



Análisis: Trasplante de Erizo Rojo

PROYECTO DE MEJORA PESQUERA

PRONATURA Noroeste | Alfonso Medellín - Ortiz | febrero de 2022

Antecedentes

A nivel mundial existe interés en la mejora de los stocks de erizo (stock enhancement) como una opción para incrementar la producción y, en menor medida, recuperar stocks disminuidos (Agatsuma, 2020). Los principales métodos considerados para esta mejora son:

- Mejora del habitat (construcción de hábitat, zonas de crianza y recuperación de mantos de macroalgas)
- Trasplante/reubicación de poblaciones salvajes

DRAFT

– Siembra de juveniles (a través de cría en laboratorio)

En Japón, que es el principal consumidor de gónadas de erizo, la mejora de los stocks es considerada como una de las estrategias de manejo más importantes para su pesquería de erizo. Es por esto que la ley de mejora y desarrollo de sitios de pesca costeros provee la base para la mejora de stocks de erizo mediante la construcción de arrecifes y la liberación de juveniles (Agatsuma, 2020).

En México, la pesquería de erizo rojo ha sido objeto de diversas estrategias de manejo a través de su historia, implementando trasplantes de erizo rojo de manera ocasional al menos desde el año 2012 . Hasta 2015, a través de un

programa de la Secretaría de Pesca y Acuicultura de Baja California , se

implementa un protocolo para el trasplante de erizo rojo, sin embargo, no todos los participantes han generado la información necesaria y suficiente para evaluar la efectividad de la medida.

Justificación para la actividad

A nivel mundial, el interés de la traslocación de poblaciones salvajes se basa en el incremento del rendimiento gonadal: el incremento de peso de las gónadas en relación al peso total del erizo rojo. Este método se ha aplicado con éxito en Japón, California, Alaska, Irlanda, Reino Unido y Nueva Zelanda (Agatsuma, 2020).

En México, se han trasplantado principalmente erizos de tallas mayores a 50 mm de sitios sin alimento hacia mantos de sargazo gigante, con el argumento de apoyo al éxito reproductivo. Se han registrado valores de índice gonadosomático entre 5.1 y 13% para erizos trasplantados, comparado con valores entre 4.4 y 14.3% para erizos no trasplantados (Hernandez – Castillo, 2021). Sin embargo, estos resultados

