



Departamento de Ciencias y Tecnología Vegetal
Escuela de Ciencias y Tecnologías
Universidad de Concepción
Campus Los Ángeles

Identificación de especies vegetales potencialmente invasoras de la Antártica

Cristian Ortiz Matus
2025

Identificación de especies vegetales potencialmente invasoras de la Antártica

Alumno

Cristian Ivan Alejandro Ortiz Matus
Ingeniero en Biotecnología Vegetal

Profesora Guía

Dra. Marely Cuba Díaz
Profesor Titular
Biólogo

Jefe de Carrera

Ing. Pedro Lindor Quiroz Hernández
Profesor Instructor
Ingeniero en Ejecución forestal

Director de Departamento

Dr. Mauricio Rondanelli Reyes
Profesor Asociado
Biólogo

Agradecimientos

En primera instancia, quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a la Dra. Marely Cuba, por brindarme la oportunidad de trabajar en su laboratorio y por su constante orientación, paciencia y rigurosidad en favor de mi formación. Asimismo, agradezco al Dr. Darío Navarrete por su apoyo, consejos y enriquecedoras conversaciones durante el desarrollo de esta investigación.

Además, extendiendo mi gratitud al Laboratorio de Palinología y Ecología Vegetal, a cargo del Dr. Mauricio Rondanelli, y al Ingeniero en Biotecnología Vegetal Iván Lamas, quienes facilitaron sus instalaciones, herramientas y el apoyo técnico fundamental para llevar a cabo parte de este estudio.

En el ámbito personal, quiero agradecer profundamente a mis padres, Lilian Matus y Rubén Ortiz, por ser parte esencial en este proceso, gracias por su comprensión, paciencia y apoyo incondicional. Gracias por las noches en vela y las conversaciones de aliento que me impulsaron a seguir adelante. De la misma forma, quiero agradecer a mis hermanas, por estar presentes y apoyarme en cada momento. También dar gracias a mis compañeros y amigos, mencionando especialmente a Vicente Carrillo, Esperanza Paredes, Emilia Vega y Diego Gouet, por escucharme en momentos de estrés, las risas en todo momento, las salidas a compartir y mucho más.

Agradezco también a los proyectos INACH RT_17_22 y FOVI220036 por hacer posible la realización de esta investigación.

ÍNDICE

1. Abstract.....	9
2. Resumen.....	10
3. Introducción.....	11
4. Revisión bibliografía.....	13
4.1. Cambio climático.....	13
1.2. Actividad Humana.....	15
1.3. Vectores de introducción y rutas de dispersión.....	16
1.4. Estrategias Ecológicas y Potencial Invasor.....	17
2. Hipótesis.....	20
3. Objetivos.....	20
3.1. Objetivo general.....	20
3.2. Objetivos específicos.....	20
4. Materiales y métodos.....	21
4.1. Sitios de Muestreo.....	21
4.2. Identificación de semillas.....	21
4.2.1. Muestreo e identificación de semillas.....	21
4.3. Identificación del componente palinológico del suelo.....	22
4.4. Germinación de suelo Antártico.....	23
4.5. Tratamiento de Imbibición.....	23
4.6. Tratamiento de viabilidad.....	24
4.7. Evaluación de la capacidad de germinación y establecimiento inicial de especies no nativas en suelo antártico en escenario de cambio climático simulado	24
4.7.5. Análisis Estadístico.....	28
5. Resultados.....	29
5.1. Identificación de semillas.....	29
5.2. Identificación del componente palinológico del suelo.....	31
5.3. Germinación de suelo Antártico.....	34
5.4. Germinación de semillas.....	35

5.5. Tratamiento de viabilidad	35
5.6. Evaluación de la capacidad de germinación y establecimiento inicial de especies no nativas en suelo antártico en escenario de cambio climático simulado	36
5.6.1. Porcentaje de germinación	36
5.6.2. Tiempo Medio de Germinación	38
5.6.3. Contenido Relativo de Agua	40
6. Discusión.....	46
6.1. Identificación de semillas	46
6.2. Identificación del componente palinológico del suelo.....	48
6.3. Evaluación de la capacidad de germinación y establecimiento inicial de especies no nativas en suelo antártico en escenario de cambio climático simulado	49
7. Conclusiones.....	53
8. Referencias Bibliográficas.....	54
9. Anexos	62

Índice de Figuras

Figura 1. Número de turistas que visitan ecosistemas antárticos anualmente entre 2015 y 2024. *Esta información fue extraída de la Asociación Internacional de Operadores Turísticos de la Antártica (IAATO, 2015, 2019, 2022a, b, 2023, 2024a, b). Elaboración propia.	15
Figura 2. Número de semillas identificadas en cada sitio de muestreo de la Isla Rey Jorge, Islas Shetlands del Sur, Antártica Marítima.	30
Figura 3. Registro fotográfico de semillas detectadas en suelos superficiales de la Isla Rey Jorge, Islas Shetlands del Sur, Antártica Marítima. A y B) semillas conferidas a Poaceae (Refugio Collins); C y D) semillas conferidas a Caryophyllaceae, compatibles morfológicamente con <i>Colobanthus quitensis</i> (Is. Ardley y Villa Las Estrellas, respectivamente); E) semilla conferida a Juncaceae (<i>Juncus striatus</i> o <i>inflexuosa</i>) (Refugio Collins); F) semilla conferida a Juncaceae, (Refugio Collins); G) semilla conferida a Poaceae, compatible con <i>Poa annua</i> , (Base comandante Ferraz); H) semilla conferida a Caryophyllaceae, (Isla Ardley). (Las imágenes fueron capturadas con aumento x45)	30
Figura 4. Pólenes Identificados en muestras de suelo superficial. A) cf. Tecophilaeaceae; B) Caryophyllaceae; C) cf. espora de hongo; D) Fabaceae; E) Pinaceae; F) cf. Nothofagaceae; G) Poaceae; H) Podocarpaceae; I) Proteaceae; J) Amaranthaceae/Chenopodiaceae. *cf: Conferido.	32
Figura 5. Abundancia total de polen categorizados por familia taxonómica, identificados en suelo superficial antártico de la Isla Rey Jorge, Shetlands del Sur, Antártica marítima. * NC: no conferido*.	33
Figura 6. Distribución de la carga polínica total por sitio en suelo superficial de la Isla Rey Jorge, Shetlands del Sur, Antártica marítima, ordenados por sitio de muestreo.	34
Figura 7. Fotografías de musgo creciendo dentro de las muestras de suelo superficial antártico.	35
Figura 8. Semillas encontradas en suelo superficial antártico post tratamiento de viabilidad.	36
Figura 9. Porcentaje de Germinación de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) <i>Trifolium repens</i> ; (B) <i>Leucanthemum vulgare</i> ; (C) <i>Taraxacum officinale</i> ; (D) <i>Poa annua</i> ; (E) <i>Poa pratensis</i> ; (F) <i>Juncus bufonius</i> . Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas (n=30); BD: Baja Densidad de semillas (n=5); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio.	37

Figura 10. Tiempo Medio de Germinación (TMG, días) de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) *Trifolium repens*; (B) *Leucanthemum vulgare*; (C) *Taraxacum officinale*; (D) *Poa annua*; (E) *Poa pratensis*; (F) *Juncus bufonius*. Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas (n=30); BD: Baja Densidad de semillas (n=5); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio. 39

Figura 11. Contenido Relativo de Agua (CRA, %) en plántulas de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) *Trifolium repens*; (B) *Leucanthemum vulgare*; (C) *Taraxacum officinale*; (D) *Poa annua*; (E) *Poa pratensis*; (F) *Juncus bufonius*. Las barras representan el promedio $\pm$ Desviación Estándar. Letras minúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre tratamientos según la prueba de Tukey HSD ($p < 0.05$). Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas (n=30); BD: Baja Densidad de semillas (n=5); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio.... 41

Figura 12. Biomasa (mg) en plántulas de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) *Trifolium repens*; (B) *Leucanthemum vulgare*; (C) *Taraxacum officinale*; (D) *Poa annua*; (E) *Poa pratensis*; (F) *Juncus bufonius*. Las barras representan el promedio $\pm$ Desviación Estándar. Letras minúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre tratamientos según la prueba de Tukey HSD ($p < 0.05$). Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas (n=30); BD: Baja Densidad de semillas (n=5); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio. 43

Figura 13. Registro fotográfico mediante microscopía óptica de las diásporas de seis especies vegetales tras el test de viabilidad con TTC. De arriba hacia abajo, las filas representan: (A) *Trifolium repens*, (B) *Leucanthemum vulgare*, (C) *Taraxacum officinale*, (D) *Poa annua*, (E) *Poa pratensis* y (F) *Juncus bufonius*. La coloración roja/parda indica la formación de formazán (reacción positiva), mientras que las tonalidades amarillentas o blanquecinas indican ausencia de actividad respiratoria mitocondrial. 45

Índice de Tablas

Tabla 1. Especies vegetales reportadas con distinto nivel de riesgo invasor en ambientes antárticos y subantárticos. Elaboración propia, según la literatura.	18
Tabla 2. Tratamientos experimentales aplicados a cada especie, donde AD y BD corresponden a alta y baja densidad de semillas, HW y NW a alta y baja disponibilidad hídrica, y S. Ant. y S. Lab. a suelo antártico y sustrato de laboratorio, respectivamente.	26
Tabla 3. Matriz de evaluación integral del riesgo de bio-invasión en la Antártica Marítima. Se integra la identificación de diásporas, el potencial de germinación y el desempeño ecofisiológico (establecimiento) bajo escenarios simulados de cambio climático.	52

1. Abstract

The Antarctic terrestrial ecosystem has a relatively simple structure, dominated by cryptogams and only two native vascular species: *Colobanthus quitensis* and *Deschampsia antarctica*. However, increasing human pressure and climate change have increased the likelihood of introducing diaspores of non-native plant species with invasive potential. The present study aimed to monitor the current presence of diaspores on King George Island through surface soil sampling and to evaluate the establishment capacity of exotic species under simulated climate change conditions. Samples were collected at 15 sites classified according to their level of anthropization. Ten highly disturbed sites were located on the Fildes Peninsula; Ardley represented low pressure; Collins and the Arctowski, Carlini and Ferraz bases presented medium to high pressure. Seed identification revealed five *C. quitensis*, three Poaceae (*D. antarctica* and *Poa annua*) and two Juncaceae (*Juncus* sp.). Palynological analysis identified 10 taxa: two native and seven corresponding to angiosperms and one gymnosperm, coinciding with areas of high human activity, in addition to spores. In addition, ecophysiological tests demonstrated that water availability is the critical factor for invasive success. Species such as *Poa annua*, *Trifolium repens*, and *Juncus bufonius* exhibited high physiological plasticity, maintaining a relative water content (RWC > 70%) even under stress conditions, indicating a high potential for establishment in future thaw scenarios. This tolerance allowed the species to maintain stable biomass accumulation regardless of substrate type or sowing density, demonstrating high initial establishment potential. These results highlight the growing risk of introducing alien species, reinforcing the need to improve biosecurity protocols in the region.

2. Resumen

El ecosistema terrestre antártico presenta una estructura relativamente simple, dominada por criptógamas y solo dos especies vasculares nativas: *Colobanthus quitensis* y *Deschampsia antarctica*. Sin embargo, la creciente presión humana y el cambio climático han aumentado la probabilidad de introducción de diásporas de especies vegetales no nativas con potencial invasor. El presente estudio tuvo como objetivo monitorear la presencia actual de diásporas en la Isla Rey Jorge a través del muestreo de suelo superficial y evaluar la capacidad de establecimiento de especies exóticas bajo condiciones de cambio climático simulado. Se recolectaron muestras en 15 sitios clasificados según su nivel de antropización. Diez sitios altamente intervenidos se ubicaron en Península Fildes; Ardley representó baja presión; Collins y las bases Arctowski, Carlini y Ferraz presentaron presión media a alta. En la identificación de semillas se encontraron cinco de *C. quitensis*, tres Poáceas (*D. antarctica* y *Poa annua*) y dos Juncáceas (*Juncus sp.*). El análisis palinológico identificó 10 taxones: dos nativas y siete correspondientes a angiospermas y una gimnosperma, coincidiendo con zonas de alta actividad humana, además de esporas. Complementariamente, los ensayos ecofisiológicos demostraron que la disponibilidad hídrica es el factor crítico para el éxito invasor. Especies como *Poa annua*, *Trifolium repens* y *Juncus bufonius* exhibieron una alta plasticidad fisiológica, manteniendo un contenido relativo de agua (CRA > 70%) incluso bajo condiciones de estrés, lo que indica un alto potencial de establecimiento ante futuros escenarios de deshielo. Esta tolerancia permitió a las especies mantener una acumulación de biomasa estable independientemente del tipo de sustrato o densidad de siembra, evidenciando un alto potencial de establecimiento inicial. Estos resultados evidencian el riesgo creciente de introducción de especies alóctonas, reforzando la necesidad de mejorar los protocolos de bioseguridad en la región.

3. Introducción

La Antártica ha sido tradicionalmente considerada un entorno prístino; sin embargo, en las últimas décadas se ha vuelto cada vez más vulnerable a la introducción de especies alóctonas terrestres (Frenot et al., 2005; Chown et al., 2012). Aun así, los ecosistemas antárticos han mostrado hasta ahora bajos niveles de invasión por parte de especies vegetales no nativas (Chwedorzewska et al. 2020; Hughes et al., 2020b). Esto se atribuye principalmente a la baja presión de propágulos debido a factores geográficos (corriente circumpolar antártica) y barreras fisiológicas, tales como: condiciones climáticas y edáficas extremas: baja temperatura, disponibilidad limitada de agua, vientos fuertes, régimen de luz específico y malas condiciones del suelo (Cuba-Díaz et al., 2023). No obstante, las barreras naturales que limitan a las especies vegetales no nativas se han visto alteradas por el cambio climático y la actividad humana (Bergstrom, 2022). Dicha transformación responde a factores como la introducción de especies no nativas, el aumento de las temperaturas, las variaciones en los patrones de precipitación y la progresiva pérdida de cobertura de hielo (Cuba-Díaz et al., 2023).

