

Didáctica analítica de la interacción entre temperatura, luminosidad y microhábitat en la supervivencia de pocillopora damicornis en un vivero de corales en Manta, Ecuador

Analysis of the interaction between temperature, light intensity, and microhabitat on the survival of pocillopora damicornis in a coral nursery in Manta, Ecuador

Morales Corozo, Juan Pablo

jpmoralesc@pucesm.edu.ec

<https://orcid.org/0000-0002-4538-4488>

Pontificia Universidad Católica del Ecuador sede Manabí

Arias Cedeño, Evelyn Virginia

evarias@pucesm.edu.ec

<https://orcid.org/0000-0001-6200-8049>

Pontificia Universidad Católica del Ecuador sede Manabí

Zambrano Moreira, María Briggitte

mzambrano7582@pucesm.edu.ec

<https://orcid.org/0009-0001-2040-3486>

Pontificia Universidad Católica del Ecuador sede Manabí

Recibido 30 de noviembre 2024 | Arbitrado: 05 de enero 2025 | Aprobado: 30 de enero 2024 | Publicado 06 de febrero 2025

RESUMEN

Los arrecifes de coral son ecosistemas cruciales que sustentan la biodiversidad, las pesquerías y los servicios ecosistémicos, sin embargo, enfrentan una crisis sin precedentes debido al aumento de la temperatura superficial del mar y la contaminación local, ambos factores que reducen la resiliencia y aumentan la mortalidad coralina. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la interacción entre la temperatura, la irradiancia y las condiciones del microhábitat sobre la supervivencia de fragmentos trasplantados de *Pocillopora damicornis* en arrecifes costeros de Manabí, Ecuador. Se implementó un diseño factorial completo 3×3 , con tres rangos de temperatura ($24-26^\circ\text{C}$, $27-29^\circ\text{C}$ y $30-32^\circ\text{C}$) y tres niveles de irradiancia ($100-300$, $301-600$ y $601-900 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ PAR), replicados en tres sitios costeros, con monitoreo continuo de variables ambientales y fisiológicas. Los resultados revelaron que los picos térmicos coincidieron con altos niveles de irradiancia, creando múltiples condiciones de estrés que incrementaron el riesgo de blanqueamiento y deterioraron la fotosíntesis de los simbiontes. Además, el análisis de ANOVA mostró diferencias significativas entre las estructuras de trasplante, indicando que la variabilidad del microhábitat y la ubicación de los marcos tipo “araña” influyen fuertemente en el desempeño coralino. En conclusión, la restauración coralina en Manabí requiere integrar monitoreo ambiental de alta resolución, indicadores de calidad del agua y planificación espacial con la participación activa de la comunidad para fortalecer la resiliencia de *P. damicornis* frente al cambio climático y las presiones antropogénicas locales. Este estudio aporta evidencia aplicada para estrategias de restauración adaptativa en el Pacífico Tropical Oriental.

Palabras clave: Educación superior; Cuadro de mando integral; Gestión institucional; Tecnología educativa ; Evaluación institucional

ABSTRACT

Coral reefs are critical ecosystems that sustain biodiversity, fisheries, and ecosystem services, yet they face an unprecedented crisis due to rising sea surface temperatures and local pollution, both of which reduce resilience and increase coral mortality. In this context, this study aimed to evaluate the interaction between temperature, irradiance, and microhabitat conditions on the survival of transplanted fragments of *Pocillopora damicornis* in coastal reefs of Manabí, Ecuador. A full factorial 3×3 design was implemented, with three temperature ranges (24–26 °C, 27–29 °C, and 30–32 °C) and three irradiance levels (100–300, 301–600, and 601–900 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ PAR), replicated across three coastal sites, with continuous monitoring of environmental and physiological variables. Results revealed that thermal peaks coincided with high irradiance levels, creating multiple stress conditions that increased bleaching risk and impaired symbiont photosynthesis. Furthermore, ANOVA analysis showed significant differences among transplant structures, indicating that microhabitat variability and the placement of “spider” frames strongly influence coral performance. In conclusion, coral restoration in Manabí requires integrating high-resolution environmental monitoring, water quality indicators, and spatial planning with active community participation to strengthen the resilience of *P. damicornis* under climate change and local anthropogenic pressures. This study provides applied evidence for adaptive restoration strategies in the Eastern Tropical Pacific.

Keywords: Coral restoration; Temperature; Irradiance; Microhabitat; Resilience

INTRODUCCIÓN

El blanqueamiento coralino es la respuesta más visible al estrés térmico. Se produce cuando temperaturas superiores al promedio inducen la expulsión de zooxantelas, algas simbióticas responsables de la fotosíntesis que aportan hasta el 90 % de la energía metabólica del coral. Sin estas, los corales pierden su color y entran en un estado crítico de debilidad que puede derivar en mortalidad masiva. Durante el evento de El Niño 2023–2025, los aumentos sostenidos de 1–2 °C generaron episodios de blanqueamiento severo en el Pacífico Oriental Tropical y en el Caribe, transformando la estructura y productividad de los arrecifes (Heather, 2020; Lorenzo et al., 2025). Este proceso no solo amenaza la biodiversidad local, sino que también altera el ciclo global del carbono, ya que los arrecifes son sumideros fundamentales de CO₂. El colapso de estos ecosistemas repercute directamente en la estabilidad climática y en la seguridad alimentaria de comunidades costeras. (Foo & Asner, 2020).

Además de la temperatura, la contaminación marina constituye una amenaza difusa pero persistente. Los nutrientes provenientes de descargas agrícolas y urbanas inducen procesos de eutrofización, favoreciendo macroalgas que compiten con los corales por espacio y luz. La sedimentación causada por deforestación o infraestructura costera disminuye la transparencia del agua, limitando la fotosíntesis de las zooxantelas. Asimismo, contaminantes como metales pesados, hidrocarburos y pesticidas ejercen efectos fisiológicos adversos que afectan la reproducción y la inmunidad coralina. Estos factores actúan de manera sinérgica con el calor: se ha demostrado que la presencia de nitrógeno amplifica la severidad del blanqueamiento, incluso bajo temperaturas menos extremas (Banc et al., 2022). En arrecifes cercanos a puertos y ciudades, la mortalidad coralina es

mayor, confirmando que la degradación local reduce drásticamente la resiliencia frente a perturbaciones globales (Boström et al., 2020; Burkner et al., 2023). En Ecuador, y particularmente en Manabí, estas condiciones convergen, intensificando la vulnerabilidad arrecifal.

