad que ofrecen para el logro de sus objetivos (Alfranca, 2007; Belausteguigoitia, 1992; Garcia, 1992, Oteyza, 1992).

A) Instrumentos de Comando Control o Regulación Directa: Son mecanismos creados sin influencia de criterios de eficiencia económica; están basados en criterios biológicos, de salud, higiene, estética y urbanística entre otros; obligan a todo miembro de la sociedad o actor económico a sujetarse a una reglamentación específica dentro de un marco administrativo que impone límites, niveles, procesos o tecnologías a toda actividad real o potencialmente perjudicial al ambiente o al ecosistema. Generalmente son Leyes, Normas o Reglamentos. (Belausteguigoitia, 1992; Garcia, 1992, Oteyza, 1992).

Figura. 7. Clasificación de Instrumentos de Política Ambiental



Fuente: Elaboración propia en base a Belausteguigoitia, 1992; García, 1992; y Oteyza, 1992.

B) Instrumentos Económicos: Son mecanismos que operan bajo la lógica de mercado y que pueden ser utilizados con un doble carácter: positivo o negativo; es decir, a manera de incentivos o tasas para el logro de los fines ambientales. Dentro de los incentivos podemos mencionar a los subsidios y los beneficios fiscales; las tasas se encuentran representadas por los impuestos ambientales, precios y tarifas, el cobro de derechos para la autorización de impacto ambiental, licencias de funcionamiento y el pago de multas por excedentes contaminantes. (Belausteguigoitia, 1992; Budedo, 1997; García, 1992; Oteyza, 1992; Toledo, 1997).

En este marco de instrumentos económicos, Toledo (1997) argumenta que son los incentivos los que mayormente se han orientado a estimular la conservación de la biodiversidad biológica y equilibrar la desigualdad en la distribución de los costos y los beneficios de conservar los recursos naturales tratando de atenuar los posibles impactos negativos de las medidas de conservación.

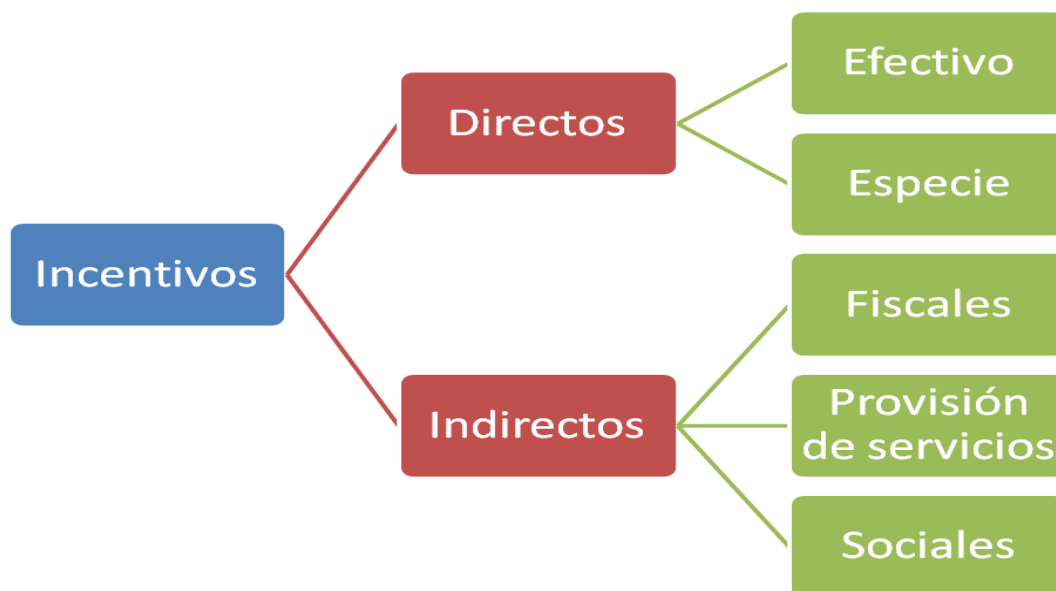
Los incentivos pueden ser directos o indirectos (Figura 8). Los incentivos directos pretenden alcanzar objetivos específicos y están condicionados al cambio de conducta con respecto a los recursos biológicos y a la biodiversidad, mientras que los indirectos alientan dichas conductas o generan los recursos para los incentivos directos. Los incentivos directos pueden ser en efectivo o en especie, mientras que las medidas fiscales y la provisión los servicios, suelen ser incentivos indirectos (Toledo, 1997).

De acuerdo a García (1992), la selección y aplicación de un instrumento de política ambiental debe basarse en la capacidad de este último para cambiar hábitos y actitudes, mantener la equidad, la aceptación de los grupos afectados, su eficiencia económica y bajo costo de implementación, el marco en el cual se establecen sus objetivos y su ámbito de aplicación, la simplicidad y claridad en su funcionamiento, su integración a la políticas sectoriales nacionales e



internacionales y la estimación de las consecuencias de orden económico y distributivo.

Figura. 8. Clasificación de los incentivos para la conservación de la Biodiversidad



Fuente: Elaboración propia en base a Toledo, 1997.

Belausteguigoitia (1992) argumenta que algunas de las razones por las cuales los instrumentos de Comando –Control son preferidos sobre los instrumentos económicos, se debe a que los agentes reguladores consideran tener un mejor control del resultado final esperado de la aplicación de dicho instrumento. De igual manera, estos últimos argumentan tener más poder de negociación si la regulación obedece a sus condiciones específicas y que no existe un marco regulatorio adecuado para incorporar los sistemas de incentivos económicos. Por último los instrumentos económicos y de comando-control no deben ser considerados alternativos o mutuamente excluyentes, sino complementarios (Oteyza, 1992).

La anterior permite explicar:

- El marco institucional de política ambiental y sus instrumentos.
- La naturaleza de los Buybacks como instrumentos de política ambiental que opera bajo el principio del que contamina paga.
- La lógica operacional de los Buybacks como instrumentos de política ambiental de tipo económico que opera como un incentivo directo en efectivo.

## 2.4 Desarrollo Regional Sustentable

### 2.4.1. Espacio, Territorio y Enfoque Territorial.

Para entender la problemática regional y el concepto de región, primero es necesario entender el concepto de “Espacio” como una dimensión y condición primaria del mundo material, por lo que el concepto de espacio no debe confundirse con el “Territorio”, puesto que el territorio tiene implícita una dimensión espacial al ser la superficie donde se desarrollan los procesos naturales y fenómenos sociales (Palacios, 1983). De tal manera que el territorio se encuentra asociado a la idea de contenedor y no a la idea de contenido y se asume como todo recorte de la superficie terrestre (Boisier, 2001).

Como recorte de la superficie terrestre el territorio puede conceptualizarse como “Territorio natural” al hacer referencia a un recorte donde se reconocen elementos naturales sin intervención humana, un “Territorio equipado” en el cual el hombre ya ha instalado equipos y realiza actividades productivas. Finalmente, el “Territorio organizado” es donde existe una comunidad que se reconoce y autorefiere al propio territorio y que se encuentra regulada mediante un sistema político administrativo que define las competencias de ese territorio (Boisier, 2001).

Dicho de otra manera, el “Territorio” es el escenario donde los grupos sociales viven y realizan sus actividades, utilizan una determinada base de recursos naturales de los que disponen y establecen ciertos modos de producción, consumo e intercambio que responden a ciertos valores culturales, en una organización político-institucional determinada (Sepúlveda, 2008).

Bajo esta idea de territorio, se construye un “Enfoque Territorial” el cual concibe al territorio como la unidad básica de estudio, donde se enfatiza a éste como la unidad de planificación y gestión necesaria para articular lo local y lo nacional a través de una visión sistémica en la que lo ambiental, lo económico, lo social, lo cultural y lo político institucional están estrechamente relacionados (Sepúlveda, 2008).

#### 2.4.2. Región y Desarrollo Regional

El concepto de “Región” y la pregunta de ¿Qué es una región?, es una cuestión con varios siglos de edad que ha motivado innumerables debates y publicaciones; sin embargo la respuesta a dicha pregunta sigue siendo de tipo convencional y se expresa desde diversos enfoques que van desde el psicosocial, el geográfico y por supuesto económico (Boisier, 2001) .

Bajo esta premisa, Palacios (1983) denota que el término región posee al menos dos significados fundamentales, uno que hace referencia a la noción abstracta de un ámbito en cuyo interior se cumplen ciertos requisitos de semejanza u homogeneidad; el otro identifica los elementos de algunas porciones de la superficie terrestre definidas a partir de ciertos criterios específicos y objetivos preconcebidos. Sin embargo la región es mucho más que un espacio contenedor de recursos materiales y humanos (Bañuelos y Salido, 2007).

La Región hace referencia a un territorio en el cual está asentado un grupo humano que a pesar de ser parte de una formación social más amplia, posee atributos que le confieren una homogeneidad suficiente para constituir una variante con cierto grado de autonomía, lo que le permite constituirse en una formación social distinta con identidad y existencia propia. Dicho en otras palabras, la región viene a ser el “ámbito” de una colectividad, por lo que su tamaño, forma, localización, tipo de organización y formas de apropiación del territorio dependerá de la lógica de los procesos sociales (Palacios, 1983).

Desde el enfoque territorial de Boisier (1996 y 2001), la región es un territorio organizado que contiene, en términos reales o en términos potenciales, los factores de su propio desarrollo, con total independencia de la escala y que posee el atributo definitorio de ser un sistema abierto complejo. Por lo que estas últimas pueden ser espacialmente grandes o pequeñas, continuas o discontinuas e incluso virtuales en los términos del mundo actual. Así, la región como nueva categoría territorial toma auge como sujeto de análisis en el desarrollo al convertirse en actor de este último, por lo que la región debe procurar integrar las dimensiones políticas, económicas, culturales y ambientales que confluyen en un territorio determinado.

Siguiendo esta perspectiva podemos decir que la región es el territorio donde se articulan las políticas sectoriales, constituye un ámbito propicio para la toma de acuerdos entre diferentes actores y es la dimensión adecuada para la planeación y descentralización económica política y administrativa (Guevara, 2003).

De acuerdo con lo anterior podemos decir que el “Desarrollo Regional” es el proceso de cambio estructural de la región, asociado al progreso permanente de la región misma, de la comunidad que habita en ella y de cada individuo miembro de dicha comunidad y habitante del territorio. Donde el “progreso” de la región se entiende como la transformación sistémica del territorio en un sujeto colectivo, el progreso de la comunidad es el fortalecimiento de la sociedad civil y el progreso

de cada individuo debe representar la remoción de toda clase de barreras que impiden alcanzar su plena realización como persona humana (Boisier, 2001).

#### 2.4.3. Elementos Conceptuales del Desarrollo Regional Sustentable

De acuerdo a Montoya (s.f.), el paradigma del “Desarrollo Sustentable” carece de sujetos sociales y de una visión territorial que permita apreciar la horizontalidad de los procesos y el entramado institucional del desarrollo.

Como respuesta a dichas imitaciones han surgido enfoques que pretenden complementar la noción general del DS al poner en contexto el gran desafío de instrumentar el desarrollo sustentable y el desarrollo regional de manera conjunta (Guimarães, 1998). Lo anterior, dicho de otra manera es el reto que enfrentan todos los niveles de gobierno al diseñar y aplicar sistemas de gestión capaces de conciliar y fomentar el crecimiento económico, la equidad social y la sustentabilidad ambiental, lo que en teoría nos llevaría el desarrollo sustentable (Dourojeanni, 2000).

Algunos autores tales como la CEPAL (2000), Guimarães (1998), Sepúlveda (2008) y Wong-González (2000) hacen referencia a dichos enfoques que ponen en contexto la sustentabilidad del Desarrollo Regional.

El enfoque bioregional de la CEPAL (2000) propone que una bioregión es una región en cuya estructura sistémica hay un elemento de carácter ecológico que sobredetermina o que condiciona la naturaleza y el funcionamiento regional; por lo tanto, la bioregión constituye el área geográfica que las comunidades y los gobiernos locales consideran como unidad de administración para planificar y administrar la protección de los servicios ambientales y la biodiversidad como un proceso estratégico que permite al tomador de decisiones centralizar su atención en aquellos aspectos que son cruciales para la sustentabilidad.

Para Guimarães (1998) las dimensiones del desarrollo están condicionadas por la dotación de recursos naturales y de servicios ambientales que posee el territorio. Sin embargo, su sustentabilidad no depende únicamente de su entorno natural sino de las interrelaciones entre la **Población** (tamaño, composición, densidad, dinámica demográfica), la **Organización social** (patrones de producción, estratificación social, patrón de resolución de conflictos), el **Entorno** (medio ambiente físico y construido, procesos ambientales, recursos naturales), la **Tecnología** (innovación, progreso técnico, uso de energía) y las **Aspiraciones sociales** (patrones de consumo, valores, cultura).

La perspectiva del Desarrollo Rural Sostenible privilegia el uso racional de los recursos naturales como elemento fundamental de cualquier estrategia de desarrollo, por lo que busca transformar la dinámica de desarrollo y el perfil de los territorios rurales mediante una distribución y diversificación ordenada de las actividades productivas de conformidad con el potencial de sus recursos naturales y humanos (Sepúlveda, 2008). Bajo esta perspectiva se exige la puesta en marcha (en el territorio) de políticas económicas, sociales, ambientales y culturales sustentadas en procesos descentralizados y participativos que impulsen la gobernabilidad democrática y que hagan posible la reasignación de recursos, permitiendo su redistribución entre diferentes actividades y grupos sociales (Sepúlveda, 2008).

Finalmente, Wong-González (2000: 303), propone la conjunción de los siguientes elementos teórico- conceptuales, para poder integrar el desarrollo sustentable y el desarrollo regional en una nueva categoría denominada Desarrollo Regional Sustentable:

- a) *El desarrollo sustentable*: desde la perspectiva Brundtland de la articulación entre ambiente y desarrollo.

- b) *El ámbito ecológico o el ecosistema como el espacio y base física para la regionalización* : conceptualizando a la unidad ecosistémica como la unidad que contiene simultáneamente potencialidades de desarrollo y límites naturales; en otras palabras, se refiere a los ecosistemas como base de recursos para el crecimiento económico tomando en cuenta las restricciones que estos imponen respecto a las posibilidades de crecimiento ilimitado
  
- c) *La estrategia de desarrollo rural integrado*: tomando a la región y las comunidades (especialmente rurales) como las unidades básicas de acción de los programas que pretenden impulsar el desarrollo.
  
- d) *El desarrollo regional participativo*: aportando la visión de que la región debe ser el origen de la gestión del desarrollo, se debe de propiciar la descentralización en la toma de decisiones y la negociación entre regiones.

En este contexto el Desarrollo Regional Sustentable puede definirse como un enfoque híbrido, que parte de la idea de que la “Región” es la dimensión espacial más adecuada para implementar programas y alcanzar el desarrollo sustentable como un equilibrio mínimo entre el crecimiento económico, la equidad social y la sustentabilidad ambiental. Sin embargo los ritmos de avance en el espectro temporal de estas dimensiones de la sustentabilidad dependerán de las características específicas de cada formación social regional. (Wong-González, 2000).

Por otro lado, el territorio de alguna jurisdicción política es el escenario de la sustentabilidad donde se sobreponen y entran en conflicto los intereses públicos y privados de una región (Quadri de la Torre, 2009), por lo que el análisis y comprensión de los consensos de carácter multidimensional (económico, social y ambiental) son de gran importancia.

El Desarrollo Regional Sustentable permite tomar en cuenta.

- La dimensión regional-territorial del desarrollo sustentable.
- La necesidad de comprender el ámbito territorial donde se implementa el mecanismo Buyback (Pace Vaquita).
- La necesidad de analizar los impactos del Pace Vaquita dentro de la dimensión económica, social y ambiental de la Región del Alto Golfo.



### **3. El Modelo Conceptual y Procesal de los Buybacks: Racionalidad, Tipología e Impactos**

El propósito central de este capítulo es identificar los modelos Conceptual y Procesal de los Buybacks a partir de su racionalidad conceptual, así como de las experiencias internacionales. En función de ello, se abordarán los paradigmas del manejo pesquero con el fin de explicar la razón de implementación de los Buybacks a nivel mundial. De igual manera se analizarán las diversas variantes que han sido instrumentadas a nivel mundial, estableciendo una tipología que permita identificar las diversas modalidades existentes y realizar una descripción general de los impactos logrados por estos instrumentos.

#### **3.1 El Modelo Conceptual de los Buybacks**

##### **3.1.1 Manejo pesquero y el problema de la sobrecapacidad o sobrecapitalización de las pesquerías**

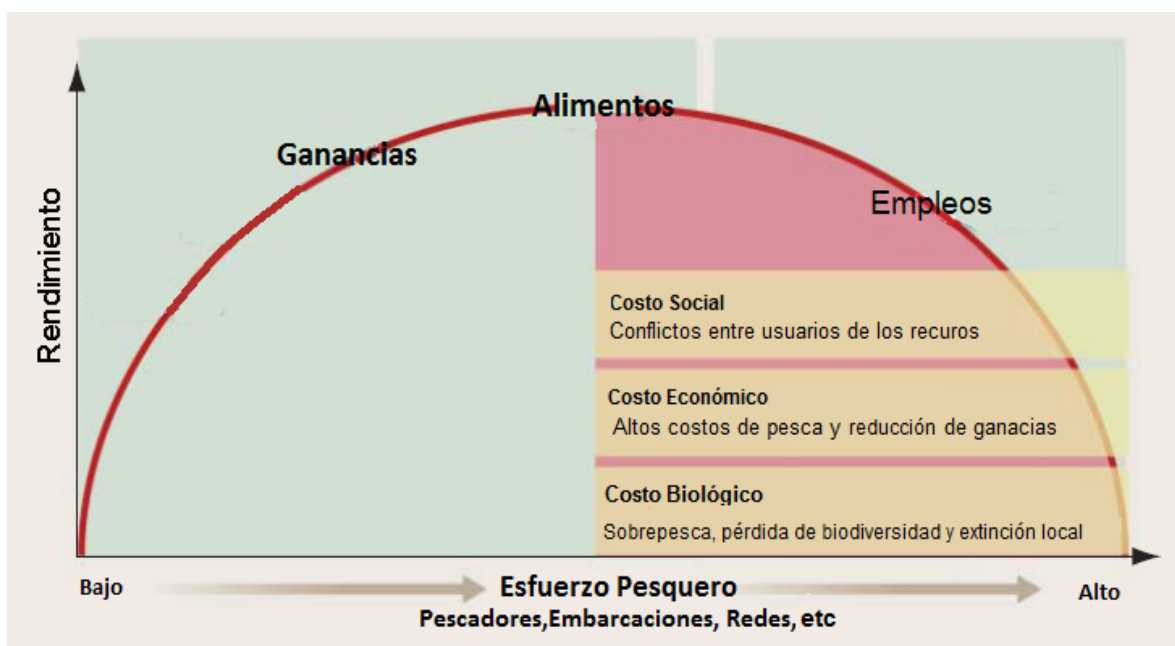
El manejo pesquero constituye uno de los procesos de gestión ambiental que intenta resolver la crisis pesquera a través de un complejo sistema de regulación que integra factores biológicos, ecológicos, socioeconómicos e institucionales (Seijo *et al*, 1997). El manejo pesquero intenta determinar el cuándo, dónde, cómo y cuánto se debe pescar (NOOA, 2010), con el fin de asegurar y mantener la biodiversidad y disponibilidad de los recursos pesqueros en cantidad suficiente para las generaciones presentes y futuras (Winter, 2009).

El dilema común del manejo pesquero plantea que la reducción o aumento del esfuerzo pesquero como mecanismo regulador de la pesquería tiene ciertos costos (efectos) económicos, sociales y ambientales dentro de la pesquería misma. Dichos costos pueden ser bajos (positivos) o altos (negativos), sinérgicos o discordantes, en virtud de los objetivos planteados por los manejadores (Figura 9).

A manera de ejemplo de la situación anteriormente expuesta se sugiere que:

- a) Una reducción del esfuerzo pesquero reduce la sobrepesca y aumenta los beneficios económicos a cambio de pocos empleos; es decir, un bajo costo biológico y económico a un alto costo social; o,
- b) Un gran esfuerzo pesquero puede significar un alto número de empleos a costa de bajos rendimientos económicos y un aumento en los riesgos de sobrepesca, lo que se traduce en un bajo costo social, generando altos costos económicos y biológicos.

Figura.9. El Dilema del Manejo Pesquero



Fuente: Modificado de Beddington, *et al*, 2007.

Las posturas anteriormente expuestas parecen ser polarizadas e irreconciliables. Sin embargo, por criticable que pueda parecer, una condición de manejo que genere un alto empleo con una renta económica relativamente baja o modesta siempre que ello sea compatible con la sostenibilidad del recurso, puede ser un objetivo de manejo sustentable perfectamente legítimo (Beddington, Agnew, y Clark, 2007).

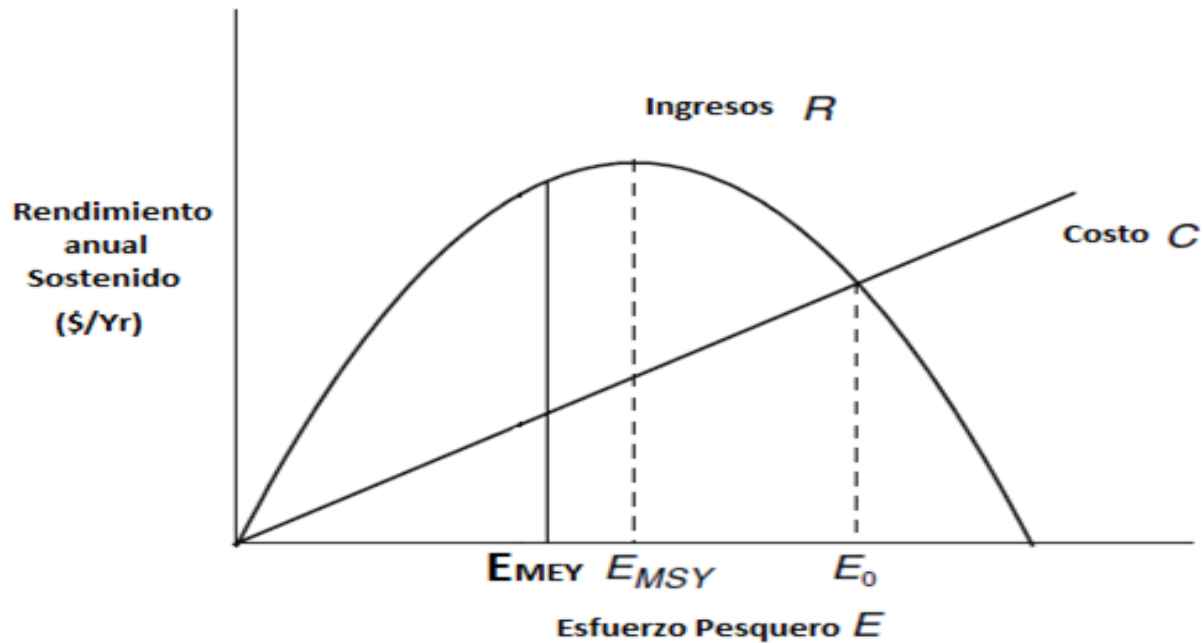
Al igual que todos los sistemas de gestión y toma de decisiones, el manejo pesquero ha estado sujeto a diversos cambios de paradigma, que en un momento u otro han intentado resolver el dilema planteado anteriormente y han regido las estrategias y prácticas pesqueras a nivel mundial, razón por la cual se discuten a continuación.

De acuerdo a Clark (2006), el primer paradigma de manejo pesquero postulaba que el océano era una fuente inagotable de vida y que por lo tanto no existía esfuerzo pesquero alguno que destruyera las poblaciones de peces existentes. Sin embargo, la demanda de recursos pesqueros y el estado de la tecnología pesquera durante el siglo XX, hicieron posible la destrucción de los primeros stocks pesqueros por causas de sobre pesca y se reconoció la necesidad de implementar sistemas de manejo dentro de las pesquerías.

De esta manera surge un segundo paradigma llamado Paradigma “Bioeconómico” donde se plantea que las estrategias de manejo pesquero deben estar basadas en el logro del máximo rendimiento sostenido (MSY) (Figura 10). Sin embargo, la estrategia del MSY era económicamente deficiente puesto que ignoraba los costos de la pesca, por lo que surge un tercer paradigma y el MSY es reemplazado por el máximo rendimiento económico sostenido (MEY) (Clark, 2006).

El modelo bioeconómico predice el comportamiento de los ingresos y los costos de la pesca en función del esfuerzo pesquero (Gordon-Schaefer, 1954, citado en Clark, 2006; Seijo, *et al*, 1997). Asume que a un alto nivel de esfuerzo pesquero ocurrirá una disipación de las rentas, debido a que se llega a un estado de “Equilibrio Bionómico” ( $E_0$ ), donde el nivel de captura apenas es suficiente para cubrir los costos de pesca. Los máximos rendimientos (R-C) se logran manteniendo el esfuerzo pesquero entre MEY y MSY, pero incluso un  $E < E_0$  mantiene una pesquería redituable, lo que en la práctica atrae a nuevos pescadores.

Figura 10. Modelo Bioeconómico Pesquero.



Fuente: Elaboración propia basada en Gordon-Schaefer, 1954 citado en Clark, 2006.

La evidencia empírica del manejo pesquero basado en el MEY muestra que este sistema puede resultar en un problema de sobrecapacidad o sobrecapitalización de las pesquerías. (Clark, 2006).

De acuerdo al Modelo “Bioeconómico” pesquero, el régimen de acceso común de las pesquerías conduce a los pescadores a una “carrera por pescar”, donde los pescadores compiten por sus capturas anuales y son incentivados por una alta rentabilidad en la fase inicial de la pesquería de reciente desarrollo (Mora, 2009; Beddington *et al*, 2007). A medida que la pesquería se va desarrollando, el tamaño de la flota y el poder de pesca van en incremento hasta llegar al equilibrio bionómico, lo que conduce al doble problema de la sobrepesca de los stocks y el exceso de capacidad (Beddington, Agnew, y Clark, 2007), lo que en términos de economía pesquera agota el recurso y produce la disipación del ingreso (Vázquez-León, 2006).

El problema de la sobrecapacidad es un fenómeno muy extendido a nivel mundial que dificulta el manejo pesquero (Clark, Munro, y Sumaila, 2005). Sin embargo, este problema no es condición exclusiva de la pesquerías de acceso común, por lo que en la actualidad también se presenta en muchas pesquerías reguladas del mundo y es percibido como un obstáculo importante para lograr una pesca económicamente productiva debido a la acumulación de capital redundante (Weninger y McConnell, 2000).

La situación de equilibrio bionómico, la sobrecapacidad y el manejo de las pesquerías que se están agotando, ha ocasionado que los administradores de recursos pesqueros a nivel mundial recurran a drásticas estrategias de manejo tales como: recortes en las cuotas de captura máxima permitida (TAC) y la veda o, en los últimos años el cierre de las pesquerías (Weninger y McConnell, 2000). No obstante, todas estas problemáticas tienen aparentemente una solución común que se reduce a una simple premisa: “Reducir el esfuerzo pesquero, previene la sobrepesca y genera rentas positivas” (Clark, 2006; Martell, Walters, y Sumaila, 2008).

Dicha premisa plantea una pregunta obligada: ¿Cómo se reduce el esfuerzo pesquero?. De acuerdo a diversos autores (Asche, 2007; Beddington *et al*, 2007; Branch, *et al*, 2006; Clark, *et al*, 2005; Grafton, 2006; Grafton y Nelson, 2005; Martell, Walters, y Sumaila, 2008; Pascoe, 2007 y Weninger y McConnell, 2000 ), existen dos respuestas posibles a dicha pregunta y constituyen lo que Clark (2006) nombra el cuarto y quinto paradigma de manejo pesquero:

Respuesta 1: Cuarto paradigma: La solución al problema de sobrecupo o sobrecapacidad de las flotas pesqueras es el decomiso del exceso de embarcaciones o permisos a través de un Buyback (programa de re-compra).