Históricamente, la actividad humana de principios del siglo XX marcó el inicio de la introducción de plantas alóctonas en la Antártica (Hughes & Convey, 2014). En la actualidad, el turismo y la investigación científica actúan como los principales vectores de dispersión, facilitando un flujo constante de propágulos hacia el continente (Fuentes-Lillo y Cuba-Díaz 2022). Esta presión de propágulos, sumada a la relajación de las limitaciones térmicas y ambientales en las altas latitudes, permitirá que especies anteriormente restringidas logren colonizar con éxito los ecosistemas más fríos (Lee et al., 2017; Roland et al., 2024). Bajo este escenario de cambio global, la bioseguridad se vuelve un factor crítico, justificando la intensificación de los protocolos de protección, los monitoreos sistemáticos y las medidas de mitigación en el ecosistema antártico.

Varios estudios han reportado la presencia de especies de plantas no nativas, que incluyen *Nassauvia magellanica* (Gmel), *Cerastium* sp., *Alopecurus geniculatus* L., *Puccinellia distaris* (Jacq.) Parl., *Rumex pulcher* L., *Stellaria media* L., *Poa pratensis*

y *Chenopodium rubrum* L. en el área del Tratado Antártico; todas estas especies han sido erradicadas de las áreas donde fueron reportadas (Hughes et al., 2015; Fuentes-Lillo, 2017, Pertierra et al., 2013; 2016). En algunos casos hubo establecimiento exitoso, como lo es *Poa annua*. Esta especie, pese a haber sido erradicada, ha logrado establecer poblaciones reproductivas persistentes en la Isla Rey Jorge, específicamente en cercanías de la Base Arctowski (Molina-Montenegro et al., 2012; Olech & Chwedorzewska, 2011). Otros estudios han mostrado que una diversidad de propágulos de distintas especies es transportada en la ropa de los científicos y el personal logístico, además de materiales de carga junto con su embalaje asociado (Chown et al., 2012; Fuentes Lillo et al., 2017; Bergstrom, 2022; Fuentes Lillo y Cuba Díaz, 2022). Es importante abordar cuestiones sobre la extensión y el cambio de la vegetación de la Península Antártica (PA), ya que el aumento de temperatura en la PA, junto con la regresión asociada de la capa de hielo y nieve, podría aumentar la conectividad entre las distintas Regiones Biogeográficas de Conservación Antártica de la PA, resultando en una homogeneización ecológica a escala regional, reorganización de especies y comunidades, mayor productividad y desarrollo del suelo, y cambios en las interacciones tróficas (Roland et al., 2024).

El principal acuerdo internacional para proteger la Antártica del impacto humano es el Protocolo sobre Protección Ambiental del Tratado Antártico, también conocido como Protocolo de Madrid o Protocolo Ambiental (ATCP, 1991), cuyo objetivo es prevenir y responder a las amenazas y presiones, e incluye la prohibición de introducir especies no autóctonas que no sean alimentos o para uso experimental controlado, así como disposiciones que exigen acciones que reduzcan los riesgos de las introducciones no intencionadas (Bergstrom, 2022). Este marco normativo específico se ve reforzado globalmente por el Objetivo de Desarrollo Sostenible N.º 15 (Vida de Ecosistemas Terrestres), consolidando la obligación de proteger la biodiversidad y prevenir la introducción de especies exóticas invasoras.

Es por ello que esta investigación se enfocó en evaluar el estado actual del riesgo de introducción de especies no autóctonas en la Isla Rey Jorge, Shetlands del Sur.

Adicionalmente, se buscó determinar experimentalmente el potencial de germinación y establecimiento inicial de especies no nativas bajo condiciones controladas, con el fin de generar datos concretos que justifiquen la necesidad de incrementar los monitoreos y protocolos de protección en los ecosistemas insulares de la Antártica marítima.

4. Revisión bibliografía

La Antártica es considerada un territorio extremo debido a sus condiciones abióticas severas, como las bajas temperaturas, los fuertes vientos, la limitada disponibilidad hídrica y la escasez de sitios libres de hielo (Fuentes-Lillo y Cuba-Díaz 2022). Específicamente, la Península Antártica y las Islas Shetland del Sur se encuentran cada vez más expuestas a amenazas para la conservación. Estas amenazas son el resultado de la intensificación de factores como el cambio climático, que a su vez agrava la alteración y destrucción del hábitat, la introducción de especies no autóctonas y la creciente homogeneización biológica resultante del aumento de la conectividad interregional (Pertierra et al., 2017). Los ambientes libres de hielo de la Antártica constituyen uno de los ecosistemas terrestres más raros de la tierra. La superficie total libre de hielo permanente en la Antártica se extiende desde aproximadamente 45.000 a 70.000 km², lo que representa menos del 0,5% de la superficie del continente antártico (Hrbáček et al. 2023). Sin embargo, en la Antártica marítima, las zonas libres de hielo, correspondientes a pequeñas islas, penínsulas y playas costeras, representan alrededor del 3% del territorio (Fernández et al. 2024). Es crucial destacar que estas escasas zonas libres de hielo concentran simultáneamente la mayor biodiversidad nativa y la mayor actividad humana, generando un "hotspot" de riesgo biológico (Chown et al., 2012).

4.1. Cambio climático

La Antártica se caracteriza por temperaturas bajas que oscilan entre -48 °C y 9 °C, escasas precipitaciones fuertes vientos y altos niveles de salinidad (Turner et al., 2020, 2021). Sin embargo, durante los últimos 60 años la región de la Península Antártica ha registrado una de las tasas de calentamiento más rápidas del hemisferio sur (Correia et al., 2024; Roland et al., 2024). Esto conduce no solo a un

aumento del área de suelo libre de hielo, sino que, además, resulta en una mayor conectividad entre las comunidades biológicas existentes, potencialmente creando nuevos hábitats tanto para la biota nativa como para la recién llegada (Hughes et al., 2020b; Gao et al., 2020). Ante la tendencia actual de calentamiento en la Antártica marítima, aumenta la probabilidad de que especies alóctonas no solo logren establecerse, sino que también alcancen la madurez reproductiva. Esto permitiría que plantas que anteriormente veían limitado su ciclo fenológico por las condiciones climáticas adversas, logren florecer y producir propágulos viables bajo los nuevos escenarios térmicos (Olech & Chwedorzewska 2011; Lee et al., 2017; Hughes et al., 2020b). Como consecuencia los ecosistemas terrestres antárticos presentan una sensibilidad creciente ante las fluctuaciones ambientales. En el corto y mediano plazo, las tendencias climáticas alterarán el balance de la flora nativa y la no nativa mediante dos mecanismos principales: el aumento de la energía térmica disponible para los organismos y una mayor disponibilidad de agua líquida, derivada de períodos de deshielo más prolongados y la transición de precipitaciones sólidas a líquidas (Molina- Montenegro et al. 2012; Hughes & Convey 2014).

1.1. Caracterización de la Biodiversidad Terrestre y Vulnerabilidad

A diferencia de los ecosistemas templados, los ecosistemas antárticos y subantárticos han mantenido históricamente una baja riqueza de especies no nativas (Fuentes-Lillo y Cuba-Díaz 2022). Esta resistencia se debe, en parte, a que la vida terrestre está confinada a menos del 0.3% del territorio continental, donde el suelo libre de hielo permanente actúa como un refugio biológico fragmentado (Hughes et al. 2020b).

La vegetación nativa se caracteriza por una baja complejidad estructural y una productividad primaria reducida. La flora vascular está representada únicamente por dos especies autóctonas: *Deschampsia antarctica* y *Colobanthus quitensis* las cuales coexisten con una mayor diversidad de organismos criptogámicos, incluyendo aproximadamente 125 especies de briófitos y 250 de líquenes (Hughes et al., 2020b). Esta simplicidad en la composición de las comunidades vegetales

resulta en nichos ecológicos subutilizados, lo que reduce la resistencia biótica del ecosistema frente a la llegada de competidores alóctonos más agresivos.

Asimismo, la fauna terrestre es igualmente reducida, dominada por invertebrados y microorganismos que cumplen roles clave en el ciclaje de nutrientes. En este contexto de baja diversidad funcional, la introducción de una sola especie vegetal no nativa tiene el potencial de alterar drásticamente la estructura del suelo y las interacciones tróficas, exacerbando la homogeneización biológica en las áreas de mayor conectividad humana. (Hughes et al., 2020b).

1.2. Actividad Humana

Los seres humanos han visitado la Antártica durante 190 años, pero solo en los últimos 70 años ha habido una presencia permanente (Pearson et al., 2020). La Antártica es visitada por un número cada vez mayor de personas que se dedican a la ciencia, a las operaciones de apoyo a la ciencia, al turismo y a las empresas asociadas, así como a la pesca comercial (Liggett et al. 2024) (Fig. 1). De los cerca de 5.000 científicos y personal de apoyo que trabajan cada año en la Antártica, un porcentaje significativo utiliza la Península Fíldes como puerta de entrada, tanto por vía aérea como marítima (Fuentes-Lillo y Cuba-Díaz, 2022).

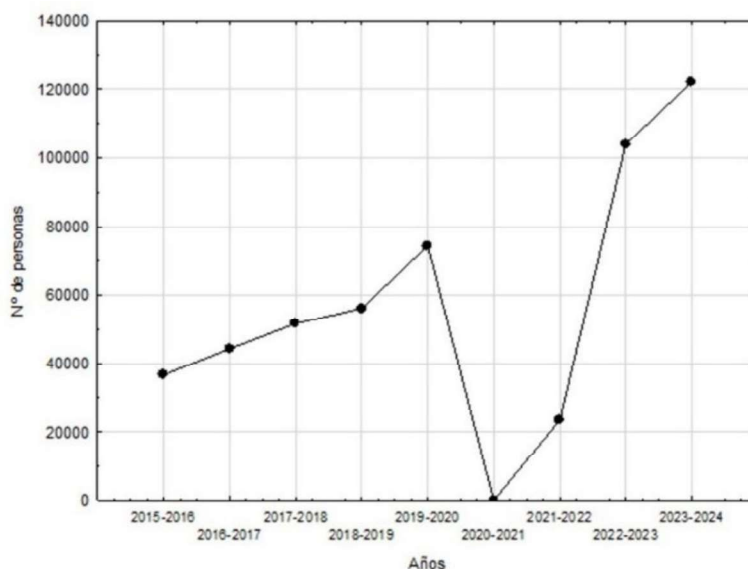


Figura 1. Número de turistas que visitan ecosistemas antárticos anualmente entre 2015 y 2024. *Esta información fue extraída de la Asociación Internacional de Operadores Turísticos de la Antártica (IAATO, 2015, 2019, 2022a, b, 2023, 2024a, b). Elaboración propia.

En el primer quinquenio analizado en la Fig. 1, se observa una tendencia lineal positiva constante, donde el número de visitantes aumentó progresivamente desde aproximadamente 38.000 hasta los 75.000 visitantes en las temporadas 2015 al 2020. Posteriormente, en la temporada 2020-2021, se aprecia un punto de inflexión atribuible al contexto de la pandemia por COVID-19, donde la cifra desciende abruptamente a valores menores a 10 personas. Post esta temporada, se evidencia una recuperación con un comportamiento exponencial: la temporada 2021-2022 muestra una reactivación inicial (aprox. 23.000 personas), mientras que el crecimiento más significativo ocurre en la temporada 2022-2023, superando por primera vez la barrera de los 100.000 visitantes. Finalmente, la tendencia en la temporada 2023-2024 alcanzó el máximo histórico del periodo con una cifra aproximada de 123.000 turistas (IAATO, 2024a). Este aumento sostenido presenta efectos negativos, tales como la contaminación ambiental, el calentamiento por actividad antropogénica y, fundamentalmente, el transporte de propágulos alóctonos a la zona (Hughes et al., 2020a).

1.3. Vectores de introducción y rutas de dispersión

Históricamente, la mayoría de las introducciones de plantas alóctonas en las islas subantárticas ocurrieron durante el siglo XIX, vinculadas a las perturbaciones antropogénicas derivadas de la explotación de mamíferos marinos (Convey & Lebouvier, 2009; Pearson et al., 2020). En la actualidad, el transporte de propágulos y/o suelo ocurre a través de diversos vectores antrópico incluyendo carga, vehículos, aeronaves, embarcaciones, materiales de construcción (madera y áridos), alimentos frescos y el equipo personal de los visitantes (Chown et al., 2012; Hughes y Convey, 2014). Estas rutas de dispersión presentan una escala global que incluso conecta ambos hemisferios, debido que diversos operadores antárticos poseen intereses bipolares; esto facilita el transporte transhemisférico de taxones ya adaptados a condiciones de frío extremo (Bergstrom, 2022; McCarthy et al., 2022).

Sumado a los vectores humanos, fenómenos como el transporte por restos flotantes ("rafting") o eventos meteorológicos extremos pueden potenciar el efecto de cabeza

de puente (*“bridgehead effect”*). En este proceso, las poblaciones no nativas ya establecidas en regiones intermedias como las islas subantárticas o las ciudades puerta del Cono Sur actúan como fuentes secundarias de propágulos, facilitando colonizaciones sucesivas hacia ecosistemas más australes en la Antártica (Bergstrom, 2022).