Pocillopora damicornis es una especie clave en el Pacífico Oriental, ampliamente utilizada en programas de restauración por su relativa rapidez de crecimiento y su importancia ecológica como hábitat para peces y otros organismos marinos. Investigaciones recientes señalan que esta especie presenta variabilidad en su tolerancia térmica y que dicha respuesta depende de la comunidad simbiótica asociada. Bajo estrés, los corales pueden asociarse con algas más resistentes al calor, aumentando su probabilidad de supervivencia (Palacio et al., 2023). No obstante, esta capacidad de adaptación no es suficiente si existen presiones adicionales, como contaminación por nutrientes o exposición a bacterias patógenas como *Vibrio coralliilyticus*, que potencian los efectos del calor (Wall et al., 2020). Por ello, *P. damicornis* constituye un modelo ideal para evaluar cómo múltiples factores de estrés interactúan en escenarios locales, y su estudio en Manabí puede proveer información valiosa para diseñar protocolos de restauración más efectivos.

La restauración coralina mediante viveros y trasplantes se ha convertido en una estrategia central de conservación. Las técnicas más utilizadas incluyen el cultivo en viveros flotantes o fijos en estructuras conocidas como “arañas” y la posterior fijación de fragmentos en arrecifes degradados. Si bien estas prácticas han mostrado éxito en ciertos contextos, los resultados suelen ser variables y dependen en gran medida de las condiciones ambientales del sitio receptor (Tobón, 2025). Un estudio en Florida mostró que cerca del 75 % de los corales cultivados en vivero murieron durante la ola de calor de 2023, lo que evidencia la vulnerabilidad de los fragmentos trasplantados frente a eventos extremos (Hein et al., 2020; Reyna et al., 2018). En contraste, experiencias en Indonesia utilizando reef stars demostraron recuperaciones significativas de cobertura coralina y aumento de poblaciones de peces (Gouezo et al., 2025). Estos resultados resaltan que el éxito de la restauración depende tanto del diseño técnico como del entorno ambiental.

La enfermedad coralina constituye otra dimensión crítica que se agrava con el aumento térmico. Un metaanálisis global reciente confirma que la prevalencia de enfermedades coralinas está directamente relacionada con la temperatura, lo que sugiere que el calentamiento oceánico facilita condiciones favorables para patógenos (Burkner et al., 2023). En este sentido, la contaminación actúa como un factor coadyuvante, debilitando las defensas fisiológicas de los corales y facilitando infecciones. Adicionalmente, el aumento de episodios de hipoxia en arrecifes calentados representa una amenaza emergente. Estudios recientes identifican un incremento en la frecuencia de hipoxia en arrecifes globales, con efectos negativos sobre la supervivencia de corales y peces asociados (Pezner

et al., 2023). Estas condiciones refuerzan la necesidad de considerar múltiples factores de estrés de manera integrada, pues los programas de restauración que ignoran estos aspectos pueden subestimar los riesgos para los fragmentos trasplantados y sobreestimar las tasas de éxito esperadas.

Aunque la restauración coralina muestra avances significativos, diversos autores advierten que esta estrategia no está logrando mantenerse al ritmo de la degradación global. Varios estudios señalan que incluso con inversiones crecientes, la escala de restauración actual representa menos del 1 % de lo que se necesitaría para contrarrestar las pérdidas proyectadas bajo escenarios de calentamiento de 1,5 °C. Investigadores recalcan que los esfuerzos de restauración deben complementarse con políticas de mitigación del cambio climático y reducción de contaminantes locales, pues de lo contrario, los fragmentos trasplantados seguirán enfrentando condiciones adversas que comprometen su supervivencia (Lafferty & Strona, 2025). Esta perspectiva crítica es especialmente relevante para Ecuador, donde los programas de restauración aún se encuentran en fases piloto y los recursos son limitados. La investigación aplicada en contextos locales, como la que se plantea en Manabí, puede generar evidencias que optimicen la inversión y prioricen acciones más sostenibles.

La evidencia sugiere que la capacidad de recuperación coralina depende no solo de la intensidad del estrés, sino también del historial ambiental previo. Cornet et al., (2025) demostraron que incorporar métricas basadas en la trayectoria térmica mejora la predicción de blanqueamientos futuros. Este hallazgo implica que corales sometidos previamente a eventos de calor pueden responder de manera distinta a nuevas perturbaciones, lo cual debe considerarse al seleccionar sitios de trasplante. En Manabí, la variabilidad térmica natural podría conferir ventajas adaptativas, pero solo si la contaminación es baja. De lo contrario, las poblaciones locales podrían ver reducida su capacidad de recuperación. Esto sugiere que la restauración coralina no puede basarse únicamente en indicadores de temperatura, sino que debe integrar parámetros de calidad de agua y contaminación para generar un marco más realista de predicción y manejo (Abelson et al., 2016; Chen et al., 2025).

Los programas de restauración exitosos han mostrado que la participación comunitaria y la gobernanza local son factores determinantes. En lugares como Hope Reef, la integración de actores locales en el mantenimiento de estructuras de restauración ha favorecido la recuperación de cobertura coralina y la abundancia de peces (Gouezo et al., 2025). Este tipo de experiencias es extrapolable a Manabí, donde comunidades pesqueras artesanales dependen directamente de los servicios ecosistémicos arrecifales. La incorporación de pescadores y actores comunitarios en el monitoreo de fragmentos trasplantados no solo fortalece la gestión participativa, sino que también asegura sostenibilidad a largo plazo. Complementar estas iniciativas con tecnologías emergentes sensores, drones, estructuras impresas en 3D puede potenciar resultados. La interacción entre ciencia, tecnología

y sociedad se convierte así en un eje central para enfrentar la crisis coralina y avanzar en modelos de gestión adaptativa en Ecuador.