Respuesta 2: Quinto y último paradigma del manejo pesquero: la solución a la crisis de la pesca es privatizar las pesquería, para lo cual el gobierno debe:

- A) Otorgar los derechos exclusivos de pesca o la propiedad de los recursos a ciertos individuos seleccionados mediante un sistema de cuotas individuales transferibles (ITQ); u,
  
- B) Otorgar los derechos de propiedad a una empresa, la cual no practicará sobrepesca porque destruiría sus ganancias

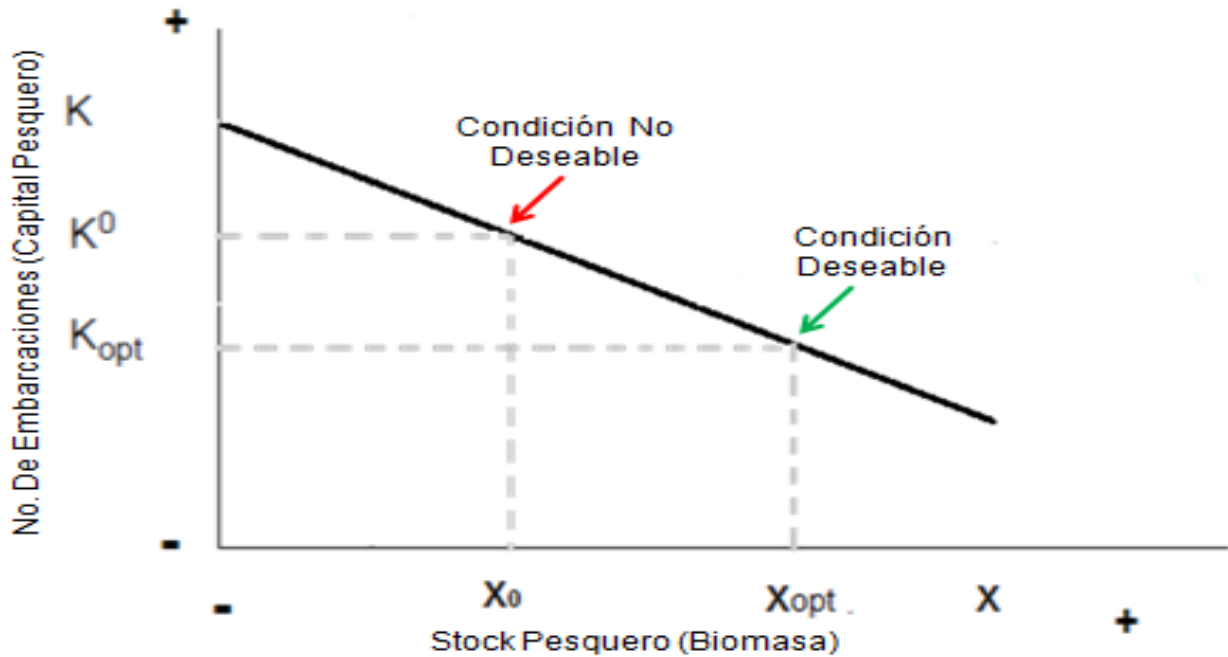
Con respecto a estas posibles soluciones, autores como Pascoe (2007) argumentan que los economistas están muy conscientes de que la causa fundamental de la sobreexplotación en la industria pesquera es la falta de derechos de propiedad bien definidos y que la sobrecapacidad es un síntoma de este problema más que un problema por sí solo.

### 3.1.2 Racionalidad Económica-Ambiental de los Buybacks

Como paradigma del manejo pesquero, los Buybacks están concebidos bajo un modelo conceptual (Figura 11) que postula la remoción del capital redundante o esfuerzo pesquero excedente como solución óptima al problema de la sobrecapacidad o sobrecapitalización de las pesquerías (Branch, *et al*, 2006; Cheung y Sumaila, 2008).

De acuerdo a Clark (2006), el modelo se sustenta en el hecho de que las pesquerías se encuentran operando con un alto esfuerzo pesquero (no. de embarcaciones ( $K$ )) y un bajo stock pesquero (nivel de biomasa ( $X$ )) de manera inicial ( $K_0, X_0$ ). Esta situación en términos bioeconómicos se considera indeseable, razón por la cual los administradores de la pesquería deben establecer como objetivos un nuevo nivel de stock pesquero ( $X_{opt} > X_0$ ) y un tamaño de flota óptimo ( $K_{opt} < K_0$ ) que permitan generar una nueva condición operativa ( $X_{opt}, K_{opt}$ ) donde las capturas se realicen de manera sostenida.

Figura 11. Representación esquemática del modelo conceptual de los Buybacks como solución al problema de sobrecapacidad en las pesquerías.



Fuente: Elaboración propia basado en Clark, 2005.

Por lo tanto, las embarcaciones excedentes ( $K_0 - K_{opt}$ ) deben ser removidas de forma duradera mediante la implementación de un Buyback (programa de recompra), sin que esta situación sea prevista o anticipada por los propietarios de las embarcaciones.

Las embarcaciones deben ser compradas y retiradas hasta que el esfuerzo pesquero sea igual ( $K_{opt}$ ) y el stock pesquero se recupere poco a poco hasta llegar al tamaño de stock deseado ( $X_{opt}$ ) (Clark, Munro, y Sumaila, 2005). Por último, los administradores pesqueros deben garantizar que la flota se mantenga en el mismo nivel ( $K = K_{opt}$ ) para siempre.

## 3.2 El Modelo Procesal de los Buyback: Análisis de los Casos de Estudio a Nivel Internacional

A fin de poder delinear las modalidades representativas de la implementación de los Buybacks surge la necesidad de tipificar los casos de estudio revisados, de acuerdo a los atributos de las variables descritas en la metodología (Objetivos, Financiamiento, Capital Retirado) y discutir la importancia que guarda cada una de ellas en su implementación.

### 3.2.1 Los Objetivos

La evidencia empírica muestra que los Buybacks han sido ampliamente utilizados a nivel mundial (Weninger y McConnell, 2000) y que su implementación ha perseguido diversos objetivos fundamentales, entre los cuales se pueden encontrar los siguientes (Groves y Squires, 2007):

- 1) *El incremento de la eficiencia económica:* en el corto plazo las rentas se distribuyen entre pocas embarcaciones. Una reducción del esfuerzo pesquero puede conducir a altas tasas de captura para las embarcaciones remanentes y por ende ganar en economía de escala. De igual manera, se asume que un menor número de embarcaciones compitiendo en la pesquería puede reducir los costos de operación y por lo tanto incrementar las ganancias.
- 2) *La modernización y ajuste de la flota pesquera:* se facilita el remplazo de embarcaciones, reduciendo las embarcaciones viejas y poco eficientes dentro de la flota. Sin embargo este objetivo puede entrar en conflicto con la meta de la reducción de capacidad pesquera, ya que generalmente las nuevas tecnologías incrementa la productividad (poder de captura) y puede considerarse una falla del proceso.



- 3) *La reducción de las capturas cuando el establecimiento de derechos de propiedad es inviable:* los Buybacks se han implementado como una medida primaria de manejo para resolver los problemas de sobrecupo o sobreexplotación de las pesquerías multiespecies que se encuentran explotadas bajo derechos comunes y que por razones políticas o sociales los sistemas de cuotas individuales, a pesar de ser deseables, se consideran inviables.
- 4) *Contrarrestar desastres o crisis:* los Buybacks se han utilizado para rescatar a la industria pesquera por medio de la compra de derechos de los miembros que producen pocas o nulas ganancias. Esto tiene como objeto beneficiar a los propietarios de embarcaciones que tienen ganancias mínimas en una pesquería a punto de la bancarrota, evitando así el colapso financiero de la totalidad de la flota.
- 5) *Otorgar compensaciones o realizar redistribuciones:* Los Buybacks pueden usarse de manera selectiva para lograr objetivos sociales como el reconocimiento de derechos ancestrales o indígenas, otorgar cabida a nuevos derechosos y cambiar las disparidades de captura de las artes de pesca entre pescadores comerciales y recreacionales o entre embarcaciones pequeñas y grandes.
- 6) *Conservar o recuperar las pesquerías sobreexplotadas:* una de las intenciones más comunes de los Buybacks se centra en la conservación de los stocks pesqueros a través de la remoción de esfuerzo pesquero y limitando la capacidad de captura, con el fin de reducir la mortalidad de los peces.
- 7) *Protección de servicios ambientales y conservación de la biodiversidad:* los Buybacks pueden conservar los bienes y servicios ambientales como los arrecifes de coral, las especies protegidas, prevenir la captura incidental de mamíferos marinos y proteger la biodiversidad en general al compensar a

los pescadores y reducir parcial o totalmente las embarcaciones, los permisos o las artes de pesca que afectan determinadas áreas.

Con base en el análisis de los 23 casos revisados en esta investigación, se encontró que éstos han sido implementados de acuerdo a nueve objetivos generales, que pretenden desde la reducción de la sobrecapacidad *per se* hasta el “establecimiento de un área natural protegida”. En función de ello, los objetivos generales han sido clasificados dentro de alguno de los objetivos fundamentales propuestos por Groves y Squires (2007), con el fin de clarificar la racionalidad o naturaleza conceptual de cada uno de ellos (Cuadro 3). El Anexo A muestra el detalle de las características específicas de cada uno de los casos de estudio (pesquería, ubicación, objetivos, descripción del proceso, tipo de capital retirado, actores involucrados, resultados, lecciones y recomendaciones principales).

Cuadro 3. Descripción de los objetivos específicos de los Buybacks implementados a nivel internacional (casos de estudio).

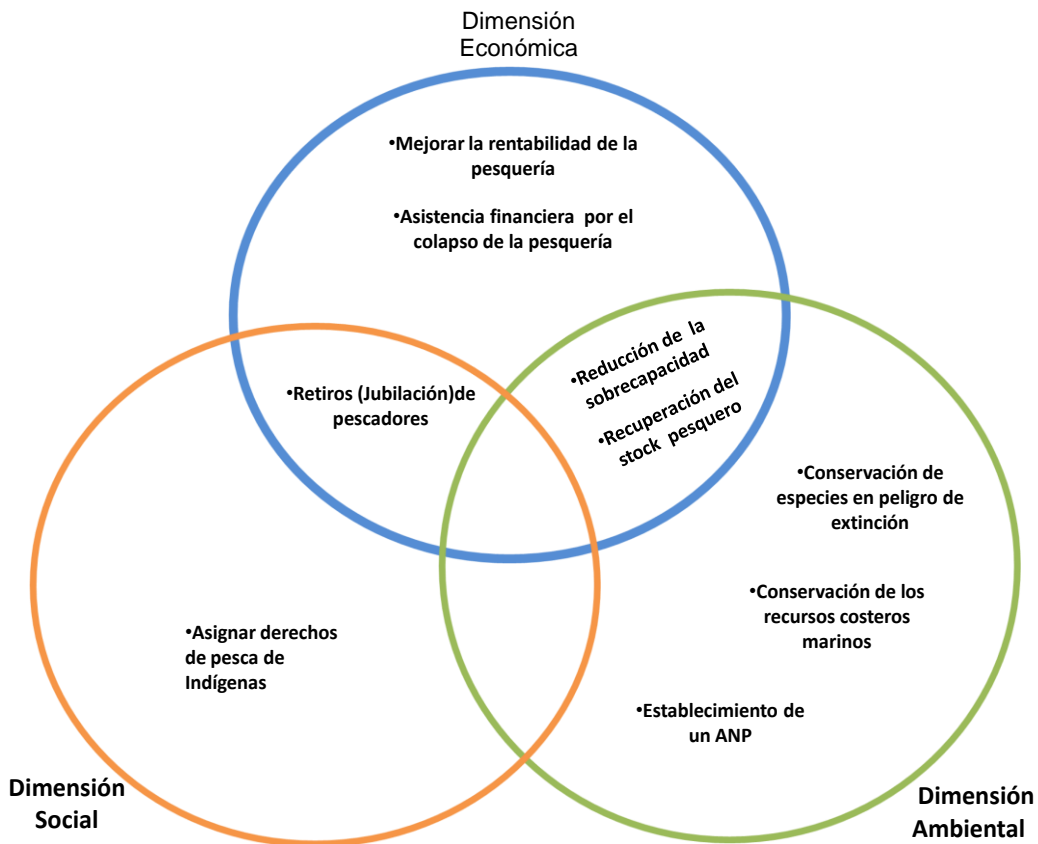
<b>Objetivos Fundamentales de los Buybacks</b>	<b>Objetivos Generales de los Casos de Estudio</b>	<b>Racionalidad Dominante</b>
<b>1. Incremento de la eficiencia económica</b>	1. Reducción de la sobrecapacidad pesquera (RSCP) 2. Mejorar la rentabilidad de la pesquería (RP)	Económica
<b>2. Modernización y Ajuste de la Flota Pesquera</b>	N/A	Económica
<b>3. Reducción de las capturas cuando el establecimiento de derechos de propiedad es inviable</b>	N/A	Económica
<b>4. Contrarrestar desastres o crisis</b>	3. Asistencia Económica por el colapso de la pesquería (AE)	Económica
<b>5. Otorgar compensaciones o realizar redistribuciones</b>	4. Retiro o Jubilación de pescadores (RT) 5. Asignación de Derechos de Pesca a indígenas (RD)	Social
<b>6. Conservar o recuperar las pesquerías sobreexplotadas</b>	6. Recuperación del Stock Pesquero (RSP)	Ambiental
<b>7. Protección de Servicios Ambientales y Conservación de la Biodiversidad</b>	7. Establecimiento de un área natural protegida. (ANP) 8. Conservación de los recursos costeros marinos (CB) 9. Conservación de especies en peligro de extinción. (CEPE)	Ambiental

Fuente: Elaboración propia.

El cuadro 3 muestra que a nivel internacional tres de los nueve objetivos o propósitos particulares de implementación de los Buybacks han sido de naturaleza económica, cuatro han sido concebidos bajo una racionalidad ambiental y dos de ellos pueden considerarse de carácter social.

Sin embargo, una categorización de estos mismos objetivos de implementación de los Buybacks dentro de las dimensiones de la sustentabilidad) permite apreciar que algunos de estos objetivos, a pesar de tener una racionalidad definida, pueden presentar una naturaleza dual, ya que el logro de ciertos objetivos en una dimensión de la sustentabilidad puede contribuir al éxito de los objetivos planteados por una racionalidad distinta (Figura. 12).

Figura 12. Categorización de los objetivos o propósitos particulares de los casos de estudio de acuerdo a las dimensiones de la sustentabilidad.



Fuente: Elaboración propia.

Los objetivos de reducción de la sobrecapacidad y la recuperación del stock pesquero representan el caso aludido con anterioridad, debido a que la reducción de la sobrecapacidad busca de manera estricta el incremento de la eficiencia económica de la pesquería. No obstante, también puede contribuir al mejoramiento del stock pesquero al reducir el número de embarcaciones y artes de pesca que ejercen presión (mortalidad de los peces) sobre dicho recurso.

De igual manera, la búsqueda de la recuperación del stock pesquero (disminución de la mortalidad y aumento en la biomasa de los peces) puede contribuir a la eficiencia económica de la pesquería propiciando un ahorro en los costos de operación y un aumento en las capturas por unidad de esfuerzo (toneladas de producto), lo que se traduce en mayores ingresos.

Sin embargo, a pesar de que estos efectos son posibles y deseables, no necesariamente se presentan de manera armónica u obligatoria. Por ello también cabe la posibilidad de que la reducción de la sobrecapacidad propicie la eficiencia económica de la pesquería, mas sin embargo el stock pesquero puede mantenerse sobreexplotado o colapsarse en el largo plazo. Por otro lado, la recuperación del stock pesquero puede no ser suficiente para lograr una eficiencia económica de la pesquería ya que ésta no sólo depende de la cantidad de toneladas de producto que pueda ser arribado por la flota, sino de la oferta y la demanda y por ende, de los precios que el producto tenga en el momento de la recuperación del stock.

Con base en los argumentos anteriormente planteados y para fines de este análisis se decidió mantener la naturaleza monoespecífica de los objetivos de reducción de la sobrecapacidad y recuperación del stock pesquero, tal como fueron planteados inicialmente en la cuadro 2 es decir, como objetivos económico y ambiental, respectivamente.

### 3.2.2 El Financiamiento.

En virtud de que el fin último de los Buybacks es la reducción del esfuerzo pesquero (sobrecapacidad de embarcaciones, permisos, redes, GRT, etc.), e independientemente de la naturaleza de los objetivos planteados por el mecanismo, la fuente y la cantidad de recursos financieros utilizados para este fin juegan un papel importante en el éxito de los Buybacks. De este factor dependerá la cantidad de capital que pueda retirarse de la pesquería y consecuentemente de la suficiencia de este retiro de capital dependerá el logro de los objetivos planteados.

De acuerdo a (Martell, Walters, y Sumaila, 2008), la cantidad de recursos financieros y la fuente de éstos dependerá de la estrategia de recompra que se implemente, existiendo dos alternativas posibles: el sistema conocido como “pay as you go” y el “sistema de compra única”. La estrategia “pay as you go” realiza recompras de manera incremental o por varios periodos de tiempo (varios rounds), mediante un fondo con recursos financieros públicos o privados. Por otro lado, el “sistema de compra única” realiza la recompra de manera inmediata o en un sólo periodo, utilizando grandes cantidades de dinero financiado por el gobierno o la industria privada, mediante un préstamo generalmente proveniente de las bancas de desarrollo o dependencias gubernamentales.

La evidencia sugiere que la estrategia de “pay as you go” y el “sistema de compra única” se han mantenido a la par en cuanto a su implementación a nivel mundial, siendo el sistema “pay as you go” el sistema principalmente utilizado con el 62% de los casos analizados.

En lo que respecta a los recursos financieros de dichas estrategias de recompra, los fondos gubernamentales han sido los mayormente utilizados para su implementación, en el 70% de los casos; (Cheung y Sumaila, 2008; Minnegal y Dwyer, 2008; Martell, Walters, y Sumaila, 2008; Holland, 1999; Larking *et al*, 2004; Groves y Squires, 2007). Según (Martell, Walters, y Sumaila, 2008), esta situación

puede explicarse debido a que en la mayoría de las jurisdicciones las licencias de pesca se consideran esencialmente como derechos de propiedad y las medidas de manejo pesquero son impuestas por las autoridades gubernamentales, de tal manera que el financiamiento de los Buybacks ha sido visto como una responsabilidad pública.

### 3.2.3 El Capital retirado.

El segundo factor de importancia para el éxito de los Buybacks lo constituye el tipo de capital retirado de las pesquerías. Generalmente dicho capital ha estado representado por los permisos y/o embarcaciones pesqueras y la decisión de retirar uno u otro se encuentra relacionado con la cantidad de fondos disponibles para la recompra (Larking *et al*, 2004). Lo anterior se debe que se tiene que amortizar el costo de oportunidad de los permisionarios además del valor del total de los permisos y/o embarcaciones que es necesario retirar de la pesquería.

La compra de permisos generalmente suele ser más barata que la compra de embarcaciones y la compra de embarcaciones resulta más barato que compra ambos (Groves y Squires, 2007). Sin embargo, la compra de embarcaciones sin permisos resulta en un desbalance entre el número de permisos disponibles y el número de embarcaciones, por lo que el “exceso” de permisos puede ser un incentivo para la entrada de nuevas embarcaciones en la pesquería.

Por otro lado, la compra de permisos sin embarcaciones provoca que exista una mayor cantidad de embarcaciones respecto al número de permisos, lo cual constituye un incentivo para que éstas sean transferidas a otras pesquerías (Larking *et al*, 2004). También puede suceder que los permisionarios que continúan dentro de la pesquería adquieran y sustituyan sus embarcaciones por las embarcaciones retiradas de mayor tamaño en busca de una mejora en la capacidad pesquera.

La compra simultánea de embarcaciones y permisos parece ser la opción más deseable. No obstante, este tipo de compra mina la posibilidad de poder remover grandes cantidades de capital dentro de la pesquería, lo que redundaría en un menor esfuerzo pesquero retirado y puede poner en riesgo el éxito de los Buybacks que realizan el retiro de este tipo de capital (Larking *et al*, 2004).

La práctica internacional indica que la compra de permisos ha sido el procedimiento más común para el retiro de capital (52% de los casos), seguido de la compra simultánea de permisos y embarcaciones (35 % de los casos), por lo que la compra de embarcaciones sin permiso suele ser el método menos recurrido al momento de implementar un Buyback (13% de los casos) (Grafton *et al*, 2008; Holland, 1999; Larking *et al*, 2004).

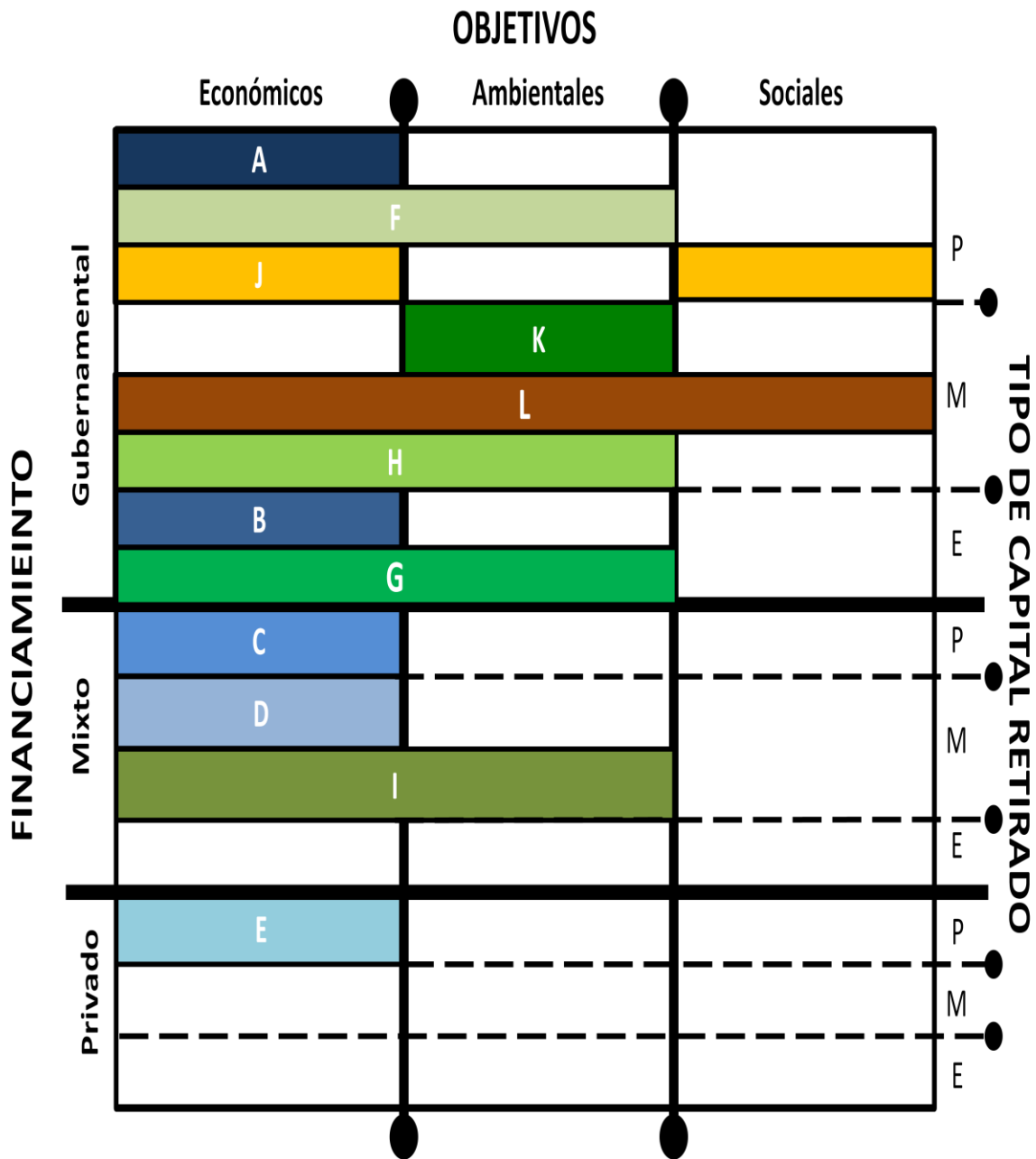
### 3.4 La Tipología de los Buybacks

La tipificación propuesta por esta investigación, derivada de la combinación de los diferentes atributos que adquieren los objetivos, el financiamiento y el tipo de capital retirado en 23 casos de estudio analizados, identifica y delimita 12 modalidades o tipos de Buyback que han sido implementados a nivel internacional (Figura 13).

Dichas modalidades abarcan desde los Buybacks “*Tipo A*”, que persiguen objetivos de naturaleza económica a través del retiro de permisos de pesca mediante financiamiento gubernamental (pesquería de salmón de British Columbia en Canadá (SBC1)); transitando por los Buybacks “*Tipo F*”, que buscan objetivos de índole Económico- Ambiental mediante la compra de permisos con fondos gubernamentales (pesquería de camarón de la Bahía de Texas (CBT)); hasta llegar a los Buybacks “*Tipo L*”, que procuran objetivos de carácter múltiple o complejo (Económico, Ambiental y Social), retirando permisos y embarcaciones de manera conjunta a través del financiamiento público( Buyback Australiano para las

pesquerías de tiburón, atún, camarón, marlín y escama (TACMEA). El detalle de las diferentes modalidades de implementación se muestra en el cuadro 4.

Figura 13. Tipificación de la experiencia mundial en la implementación de los Buybacks:



Nota: El tipo de capital retirado corresponde a: P=permisos, M= Mixto (conjunto de permiso y embarcación), E= embarcaciones.

Fuente: Elaboración propia.



Cuadro 4. Descripción de los Tipos o Modalidades de implementación de los Buybacks a nivel internacional y casos de estudio correspondientes.

Modalidad de implementación	Objetivos o propósitos de implementación	Tipo de Capital retirado	Financiamiento	Caso de estudio o Pesquería
A	Económico	Permisos	Gubernamental	1. Salmón de British Columbia (SBC1) 2. Salmón del Estado de Washington. (SEW1) 3. Peces de Fondo del Atlántico Canadiense. (PFAC) 4. Langosta de Bahía en Canadá. (LBC)
B	Económico	Embarcaciones	Gubernamental	5. Pesquería de cerco Noruega (PCN) 6. Flota del Reino Unido.(FRU)
C	Económico	Permisos	Mixto	7. Camarón del Norte de Australia (CNA) 8. Barramundi del Norte de Australia (BNA) 9. La Flota de Dinamarca (FD1)
D	Económico	Mixto	Mixto	10. Peces de Fondo de la Costa Oeste de Estados Unidos ( PFCOEU) 11. La Flota de Dinamarca (FD2)
E	Económico	Permisos	Privado	12. Cangrejo de Alaska (CA)
F	Económico-Ambiental	Permisos	Gubernamental	13. Camarón de la Bahía de Texas (CBT) 14. Salmón del Estado de Washington (SEW2)
G	Económico-Ambiental	Embarcaciones	Gubernamental	15. Almeja de Italia (AI)
H	Económico-Ambiental	Mixto	Gubernamental	16. Peces de Fondo del Noreste de Estados Unidos (PFNEU) 17. Pesquerías costeras de Taiwán (PCT1) 18. Pesquerías costeras de Taiwán (PCT2)
I	Económico-Ambiental	Mixto	Mixto	19. Abadejo de Alaska (AA)
J	Económico-Social	Permisos	Gubernamental	20. Salmón del Rio Columbia (SRC) 21. Salmón de British Columbia (SBC2)
K	Ambiental	Mixto	Gubernamental	22. Vaquita Marina, Alto Golfo de California (PACE)
L	Económico-Ambiental – Social.	Mixto	Gubernamental	23. Tiburón, atún, camarón, marlín y escama de Australia (TACMEA).

Fuente: Elaboración propia con base en Grafton y Nelson, 2005; Grafton *et al*, 2008; Minnegal y Dwyer, 2008; Holland *et al*, 1999; Larkin *et al*, 2004; Groves y Squires, 2007.

La tipificación de los distintos estudios de casos (figura 13 y cuadro 4) revela que obedeciendo a su naturaleza conceptual (problema de sobrecapacidad o sobrecapitalización de las pesquerías), los Buybacks de *Racionalidad Económica* per se (Tipo A al E) han sido la modalidad de implementación dominante a nivel internacional.

Las variantes procesales de naturaleza económica han retirado permisos recurriendo a todos los tipos de financiamiento existentes (gubernamental, mixto, privado), entre los que destaca la pesquería del Cangrejo de Alaska (AA) por ser el único caso con financiamiento totalmente privado. El retiro de embarcaciones ha sido llevado a cabo solamente a través del financiamiento gubernamental, mientras que el retiro de capital mixto se ha implementado sólo mediante fuentes de financiamiento mixto.

Los Buybacks de *Racionalidad Económico-Ambiental* (Tipo F al I) son los segundos en orden de importancia a nivel procesal. Dichos casos han retirado todo tipo de capital a través del financiamiento gubernamental, siendo la pesquería del abadejo de Alaska (AA), el único caso de estudio dentro de esta racionalidad que llevo a cabo el retiro de capital mixto con financiamiento mixto. Cabe resaltar la total ausencia de variantes procesales que posean una racionalidad económico-ambiental y que hayan retirado permisos o embarcaciones a través de fuentes de financiamiento mixto; de igual manera la evidencia no exhibe casos de racionalidad económico-ambiental que hayan sido financiados totalmente de manera privada.

El siguiente tipo en orden de importancia a nivel procesal lo constituyen los Buybacks de *Racionalidad Económico-Social* (Tipo J), los cuales solamente han retirado permisos mediante el financiamiento gubernamental, por lo que las demás variantes dentro de esta naturaleza se encuentran ausentes.

En contraste con los Buybacks de naturaleza Económico- Ambiental (segundos en importancia procesal), los Buybacks de *Racionalidad Ambiental* (Tipo K) han sido poco utilizados y encuentran en el extremo opuesto junto con los Buybacks de *Racionalidad Múltiple o Compleja* (Tipo L), ocupando el último lugar de las variantes procesales.

Dichas modalidades sólo han retirado capital mixto con fondos gubernamentales, siendo casos únicos el de la Vaquita Marina en el Alto Golfo de California (PACE) (Ambiental) y el de las pesquerías de tiburón, atún, camarón, marlín y escama de Australia (TACMEA) para la modalidad multidimensional.

Con Base en las características procesales de los tipos de Buybacks anteriormente descritos podemos argumentar que si bien sólo tres de los nueve objetivos o propósitos particulares de los Buybacks han sido de naturaleza económica, éstos han dominado su práctica, ya sea que hayan sido implementados de manera exclusiva (Tipo-Económico) como en el 52% de los casos de estudio, o se encuentren presentes de manera conjunta con algunos de los cuatro objetivos de naturaleza ambiental (Económico-Ambiental), en el 31% de los casos analizados, sin olvidar el 9% que representan los casos con objetivos económico-sociales.