1.4. Estrategias Ecológicas y Potencial Invasor

La colonización vegetal en la Antártica se rige por el modelo de filtros ambientales, donde el establecimiento depende de superar barreras secuenciales de dispersión y estrés fisiológico (Kraft et al., 2014). Si bien el aislamiento geográfico protegió históricamente al continente, el aumento sostenido de la actividad humana en la Antártica ha vulnerado progresivamente el filtro de dispersión (Bergstrom, 2022). En este contexto, la Isla Rey Jorge representa uno de los sectores con mayor intensidad de antropización, donde la presencia de estaciones científicas y el alto flujo de visitantes han facilitado la introducción y dispersión de propágulos exóticos (Chown et al 2012; McCarthy et al., 2022). Estos propágulos se movilizan preferentemente a través de caminos y senderos, los cuales actúan como corredores de invasión desde los puntos de introducción (Chwedorzewska et al., 2020; Fuentes-Lillo y Cuba-Díaz, 2022).

No obstante, del amplio espectro de propágulos que arriban en la Antártica, actualmente, solo una baja proporción logra establecerse, debido a que el filtro abiótico actúa como un determinante que impone barreras fisiológicas severas, restringiendo el éxito mayoritariamente a la flora nativa adaptada al frío (Convey, 2013; Fuentes-Lillo y Cuba-Díaz, 2022). Sin embargo, el cambio climático regional está provocando una progresiva ‘relajación’ de este filtro (Bergstrom, 2022); el aumento de las temperaturas estivales y la mayor disponibilidad de agua líquida amplían la ventana térmica, permitiendo que especies exóticas con estrategias ruderales superen los umbrales energéticos de germinación, asociados principalmente a la temperatura y la disponibilidad hídrica, que previamente actuaban como factores limitantes (Molina-Montenegro et al., 2012; Hughes et al., 2020b). En este contexto, esta nueva dinámica incrementa la probabilidad de

competencia interespecífica, donde invasoras como *Poa annua* pueden provocar una disminución en la eficiencia fotosintética y biomasa de las nativas *D. antarctica* y *C. quitensis* (Molina-Montenegro et al., 2012, 2019; Cavieres et al., 2017; Fuentes-Lillo y Cuba-Díaz, 2022, Cuba-Díaz et al. 2023).

Esta permeabilidad selectiva del filtro climático se refleja en los patrones taxonómicos y funcionales reportados para las especies vegetales no nativas presentes en ambientes antárticos y subantárticos. En particular, la literatura coincide en que especies herbáceas de hábito anual o perenne, con alta plasticidad fenotípica y estrategias ruderales, presentan un mayor potencial de establecimiento bajo escenarios de perturbación y calentamiento. En la Tabla 1 se resumen las principales especies vegetales reportadas en la región, categorizadas según su nivel de invasividad y el estado actual del conocimiento. La selección de especies (Tabla 1) se basa en antecedentes documentados para la Antártica Marítima y regiones subantárticas, y no representa un listado exhaustivo.

Tabla 1. Especies vegetales reportadas con distinto nivel de riesgo invasor en ambientes antárticos y subantárticos. Elaboración propia, según la literatura. Elaboración propia.

Especies	Familia	Invasividad	Referencias
<i>Trifolium repens</i>	Fabáceas	Invasiva	Frenot et al. 2005; Bokhorst et al. 2024
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Asteráceas	Invasiva	Frenot et al. 2005
<i>Taraxacum officinale</i>	Asteráceas	Invasiva	Fuentes-lillo et al., 2017; Frenot et al. 2005
<i>Eucalyptus coccifera</i>	Myrtaceae	No invasiva	Bokhorst et al. 2021
<i>Poa annua</i>	Poaceae	Invasiva	Chwedorzewska et al. 2014; Fuentes-lillo et al., 2017; Hughes, K. A. et al. 2020b; Rudak et al. 2018
<i>Poa pratensis</i>	Poaceae	Invasiva	Pertierra et al. 2016
<i>Juncus bufonius</i>	Juncaceae	Invasiva	Cuba-Díaz et al. 2012, 2023; Fuentes-lillo et al., 2017; Frenot et al. 2005;
<i>Nothofagus sp.</i>	Nothofagaceae	No invasiva	Fuentes Lillo et al., 2016; Bokhorst et al. 2021

<i>Plantago lanceolata</i>	Plantaginaceae	Invasiva de bajo riesgo	Frenot et al. 2005; Bokhorst et al. 2024
<i>Pinus sylvestris</i>	Pinaceae	No invasiva	Bokhorst et al. 2021

La evidencia taxonómica resumida en la Tabla 1 respalda esta permeabilidad selectiva del filtro climático. Según los antecedentes recopilados, especies herbáceas de las familias Poaceae y Asteraceae, como *P. annua* y *T. officinale*, ya se clasifican como “Invasivas” debido a su plasticidad fenotípica y capacidad de respuesta a condiciones ambientales variables (Fuentes-Lillo et al., 2017; Hughes et al., 2020b). En contraste, estudios muestran que especies leñosas como *Pinus sylvestris* o *Eucalyptus coccifera* se mantienen como “no invasivas o de bajo riesgo”, lo que indica que, aunque el filtro de dispersión ha sido superado, el rigor climático vigente aún es suficiente para limitar el establecimiento formas de vida arbóreas, concentrando el mayor riesgo de invasión en el estrato herbáceo (Frenot et al., 2005; Bokhorst et al., 2021).

La ecología de las invasiones no solo es clave para entender los patrones biogeográficos asociados al cambio global (Perterra et al., 2022), sino que constituye la base científica fundamental para dar cumplimiento al Anexo II del Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente (ATCP, 1991). Actualmente, la gestión de especies no nativas se rige por el Manual del CPA (2016), el cual prioriza el control de vectores humanos mediante bioseguridad y la vigilancia a través del monitoreo visual de individuos ya establecidos. Sin embargo, estas metodologías presentan limitaciones en su capacidad predictiva a nivel del sustrato, ya que el monitoreo visual es tardío y los registros aerobiológicos no permiten confirmar la viabilidad biológica de los propágulos depositados. Considerando que la presión antrópica continúa introduciendo propágulos (Fuentes-Lillo & Cuba-Díaz, 2022) y que el éxito invasor depende de barreras ecofisiológicas específicas (Bergstrom, 2022), resulta necesario evaluar el banco de semillas latente. En este contexto, la presente investigación propone una evaluación integral mediante la búsqueda directa de diásporas (cualquier estructura biológica de dispersión y propagación vegetal), la inducción de germinación ex situ de las semillas

encontradas y, complementariamente, la realización de ensayos de establecimiento bajo escenarios simulados de cambio climático utilizando semillas de especies no nativas seleccionadas estratégicamente por su potencial invasor, antecedentes de colonización en la Antártica, etc. Esto como estrategias necesarias para anticipar el riesgo de naturalización antes de que sea detectable a nivel visual.

2. Hipótesis

- El banco de propágulos de especies vegetales no nativas presente en suelos superficiales de zonas antropizadas de la Isla Rey Jorge contiene especies con capacidad de germinar.
- Especies exóticas catalogadas de alto riesgo poseen la capacidad de germinar y establecerse en sustrato antártico bajo condiciones de aumento de temperatura y mayor disponibilidad hídrica que simulan escenarios proyectados de cambio climático.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Determinar la presencia y viabilidad de especies no nativas en suelos superficiales de la Isla Rey Jorge, y evaluar el potencial de germinación y establecimiento inicial de especies exóticas de alto riesgo bajo condiciones controladas que simulan escenarios de cambio climático.

3.2. Objetivos específicos

- Cuantificar e identificar la carga de propágulos (semillas y esporas) y granos de polen exóticos presentes en suelos superficiales de zonas con alta actividad humana en la Isla Rey Jorge.
- Determinar la viabilidad y la capacidad de emergencia del banco de semillas recolectado mediante ensayos de inducción bajo condiciones controladas de laboratorio.
- Evaluar la capacidad de germinación y el éxito de establecimiento inicial de especies vegetales no nativas seleccionadas, frente a variaciones de temperatura y disponibilidad hídrica que simulan la variabilidad climática regional.

4. Materiales y métodos

4.1. Sitios de Muestreo

Se muestreó suelo superficial en quince sitios de la Isla Rey Jorge, diez pertenecen a las zonas entre las bases Julio Escudero, del Instituto Antártico Chileno (INACH), y Eduardo Frei-Montalva, de la fuerza aérea de Chile (FACH), que se dividen en la pista de aterrizaje, dirigida por la Dirección General de Aeronáutica Civil (S1); alojamiento de huéspedes de la FACH (S2); depósito principal de combustible de la FACH (S3); entrada a Base Bellingshausen (S4); sector de dormitorios del personal logístico de la FACH: Módulo A (S5), Módulo B (S6) y Módulo C (S7); sector Villa las Estrellas (S8); Iglesia de Villa las Estrellas (S9) y perímetro base Profesor Julio Escudero (S10). Todos estos sitios presentan un flujo constante de actividad humana, ya sea de tipo científico-logístico y/o turístico, además se muestreó la Isla Ardley (S11), la Base Polaca Henry Arctowski (S13), la Base Argentina Carlini (S14), y la Base Brasileña comandante Ferraz (S15), correspondientes a zonas con una actividad humana media; y una zona cercana al Glaciar Collins (S12) que posee un flujo netamente de personal científico que estudia el área.

4.2. Identificación de semillas

4.2.1. Muestreo e identificación de semillas

Se recolectaron muestras de suelo superficial (0-3 cm de profundidad) en triplicado, en cada uno de los sitios, excluyendo fragmentos rocosos visibles, hasta completar aproximadamente 150 g de suelo por réplica. Las muestras fueron secadas en estufa de secado a 25°C y posteriormente trasladadas al Laboratorio de Biotecnología y Estudios Ambientales de la Universidad de Concepción, Campus Los Ángeles.

Una vez en el laboratorio, las muestras se tamizaron mediante un tamiz de 5 mm con el fin de eliminar fracciones gruesas del suelo. Tras el tamizado, se extrajeron 30 g de cada muestra, los cuales se almacenaron en frascos de vidrio debidamente rotulados y mantenidos a temperatura ambiente hasta su análisis.

Para la identificación de semillas, se dispusieron pequeños segmentos de muestra en placas Petri plásticas de 5 cm de diámetro y se realizó una observación directa

bajo un microscopio estereoscópico (Lab-Tec, aumento 45X). La identificación taxonómica se realizó con apoyo de bibliografía especializada, incluyendo artículos científicos y literatura botánica, utilizando criterios morfológicos externos, y se limitó al nivel de familia.

4.3. Identificación del componente palinológico del suelo

Las muestras de suelo destinadas al análisis palinológico fueron procesadas en el Laboratorio de Palinología y Ecología Vegetal de la Universidad de Concepción, Campus Lo Ángeles siguiendo el protocolo clásico descrito por Faegri e Iversen (1975), ampliamente utilizado en estudios palinológicos de suelos y aplicado previamente en ambientes antárticos por Fuentes-Lillo et al. (2016).

Para cada muestra se utilizaron 2 g de suelo seco, a los cuales se adicionó una tableta de *Lycopodium* como taxón foráneo para el control cuantitativo. El procesamiento incluyó una serie de tratamientos químicos secuenciales destinados a la eliminación de carbonatos, ácidos húmicos, silicatos y materia orgánica, mediante el uso de ácido clorhídrico (HCl), hidróxido de potasio (KOH), ácido fluorhídrico (HF) y acetólisis, respectivamente. Entre cada tratamiento, las muestras fueron sometidas a centrifugación y lavados sucesivos con agua destilada, siguiendo las condiciones establecidas en el protocolo de referencia. Como etapa final, las muestras fueron sometidas a un tratamiento breve en baño ultrasónico, con el fin de favorecer la defloculación del sedimento y mejorar la recuperación de los palinomorfos.

Para el análisis microscópico, una alícuota del concentrado palinológico obtenido se montó en portaobjetos utilizando una solución resinosa de montaje (Hidromatic), cubriéndose posteriormente con un cubreobjetos y sellándose la preparación con parafina.

La cuantificación de los granos de polen se realizó mediante observación con un microscopio trinocular planacromático Olympus CX31RTSF, equipado con una cámara CCD Microimaging 5.1 MP, y las imágenes fueron digitalizadas utilizando el software Image Focus Alpha. La identificación taxonómica se llevó a cabo con apoyo de bibliografía especializada y mediante comparación con material de referencia

disponible en la palinoteca del Laboratorio de Palinología y Ecología Vegetal de la Universidad de Concepción, Campus Los Ángeles.

4.4. Germinación de suelo Antártico

De manera complementaria a la identificación morfológica de semillas, se realizó un ensayo de germinación *ex situ* utilizando las muestras de suelo previamente observadas, con el objetivo de detectar la emergencia de semillas que no pudieron ser identificadas mediante microscopía estereoscópica.

El ensayo se llevó a cabo en bandejas plásticas, disponiendo como base una mezcla de sustrato estéril compuesta por tierra de hoja, turba y perlita en proporción 3:2:1, respectivamente. Sobre este sustrato se esparcieron uniformemente 90 g de suelo superficial provenientes de cada sitio de muestreo.

Las bandejas fueron incubadas en una cámara de crecimiento vegetal durante un periodo de 45 días, bajo condiciones controladas de temperatura ($15\pm 1^{\circ}\text{C}$), fotoperiodo de 16/8 (luz oscuridad), una intensidad lumínica de $120\pm 20\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ y una humedad relativa aproximada de 75-80% aproximadamente. El riego se realizó por aspersión con agua destilada cada dos días, con el fin de mantener una humedad adecuada del sustrato durante todo el período experimental.

