

Adaptation and Stability Analysis of the May–Holling–Tanner Model Applied to the Anchovy–Pelican System in the Humboldt Current

Norley Samira Cruz Pérez¹, Lucia Carolina Rodríguez Aparicio¹

Faculty Mentor: Edwin Cristian Julian Trujillo. M.Sc.

¹ San Ignacio de Loyola University, Peru, edwin.julian@usil.pe
norley.cruz@usil.pe, lucia.rodriguezap@usil.pe

Abstract. *This work adapts a non-linear model with a ratio-dependent functional response to analyze the trophic interaction between the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) and the Peruvian pelican (*Pelecanus thagus*) in the Humboldt Current ecosystem. Beyond classifying local stability, the study introduces the estimation of the characteristic recovery time $\tau \approx 1/|\lambda_{dom}|$ based on the dominant eigenvalue, allowing for the quantification of the system's dynamic resilience. Under baseline conditions, a stable node is obtained with approx $\lambda_{dom} \approx -0,10$, implying a recovery time of nearly 10 years. Under a severe El Niño scenario ($r = 0,15$, $c = 2,0$), the dominant eigenvalue approaches $-0,02$, extending the recovery time to approximately 50 years and reducing the Jacobian determinant by 89%. Although formal stability is maintained, a significant degradation of the dynamic margin is evident. This study allows for the detection of structural fragility before an observable collapse occurs, providing an additional quantitative criterion for ecological resilience assessment.*

Keywords — *Mathematical modeling; Nonlinear dynamic systems; May–Holling–Tanner model; Local stability; Ecological resilience; Fisheries management.*

Resumen- *Este trabajo adapta el modelo no lineal con respuesta funcional dependiente de la razón para analizar la interacción trófica entre la anchoveta (*Engraulis ringens*) y el pelicano peruano (*Pelecanus thagus*) en el ecosistema de la Corriente de Humboldt. Más allá de clasificar la estabilidad local, el estudio introduce la estimación del tiempo característico de recuperación $\tau \approx 1/|\lambda_{dom}|$ a partir del eigenvalor dominante, permitiendo cuantificar la resiliencia dinámica del sistema. En condiciones base se obtiene un nodo estable con $\lambda_{dom} \approx -0,10$, lo que implica una recuperación cercana a 10 años. Bajo un escenario tipo El Niño severo ($r = 0,15$, $c = 2,0$), el eigenvalor dominante se aproxima a $-0,02$, extendiendo el tiempo de recuperación a aproximadamente 50 años y reduciendo el determinante del Jacobiano en un 89%. Aunque la estabilidad formal se conserva, se evidencia una degradación significativa del margen dinámico. Este estudio permite detectar fragilidad estructural antes de que se produzca un colapso observable, aportando un criterio cuantitativo adicional para la evaluación de resiliencia ecológica.*

Palabras clave — *Modelado matemático; Sistemas dinámicos no lineales; Modelo May–Holling–Tanner; Estabilidad local; Resiliencia ecológica; Gestión pesquera.*

Adaptación y Análisis de Estabilidad del Modelo May–Holling–Tanner aplicado al Sistema Anchoveta–Pelicano en la Corriente de Humboldt

Norley Samira Cruz Pérez¹, Lucia Carolina Rodríguez Aparicio¹

Faculty Mentor: Edwin Cristian Julian Trujillo. *M.Sc.*

¹Universidad San Ignacio de Loyola, Perú, edwin.julian@usil.pe
norley.cruz@usil.pe, lucia.rodriguezap@usil.pe

I. INTRODUCCIÓN

El ecosistema marino asociado a la Corriente de Humboldt constituye uno de los sistemas de mayor productividad biológica a nivel mundial, siendo la anchoveta (*Engraulis ringens*) un recurso clave tanto en términos ecológicos como económicos. Diversos estudios han analizado la dinámica poblacional de esta especie y su relación con factores ambientales y pesqueros en el Pacífico suroriental [1, 2], evidenciando la fuerte influencia de la variabilidad climática, particularmente del Fenómeno de El Niño. Estas fluctuaciones no solo afectan la biomasa de anchoveta, sino que impactan directamente a especies depredadoras como el pelicano peruano (*Pelecanus thagus*), cuya disponibilidad alimentaria depende en gran medida de este recurso.

Aunque los modelos clásicos de depredador–presa permiten describir interacciones básicas, la mayoría de los enfoques se concentran en la existencia de equilibrio o en la estimación de biomasa, sin cuantificar explícitamente la velocidad de recuperación del sistema frente a perturbaciones ambientales. Esta distinción es relevante, ya que un sistema puede conservar estabilidad matemática y, sin embargo, presentar una capacidad de respuesta lenta ante eventos climáticos recurrentes.