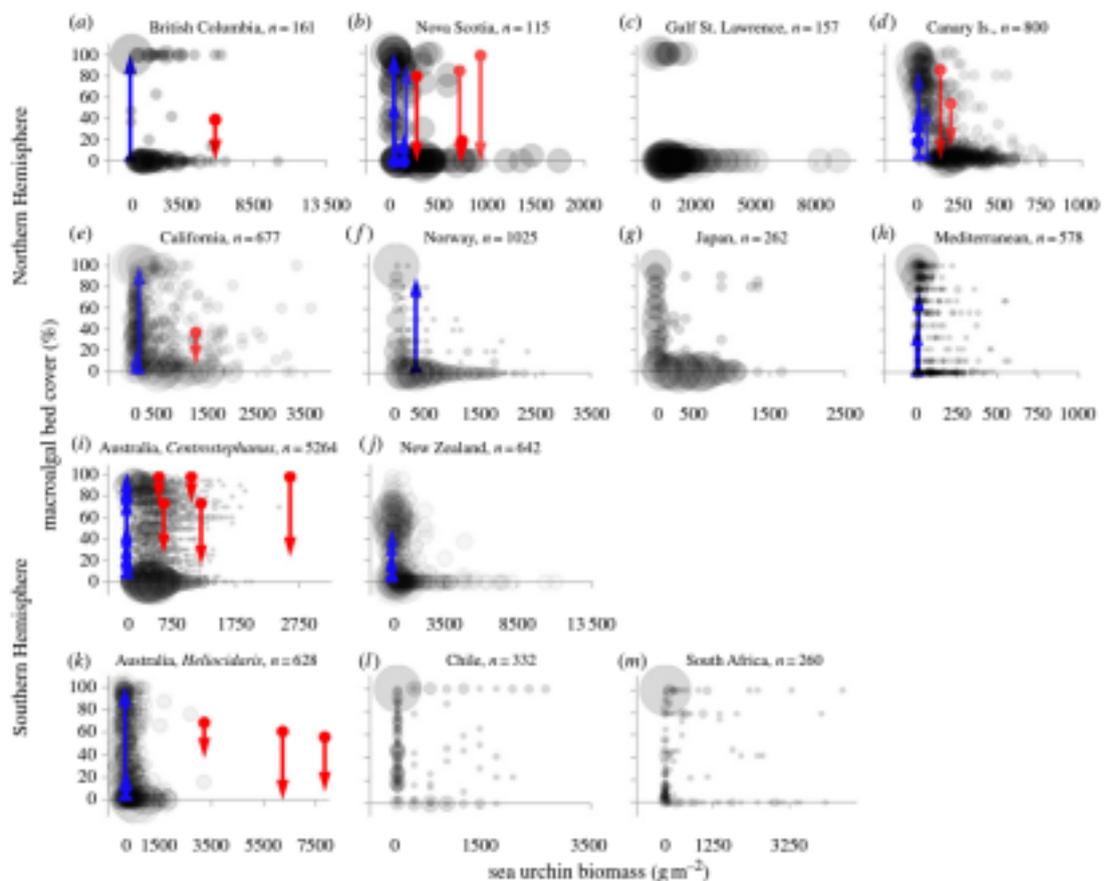
¹<https://www.gob.mx/inapesca/prensa/apoyara-inapesca-trasplante-de-erizo-rojo-en-baja-california-72107>

corresponden únicamente a una zona de captura de las más de 43 autorizadas para la pesquería.

Análisis de la información

De acuerdo con la información disponible a la fecha, los impactos ecológicos de los programas de siembra de juveniles, así como los trasplantes de erizos, no han sido evaluados (Agatsuma, 2020). El efecto de altas densidades de erizos sobre las comunidades algales ha sido ampliamente documentado (Watanabe y Harrold, 1991 ; Steneck et al., 2002; Ling et al., 2009, Ling et al., 2015), provocando sobrepastoreo y la eventual formación de zonas áridas de erizo (urchin barrens).