Aunado a la hegemonía de la racionalidad económica en la práctica internacional de los Buybacks, es de destacar la participación activa del Estado como financiador absoluto del 70% de las experiencias analizadas. Esto manifiesta un contraste con el 4% financiado por el sector privado, sin olvidar el 26% de las experiencias donde la participación ha sido de naturaleza compartida, lo que en gran medida podría obedecer a varias razones

La primera es concerniente a los grandes costos que implica el retiro del esfuerzo pesquero (capital) suficiente para tener el efecto óptimo planteado por los objetivos, los cuales puede ir más allá del valor económico de la pesquería (Clark,

2006). Ello reduce las fuentes de financiamiento casi exclusivamente a las fuentes gubernamentales, las cuales a través de los recursos provenientes de los impuestos o préstamos adquiridos con los organismos financieros internacionales pueden realizar dicha recompra.

La segunda tiene que ver con los objetivos de la implementación y los intereses que guarda la industria pesquera con respecto dichos objetivos. Esto puede apreciarse en los casos de racionalidad Económico-Ambiental o Económico-Social donde al incorporar el factor ambiental o social a los propósitos de la recompra, las fuentes de financiamiento se ven inmediatamente limitadas al sector gubernamental.

En principio, esto puede explicarse principalmente a que a nivel mundial son los gobiernos, quienes en el ámbito de las pesquerías, tiene la obligación de velar por los intereses públicos, tales como la conservación de los recursos naturales y equidad en el usufructo de los mismos; sin embargo, esta situación también denota el poco valor económico que a los bienes y servicios ambientales (salvo los stock pesqueros comercialmente explotados) le confiere la industria pesquera en general.

En el sentido del planteamiento anterior puede asumirse que los objetivos ambientales, al igual que los objetivos sociales, no forman parte de las preocupaciones de la industria pesquera por considerarlo una responsabilidad del Estado, o que dicha industria asume que el logro de una mejora económica dentro de la pesquería conllevará al logro de mejoras ambientales y sociales de la misma.

Respecto a la última de las variantes procesales en discusión (tipo de capital), la predilección por la compra de permisos por encima de la compra de embarcaciones o capital mixto, obedece al principio económico de costo-beneficio; esto es, siguiendo la premisa de eliminar la capacidad más grande al precio más bajo (Branch *et al*, 2006). Lo anterior, tomando en cuenta que el costo del permiso < costo de la embarcación < costo de embarcación y permiso (capital

mixto) (Groves y Squires, 2007), lo que en otras palabras significa minimizar el derroche de capital empleado para la recompra.

### 3.5 La Complejidad Dimensional de los Buybacks

Los tipos de Buybacks identificados con anterioridad pueden ser analizados e interpretados desde el punto de vista de la complejidad dimensional de la sustentabilidad, si se considera la racionalidad de los objetivos generales de implementación de cada uno de los casos de estudio.

En este sentido podemos argumentar que los Buybacks pueden ser:

*Unidimensionales:* si la racionalidad de su(s) objetivo(s) general(es) de implementación son de una sola naturaleza, ya sea económica, social o ambiental. Este es el caso de la Pesquería de Langosta de Bahía en Canadá (LBC) que pretendía lograr la rentabilidad de la pesquería, o el caso del PACE en México, que pretende la conservación de especies en peligro de extinción.

*Bidimensionales:* cuando el carácter racional de sus objetivos es mixto o proviene de dos de las tres dimensiones de la sustentabilidad, independientemente del arreglo que éstos puedan presentar, es decir, económico-ambiental, económico-social o socio-ambiental. Este es el caso del Buyback de los Peces de Fondo del Noroeste de Estados Unidos (PFNEU) que planteó simultáneamente la reducción de la sobrecapacidad pesquera, la asistencia económica y la recuperación del stock pesquero; otro ejemplo de los Buybacks bidimensionales lo constituye el caso de la Pesquería de Salmón de British Columbia, que buscaba la reducción de la sobrecapacidad pesquera aunada a la redistribución de derechos de pesca a miembros de grupos indígenas.

*Multidimensionales:* si la racionalidad de sus objetivos de implementación abarca la dimensión económica, ambiental y social de la problemática pesquera de manera simultánea (tres dimensiones de la sustentabilidad). Este es el caso del

Buyback Australiano (TACMEA), que plantea la mejorar la rentabilidad de la pesquería, la recuperación del stock pesquero, ser un fondo de retiro o jubilación para los pescadores y el establecimiento de un área natural protegida.

Los casos de estudio analizados por esta investigación muestran que respecto al nivel de complejidad dimensional (Figura 14), la mayoría de los Buybacks han sido de carácter unidimensional (57%), dominados por una racionalidad económica donde el objetivo de la reducción de la sobrecapacidad pesquera ha sido el más recurrido, mientras que la conservación de especies en peligro de extinción ha sido el menos utilizado.

Figura 14. Clasificación de los casos de estudio con respecto a su complejidad dimensional en términos de sustentabilidad.

COMPLEJIDAD DIMENSIONAL	OBJETIVOS GENERALES	No	CASOS DE ESTUDIO
Unidimensional	•Rentabilidad de la pesquería	2	LBC,PCN
	•Reducción de la sobrecapacidad pesquera	10	SBC1, SEW1, CNA, BNA ,PFAC, FRU PFCOEU, CA, FD1, FD2
	•Conservación de especies en peligro de extinción	1	PACE
Bidimensional	•Reducción de la sobrecapacidad pesquera •Asistencia económica •Recuperación del stock pesquero	4	CBT, SEW2, PFNEU ,AA
	•Reducción de la sobrecapacidad pesquera •Recuperación del stock pesquero	1	AI
	•Reducción de la sobrecapacidad pesquera •Conservación de la biodiversidad	2	PCT1, PCT2
	•Reducción de la sobrecapacidad pesquera •Redistribución de derechos	2	SBC2, SRC
	•Realizar retiros de pescadores • Rentabilidad de la pesquería •Recuperación del stock pesquero • Conservación de la Biodiversidad	1	TACMEA

Fuente: Elaboración propia con base en Grafton y Nelson, 2005; Grafton *et al*, 2008; Minnegal y Dwyer, 2008; Holland *et al*, 1999; Larkin *et al*, 2004; Groves y Squires, 2007.

El 39% de los Buybacks revisados han sido de carácter bidimensional, dominados por una racionalidad económico-ambiental donde la reducción de la sobrecapacidad pesquera y la asistencia económica, aunada a la recuperación del stock pesquero, han sido los objetivos de mayor implementación. Por otro lado, el objetivo de reducción de la sobrecapacidad asociado a la redistribución de derechos han sido los únicos objetivos de naturaleza socioeconómica planteados por los Buybacks de carácter bidimensional, estando ausentes los objetivos de carácter socio-ambiental.

Los Buybacks de carácter multidimensional están representados solamente por el caso del Buyback Australiano para las Pesquerías de Tiburón, Atún, Camarón, Marlín y Escama (TACMEA), lo que significa el 4% del total de las unidades de estudio. El TACMEA, a pesar de ser multidimensional en el planteamiento de sus objetivos, es dominado proporcionalmente (2 de 4 objetivos) por una racionalidad ambiental.

### 3.6 Análisis Temporal de los Buybacks

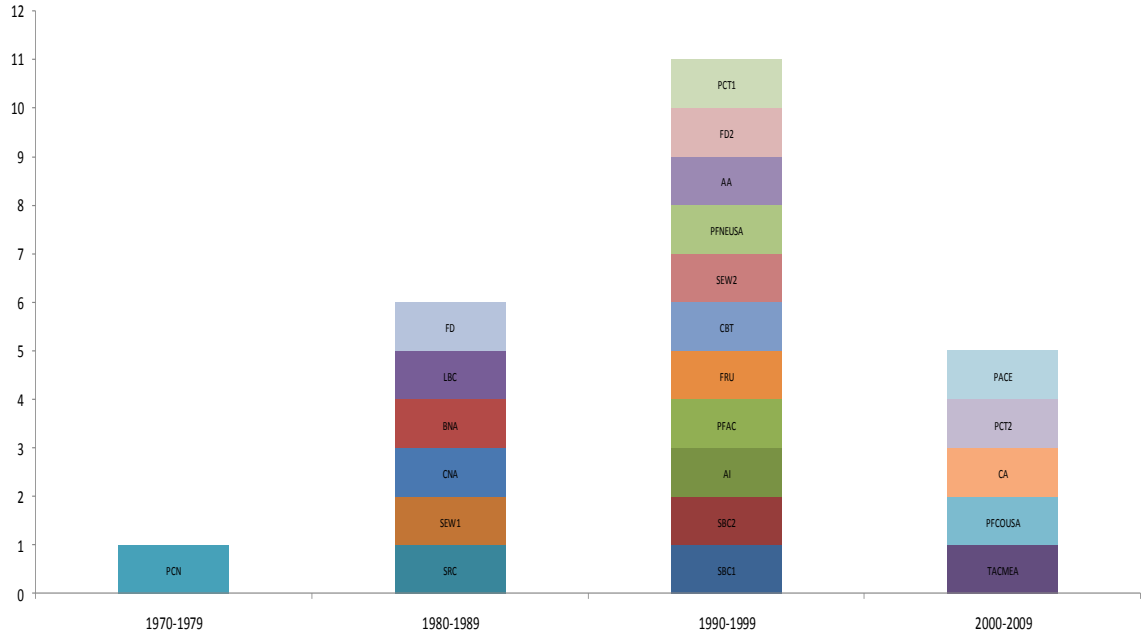
El mecanismo de los Buybacks no tiene un carácter atemporal, por lo tanto la práctica o implementación de los mismos es un acontecimiento que sistemáticamente puede ser medido respecto a un periodo de tiempo; en otras palabras, significa que dicha práctica como tal tiene una historia.

Los Buybacks han sido puestos en práctica al menos durante las tres últimas décadas (1979-2009). Sin embargo, existen registros de la compra de embarcaciones desde los primeros años de la década de los 1970's dentro de la pesquería de salmón en British Columbia en Canadá (Grafton y Nelson, 2005). La evidencia revisada coincide con lo argumentado por Holland (1999), al señalar que el probable inicio de los Buybacks puede situarse a finales de la década de los 1970's. Con base en esto, la argumentación de que la compra de embarcaciones en la pesquería de Salmon de British Columbia haya sido el primer Buyback implementado a nivel mundial no puede ser descartada.

No obstante, a pesar de la polémica que pueda plantear el inicio de los Buybacks y desde los objetivos de esta investigación, más importante que poder definir el inicio de su práctica es poder entender si ésta ha permanecido igual o ha sufrido modificaciones a largo de toda su historia. Por tal razón el análisis temporal de las variables (objetivos, financiamiento y el tipo de capital retirado) que han sido consideradas para la tipificación de los Buybacks se presenta a continuación.

En este sentido, comenzaremos por mencionar que la práctica de los Buybacks a nivel mundial se hace evidente a inicios de la década de los años 1980's, presentando un fuerte impulso que se mantiene a lo largo de toda ese periodo, presentando su mayor auge (número de casos registrados) durante la década de los 1990's, para posteriormente experimentar un retroceso durante la última década de implementación (2000-2009). Cabe mencionar que en este último periodo, tres de los cinco casos registrados (PACE, TACMEA y PCT2) siguen vigentes hasta el momento de concluir este estudio (Figura 15).

Figura 15. Número de Buybacks registrados a nivel mundial (casos de estudio) durante el periodo de 1979 a 2009



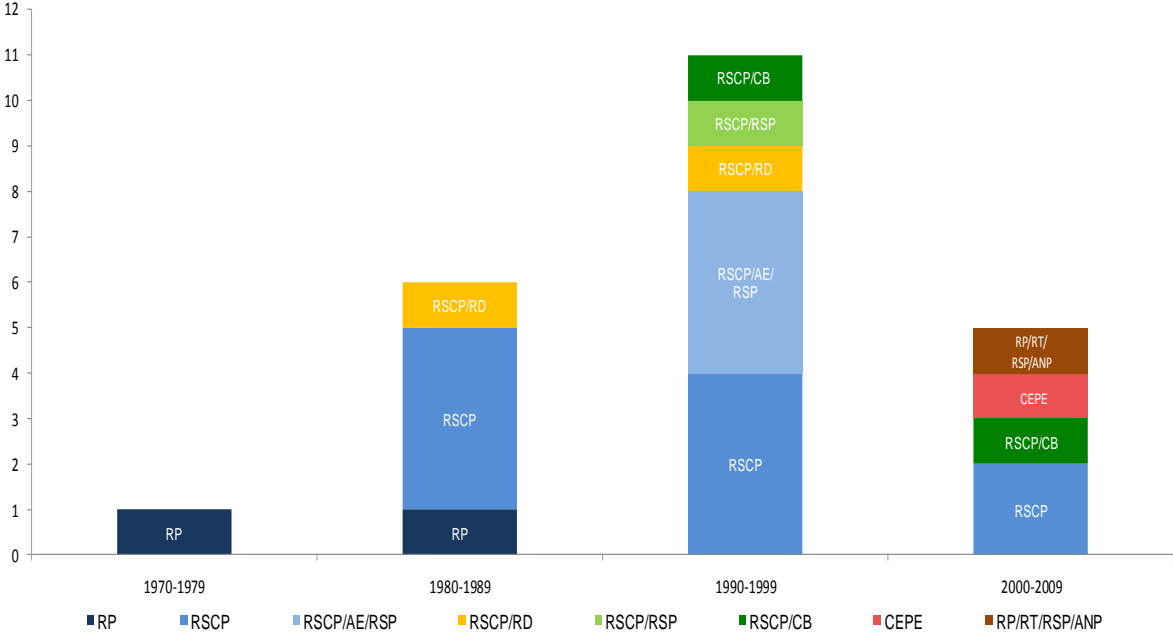
Fuente: Elaboración propia.



Con respecto a los objetivos de implementación, el análisis temporal muestra que ciertos objetivos permanecen presentes a lo largo de toda su historia, como es el caso de la reducción de la sobrecapacidad pesquera (RSCP) que dominó la década de los 1980's y estuvo presente de manera exclusiva o conjunta con otros objetivos en todas las modalidades desarrolladas en la década de los 1990's, permaneciendo en el 60% de los casos correspondientes al periodo del 2000-2009 (Figura 16). De igual manera, objetivos como la rentabilidad de la pesquería (RP) dejaron de ser implementados de manera exclusiva después de haber sido utilizados por la pesquería de cerco noruega (PCN) en 1979 y la langosta de bahía en Canadá (LBC) de 1980 a 1981.

No obstante, otros objetivos como la recuperación del stock pesquero (RSP) y la conservación de la biodiversidad (CB) aparecen a la mitad de su historia (década de los 1990's) y permanecen vigentes hasta nuestros días.

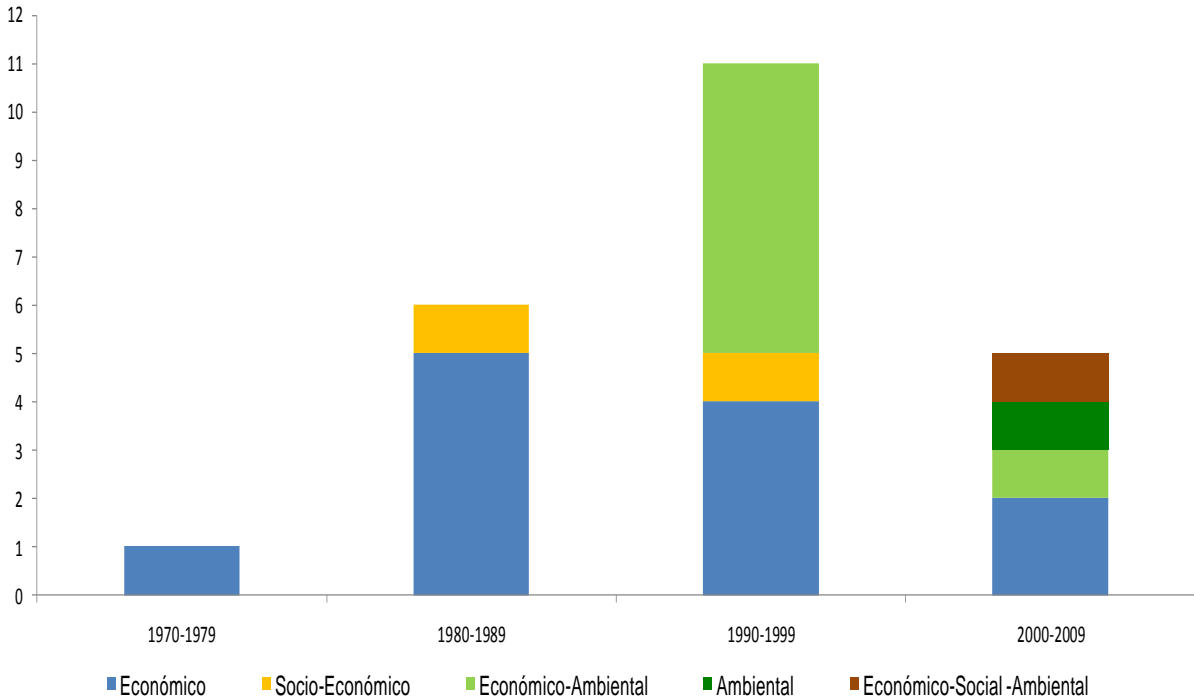
Figura 16. Objetivos o propósitos generales de implementados por los Buybacks durante el periodo de 1979 al 2009.



Fuente: Elaboración propia

Tomando en cuenta los patrones de permanencia y sucesión de los distintos objetivos a través del tiempo, podemos argumentar que es de esperar que la racionalidad y la complejidad dimensional de los Buybacks experimente un comportamiento similar. La Figura 17 muestra que los Buybacks han experimentado un proceso de transición en lo que respecta a su naturaleza conceptual. Esto se hace evidente al notar que la racionalidad económica dominante durante la década de años 1980's pierde su hegemonía al momento que los objetivos de implementación de los Buybacks incorporan nuevos elementos de naturaleza ambiental durante la década de los 1990's. Lo anterior tuvo como resultado la dominancia de la racionalidad económico-ambiental durante el mismo periodo, lo que finalmente dio paso a que durante el periodo de 2000 a 2009 pudieran llevarse a cabo Buybacks de distintas racionalidades (Económica, Ambiental, Económico Ambiental) sin dominancia aparente, e incluso surgieran los primeros Buybacks con racionalidad múltiple o compleja (Economía-Ambiental-Social).

Figura 17. Transición racional-dimensional de los Buybacks durante el periodo de 1979- 2009.



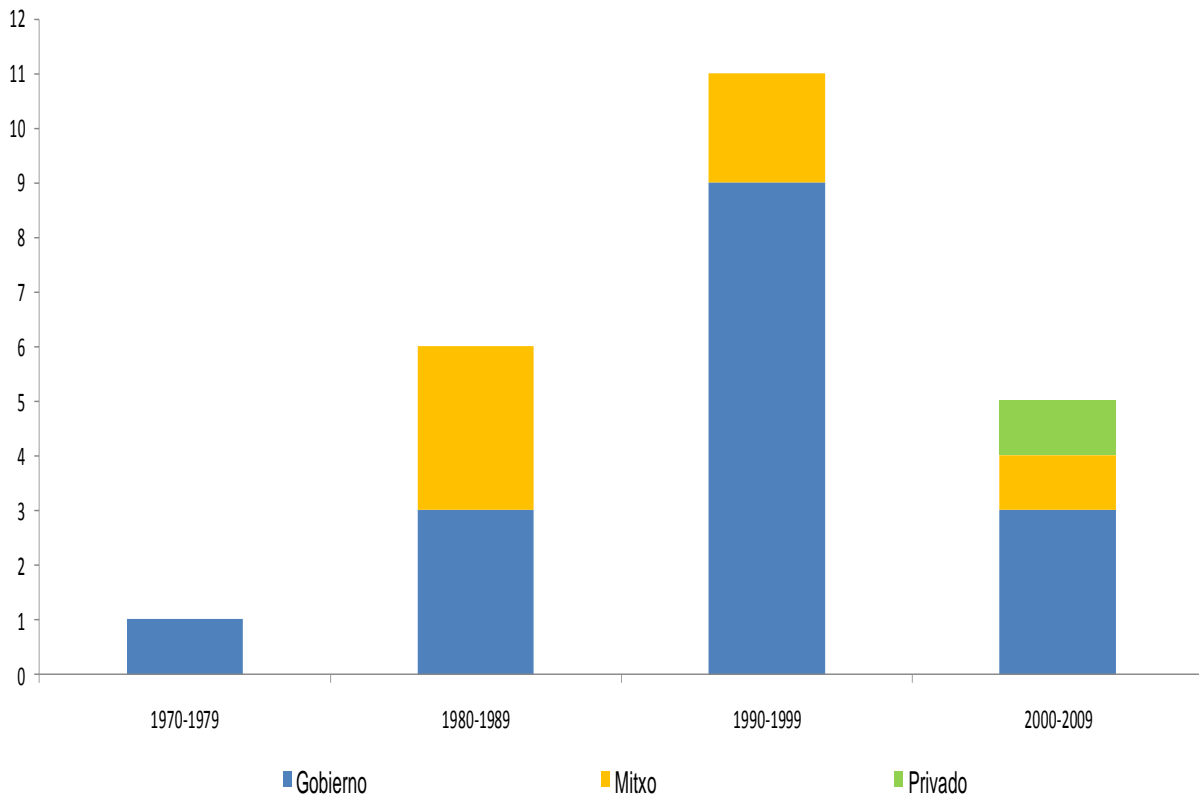
Fuente: Elaboración Propia

Esta transición nos permite deducir que en cuanto a complejidad dimensional se refiere, los Buyback también han experimentado el mismo proceso transicional que los objetivos de implementación. Como se muestra en la figura 17, los Buybacks de tipo unidimensional dominaron la décadas de los 1980's mientras que los Buybacks de naturaleza bidimensional fueron implementados en mayor manera durante las década de los 1990's para finalmente dar paso a la aparición de los primeros Buybacks de naturaleza multidimensional durante el periodo del 2000-2009, sin que necesariamente los Buybacks de naturaleza uní y bidimensional hayan dejado de llevarse a la práctica.

En lo que respecta a las fuentes de financiamiento y tipo de capital retirado, durante las tres décadas de implementación de los Buybacks podemos señalar que el financiamiento ha experimentado el mismo comportamiento que la frecuencia de implementación de Buybacks a través del tiempo, es decir, el financiamiento gubernamental hospicio el 50% de las Buybacks implementados durante la década de los 1980's, continuando con un impulso ascendente para tener su mayor auge en la década de los noventa donde financio el 82% de los casos. Durante el periodo del 2000 al 2009, el financiamiento gubernamental experimento un retraimiento a niveles similares a los de la década de los 1980's, financiando el 60% de los Buybacks implementados (Figura 18).

Al contrario de los objetivos y la complejidad dimensional de los Buybacks, las fuentes de financiamiento no han experimentado cambios sustantivos a través del tiempo. La condición dominante fue y sigue siendo el financiamiento gubernamental, tal como lo señala el análisis de las formas procesales. Sin embargo, es importante señalar que el financiamiento mixto que tuvo su mayor impulso durante la década de los 1980's, experimentó una constante caída durante las dos últimas décadas, mientras que el financiamiento privado hace su aparición en la última década (año 2004), en la pesquería de cangrejo de Alaska (AA).

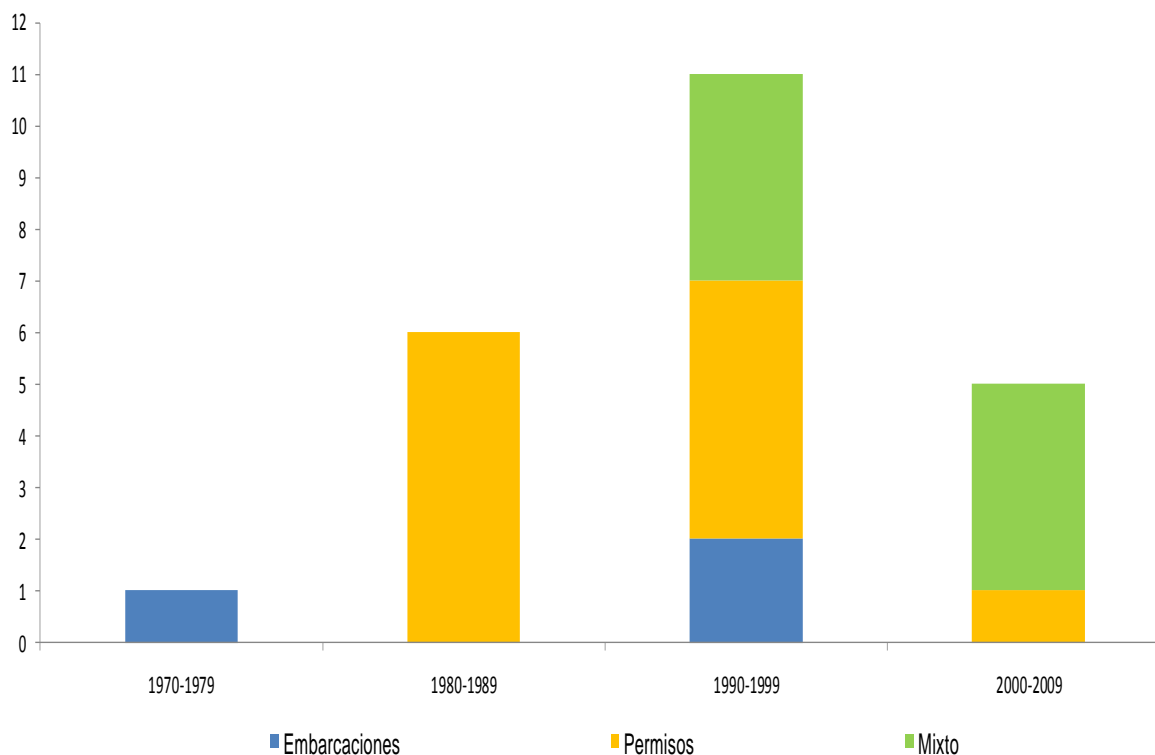
Figura 18. Fuentes de financiamiento utilizadas por los Buybacks durante el periodo 1979 - 2009.



Fuente: Elaboración propia

Respecto al tipo de capital retirado, la compra de permiso fue la regla común de implementación durante la década de los 1980's, transitando por un periodo de cambio durante la década de los 1990's donde la compra de permisos se mantuvo a la par de la compra de capital mixto, para finalmente dar paso a la compra de capital mixto en la mayoría de los casos implementados durante la última década. Cabe hacer mención que la compra de embarcaciones no ha estado ausente durante la historia de los Buybacks y ésta se llevó a cabo en 1979 en la pesquería de cerco noruega y durante la década de los 1990's dentro de la pesquería de almeja en Italia (AI) y la flota del Reino Unido (FRU) (Figura 19).

Figura 19. Tipo de capital retirado por los Buybacks de 1979 al 2009



Fuente: Elaboración propia

En virtud de los argumentos expuestos, parece ser que la práctica de los Buybacks durante las últimas tres décadas está relacionada con varios acontecimientos como el estado general de las pesquerías a nivel mundial, los cambios en la concepción del desarrollo y su aplicación en términos de política ambiental, así como las acciones de organizaciones conservacionistas emergentes durante la década de 1990.

De acuerdo con los datos presentados en los reportes del estado mundial de la pesca y la acuicultura de la FAO, el debacle general de los stock pesqueros comerciales más importantes a nivel mundial comienza a finales de la década de los 1970's y continúa junto con un crecimiento moderado de las flotas pesqueras durante la década de los 1980's. Esta tendencia propició que para el año de 1990 el 69% de las pesquerías más conocidas en el mundo estuvieran siendo completamente explotadas o sobreexplotadas, de tal manera que los primeros

impactos económicos y biológicos sobre las pesquerías comienzan a ser evidentes.

Lo anterior explica razonablemente el porqué los Buybacks comienzan a ser fuertemente utilizados durante los 1980's y sus objetivos de implementación obedecen principalmente a razones económicas tales como la reducción de la sobrecapacidad pesquera como una medida de recuperar la rentabilidad de las pesquerías explotadas.

La creciente preocupación por la sustentabilidad a nivel mundial que generó la publicación del "Informe Brundtland" (1987) y la "Cumbre de la Tierra" en Río de Janeiro (1992), aunado al descenso de 3.5 millones de toneladas en la producción pesquera de 1990-1991 (FAO,1995) sin recuperación aparente durante los años siguientes, explica en buena manera el incremento en la utilización de los Buybacks durante la década de los 1990's, así como la incorporación de elementos ambientales en los objetivos de dicho mecanismo. Ello condujo a que los Buybacks de racionalidad Económico-Ambiental, como los que perseguían la reducción de la capacidad pesquera y la recuperación del stock pesquero, fueran la regla de implementación.

El hecho de que la proporción de poblaciones sobreexplotadas, agotas o en recuperación se haya estabilizado entre un 25 y 30% durante los últimos 10 años (FAO, 2009), es la razón aparente para que los Buybacks hayan sido menos socorridos durante el periodo de 2000-2009 y sus objetivos hayan incorporado en mayor medida objetivos de corte ambiental o social tales como la conservación de especies en peligro de extinción, el establecimiento de ANP y la compensación económica a través de fondos de retiro o reorientación productiva de los pescadores que se retiran de manera temprana de las pesquerías.

Al igual que lo señalado durante el análisis de las formas procedimentales, el hecho de que las fuentes de financiamiento no hayan variado a través del tiempo

parece estar relacionado con el tipo de objetivos implementados por el mecanismo y los intereses que guarda la industria privada con respecto a éstos últimos.

La transición en los tipos de capital retirado por el mecanismo a través del tiempo, más que un proceso ligado a efectos derivados del cambio en los stocks pesqueros a nivel mundial y la transición hacia el paradigma del Desarrollo sustentable en el manejo pesquero, parece estar más ligada a los resultados y a las lecciones aprendidas durante su práctica común, aspectos que serán discutidos más adelante.