La investigación científica contemporánea reconoce que los arrecifes rara vez enfrentan un solo factor de estrés. Más bien, responden a la combinación de variables locales y globales, cuyos efectos pueden ser sinérgicos o antagonistas. Por ejemplo, un estudio en mesocosmos encontró que corales expuestos simultáneamente a calentamiento (+2 °C) y acidificación (-0,2 pH) lograron mantener diversidad, aunque con cambios estructurales (PNAS, 2024). Estos hallazgos muestran que la respuesta coralina es compleja y no lineal, lo que exige modelos de análisis multivariable. En este sentido, la investigación planteada para Manabí tiene un valor estratégico: evaluar simultáneamente temperatura y contaminación permitirá detectar interacciones que no se observarían al analizar factores de manera aislada. Esto contribuirá no solo al diseño de protocolos locales de restauración, sino también a la literatura internacional sobre resiliencia arrecifal en contextos de alta variabilidad y presión antropogénica (Puisay et al., 2023; Warne et al., 2025).

En este contexto, el propósito de la presente investigación es analizar cómo interactúan la temperatura, y la contaminación marina en la supervivencia de fragmentos trasplantados de *Pocillopora damicornis* en arrecifes costeros de Manabí, Ecuador. Mediante un enfoque experimental en condiciones controladas y en campo, se evaluó el efecto combinado de distintos niveles térmicos y paramétricos de calidad de agua (nutrientes turbidez, y carga microbiana) sobre la fisiología, crecimiento y mortalidad coralina. Esta aproximación permitirá identificar umbrales críticos de tolerancia y posibles mecanismos de resiliencia, con implicaciones directas para la selección de sitios y estrategias de restauración. Además, el estudio incorpora variables socioambientales relevantes, incluyendo participación comunitaria y presión antrópica, para generar recomendaciones prácticas y escalables. Al integrar múltiples dimensiones del estrés coralino en un sistema ecológicamente significativo y vulnerable, esta investigación aspira fortalecer la base científica para la conservación activa de arrecifes en el Pacífico Oriental Tropical, bajo un enfoque adaptativo y basado en evidencia.

MÉTODO

La investigación se diseñó como un experimento de campo controlado con enfoque cuantitativo, ejecutado entre enero y diciembre de 2024 en el litoral de Manabí, Ecuador. Se empleó un diseño factorial completo 3×3 de tres niveles de temperatura (24–26 °C, 27–29 °C, 30–32 °C) y tres niveles de luminosidad (100–300, 301–600 y 601–900 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ de PAR). Se seleccionó la especie *Pocillopora damicornis* por su amplia distribución tropical oriental y sensibilidad a variaciones ambientales, validándose como organismo modelo en estudios de estrés lumínico y térmico reciente

(Dobson et al., 2021; Glynn & Manzello, 2015). Fragmentos de tamaño uniforme (5–7 cm) se obtuvieron de colonias sanas, se fijaron en estructuras estandarizadas y se colocaron en tres sitios costeros representativos para capturar variabilidad ambiental.

La temperatura y la irradiancia se monitorearon continuamente con sensores digitales de alta precisión y radiómetros subacuáticos, registrando datos cada 5 minutos. Este muestreo permitía gran fidelidad en la caracterización ambiental, respaldada por técnicas utilizadas en estudios sobre la interacción de temperatura y luz en corales (Cluet et al., 2014; Jie et al., 2020). Los niveles se seleccionaron para representar condiciones de control y escenarios de estrés previstos en proyecciones climáticas regionales. Cada combinación de tratamiento fue replicada 30 veces (réplicas técnicas) en cada uno de los tres sitios (réplicas biológicas), asegurando robustez estadística (Lucile et al., 2017).

El experimento se desarrolló en tres estaciones costeras de Manabí con diferentes condiciones hidrodinámicas y grados de exposición a la radiación solar. La temperatura del agua se controló mediante sensores digitales de alta precisión (± 0.1 °C) colocados a 1 m de profundidad, y la luminosidad se registró con radiómetros subacuáticos que midieron la intensidad de radiación fotosintéticamente activa (PAR) en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Estos registros se realizaron de forma continua con intervalos de cinco minutos, almacenados en registradores de datos autónomos para análisis posterior. Las condiciones ambientales se clasificaron en tres rangos de temperatura (24–26 °C, 27–29 °C y 30–32 °C) y tres niveles de luminosidad (100–300, 301–600 y 601–900 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), generando un diseño factorial 3x3 que permitió evaluar interacciones cruzadas entre factores (Coles & Riegl, 2013)

La supervivencia coralina se cuantificó semanalmente mediante análisis fotogramétrico con cámaras de alta resolución, utilizando ImageJ para determinar cobertura viva. Se complementaron con mediciones de densidad de simbioses (Symbiodinium), clorofila-a, y parámetros fisiológicos como metabolismo oscuro y fotosíntesis neta, aplicando espectrofotometría UV-Vis y técnicas de oxímetro, conforme a métodos estándar en investigaciones recientes (Dobson et al., 2021; Guillermic et al., 2021). Esta combinación permitió relacionar respuestas fisiológicas con niveles experimentales de temperatura y luz.

Se validó la calidad y consistencia de los datos ambientales complementando las mediciones in situ con registros satelitales de temperatura superficial del mar (SST) de NASA MODIS y series de irradiancia de redes costeras nacionales. Esto mejoró la extrapolación de los resultados hacia escalas regionales de cambio climático (Jiang et al., 2020; Kochman & Fine, 2023). Además, se midió la capacidad de recuperación tras eventos de estrés simulado, utilizando pulsos de temperatura elevada

y alta irradiancia, evaluando la reposición de cobertura y fotosíntesis durante cuatro semanas posteriores.