4.5. Tratamiento de Imbibición

Las semillas previamente identificadas fueron extraídas del suelo superficial correspondiente a cada sitio de muestreo y colocadas en placas Petri con papel filtro. Con el fin de homogeneizar el estado hídrico y favorecer la activación de los procesos fisiológicos previos a la germinación, las semillas fueron sometidas a un tratamiento de imbibición durante 2 meses.

Durante las primeras 3 semanas las placas se mantuvieron a temperatura ambiente y en oscuridad absoluta en una cámara de crecimiento vegetal, asegurando diariamente la humectación del papel filtro mediante la adición de agua destilada hasta su completa saturación. Posteriormente las placas se mantuvieron con luz constante para favorecer el proceso germinativo.

4.6. Tratamiento de viabilidad

Se realizó una prueba de tinción con tetrazolio para evaluar la viabilidad de las semillas identificadas en las muestras de suelo superficial. Si bien se identificaron inicialmente diez ejemplares, debido a problemas en la manipulación del material biológico, la muestra final analizada se redujo a tres unidades (n=3). Estas se colocaron en agua destilada durante 24 horas a 25 °C para ablandar la cubierta de la semilla. A continuación, el embrión se expuso a una solución de cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio al 1 %, en la que se sumergieron las semillas durante 24 horas a 25 °C (ISTA, 2017). Tras la incubación desechó la solución de tetrazolio y se realizó una incisión con un bisturí para abrir la cubierta de la semilla y examinarlas al microscopio para verificar la tinción. Las semillas con un embrión de color rosa brillante se consideraron viables, mientras que las que presentaban un color blanco uniforme se consideraron no viables. El porcentaje de viabilidad se calculó dividiendo el número de semillas viables por el número total de semillas analizadas.

4.7. Evaluación de la capacidad de germinación y establecimiento inicial de especies no nativas en suelo antártico en escenario de cambio climático simulado

4.7.1. Selección de especies y origen del material vegetal

Se evaluó la capacidad de germinación y establecimiento inicial de seis especies vegetales no nativas seleccionadas en función de tres criterios principales: (1) la presencia de características ruderales asociadas a una alta capacidad colonizadora (Bokhorst et al., 2021c; 2024), (2) su descripción en la literatura como especies invasoras o potencialmente invasoras de alto impacto en ambientes fríos (Fuentes-Lillo et al., 2016; 2017), y (3) su observación e identificación previa en suelo Antártico (Fuentes-Lillo et al., 2017).

Las especies seleccionadas fueron *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens*, *Leucanthemum vulgare*, *Juncus bufonius*, *Poa pratensis* y *Poa annua*. Las semillas de *T. officinale* fueron recolectadas en sectores aledaños a la Universidad de Concepción, Campus Los Ángeles; las semillas de *T. repens*, *L. vulgare* y *P. pratensis* fueron adquiridas comercialmente; mientras que las semillas de *P. annua* y *J. bufonius* provinieron de la Colección Activa de Plantas Vasculares Antártica

(CAPVA) del Laboratorio de Biotecnología y Estudios Ambientales, Universidad de Concepción, Campus Los Ángeles.

4.7.2. Diseño experimental y condiciones de cultivo

Los ensayos de germinación y establecimiento se llevaron a cabo en cámaras de crecimiento vegetal bajo condiciones controladas, a una temperatura constante de 8 °C, seleccionada para simular un escenario de aumento térmico representativo del calentamiento proyectado para la Antártica Marítima (Hughes et al., 2020b; Bergstrom, 2022). El fotoperiodo se estableció en 16/8 h (luz/oscuridad), correspondiente a una condición control de laboratorio comúnmente utilizada en estudios fisiológicos con especies antárticas, y se mantuvo constante durante todo el experimento, dado que el fotoperiodo no constituye una variable asociada a los escenarios de cambio climático evaluados en este estudio.

El período experimental se extendió por un total de 136 días, considerando una primera fase de 72 días destinada a la evaluación de la germinación, seguida de una fase prolongada orientada a la evaluación del establecimiento inicial de las plántulas bajo las condiciones experimentales establecidas.

4.7.3. Factores experimentales y tratamientos

El diseño experimental consideró la manipulación de tres factores principales asociados al éxito de germinación y establecimiento de especies vegetales no nativas: densidad de semillas, disponibilidad hídrica y tipo de sustrato.

La densidad de siembra consideró dos niveles: alta (30 semillas por maceta) y baja (5 semillas por maceta), con el objetivo de evaluar el efecto de la presión de propágulos sobre el éxito de la invasión. Esta aproximación se fundamenta en evidencia previa que indica que una mayor oferta de propágulos incrementa la probabilidad de establecimiento al permitir superar la estocasticidad ambiental y las barreras bióticas mediante un efecto de masa (Lockwood et al., 2005).

La disponibilidad hídrica también se evaluó en dos niveles: alta (riego de 50 mL una vez por semana) y baja (riego de 30 mL una vez por semana). La selección de estos niveles se basó en registros históricos de precipitación líquida histórica y en

proyecciones recientes asociadas al cambio climático en la Antártica Marítima (Turner et al., 2013; Hughes et al., 2020b).

Finalmente, se consideraron dos tipos de sustrato: suelo antártico, recolectado en distintos sitios de la Isla Rey Jorge, y un sustrato de laboratorio compuesto por una mezcla de perlita, turba y tierra de hoja en proporción 1:2:3, respectivamente.

A partir de la combinación de estos factores se definieron ocho tratamientos (Tabla 2), correspondientes a todas las combinaciones posibles de densidad de semillas (alta o baja), disponibilidad hídrica (alta o baja) y tipo de sustrato (suelo antártico o sustrato de laboratorio). Cada tratamiento se estableció en macetas individuales, obteniéndose un total de 48 unidades experimentales (6 especies × 8 tratamientos).

Tabla 2. Tratamientos experimentales aplicados a cada especie, donde AD y BD corresponden a alta y baja densidad de semillas, HW y NW a alta y baja disponibilidad hídrica, y S. Ant. y S. Lab. a suelo antártico y sustrato de laboratorio, respectivamente.

Tratamiento	Densidad de semillas	Disponibilidad hídrica	Tipo de sustrato
AD-HW-S. Ant	Alta (30)	Alta (50 mL)	Suelo antártico
AD-HW-S. Lab.	Alta (30)	Alta (50 mL)	Sustrato de laboratorio
BD-HW-S. Ant.	Baja (5)	Alta (50 mL)	Suelo antártico
BD-HW-S. Lab.	Baja (5)	Alta (50 mL)	Sustrato de laboratorio
AD-NW-S. Ant.	Alta (30)	Baja (30 mL)	Suelo antártico
AD-NW-S. Lab.	Alta (30)	Baja (30 mL)	Sustrato de laboratorio
BD-NW-S. Ant.	Baja (5)	Baja (30 mL)	Suelo antártico
BD-NW-S. Lab.	Baja (5)	Baja (30 mL)	Sustrato de laboratorio

4.7.4. Variables de respuesta y criterios de evaluación

Durante el período experimental, las unidades experimentales fueron monitoreadas cada 48hrs con el fin de registrar la emergencia de plántulas y el desarrollo inicial de plántulas para cada tratamiento. La germinación se consideró exitosa de acuerdo con criterios morfológicos funcionales específicos para cada grupo taxonómico (Fig. A1). En especies dicotiledóneas (*T. repens*, *T. officinale*, *L. vulgare*), se definió como la expansión completa de ambos cotiledones; mientras que en especies monocotiledónea se consideró la emergencia del coleóptilo superior a 1 cm en Poaceae (*P. annua*, *P. pratensis*) y la emergencia visible de la plántula (≥ 3 mm) en Juncaceae (*J. bufonius*).

A partir de los registros obtenidos se calculó el porcentaje de germinación (GP) y el tiempo medio de germinación (MGT), de acuerdo con las ecuaciones descritas por Ontivero et al. (2025):

- Porcentaje de germinación (Eq. 1).

$$(1) GP = \frac{n}{N} * 100$$

donde n es el número de semillas germinadas al final del experimento y N es el número total de semillas utilizadas.

- El tiempo medio de germinación (MGT) (Eq. 2) se calcula como:

$$(2) MGT = \sum ni * \frac{t}{n}$$

donde n_i es el número de semillas germinadas el día t y n es el número total de semillas germinadas durante el experimento.

Adicionalmente, se seleccionaron aleatoriamente cinco individuos por maceta para la determinación del Contenido Relativo de Agua (CRA), como indicador del estado hídrico y del nivel de estrés fisiológico de las plántulas bajo las condiciones simuladas. El CRA se calculó siguiendo la metodología descrita por Gonzáles y Gonzáles (2001). El peso fresco (PF), se obtuvo pesando inmediatamente las plantas tras la recolección. El peso turgente (PT) se determinó mediante la

rehidratación completa de las plantas, sumergiéndolas en agua destilada durante 24 horas. Para obtener el peso seco (PS), se colocaron las plantas turgentes en una estufa de secado a 70 °C durante 72 hrs, hasta alcanzar un peso constante. Con los pesos obtenidos, se determinó el contenido hídrico relativo mediante la fórmula:

$$(3) \text{ CRA (\%)} = \frac{(PF-PS)}{(PT-PS)} * 100$$

Así mismo, se determinó la biomasa total de los mismos individuos utilizando los valores de peso seco (PS) obtenidos tras el proceso de deshidratación, lo cual permitió evaluar la acumulación neta de materia seca en respuesta a los tratamientos experimentales.

Al igual que para las semillas identificadas en las muestras de suelo superficial, se tomaron 5 semillas de forma aleatoria, por cada especie, y se les realizó una prueba de tinción con tetrazolio para evaluar la viabilidad de las semillas identificadas en las muestras de suelo superficial. Estas se colocaron en agua destilada durante 24 horas a 25 °C para ablandar la cubierta de la semilla. A continuación, se realizó una incisión con un bisturí para abrir la cubierta de la semilla y exponer el embrión a una solución de cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio al 1 %, en la que se sumergieron las semillas durante 24 horas a 25 °C (ISTA, 2017). Tras la incubación, se desechó la solución de tetrazolio y se examinaron las semillas al microscopio para verificar la tinción. Las semillas con un embrión de color rosa brillante se consideraron viables, mientras que las que presentaban un color blanco uniforme se consideraron no viables. El porcentaje de viabilidad se calculó dividiendo el número de semillas viables por el número total de semillas analizadas.

4.7.5. Análisis Estadístico

El experimento se estableció bajo un diseño completamente aleatorio. Los análisis estadísticos se realizaron de forma independiente para cada especie evaluada. Los datos de CRA fueron transformados mediante la función $\arcsin\sqrt{(x/100)}$ previo al análisis. Con el fin de cumplir los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas se realizaron pruebas formales como Shapiro-Wilk y Levene. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se evaluaron mediante análisis de

varianza (ANOVA) de una vía, considerando como factor los tratamientos definidos por la combinación de densidad de semillas, disponibilidad hídrica y tipo de sustrato.

Cuando se detectaron diferencias significativas, la comparación de medias se realizó aplicando la prueba HSD de Tukey. Todos los análisis se efectuaron usando el software Statistica v12.0. El nivel de significancia estadística se estableció en $P \leq 0.05$. El n utilizado para los análisis varió según especie y tratamiento aplicado debido al número de semillas que germinaron en cada uno de estos (Tabla A1). Los resultados se presentan como promedio $\pm$ desviación estándar y letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos.

5. Resultados

5.1. Identificación de semillas

En seis de los sitios muestreados se identificó un total de diez semillas mediante observación directa bajo microscopía estereoscópica (Fig. 2). Las semillas detectadas se agruparon en tres familias: Caryophyllaceae (*C. quitensis*), Juncaceae (*Juncus* spp.) y Poaceae (*D. antarctica* o *P. annua*) (Fig. 3).

El sitio que presentó la mayor cantidad de semillas fue el Refugio Collins, con un total de 4 semillas, correspondientes a dos semillas de Caryophyllaceae, una a Juncaceae y una a Poaceae. El segundo sitio con mayor presencia fue la Isla Ardley, donde se registraron dos semillas asociadas a Caryophyllaceae, conferidas morfológicamente con *C. quitensis*.

Adicionalmente, se registró la presencia de semillas en la Base Bellingshausen, en la iglesia de Villa las Estrellas, en el Módulo B (FACH) y en la Base comandante Ferraz. En los primeros dos sitios mencionados correspondieron a semillas conferidas a las familias Juncaceae y Caryophyllaceae, respectivamente y en los otros 2 correspondieron a semillas conferidas a Poaceae. Dada la naturaleza exploratoria del análisis, la identificación taxonómica se restringió principalmente al nivel de familia, conferidas a nivel de especie realizadas de manera tentativa cuando las características morfológicas lo permitieron.