De la misma forma, el papel de control “top-down” de los erizos sobre los

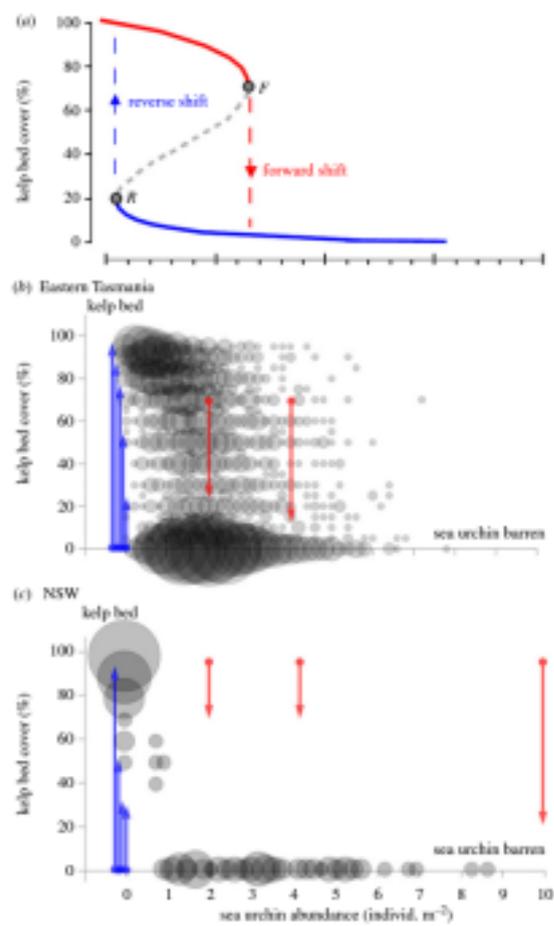


DRAFT

arrecifes rocosos está ampliamente documentado. Miller y colaboradores (2022) mencionan que de toda la literatura revisada en su análisis, es necesario remover a todos los erizos posibles para promover el crecimiento de macroalgas. Su análisis es consistente con la dinámica entre zonas áridas de erizo y bosques de macroalgas, que incluyen la remoción de erizos por tormentas, muertes por enfermedad o remoción manual (Ling et al., 2015; Fig. 1).

Figura 1. Dinámica del cambio de régimen entre mantos y bosques de algas y zonas áridas dominadas por erizos en 13 sistemas de arrecife rocoso del mundo. Tomado de Ling et al., 2015.

Con base en información reciente para Baja California, se puede observar un patrón similar al observado por Ling y colaboradores (2015) entre la cobertura de algas (%) y la densidad de erizo y la biomasa de sargazo gigante y la densidad poblacional de erizo rojo en Baja California, donde para una serie de tiempo de 19 años de ambas variables para toda la región donde se captura erizo rojo, se observa que la biomasa total de sargazo gigante es alta mientras la densidad de erizos permanece por debajo de 1 erizo m^{-2} , mientras que, para densidades variables de erizo, la biomasa de sargazo puede ser variable de manera indistinta, pero nunca mayor a unas 20,000 t (Fig. 2 panel inferior).



DR

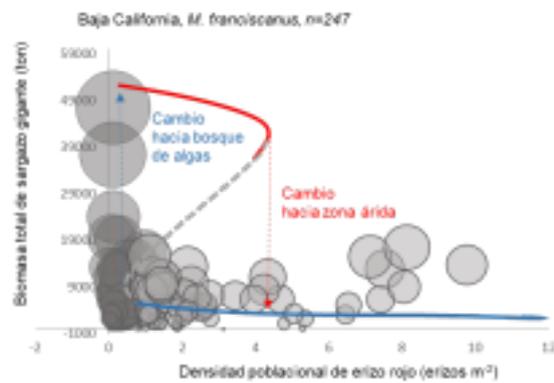
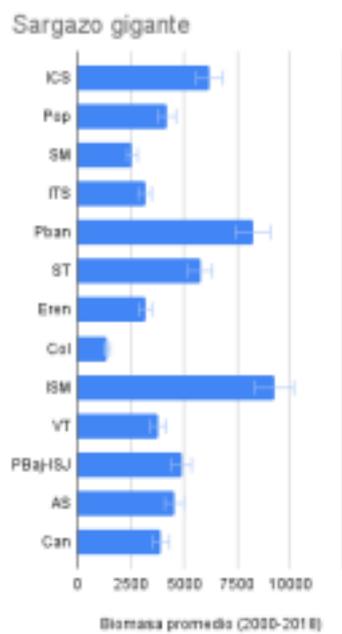


Figura 2. Cambio de régimen de mantos de algas a zonas áridas. Paneles superiores, modelo teórico y comparación entre sitios de Ling y colaboradores (2015). Panel inferior, el caso de Baja California (elaboración propia con información de Medellín – Ortiz et al., 2020, 2021).

Cabe señalar que a lo largo del tiempo se ha observado que además de los efectos del sobrepastoreo por herbívoros (principalmente erizos) sobre la variabilidad en la biomasa de sargazo gigante, los desarrollos costeros, contaminación del agua, sobreexplotación directa e indirecta (sobre pesca de depredadores de herbívoros), pérdida de hábitat (Morris et al., 2020), así como las ondas de calor marinas (Arafeh-Dalmau et al., 2019), alteran la presencia y abundancia de macroalgas, modificando la comunidad de los mantos de sargazo. En Baja California se han observado variaciones en la biomasa de sargazo gigante que son atribuidas a

condiciones ambientales, además de a la presencia o ausencia de altas densidades de erizo (Fig. 3).