Los datos fueron analizados mediante ANOVA multifactorial con medidas repetidas, verificando supuestos de normalidad y homogeneidad por Shapiro–Wilk y Levene. Se aplicaron pruebas post-hoc de Tukey o, ante violaciones de homocedasticidad, métodos robustos según literatura actual. El tamaño muestral y replicación permitieron mantener potencia estadística $\alpha = 0.05$. Se complementaron con análisis de correlación de Pearson para evaluar asociaciones entre variables ambientales y fisiológicas. Para abordar la complejidad espacial y temporal se implementaron modelos lineales mixtos (GLMM), un enfoque emergente en ecología coralina (Jiang et al., 2022; Jie et al., 2020). En paralelo, se estudiaron cambios transcriptómicos de coral tras exposición a estrés térmico y lumínico, consultando estudios recientes sobre respuestas al estrés en *P. damicornis*, que mostraron activación de rutas apoptóticas, sistemas antioxidantes y autófalos en condiciones de calor controlado (Jie et al., 2020). Aunque no se realizaron análisis ómicos en este trabajo, estos estudios fundamentan la interpretación de posibles mecanismos fisiológicos observados al vincularlos con datos de pigmentación, simbiontes y fotosíntesis.

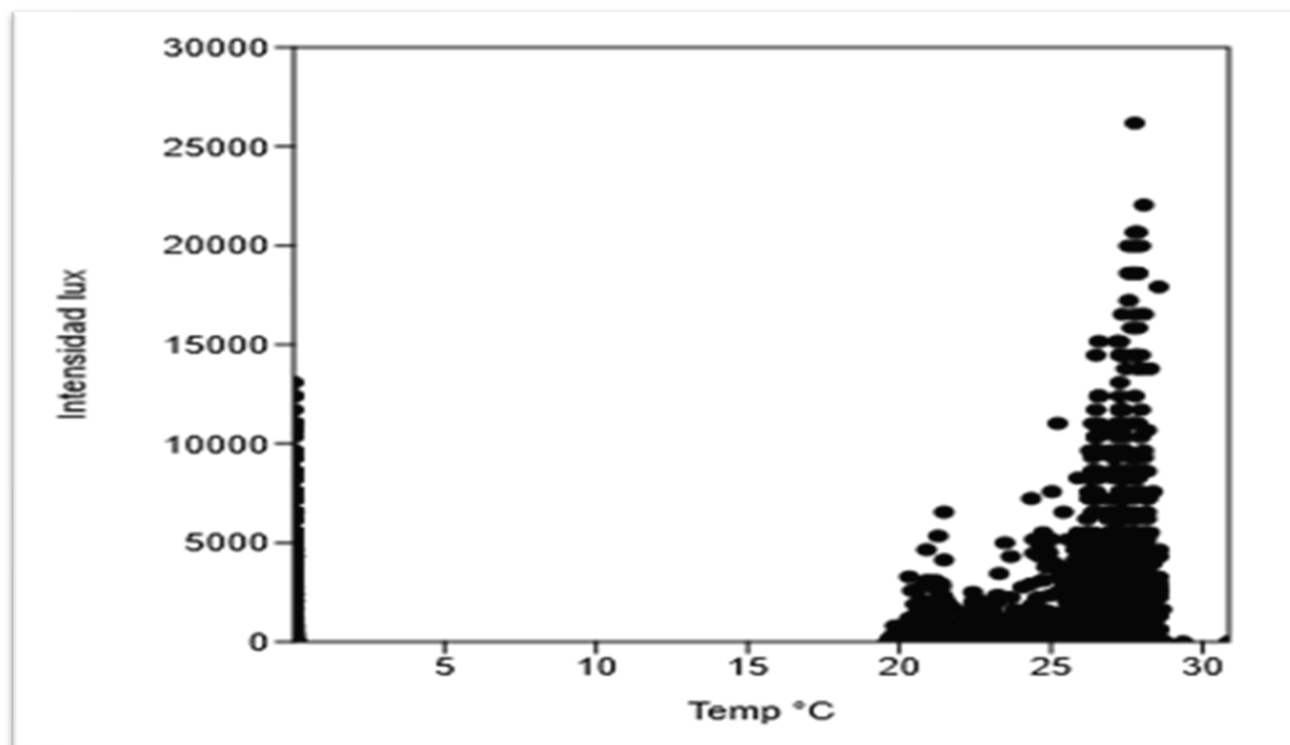
La ética del experimento cumplió con estándares internacionales de restauración coralina: fragmentos no usados fueron reinsertados en arrecifes protegidos, y el Ministerio del Ambiente de Ecuador (MAATE) autorizó las intervenciones. Se siguieron lineamientos internacionales sobre restauración basada en fragmentación y monitoreo post-trasplante, arantizando mínimos impactos ecológicos y respaldo institucional. Este diseño metodológico robusto control ambiental fino, replicación adecuada, variables fisiológicas multiescales y análisis estadístico avanzado proporciona una base sólida para evaluar cómo la interacción de temperatura y luminosidad afectan la supervivencia coralina en escenarios reales de cambio ambiental en Ecuador, aportando evidencia valiosa para estrategias de conservación y restauración costera.

RESULTADOS

En la figura 1 de la intensidad luminosa en función de la temperatura registrada en el sitio de estudio, se observa un patrón de incremento marcado de la luminosidad a partir de temperaturas cercanas a los 20°C, alcanzando valores superiores a los 25.000 Lux en el rango de 28°C a los 29°C. Este comportamiento sugiere una fuerte correlación positiva entre la temperatura y la intensidad de la radiación, lo cual puede explicarse por la influencia de condiciones de alta insolación coincidentes con el aumento térmico en la columna de agua. Para los corales trasplantados, esta combinación representa un escenario de estrés múltiple, ya que tanto la hipertermia como la sobreexposición lumínica pueden

inducir disfunciones en la fotosíntesis de los simbiontes del género *Symbiodinium*, incrementando el riesgo de blanqueamiento. Así, el gráfico evidencia que los momentos de mayor temperatura coinciden con picos de luminosidad, reforzando la importancia de evaluar la interacción sinérgica de ambos factores sobre la supervivencia coralina.