En este contexto, el modelo May–Holling–Tanner ofrece una estructura adecuada al incorporar crecimiento logístico de la presa y una capacidad de carga dinámica para el depredador. La adaptación propuesta en este trabajo integra explícitamente la contribución de especies acompañantes dentro del término de capacidad de carga del depredador, fundamentando sus parámetros en literatura técnica reportada para el contexto regional.

El objetivo del estudio no se limita a clasificar la estabilidad local del equilibrio de coexistencia, sino a evaluar cuantitativamente cómo variaciones en parámetros asociados a la productividad de la presa y a la disponibilidad de alimento alternativo modifican el margen dinámico de estabilidad. Para

ello, se emplea el análisis espectral del Jacobiano con el fin de estimar la escala temporal de recuperación del sistema y distinguir entre estabilidad formal y resiliencia estructural frente a perturbaciones tipo El Niño.

II. MODELO MATEMÁTICO

Con el fin de describir la interacción trófica entre la anchoveta (*Engraulis ringens*) y el pelicano peruano (*Pelecanus thagus*) en el ecosistema de la Corriente de Humboldt, se adopta una variante del modelo no lineal de May–Holling–Tanner con respuesta funcional dependiente de la razón. El sistema propuesto está dado por:

$$\frac{dx}{dt} = rx \left(1 - \frac{x}{K}\right) - \frac{qxy}{x + ay} \quad (1)$$

$$\frac{dy}{dt} = sy \left(1 - \frac{y}{nx + c}\right) \quad (2)$$

donde $x(t)$ representa la biomasa de anchoveta (toneladas), $y(t)$ la población de pelicanos (individuos) y t el tiempo medido en años.

En este trabajo, $y(t)$ representa una población efectiva de pelicanos expresada en unidades poblacionales escaladas. Por tanto, sus valores numéricos no corresponden al número absoluto de individuos, sino a una escala reducida del modelo que permite compatibilizar la dinámica del depredador con la biomasa de anchoveta expresada en toneladas.

El primer término de la ecuación (1) describe el crecimiento logístico de la anchoveta, con tasa intrínseca r y capacidad de carga K . El término de depredación

$$\frac{qxy}{x + ay}$$

corresponde a una respuesta funcional de razón, en la cual la tasa de consumo depende del cociente entre presa y depredador.

A diferencia del modelo clásico de Lotka-Volterra, esta formulación incorpora saturación e interferencia intraespecífica en el depredador, evitando tasas de captura ilimitadas cuando la biomasa de presa es elevada y representando de manera más realista la dinámica trófica observada en sistemas marinos.

La ecuación (2) modela el crecimiento del pelicano mediante una capacidad de carga dinámica $nx + c$, dependiente tanto de la biomasa de anchoveta como de una contribución constante c . El parámetro c representa la disponibilidad de alimento alternativo (especies acompañantes), permitiendo capturar la supervivencia del depredador durante periodos de baja abundancia de presa principal. Esta inclusión introduce un mecanismo explícito de amortiguamiento ecológico frente a perturbaciones ambientales y resulta estructuralmente relevante para el análisis de resiliencia posterior.

A. Coherencia dimensional

El sistema es dimensionalmente homogéneo. En este trabajo, $x(t)$ representa la biomasa de anchoveta en toneladas, mientras que $y(t)$ representa una población efectiva de pelicanos expresada en unidades poblacionales escaladas, denotadas como u.p. Por tanto, $y(t)$ no corresponde al número absoluto de individuos, sino a una escala reducida del modelo. En particular, $\frac{dx}{dt}$ tiene unidades de ton/año y $\frac{dy}{dt}$ de u.p./año. Los parámetros r y s poseen unidades de año^{-1} , K se mide en toneladas, q en $\text{ton} \cdot \text{u.p}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, a en $\text{ton} \cdot \text{u.p}^{-1}$, n en $\text{u.p.} \cdot \text{ton}^{-1}$ y c en u.p.

La consistencia dimensional del término de depredación se verifica como:

$$\frac{qxy}{x+ay} \sim \frac{(\text{ton} \cdot \text{u.p}^{-1} \cdot \text{año}^{-1})(\text{ton})(\text{u.p})}{\text{ton}} = \frac{\text{ton}}{\text{año}}$$

Asimismo, en la ecuación del depredador, el término $nx + c$ tiene unidades de u.p., por lo que la razón

$$\frac{y}{nx + c}$$

es adimensional. Esto garantiza la coherencia dimensional del sistema.