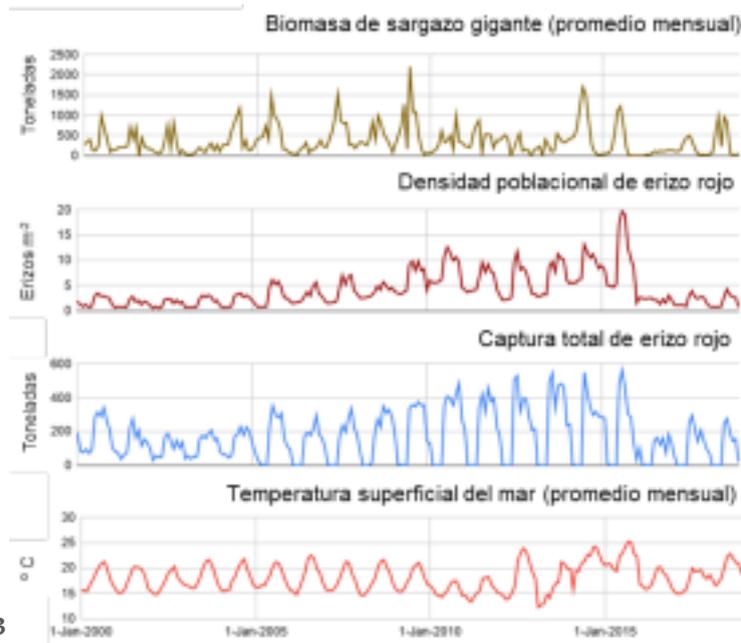


Figura 3

. Biomasa

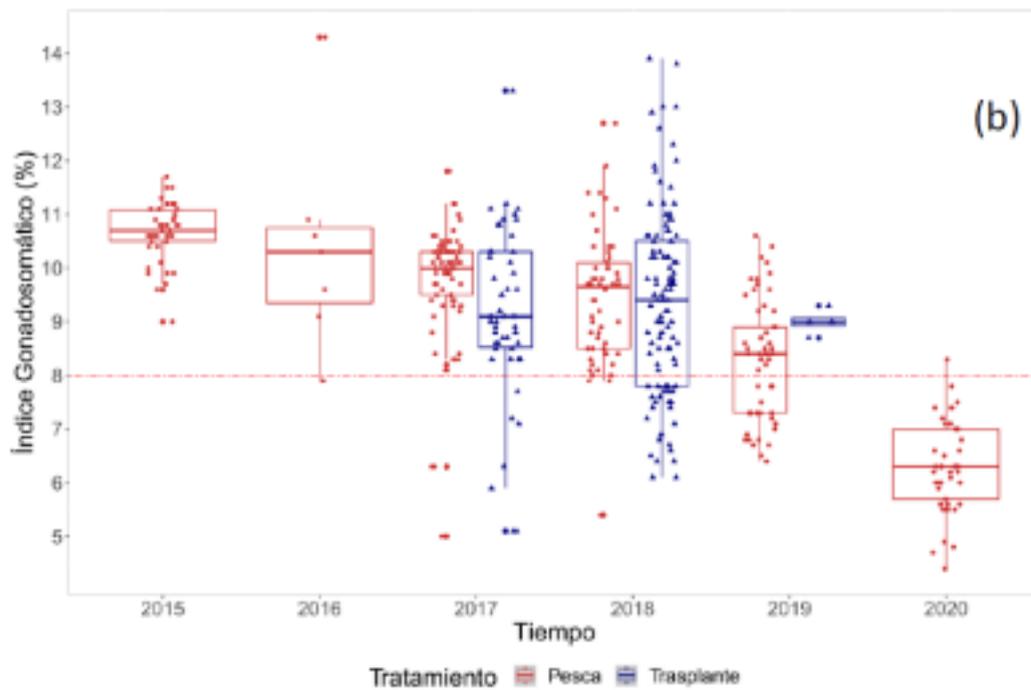
P **DRAFT** promedio de sargazo

gigante en las diferentes zonas de captura de erizo rojo en Baja California (panel izquierdo) y series de tiempo de sargazo gigante, densidad, captura de erizo rojo y temperatura superficial para Baja California (panel derecho, todas modificadas de Medellín – Ortiz, 2021).