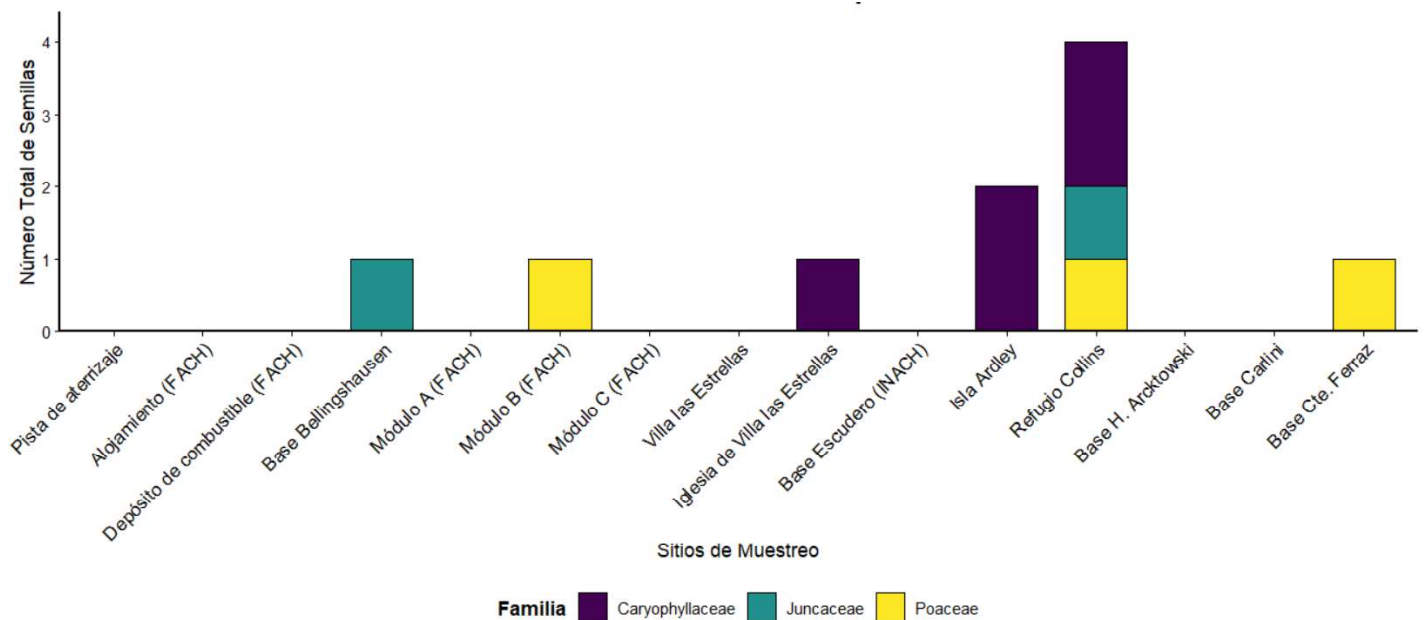


Figura 2. Número de semillas identificadas en cada sitio de muestreo de la Isla Rey Jorge, Islas Shetlands del Sur, Antártica Marítima.

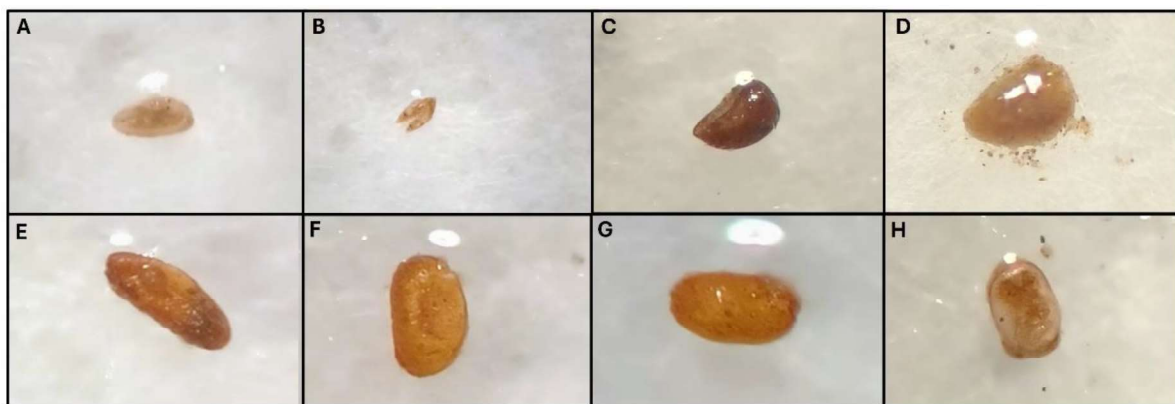


Figura 3. Registro fotográfico de semillas detectadas en suelos superficiales de la Isla Rey Jorge, Islas Shetlands del Sur, Antártica Marítima. A y B) semillas conferidas a Poaceae (Refugio Collins); C y D) semillas conferidas a Caryophyllaceae, compatibles morfológicamente con *Colobanthus quitensis* (Is. Ardley y Villa Las Estrellas, respectivamente); E) semilla conferida a Juncaceae (*Juncus striatus* o *inflexuosa*) (Refugio Collins); F) semilla conferida a Juncaceae, (Refugio Collins); G) semilla conferida a Poaceae, compatible con *Poa annua*, (Base comandante Ferraz); H) semilla conferida a Caryophyllaceae, (Isla Ardley). (Las imágenes fueron capturadas con aumento x45)

5.2. Identificación del componente palinológico del suelo

El análisis palinológico de las muestras de suelo superficial permitió identificar un total de once categorías de palinomorfos, incluyendo pólenes de plantas vasculares, esporas y una fracción no clasificada (Fig. 5). Entre los taxones identificados, se registraron dos familias correspondientes a flora vascular nativa de la Antártica, Caryophyllaceae, y Poaceae.

Adicionalmente, se detectaron palinomorfos asociados a dos familias de gimnospermas (Podocarpaceae y Pinaceae), cuatro familias de angiospermas dicotiledóneas (Nothofagaceae, Fabaceae, Proteaceae y Amaranthaceae/Chenopodiaceae) y una familia de angiospermas monocotiledóneas (Tecophilaeaceae). Asimismo, se registraron esporas atribuibles a hongos o musgos, junto con una categoría de palinomorfos no conferidos (NC), correspondiente a estructuras cuya identificación taxonómica no fue posible determinar con el material disponible.

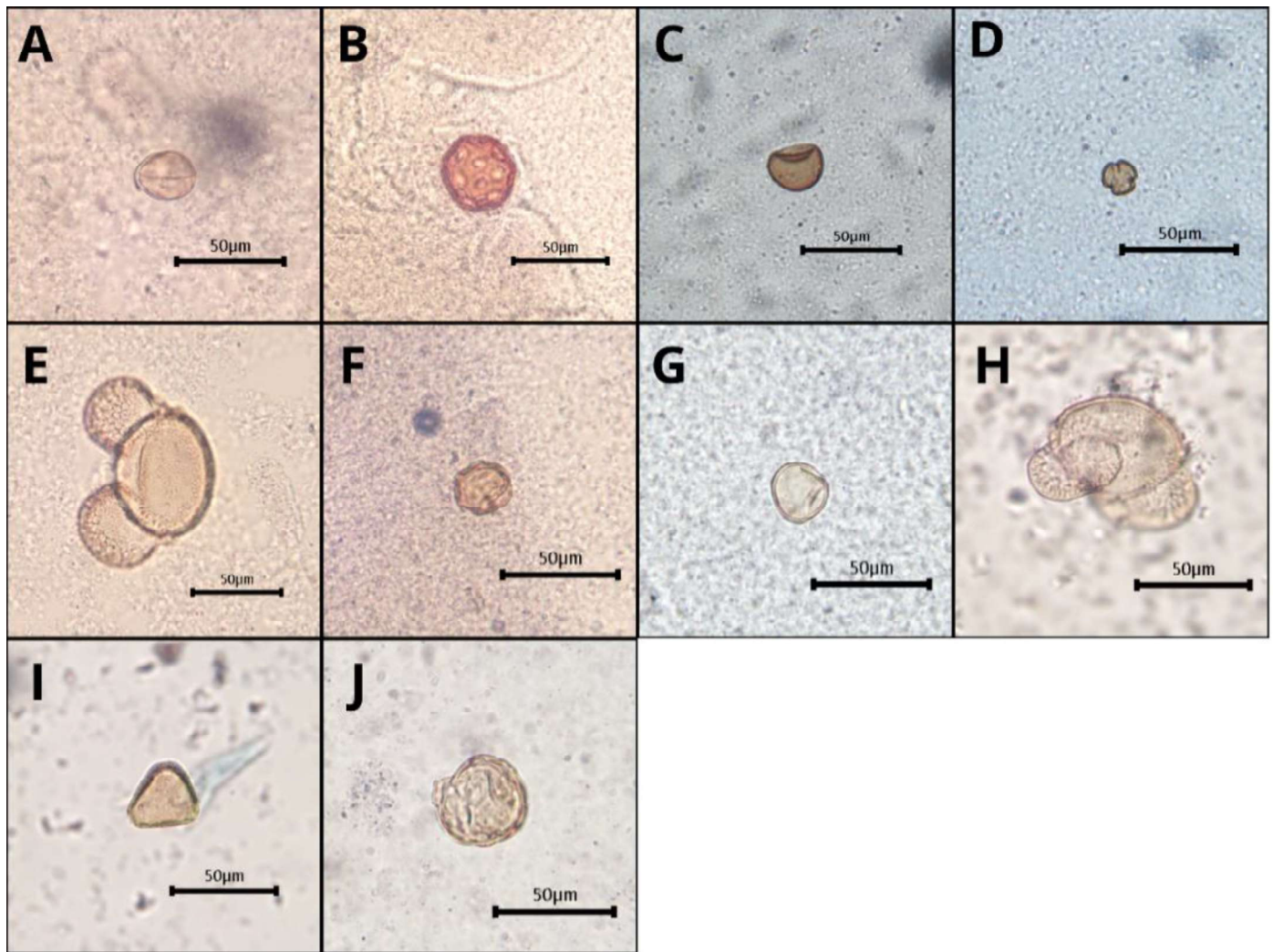


Figura 4. Pólenes Identificados en muestras de suelo superficial. A) cf. Tecophilaeaceae; B) Caryophyllaceae; C) cf. espora de hongo; D) Fabaceae; E) Pinaceae; F) cf. Nothofagaceae; G) Poaceae; H) Podocarpaceae; I) Proteaceae; J) Amaranthaceae/Chenopodiaceae. *cf: Conferido.

Considerando únicamente los taxones botánicos identificados (Fig. 6), la familia Caryophyllaceae presentó la mayor abundancia relativa, con un total de 42 granos de polen, lo que es consistente con la composición de la flora vascular nativa de la Antártica marítima, particularmente con la presencia de *C. quitensis*. En menor proporción se registraron esporas (13 unidades) y pólenes de Poaceae (10 unidades), estos últimos potencialmente conferidos a *D. antarctica* o *P. annua*. Otras familias, como Nothofagaceae, Pinaceae y Fabaceae, estuvieron representadas por abundancias bajas, (<5 unidades).

La categoría "No Conferido" (NC), representó la fracción más abundante de polinormos registrados, con aproximadamente 68 unidades, reflejando la presencia de estructuras altamente degradadas o morfológicamente ambiguas, lo cual es esperable en matrices edáficas sometidas a condiciones ambientales extremas.

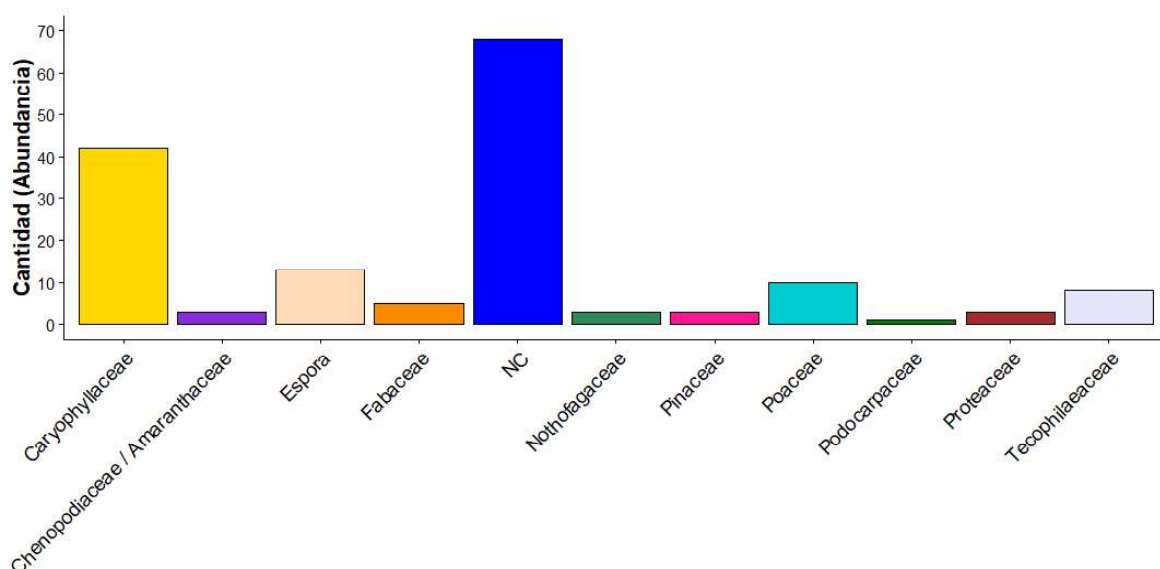


Figura 5. Abundancia total de polen categorizados por familia taxonómica, identificados en suelo superficial antártico de la Isla Rey Jorge, Shetlands del Sur, Antártica marítima. * NC: no conferido*.

El análisis espacial de la carga polínica por sitio (Fig. 7) mostró que, en Base Ferraz, Base Escudero, Refugio Collins y Base Arctowski concentraron las mayores abundancias totales. En particular, Base Escudero (INACH) presentó un perfil taxonómico distintivo dominado por la familia Caryophyllaceae representando más del 60% de los polinormos del sitio. En contraste, en Base Ferraz y Base Arctowski, la fracción NC constituyó una proporción significativa de la muestra total. El sitio Refugio Collins destacó por presentar una composición más diversa, integrando proporciones relativamente equilibradas de Caryophyllaceae, Poaceae y elementos minoritarios.

El sitio Carlini (S14) no fue considerado en este análisis debido a la contaminación de la muestra durante los tratamientos químicos, lo que impidió una identificación confiable de los polinormos presentes.