Los valores adoptados corresponden a estimaciones reportadas en literatura técnica para el sistema anchoveta–pelicano en el Pacífico suroriental. Estos parámetros reproducen órdenes de magnitud coherentes con biomasa de presa del orden de 10^6 toneladas y población efectiva de depredadores del orden de 10^1 u.p. en el modelo escalado, lo cual resulta consistente con el análisis de estabilidad desarrollado en la sección siguiente.

TABLA I
PARÁMETROS CALBRADOS
(FUENTE: LITERATURA TÉCNICA [3] [4])

Símbolo	Valor	Unidad	Ref.
r	0.84	año^{-1}	[3]
K	4×10^6	ton	[3]
q	0.15	$\text{ton} \cdot \text{u.p}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$	[4]
a	0.485	$\text{ton} \cdot \text{u.p}^{-1}$	[4]
s	0.10	año^{-1}	[3]
n	2.033×10^6	$\text{u.p.} \cdot \text{ton}^{-1}$	[4]
c	8.85	u.p.	[4]

Nota: u.p. significa unidad poblacional escalada. En consecuencia, $y(t)$ no representa el número absoluto de pelicanos, sino una población efectiva expresada en la escala reducida del modelo.

III. ANÁLISIS DE ESTABILIDAD LOCAL

Para evaluar la estabilidad del equilibrio de coexistencia se linealiza el sistema alrededor de sus puntos críticos. Los puntos de equilibrio se determinan resolviendo el sistema algebraico asociado a las ecuaciones (1)–(2).

Además de los equilibrios triviales, el equilibrio interior

$$E_2 = (x^*; y^*)$$

representa la coexistencia de ambas especies y constituye el punto de interés ecológico. Con los parámetros de la Tabla I se obtiene numéricamente:

$$E_2 \approx (3,999,996,97; 16,98199) \quad (3)$$

Este resultado es consistente con el orden de magnitud esperado: biomasa de presa del orden de 10^6 toneladas y población efectiva de depredadores del orden de 10^1 u.p. en el modelo escalado.

Sea

$$f(x, y) = rx \left(1 - \frac{x}{K}\right) - \frac{qxy}{x+ay},$$

$$g(x, y) = sy \left(1 - \frac{y}{nx + c}\right)$$

A. Jacobiano y linealización

La dinámica local alrededor de E_2 está gobernada por el Jacobiano:

$$J(x, y) = \begin{pmatrix} f_x & f_y \\ g_x & g_y \end{pmatrix}$$

Las derivadas parciales son:

$$f_x = r \left(1 - \frac{2x}{K}\right) - \frac{qay^2}{(x + ay)^2} \quad (4)$$

$$f_y = -\frac{qx^2}{(x+ay)^2} \quad (5)$$

$$g_x = \frac{sny^2}{(nx+c)^2} \quad (6)$$

$$g_y = s \left(1 - \frac{2y}{nx+c^2} \right). \quad (7)$$

Evaluando en E_2 se obtiene:

$$J(E_2) \approx \begin{pmatrix} -0,8399987 & -0,1499994 \\ 2,033 \times 10^{-7} & -0,1000000 \end{pmatrix}.$$

Es importante notar que el término Gx es del orden de 10^{-7} . Esto se debe a la diferencia de escalas entre la biomasa de anchoveta, del orden de 10^6 toneladas y la población efectiva de pelicanos, del orden de 10^1 u.p. Como consecuencia, el acoplamiento desde la presa hacia el depredador es débil en términos lineales locales, lo que influye directamente en la estructura espectral del sistema.

B. Polinomio característico y clasificación

El polinomio característico asociado al Jacobiano es:

$$\lambda^2 - \text{tr}(J(E_2))\lambda + \det(J(E_2)) = 0. \quad (8)$$

Para la clasificación del equilibrio se emplean los criterios estándar para sistemas bidimensionales. En particular, el equilibrio E_2 es un nodo estable si se cumple que:

$$\det(J(E_2)) > 0, \quad \text{tr}(J(E_2)) < 0, \quad \Delta > 0.$$

Numéricamente se obtiene:

$$(J(E_2)) \approx -0,9399987 < 0,$$

$$\det(J(E_2)) \approx 0,0839999 > 0.$$

El discriminante es:

$$\Delta = \left((J(E_2)) \right)^2 - 4 \det(J(E_2)) \approx 0,547598 > 0.$$

Dado que $\det > 0$, < 0 y $\Delta > 0$, el equilibrio E_2 se clasifica como un nodo estable. Los eigenvalores son:

$$\lambda_1 \approx -0,8399987; \quad \lambda_2 \approx -0,1000000.$$

Como ambos eigenvalores son reales y negativos, el equilibrio E_2 se clasifica como un nodo estable. La ausencia de parte imaginaria implica que la convergencia hacia el equilibrio es monótona, sin oscilaciones locales.