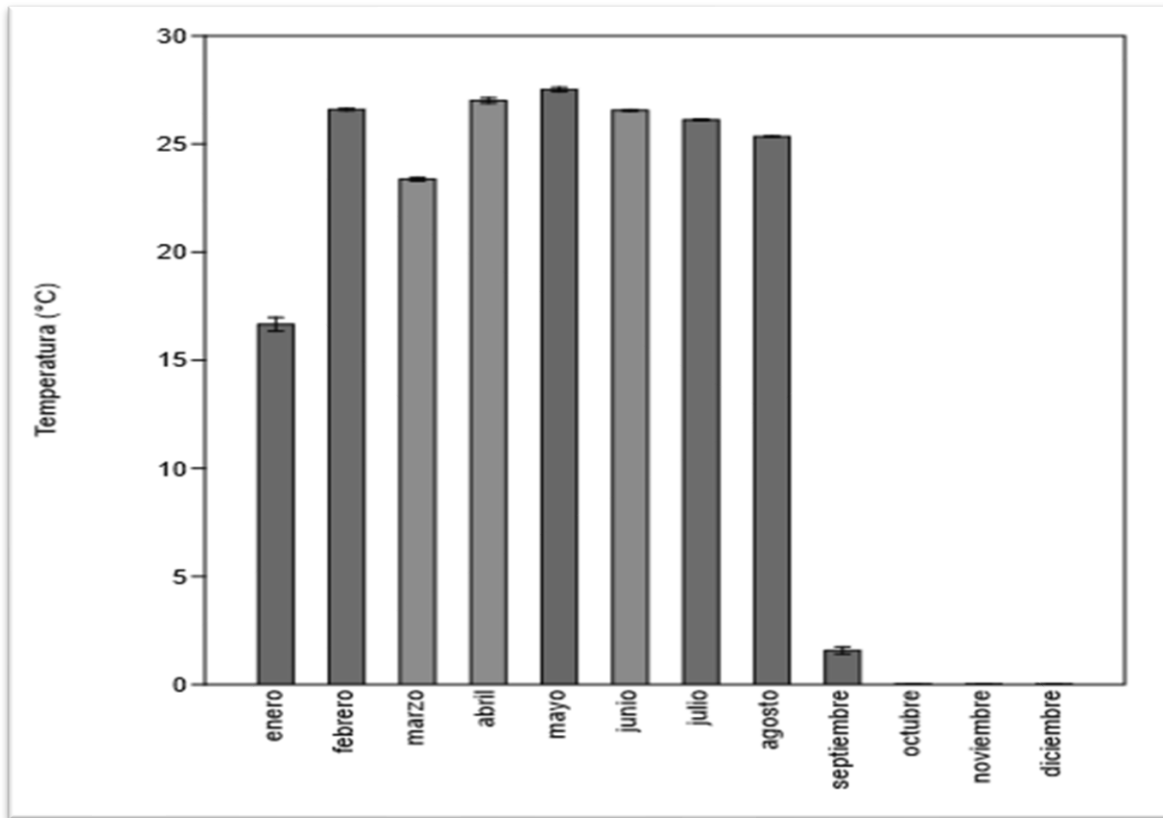
Figura 1. *Intensidad Luminosa vs Temperatura*



Fuente: Arias, (2025)

En la figura 2 se evidencia un marcado patrón estacional en la temperatura superficial marina en sitio de estudio, con un pico térmico entre marzo y mayo ($26 - 20\text{ }^{\circ}\text{C}$), superando los umbrales críticos de blanquimiento en *Pocillopora damicornis* (Hughes et al., 2018). Estos valores son comparables con los reportados en el Indo-Pacífico durante eventos de mortalidad masiva (Quimpo et al., 2020). La caída abrupta de temperatura desde septiembre ($<5\text{ }^{\circ}\text{C}$) podría reflejar anomalías oceanográficas locales o errores de medición, ya que valores tan bajos son inusuales en zonas tropicales. Estudios en el Caribe han demostrado que la duración del estrés térmico es tan importante como su intensidad para predecir la mortalidad coralina (Hermoso, 2017). Por tanto, los programas de restauración en Manabí deben considerar cuidadosamente las ventanas térmicas óptimas para el trasplante, priorizando períodos de estabilidad térmica moderada.

Figura 2: Comportamiento de la temperatura en los meses del año.



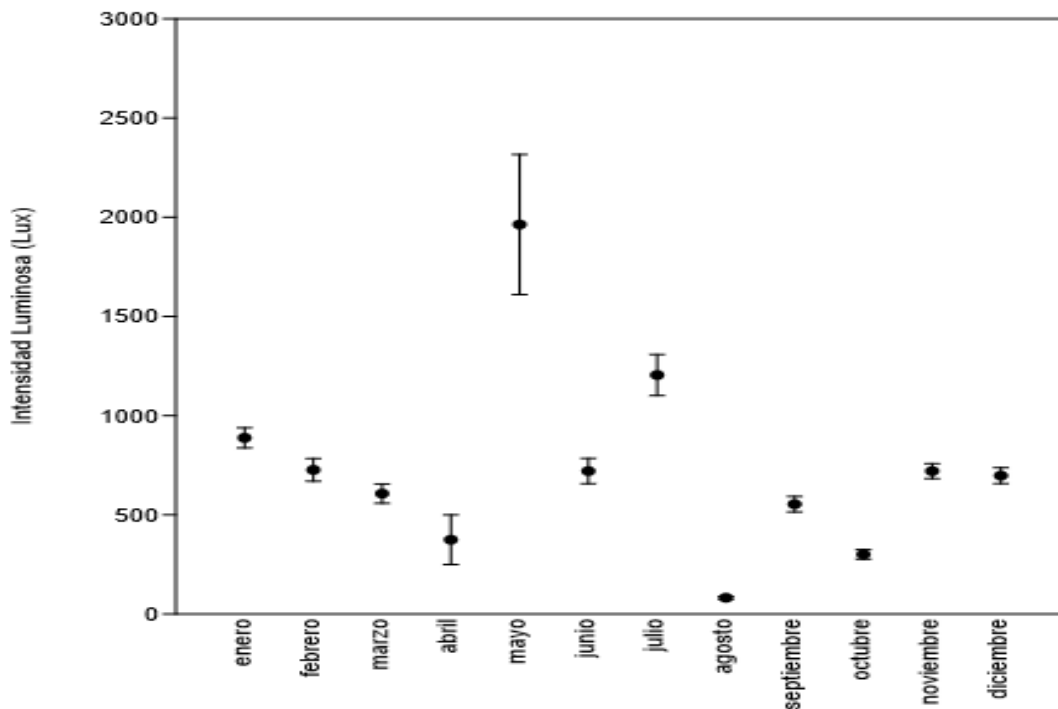
Fuente: Elaboración propia a partir de Arias (2025)