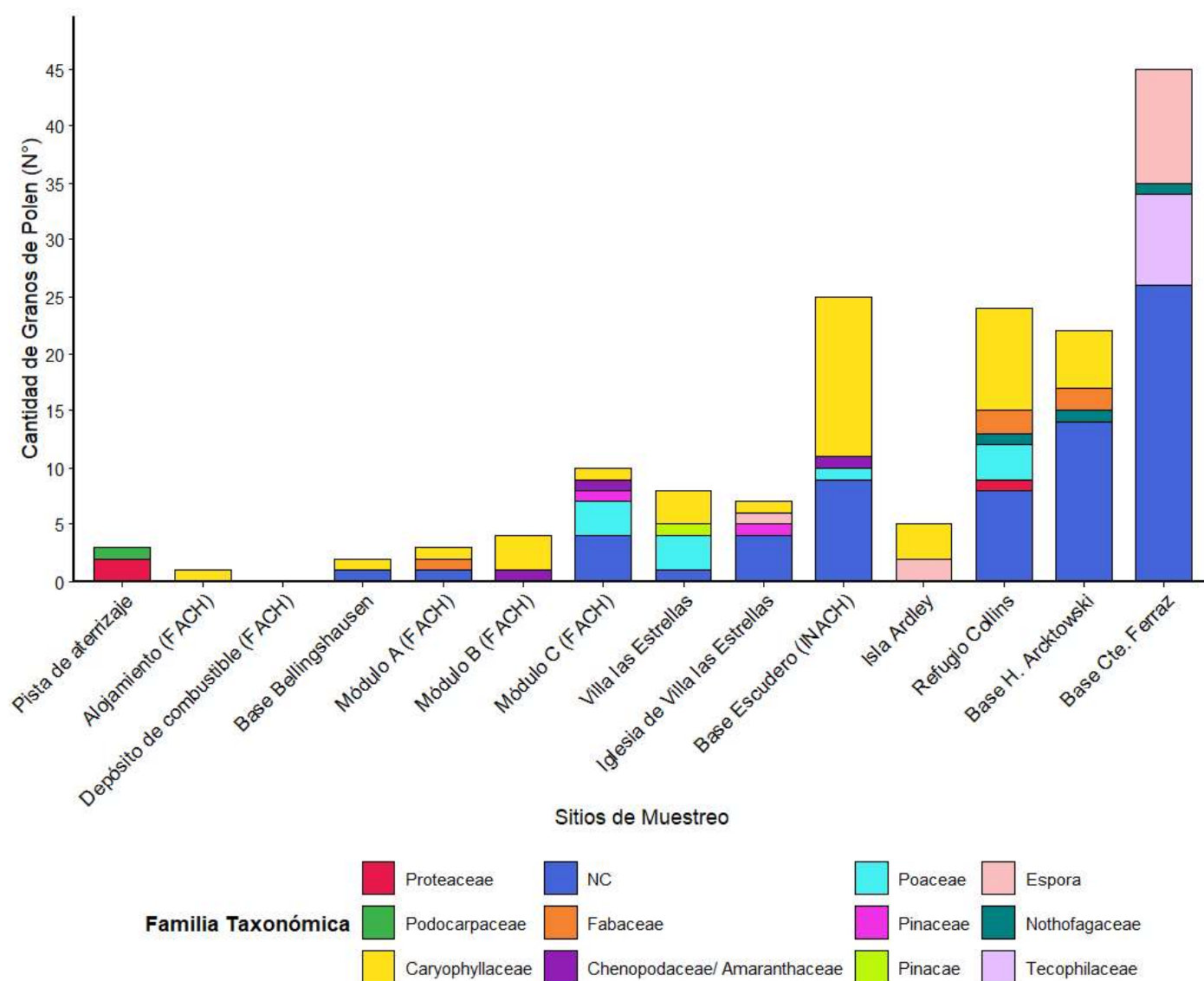


Figura 6. Distribución de la carga polínica total por sitio en suelo superficial de la Isla Rey Jorge, Shetlands del Sur, Antártica marítima, ordenados por sitio de muestreo.

5.3. Germinación de suelo Antártico

Para los ensayos de germinación de suelo antártico hubo crecimiento principalmente de 2 tipos de musgo en todos los sitios (Fig. 7). Así mismo, una vez terminado el ensayo se corroboró si el musgo estaba creciendo de la mezcla de sustrato estéril o del suelo antártico, concluyendo que este creció directamente del suelo antártico. Cabe mencionar que, no se realizó la identificación de los musgos dado que no es el principal objetivo de este estudio.

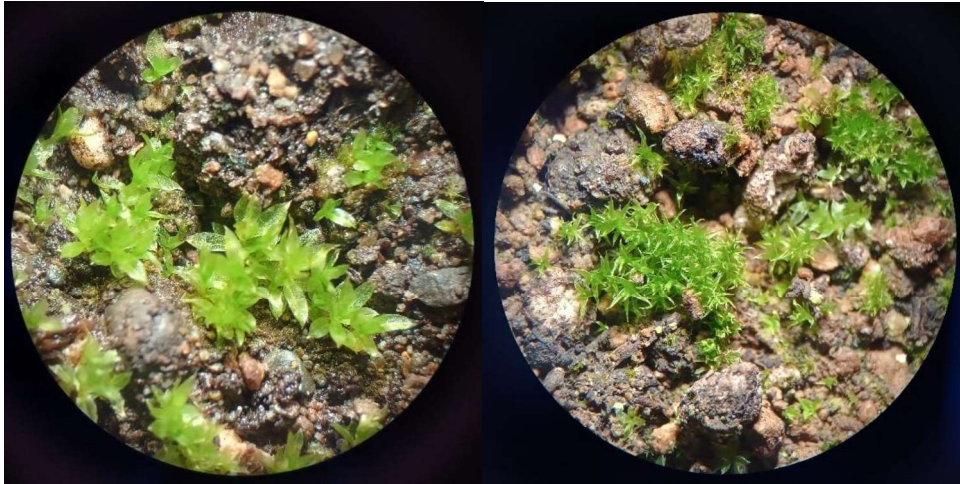


Figura 7. Fotografías de musgo creciendo dentro de las muestras de suelo superficial antártico.

5.4. Germinación de semillas

En los ensayos de imbibición realizados sobre las semillas previamente identificadas en los suelos antárticos, no se registró germinación en ninguna de las unidades evaluadas, obteniéndose un porcentaje de germinación del 0% para la totalidad de las semillas analizadas.

5.5. Tratamiento de viabilidad

Tras el procesamiento de las diásporas recuperadas ($n=3$), no se observó reacción positiva al cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio. El 100% de las muestras presentó una ausencia total de coloración en el eje embrionario y los tejidos de reserva, manteniéndose el aspecto blanquecino original tras la incisión y el examen microscópico (Figura 8).



Figura 8. Semillas encontradas en suelo superficial antártico post tratamiento de viabilidad.

5.6. Evaluación de la capacidad de germinación y establecimiento inicial de especies no nativas en suelo antártico en escenario de cambio climático simulado

5.6.1. Porcentaje de germinación

El porcentaje de germinación evidenció una alta variabilidad en respuesta a los distintos tratamientos experimentales (Fig. 9). Debido a la ausencia de réplicas independientes, estos resultados se presentan de manera descriptiva, sin análisis estadístico inferencial.

Trifolium repens germinó en la totalidad de los tratamientos (Fig. 9A), alcanzando su valor máximo en BD-HW-S. Lab (100%). En contraste, los tratamientos bajo baja disponibilidad hídrica (NW) presentaron los porcentajes más bajos, situándose entre 20% y 25% independientemente de la densidad inicial.

En *Leucanthemum vulgare* (Fig. 9B) los tratamientos de alta densidad (AD) mantuvieron porcentajes cercanos al 45%, mientras que en el grupo de baja densidad (BD) se observó una respuesta heterogénea, destacando BD-NW-S. Lab. con un 60% de germinación y la ausencia total de germinación en BD-HW-S. Lab.

Taraxacum officinale (Fig. 9C) presentó una germinación muy limitada, con un máximo inferior al 7% registrado únicamente en el tratamiento AD-NW-S. Ant. En todos los tratamientos correspondientes al grupo BD no se observó germinación.

En contraste, *Poa annua* (Fig. 9D) mostró elevados porcentajes de germinación, superiores al 75% en cinco de los seis tratamientos evaluados, con excepción de BD-NW-S. Lab, donde se registró un 20% de germinación. *Poa pratensis* (Fig. 9E) alcanzó su máximo desempeño (100%) en el tratamiento BD-HW-S. Ant, mientras que los valores más bajos (20%) se concentraron en tratamientos de baja densidad y baja disponibilidad hídrica (BD-NW-S. Ant y BD-NW-S. Lab).

Finalmente, *Juncus bufonius* (Fig. 9F) presentó su mayor porcentaje de germinación en el tratamiento AD-HW-S. Ant (>90%); valores intermedios en los tratamientos HW restantes (AD-HW-S. Lab, BD-HW-S. Ant y BD-HW-S. Lab), entre 60% y 75%; y una marcada reducción bajo condiciones NW, sin germinación en BD-NW-S. Lab.

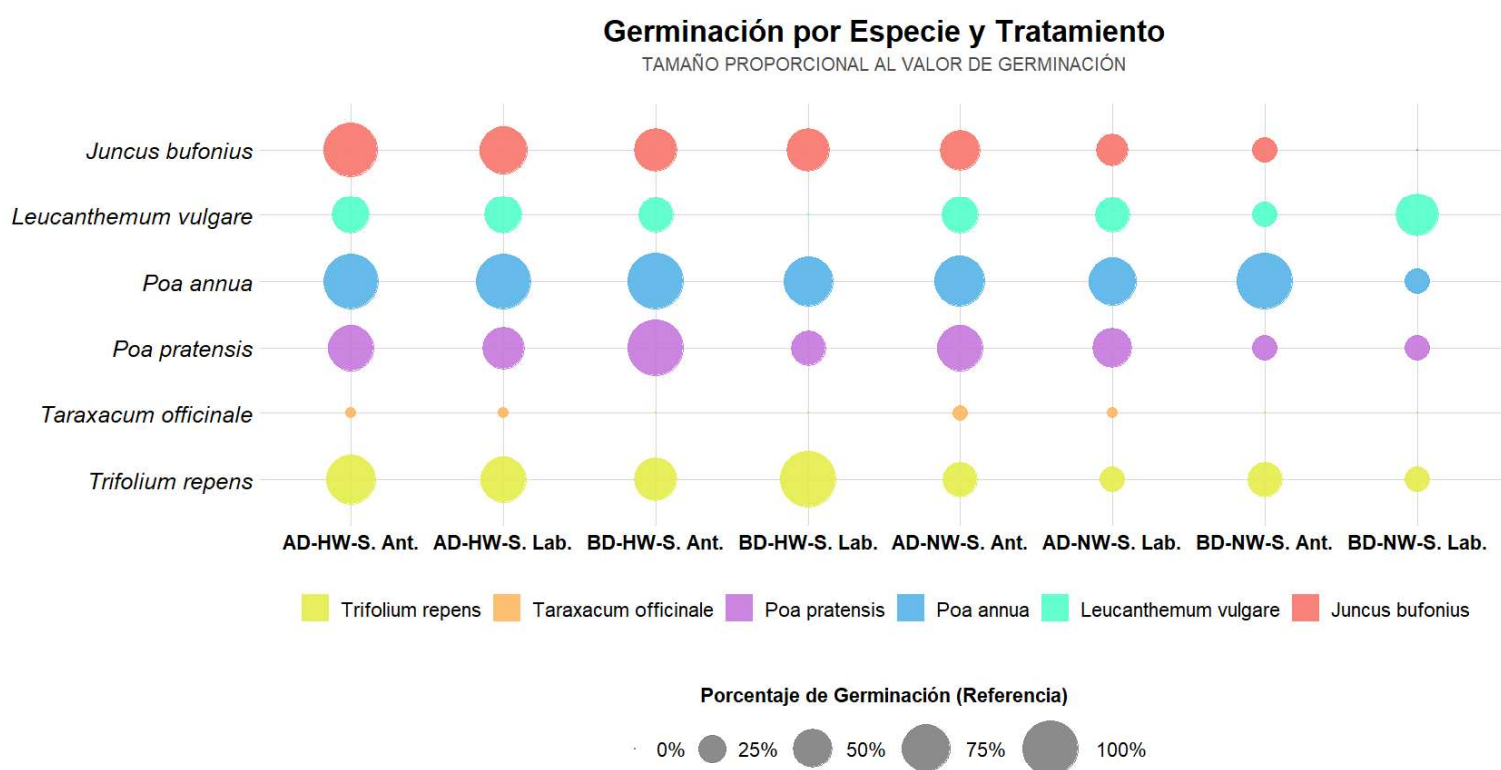


Figura 9. Porcentaje de Germinación de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) *Trifolium repens*; (B) *Leucanthemum vulgare*; (C) *Taraxacum officinale*; (D) *Poa annua*; (E) *Poa pratensis*; (F) *Juncus bufonius*. Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas (n=30); BD: Baja Densidad de semillas (n=5); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio.

5.6.2. Tiempo Medio de Germinación

El Tiempo Medio de Germinación (TMG) mostró patrones consistentes con la disponibilidad hídrica y, en menor medida, con la densidad de semillas (Fig. 10). Al igual que en el porcentaje de germinación, estos resultados se presentan de forma descriptiva debido a la ausencia de replicas independientes.

En *Trifolium repens* (Fig. 10A) y *Leucanthemum vulgare* (Fig. 10B), los tratamientos con alta disponibilidad hídrica (HW) se asociaron a tiempos de germinación más breves (35 - 40 días), mientras que las condiciones de baja disponibilidad hídrica (NW) retrasaron consistentemente la emergencia, alcanzando valores cercanos o superiores a los 55 días.

Taraxacum officinale (Fig. 10C) Los valores observados, que varían erráticamente entre 30 y 70 días en los tratamientos de alta densidad, representan eventos de germinación aislados de individuos puntuales y no un patrón poblacional. No se obtuvieron datos para los tratamientos BD debido a la ausencia de germinación.