Desde el punto de vista dinámico, la estabilidad de E_2 indica que perturbaciones moderadas en biomasa o población no conducen al colapso inmediato, sino que el sistema retorna al equilibrio de coexistencia. Este resultado establece la base matemática sobre la cual se desarrollará el análisis de sensibilidad, donde se evaluará como varían los eigenvalores ante cambios paramétricos asociados a escenarios ambientales extremos.

IV. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD Y ESCENARIOS DINÁMICOS

Para evaluar qué tan sensible es el sistema frente a cambios ambientales y presión trófica, analizamos cómo se modifican los eigenvalores del Jacobiano cuando variamos ciertos parámetros clave.

Los valores utilizados en los escenarios no fueron elegidos al azar. En cada caso se aplicaron variaciones porcentuales significativas respecto al valor base, manteniendo coherencia con el orden de magnitud del modelo y sin alterar su estructura matemática. El objetivo no fue forzar una inestabilidad artificial, sino medir cómo cambia el margen dinámico del equilibrio ante perturbaciones plausibles.

La estabilidad se determinó calculando directamente los eigenvalores en el equilibrio interior E_2 .

Posteriormente, verificamos que el comportamiento observado en el plano fase, mediante la *Phase Plane App* de MATLAB, coincidiera con la clasificación matemática obtenida. De esta manera, el análisis combina evidencia analítica y geométrica.

A. Condiciones base

Con los parámetros calibrados a partir de valores reportados para el sistema anchoveta–pelicano, el equilibrio de coexistencia es aproximadamente:

$$E_2 \approx (4 \times 10^6, 17)$$

Este resultado indica que la biomasa de anchoveta se mantiene cercana a su capacidad de carga, mientras que la población de pelicanos se estabiliza en un nivel bajo pero sostenido, coherente con la estructura trófica observada en el ecosistema.

Al evaluar el Jacobiano en este punto se obtienen los eigenvalores:

$$\lambda_1 \approx -0,84 ; \quad \lambda_2 \approx -0,10$$

Ambos son reales y negativos, por lo que el equilibrio se clasifica como un nodo estable.

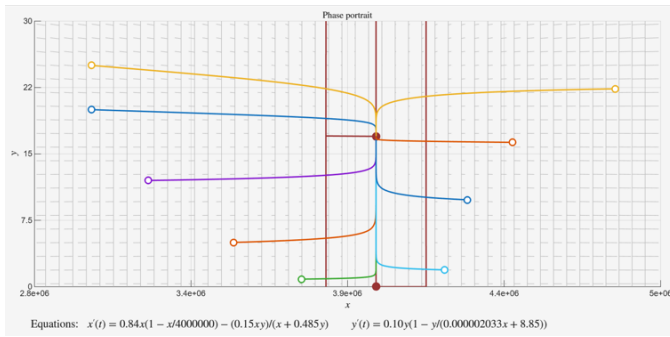


Fig. 1 Trayectorias convergiendo al equilibrio estable E_2

La Figura 1 confirma este resultado: las trayectorias convergen directamente al equilibrio sin oscilaciones.

El eigenvalor dominante es $-0,10$. Utilizando la aproximación $\tau \approx 1/|\lambda_{dom}|$, se obtiene un tiempo característico de recuperación cercano a 10 años.

Esto significa que, ante perturbaciones moderadas (variaciones climáticas interanuales o fluctuaciones pesqueras normales), el sistema puede retornar a su equilibrio en una década. Bajo condiciones promedio, el sistema presenta estabilidad estructural y una capacidad de respuesta razonable.

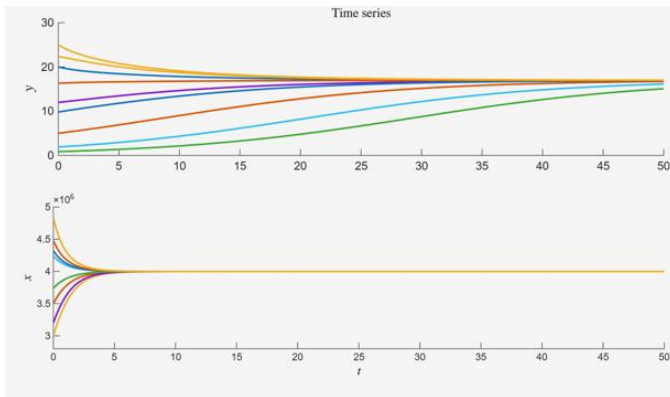


Fig. 2 Evolución temporal de $x(t)$ y $y(t)$ bajo condiciones base.