### 3.7 Impactos de los Buybacks en la Experiencia Internacional

La revisión efectuada por esta investigación muestra que la implementación de los Buybacks impacta principalmente en las condiciones económicas, biológicas y de manejo de las pesquerías. Sin embargo, de acuerdo con Minnegal y Dwyer (2008) en algunos casos los resultados de su implementación han sido ambiguos o contrarios a lo esperado. A continuación se discuten los impactos resultantes de las experiencias internacionales revisadas.

#### 3.7.1 La Condiciones Económicas

El mayor beneficio económico de la implementación de los Buybacks es el aumento de la rentabilidad - aunque en algunos casos marginal - generada en el corto plazo como producto de la remoción de capital redundante de la pesquería. Sin embargo, las rentas a largo plazo dependen de manera crítica de la habilidad de las embarcaciones para reemplazar o reintroducir el capital de la recompra, es decir, de la especificidad y la velocidad de reemplazo del capital retirado (Weninger y McConnell, 2000). A esta reintroducción de capital dentro de la pesquería se le conoce como el efecto del “*Capital Stuffing*” (Clark, Munro y Sumaila 2005; Branch *et al*, 2006).

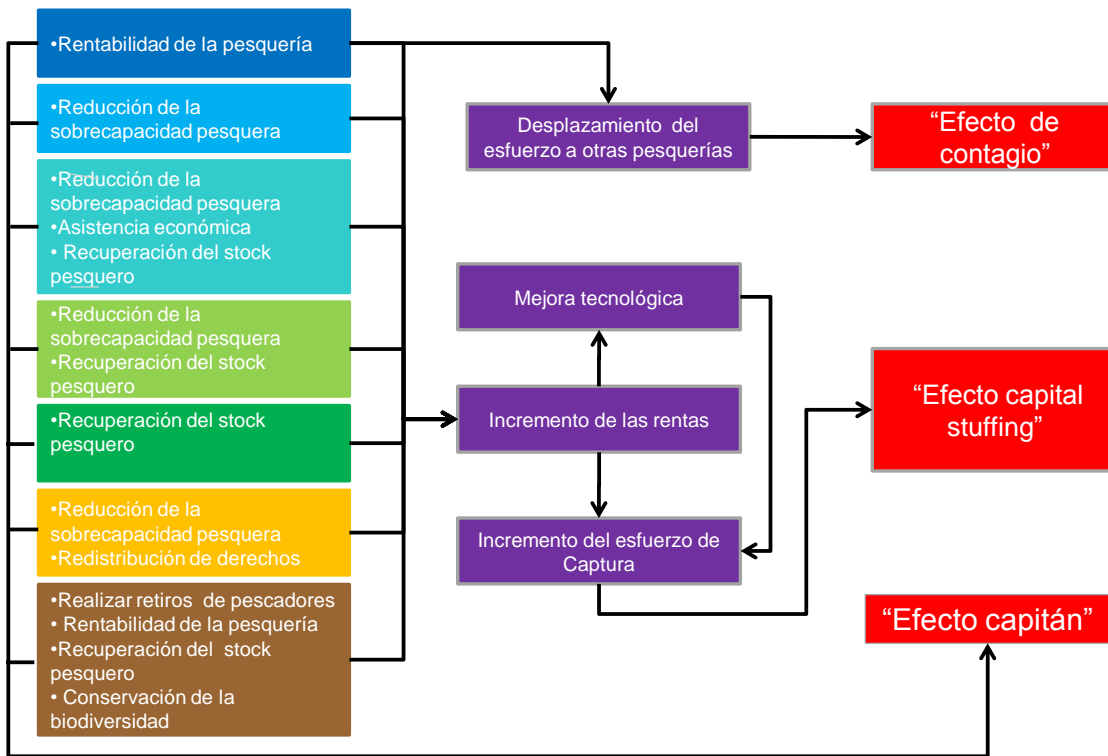
El efecto de “*Capital Stuffing*” se debe principalmente a que una vez concluido el Buyback, el aumento de la rentabilidad económica y el afán de capturar la mayor proporción de dichas rentas en el corto plazo, constituye un incentivo para que gradualmente pueda filtrarse o llevarse a cabo la reintroducción de capital en la pesquería (Figura 20). Esto se lleva a cabo mediante la mejora tecnológica de los dispositivos de navegación, redes y winches (más grandes, más potentes) que dan como resultado el aumento de la capacidad de pesca de la flota remanente dentro de la pesquería (Clark, Munro y Sumaila 2005; Branch *et al*, 2006). Dicho aumento en la capacidad de pesca provoca el regreso a las condiciones iniciales de sobrecapacidad o sobrecapitalización que dieron origen al Buyback, por lo que un nuevo y futuro Buyback es casi inevitable (Clark, 2006). Un ejemplo de dicho efecto es la Pesquería de Salmon en Canadá la cual ha recurrido a cinco Buybacks en el periodo de 1970 al 2000.

Otro factor que afecta las condiciones económicas de la pesquería es el hecho de que los Buybacks pueden ser anticipados por los pescadores y ser considerados como un derroche económico. Esto se debe a que una vez que se tiene el conocimiento de que el gobierno tiene el “hábito” de comprar el exceso de capacidad pesquera, los pescadores son motivados para adquirir más permisos o embarcaciones, causando una sobrecapacidad pesquera mayor a la que se produciría normalmente antes de que el futuro Buyback comience (Clark, Munro, y Sumaila, 2005) .

En este sentido podemos decir que si los Buyback son fácilmente previsible en términos económicos, al igual que la producción de sobrecapacidad más rápido de lo normal, la disipación de las rentas en el corto plazo podría ser más rápida o acelerada de lo normal, por lo que los efectos económicos esperados por la implementación del Buyback son neutralizado por esta “anticipación”. Esto constituye un ciclo perverso o un derroche de capital no sólo en términos económicos, sino también en términos de manejo pesquero que puede afectar las condiciones biológicas de la pesquería.



Figura 20. Fallas estructurales en la implementación de los Buybacks (ciclo de efectos perversos)



Fuente Elaboración Propia

### 3.7.2 Los Condiciones Biológicas

El mayor beneficio de los Buybacks sobre las condiciones biológicas de las pesquerías lo constituye la reducción de la tasa de mortalidad por pesca cuando la capacidad de captura total se reduce, lo que consecuentemente puede conducir al probable aumento del stock pesquero (Martell, Walters, y Sumaila, 2008). Sin embargo, al igual que en las condiciones económicas, el mejoramiento tecnológico para pescar más eficientemente o más barato puede contrarrestar los efectos positivos de los Buybacks sobre las condiciones biológicas de la pesquería, ya que la capacidad de pesca puede ser reducida en términos del tamaño de la flota, pero el poder de pesca puede permanecer constante o inclusive incrementarse (Mora *et al*, 2009).

Aunado al hecho de la mejora tecnológica, Clark, Munro, y Sumaila (2005) argumentan que generalmente los Buybacks sólo han removido el esfuerzo pesquero o las embarcaciones que se encuentran operando en condiciones marginales dentro de la pesquería. Consecuentemente, las embarcaciones más eficientes permanecen activas y la capacidad de captura efectiva no disminuye en grado notable.

Basados en lo anteriormente expuesto podemos decir que la mejora en las condiciones biológicas de las pesquerías gracias a los Buybacks sólo es posible cuando:

- a) La reducción en la tasa de mortalidad por pesca es proporcional a la remoción o reducción de esfuerzo pesquero no marginal (esfuerzo pesquero efectivo) que permita tener de manera constante un nivel óptimo (Biomasa) de stock pesquero explotado.
  
- b) La capacidad de pesca post-Buyback se mantiene constante dentro de la pesquería.

### 3.7.3 Las Condiciones de Manejo

De acuerdo con Branch y colaboradores (2006), los Buybacks pueden tener un “Efecto de Contagio” que afectaría de manera negativa las condiciones de manejo de otras pesquerías, que pueden o no estar relacionadas con la pesquería sujeta a la recompra.

El “Efecto de Contagio” se presenta cuando las embarcaciones retiradas por los Buybacks, y sujetas a restricciones de tipo administrativo con el fin de evitar su futura participación dentro de la pesquería, son vendidas o trasladadas a otras pesquerías o litorales que se encuentran fuera de la jurisdicción de dicha restricción administrativa, causando la sobrecapitalización de las pesquerías

receptoras. Esta acción representa el traslado del problema de la sobrecapacidad y la creación de nuevos problemas de manejo para la pesquería contagiada.

Otro problema que afecta el manejo de las pesquerías post-Buyback es el fenómeno de la movilidad del capital humano dentro de la pesquería, lo que se conoce como el “Efecto Capitán” (Branch *et al*, 2006). Dicho efecto se relaciona con el supuesto de que la remoción de las embarcaciones con mayor capacidad de captura es la condición óptima para la recuperación del stock pesquero y el incremento de la rentabilidad. No obstante, contrario a lo que pueda pensarse, la reducción de este tipo de embarcaciones puede resultar ineficiente si las características de dichas embarcaciones no son el factor determinante para el logro de grandes capturas y, por el contrario, es el grado de especialización o la habilidad de pesca de los capitanes y sus tripulaciones lo que determina o influyen las grandes cosechas de peces.

En este sentido, la eliminación de una gran capacidad de captura dentro de la flota pesquera gracias a un Buyback puede verse nulificada por la reincorporación de estos individuos altamente calificados dentro de las embarcaciones que permanecen dentro de la pesquería.

El efecto “capital stuffing” y el efecto de contagio, aunados a los costos del retiro de capital, explican en gran medida los cambios que respecto al tipo de capital retirado han experimentado los Buybacks durante su historia. El cambio en el retiro de permisos por el retiro de capital mixto (permiso + embarcaciones) realizado en los años 1980’s hasta nuestro días parece ser el antídoto general para reducir el efecto de “capital stuffing” provocado por la readquisición de nuevas embarcaciones (mas nuevas y más potentes) a causa de la permanencia de permisos dentro de la pesquería, al mismo tiempo que evita el “efecto de contagio” debido a que mantiene el control de los permisos y la disposición de las embarcaciones retiradas en poder de las autoridades pesqueras que implementaron el Buyback.

Sin embargo, es justo mencionar que a pesar de que la compra de capital mixto evita el “efecto de contagio”, el efecto de “capital stuffing” originado por la mejora tecnológica de las embarcaciones remanentes dentro de la pesquería post-Buyback no puede ser controlado por el retiro de este tipo de capital y deber ser controlado por otro tipo de regulaciones, como el establecimiento de límites a la capacidad de captura por embarcación, cambios en la TAC o el establecimiento de cuotas individuales de captura por mencionar sólo algunos de los mecanismos que posiblemente contribuyan a la eliminación de dicha reintroducción de capital.

### 3.8 Las Lecciones Aprendidas.

A diferencia del resto de las políticas regulatorias que operan dentro de las pesquerías, el hecho de que los Buybacks compensen “las pérdidas” de los pescadores y que estos sean vistos como un instrumento "políticamente aceptable" por parte de la industria pesquera (Weninger y McConnell, 2000), no es motivo suficiente para justificar las fallas estructurales y debe reconocerse que:

- Los Buybacks no están adecuadamente estructurados para garantizar la salida efectiva de la capacidad de pesca y sólo podrán tener impactos positivos en la conservación y la rentabilidad de las pesquerías cuando éstos superen el problema de la filtración, desincentivando las oportunidades de inversión de los permisionarios remanentes (Branch *et al*, 2006; Weninger y McConnell 2000).
- Es mucho mejor prevenir el exceso de capacidad que retirarla de la pesquería, puesto que los Buybacks constituirán un despilfarro económico cuando éstos operen bajo la expectativa racional de los pescadores. Es una insensatez pensar que los pescadores tendrán expectativas miopes en la toma de decisiones al momento de invertir en las pesquerías que estén sujetas a esta política de manejo (Clark, Munro, y Sumaila, 2005).

- Los Buybacks no deben ser vistos como soluciones de largo plazo, sino como una advertencia a futuro de que es necesaria la adopción de una nueva política pesquera que no se fundamente en el máximo rendimiento económico sostenido (MEY).

## **4. La Política Ambiental en México y el Programa PACE-VAQUITA.**

### **4.1. La Política Ambiental en México.**

En 1972, la publicación del documento “Los Límites del Crecimiento” introdujo la idea de que el planeta y los recursos naturales eran finitos. Dicha aseveración contribuyó a generar una sensación colectiva de riesgo que sirvió de caldo de cultivo para que la conciencia ambiental de aquel entonces se trasladara de los círculos intelectuales y particulares hacia el espacio político y público, surgiendo así las primeras directrices de política ambiental.

En México la política ambiental nace atendiendo las preocupaciones de salud pública mediante la promulgación de la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental en 1971, cuyo cumplimiento estuvo a cargo de la subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente dentro de la Secretaría de Salubridad y Asistencia (SSA). En 1976 la Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas establecería la primera Dirección General de Ecología Urbana (Guillén, 2007; Michelli, 2002).

Durante el periodo del Presidente Miguel de la Madrid Hurtado (1982-1988) la temática ambiental se abordó por primera vez en un Plan Nacional de Desarrollo, lo que permitió que en 1982 la política ambiental mexicana contara con dos nuevos instrumentos. Éstos fueron la promulgación de la Ley Federal para la Protección al Ambiente y la sustitución de la Dirección General de Ecología Urbana por la Subsecretaría de Ecología, dentro de la nueva Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), la cual al ser un nuevo proyecto y una institución cercana a la figura presidencial inició una estrategia normativa de comando control (Michelli, 2002).

Dentro de este mismo sexenio se llevaron a cabo cambios constitucionales (Art. 25, 27 y 73) y de carácter legal con el fin de instituir que la conservación de los recursos naturales era deber de las actividades económicas que hacían uso de los mismos y que el Estado debería generar normas para defender el medio ambiente.

De tal manera que en 1987 se facultó al congreso para expedir leyes que establecieran las obligaciones conjuntas de las autoridades de los tres órdenes de gobierno en materia de medio ambiente. En 1988 se publicó la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, constituyéndose en el instrumento normativo que institucionaliza la política ambiental y que tras las reformas de 1996 es el instrumento rector de la política ambiental mexicana hasta nuestros días (Michelli, 2002).

Es a partir de los 1990's, con el reconocimiento de la emergencia e importancia de los temas ambientales, se empiezan a desarrollar nuevas estrategias e instrumentos de política ambiental que notablemente pasan de una perspectiva de contaminación y salud humana, a un enfoque general de la biósfera, además del sostenimiento de la economía. Así, de este periodo en adelante comienza la transición de esquemas de comando y control (marcos legales e instituciones), al establecimiento de mecanismos de concertación e instrumentos voluntarios dentro de la política ambiental (Valadez y Landa, 2003).

En este contexto diez años después de su aparición, en 1992, la SEDUE desaparece para dar paso a la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL). Esta nueva secretaria que a través de dos órganos desconcentrados recoge las atribuciones ambientales del Estado Mexicano, depositaba el diseño normativo o regulatorio de la política ambiental mexicana en el Instituto Nacional de Ecología (INE) y la vigilancia de la misma en la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA).

El recién creado INE diseña y ejerce nuevos instrumentos de política ambiental, como el Ordenamiento Ecológico Territorial y las Áreas Naturales Protegidas, que se suman a las ya utilizadas normas para el control de la contaminación en el país, además de desarrollar funciones de investigación y desarrollo tecnológico (Guillén, 2007).

En 1994 el decreto para la creación de la Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) permitió a la administración pública tener un organismo que mediante la conformación de una cartera de organismos desconcentrados, poseía las facultades para regular de manera integral la agenda ambiental hasta entonces dispersa sectorialmente en lo hidráulico, lo pesquero, y los recursos naturales entre otros (Guillén, 2007).

El INE y la PROFEPA pasan a ser parte de esta nueva estructura de gestión ambiental, donde el INE adquiere una mayor fuerza normativa y de regulación, incorporando instrumentos de política ambiental orientados al impacto ambiental, los residuos peligrosos y la vida silvestre. Entre éstos están las Unidades para el Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMAS) y el Programa de Recuperación de Especies Prioritarias, aunados a los ya existentes instrumentos de Ordenamiento Ecológico, Áreas naturales protegidas y la Normatividad para el Control de la Contaminación (Guillén, 2007).

El Programa de Medio Ambiente 1995-2000 reconoce la rigidez e insuficiencia de las regulaciones e instituciones de medio ambiente, de tal manera que se incluyen instrumentos de carácter auto regulatorio como las normas voluntarias, la certificación de productos y las auditorías ambientales dentro de la política ambiental (Michelli, 2002). Su uso fue incentivado por el fortalecimiento de los espacios de concertación con el sector empresarial y las ONG´s, aunado a los altos costos de control para la regulación ambiental (Valadez y Landa, 2003).



Durante el último año de gobierno de Ernesto Zedillo Ponce de León (2000), en medio del primer cambio de partido político en el poder presidencial de nuestro país después de 70 años, la política y las instituciones ambientales experimentan un proceso de cambio que debilita la injerencia ambiental en ciertos sectores y los fortalece en otros.

La SEMARNAP como institución integradora e intersectorial de la agenda ambiental mexicana se convierte en la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), debilitando su quehacer intersectorial y transfiriendo sus atribuciones en materia de pesca a la Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPHA).

De igual manera, la SEMARNAT transfiere las atribuciones normativas y regulatorias del INE a la Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental y fortalece sus tareas de promoción, fomento e investigación ambiental, convirtiendo al instituto en un órgano de investigación pública para la formulación de políticas ambientales (Guillén, 2007).

Como producto de estas transformaciones la SEMARNAT incorpora la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) como nuevos órganos desconcentrados. Estos organismos se constituyen en los principales brazos operativos responsables de conducir e implementar a nivel nacional una política ambiental basada en el enfoque de cuencas como estrategia de manejo integral de los recursos naturales del territorio, en un intento por atacar la problemática planteada por el binomio Pobreza-Naturaleza, al hacer coincidir las microcuencas de atención ambiental prioritaria con las comunidades de las microrregiones más pobres del país.

En este contexto, el Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2001-2006 plantea por primera vez de manera explícita la necesidad de inducir el comportamiento de los usuarios y de las instituciones gubernamentales respecto

al medio ambiente, mediante la normatividad aunada a la formulación de incentivos para sustituir el énfasis de la prevención y control por el de detener y revertir la degradación de los ecosistemas (SEMARNAT, 2001). Dicho énfasis fue materializado a través de programas de subsidio para la inversión de carácter sectorial en áreas forestales y áreas naturales protegidas, mediante programas como el Programa de empleo Temporal (PET), Programa Desarrollo Forestal (PRODEFOR), Programa Nacional de Reforestación (PRONARE), Programa para de Desarrollo de Plantaciones Forestales (PRODEPLAN) y el Programa de Desarrollo Regional Sustentable (PRODERS).

En concordancia con lo expuesto por el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2007-2012), como la búsqueda de una mayor eficacia en el diseño y aplicación de los instrumentos de política ambiental, aunado a un mayor cumplimiento de la legislación (SEMARNAT, 2007), la presente administración del gobierno federal ha mantenido intacta la estructura de las instituciones encargadas de conducir la política ambiental y ha mantenido las líneas estratégicas de la administración anterior, dedicándose a reforzar, actualizar e incorporar nuevos instrumentos de política ambiental.

En este tenor, durante los primeros meses de 2007 se implementaron instrumentos de política ambiental como el programa PROARBOL, que pretende ser el instrumento integrador de la política ambiental forestal, la Estrategia Nacional de Ordenamiento Ecológico del Territorio en Mares y Costas, en la cual se establecen las líneas de acción a la que deben sujetarse las diversas actividades que se realicen en la zona marina y costera del país y el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) (SEMARNAT, 2007).

Este último programa pretende obtener el mejoramiento del estado poblacional de las especies y la conservación de los bienes y servicios ambientales a la par del desarrollo de alternativas productivas en las regiones de alta marginación de

nuestro país, a través de la implementación de los Programas de Acción para la Conservación de Especies (PACE) (SEMARNAT/CONANP, 2009a).

Los PACE dictan las estrategias y actividades de corto, mediano y largo plazo que son necesarias para (SEMARNAT/CONANP, 2009a):

- La Protección (actividades de inspección y vigilancia);
- La Restauración (actividades tendientes a mitigar y prevenir los riesgos y amenazas para la especie de interés);
- El Manejo de las especies (actividades orientadas al mejoramiento del hábitat acompañadas de esquemas de reconversión y diversificación productiva); y,
- Elevar la calidad de vida de los grupos sociales involucrados.

#### 4.2.Los Instrumentos de Política Ambiental y la Vaquita Marina.

En consecuencia con los cambios de política ambiental nacional descritos anteriormente, los instrumentos de política ambiental utilizados para proteger y recuperar a la vaquita marina han cambiado a lo largo del tiempo (Cuadro 5).

Los primeros instrumentos fueron creados bajo la directriz del INE /SEDESOL y tendieron a ser de índole restrictiva o de carácter territorial, como la prohibición del uso de redes agalleras y el establecimiento de la Reserva de la Biósfera del Alto Golfo de California. El auge o reforzamiento de la funciones normativas de la estructura INE/SEMARNAP contribuyó a crear los primeros instrumentos legales específicos para su protección como fue la inclusión del cetáceo en la NOM-059-ECOL-1994 y la NOM-012-PESC-1993.

**Cuadro 5.** Cronología de los instrumentos de política ambiental utilizados para la protección de la Vaquita marina

Año		Instrumento de Política Ambiental
INE/SEDESOL	1992	Acuerdo por el que se prohíbe el uso de redes agalleras de luz de malla superior a 10 pulgadas (totoaberas), construidas con hilo nylon monofilamento calibre 36 a 40 denominadas totoaberas, durante todo el año en el Golfo de California en el área que se indica.
	1992	Creación del Comité Técnico para la Preservación de la Vaquita y la Totoaba (CTPVT). Elabora la propuesta para establecer la Reserva de la Biósfera y genera importante información sobre la vaquita y el ecosistema del Alto Golfo.
	1993	Establecimiento de la Reserva de la Biósfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado.
INE/SEMARNAP	1994	Publicación de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994 que clasifica a la vaquita como especie en peligro de extinción.
	1994	Publicación de la NOM-012-PESC-1993 por la que se establecen medidas para la protección de las especies de Totoaba y vaquita en aguas de jurisdicción federal del Golfo de California.
	1996	Se presenta el primer Programa de Manejo de la Reserva.
	1997	Creación del Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (CIRVA).
	1997	Establecimiento del largo máximo del chinchorro de línea para el aprovechamiento de camarón en el Golfo de California, mediante la modificación de la NOM-002-PESC-1993.
CONANP/SEMARNAT	2001	Creación del Subcomité Técnico Consultivo para la Recuperación y Protección de la Vaquita ( <i>Phocoena sinus</i> ).
	2001	Elaboración de la Estrategia de conservación de la vaquita y su hábitat e inicio de operativos de inspección y vigilancia coordinados por PROFEPA.
	2002	Publicación de la Norma Emergente 139, la cual prohibió la operación de barcos camaroneros y el uso de redes de enmalle y agalleras mayores de 6 pulgadas en la Reserva de la Biósfera de Alto Golfo.
	2005	Establecimiento del Área de Refugio para la protección de la vaquita.
	2005	Publicación del Programa de Protección para la Vaquita.
	2007	Publicación del PRODERS Especial Vaquita.
	2008	Publicación del Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita ( <i>Phocoena sinus</i> ).
	2008	Publicación de los "Lineamientos para el otorgamiento de apoyos del Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita ( <i>Phocoena sinus</i> )", Programa de acciones de conservación.
2008	Creación del Órgano de Evaluación y Seguimiento del Programa de Protección a la Vaquita, (OES).	

Fuente: Elaboración propia, modificado de SEMARNAT/CONANP, 2008

En la última década el binomio institucional CONANP/SEMARNAT ha retomado el uso de instrumentos de carácter territorial, como el establecimiento del Área de Refugio para la Protección de la Vaquita en 2005. Asimismo, las acciones de política incursionaron en el nuevo plano de los instrumentos económicos que pretenden incentivar la conservación de la especie e intentan contrarrestar los impactos socioeconómicos que pueda tener dicha política conservacionista en el desarrollo de las comunidades, como es el caso del Proders Especial Vaquita y el Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita (*Phocoena sinus*).

#### 4.2.1. La Transición del PRODERS Especial Vaquita al Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita (*Phocoena sinus*)

Bajo la nueva perspectiva de los instrumentos económicos como incentivos para la conservación, el 31 de agosto de 2007 la SEMARNAT/CONANP convocaría a todos los pescadores y las organizaciones pesqueras ribereñas de la Reserva del Alto Golfo de California a obtener los apoyos del Programa de Desarrollo Regional Sustentable (PRODERS) Especial, enfocado a la reconversión productiva y/o tecnológica de la pesca comercial con redes agalleras con el objetivo de proteger la población de la vaquita marina (Anexo B).

El citado “PRODERS Especial” otorgaba apoyos económicos a todos los titulares de un permiso de pesca que voluntariamente se comprometieran a no realizar actividades de pesca con redes agalleras o de enmalle y estuvieran dispuestos a invertir dichos apoyos en proyectos productivos o de reconversión tecnológica especificados en el Anexo II de las reglas de operación del PRODERS<sup>2</sup> 2007.

El compromiso de no pesca tomaba formalidad entre la CONANP y el solicitante beneficiado al momento de que este último presentaba ante la dirección de la reserva un escrito de “solicitud de extinción” de su permiso de pesca vigente ante la CONAPESCA, y acto seguido la CONANP procedía a la entrega del apoyo económico. De esta manera, mediante este sencillo procedimiento la CONANP instrumentaba en el 2007 el primer Buyback conservacionista en México y toda América Latina, a través del coloquialmente denominado PRODERS Especial Vaquita en la Región del Alto Golfo de California.

---

<sup>2</sup> El PRODERS fue un instrumento que en sus inicios intentaba generar y consolidar estrategias de desarrollo comunitario a nivel regional, mediante el fomento de procesos de planeación participativa, la generación de capacidades auto-gestivas y la integración de capacidades técnicas con la implementación de proyectos productivos. Finalmente este programa derivó en un esquema de subsidios gubernamentales para la ejecución de estudios técnicos, proyectos productivos y cursos de capacitación orientados a la conservación y diseñados originalmente para implementarse en Áreas Naturales Protegidas Terrestres. Posteriormente el programa fue adaptado a nuevos ambientes y a las necesidades específicas de las regiones donde se aplicaba, para finalmente ser derogado en diciembre de 2007 y dar paso al Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible (PROCOCDES).

Estructuralmente, el PRODERS Especial Vaquita nace como un repentino instrumento derivado del PRODERS, que incluía apresuradas modificaciones administrativas y adaptaciones legales que le permitían operar en el contexto de un área marina protegida y llevar a cabo una compensación por el retiro de esfuerzo pesquero. Sin embargo, el carácter endeble de estas modificaciones ocasionó que el programa presentara serias limitaciones y obtuviera diversas críticas por parte de los beneficiarios, las organizaciones no gubernamentales e incluso por parte de otras instancias de gobierno como la CONAPESCA y los gobiernos de los estados de Sonora y Baja California.

Dichas críticas principalmente se avocaron al señalamiento de que el programa presentaba serias limitaciones en cuanto al número y tipo de proyectos productivos que autorizaban sus reglas de operación, limitando las opciones de diversificación productiva y la libertad del beneficiario para decidir cómo invertir el capital obtenido como producto de la renuncia a sus medios de producción y por tanto su medio de vida.

Un segundo factor de crítica era que el programa no contaba con un mecanismo de vigilancia que asegurara que efectivamente los beneficiarios del programa no realizaban la pesca y que parte de los subsidios entregados no fueran reinvertidos en la actividad pesquera.

Otro factor que contribuyó al debilitamiento del naciente programa PRODERS Especial Vaquita fue la desarticulación sectorial entre SAGARPA/CONAPESCA y SEMARNAT/CONANP. Esto se reflejaba en el sentido de que al inicio de la estrategia de retiro de embarcaciones no existía un universo de esfuerzo pesquero definido en la zona por parte de CONAPESCA y esta dependencia alentaba la expedición de nuevos permisos de pesca en la Zona de la Reserva alegando que dichos permisos habían sido tramitados y autorizados por los beneficiarios antes del inicio del retiro del esfuerzo pesquero por parte de SEMARNAT.

De igual manera, las atribuciones para realizar el retiro de esfuerzo pesquero por parte de SEMARNAT fueron cuestionadas por CONAPESCA, puesto que esta atribución es exclusiva de esta última instancia y en ese momento no existía un instrumento vinculante entre ambas instituciones que obligara legalmente a CONAPESCA a llevar a cabo la extinción de los permisos de pesca retirados por CONANP.

Finalmente en diciembre del 2007, tras una serie de rápidos acuerdos de orden intersecretarial (SAGARPA/CONAPESCA –SEMARNAT/CONAP) que permiten la extinción de 58 permisos de pesca, concluye la implementación del PRODERS ESPECIAL Vaquita y el primer Buyback en México.

Afortunadamente, la agitada y no bien valorada<sup>3</sup> experiencia del Proders Especial Vaquita no sería el primero ni último instrumento de política ambiental utilizado para el retiro de esfuerzo pesquero (Buyback) con el objetivo de conservar a los últimos especímenes de esta marsopa. El PRODERS Especial Vaquita se constituiría en la base de creación de un nuevo instrumento denominado el Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita (*Phocoena sinus*).