En *Poa annua* (Fig. 10D) y *Poa pratensis* (Fig. 10E), los tiempos de germinación se mantuvieron relativamente estables (50-60 días), sin una tendencia clara asociada a la densidad o al sustrato. Finalmente, *Juncus bufonius* (Fig. 10F) evidenció una respuesta marcada a la disponibilidad hídrica, con germinaciones rápidas bajo condiciones HW (entre 30 y 40 días) y un retraso significativo bajo condiciones NW, donde el tiempo se duplicó a valores cercanos a 60 días.

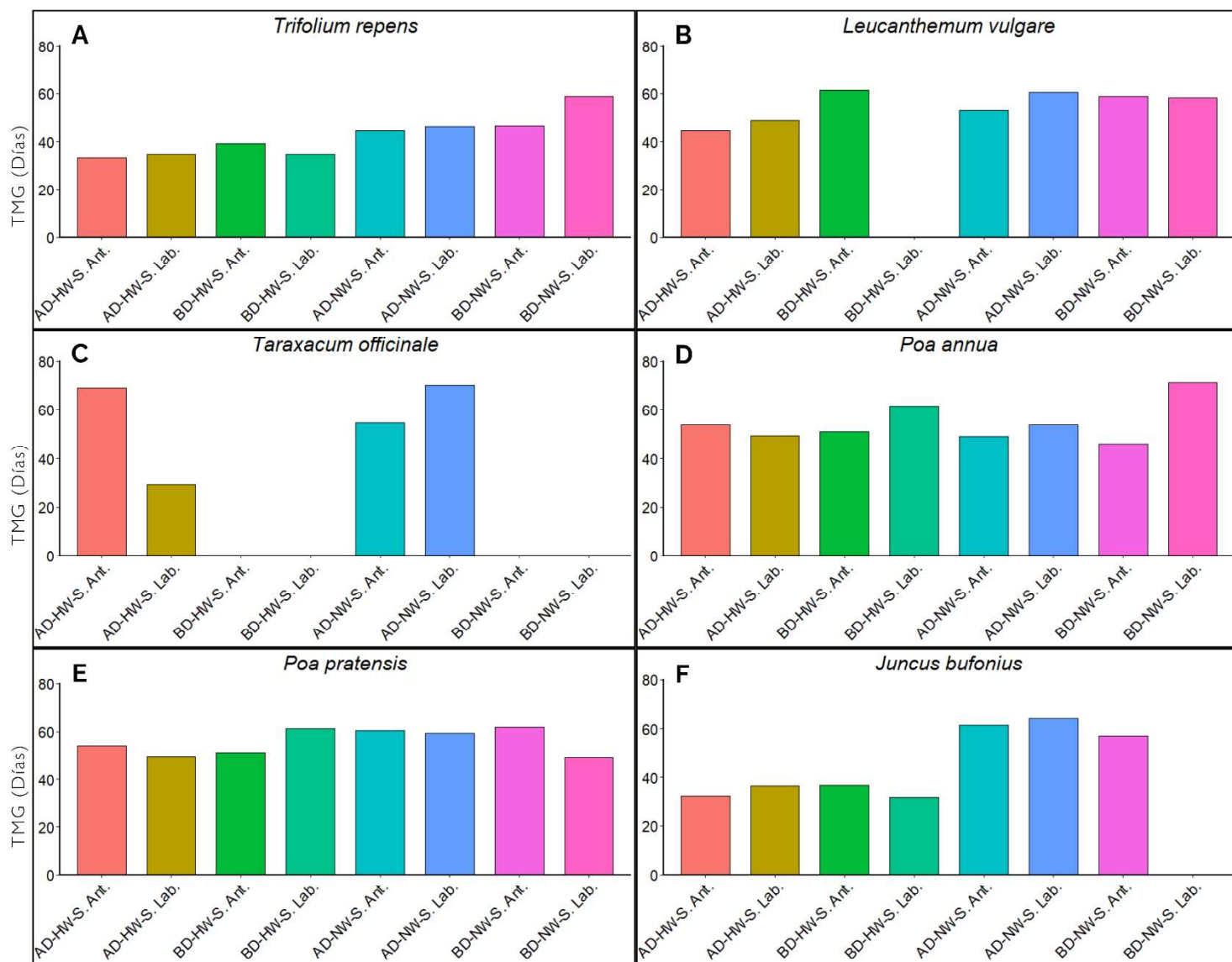


Figura 10. Tiempo Medio de Germinación (TMG, días) de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) *Trifolium repens*; (B) *Leucanthemum vulgare*; (C) *Taraxacum officinale*; (D) *Poa annua*; (E) *Poa pratensis*; (F) *Juncus bufonius*. Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas (n=30); BD: Baja Densidad de semillas (n=5); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio.

5.6.3. Contenido Relativo de Agua

El análisis del Contenido Relativo de Agua (CRA) reveló respuestas fisiológicas diferenciadas entre las especies evaluadas bajo los distintos tratamientos experimentales (Fig. 11). A diferencia de las variables anteriores, esta medición permitió la aplicación de análisis estadístico inferencial.

En *T. repens* (Fig. 11A) y *P. pratensis* (Fig. 11E), el análisis de varianza no detectó diferencias significativas entre los tratamientos ($p > 0.05$), registrándose valores de CRA homogéneos y superiores al 80% en todas las condiciones evaluadas.

En *L. vulgare* (Fig. 11B), se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$). El tratamiento AD-NW-S. Ant fue el que presentó el menor valor promedio de CRA (63%). El resto de los tratamientos mostró valores de CRA intermedios sin diferenciarse consistentemente entre sí.

Para *T. officinale* (Fig. 11C), el análisis estadístico se restringió a los tratamientos AD-NW-S. Ant y AD-NW-S. Lab, los cuales no presentaron diferencias significativas entre sí. Los restantes tratamientos fueron excluidos por insuficiencia de réplicas o ausencia de germinación.

En *P. annua* (Fig. 11D), se observó un descenso escalonado del CRA con el valor más alto en AD-HW-S. Ant (92%) y una disminución significativa en los tratamientos de baja densidad, alcanzando el valor más bajo en BD-NW-S. Ant (74%). El tratamiento BD-NW-S. Lab, fue excluido del análisis por no contar con el número mínimo de réplicas. Finalmente, en *J. bufonius* (Fig. 11F), se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos, observándose el menor valor de CRA en AD-HW-S Ant (66%) y valores superiores en el resto de las condiciones evaluadas, con excepción de BD-NW-S. Lab, donde no fue posible realizar mediciones.

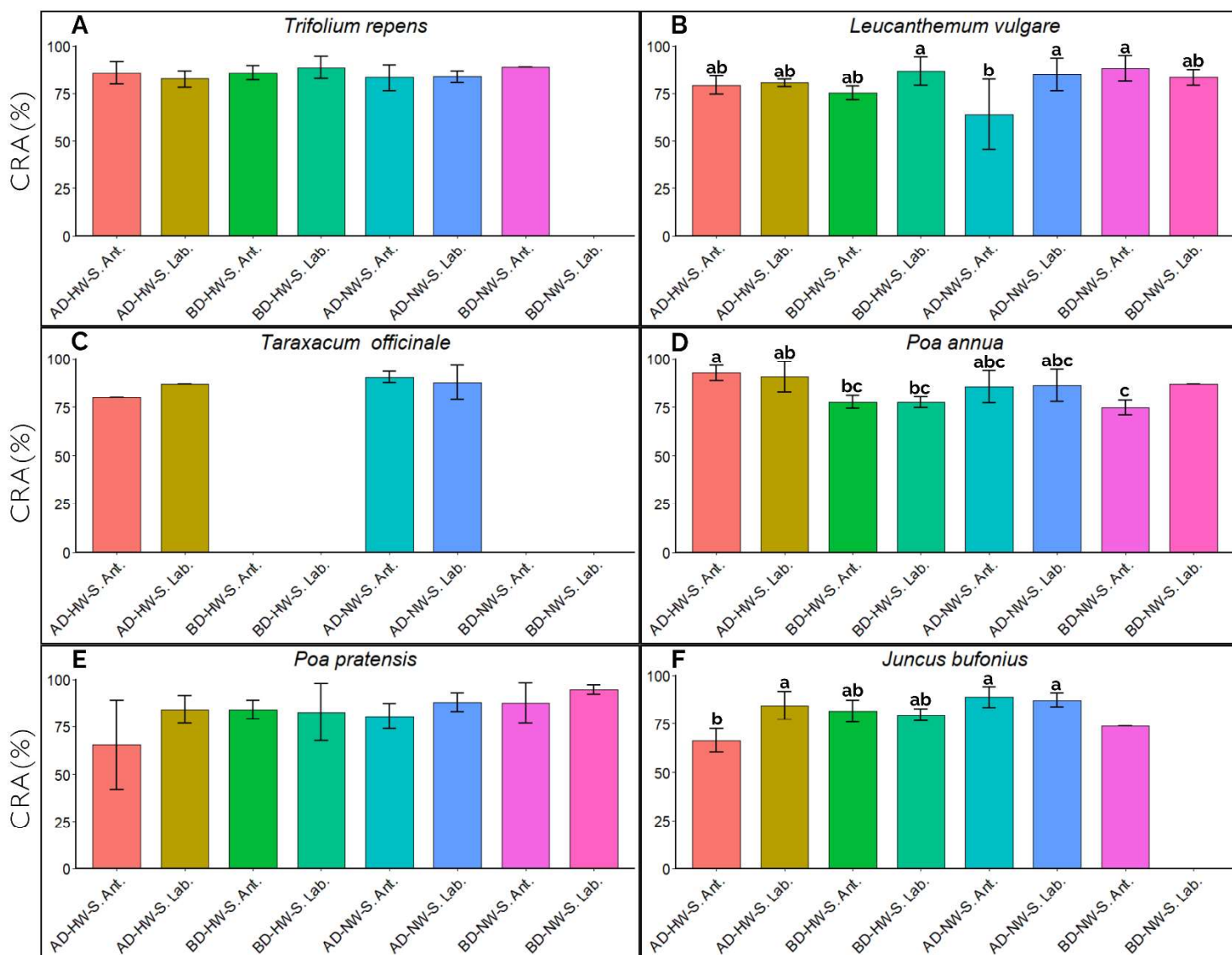


Figura 11. Contenido Relativo de Agua (CRA, %) en plántulas de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) *Trifolium repens*; (B) *Leucanthemum vulgare*; (C) *Taraxacum officinale*; (D) *Poa annua*; (E) *Poa pratensis*; (F) *Juncus bufonius*. Las barras representan el promedio $\pm$ Desviación Estándar. Letras minúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre tratamientos según la prueba de Tukey HSD ($p < 0.05$). Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas ($n=30$); BD: Baja Densidad de semillas ($n=5$); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio.

5.6.4. Biomasa

El análisis de la biomasa total reveló respuestas de crecimiento diferenciadas entre las especies evaluadas bajo los distintos tratamientos experimentales (Fig. 12). Al igual que en las variables anteriores, esta medición permitió la aplicación de análisis estadístico inferencial.

En *T. repens* (Fig. 12A), *P. annua* (Fig. 12D) y *J. bufonius* (Fig. 12F), el análisis de varianza no detectó diferencias significativas entre los tratamientos ($p > 0.05$), registrándose valores de biomasa total homogéneos en todas las condiciones evaluadas.

En *L. vulgare* (Fig. 12B), se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$), siendo el tratamiento AD-HW-S. Ant el que presentó el mayor valor promedio de biomasa total. El resto de los tratamientos mostró valores inferiores, diferenciándose significativamente del máximo registrado.

Para *T. officinale* (Fig. 12C), el análisis estadístico se restringió a los tratamientos AD-NW-S. Ant y AD-NW-S. Lab, observándose diferencias significativas entre sí, con un valor superior en el primero. Los restantes tratamientos fueron excluidos por insuficiencia de réplicas.

Finalmente, en *P. pratensis* (Fig. 12E), se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos, observándose el mayor valor de biomasa total en AD-HW-S. Lab y una disminución significativa en los tratamientos BD-HW-S. Lab y BD-NW-S. Ant.