La figura 3 muestra una notable variabilidad estacional en la intensidad luminosa subacuática, con un máximo en mayo (>2000 Lux) y una caída pronunciada en agosto, cercana a cero. Esta fluctuación tiene implicaciones directas sobre la fotosíntesis de las zooxantelas, ya que la luz es el principal motor energético del metabolismo coralino (Svedäng et al., 2020). Altos niveles de irradiancia pueden potenciar la productividad coralina si se combinan con temperaturas moderadas, pero cuando coinciden con estrés térmico, pueden exacerbar el daño oxidativo (Harvey et al., 2021). La mínima luminosidad en agosto, posiblemente causada por turbidez o cobertura nubosa, podría comprometer la supervivencia coralina al limitar la producción de carbono fotosintético. Estudios en Australia y el Caribe demuestran que la reducción prolongada de luz disminuye la calcificación y promueve el sobrecrecimiento de algas. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de considerar simultáneamente luz y temperatura en planes de restauración.

El análisis ANOVA (Tabla 1) reveló diferencias estadísticamente significativas en la variable de interés entre las seis estructuras tipo “araña” utilizadas para el cultivo de corales ($F = 12.76, p < 0.0001$), lo que indica que el entorno o diseño particular de al menos una de estas estructuras influye notablemente en el desempeño coralino (por ejemplo, crecimiento, cobertura o salud). Estas

diferencias pueden atribuirse a variaciones en la ubicación, orientación, exposición a la luz, corrientes o condiciones físico-químicas del agua alrededor de cada araña.

Gráfico 2: Comportamiento de la luminosidad en los diferentes meses del año



Fuente: Elaboración propia a partir de Arias, (2025)

La robustez de este resultado se confirma con la prueba de Welch ($F = 18.88$, $p < 1E-16$), que considera la desigualdad de varianzas entre grupos; algo confirmado por las pruebas de Levene ($p < 0.0001$), lo cual sugiere que las condiciones asociadas a las distintas arañas son lo suficientemente heterogéneas como para afectar significativamente el desempeño de los corales. Estos hallazgos resaltan la importancia del diseño y ubicación de las estructuras de cultivo en restauración coralina. La variabilidad detectada entre las arañas sugiere que ciertos factores ambientales locales pueden estar influyendo diferencialmente en los corales sembrados. Esto subraya la necesidad de realizar un monitoreo detallado y considerar criterios ecológicos al posicionar nuevas estructuras para maximizar el éxito de los programas de restauración.

Además de la significancia estadística revelada por el ANOVA y el test de Welch, otros indicadores de la Tabla 2 aportan información crucial sobre la estructura de la varianza y la magnitud del efecto en el sistema de cultivo coralino. El valor de omega cuadrado ($\omega^2 = 0.0527$) indica que aproximadamente el 5,3% de la variación total observada puede ser explicada por las diferencias entre las arañas.

Tabla 1. Resultados de ANOVA de las arañas

Fuente de variación	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado medio	F	p (valor)	F crítico ($\alpha=0.05$)
Entre grupos	4.22E+07	5	8.44E+06	12.76	4.617E-12	2.223
Dentro de los grupos	6.95E+08	1051	661374			
Total	7.37E+08	1056				

Fuente: Morales et al. (2025)

Aunque no se trata de un efecto grande, sí es consistente y significativo, lo cual tiene implicaciones prácticas en contextos ecológicos y de restauración, donde incluso efectos moderados pueden ser relevantes para la toma de decisiones sobre diseño estructural y ubicación de los sistemas de cultivo. Por otra parte, el coeficiente de correlación intraclase (ICC = 0.0638) sugiere una baja proporción de varianza atribuible a diferencias sistemáticas entre arañas respecto al total de la varianza. Esto refuerza la idea de que, si bien existen diferencias significativas, también hay una considerable variabilidad intra-arácnida (es decir, dentro de las mismas estructuras), posiblemente por microvariaciones ambientales o el estado inicial de los corales. Los resultados de las pruebas de Levene tanto desde la media ($p = 6.043E-24$) como desde la mediana ($p = 5.55E-10$) indican heterocedasticidad (varianzas desiguales entre grupos), lo cual justifica el uso de análisis robustos como el Welch F-test y respalda la consistencia de los hallazgos. El Bayes factor (2.49) proporciona evidencia decisiva a favor de la hipótesis alternativa (existencia de diferencias entre arañas), lo que aporta un respaldo adicional desde una perspectiva bayesiana, más allá del enfoque clásico de hipótesis nula.

Tabla 2. Otros indicadores relevantes

Prueba / Medida	Valor
Omega² (ω^2)	0.0527
ICC (coeficiente de correlación intraclase)	0.0638
Varianza entre grupos	450800.5
Varianza del error (residual)	661374
Prueba de Levene (desde medias)	$p = 6.043E-24$
Prueba de Levene (desde medianas)	$p = 5.55E-10$
Welch ANOVA	$F = 18.88, df = 467.6, p = 4.128E-17$
Bayes Factor	2.485 (evidencia decisiva para medias desiguales)

Fuente: Morales et al. (2025)

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos permiten inferir que la supervivencia de *Pocillopora damicornis* no depende de un único factor ambiental, sino de la interacción entre temperatura, luminosidad y

condiciones del microhábitat. La coincidencia de picos térmicos con altos niveles de irradiancia refuerza la idea de un efecto sinérgico de estrés, capaz de afectar la fotosíntesis de los simbiosomas y aumentar el riesgo de blanqueamiento. Asimismo, las diferencias significativas observadas entre las estructuras tipo “araña” evidencian que la variabilidad espacial y las condiciones locales de emplazamiento influyen de manera directa en el desempeño coralino. En conjunto, estos hallazgos sugieren que los programas de restauración deben superar enfoques generalistas e incorporar criterios ecológicos finos para la selección de sitios, el diseño de viveros y el monitoreo continuo, con el fin de mejorar la resiliencia coralina en escenarios de cambio ambiental.