---

<sup>3</sup> El sentido de la expresión “No bien Valorada” hace referencia a la falta de información y comprensión por parte de los críticos del programa, acerca de los alcances y la justa dimensión de las situaciones de riesgo político-económico a las que el Proders Especial Vaquita pretendía responder de manera urgente como instrumento de política ambiental. Si bien la críticas a las fallas estructurales del programa son bien justificadas, la existencia de dichas fallas y la improvisación del programa se debió a que en ese momento coyuntural existía un desfase entre el tiempo de planeación y aprobación de un nuevo instrumento de política ambiental dentro del sistema político-administrativo del país y el tiempo con el que contaba el gobierno mexicano para poder presentar acciones inmediatas para la recuperación de la vaquita y evitar el embargo comercial del camarón mexicano a nivel internacional. De igual manera debe tomarse en cuenta que aun con fallas, el programa además de contribuir a disminuir los riesgos potenciales para la población de la vaquita también llevaba a cabo la reducción de esfuerzo pesquero dentro de una pesquería explotada al máximo en la región, e intentaba diversificar las actividades productivas de comunidades que económicamente dependen total y exclusivamente de la pesca.

#### 4.2.2. El Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita (Phocoena sinus): PACE Vaquita.

En febrero de 2008, El PACE Vaquita se establece como el nuevo instrumento rector de política ambiental que delimita y articula las acciones de protección, restauración y manejo de la vaquita marina. El PACE Vaquita prioriza la necesidad de eliminar la captura incidental de la vaquita marina mediante la eliminación o sustitución las redes agalleras y de enmalle en el Área de Refugio de la Vaquita, tratando de armonizar las actividades pesqueras con las disposiciones ambientales establecidas en la Reserva del Alto Golfo de California y Delta del Rio Colorado (SEMARNAT/ CONANP, 2008a).

El PACE Vaquita plantea tres líneas estratégicas principales para lograr sus fines y propone (SEMARNAT/ CONANP, 2008a):

- a) La investigación y desarrollo de nuevos métodos y artes de pesca.
- b) La ejecución de un programa permanente de inspección y vigilancia
- c) La instrumentación de un esquema de reconversión productiva y tecnológica

En mayo de 2008, la tercer línea estratégica del PACE Vaquita se materializa mediante la publicación de los “Lineamientos para el otorgamiento de apoyos del programa de acciones para la conservación de la especie: Vaquita *Phocoena sinus*”, cuyo diseño retoma la esencia del Buyback implementado por el Proders Especial Vaquita, en conjunto con otros mecanismos que pretenden superar las deficiencias del citado programa. El objetivo general de este nuevo programa es:

*“Promover la protección y conservación de la vaquita (Phocoena sinus) y su hábitat”.*

Asimismo, como Objetivos Específicos plantea:



- a) Promover la reconversión tecnológica de la pesca en el Alto Golfo de California mediante la implementación y sustitución de artes y métodos de pesca que eviten la captura incidental de la vaquita.
- b) Promover la reconversión productiva de la pesca comercial en el Alto Golfo, mediante el desarrollo de proyectos productivos alternativos sustentables que contribuyan a la generación de fuentes de ingresos a los pescadores ribereños de la región.
- c) Promover el pago por la ejecución de actividades de conservación de la biodiversidad para la recuperación de la población de vaquita, contribuyendo al desarrollo y bienestar de las comunidades costeras del Alto Golfo.

#### 4.2.3. El Diseño del Programa de Apoyos del PACE Vaquita.

De conformidad con sus tres objetivos específicos, el programa de apoyos está estructurado por tres componentes principales que a continuación se describen:

- a) *Reconversión Productiva*: Se incentiva económicamente a todo titular que renuncie voluntariamente a las prerrogativas que le otorga su permiso de pesca vigente en conjunto con los equipos y artes de pesca que ampara dicho permiso con el fin de que dicha unidad de esfuerzo pesquero sea retirada de la pesquería de manera definitiva.

Es importante mencionar que a pesar de que los incentivos de este componente son en efectivo, el beneficiario debe invertirlo de manera obligatoria en la implementación de uno o varios proyectos productivos alternativos a la pesca. Los proyectos pueden comprender el procesamiento y comercialización de productos pesqueros, pesca deportivo-recreativa, turismo, ecoturismo, turismo de aventura, acuicultura (en tierra y mar), todo tipo de giros de servicios y comercio, pequeña y

mediana industria sin excluir cualquier otro tipo de actividad productiva que proponga el beneficiario de este componente del programa.

- b) *Reconversión Tecnológica*: se incentiva de manera económica a todo titular que permita la legal sustitución de su permiso de pesca autorizado para pesca con chinchorro o red agallera por otro permiso de pesca que autorice el uso de cualquier otro arte de pesca diferente autorizado por la CONAPESCA (línea, trampa, cimbra, entre otras). En esta modalidad las embarcaciones o permisos no son retiradas de la pesquería, los incentivos siguen siendo en efectivo y deben ser invertidas en la adquisición, construcción o renta de las nuevas artes de pesca autorizadas así como la mejora o modernización de la embarcación y los insumos para su operación.
  
- c) *Actividades de Conservación de la Biodiversidad*: Se estimula económicamente a todo titular que se obligue voluntariamente y por escrito a suspender sus actividades de pesca dentro de la extensión territorial del Área de Refugio para la conservación de la vaquita marina.

La cobertura, población objetivo y requisitos de elegibilidad y montos de los incentivos del programa de apoyos se muestran en el Cuadro 6. Los apoyos son entregados a los solicitantes que resulten elegidos bajo el proceso de selección y dictaminación técnica señalado en las reglas de operación del programa.

Cuadro 6. Sinopsis de los lineamientos del Programa de Apoyos del PACE Vaquita

Programa de apoyos del PACE VAQUITA		
Cobertura (Localidades o Municipio)	San Felipe Baja California. Golfo de Santa Clara, Sonora. Puerto Peñasco, Sonora.	
Población objetivo	Personas Físicas y Morales de nacionalidad mexicana que realicen actividades de pesca comercial.	
Sujetos elegibles	Titulares de permisos de pesca vigentes cuya arte de pesca autorizada sean las redes agalleras y de enmalle.	
Requisitos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Presentar su solicitud de apoyo para los conceptos de apoyo establecidos por el programa</li> <li>• Presentar documentación que acredite la actividad pesquera autorizada y la propiedad de la embarcación.</li> <li>• Solicitudes de reconversión productiva: renunciar por escrito a las prerrogativas contenidas en el (los) permiso(s) de pesca comercial vigente y entregar voluntariamente a la CONANP los equipos de pesca previstos en el(los) permiso(s) referido(s).</li> <li>• Solicitudes de reconversión tecnológica: Solicitar por escrito la sustitución de las redes agalleras o de enmalle contenidas en el (los) permiso(s) de pesca vigente, por artes de pesca que eviten la captura incidental de vaquita y entregar voluntariamente a la CONANP las redes agalleras y de enmalle previstas en el (los) permiso(s) referido(s).</li> <li>• Actividades de conservación de la biodiversidad: manifestar por escrito que no realizará por ningún motivo actividades de pesca dentro del Área de Refugio.</li> </ul>	
Montos de los Apoyos (Máximos )	Reconversión productiva de una panga, su motor y redes asociadas a 3 o más permisos de pesca.	\$600,000
	Reconversión productiva de una panga, con motor y Redes asociadas a 2 permisos de pesca.	\$500,000
	Reconversión productiva de una panga, con motor y Redes asociadas a 1 permiso de pesca.	\$400,000
	Reconversión tecnológica	\$300,000
	Actividades de conservación de la biodiversidad	\$45,000

Fuente: Elaboración propia

### 4.3. El Modelo Pace Vaquita

#### 4.3.1. EL Modelo conceptual del PACE Vaquita

La premisa de conservar a la vaquita marina mediante la eliminación o sustitución de redes agalleras y de enmalle que postula el PACE Vaquita, asume el hecho de que el status de conservación de la vaquita marina se encuentra en función de la permanencia del esfuerzo pesquero que utiliza dicha redes. Asumiendo que dicha función se cumple, podemos notar que en semejanza a la premisa planteada por el modelo bioeconómico conceptual en su premisa: “Reducir el esfuerzo pesquero, previene la sobrepesca y genera rentas positivas”, el PACE Vaquita postula que la “Reducción del esfuerzo pesquero reduce la mortalidad de la vaquita y asegura la conservación de la especie.”

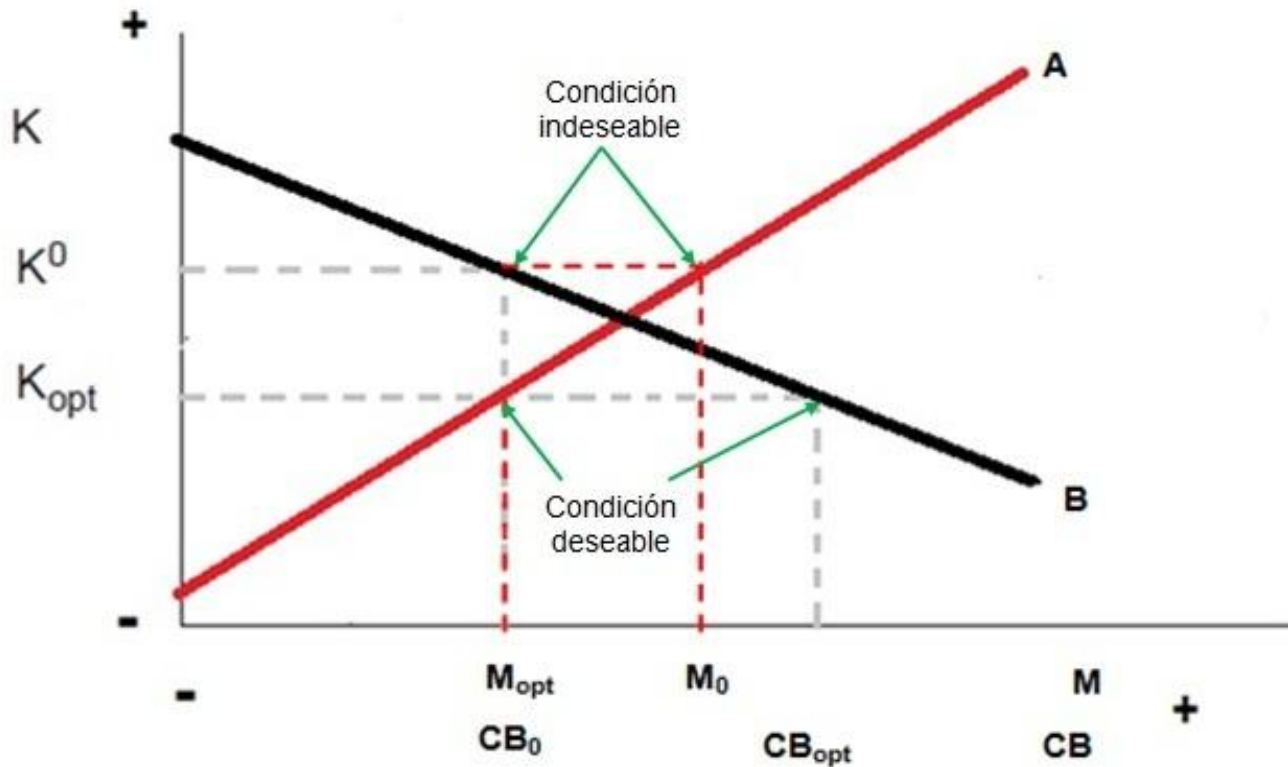
El modelo Pace Vaquita (Figura 21) asume que el estatus de conservación de la vaquita marina (CB) es el reflejo de una condición de manejo donde la mortalidad de la vaquita marina (M) es una función lineal del esfuerzo pesquero (K).

Un alto nivel de esfuerzo pesquero ( $K_0$ ) ocasiona una alta mortalidad de Vaquitas ( $M_0$ ) y, por ende, un status de conservación negativo ( $CB_0$ ), lo que en términos conservacionistas es una condición indeseable. De tal manera que se hace necesario reducir el esfuerzo pesquero a un nivel ( $K_{opt} < K_0$ ) que permita establecer una condición de mortandad ( $M_{opt} < M_0$ ), que asegure la supervivencia de los individuos y que por lo tanto repercuta en un incremento positivo en el status de conservación ( $CB_{opt} > CB_0$ ) de la especie, estableciéndose una condición ideal de manejo ( $K_{opt}, CB_{opt}$ ).

En los términos del análisis anterior, la pregunta básica de ¿cómo reducir el esfuerzo pesquero?, planteada por los manejadores de pesquerías resulta aplicable e igualmente relevante para la conservación de la vaquita marina. Por lo tanto, si la pregunta es válida, igualmente lo es la respuesta y bajo esta óptica la

implementación de un Buyback para la reducción de dicho esfuerzo resulta completamente coherente para la conservación de la especie.

Figura 21. Representación esquemática del Modelo Conceptual del PACE Vaquita como solución al problema de conservación de la Vaquita Marina.



Fuente: Elaboración propia

En este orden de ideas, podemos decir que conceptualmente el PACE Vaquita considera que el problema de la conservación de esta especie es equivalente al problema de la sobrecapitalización de las pesquerías<sup>4</sup> y plantea la remoción del esfuerzo pesquero excedente ( $K_0 - K_{opt}$ ) como la solución a dicho problema. Esto nos permite aseverar que el modelo conceptual de los Buyback permanece intacto en el modelo PACE Vaquita.

<sup>4</sup> Ver sección 3.1, Modelo Conceptual de los Buybacks (Figura.11). Aunque podría parecer una coincidencia es conveniente señalar que el PACE VAQUITA solo sustituye la variable de biomasa por la variable de conservación en la función básica de los Buyback para generar y explicar su modelo conceptual en términos conservacionistas.

#### 4.3.2. El Modelo Procesal del Pace Vaquita.

##### 4.3.2.1. Los Objetivos

En este estudio, el PACE Vaquita ha sido catalogado como un Buyback de racionalidad ambiental, cuyo propósito particular de implementación se ubica dentro del Objetivo General de protección de servicios ambientales y conservación de la biodiversidad<sup>5</sup> propuesto por Groves y Squires (2007). Sin embargo, al igual que algunas de las experiencias internacionales analizadas durante este trabajo, el PACE vaquita pareciera ir poco más allá de la naturaleza racional de su objetivo general, planteando explícitamente tres objetivos de distinta naturaleza.

El primero, de naturaleza ambiental, al proponer la reconversión tecnológica de la pesca mediante la sustitución de artes y métodos de pesca que eviten, la captura incidental de la vaquita a fin de asegurar la sobrevivencia de la especie y el mantenimiento de su población en estado saludable.

El segundo, de naturaleza económica, al proponer la reconversión productiva mediante el desarrollo de proyectos productivos alternativos a la pesca que contribuyan a la generación de fuentes de ingresos a los pescadores.

Y un tercero, de naturaleza social, al promover el pago por actividades de conservación de la biodiversidad que contribuyan al desarrollo y bienestar de las comunidades costeras del Alto Golfo.

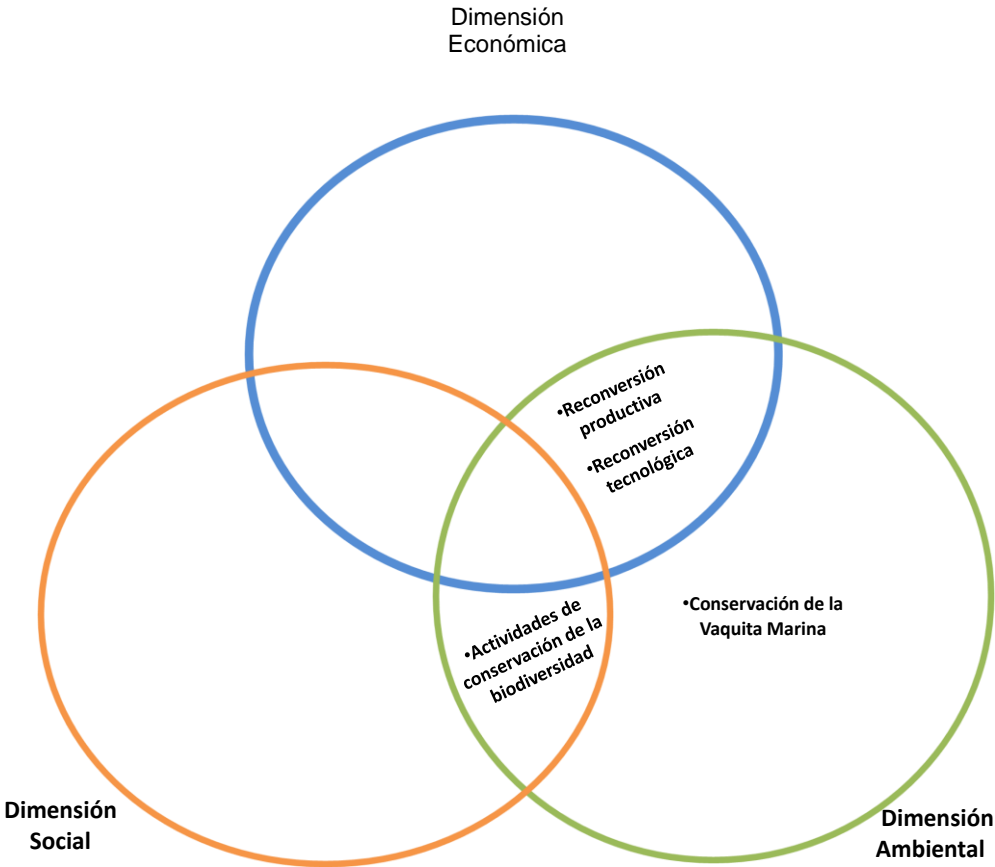
Un análisis de estos objetivos específicos dentro de las dimensiones de la sustentabilidad (figura 22) nos indica que dichos objetivos pueden ser aun más complejos y de naturaleza dual si se considera que de manera potencial la reconversión tecnológica de la flota, aparte de permitir la recuperación de la Vaquita, puede permitir la recuperación de los stocks pesqueros sobreexplotados

---

<sup>5</sup> Ver Capítulo 3, Sección 3.2, el Modelo Procesal de los Buybacks.

y el incremento de las capturas e ingresos de las embarcaciones. De igual manera, el desplazamiento de los pescadores a otros sectores productivos reduce el esfuerzo pesquero aplicados sobre las pesquerías y contribuye a mejorar la eficiencia económica de las mismas. Por lo tanto, desde este punto de vista los objetivos de reconversión productiva y tecnológica adquirirían una racionalidad económico-ambiental.

Figura 22. Categorización de los Objetivos (General y Particulares) del PACE Vaquita de acuerdo a las dimensiones de la sustentabilidad.



Fuente: Elaboración propia

Respecto al tercer objetivo específico del PACE Vaquita, podemos decir que si bien el sentido del concepto “bienestar” es un tanto difuso, los diseñadores del programa<sup>6</sup> han declarado que dicha expresión denota la intención de contribuir a la procuración de los servicios y medios fundamentales para lograr una vida digna, por lo que se asume que este objetivo tiene una naturaleza socio- ambiental.

Bajo la perspectiva de los argumentos discutidos anteriormente es apropiado decir que la naturaleza racional del PACE Vaquita efectivamente va más allá de una racionalidad ambiental y debe ser revalorado como un Buyback de racionalidad múltiple o multidimensional, semejante al caso del Buyback Australiano (TACMEA).

No obstante, si se toma en cuenta que conceptualmente el modelo de los Buybacks toma como principio fundamental el retiro de esfuerzo pesquero, y que el esfuerzo pesquero puede expresarse en términos de embarcaciones, número de redes, GRT, etc, Puede argumentarse que los objetivos específicos del PACE vaquita, más que objetivos per se, pueden ser considerados como las formas o estrategias de llevar a cabo la reducción del esfuerzo pesquero para lograr el objetivo general de conservar a la vaquita marina puesto que de manera práctica:

- La reconversión productiva disminuye el esfuerzo pesquero que opera en la zona de distribución de la especie mediante la remoción física de embarcaciones y artes de pesca.
- La reconversión tecnológica reduce el esfuerzo pesquero expresado en términos del número de redes, a pesar de que no reduce el número de embarcaciones o permisos existentes, mediante la sustitución de las artes de pesca que en términos de conservación de la vaquita marina son las que mayormente contribuyen a la mortandad de la especie.

---

<sup>6</sup> Comunicación personal con miembros del Grupo Interno SEMARNAT /PACE VAQUITA (M en C. Luis Fuelleo McDonald, José R. Campoy Favela y Carlos Muñoz Piña).



- El pago por las actividades de conservación de la biodiversidad realiza una compensación a los pescadores por no pescar, lo que de acuerdo con Clark (2005), en términos de capital humano dentro de las pesquerías ribereñas de los países en desarrollo puede considerarse equivalente al efecto que tienen los Buybacks sobre el capital en forma de flota.

A la luz de estos razonamientos, la reducción de embarcaciones, la sustitución de redes y el pago de compensaciones parecen ser las formas equivalentes a la reducción parcial o total de las embarcaciones, los permisos o las artes de pesca que afectan determinadas áreas, que sostiene el principio general de protección de servicios ambientales y conservación de la biodiversidad argumentado por Groves y Squires (2007). Por ello es pertinente sugerir que la racionalidad ambiental del PACE Vaquita permanece inalterada.

#### 4.3.2.2. El Financiamiento y el Capital Retirado

En este aspecto es importante señalar que el antecedente inmediato del PACE Vaquita (Proders Especial) y primer Buyback conservacionista utilizado en México implementó un sistema de precio fijo para determinar los montos de la recompra y recurrió a fondos gubernamentales para el retiro de permisos. El programa ofrecía un precio de 550,000 pesos por cada permiso retirado y permitía que las embarcaciones se mantuvieran en posesión de cada uno de los beneficiarios de la recompra con el fin de que estos últimos pudieran obtener un beneficio económico adicional mediante la venta de los equipos o la utilización de éstos en actividades de pesca deportiva o ecoturismo. Sin embargo, la actividad de pesca ilegal realizada por algunas de las embarcaciones retiradas durante este proceso dio pie a que esta estrategia fuera abandonada con la extinción del programa en cuestión en diciembre de 2007.

A raíz de las lecciones aprendidas durante el Proders Especial Vaquita, y en congruencia con las tendencias que han presentado los Buybacks en la última

década (2000-2009), el PACE Vaquita ha recurrido al financiamiento gubernamental para el retiro de capital mixto (permiso + embarcación) de las pesquerías de escama y camarón del Alto Golfo mediante una estrategia de tipo “pay as you go”. Esto ha permitido al gobierno ir fijando los montos de las compensaciones anualmente, de manera tal que se pueda captar la mayoría de la oferta de permisos disponibles al menor precio posible durante cada periodo de transacción. Este mecanismo sitúa a los pescadores en una posición de tomadores de precio, en la cual ellos deciden aceptar o no el monto de la compensación ofrecida por el programa, a diferencia de la posición que normalmente adquieren en los sistemas de subasta inversa o subasta a ciegas que se han utilizado en la mayoría de las experiencias a nivel mundial.

#### 4.3.3. La Tipología del Pace Vaquita

La disyuntiva racional-dimensional que representa la complejidad discursiva de los objetivos particulares del PACE Vaquita que ha sido abordada a lo largo de este apartado, impide definir de manera precisa el tipo de Buyback que éste representa, planteando diversas posibilidades al respecto.

Sin embargo, siendo congruentes con los criterios de la tipificación realizada por esta investigación y en base a sus variables procesales (objetivos, financiamiento y tipo de capital retirado), el PACE Vaquita puede ser clasificado cómo un Buyback de racionalidad ambiental (Tipo K) o un Buyback de racionalidad compleja (tipo L), dependiendo del enfoque discursivo que se elija.

A la luz de todos los argumentos presentados en pro de la multidimensionalidad o unidimensionalidad racional del PACE Vaquita, finalmente podemos decir que empíricamente el PACE Vaquita constituye la manifestación ambiental de un Buyback de racionalidad multidimensional o la exteriorización multidimensional de un Buyback de racionalidad ambiental.

#### 4.3.4. Elementos Característicos del Pace Vaquita.

Desde un análisis estructural comparativo con el resto de las experiencias internacionales analizadas durante esta investigación, el objetivo general de conservación de la vaquita marina constituye uno de los elementos diferenciadores del Programa mexicano PACE Vaquita. El PACE plantea la conservación de una especie sin valor comercial, a diferencia del resto de las experiencias que incluyen un elemento conservacionista y que proponen la conservación de los stocks pesqueros de las especies de importancia comercial, como es el caso de los Peces de Fondo del Noreste de Estados Unidos y las Pesquerías Costeras de Taiwán.

En este sentido, es interesante reflexionar que bajo las condiciones de embargo comercial que pesaban sobre la pesquería de camarón de la Región del Alto Golfo y que originaron la implementación del PACE vaquita, el objetivo de conservación de la vaquita sería equivalente a los objetivos de conservación de los stocks pesqueros, puesto que ambos objetivos de manera muy amplia pretenden evitar el colapso comercial de la pesquerías, ya sea evitando el agotamiento del producto comercializado o evitando el embargo comercial del mismo.

Un segundo y más importante elemento diferenciador del PACE Vaquita son sus objetivos particulares, si se asume que estos últimos constituyen las estrategias de retiro del esfuerzo pesquero. Todas las experiencia internacionales analizadas recurren a la remoción física del esfuerzo pesquero y ninguna ha utilizado “formas virtuales”<sup>7</sup> de reducción del esfuerzo pesquero como las que utiliza el PACE Vaquita, mediante la reconversión tecnológica y el pago por actividades de conservación de la biodiversidad.

---

<sup>7</sup> El término “forma virtual” alude al hecho de que la reconversión tecnológica, como fue expuesto con anterioridad logra reducir el esfuerzo pesquero sin que físicamente se produzca la remoción de embarcaciones, permisos o artes de pesca, como es el caso del pago de actividades de conservación de la biodiversidad.

Un tercer y último elemento diferencial del PACE Vaquita con respecto a las experiencias internacionales lo constituye la utilización de la estrategia de reconversión productiva como una forma de prevenir dos de las tres principales fallas estructurales de los Buybacks y evitar los efectos perversos que éstas provocan.

Bajo esta perspectiva, el hecho de que la estrategia de reconversión productiva apremie las inversiones de las compensaciones de retiro en la generación de proyectos alternativos a la pesca, evita que dichos fondos (capital) sean reinvertidos en las pesquerías a través de la adquisición de nuevas embarcaciones o la mejora de la capacidad de pesca de las embarcaciones ya existentes. Esta estrategia contribuye parcialmente evitar el efecto “Capital Stuffing”, puesto que el capital invertido en las pesquerías del Alto Golfo proviene de diversas fuentes que no pueden ser controladas por el PACE vaquita, puesto que se encuentran fuera de su ámbito de influencia sectorial. Sin embargo, en términos estrictos de conservación de la vaquita marina, la “reintroducción de capital” en la pesquería no representa un problema si esta reintroducción se lleva a cabo en artes de pesca que tecnológicamente eviten la captura incidental del cetáceo. No obstante, los posibles beneficios económicos y biológicos que logren las pesquerías del Alto Golfo, gracias a la reducción del esfuerzo pesquero realizado por el PACE Vaquita, pueden verse contrarrestadas de manera inmediata por dicha reintroducción de capital.

En otro sentido la estrategia de reconversión productiva también puede evitar el “Efecto Capitán”, debido a que el regreso de los pescadores altamente calificados a la pesquería puede ser evitado a través del empleo de estos individuos en las nuevas actividades económicas desarrolladas dentro de las comunidades del Alto Golfo, a raíz del retiro del esfuerzo pesquero propiciado por el PACE Vaquita.

## **5. El Contexto Regional del los Buybacks en México**

### **5.1. La Región del Alto Golfo de California**

El Golfo de California representa la zona pesquera más productiva de México (WWF, 2005). La Reserva del Alto Golfo se ubica al noroeste de la República Mexicana y es compartida por los estados de Baja California y Sonora. Se encuentra a menos de 60 km de la frontera con los Estados Unidos de América y posee una superficie total de 934,756-25-00 ha, de las cuales aproximadamente 82.5% constituyen la zona de amortiguamiento (769,976-50-00 ha), y el restante 17.5% corresponde a la zona núcleo denominada Delta del Río Colorado (164,779-75-00 ha).

Históricamente, las comunidades de San Felipe, Baja California, Así como Puerto Peñasco y el Golfo de Santa Clara en Sonora, han sido los principales asentamientos humanos en la Región del Alto Golfo. Estas comunidades surgieron alrededor de la década de 1930 cuando la pesca de Totoaba se convirtió en la actividad económica predominante tras la reducción del comercio a través del Río Colorado (SEMARNAT- CONANP, 2007).

Actualmente sus comunidades han pasado de ser campamentos pesqueros a pequeños pueblos cuya población ha crecido de manera acelerada durante las últimas dos décadas. En el periodo de 1990-2005, el Golfo de Santa Clara (GSC) duplicó su población (111%), mientras que las poblaciones de Puerto Peñasco (PP) y San Felipe (SF) crecieron a tasas del 70% y 60%, respectivamente (Cuadro 7). Estas comunidades siguen dependiendo económicamente de la pesca, aunque de acuerdo a Greenberg (2005) y lo reportado por Rodríguez y Bracamonte (2008), la población económicamente activa se dedica cada vez más al turismo o al comercio. De hecho, es importante señalar que Puerto Peñasco, la comunidad de mayor tamaño de la Región del Alto Golfo, registró la tasa de crecimiento anual más alta en todo el estado de Sonora en el periodo 2000-2005, habiéndose convertido en uno

de los polos turísticos más dinámicos del país.

Cuadro 7. Población total y población económicamente activa de las comunidades del Alto Golfo de California.