Las zonas áridas dominadas por erizo no soportan erizos de talla o con gónadas de valor comercial, pero podrían servir como fuente de juveniles para ser trasplantados, o podrían servir como refugios naturales para que dichos juveniles no sean extraídos por la pesca (Ebert et al., 1999). Los autores mencionan que los contrapesos de estos beneficios son los posibles efectos negativos por sobrepastoreo en los sitios de trasplante, así como las altas tasas de mortalidad por el trasplante.

Recientemente, Hernandez – Castillo (2021) llevó a cabo un estudio para evaluar las acciones de trasplante de erizo rojo como estrategia de manejo de la pesquería en el Rosario, Baja California. La evaluación consistió en comparar, con base en la información recabada por una cooperativa pesquera, el índice gonadosomático de erizos trasplantados y erizos no trasplantados, además de realizar encuestas de percepción de los pescadores sobre el índice gonadosomático de erizos trasplantados,

disminución de tiempos y costos. De acuerdo con la cooperativa pesquera, para que la captura de erizo rojo les sea redituable, el índice gonadosomático de los erizos capturados no debe ser menor al 8%. Observó una aparente disminución en el índice gonadosomático para los erizos no trasplantados (pesca) a diferencia de los erizos trasplantados (Fig. 4).



DRAFT

Figura 4. Variación anual del índice gonadosomático para erizos trasplantados y no trasplantados. La línea horizontal punteada representa el índice gonadosomático de 8% (Tomada de Hernandez – Castillo, 2021).

Además, de acuerdo con los resultados sobre la percepción de los 31 pescadores

encuestados, el trasplante de erizo rojo les presentan menor número de viajes y menor tiempo de buceo para alcanzar su cuota diaria de captura, además de considerar que el tiempo destinado para pescar erizo rojo es menor (Hernandez – Castillo, 2021). Sin embargo, debido a que la información utilizada se encuentra limitada a un área geográfica con características biológicas, oceanográficas y pesqueras distintas al resto de Baja California, así como la ausencia de información cuantitativa para la evaluación de los sitios previo y posterior a los trasplantes, no hay evidencia suficiente para evaluar la efectividad de los trasplantes como medida para el incremento del índice gonadosomático o el posible efecto del sobrepastoreo de los mantos de sargazo a donde los erizos son reubicados.

PÁGINA 6

Con base en los resultados obtenidos por Hernandez – Castillo (2021), así como la necesidad de revisar la efectividad de los trasplantes como medida de manejo de la pesquería de erizo rojo expresada por el sector, se convocaron a los académicos pertenecientes al Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California (IIO – UABC), así como del Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE), con antecedentes y experiencia en biología, ecología y pesquerías de macroalgas y erizos, con la finalidad de llevar a cabo una mesa de análisis sobre los trasplantes. De dicho análisis se desprende la preocupación por la carencia de información sobre los sitios previo a los trasplantes, así como la falta de seguimiento formal de la medida. Los integrantes estuvieron de acuerdo en que los beneficios a corto plazo del trasplante podrían disimular efectos perjudiciales de la medida a largo plazo, debido a los efectos de las ondas cálidas sobre los bosques de sargazo gigante, el sobrepastoreo por la hiperagregación de erizos, así como la pérdida de hábitat del erizo rojo frente a la invasión del erizo morado.