B. Mayor disponibilidad de alimento alternativo ($c = 15$)

Para evaluar el rol de la biodiversidad acompañante, se incrementó el parámetro c de 8.85 a 15 (variación aproximada del 70 %), manteniendo el mismo orden de magnitud biológico.

Los nuevos eigenvalores son:

$$\lambda_1 \approx -0,98 ; \quad \lambda_2 \approx -0,15$$

El equilibrio sigue siendo un nodo estable, pero ahora el eigenvalor dominante es más negativo. Esto implica un tiempo de recuperación aproximado de 6–7 años.

En términos ecológicos, este resultado cuantifica el efecto amortiguador de la biodiversidad. Una mayor disponibilidad de alimento alternativo no solo mantiene al depredador en

periodos de baja abundancia de anchoveta, sino que acelera el retorno al equilibrio tras perturbaciones.

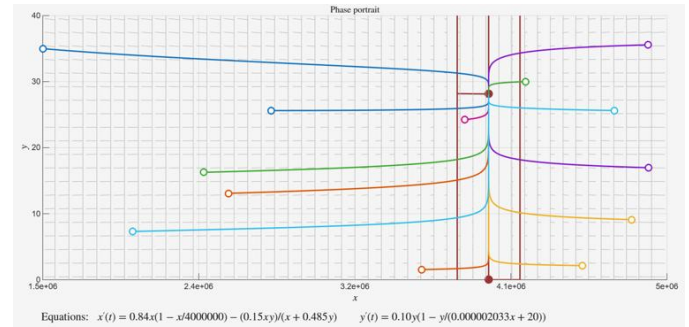


Fig. 3 Resiliencia mejorada - Convergencia rápida

La Figura 3 muestra trayectorias más pronunciadas hacia el punto de coexistencia, reflejando una recuperación más rápida. Aquí se observa que la estabilidad no cambia de tipo, pero sí mejora su margen dinámico.

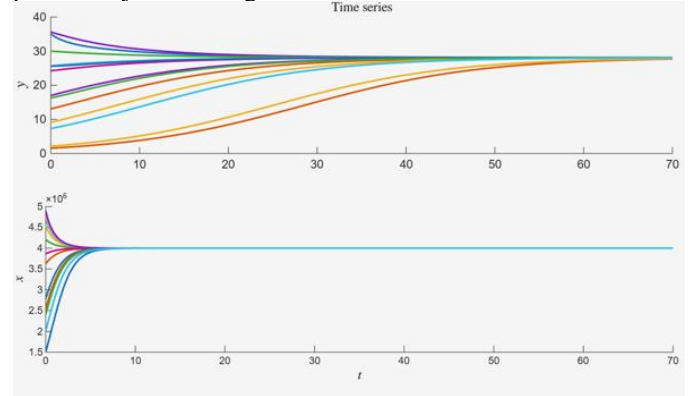


Fig. 4 Evolución en el tiempo de $x(t)$ con alta disponibilidad de alimento alternativo.

C. Mayor eficiencia de depredación ($q = 0,8$)

Para explorar el efecto de una presión trófica elevada, se incrementó q desde 0.15 hasta 0.8, representando un escenario de alta eficiencia de captura.

Los eigenvalores obtenidos son:

$$\lambda_1 \approx -0,64 ; \quad \lambda_2 \approx -0,07$$

Aunque el equilibrio continúa siendo un nodo estable, el eigenvalor dominante se aproxima a cero. El tiempo característico de recuperación aumenta a aproximadamente 14 años.

En la Figura 5 se observa una convergencia más lenta y un campo vectorial menos intenso. El sistema no pierde estabilidad formal, pero su capacidad de retorno disminuye.

Este resultado indica que una presión trófica excesiva no genera colapso inmediato, pero reduce el margen de seguridad ecológica, aumentando el periodo de vulnerabilidad frente a perturbaciones sucesivas.

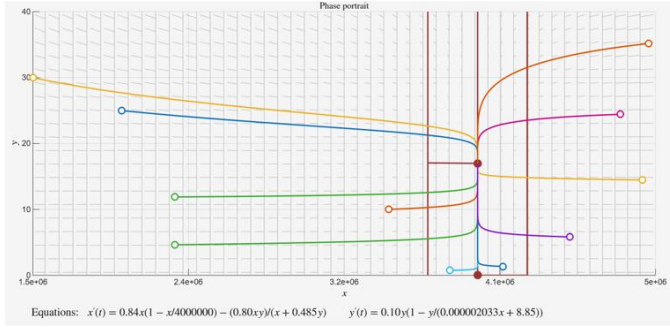


Fig. 5 Convergencia lenta ante alta presión de depredación.