Comunidad	1990					1995					2000					2005
	PT	PEA	%	PSP	%	PT	PEA	%	PSP	%	PT	PEA	%	PSP	%	PT
Golfo de Santa Clara	1506	434	29	319	74	1830	536	29	368	69	2777	829	30	400	48	3186
Puerto Peñasco	26625	7694	29	1676	22	27169	9342	34	1356	15	31157	11391	37	1128	10	44875
San Felipe, B.C	9263	3075	33	722	33	11,310	3732	33	567	15	13123	4325	33	634	15	14831
Sonora	1823606	577205	32	131026	23	2085536	874156	42	N/D		2216969	819969	37	130375	16	2394861

PT= Población total, PEA= Población Económicamente Activa, PSP= Población en el Sector

Fuente: Elaborado con Base en INEGI, XI, XII, Censo General de Población y Vivienda; INEGI, I, II Conteo de Población y Vivienda; complementado con datos de Rodríguez y Bracamonte (2008).

La actividad pesquera de las comunidades de la Reserva explota comercialmente cerca de 70 especies. Sin embargo, esta actividad está dirigida principalmente a las especies de camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), curvina golfina (*Cynoscion othonopterus*), chano (*Micropogonias megalops*), sierra (*Scomberomorus sierra*), y varias especies de elasmobranquios (como tiburón, rayas y guitarras) (SEMARNAT-CONANP, 2007).

El sector industrial de altamar o flota mayor que opera en la reserva participa en la pesquería de camarón azul utilizando redes de arrastre y se caracteriza por presentar importantes montos de inversión, el uso intensivo de tecnología y un alto grado de organización (Vázquez-León, 2006). Emplea embarcaciones que normalmente cuentan con motor de 110 a 680 hp (la potencia más común es 365 hp) y tienen de 14 a 30 metros de eslora; su tonelaje oscila entre 28 y 113 ton; poseen instrumentos y aparatos de apoyo a la navegación como brújula y compás magistral, geoposicionador global, radar, radiogoniómetro, radio teléfono VHF y de banda larga, ecosonda y sistema de refrigeración (SEMARNAT/CONANP, 2007).

El sector industrial del Alto Golfo se encuentra organizado y representado a nivel nacional por la Cámara Nacional de la Industria Pesquera (CANAIPE). En la región existe un total de 123 embarcaciones de altura, la mayoría concentradas en la comunidad de Puerto Peñasco.

Por otra parte, el sector ribereño participa en todas las pesquerías de la región utilizando varias técnicas de pesca: chinchorros de línea, redes agalleras, cimbras, línea, buceo semiautónomo y trampas; Asimismo se caracteriza por su baja inversión de capital, el empleo intensivo de mano de obra (Vázquez-León, 2006) y el uso de tecnología limitada en comparación con la flota mayor. Este sector utiliza embarcaciones sin cubierta o “pangas” de hasta 10.5 m de eslora, con capacidad máxima de 3 ton y un motor fuera de borda de 55 a 200 hp (el más frecuente es 75 hp) que por lo general es operada por dos tripulantes (Cisneros, 2001).

En el aspecto organizacional el sector ribereño se encuentra conglomerado en organizaciones pesqueras de distinta índole: sociedades cooperativas de producción pesquera (SCPP), sociedades de producción rural (SPR), unidades de producción pesquera (UPP), unidades comunales de producción pesquera (UCPP) permisionarios. Hasta el año del 2007 existían 64 organizaciones en el GSC, 35 en Puerto Peñasco y 18 en San Felipe (SEMARNAT/CONANP, 2007).

La operación de los dos tipos de flota dentro de la pesquería de camarón en la región genera una competencia depredadora sobre el recurso y un conflicto de intereses entre los pobladores de las distintas comunidades. La mayoría de los pescadores de Puerto Peñasco subsisten de los empleos directos en la operación de las embarcaciones de la flota mayor, a diferencia del Golfo de Santa Clara y San Felipe, cuyo ingreso depende de la operación de la flota menor o pangas.

Hasta la fecha, el esfuerzo pesquero que ejerce el sector ribereño sobre las pesquerías del Alto Golfo no ha sido cabalmente determinado. El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF por sus siglas en inglés) estimó un universo de 50 y 800

embarcaciones operando en Puerto Peñasco y el Golfo de Santa Clara durante el año 2004. Sin embargo, esta misma institución reporta que durante el año de 2006 el esfuerzo pesquero conjunto de las tres comunidades de la reserva era de 1000 pangas, sin mencionar las proporciones correspondientes a cada una de las localidades (WWF, 2008). Por otra parte CONANP-SEMARNAT (2007) reporta un universo de 1250 embarcaciones de las cuales entre 500 y 600 pangas operan en el Golfo de Santa Clara, de 400 a 450 en San Felipe y de 150 a 200 en Puerto Peñasco.

En ligera discrepancia con las anteriores instituciones, la CONAPESCA (agencia encargada del manejo y ordenamiento pesquero en México) reporta para 2008, reporta un total de 314 embarcaciones autorizadas para San Felipe, 382 para el Golfo de Santa Clara y de manera no definitiva poco más de 200 para Puerto Peñasco, Sin embargo, las organizaciones pesqueras de la región y ONG's coinciden en que existen alrededor de 850 a 900 embarcaciones operando dentro de la reserva.

## 5.2. Proders Especial y PACE VAQUITA: la Implementación de los Buybacks en el Alto Golfo de California.

### 5.2.1. Productos del Programa

#### 5.2.1.1. Monto y Distribución de las Inversiones.

El gobierno de México ha invertido 288, 354,000 pesos en las comunidades de la Reserva del Alto Golfo de California mediante la implementación del Proders Especial y el Pace Vaquita durante el periodo de 2007-2010.



En términos de la distribución por componentes, la inversión conjunta de dichos programas<sup>8</sup> ha canalizado poco más de 137 millones de pesos para la reconversión productiva, cerca de 73.5 millones para la reconversión tecnológica y casi 78 millones de pesos a la realización de actividades de conservación (Figura 23A).

Durante la implementación del Proders Especial Vaquita en el 2007 se invirtieron 35 millones de pesos. De esta suma, el 91% fue destinado a cubrir la demanda de las ofertas de retiro de permisos por reconversión productiva y el 9 % restante fue canalizado a la reconversión tecnológica de la flota.

Por su parte, el Pace Vaquita ha invertido poco más de 253 millones de pesos en el periodo 2008-2010. El 42 % ha sido canalizado a la reconversión productiva del sector pesquero, mientras que la reconversión tecnológica y las acciones de conservación de la biodiversidad han captado respectivamente el 28 y 30% del monto total de las inversiones (Figura. 23B).

#### 5.2.1.2. El Retiro del Esfuerzo Pesquero (Estrategia de Reconversión Productiva)

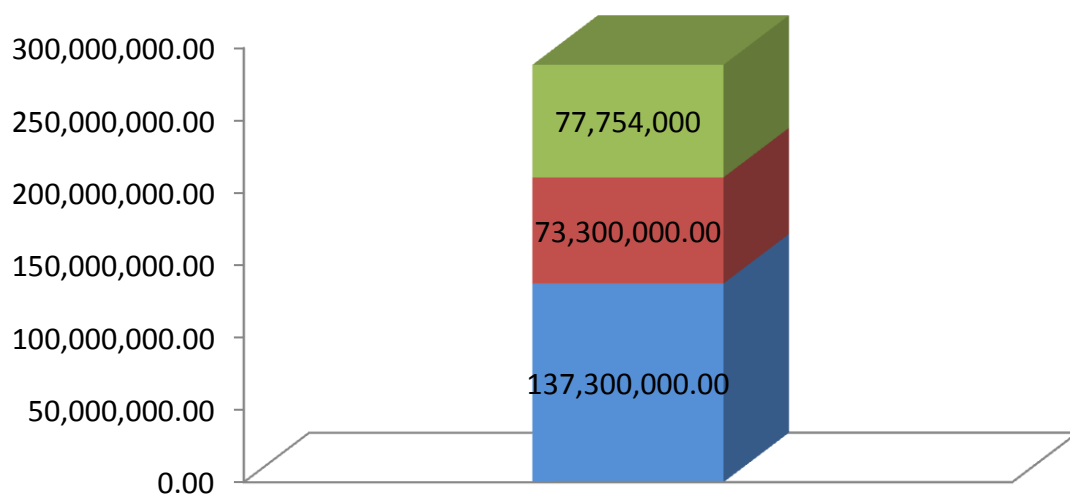
La reconversión productiva ha logrado retirar 247 embarcaciones y 298 permisos de pesca en las tres comunidades de la reserva, lo que en términos de las estimaciones del esfuerzo pesquero realizadas para la reserva, entre 850-900 embarcaciones, significa que se ha logrado retirar entre el 27 y el 29% de dicho esfuerzo<sup>9</sup>. La comunidad del Golfo de Santa Clara, Sonora, ha captado el 43% de la inversión realizada en la reconversión productiva, mientras que el 57% de la inversión restante ha sido dividida en partes casi iguales (31 y 26 %) entre las comunidades de San Felipe, B.C y Puerto Peñasco, Sonora (Figura. 24).

---

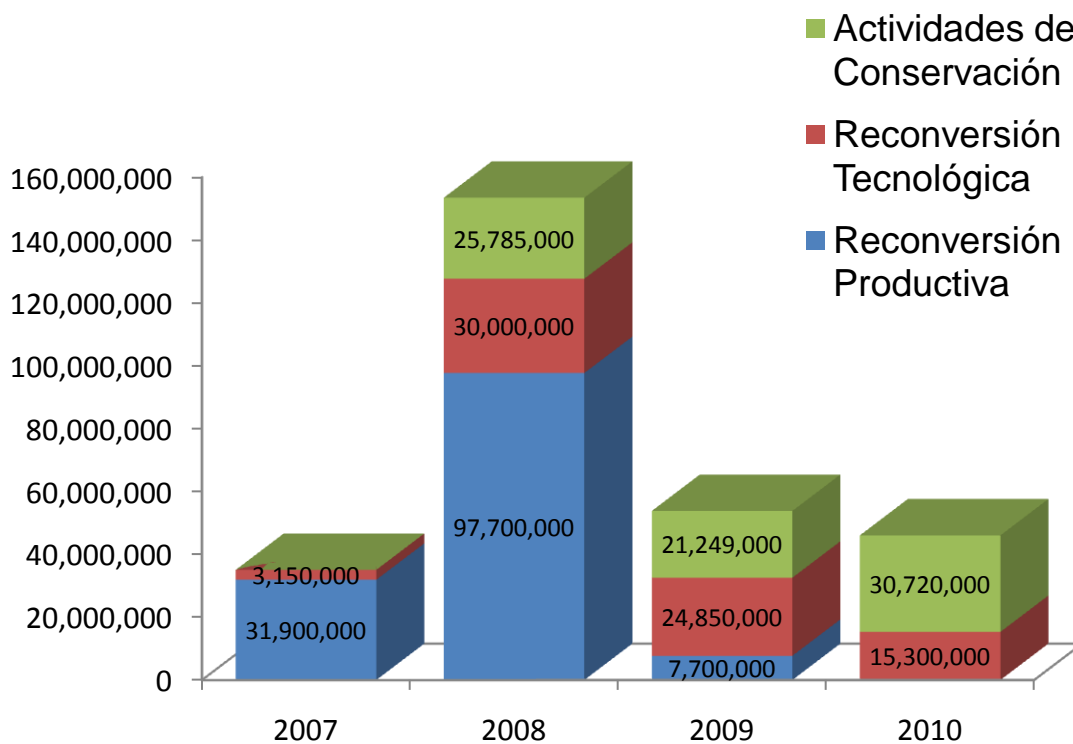
<sup>8</sup> En este apartado se hace referencia a la inversión conjunta de los dos programas implementados por el gobierno mexicano, debido a que ambos como un Buyback, independiente del nombre del programa y utilizan las mismas estrategias de reconversión productiva y tecnológica para el retiro de esfuerzo pesquero.

<sup>9</sup> La diferencia entre permisos de pesca y el número de embarcaciones se debe principalmente a dos razones:  
a) No existe una equivalencia entre el número de embarcaciones y permisos por lo que al momento del retiro hubo casos de embarcaciones con más de un permiso y permisos con más de una embarcación autorizada;  
b) El Proders Especial Vaquita solo realizó el retiro de permisos durante su implementación.

**Figura 23.** Inversión del Proders Especial y PACE Vaquita implementados en la Reserva del Alto Golfo de California durante el periodo 2007-2010.



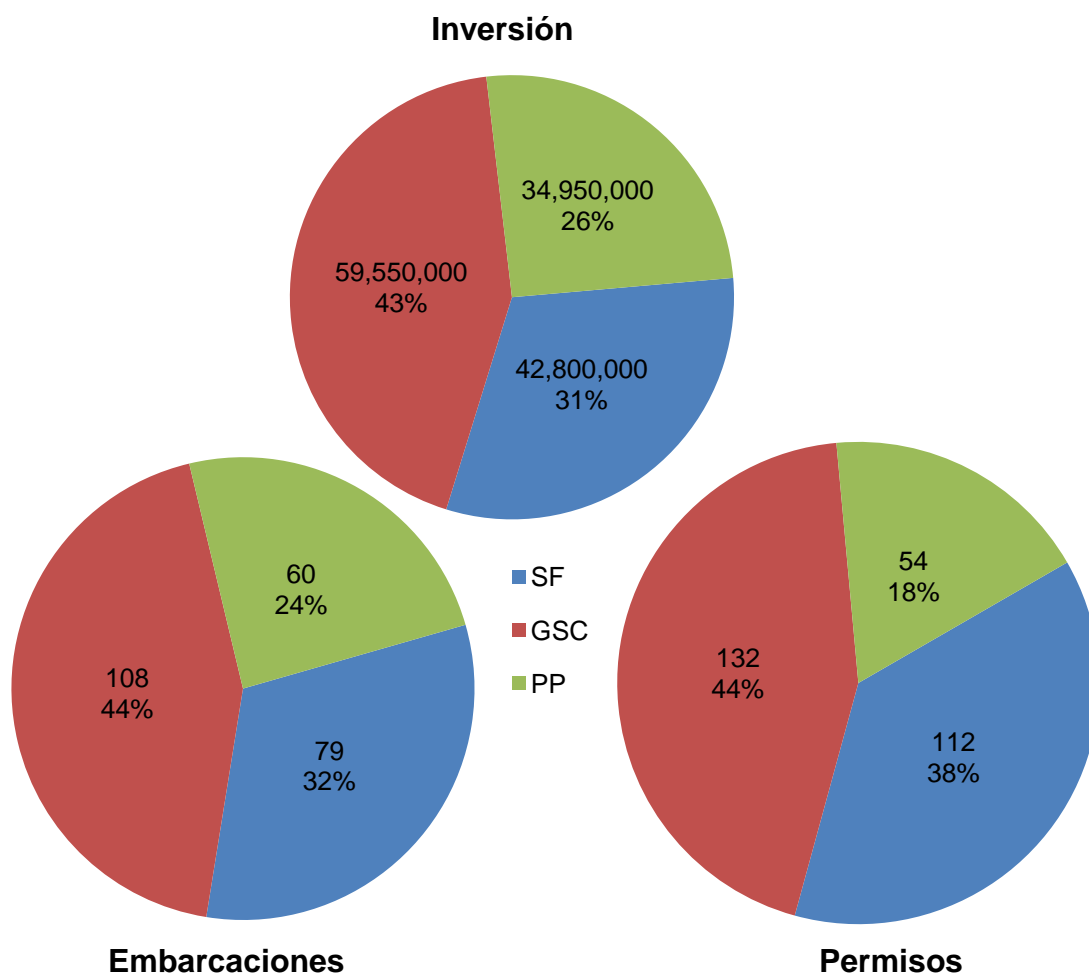
A) Inversión conjunta



B) Inversión anual

Fuente: Elaboración propia con base en datos de SEMARNAT/CONANP, Informe de Avances Físico Financiero 2007,2008, 2009 y 2010.

Figura 24. Distribución de la inversión de reconversión productiva y unidades de esfuerzo pesquero (embarcaciones y permisos) retiradas en cada comunidad de la Reserva del Alto Golfo de California.



Fuente: Elaboración propia con base en datos de CONANP/SEMANAT, Informe de Avances Físico Financiero 2007,2008, 2009 y 2010.

De las 247 unidades de esfuerzo pesquero retiradas dentro de la reserva, el 44% (108) corresponde al Golfo de Santa Clara, el 32% (79) a San Felipe y el 24% (60) restante a la comunidad de Puerto Peñasco. Sin embargo, el tamaño de la flota que opera en cada comunidad es desigual; por lo tanto, el número de embarcaciones retiradas dentro de cada comunidad representa diferentes niveles de reducción en proporción del esfuerzo pesquero local. En este sentido, el esfuerzo pesquero de Puerto Peñasco ha sido reducido en un 30%, seguido del Golfo de Santa Clara y San Felipe, con el 28 y 25 %, respectivamente (Cuadro 8).

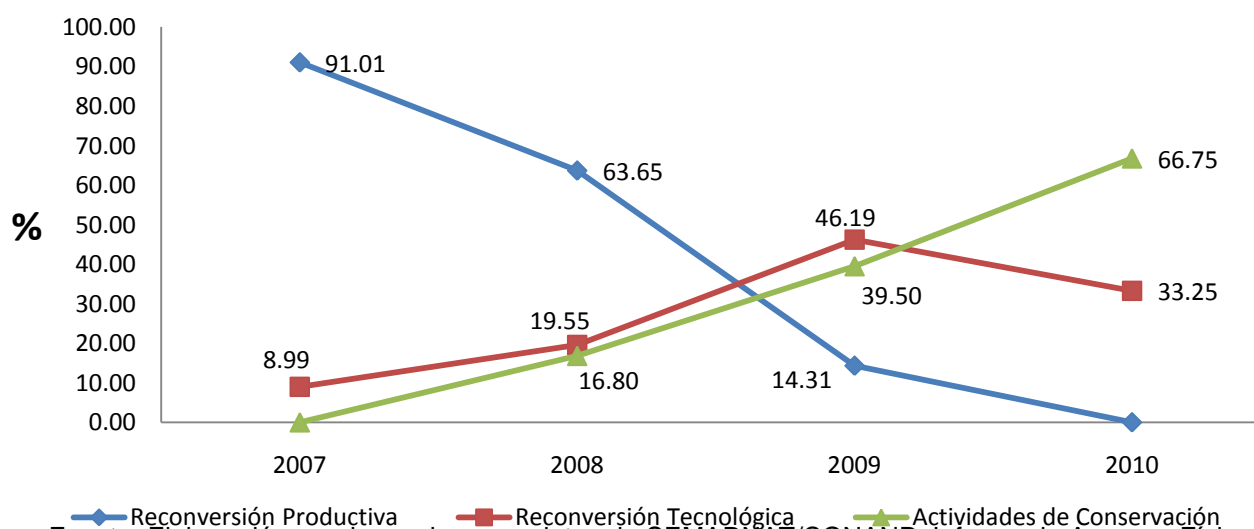
Cuadro 8. Unidades de esfuerzo pesquero (embarcaciones) retiradas dentro de cada comunidad en la Reserva del Alto Golfo de California.

Comunidad	Tamaño de la Flota (CONAPESCA,2008)	Unidades Retiradas	Unidades Remanentes	Esfuerzo Pesquero Retirado (%)
Puerto Peñasco	200	60	140	30
Golfo de Santa Clara	382	108	274	28
San Felipe	314	79	235	25

Fuente: Elaboración propia con base en datos de CONANP/SEMARNAT, Informe de Avances Físico Financiero 2007,2008, 2009 y 2010.

A pesar de que las inversiones realizadas en la estrategia de reconversión productiva han sido las de mayor envergadura, su importancia relativa (%) con respecto al total de las inversiones fue cayendo drásticamente año con año, pasando del 91% en 2007 a 0% durante el 2010. (Figura 25).

Figura 25. Distribución relativa de las estrategias de retiro de esfuerzo pesquero en las inversiones anuales de los Buybacks en el Alto Golfo de California, 2007-2010



Fuente: Elaboración propia con base en datos de SEMARNAT/CONANP, Informe de Avances Físico Financiero 2007,2008, 2009 y 2010

En contraste con lo anteriormente expuesto, la inversión en las estrategias de reconversión tecnológica y el pago de actividades de conservación, que se habían mantenido niveles muy bajos, a partir del 2009 presentan un súbito incremento. Hacia el 2010, las actividades de conservación se convirtieron en el rubro más importante de la inversión realizada por el PACE Vaquita.

En términos de manejo pesquero, la similitud en la reducción proporcional de los esfuerzos pesqueros locales entre comunidades y el comportamiento de las inversiones en las diferentes estrategias de retiro del esfuerzo pesquero sugiere que:

- Para la mayoría de los permisionarios del sector pesquero de la Reserva del Alto Golfo es más atractivo permanecer dentro de la actividad pesquera con limitaciones (cambio de artes de pesca o no pesca en la zona de refugio), que cambiar su actividad productiva.
- La proporción de permisionarios dispuestos a realizar la reconversión productiva es homogénea entre las comunidades; sin embargo, San Felipe parece ser la comunidad donde el apego a la actividad pesquera es mayor.

Bajo el supuesto de que los permisionarios que operan en condiciones marginales dentro de las pesquerías son los primeros en abandonarla durante la implementación de los Buybacks (Clark, Munro, y Sumaila, 2005), es posible argumentar que:

- El grado de sobrecapitalización de las flotas que operan en las comunidades del alto golfo es semejante.
- El declive de la estrategia de reconversión productiva puede deberse a:
  - a) Que el total de las Pangas que operaban de manera marginal fueron removidas durante los dos primeros años del Buyback y que a la

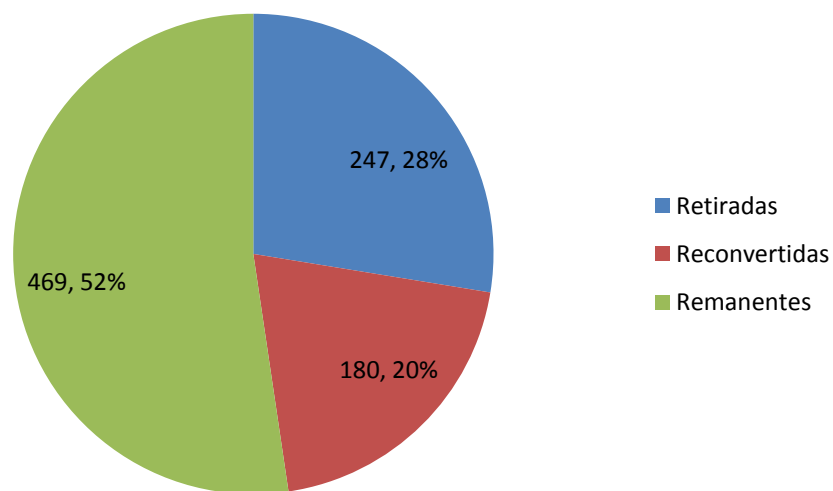
fecha solo operan permisos económicamente rentables, cuyo costo de oportunidad no es equiparable a lo ofertado por el programa; o,

- b) Que los permisionarios que aún operan en condiciones marginales mantienen expectativas racionales sobre los montos de compensación del programa o futuros cambios en las restricciones administrativas a la pesca dentro de la reserva.

### 5.2.1.3. La Reconversión Tecnológica

Respecto de la reconversión tecnológica, el Pace Vaquita ha logrado reemplazar las artes de pesca de un total de 180 embarcaciones, lo que representa el 20% del total de esfuerzo pesquero que opera con redes agalleras dentro de la reserva (Figura 26). Este esfuerzo, en conjunto con las 247 embarcaciones retiradas de manera definitiva, representa el retiro del 48% del esfuerzo pesquero que utiliza chinchorros o artes de pesca causantes de la mortalidad de la vaquita marina.

Figura 26. Esfuerzo pesquero reducido en términos de la eliminación de artes de pesca nocivas para la vaquita marina en el sector pesquero del Alto Golfo de California.



Fuente: Elaboración propia con base en datos de SEMARNAT/CONANP, Informe de Avances Físico Financiero 2007,2008, 2009 y 2010.

De conformidad al modelo PACE VAQUITA, un menor esfuerzo es igual a menor mortalidad, por lo que en este sentido las probabilidades de mortalidad por captura incidental han sido reducidas. Sin embargo, en los términos de conservación de la vaquita no existe una relación establecida entre el número de redes operando y el número de vaquitas muertas, por lo que la reducción de las artes de pesca no necesariamente significa una reducción directa en la mortalidad de la especie.

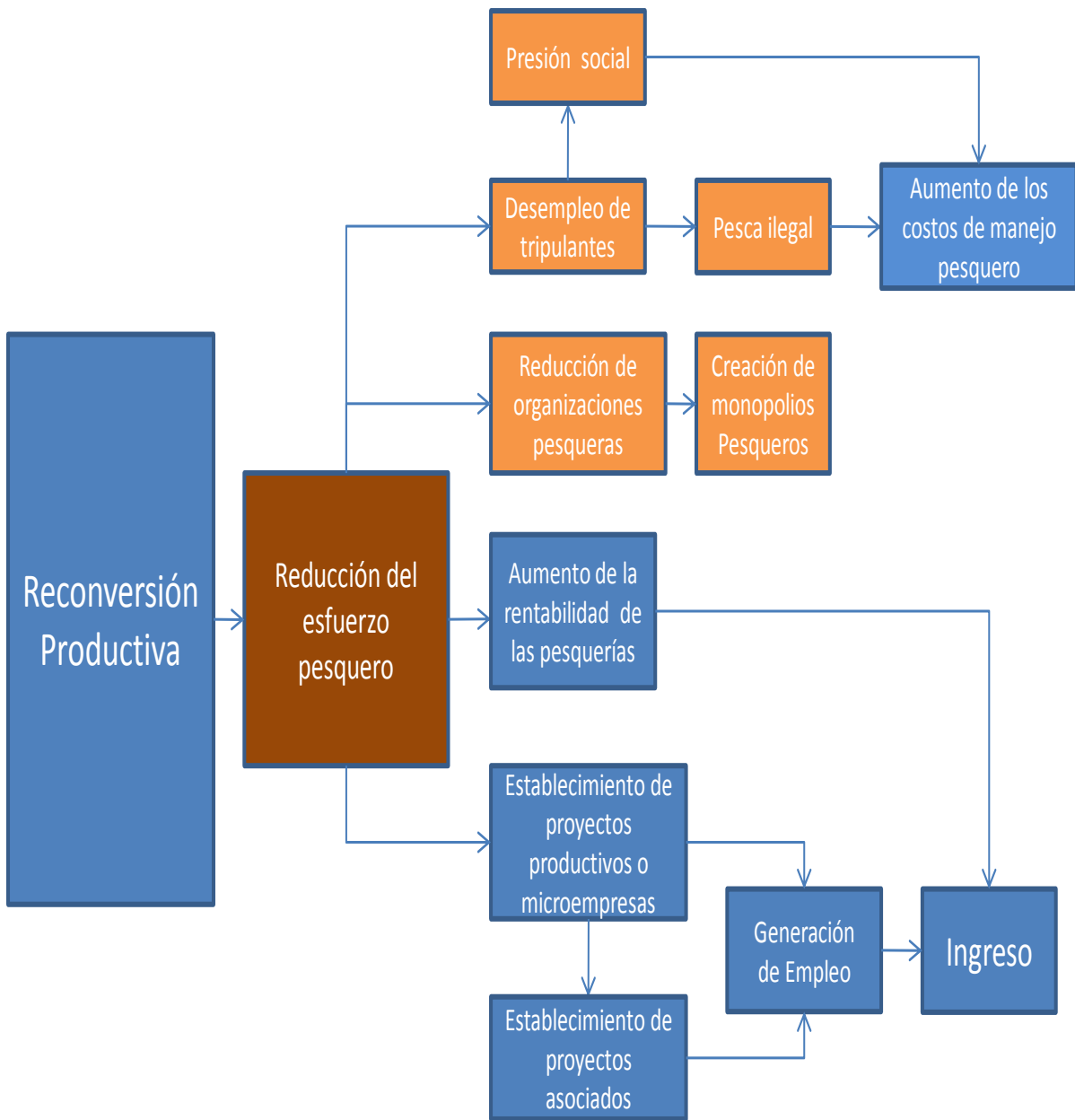
#### 5.2.2. Impactos del Pace Vaquita.

A pesar de que el PACE VAQUITA ha logrado tener el impacto esperado de evitar el embargo comercial a la pesquería de camarón mexicano, que afectaría de manera global a todas los individuos y regiones que dependen económicamente de dicha pesquería, las estrategias de reconversión productiva y tecnológica han tenido ambiguos y controversiales dentro del contexto territorial de la Reserva del Alto Golfo de California y que a continuación se describen.

##### 5.2.2.1. La Reconversión Productiva.

Al igual que todas las experiencias internacionales que reducen el esfuerzo pesquero, el objetivo de la reconversión productiva racionaliza las pesquerías de camarón y escama en la región del Alto Golfo, por lo que es factible que en el corto plazo se presente un incremento de las rentas en dichas pesquería (Figura 27). Sin embargo, debido a que se desconoce el grado de sobrecapitalización que actualmente experimentan dichas pesquerías, resulta imposible determinar si la reducción del 30% del esfuerzo pesquero nominal realizado por el PACE Vaquita es suficiente para logra algo más que un incremento marginal en la rentabilidad de las mismas.

Figura 27. Red de impactos de la reconversión productiva (PACE Vaquita) en el sector pesquero del Alto Golfo de California



Fuente: Elaboración propia



En contraste con el incremento en la rentabilidad de las pesquerías, el hecho de que el programa sólo compense a los titulares de los permisos de pesca o a las cooperativas pesqueras, ha provocado que los beneficios del programa no represente un beneficio directo para los individuos que tienen una condición de empleados dentro de estas organizaciones y se vean desempleados de manera inmediata al momento del retiro de las embarcaciones. No obstante es necesario recalcar que se desconoce el número de desempleados producto del retiro.