DRAFT

De acuerdo con información recopilada por Agatsuma (2020), los impactos ecológicos de los programas de trasplante o siembra de juveniles no han sido evaluados en Japón, aunque se tienen ejemplos donde causan declive en la biomasa algal así como cambios en las interacciones con otros herbívoros.

Conclusiones

1. El trasplante o reubicación de erizos es una forma conocida que podría usarse para recuperar stocks o incrementar la producción de un lugar determinado.
2. En México se han hecho algunos intentos de realizar reubicación de erizo rojo, sin embargo esos esfuerzos no han sido sistemáticos y no han generado información suficiente para evaluar la efectividad de la medida.
3. Los resultados de trasplante de erizo en México no muestran diferencias relevantes entre los rangos de índice gonadosomático de erizos locales y trasplantados, aunque se trata de resultados en una única zona de muchas en la pesquería.
4. El sobrepastoreo por erizos es una de las causas de pérdida de cobertura algal en los arrecifes rocosos; para que los programas de recuperación de mantos de algas sean exitosos es necesario mantener densidades menores a 2 erizos m^{-2} , mientras que para que la pesquería de erizo se lleve a cabo es necesario mantener densidades naturales de al menos 2 erizos m^{-2} . Por lo tanto, el trasplante de erizo debe de tener en cuenta la especie que se traslada, las características de la zona a trasplantar y los objetivos de manejo.
5. Existen otros factores que pueden modificar el patrón de variabilidad de la biomasa de sargazo, por lo cual es necesario identificar en puntos determinados, además de la abundancia de erizo, cuales factores pueden actuar de manera aditiva e impactar con mayor intensidad al manto de sargazo. De acuerdo con información reciente, el trasplante de erizo rojo puede representar un incremento en el índice gonadosomático de los erizos trasplantados comparado con los no trasplantados. Sin embargo, debido a la

PÁGINA 7

naturaleza de la actividad y la información disponible existe el riesgo de que los beneficios a corto plazo del trasplante enmascaren efectos perjudiciales generados por la medida a largo plazo.

6. La información reciente habría sugerido que el trasplante de erizo rojo puede favorecer un incremento en el índice gonadosomático de los erizos trasplantados comparado con los no trasplantados. Sin embargo, los resultados mostrados en la Figura 4, no demuestran esa hipótesis, y por otra parte, los resultados del análisis de percepción, no fueron obtenidos mediante un diseño experimental capaz de dilucidar si el efecto esperado es en realidad consecuencia de la aplicación de la variable de control.

7. La información reciente habría sugerido que el trasplante de erizo rojo puede favorecer un incremento en el índice gonadosomático de los erizos trasplantados comparado con los no trasplantados. Sin embargo, los

DRAFT

resultados mostrados en la Figura 4, no demuestran esta hipótesis debido a la insuficiencia de datos anuales para ratificar la solidez del supuesto

Referencias

- Agatsuma, Y. 2020. Stock enhancement of regular sea urchins. *Sea Urchins: Biology and Ecology*. Fourth Edition, Vol. 43. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819570-3.00017-2>
- Castorani, M. C. N., Reed, D. C., and Miller, R. J. 2018. Loss of foundation species: disturbance frequency outweighs severity in structuring kelp forest communities. *Ecology* 99, 2442–2454. doi: 10.1002/ecy.2485
- Dean, T.A., Schroeter, S.C. & Dixon, J.D. 1984. Effects of grazing by two species of sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *Lytechinus anamesus*) on recruitment and survival of two species of kelp (*Macrocystis pyrifera* and *Pterygophora californica*). *Marine Biology*. 78, 301–313. <https://doi.org/10.1007/BF00393016>
- Ebert, T.A., J.D. Dixon, S.C. Schroeter, P.E. Kalvass, N.T. Richmond, W.A. Bradbury, D.A. Woodby. 1999. Growth and mortality of red sea urchins *Strongylocentrotus franciscanus* across a latitudinal gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 190: 189 – 209 <https://www.jstor.org/stable/24854639>
- Harrold C, D. C. Reed. 1985. Food availability, sea urchin (*Strongylocentrotus franciscanus*) grazing and kelp forest community structure. *Ecology* 66: 1160–1169
- Hernandez – Castillo, A. 2021. Evaluacion de las acciones de “trasplante” de erizo rojo (*Mesocentrotus franciscanus*) como estrategia de manejo de la pesqueria en el Rosario, Baja California, Mexico. Tesis de Maestria. UABC. Agosto 2021.
- Kato, S., S. C. Schroeter. 1985. Biology of the Red Sea Urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*, and its Fishery in California. *Marine Fisheries Review* 47 (3): 1 – 20