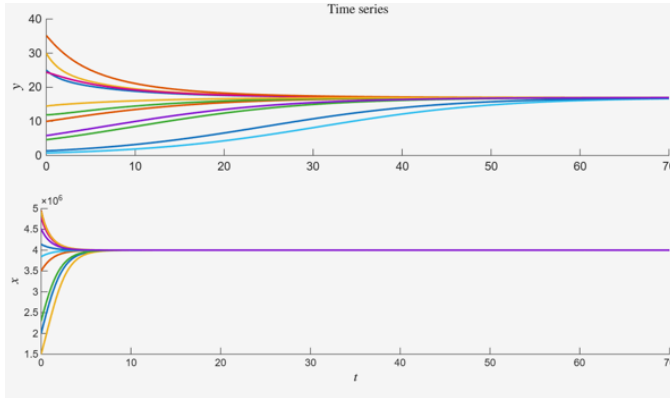


Fig. 6 Evolución en el tiempo de $x(t)$ en un escenario de alta depredación.

D. Escenario tipo El Niño ($r = 0,15, c = 2,0$)

Finalmente, se simuló un escenario de estrés ambiental severo reduciendo simultáneamente la tasa de crecimiento de la presa (r) y la disponibilidad de alimento alternativo (c), representando condiciones prolongadas de baja productividad.

Los eigenvalores resultantes son:

$$\lambda_1 \approx -0,19 ; \quad \lambda_2 \approx -0,02$$

El equilibrio mantiene estabilidad matemática, pero el eigenvalor dominante es muy cercano a cero. El tiempo característico de recuperación se extiende a aproximadamente 50 años.

La Figura 7 muestra una región de atracción más reducida y trayectorias que convergen lentamente. El sistema no desaparece, pero pierde capacidad efectiva de recuperación.

Desde una perspectiva operativa, un sistema que requiere medio siglo para retornar al equilibrio se vuelve funcionalmente frágil. Si ocurre una segunda perturbación antes de completar su recuperación, la probabilidad de degradación acumulativa aumenta significativamente.

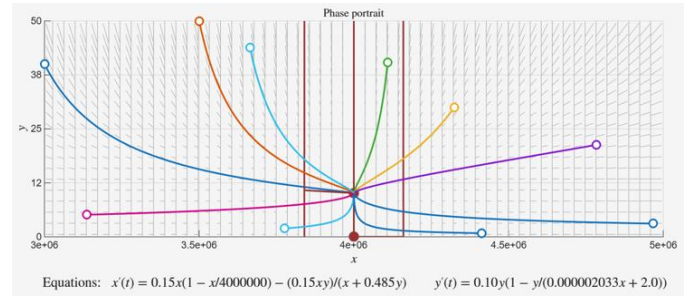


Fig. 7 Fragilidad dinámica bajo condiciones tipo El Niño severo.

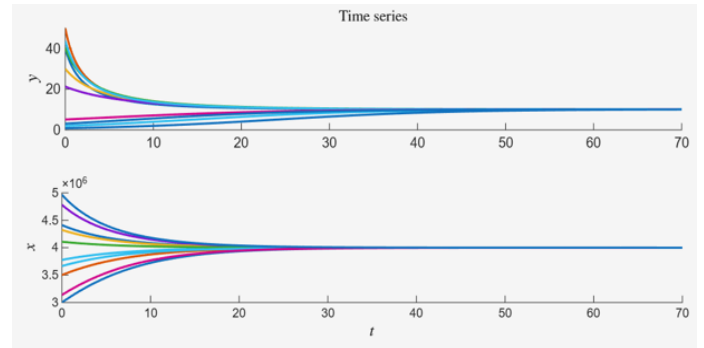


Fig. 8 Evolución en el tiempo de $x(t)$ bajo un escenario tipo El Niño severo.

TABLA II
RESUMEN COMPARATIVO DEL ANÁLISIS ESPECTRAL
(NOTA: ELABORACIÓN PROPIA)

Escenario	λ_1	λ_2	Clasificación	$\lambda_{dom.}$	Tiempo rec. aprox.
Base	-0,84	-0,10	Nodo estable	-0,10	10 años
$c = 15$	-0,98	-0,15	Nodo estable	-0,15	6-7 años
$q = 0,8$	-0,64	-0,07	Nodo estable	-0,07	14 años
Niño	-0,19	-0,02	Nodo estable	-0,02	50 años

Como se resume en la Tabla II, todos los escenarios conservan estabilidad local; sin embargo, el eigenvalor dominante se aproxima a cero en condiciones de estrés ambiental, lo que incrementa significativamente el tiempo de recuperación y reduce la resiliencia dinámica del sistema.