Esta situación es de especial interés puesto que de acuerdo a lo expresado en diversas reuniones del Órgano de Evaluación y Seguimiento del Programa de Protección de la Vaquita Marina, dichos individuos se han avocados a pescar de manera ilegal y a generar una continua presión social hacia las autoridades pesqueras en la busca de nuevos permisos de pesca bajo el argumento de que poseen el derecho legítimo de realizar la actividad que han venido realizando durante años como pescadores asalariados.

Desde el punto de vista del manejo pesquero, lo anterior no representa un problema minúsculo, puesto que la realización de la pesca ilegal aumenta los costos del manejo pesquero. En especial los relacionados con el proceso de inspección y vigilancia potencialmente contribuye a la sobrecapitalización de la pesquería y a la disminución de las rentas, aunado al hecho de que la pesca ilegal contribuye a la sobreexplotación de los stocks pesqueros que se encuentran ya explotados al máximo sostenible, como es el caso de la pesquería de camarón del Alto Golfo de California.

Por otro lado la obtención de nuevos permisos de pesca producto de la presión social del sector pesquero desplazado en las comunidades del Alto Golfo, ponen en riesgo los beneficios de la reducción del esfuerzo pesquero alcanzados por el PACE vaquita hasta el momento. Este hecho potencialmente supone la necesidad de realizar un nuevo Buyback, lo que en términos económicos colocaría al PACE vaquita como un derroche de capital.

A pesar de que la condición de desempleo que experimentan los pescadores desplazados por el retiro es una condición indeseable a nivel socioeconómico, es justo reconocer que dicho desempleo no es imputable al Programa de Reversión Productiva, puesto que el programa ofrece de manera voluntaria el retiro de las embarcaciones y son los dueños de éstas quienes como agentes económicos y bajo expectativas racionales completamente legítimas, toman la decisión económica de cubrir su costo de oportunidad mediante el retiro de las embarcaciones que empleaban a dichas tripulaciones.

Desde el punto de vista económico, esta situación de desempleo es una situación esperada bajo condiciones de baja rentabilidad en cualquier actividad económica y es equivalente al desempleo generado por el cierre de cualquier empresa que no es rentable, No obstante esta situación expone las pobres condiciones laborales (obrero –patronales) y organizacionales que rigen el desarrollo de la actividad pesquera en la reserva, puesto que bajo las leyes laborales de nuestro país todos los trabajadores tiene el derecho a recibir compensación al momento de ser despedidos de su fuente de trabajo por causas imputables al empleador. Esta misma situación también es aplicable a las cooperativas, que al contar con las embarcaciones como parte del capital social de dichas organizaciones recibe las compensaciones del programa y no compensan a los socios afectados por la reducción de dicho capital dentro de la organización.

En otra situación, las compensaciones recibidas por el retiro de esfuerzo pesquero han otorgado un carácter de letra de cambio a los permisos de pesca, lo que actualmente ha permitido el desarrollo de un mercado informal para los permisos de pesca, que ha influido en el número, el tamaño y la participación de las organizaciones pesqueras dentro del mercado formal de las pesquerías.

En este sentido la extinción de cooperativas provocada por el retiro total de todos los permisos de pesca, aunado a la reducción del capital de otras organizaciones al momento de retirar una fracción de los permisos que poseen, provoca que la

capacidad de captura o los medios de producción dentro de la pesquería vayan siendo concentrados por las pocas organizaciones pesqueras que no han mermado su capital mediante el retiro de esfuerzo pesquero. Esto significaría que, potencialmente se presentaría una participación de tipo oligopólico por parte de dichas organizaciones dentro del mercado pesquero a nivel regional.

En contraste con los efectos negativos derivados del retiro de esfuerzo pesquero, las inversiones en infraestructura productiva y capital de trabajo realizadas por los beneficiarios del PACE Vaquita en el sector turismo, comercio y servicios podrían contrarrestar dichos efectos al generar fuentes de empleo sin embargo al igual que se desconoce el número de personas desempleadas, no se tiene idea del número de nuevos empleos generados por dichas inversiones y la rentabilidad de los nuevos giros productivos establecidos en las comunidades.

Desde el punto de vista económico y del manejo pesquero, la rentabilidad de los nuevos proyectos productivos constituye un punto crucial para el éxito del retiro de esfuerzo pesquero, puesto que el grado de rentabilidad de los nuevos negocios condicionará la reintroducción de capital a la pesquería de manera equivalente a como lo hace la mejora tecnológica en el efecto de “capital stuffing”, ya que una baja rentabilidad provocará que los individuos participantes de la reconversión productiva se vean en la necesidad de volver a la actividad pesquera como medio de subsistencia.

No obstante, la rentabilidad de las actividades económicas no es una condición que dependa del programa per se, sino de una diversidad de factores de mercado que condicionan el éxito de las inversiones y que no puede controlar el mecanismo del PACE VAQUITA.

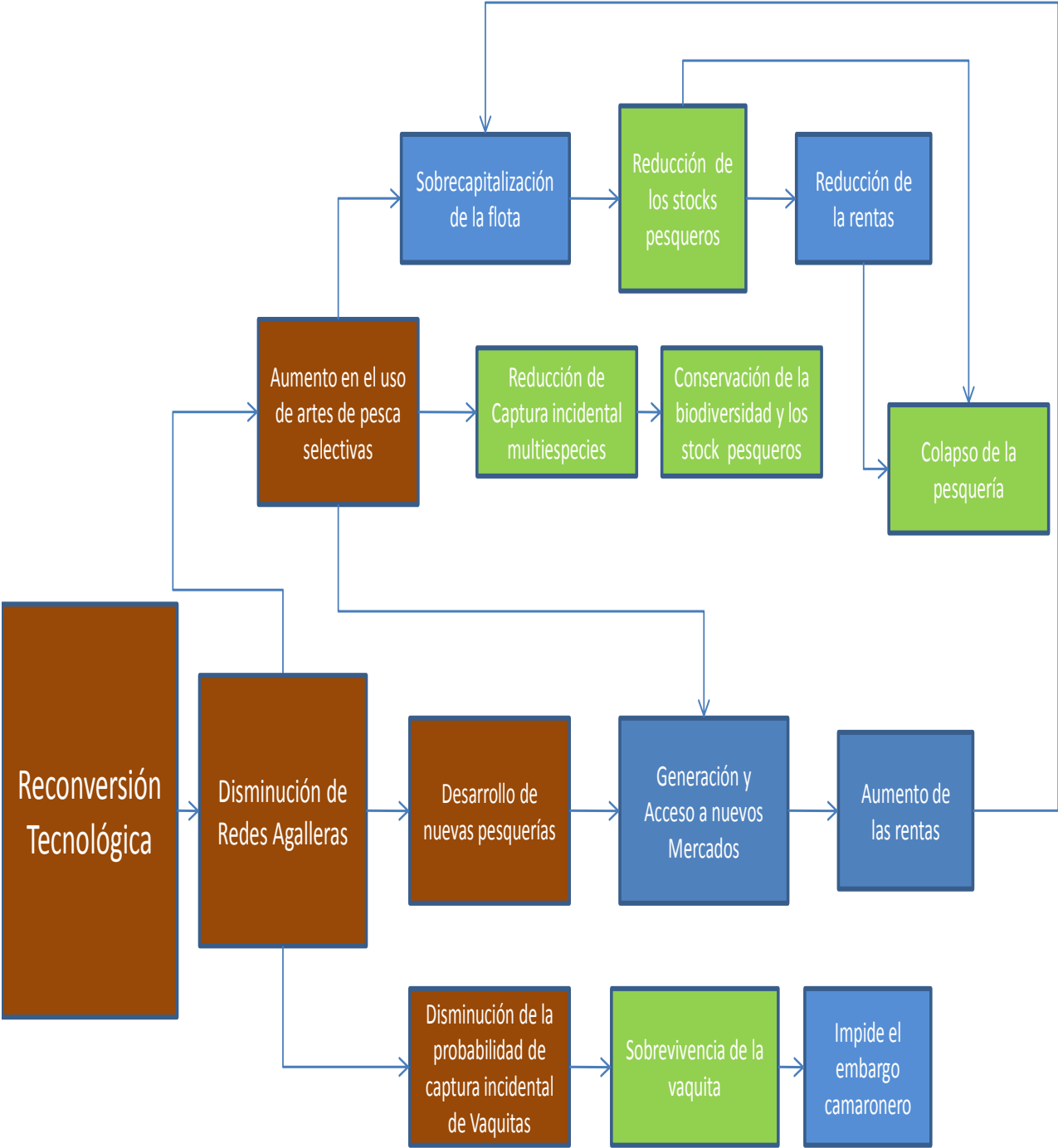
#### 5.2.2.2. La Reconversión Tecnológica

El principal efecto de la reconversión tecnológica ha sido la disminución de las redes agalleras y la utilización de artes de pesca selectivas, lo que ha permitido reducir la tasa de mortalidad por pesca de la vaquita marina, la fauna de acompañamiento, así como la protección de los stocks pesquero de las especies comerciales, al evitar la captura de individuos juveniles permitiendo la conservación de la biodiversidad en general (Figura 28).

El uso de las artes de pesca selectivas responde a la prioridad de coadyuvar en la conservación de la vaquita marina evitando su captura incidental. Sin embargo, de la misma manera que la capacidad de pesca puede ser reducida en términos del “tamaño de la flota” y permanecer constante e inclusive incrementarse, el uso indiscriminado (número e intensidad) de dichas artes de pesca puede reducir la cantidad de captura incidental, pero aumentar la capacidad de captura de las especies objetivo; incluso puede tener consecuencias en el estatus poblacional de otras especies que no eran susceptibles a la pesca incidental por chinchorro, teniendo como consecuencia la reducción de los stocks pesqueros, lo que en última instancia provocaría la reducción de las rentas, y en un caso extremo el colapso de la pesquería.

En el aspecto económico, las inversiones para la reconversión tecnológica han permitido el desarrollo de pesquerías que no eran aprovechadas anteriormente por el sector pesquero, debido a la falta de recursos financieros para poder realizar las adecuaciones tecnológicas y la asesoría técnica necesaria para el desarrollo de dichas pesquerías. Consecuentemente la reconversión tecnológica ha permitido que una parte del sector pesquero del Alto Golfo haya tenido acceso a nuevos mercados y generados los propios a nivel regional, como es el caso de la almeja chiluda y la agua mala en la comunidad de San Felipe.

Figura 28. Red de Impactos de la reconversión tecnológica (PACE Vaquita) en el sector pesquero del Alto Golfo de California.



Fuente: Elaboración propia

Siguiendo en este tenor, la utilización de artes de pesca selectivos han permitido a las cooperativas acceder a mercados ya establecidos, pero poco desarrollados, como el caso del mercado de los peces vivos y la introducción de nuevos productos como la machaca de pescado deshidratada, lo que de manera momentánea a permitido incrementar las fuentes de ingresos y la rentabilidad de la actividad.

Por último la reconversión tecnológica ha generado el desarrollo de pruebas piloto que intentan desarrollar nuevos productos y marcas alimenticias para los mercados emergentes de los productos verdes, como es el caso de las propuestas de camarón salvaje y el camarón libre de vaquita.

## 6. Consideraciones Finales y Recomendaciones

Como instrumentos de política ambiental y manejo pesquero, los Buybacks, a nivel internacional han pretendido solucionar varios problemas de naturaleza económico-ambiental, principalmente asociados a la condición de sobrecapacidad de las flotas pesqueras a través del retiro físico de esfuerzo pesquero.

A pesar de que éstos han sido utilizados en varios países bajo diversos objetivos particulares y distintas formas de implementación, sus resultados no siempre han sido los esperados y en la gran mayoría de los casos han presentado ambigüedades. Este es el caso del colapso biológico de diversas pesquerías, a pesar de haber experimentado grandes remociones de esfuerzo pesquero. En este sentido, puede argumentarse que la valoración de sus resultados no está ligada solamente a la pretensión de sus objetivos, sino al factor “tiempo” y a la óptica racional desde la que son analizados.

Desde el punto de vista conservacionista pareciera ser que el PACE Vaquita avanza positivamente en el logro de su objetivo general de conservar a la vaquita marina, puesto que las estrategias de reconversión productiva y tecnológica del sector pesquero ha logrado reducir en gran medida (48%) la artes de pesca causantes de su mortandad; sin embargo, se debe considerar que en el largo plazo la estrategia de pagos de compensación, tanto por reconversión productiva como por actividades de conservación, es insustentable tomando en cuenta que la compra de esfuerzo pesquero puede ser extremadamente costosa si se considera que cada vez se necesitaran pagos más altos para convencer a los pescadores de abandonar la pesca. En gran medida esto se debe a que el mismo retiro de esfuerzo pesquero incrementa las rentas de la pesquería y éstas son un fuerte incentivo para que los pescadores activos permanezcan dentro de la actividad, e incluso nuevos pescadores incursionen dentro de las pesquerías del Alto Golfo.

Bajo esta perspectiva, la reconversión tecnológica ya sea incentivada u obligatoria de todo el sector pesquero que utiliza artes de pesca nocivas para la vaquita, parece ser la condición necesaria para alcanzar el objetivo general del programa, No obstante, desde el punto de vista del manejo pesquero (Económico-Ambiental), el objetivo de reconversión productiva y el de reconversión tecnológica pueden neutralizarse mutuamente puesto que la reconversión productiva elimina el esfuerzo pesquero y la reconversión tecnológica puede incrementarlo. Lo anterior sugiere que el Pace Vaquita debe implementar estrategias que eviten la sobrecapitalización de las pesquerías, evitando o restringiendo la entrada futura de nuevas embarcaciones o tecnologías pesqueras nocivas para la vaquita marina y que incrementen la capacidad de captura sobre los stocks pesqueros actualmente explotados.

Los programas de regulación y monitoreo de las artes de pesca y capacidad de captura instalada pueden ayudar a lograr los objetivos anteriormente planteados e impedir que los efectos de la reducción del esfuerzo pesquero se nulifiquen en el corto plazo. En este sentido, los cambios en las cuotas de captura (TAC), los límites a la capacidad de captura instalada en las embarcaciones o el establecimiento de cuotas individuales de captura parecen ser las formas más adecuadas de conservar los stocks pesqueros y disminuir la sobrecapitalización de las pesquerías, de esta manera, el propósito no es controlar la cantidad de unidades esfuerzo sino la cantidad de biomasa que puede explotar o aprovechar cada unidad de esfuerzo pesquero para ser rentable dentro de la pesquería.

Finalmente podemos decir que independientemente de los objetivos, las estrategias y los resultados de la implementación del PACE Vaquita en la región del Alto Golfo de California, su principal aporte ha sido el poner en claro que no existen recetas sencillas para afrontar los problemas de conservación y el desarrollo de la actividad pesquera a nivel regional, pero que es absolutamente necesaria la adopción de nuevos instrumentos y políticas que compensen los intercambios (“trade-off”) entre



las diferentes dimensiones de la sustentabilidad que deben integrar el manejo pesquero de nuestro país.

En términos de investigaciones futuras sería conveniente profundizar en lo siguiente:

- La rentabilidad, la generación de empleos y los ingresos generados por los proyectos de reconversión productiva apoyados por el PACE Vaquita no son conocidos actualmente, ni ha sido comparados en términos económicos con la actividad pesquera a la que pretenden ser alternativos. Por ello el estudio de estos indicadores constituye una línea de investigación propicia para el desarrollo de futuros trabajos relacionados con el desarrollo socioeconómico en la región.
- A pesar de que se tiene claro la cantidad de esfuerzo pesquero retirado dentro de las pesquerías del Alto Golfo, se desconoce la magnitud que éste representa en términos de eficiencia económica de las pesquerías.
- La cantidad de biomasa que puede ser explotada o aprovechada bajo el sistema de cuotas individuales de captura no ha sido determinada hasta la fecha, por lo que también constituye una línea de investigación necesaria para el manejo pesquero del Alto Golfo de California.
- A pesar de que los impactos de la reconversión productiva y tecnológica del sector pesquero han sido abordados de manera exploratoria en esta investigación, es necesario profundizar su estudio bajo la óptica del planteamiento del Desarrollo Regional Sustentable con el fin de conocer los impactos amplios que han tenido las estrategias del PACE Vaquita en las diferentes dimensiones de la sustentabilidad que definen el contexto territorial de las comunidades de la Reserva del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado .

Desde los planteamientos de nuestra investigación podemos concluir que:

- Existe un modelo conceptual de los Buybacks ya establecido, que busca solucionar los problemas económicos asociados a la sobrecapacidad de las flotas pesqueras a través de la remoción física de las embarcaciones que operan dentro de las pesquerías a nivel mundial. Su práctica ha derivado en un sin número de modalidades que pretenden solucionar problemas de distinta naturaleza conceptual, que también se encuentran asociados al problema de sobrecapacidad pesquera.
- Las estrategias de “Retiro Virtual” de esfuerzo pesquero, la reorientación productiva como forma de contrarrestar el “Capital stuffing” y la inclusión de desarrollo regional en los objetivos específicos del PACE Vaquita constituyen los elementos diferenciadores del Buyback Mexicano con respecto al resto de las experiencias de los Buybacks a nivel internacional. Los objetivos de estos casos han carecido de un enfoque de desarrollo regional, e independientemente de la naturaleza racional de sus objetivos de implementación, han buscado de manera exclusiva el retiro físico de las unidades de esfuerzo pesquero.

El “Capital stuffing” es la mayor deficiencia estructural de los Buybacks a nivel general, por lo que la estrategia de Reconversión Productiva desarrollada por el PACE Vaquita es un elemento que debe ser tomado en consideración y debiera formar parte del diseño e implementación de futuros Buybacks a nivel internacional como una manera efectiva de poder evitar dicho efecto.

- En base a la evidencia empírica revisada, es posible concluir que los Buybacks logran conciliar de manera inmediata y en el corto plazo los objetivos de conservación con el crecimiento y eficiencia económica de la actividad pesquera, puesto que al cubrir los costos de oportunidad de los

permisionarios y reducir de manera inmediata las unidades de esfuerzo pesquero que operan en la pesquerías, contribuyen a mejorar las rentas y reducir la presión sobre los stocks pesqueros explotados. Sin embargo, los “Buybacks” poseen deficiencias estructurales que les impiden operar en el largo plazo, por lo que solamente deben ser visto o utilizados como instrumentos de transición para la adopción de políticas de manejo pesquero que permitan lograr la sustentabilidad de las pesquerías a nivel mundial.

## Bibliografía

- Aguado Moralejo, I., Echebarria Miguel, C., y Barrutia Legarreta, J. M. (2009). El Desarrollo Sostenible a lo Largo de la Historia del Pensamiento Economico. *Revista de Economía Mundial* (21), 87-110.
- Alfie, C. M. (2007). Una Nueva Gestion Ambiental: El Riesgo y el Principio Precautorio. *Espacio Abierto Cuaderno Venezolano de Sociología* , 16 (002), 209-222.
- Alfranca, B. O. (2007). Política Fiscal, Crecimiento Económico y Medio Ambiente. *Información Comercial Española, Revista de Economía* (835), 77-93.
- Asche, F. (2007). Capacity Measurement in Fisheries: What Can we Learn?. *Marine Resource Economics* , 22, 105-108.
- Bañuelos, F. N., y Salido, A. P. (2007). Consideraciones Metodologicas para el Diseño de Propuestas de Desarrollo Local/Regional Sustentable en Comunidades Indigenas. (U. A. Mexico, Ed.) *Ra Ximhai* , 3 (1), 27-47
- Barkin, D. (2001). Superando el Paradigma Neoliberal: Desarrollo Popular Sustentable". En C. I. CLACSO, *¿Una Nueva Ruralidad en America Latina?* (págs. 81-99). Buenos Aires.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J., y Clark, C. W. (2007). Current Problems in the Managemet of Marine Fisheries. *Science* , 316, 1713-1716
- Belausteguigoitia, R. C. (1992). Equilibrio entre Comando/Control e Instrumentos Economicos: Políticas en Mexico. En S. I. Ecología, *Los Instrumentos Economicos Aplicados al Medio Ambiente, Series Monograficas No2* (pág. 151). Mexico D.F: SEDESOL.
- Boisier, S. (2001). Desarrollo (Local): ¿De que Estamos Hablando? En O. Madorey, & A. Vazquez Barquero (Edits.), *Transformaciones Globales, Instituciones y Políticas de Desarrollo Local*. Rosario: Homo Sapiens.
- Boisier, S. (1996). Modernidad y Territorio. *Cuadernos del ILPES* (42), 130.
- Bracamonte, A. (2008). Reseña del Libro "Soy Pescadora de Almejas... Respuesta a la Marginacion del Alto Golfo de California" de Gloria Ciria Valdez-Gardea (2007). (E. C. Sonora, Ed.) *Region y Sociedad* , 20 (42), 199-204.
- Branch, A. T., Hilborn, R., Haynie, C. A., Fay, G., Flynn, L., Griffiths, J., y otros. (2006). Fleet Dynamicsn and Fishermen Behavior: Lessons for Fisheries

- Managers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* , 63, 1647-1668.
- Budedo, M. G. (1997). La Política Fiscal en México y los Nuevos Instrumentos de Política Ambiental. En Instituto Nacional de Ecología, *Economía Ambiental: Lecciones de América Latina* (pág. 310). México D.F: Instituto Nacional de Ecología.
- Cafferatta, N. A. (2004). El Principio Precautorio. (I. N. Ecología, Ed.) *Gaceta Ecológica* (073), 5-21.
- CEPAL. (2000). *Estrategias Ambientales para el Desarrollo Sustentable de América Latina y el Caribe: Fundamentos Territoriales y Bioregionales de la Planificación*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Bridgetown, Barbados: Naciones Unidas.
- Chavarro, A., y Quintero, J. C. (2005). Economía Ambiental y Economía Ecológica: hacia una visión unificada de la sostenibilidad. *Ideas Ambientales* (2), 1-10.
- Cheung, W. W., y Sumaila, U. R. (2008). "Trade-offs between Conservation and Socio-economic Objectives in Managing a Tropical Marine Ecosystem". *Ecological Economics* , 66, 193 – 210.
- Cisneros, M. A. (2001). "Pesca y Manejo Pesquero en el Golfo de California". *Estudios Sociales* , 11, 57-69.
- Clark, W. C. (2006). Fisheries Bioeconomics: why is it so widely misunderstood. *Population Ecology* (48), 95-98.
- Clark, W. C., Munro, G. R., y Sumaila, U. R. (2005). Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management* (50), 47-58.
- CONAPESCA-SAGARPA. (2008). Acciones Específicas de Ordenamiento para el Manejo Sustentable de los Recursos Pesqueros en el Marco del Programa de Protección de la Vaquita Marina. México.
- D'Agrosa, C., Lennert-Cody, C. E., y Vidal, O. (2000). Vaquita Bycatch in Mexico's Artisanal Gillnet Fisheries: Driving a Small Population to Extinction. *Conservation Biology* , 14, 1110–1119.
- Del Saz, S. (2008). Medio Ambiente y Desarrollo: Una Revisión Conceptual. *Revista de Economía Pública, Social y Cooperativa* (61), 31-49.
- DOF. (1993). Decreto por el que se declara Área Natural Protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera la Región conocida como Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. *Diario Oficial de la Federación, Lunes 10 de Junio*

- (2005a). Acuerdo mediante el cual se establece el Área de Refugio para la Protección de la Vaquita (*Phocoena sinus*). *Diario Oficial de la Federación*, Jueves 8 de septiembre .
- (2005b). Programa de Protección de la Vaquita dentro del Area de Refugio ubicada en la porción occidental del Alto Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*, Jueves 29 de diciembre.
- (2008). Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. *Diario Oficial de la Federación*. Viernes 16 de Diciembre .
- Dourojeanni, A. (2000). Procedimientos de Gestion para el Desarrollo Sustentable. Comision Economica Para America Latina y el Caribe, Division de Recursos Naturales e Infraestructura. Santiago de Chile: Naciones Unidas.
- Escalante, S. R. (2006). Desarrollo Rural, Regional y Medio Ambiente. *Economia UNAM* , 3 (8), 70-94.
- Escalante, S. R., y Catalan, A. H. (2005). Economía Ambiental: Una Revisión Temática y Bibliografía Actual. *Economía Informa* (333), 102-116.
- Escudero, A., Iriondo, J. M., y Albert, M. J. (2002). Biología de Conservación, Nuevas Estrategias bajo Diferentes Perspectivas. *Ecosistemas* , XI (3).
- FAO. (1995). *El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura*. Organizacion de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
- (2009). *El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura: 2008*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
- Gabaldon, A. J., y Rodriguez, B. M. (2003). Evolución de las Políticas e Instituciones Ambientales: ¿Hay Motivos para estar Satisfechos? En I. N. Ecología, E. Leff, E. Ezcurra, I. Pisanty, & P. Romero (Edits.), *La Transición hacia el Desarrollo Sustentable. Perspectivas de América Latina y el Caribe* (pág. 580). Mexico D.F: Instituto Nacional de Ecología.
- Galindo-Leal, C. (2000). Ciencia de la Conservación. *Interciencia* , 25 (3), 129-135.
- Galli, O. (2007). Pesca Sustentable y Soberanía Alimentaria. *Ecología Política* (32), 21-30.
- Garcia, A. A. (1992). Instrumentos Economicos para Ejecutar Politicas Ambientales Gubernamentales. En SEDESOL- Instituto Nacional de Ecología, *Los Instrumentos Economicos Aplicados al Medio Ambiente, Series Monograficas No2* (pág. 151). Mexico D.F, Mexico: SEDESOL.

- García, F. E. (2007). Áreas Marinas Protegidas: Una Herramienta Insuficiente para Conservar los Ecosistemas Marinos. *Ecología Política* (32), 13-14.
- Gerrodette, T., Fleischer, L., Pérez-Cortés, H., y Villa-Ramírez, B. (1995). *Distribution of the Vaquita, Phocoena sinus, Based on Sightings from Systematic Surveys*. Report The International Whaling Commission (Special Issue), 273-281.
- Grafton, Q. R., y Nelson, H. W. (2005). *The Effects of Buybacks Programs in the British Columbia Salmon Fishery*. Obtenido de <http://een.anu.edu.au/>
- Grafton, Q. R., Arnason, R., Bjorndal, T., Cambell, D., Cambell H, F., Clark, C. W., y otros. (2008). Incentive-based Approaches to Sustainable Fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (63), 699-710.
- Grafton, Q. R., Hilborn, R., Ridgeway, L., Squires, D., Williams, M., Garcia, S., y otros. (2008). Positioning Fisheries in a Changing World. *Marine Policy* , 32, 630–634.
- Greenberg, J. (2005). "Neoliberal Reforms and the Political Ecology of Fishing in the Upper Gulf of California" . En G. Danemann (Ed.), *Las Dimensiones Humanas en el Estudio y Conservación del Golfo de California* (págs. 9-18.). Ensenada, Baja California, México: Pronatura Noroeste.
- Groves, T., y Squires, D. (2007). "Lessons from Fisheries Buybacks". En R. Curtis, y D. Squires (Edits.), *Fisheries Buybacks* (págs. 15-53). Blackwell Publishing.
- Guevara, S. A. (2003). *Pobreza y Medio Ambiente en Mexico: Teoría y Evaluación de una Política Pública* (Primer Edición ed.). México D.F, Mexico: Universidad Iberoamericana.
- Guillén, F. C. (2007). *Instituto Nacional de Ecología; Quince años de políticas ambientales en México. Memoria testimonial*. Mexico D.F: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales / Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat).
- Guimarães, R. P. (1998). *Aterrizando una Cometa: Indicadores Territoriales de Sustentabilidad*. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social, Santiago de Chile.
- (2001). La Sostenibilidad del Desarrollo entre Rio-92 y Johannesburgo 2002: Eramos Felices y no Sabíamos. *Ambiente & Sociedade* , IV (9), 1-20.
- Guimarães, R. P., y Bárcena, A. (2003). El Desarrollo Sustentable en América Latina y el Caribe desde Río 1992 y los Nuevos Imperativos de

- Institucionalidad. En Instituto Nacional de Ecología, E. Leff, E. Ezcurra, I. Pisanty, & P. Romero (Edits.), *La Transición hacia el Desarrollo Sustentable. Perspectivas de América Latina y el Caribe* (pág. 580). Mexico D.F: Instituto Nacional de Ecología.
- Hogarth, W., y Lent, R. (2007). Prologo. En R. Curtis, & D. Squires (Edits.), *Fisheries Buybacks* (pág. vii). Blackwell Publishing.
- Holland. (1999). "Do Fishing Vessel Buyback Programs Work: A survey of the Evidence". *Marine Policy* , 23, 47-69.
- INEGI. (1990). *XI Censo General de Población y Vivienda 1990, Tabulados Básicos*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- (1995). *I Conteo de Población y Vivienda 1995*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- (2000). *XII Censo General de Población y Vivienda 2000, Tabulados Básicos*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- (2005). *II Conteo de Población y Vivienda 2005*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. .
- International Union for Conservation of Nature. (2007). *IUCN Red List of Threatened Species*. Obtenido de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- International Whaling Commission. (2007). *The Vaquita, from Critically Endangered to Facing Extinction, Resolution 2007-5*. Obtenido de [www.iwcoffice.org](http://www.iwcoffice.org)
- Jaramillo-Legorreta, A., Rojas-Bracho, L., Brownell, R. J., Andrew Read, J., Randall, R. R., Ralls, K., y otros. (2007). Saving the Vaquita: Immediate Action, Not More Data. *Conservation Biology*. (21), 1653–1655.
- Larking, L. S., Keithly, W., Adams, M. C., y Kazmierczak, F. (2004). Buyback Programs for Capacity Reduction in the U.S Atlantic Shark Fishery. *Journal of Agricultural and Applied Economics* , 36 (2), 317-332.
- Leff, E. (2001). Espacio, Lugar y Tiempo: La Reapropiación Social de la Naturaleza y la Construcción Local de la Racionalidad Ambiental. *NUEVA SOCIEDAD* (175), 28-42.
- Marine Mammal Commission. (2003). *Marine Mammal Commission Annual Report to Congress 2002*. Bethesda, Maryland.
- (2005). *Marine Mammal Commission Annual Report to Congress 2004*. Bethesda, Maryland.