Krumhansl K.A, Okamoto DK, Rassweiler A, Novak M, Bolton JJ, Cavanaugh KC, Connell SD, Johnson CR, Konar B, Ling SD, Micheli F, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Sousa-Pinto I, Reed DC, Salomon AK, Shears NT, Wernberg T, Anderson RJ, Barrett NS, Buschmann AH, Carr MH, Caselle JE, Derrien-Courtel S, Edgar GJ, Edwards M, Estes JA, Goodwin C, Kenner MC, Kushner DJ, Moy FE, Nunn J, Steneck RS, Vásquez J, Watson J, Witman JD, Byrnes JE. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 113(48):13785-13790. doi: 10.1073/pnas.1606102113. Epub 2016 Nov 14. PMID: 27849580; PMCID: PMC5137772.

Medellín - Ortiz, A., G. Montaña - Moctezuma, C. Alvarez-Flores, E. Santamaria-del-Angel. 2020. Retelling the History of the Red Sea Urchin Fishery in Mexico. *Front. Mar. Sci.* 7:167. doi: 10.3389/fmars.2020.00167.

DRAFT

Medellín - Ortiz, A. 2021. Desarrollo de un modelo predictivo que integre los factores ambientales y biológicos para determinar la trayectoria poblacional del erizo rojo, bajo diferentes escenarios de variabilidad ambiental y pesquera. Tesis de Doctorado. UABC. Enero 2021.

Miller, K.I., C.O. Blain, N.T. Shears. 2022. Sea Urchin Removal as a Tool for Macroalgal Restoration: A Review on Removing “the Spiny Enemies”. *Front. Mar. Sci.* 9:831001. Doi: 10.3389/fmars.2022.831001

Morris, R.L., R. Hale, E.M.A. Strain, S.E. Reeves, A. Vergés, E.M. Marzinelli, C. Layton, V. Shelamhoff, T.D.J. Graham, M. Chevalier, S.E. Swearer. 2020. Key Principles for Managing Recovery of Kelp Forests through Restoration. *BioScience* 70(8): 688-698. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa058>

Ling, S.D., R. E. Scheibling, A. Rassweiler, C. R. Johnson, N. Shears, S. D. Connell, A. K. Salomon, K. M. Norderhaug, A. Pérez-Matus, J. C. Hernández, S. Clemente, L. K. Blamey, B. Hereu, E. Ballesteros, E. Sala, J. Garrabou, E. Cebrian, M. Zabala, D. Fujita, L. E. Johnson. 2015. Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 370:20130269. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0269>

- Ling, S.D., C.R. Johnson, S.D. Frusher, K.R. Ridgway. 2009. Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. PNAS. Vol. 106 (52):22341-22345. www.pnas/cgi/doi/10.1073/pnas.0907529106
- Steneck., R.S., M.H. Graham, B.J. Bourque, D. Corbett, J.M. Erlandson, J.A. Estes, M.J. Tegner. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29 (4): 436 - 459
- Watanabe, J.M., C. Harrold. 1991. Destructive grazing by sea urchins *Strongylocentrotus* spp. in a central California kelp forest: potential roles of recruitment, depth and predation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71: 125 - 141