V. RESULTADOS

El análisis realizado no se limita a verificar la estabilidad del equilibrio, sino que cuantifica la velocidad con la que el sistema retorna a dicho estado tras una perturbación.

Al linealizar el sistema alrededor del equilibrio E_2 , la dinámica local se aproxima por $z' = \lambda z$.

En este régimen, la solución decae exponencialmente como $e^{\lambda t}$, por lo que el tiempo característico de recuperación puede estimarse como

$$\tau \approx \frac{1}{|\lambda_{dom}|} \quad [5]$$

donde λ_{dom} es el eigenvalor dominante. [6]

En condiciones base, $\lambda_{dom} \approx -0,10$, lo que implica $\tau \approx 10$ años. Este valor establece una escala temporal concreta: el sistema requiere aproximadamente una década para absorber una perturbación moderada y retornar al equilibrio de coexistencia.

Cuando el alimento alternativo aumenta ($c = 15$), el eigenvalor dominante se desplaza a $\lambda_{dom} \approx -0,15$. Esto reduce el tiempo característico a aproximadamente 6–7 años. La variación representa una disminución cercana al 33% en la escala temporal de recuperación. Por lo tanto, el incremento en biodiversidad acompañante acelera cuantificablemente la restauración del equilibrio.

En contraste, bajo el escenario de estrés ambiental severo ($r = 0,15, c = 2,0$), el eigenvalor dominante se aproxima a $\lambda_{dom} \approx -0,02$. Esto implica un tiempo de recuperación cercano a 50 años, es decir, cinco veces mayor que en condiciones base.

El tipo de equilibrio no cambia (permanece como nodo estable), pero la escala temporal sí se modifica de manera sustancial. Este aumento de 10 a 50 años no es un cambio marginal, sino una multiplicación por cinco en el tiempo necesario para restablecer el equilibrio.

El análisis del determinante del Jacobiano complementa esta interpretación. En condiciones base, $\det(J) \approx 0,084$. Bajo el escenario crítico, $\det(J) \approx 0,009$. Esta reducción cercana al 89% cuantifica la disminución en la fuerza restauradora lineal del sistema.

En términos dinámicos, el sistema mantiene estabilidad formal (eigenvalores negativos), pero el margen de recuperación se reduce significativamente. La aproximación del eigenvalor dominante hacia cero indica que la velocidad de retorno tiende a disminuir progresivamente bajo estrés ambiental.

Estos resultados muestran que la estabilidad matemática por sí sola no describe completamente la capacidad de respuesta del sistema. Es necesario considerar la magnitud de los eigenvalores para evaluar la rapidez de recuperación ante perturbaciones.

VI. DISCUSIÓN E IMPLICANCIAS PARA LA GESTIÓN

Los resultados obtenidos muestran que la estabilidad del sistema anchoveta–pelicano no puede interpretarse únicamente como la existencia de un equilibrio matemáticamente estable. Aunque en todos los escenarios evaluados el equilibrio de coexistencia mantiene eigenvalores negativos, la escala temporal de recuperación varía de manera significativa, modificando el nivel de vulnerabilidad ecológica asociado.

En condiciones base, el sistema presenta una recuperación del orden de una década, lo que sugiere que puede absorber perturbaciones moderadas dentro de una ventana temporal coherente con la dinámica natural del ecosistema. Sin embargo, cuando se simulan condiciones de estrés ambiental severo, la recuperación se vuelve multidecenal. Este aumento en la escala

temporal implica que el sistema permanece por largos periodos en estados alejados del equilibrio, incrementando la probabilidad de que nuevas perturbaciones ocurran antes de completar la restauración.

La reducción observada en el determinante del Jacobiano confirma esta pérdida de fuerza restauradora. Aunque el equilibrio no desaparece, el sistema pierde rigidez dinámica, lo que se traduce en mayor sensibilidad acumulativa frente a eventos extremos recurrentes. En términos ecológicos, esto significa que la resiliencia puede deteriorarse sin que exista necesariamente una disminución inmediata de biomasa.

Desde la perspectiva de la gestión ambiental, esta diferencia es relevante. Las evaluaciones tradicionales suelen centrarse en estimaciones actuales de biomasa o en la verificación de estabilidad local. No obstante, los resultados muestran que dos escenarios con estabilidad formal pueden diferir sustancialmente en su capacidad de regeneración. [6] Incorporar la escala temporal de recuperación como indicador complementario permitiría estimar no solo cuánto recurso existe, sino qué tan rápido puede restablecerse después de una perturbación climática o trófica.

En sistemas sometidos a variabilidad ambiental recurrente, la velocidad de recuperación constituye un elemento clave para evaluar riesgo estructural. La adaptación del modelo May–Holling–Tanner desarrollada en este trabajo ofrece un marco cuantificable para integrar esta dimensión temporal en el análisis técnico del ecosistema.