- Martell, J., Walters, C., y Sumaila, U. (2008). "Industry-Funded Fishing License Reduction Good for both Profits and Conservation". *Fish and Fisheries* , 9, 1-12.
- Michelli, J. (2002). Politica Ambiental en Mexico y su Dimension Regional. *Region Y Sociedad* , XIV (23), 129-170.
- Minnegal, M., y Dwyer, D. P. (2008). Mixed Messages: Buying Back Australia's Fishing Industry. *Marine Policy* , 32, 1063– 1071.
- Montoya, G. G. (s.f). Ecología Economica o Economia Ecologica (miomio).
- Mora, C., Myers, A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, J. T., Sumaila, U., y otros. (2009). Management Effectiveness of the World's Marine Fisheries. *PLoS Biology* , 7 (6), 1-11.
- Morales-Betancourt, J. A., y Castro-Villa, G. J. (2006). Consideraciones Eticas en torno a la Valoracion Economica como Estrategia para la Conservacion de la Diversidad Biologica. (M. d. Natural, Ed.) *Boletin Cientifico-Centro de Museos* , 10, 103-115.
- Murga-Menoyo, M. A. (2009). La Carta de la Tierra: un Referente de la Década por la Educación para el Desarrollo Sostenible. *Revista de Educación* (Extraordinario), 239-262.
- NOOA. (2010). *Fisheries Management*. Obtenido de NOAA-National Marine Fisheries Service : <http://www.nmfs.noaa.gov/fishwatch/management.htm>
- Ocampo, J. A. (1999). Políticas e Instituciones para el Desarrollo Sostenible en América Latina y el Caribe. *CEPAL - SERIE Medio ambiente y desarrollo* (18), 24.
- ONU. (1972). "*Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment*". Obtenido de United Nations Environment Programme: <http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?DocumentID=97&ArticleID=1503&l=en>
- (1993). *United Nations Conference on Environment and Development*. Rio de Janeiro: United Nations, New York.
- (2002). *Informe de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible*. Naciones Unidas. Johannesburgo: Naciones Unidas Nueva York.

- Oteyza, L. L. (1992). Integración de la Política en Medio Ambiente y de La Política Económica. En SEDESOL- Instituto Nacional de Ecología, *Los Instrumentos Económicos Aplicados al Medio Ambiente, Series Monográficas No2* (pág. 151). Mexico D.F, Mexico: SEDESOL.
- Palacios, L. J. (1983). EL Concepto de Región: La dimensión Espacial de los Procesos Sociales. *Revista Interamericana de Planificación* (66), 56-68.
- Pascoe, S. (2007). "Capacity Analysis and Fisheries Policy: Theory versus Practice". *Marine Resource Economics* , 22, 83–87
- Penna, J. A., y Cristeche, E. (2008). *La valoración de servicios ambientales: diferentes paradigmas*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales. Buenos Aires, Argentina: INTA.
- Pollnac, R. B., Abbot-Jamieson, S., Smith, C., Miller, M. L., Clay, P. M., y Oles, B. (2006). "Toward a Model for Fisheries Social Impact Assessment". *Marine Fisheries Review* , 68 (1-4), 1-18.
- Provencio, E., y Carabias, J. (1992). El Desarrollo Sustentable ¿Alternativa para América Latina? *Problemas del Desarrollo* , XXIII (91), 15-37.
- Quadri de la Torre, G. (2009). La Conservación y una Nueva Visión del Territorio. *Investigación ambiental* , 1 (1), 83-90.
- Rodríguez, G., y Bracamonte, A. (2008). "Pertinencia de las ANP como Política de Conservación y Mejoramiento de la Calidad de Vida. Análisis de Percepción en la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado",. *Estudios Sociales, Revista de Investigación Científica* , 16 (32), 141-176.
- Rodríguez, I., y Govea, H. (2006). El Discurso del Desarrollo Sustentable en América Latina. *Revista Venezolana de Economía y Ciencias Sociales* , 12 (002), 37-63.
- Rojas-Bracho, L., Reeves, R. R., y Jaramillo-Legoretta, A. (2006). Conservation of the Vaquita *Phocoena sinus*. *Mammal Review* , 36, 179–216.
- Rozzi, R. (2007). De las Ciencias Ecológicas a la Ética Ambiental. *Revista Chilena de Historia Natural* (80), 521-534.
- Salido Araiza, P. (1993). "Algunas Consideraciones Metodológicas para la Evaluación de los Programas de Desarrollo Rural" . *Estudios Sociales. Revista de Investigación del Noroeste* , IV (8), 35-57.

- Seijo, J., Defeo, O., y Salas, S. (1997). *"Bioeconomía Pesquera. Teoría, Modelación y Manejo"* Documento Técnico de Pesca. No. 368. FAO, Rome.
- SEMARNAT. (2001). *Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2001-2006*. Mexico D.F: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- (2007). *Programa Nacional de Medio Ambiente Y Recursos Naturales 2007-2012*.
- SEMARNAT/CONANP . (2007). *Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado*.
- (2007b). *PRODERS Especial Vaquita: Reporte de Avance Físico-Financiero y de Metas*.
- (2008a). *Programa de Accion para la Conservacion de la Especie: Vaquita (Phocoena sinus) Estrategia Integral para el Manejo Sustentable de los Recursos Marinos y Costeros en el Alto Golfo de California*. Mexico D.F: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales/ Comision Nacional de Areas Naturales protegidas.
- (2008b). *Lineamientos para el Otorgamiento de Apoyos del Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Vaquita (phocoena sinus) ejercicio fiscal 2008*. Obtenido de Comision Nacional de Areas Naturales Protegidas: [www.conanp.gob.mx](http://www.conanp.gob.mx)
- (2008c). *Programa PACE Vaquita Ejercicio 2008: Reporte de Avance Físico-Financiero y de Metas*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- (2009a). *PROCER: Programa de Conservación de Especies en Riesgo*. Obtenido de Comision Nacional de Areas Naturales Protegidas: <http://procer.conanp.gob.mx/>
- (2009b). *Programa PACE Vaquita Ejercicio 2009: Reporte de Avance Físico-Financiero y de Metas*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Sepúlveda, S. S. (2008). *Metodología para Estimar el Nivel de Desarrollo Sostenible de Territorios Biograma 2008*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José, Costa Rica: IICA, Sede Central.
- Serna, M. C. (2010). *Economía Ambiental, Economía Ecológica y Desarrollo Sostenible*.

- Sil, A. M. (1998). La Gestión Ambiental en México 1988-1996. En A. Saldivar, *de la Economía Ambiental al Desarrollo Sustentable* (pág. 317). Mexico D.F: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Tetreault, D. V. (2004). Una Taxonomía de Modelos de Desarrollo Sostenible. *Espiral, Estudios sobre Estado y Sociedad* , X (29), 45-80.
- (2008). Escuelas de Pensamiento Ecológico en las Ciencias Sociales. *Estudios Sociales* , 16 (32), 228-263.
- Toledo, O. A. (1997). La valoración Económica de la Biodiversidad Alcances y Limitaciones. En Instituto Nacional de Ecología, *Economía Ambiental: Lecciones de América Latina* (pág. 310). Mexico D.F, Mexico: Instituto Nacional de Ecología,.
- Torres, L. P., Martínez, C. A., Portes, V. L., Rodríguez, S. L., y Cruz, C. J. (2008). Construcción Local de Indicadores de Sustentabilidad Regional. *Región y Sociedad* , XX (043), 25-60.
- Uclés, A. (2006). El valor Económico del Medio Ambiente. *Ecosistemas* , 15 (2), 66-71.
- Valadez, R. A., y Landa, D. P. (2003). Política y Gestión Ambiental. Características y Lineamientos Generales. *Psicología y Ciencia Social* , 5 (002), 54-61.
- Vázquez-León, C. I. (2006). Desarrollo, Sustentabilidad y Pobreza. Perspectivas de índole Socioeconómica en Comunidades Dedicadas a la Pesca Ribereña. En A. Guzmán, & C. F. Fuentes (Edits.), *Pesca, acuacultura e investigación en México* (pág. 400).
- Vidal, O. (1995). *Population Biology and Incidental Mortality of the Vaquita, Phocoena sinus*. Report of the International Whaling Commission (Special Issue), 247-272.
- WCED. (1987). *Our Common Future*. World Commission on Environment and Development. United Nations.
- Weninger, Q., & McConnell, K. E. (2000). Buyback Programs in Commercial Fisheries: Efficiency versus Transfers. *Canadian Journal of Economics* , 33 (2), 394-412.
- Winter, G. (Ed.). (2009). *Towards Sustainable Fisheries Law. A Comparative Analysis*. Gland, Switzerland.: IUCN.
- Wong-González, P. (2000). Fundamentos Teórico-conceptuales del Desarrollo Regional Sustentable. En Arredondo, & Salido, *La Economía Sonorense y sus Regiones*, (págs. 291-323). Hermosillo: Universidad de Sonora.

WWF. (2005). *“Diagnóstico de la pesca ribereña del estado de Sonora, México. .*  
Reporte técnico, World Wildlife Fund.

----- (2008). *Tamaño y distribución espacial de las flotas pesqueras ribereñas del*  
*Golfo de California en el año 2006.* World Wildlife Fund.

## **ANEXO A**

### **Cuadro Resumen de las Experiencias Internacionales de Buybacks**

Pesquería y Ubicación Geográfica	Objetivos	Descripción del Proceso	Capital Retirado	Actores	Resultados	Lecciones y Recomendaciones
<p>Salmón British Columbia (Canadá)</p> <p>Grafton y Nelson, 2005, también incluido en Dale and Squires, 1997</p>	<p>Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)</p> <p>Reasignación de derechos SBC2</p>	<p>5 diferentes BUYBACKS tres de 1970-1993 sin datos confiables</p> <p>La compra ha sido en varios rounds mediante subasta y compran todos los tipo de arte de pesca</p>	<p>Permisos</p>	<p>Gobierno</p>	<p>Se redujo la mitad de la flota a pesar de esto la mejora en las rentas en la flota fue marginal.</p> <p>En el periodo de 1998-2000 de manera adicional al logro de la reducción de la flota se transfirieron varios permisos de pesca a indígenas como una forma de reconocer sus derechos ancestrales.</p> <p>Las tripulaciones de las embarcaciones retiradas no fueron beneficiadas lo que significo una pérdida de empleos en comunidades muy pequeñas que se encontraban muy ligadas a la existencia de dichas embarcaciones.</p> <p>19%</p> <p>43%</p>	<p>El mecanismo no logra eliminar los incentivos económicos de la pesca por lo tanto:</p> <p>Las artes de pesca y las embarcaciones se mejoran para obtener mejores capturas y los permisos de pesca inactivos vuelven a la pesquería una vez que esta se vuelve rentable.</p>
<p>Tiburón, atún camarón marlín Y escama en aguas profundas y costeras de Australia (TACMEA).</p> <p>Minnegal y Dwyer, 2008</p>	<p>1.Realizar retiros de pescadores con dignidad</p> <p>2.Mejorar la rentabilidad de la industria pesquera</p> <p>3.Recuerarperar el stock pesquero</p> <p>4.Direccionar el esfuerzo pesquero desplazado por la declaración de ANP</p>	<p>2006. Compra de derechos de pesca en dos round mediante subasta abierta inversión de 148.58 millones</p>	<p>Embarcaciones, permisos, cuotas, artes de pesca, dependiendo de cual fuera la forma de control de la pesquería</p>	<p>Gobierno</p>	<p>Reducción del 34% de 1600 derechos de pesca de cuatro pesquerías.</p> <p>Los incrementos en la rentabilidad fueron marginales.</p> <p>No hay evidencia de cambios en el stock pesquero.</p> <p>Compró los derechos de pesca de las pesquerías que se realizan en el área que se pretende declarar como ANP.</p>	<p>El proceso fue defectuoso en términos de equidad (diferencia entre precios de compra y permanencia de pescadores con permisos extras)</p> <p>Los Buybacks pueden contribuir a lograr objetivos implícitos o preparar el escenario para otro objetivos, como racionalizar las pesquerías y evitar demandas por el establecimiento de AMP</p>

Pesquería y Ubicación Geográfica	Objetivos	Descripción del Proceso	Capital Retirado	Actores	Resultados	Lecciones y Recomendaciones
<p>Salmón del Río Columbia Oregon (SRC)</p> <p>Holland et al, 1999</p>	<p>Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)</p> <p>Redistribución de los derechos 50% de los derechos de pesca en posesión de los indígenas</p>	<p>1883-1986. Se realizaron subastas en sobre sellado. El Buyback se enfocó sobre permisos de redes agalleras sin restricciones en la disposición de los barcos y las artes de pesca.</p>	Permisos	Gobierno	<p>Se redujo la flota en un 30.5% y un 22% de los permisos las capturas históricas de la pesquería hasta ese momento.</p> <p>Los pescadores que obtuvieron las compensaciones se reincorporaron a la actividad pesquera.</p>	N/D
<p>Almeja Italia</p> <p>Grafton et al, 2008</p>	<p>Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)</p> <p>Recuperación de stock pesquero</p>	<p>1997. Compra de embarcaciones y financiamiento de repoblaciones de almeja</p>	Embarcaciones	Gobierno	<p>La flota se redujo de 818 A 673 (18%) embarcaciones</p> <p>Las rentas de las embarcaciones remanentes fueron del doble de 1996 al 2002</p>	N/D
<p>Camarón del norte de Australia</p> <p>Holland et al, 1999</p>	Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)	<p>(1987) 43 millones. 18 millones de impuestos; 25 millones de un préstamo pagado por los permisionarios.</p> <p>La revocación de permisos era voluntaria y se pagaron precios muy altos; sin embargo el programa se haría obligatorio si no se lograba reducir el 40% del esfuerzo pesquero.</p>	Permisos	Gobierno y permisionarios	<p>En 1992, 171 barcos permanecían en la pesquería por lo que se tuvo que hacer revocación obligatoria de permisos para reducir la flota a 125 barcos.</p>	
<p>Barramundi del norte Australia.</p> <p>Holland et al, 1999</p>	<p>Reducción del esfuerzo pesquero (Redes).</p> <p>Overcapacity.</p>	<p>(1983) Reducir la cantidad (metros) de redes agalleras autorizadas en la pesquería.</p> <p>Reducir a 35000 mts autorizados para el año de 1989.</p>	Permisos	Gobierno y empresarios de pesca deportiva	<p>Se redujo de 110 000 m. a 35000 m. en 1986 (tres años antes de lo planeado)</p> <p>En 1990 el esfuerzo se había reducido en dos tercera partes y las capturas por unidad de esfuerzo se habían duplicado con respecto a 1983.</p>	<p>Los arribos de la pesquería decayeron; sin embargo un alza de los precios compensó la caída.</p>



Pesquería y Ubicación Geográfica	Objetivos	Descripción del Proceso	Capital Retirado	Actores	Resultados	Lecciones y Recomendaciones
Salmón del estado de Washington (SEW1)  Holland et ,	Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)	(1975) 5.3 millones. Ofertas basadas en evaluaciones independientes; los barcos fueron revendidos con la condición de que no fueran usados en ninguna pesquería comercial dentro del estado de Washington.	Barcos y artes de pesca	Gobierno	253 barcos comprados.  El 40% de los participantes vendió un permiso o un barco que no deseaba o no utilizaba; mejoraron sus redes y sus embarcaciones para permanecer dentro de la pesquería.	N/D
		(1979) Se estableció el precio un poco por encima del precio de mercado.	Permisos		239 permisos fueron comprados de los cuales solo 11 incluían el barco	N/D
		(1980) Se fijó el precio al precio del mercado	Permisos		Se compraron 198 permisos de 325 ofertados lo que correspondió alrededor del 9% de la flota existente.	N/D
		(1981) Se consideraron dos opciones: 1. Vender el permiso basado en el precio del mercado. 2. Vender el permiso con la condición de salirse de la pesquería por 10 años para recibir del 30% más del precio fijado.	Permisos		Se redujeron los permisos de pesca en un 32% pero solo se compraron el 23% de 1982 licencias existentes; el otro 9% fue revocado.	A pesar de una última reducción significativa de la flota en 1981 en 1990, la flota seguía estando por encima de los niveles óptimos y fue declarada como una pesquería en desastre o colapso.

Pesquería y Ubicación Geográfica	Objetivos	Descripción del Proceso	Capital Retirado	Actores	Resultados	Lecciones y Recomendaciones
<p>Peces de fondos del Atlántico canadiense.</p> <p>Holland et al, 1999</p>	<p>Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)</p>	<p>La pesquería partió de estar en veda 1992.</p> <p>Se implementó un sistema de subasta inversa. La disposición de las embarcaciones quedó bajo la responsabilidad del dueño. El beneficiario debía renunciar a cualquier beneficio futuro de la pesquería, incluso como miembro de tripulación</p> <p>(dólares canadienses)</p> <p>(1994) Primer round 29.7 millones</p> <p>(1995) Segundo Round 19.3 millones</p>	<p>Permiso junto con el registro personal de pesca</p>	<p>Gobierno</p>	<p>237 permisos retirados</p> <p>177 permisos retirados</p>	<p>Existían fondos suficientes para comprar más permisos de los retirados; sin embargo el interés decayó debido a la exigencia de dejar la pesquería de manera absoluta y a la expectativa de que la pesquería fuera reabierta en 1997, debido a una aparente recuperación del stock.</p>
<p>Langosta de bahía (Canadá)</p> <p>Holland et al, 1999</p>	<p>Mejorar la rentabilidad de la pesquería</p>	<p>(1979-1981) Las compensaciones fueron fijadas de acuerdo a los arribos de 1976-1978</p>	<p>Permisos</p>	<p>Gobierno</p>	<p>Se retiraron 1571 permisos que representan el 22% de las 6941 licencias existentes en 1978.</p> <p>El 40.5 % de los pescadores beneficiados continuaron pescando en otra pesquería.</p> <p>El 25 por ciento se retiró y el 34.5 % encontraron empleo fuera de la pesquería.</p>	
<p>La pesquería de cerco en noruega.</p> <p>Holland et al, 1999</p>	<p>Mejorar la rentabilidad de la pesquería</p>	<p>(1979) Los pagos fueron fijados por el gobierno y se tenía que dismantelar el barco si el motor se dismantelaba; junto con el barco se pagaba un bono extra</p>	<p>Embarcaciones</p>	<p>Gobierno</p>	<p>Se compraron 67 barcos, el 18.22% de la capacidad en 1978</p>	<p>A pesar de la reducción de la capacidad de la flota la pesquería se colapsó en 1984</p>

Pesquería y Ubicación Geográfica	Objetivos	Descripción del Proceso	Capital Retirado	Actores	Resultados	Lecciones y Recomendaciones
<p>La flota del Reino Unido.</p> <p>Holland et al, 1999</p>	<p>Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)</p>	<p>(1996 )Se planteó reducir la capacidad en un 17% de GRT para finales de 1996.</p> <p>La embarcación debería tener una antigüedad de al menos 10 años y más de 10 metros de longitud y al menos haber pescado 75 días en 1994 y 1995. Los beneficiarios podrían entrar de nuevo a la pesquería comprando un barco ya existente en el registro del UK.</p>	<p>Embarcaciones</p>	<p>Gobierno</p>	<p>Se redujo el 7% solamente</p>	
<p>CAMARON DE BAHIA TEXAS</p> <p>Larkin et al, 2004</p>	<p>Asistencia económica a pescadores debido al colapso de la pesquería</p> <p>Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)</p>	<p>1995 1.4 millones US</p>	<p>permisos</p>	<p>Gobierno</p>	<p>Se compraron 310 permisos</p>	<p>Puede pensarse que la política de mercado es la mejor para que las pesquerías se auto regulen. Sin embargo, la intervención del Estado es necesaria para la recuperación de los stocks pesqueros ya que posiblemente éstos pierdan su viabilidad durante el periodo de transición que le tome a la pesquería operar bajo la política del mercado</p>
<p>Salmón del estado de Washington (SEW2).</p> <p>Larkin et al, 2004</p>	<p>Recuperación de stock pesquero</p>	<p>1995-1998 13.9 millones US</p>	<p>permisos</p>	<p>Gobierno</p>	<p>Se compraron 829 permisos</p>	

Pesquería y Ubicación Geográfica	Objetivos	Descripción del Proceso	Capital Retirado	Actores	Resultados	Lecciones y Recomendaciones
Peces de Fondo del Noreste de Estados Unidos. Larkin et al, 2004	Asistencia económica a pescadores debido al colapso de la pesquería  Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)  Recuperación de stock pesquero	(1995-1999) 34.5 millones US.  Se renunció al permiso y la embarcación se dispuso como chatarra o se dismanteló para ser reutilizada.  No existieron limitaciones para volver a la pesca siempre y cuando esto se hiciera a través de un barco y permiso ya existente.  Solo participaron los pescadores que demostraron que el 65% de sus ingresos dependieron de esta pesquería en al menos tres años del periodo de 1991 a 1994.  Las ofertas estuvieron basadas en las capturas históricas.	Embarcaciones junto con el permiso de pesca, incluyendo los que no fueran específicos de esta pesquería.	Gobierno	79 barcos comprados y 787 permisos	El optimismo de los pescadores en cuanto a la repoblación de los stocks, la asistencia financiera y los cambios en el manejo pesquero, los disuaden de abandonar la pesquería.  Los Buybacks no son la panacea para resolver los problemas de sobrecapacidad debido a que una vez que se incrementan las rentas de la pesquería post Buyback, existe un incremento del esfuerzo de captura y la reentrada de esfuerzo pesquero latente.
Abadejo de Alaska. Larkin et al, 2004		(1999) 90 millones 75 privados y 15 gobierno		Gobierno y Privados	9 barcos y 17 permisos	
Peces de fondo de la costa Oeste. Larkin et al, 2004	Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)	(2003) 45.8 millones; 35.8 privados y 10 gobierno			92 embarcaciones, 240 permisos	
Cangrejo de Alaska. Larkin et al, 2004	Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)	2004 100 millones	Permisos	Privado	335 permisos comprados	

Pesquería y Ubicación Geográfica	Objetivos	Descripción del Proceso	Capital Retirado	Actores	Resultados	Lecciones y Recomendaciones
<p>La flota en Dinamarca.</p> <p>Groves and Squires, 2007</p>	<p>Reducción de sobrecapacidad (overcapacity)</p>	<p>(1987-1993) Los participantes deberán dar su permiso y probar que el barco había sido desmantelado</p>	<p>Permisos</p>	<p>Unión europea gobierno noruego e inversión privada</p>	<p>797 embarcaciones con una reducción de 40000 GT (29% de la flota disponible en 1987).</p> <p>Se perdieron 2000 empleos directos</p>	<p>La reducción de la flota no siempre permite la cosecha de ganancias sin alterar los stocks pesqueros</p>
		<p>1992-2002</p> <p>Se determinaron pagos en base a la antigüedad del barco y el tonelaje</p> <p>Los barcos debían de ser de más de 10 años de antigüedad</p>	<p>Embarcaciones junto con el permiso</p>		<p>422 embarcaciones con un total de 13606 GT.</p> <p>La flota se redujo al 40% de su capacidad lo que se considera un éxito de reducción.</p> <p>Las tasas de captura observadas de 1992-2002 cayeron de 17.7 a 14.5 ton.</p>	
<p>Pesquerías costeras de Taiwán</p>	<p>Reducción de sobrecapacidad.</p> <p>Conservación de los recursos marinos costeros</p>	<p>(1991-1995) El precio fue establecido en base a las GRT cercano a los 500 dls por GRT; 90 millones de dólares gastados</p>	<p>Permisos y Embarcaciones</p>	<p>Gobierno</p>	<p>2237 embarcaciones, 118,000 GRT reducidas, 14.2% de la flota</p>	
		<p>(2000-2006)</p> <p>Se estableció el mismo precio de GRT 500dls para barcos grandes. Para barcos pequeños fue de 2000 dls Por GRT. 36 millones</p>			<p>467 embarcaciones, 23400 GRT, 4% flota</p>	

**ANEXO B**  
**Convocatoria PRODERS Especial Vaquita Año 2007**

La **Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales** (SEMARNAT), a través de la **Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas** (CONANP), y con fundamento en las "Reglas de Operación para el **Programa de Desarrollo Regional Sustentable (PRODERS)**", publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el día 26 de febrero de 2007.

## CONVOCA

**A los pescadores autorizados así como a las organizaciones pesqueras ribereñas y de servicios constituidos de conformidad con las leyes Mexicanas, residentes de comunidades usuarias de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado y área de influencia, a que presenten sus solicitudes de apoyo para participar en el PRODERS, bajo las siguientes**

### BASES

1.- La CONANP, a través del PRODERS en esta segunda Convocatoria Especial otorgará apoyos directos para la realización de acciones y proyectos que promuevan la reconversión productiva y/o tecnológica de la pesca comercial ribereña con redes agalleras y de enmalle en la Reserva y área de influencia, con el objeto de proteger la población de vaquita y fomentar la pesca responsable y sustentable en la región.

2.- Los requisitos que deberán cumplir los solicitantes para acceder a los subsidios de este PRODERS Especial son los siguientes:

I. Acrediten estar ubicados dentro de los Municipios de Mexicali, Baja California; San Luis Río Colorado y Puerto Peñasco, Sonora.

II. Presentar la documentación que acredite la actividad pesquera autorizada vigente, y en su caso, individualizada, actas constitutivas de la organización y la propiedad o legal posesión de embarcaciones y equipos.

III. Solicitar recursos en los rangos establecidos para las acciones y proyectos de conformidad con lo señalado en el Anexo No. 2 de las Reglas de Operación del PRODERS.

IV. Presentar sus solicitudes mediante escrito libre en los términos y condiciones que se establecen en las Reglas de Operación del PRODERS.

V. Comprometerse voluntariamente a no realizar actividades de pesca con redes agalleras y de enmalle.

3.- El plazo para la presentación de solicitudes del PRODERS es de **20 (veinte) días hábiles** contados a partir de la fecha de publicación de la presente Convocatoria. La recepción de las solicitudes y su documentación anexa no implicará compromiso alguno para el otorgamiento del subsidio, ya que serán objeto de evaluación y calificación.

3 BIS.- Los interesados en obtener los subsidios del PRODERS, podrán presentar solicitudes para llevar a cabo actividades de reconversión productiva y/o reconversión tecnológica en los siguientes conceptos, de conformidad con el Anexo II de las Reglas de Operación del citado Programa:

I. Estudios técnicos

II. Proyectos comunitarios (reconversión productiva y/o tecnológica)

III. Capacitación

4.- Los interesados en obtener los subsidios de este PRODERS Especial, podrán presentar sus solicitudes en escrito libre y la documentación anexa en las oficinas de la Dirección de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, con domicilio en Av. Jalisco No. 903 entre Calles 9 y 10, Col. Sonora, C.P. 83404, San Luis Río Colorado, Sonora, o con los Promotores de la Reserva en las Comunidades del Golfo de Santa Clara, Son. (Ing. Martín Estrada P., calle Segunda y Avenida Guerrero s/n ), Puerto Peñasco, Son. (Biól. Aarón Rivera M., calle 16 de Septiembre # 43, Col. El Puerto) y San Felipe, B.C. (Biól. Francisco Valverde, Calle Puerto Peñasco # 263, Zona Centro).

5.- La Dirección de la Reserva, verificará la correcta integración de las solicitudes de conformidad con los requisitos señalados en el numeral 2 de la presente Convocatoria.

6.- La Dirección de la Reserva, comunicará al interesado de cualquier omisión o faltante, en un plazo máximo de **cinco días hábiles** contados a partir de la recepción de la respectiva solicitud y su documentación anexa, a fin de que ésta sea integrada correctamente, apercibiéndole que en caso de no cumplir con el requerimiento dentro del plazo de **diez días hábiles** para su nueva recepción, verificación y registro de solicitudes, se tendrá por desistido de su solicitud.

7.- Una vez concluido el plazo para la recepción, verificación y registro, la Dirección de la Reserva, en un plazo no mayor a **diez días hábiles** contados a partir del cierre de recepción de solicitudes, dictaminará cada una de las solicitudes con la finalidad de determinar el orden de prioridad, de acuerdo con el marco de calificación establecido en las Reglas de Operación para acceder a los subsidios del PRODERS y autorizará la asignación definitiva a favor de los interesados.

**Para mayor información o cualquier aclaración, los interesados podrán comunicarse a los teléfonos, en horario de lunes a viernes de 9:00 a 18:00 horas: (653) 5363757 y 5368131.**

**ATENTAMENTE**



Este programa es de carácter público, no es patrocinado ni promovido por partido político alguno y sus recursos provienen de los impuestos que pagan todos los contribuyentes. Está prohibido el uso de este programa con fines políticos, electorales, de lucro y de otros distintos a los establecidos. Quien haga uso indebido de los recursos de este programa deberá ser denunciado y sancionado de acuerdo con la ley aplicable y ante la autoridad competente.