CONCLUSIONES

La investigación demuestra que la interacción entre la temperatura superficial marina y la irradiancia constituye un determinante crítico en la supervivencia de *Pocillopora damicornis* trasplantados en Manabí. La coincidencia de picos térmicos con niveles elevados de radiación fotosintéticamente activa potencia los procesos de blanqueamiento y genera condiciones de estrés oxidativo que comprometen la homeostasis coralina. Estos hallazgos confirman que los efectos de la hipertermia no deben evaluarse de manera aislada, ya que la luminosidad actúa como un modulador sinérgico capaz de intensificar la mortalidad coralina incluso en escenarios de variabilidad térmica moderada. Por tanto, los umbrales críticos de tolerancia identificados sugieren que la restauración coralina en contextos tropicales debe considerar indicadores combinados de temperatura y radiación para optimizar los calendarios de trasplante y definir ventanas de intervención más seguras en el marco del cambio climático.

Los análisis estadísticos robustos aplicados al desempeño de corales trasplantados en estructuras tipo “araña” evidenciaron diferencias significativas atribuibles a variaciones locales en microhábitats, confirmando que el diseño y la ubicación de las plataformas de restauración son variables decisivas en la supervivencia coralina. El ANOVA multifactorial y los indicadores complementarios (ω^2 , ICC, pruebas de Levene y Bayes factor) demostraron que, aunque el efecto absoluto es moderado, la heterogeneidad ambiental es suficiente para condicionar el crecimiento y la cobertura viva de los fragmentos. Esto implica que la planificación espacial de la restauración no puede basarse únicamente en criterios logísticos, sino que debe incorporar métricas ecológicas de radiación, sedimentación y calidad de agua a escala micro ambiental. Así, la integración de análisis estadísticos con evaluaciones de campo constituye una herramienta metodológica indispensable para maximizar la eficiencia de los programas de restauración coralina en escenarios de alta variabilidad ambiental.

Los resultados obtenidos refuerzan la necesidad de implementar estrategias de restauración coralina bajo un enfoque multiescalar que combine ciencia ecológica, monitoreo ambiental de alta resolución y gobernanza participativa. La evidencia empírica confirma que la supervivencia coralina depende no solo de las condiciones físico-químicas inmediatas, sino también de factores socioambientales como la presión antrópica y la participación comunitaria en la gestión de viveros y monitoreo post-trasplante. Este estudio propone que la restauración en Manabí debe priorizar períodos térmicamente estables, incorporar indicadores de calidad del agua y establecer protocolos adaptativos con base en análisis factoriales y modelación estadística robusta. Asimismo, la inclusión de comunidades pesqueras locales en el mantenimiento y seguimiento de estructuras de cultivo aumenta la sostenibilidad a largo plazo. En este sentido, el trabajo aporta lineamientos aplicables a programas de restauración en el Pacífico Oriental Tropical, con relevancia directa para políticas de conservación y adaptación frente al cambio climático.

REFERENCIAS

- Abelson, A., Nelson, P. A., Edgar, G. J., Shashar, N., Reed, D. C., Belmaker, J., Krause, A., Nelson, P. A., Edgar, G. J., Shashar, N., Reed, D. C., Belmaker, J., Krause, G., Beck, M. W., Brokovich, E., France, R., & Gaines, S. D. (2016). Expanding marine protected areas to include degraded coral reefs. *Conservation Biology*, 30(6), 1182–1191. <https://doi.org/10.1111/cobi.12722>
- Banc, G., Baharier, N., Benaltabet, T., Torfstein, A., Antler, G., & Fine, M. (2022). Elevated temperatures reduce the resilience of the Red Sea branching coral *Stylophora pistillata* to copper pollution. *Aquatic Toxicology*, 244, 106096. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106096>
- Boström, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C. A., Hancock, B., Harrison, P., Hein, M., Shaver, E., Smith, A., Suggett, D., Stewart-Sinclair, P. J., Vardi, T., & McLeod, I. M. (2020). Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLoS ONE*, 15(1), e0226631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226631>
- Burker, S., Pottier, P., Lagisz, M., Tracy, M., & Szymon, D. (2023). The impact of rising temperatures on the prevalence of coral diseases and its predictability: A global meta-analysis. *Ecology Letters*. <https://doi.org/10.1111/ele.14266>
- Chen, J., Tang, F., Lin, H., Huang, B., & Lin, X. (2025). Mapping the research framework and key trends of coral reefs in the South China Sea. *Frontiers in Marine Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1619275>
- Cluet, D., Stébé, P.-N., Riche, S., Spichty, M., & Delattre, M. (2014). Automated high-throughput quantification of mitotic spindle positioning from DIC movies of *Caenorhabditis* embryos. *PLOS ONE*, 9(4), e93718. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093718>
- Coles, S. L., & Riegl, B. M. (2013). Thermal tolerances of reef corals in the Gulf: A review of the potential for increasing coral survival and adaptation to climate change through assisted translocation. *Marine Pollution Bulletin*, 72(2), 323–332. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.006>