Como limitación principal, el modelo se basa en parámetros reportados en la literatura y no en una calibración directa con series temporales conjuntas de biomasa de anchoveta y población de pelicanos. Por ello, los resultados deben interpretarse como una aproximación teórica de prediagnóstico dinámico. En trabajos futuros, será necesario contrastar las predicciones del modelo con datos históricos de biomasa, registros pesqueros y censos de aves marinas, a fin de evaluar su capacidad predictiva y la validez de los tiempos de recuperación estimados.

En términos de gestión ambiental, el tiempo de recuperación puede emplearse como un indicador complementario para anticipar periodos de vulnerabilidad ecológica y orientar estrategias preventivas ante eventos climáticos recurrentes.

VII. CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que confirmar estabilidad matemática no es suficiente para evaluar la sostenibilidad del sistema anchoveta–pelicano. Aunque el equilibrio de coexistencia E_2 permanece estable en todos los escenarios analizados, la escala temporal de recuperación varía de manera crítica ante cambios ambientales.

En condiciones base, el sistema requiere aproximadamente 10 años para recuperar su equilibrio. Cuando la disponibilidad de alimento alternativo aumenta ($c = 15$), este tiempo se reduce a 6–7 años, evidenciando que la biodiversidad

acompañante actúa como un mecanismo dinámico de amortiguamiento. Sin embargo, bajo condiciones de baja productividad ($r = 0,15, c = 2,0$), el tiempo de recuperación se extiende hasta cerca de 50 años, multiplicándose por cinco respecto al escenario base.

Paralelamente, el determinante del Jacobiano disminuye de 0.084 a 0.009 (89 %), cuantificando la pérdida de fuerza restauradora del sistema bajo estrés ambiental. Aunque los eigenvalores permanecen negativos, la capacidad de respuesta se debilita sustancialmente.

Estos resultados muestran que dos escenarios pueden ser matemáticamente estables y, aun así, diferir radicalmente en su resiliencia efectiva. Incorporar la velocidad de recuperación como indicador dinámico permite detectar una degradación estructural antes de que se manifieste como colapso visible de biomasa.

En síntesis, la adaptación del modelo May–Holling–Tanner realizada en este trabajo no solo describe la coexistencia trófica, sino que cuantifica el margen dinámico de recuperación del ecosistema frente a variabilidad climática. Al traducir la estabilidad en una escala temporal medible, el análisis incorpora un criterio técnico directamente aplicable a evaluaciones de riesgo ecológico y gestión preventiva.

Esta aproximación permite estimar no solo si el sistema es estable, sino cuánto margen de seguridad conserva ante perturbaciones recurrentes. En contextos donde la sostenibilidad del recurso depende de su capacidad de regeneración, integrar la velocidad de recuperación como indicador dinámico fortalece la base técnica para la toma de decisiones ambientales fundamentadas.

REFERENCIAS

- [1] S. Rivadeneyra-Villafuerte and G. Román-Amancio, "Depredadores tope en la pesquería industrial de anchoveta entre los años 2015 y 2019," *Boletín Instituto del Mar del Perú*, vol. 37, no. 1, pp. 91–112, 2022. doi: 10.53554/boletin.v37i1.360
- [2] M. Romero-Ordoñez, J. Pérez-Núñez, and L. Vásquez-Serpa, "Qualitative analysis and simulations of a ratio-dependent May-Holling-Tanner predator-prey model with an alternative food source for the predator," *Selecciones Matemáticas*, vol. 9, no. 1, pp. 196–209, 2022. doi: 10.17268/sel.mat.2022.01.17
- [3] E. Díaz Acuña, P. Marín, and E. Quispe Salazar, "Evaluación alternativa del stock norte-centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) usando un modelo estocástico de producción excedente en tiempo continuo," Oficio N° 683-2021 IMARPE/PCD, Callao, Perú, Aug. 2021.
- [4] C. Barbraud et al., "Density Dependence, Prey Accessibility and Prey Depletion by Fisheries Drive Peruvian Seabird Population Dynamics," *Ecography*, vol. 41, no. 7, pp. 1092–1102, 2018. doi: 10.1111/ecog.02485
- [5] S. L. Pimm, "The Complexity and Stability of Ecosystems," *Nature*, vol. 307, pp. 321–326, 1984. doi: 10.1038/307321a0
- [6] M. G. Neubert and H. Caswell, "Alternatives to Resilience for Measuring the Responses of Ecological Systems to Perturbations," *Ecology*, vol. 78, no. 3, pp. 653–665, 1997. doi: 10.2307/2266047