- Cornet, V. J., Cantin, N. E., Joyce, K. E., Leggat, W., Ainsworth, T. D., & Heron, S. F. (2025). Enhancing coral bleaching predictive tools through integrating sensitivity to heat exposure. *Biological Conservation*, 302, 110958. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110958>
- Dobson, K. L., Ferrier-Pagès, C., Saup, C. M., & Grottole, A. G. (2021). The effects of temperature, light, and feeding on the physiology of reef corals. *Water*, 13(15), 2048. <https://doi.org/10.3390/w13152048>
- Foo, S. A., & Asner, G. P. (2020). Sea surface temperature in coral reef restoration outcomes. *Environmental Research Letters*, 15(7), 074045. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7dfa>
- Glynn, P. W., & Manzello, D. P. (2015). Bioerosion and coral reef growth: A dynamic balance. En C. Birkeland (Ed.), *Coral reefs in the Anthropocene* (pp. 67–97). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7249-5_4
- Gouezo, M., Harrison, P., Roff, G., Chai, A., Thomson, D., Guglielmo, M., Hardiman, L., Forbes, A., Gardner, B., & Doropoulos, C. (2025). The influence of larval retention on coral recruitment. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2025.03.14.643210>
- Guillermic, M., Cameron, L. P., De Corte, I., Misra, S., Bijma, J., de Beer, D., Reymond, C. E., Westphal, H., Ries, J. B., & Eagle, R. A. (2021). Thermal stress reduces coral resilience to ocean acidification. *Science Advances*, 7(2), eaba9958. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba9958>
- Harvey, B. P., Kon, K., Agostini, S., Wada, S., & Hall-Spencer, J. M. (2021). Ocean acidification locks algal communities in a species-poor stage. *Global Change Biology*, 27(10), 2174–2187. <https://doi.org/10.1111/gcb.15455>
- Hein, M. Y., Beeden, R., Birtles, A., Gardiner, N. M., Le Berre, T., Levy, J., Marshall, N., Scott, C. M., Terry, L., & Willis, B. L. (2020). Coral restoration effectiveness. *Diversity*, 12(4), 153. <https://doi.org/10.3390/d12040153>
- Hermoso, V. (2017). *Environmental change journal*. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.13655>
- Hughes, T. P., Anderson, K. D., Connolly, S. R., Heron, S. F., Kerry, J. T., Lough, J. M., Baird, A. H., Baum, J. K., Berumen, M. L., Bridge, T. C., & Wilson, S. K. (2018). Spatial and temporal patterns of coral bleaching. *Science*, 359(6371), 80–83. <https://doi.org/10.1126/science.aan8048>
- Jiang, L., Guo, M.-L., Zhang, F., Zhang, Y.-Y., Zhou, G.-W., Lei, X.-M., Yuan, X.-C., Sun, Y.-F., Yuan, T., Cai, L., Lian, J.-S., Liu, S., Qian, P.-Y., & Huang, H. (2020). Impacts of elevated temperature on coral larvae. *Coral Reefs*, 39(2), 331–344.
- Jiang, L., Sun, Y.-F., Zhou, G.-W., Tong, H.-Y., Huang, L.-T., Yu, X.-L., Liu, C.-Y., Zhang, Y.-Y., Yuan, X.-C., Qian, P.-Y., & Huang, H. (2022). Ocean acidification and bleaching patterns. *Science of the Total Environment*, 842, 156851.
- Jie, L., Lijuan, L., Yiyang, Z., & Si, Z. (2020). Microbial community responses to temperature. *Environmental Microbiology*. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15168>
- Knoester, E. G., Rienstra, J. J., Schürmann, Q. J. F., Wolma, A. E., Murk, A. J., & Osinga, R. (2023). Community-managed coral restoration. *Frontiers in Marine Science*, 10.
- Kochman, N.-R., & Fine, M. (2023). Coral resilience to marine heatwaves. *Frontiers in Marine Science*, 10.
- Lafferty, K. D., & Strona, G. (2025). Coral vulnerability to disease. *Frontiers in Marine Science*, 12.

- Lorenzo, Y., Gutiérrez, G., Carricart, J. P., & Tortolero, J. A. (2025). Light conditions and coral growth. *Ciencias Marinas*, 50(1B).
- Lucile, C., Roberty, S., Shik, M., Houlbreque, F., & Ferrier, C. (2017). UV radiation and thermal stress. *Limnology and Oceanography*.
- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reefs. *Ecological Economics*, 29(2), 215–233.
- Palacio, A. M., Smith, T. B., Brandtneris, V., Snyder, G. A., van Hooidek, R., Maté, J. L., Manzello, D., Glynn, P. W., Fong, P., & Baker, A. C. (2023). Heat-tolerant symbionts and coral resilience. *PNAS*, 120(8).
- Pezner, A. K., Courtney, T. A., Barkley, H. C., Chou, W.-C., Chu, H.-C., Clements, S. M., Cyronak, T., DeGrandpre, M. D., Kekuewa, S. A. H., Kline, D. I., Liang, Y.-B., Martz, T. R., Mitarai, S., Page, H. N., Rintoul, M. S., Smith, J. E., Soong, K., Takeshita, Y., Tresguerres, M., & Andersson, A. J. (2023). Increasing hypoxia on coral reefs. *Nature Climate Change*, 13(4), 403–409.
- Puisay, A., Hédouin, L., Pilon, R., Goiran, C., & Pujol, B. (2023). Thermal priming of coral gametes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 566, 151920.
- Quimpo, T. J. R., Requilme, J. N. C., Gomez, E. J., Sayco, S. L. G., Tolentino, M. P. S., & Cabaitan, P. C. (2020). Coral bleaching prevalence. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111567.
- Reyna, M., Espinoza, A., Seingier, G., Ortiz-Lozano, L., & Espejel, I. (2018). Vulnerabilidad de arrecifes. *Sociedad y Ambiente*, 17, 59–92.
- Svedäng, H., Thunell, V., Pålsson, A., Wikström, S. A., & Whitehouse, M. J. (2020). Metabolic changes in marine species. *Frontiers in Marine Science*, 7.
- Vásquez, M. L., & Armas, M. A. (2024). Influencia de contaminantes en corales. [Tesis de licenciatura].
- Wall, C. B., Kaluhiokalani, M., Popp, B. N., Donahue, M. J., & Gates, R. D. (2020). Symbiont communities and coral physiology. *The ISME Journal*, 14(4), 945–958.