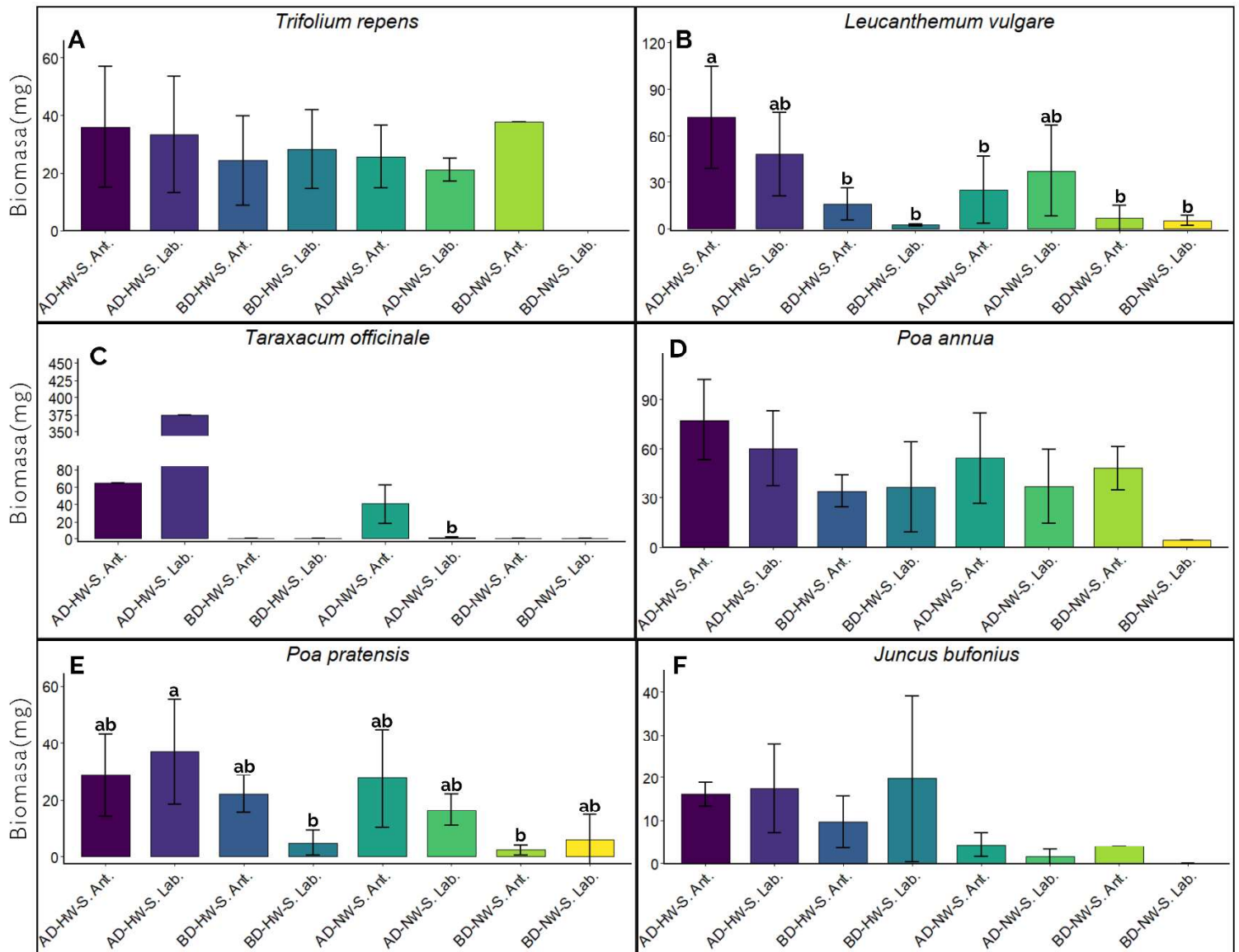


Figura 12. Biomasa (mg) en plántulas de especies vegetales no nativas bajo distintos tratamientos experimentales. (A) *Trifolium repens*; (B) *Leucanthemum vulgare*; (C) *Taraxacum officinale*; (D) *Poa annua*; (E) *Poa pratensis*; (F) *Juncus bufonius*. Las barras representan el promedio $\pm$ Desviación Estándar. Letras minúsculas distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre tratamientos según la prueba de Tukey HSD ($p < 0.05$). Abreviaturas de tratamientos: AD: Alta Densidad de semillas ($n=30$); BD: Baja Densidad de semillas ($n=5$); HW: Alta disponibilidad hídrica; NW: baja disponibilidad hídrica; S. Ant: Suelo Antártico; S. Lab: Sustrato de Laboratorio.

5.6.5. Tratamiento de viabilidad

El análisis de viabilidad mediante la prueba de cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio (n=5 por especie) reveló que la mayoría de los taxones evaluados eran viables, a excepción de *T. officinale*.

Las especies *L. vulgare* (Fig. 13B), *P. annua* (Fig. 13D) y *J. bufonius* (Fig. 13F) alcanzaron un 100% de viabilidad; no obstante, se observaron variaciones en el patrón de tinción: mientras que en *L. vulgare* la reacción fue intensa y uniforme en todos los tejidos, en *P. annua* la actividad metabólica se localizó específicamente en el eje embrionario. En el caso de *J. bufonius*, la confirmación de la formación de formazán requirió observación microscópica directa debido al reducido tamaño de la semilla.

Por otro lado, tanto *T. repens* (Fig. 13A) como *P. pratensis* (Fig. 13E) presentaron un 80% de viabilidad, con cuatro de los cinco individuos evaluados mostrando una reacción positiva. En *T. repens*, los ejemplares viables exhibieron una tinción uniforme, mientras que en *P. pratensis* la reactividad se restringió al área del embrión. Finalmente, *T. officinale* (Fig. 13C) registró un 0% de viabilidad, siendo la única especie con nula reactividad al test en todas las unidades procesadas.

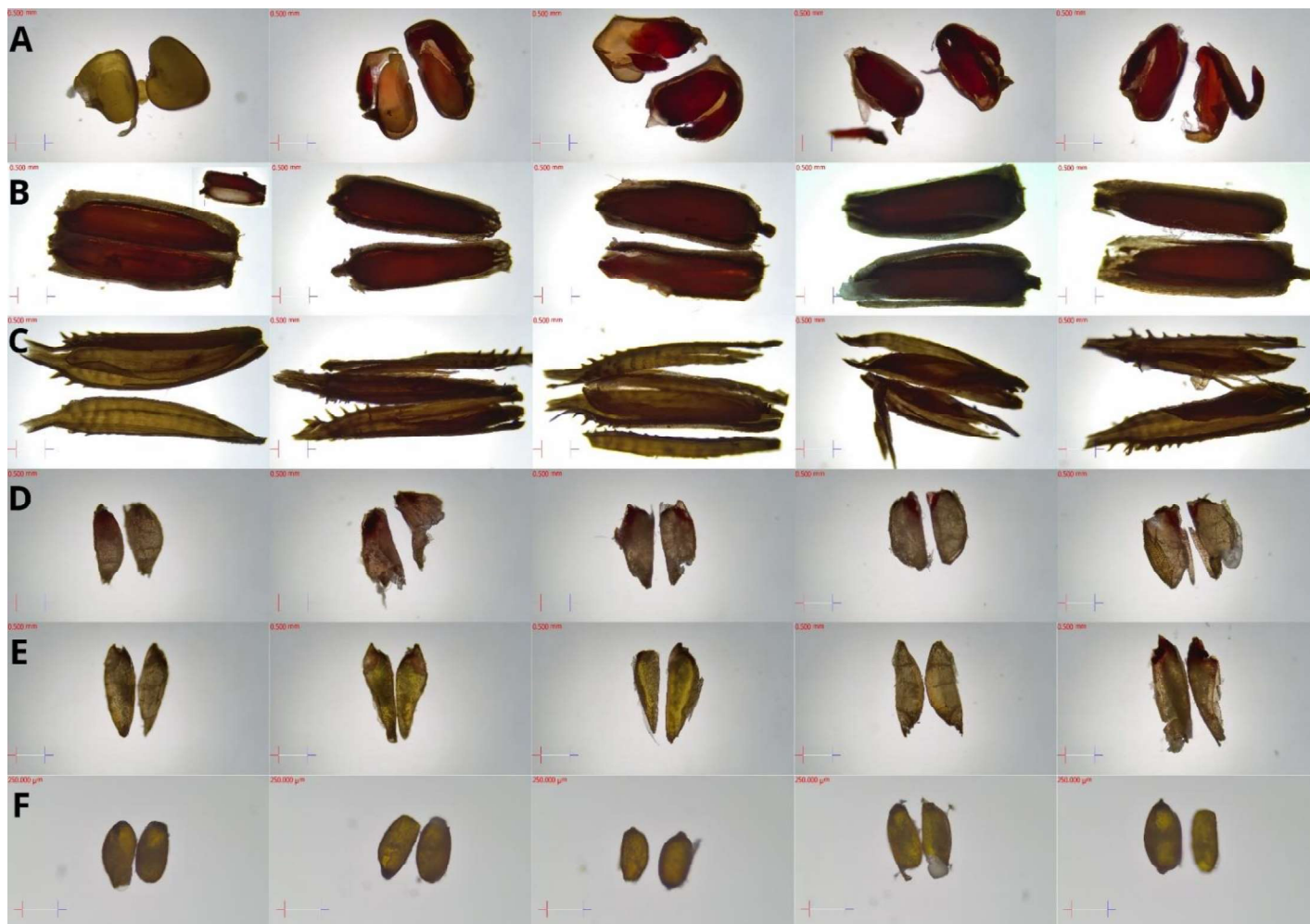


Figura 13. Registro fotográfico mediante microscopía óptica de las diásporas de seis especies vegetales tras el test de viabilidad con TTC. De arriba hacia abajo, las filas representan: (A) *Trifolium repens*, (B) *Leucanthemum vulgare*, (C) *Taraxacum officinale*, (D) *Poa annua*, (E) *Poa pratensis* y (F) *Juncus bufonius*. La coloración roja/parda indica la formación de formazán (reacción positiva), mientras que las tonalidades amarillentas o blanquecinas indican ausencia de actividad respiratoria mitocondrial.

6. Discusión

6.1. Identificación de semillas

Los resultados de la identificación de semillas son antecedentes consistentes que documentan el ingreso de propágulos vegetales hacia la Antártica en zonas con actividad humana. En particular, la detección de semillas asociadas a las familias Poaceae y Juncaceae concuerda con estudios que han reportado una alta representación de estos grupos en registros palinológicos y de dispersión biológica en la región (Fuentes-Lillo et al. 2016; 2017). Esta concordancia sugiere que el transporte de material biológico hacia ambientes antárticos no se limita exclusivamente a partículas microscópicas como el polen, sino que puede involucrar también estructuras reproductivas completas, como semillas viables o potencialmente viables, incrementando el riesgo de introducción y establecimiento de especies no nativas.

La detección de semillas asociadas a Caryophyllaceae conferidos a *C. quitensis*, en los sitios Ardley y Villa Las Estrellas resulta particularmente relevante, dado que, se trata de una especie vascular nativa de la Antártica, su presencia en estos sitios específicos evidencia un patrón de dispersión espacial no esperado. En ambos sitios de muestreo no se registró la presencia de individuos adultos establecidos, de *C. quitensis*, observación mediante prospecciones de terreno realizadas por la Dra. Cuba-Díaz y su equipo en terreno en marzo de 2024. En contraste, poblaciones activas y reproductivas de *C. quitensis* han sido documentadas y monitoreadas desde 2018 en sectores cercanos a la estación uruguaya de Artigas, específicamente en el área del lago Uruguay (Braun et al., 2025). La ausencia de poblaciones o de individuos adultos en las inmediaciones de los sitios donde se detectaron las semillas, tanto en Villa Las Estrellas como en Isla Ardley, donde además no existen registros históricos de la especie (Peter et al., 2008) sugiere que estas diásporas no habrían sido transportadas mediante mecanismos de dispersión natural de corta distancia.

En este contexto, los resultados apoyan la hipótesis de que el flujo de personal científico y logístico estaría actuando como vector eficiente de dispersión

intrarregional, facilitando el transporte involuntario de semillas entre sectores distantes de la Antártica Marítima.

El registro de una semilla compatible con *P. annua* en las cercanías de la Base comandante Ferraz constituye una señal de alerta temprana relevante desde una perspectiva de bioseguridad antártica. Si bien esta especie invasora ha sido previamente documentada en las inmediaciones de la Base polaca Arctowski (Olech, 1996), su detección en Ferraz sugiere una posible expansión espacial del foco de dispersión dentro de la Antártica Marítima. Este hallazgo resulta particularmente preocupante considerando que *P. annua* presenta un banco de semillas persistente en el suelo (Wódkiewicz et al., 2013) y elevada capacidad reproductiva, incluso bajo condiciones ambientales restrictivas (Molina-Montenegro et al., 2019). En este contexto, la presencia de semillas fuera de los núcleos de invasión previamente reportados indica una fase temprana del proceso invasivo, caracterizada por la dispersión de propágulos hacia nuevos sitios potenciales de establecimiento.

Diversos estudios han demostrado que *P. annua* exhibe una alta competitividad frente a las especies vasculares nativas *C. quitensis* y *D. antarctica*, afectando negativamente su crecimiento y desempeño fisiológico (Molina-Montenegro et al., 2012, 2019; Cavieres et al., 2017; Fuentes & Cuba, 2022; Cuba-Díaz et al., 2023). En consecuencia, la detección temprana de esta especie en nuevos sectores refuerza la necesidad de monitoreos preventivos y medidas de gestión activa, dado que su establecimiento podría derivar en procesos de desplazamiento poblacional y alteración de las comunidades vegetales nativas (Roland et al., 2024).

Los ensayos de germinación realizados a partir de suelo superficial antártico bajo condiciones ambientales simuladas mostraron resultados contrastantes. Si bien no se registró la emergencia especies vasculares exóticas, se observó el crecimiento vigoroso y consistente de dos morfotipos de musgos en la totalidad de los sitios muestreados. Se corroboró que estos organismos emergieron directamente del suelo antártico incorporado al ensayo y no desde el sustrato estéril utilizado como base, lo que evidencia la presencia de un banco de propágulos criptogámicos activo

y funcional, incluso tras los procesos de muestreo y manipulación experimental (Câmara et al., 2020).

Aunque la identificación taxonómica de los musgos excede los objetivos de este estudio, su proliferación confirma que las condiciones microclimáticas simuladas eran aptas para la vida vegetal. En este contexto, la ausencia de actividad metabólica sugiere un deterioro derivado del daño físico-mecánico producido por factores ambientales (ciclos de congelación-descongelación, temperatura, disponibilidad hídrica, etc), o bien, una degradación celular asociada al tiempo de permanencia prolongado de las diásporas en el suelo, factores que comprometen la integridad del embrión antes de que ocurran condiciones térmicas favorables para su desarrollo (Wang et al., 2023).

6.2. Identificación del componente palinológico del suelo

El registro de la lluvia de polen es un buen indicador de la dirección y frecuencia de la posible inmigración de plantas alóctonas o sus restos a este ecosistema (Kappen & Straka, 1988; Fuentes et al., 2016). Con esto el universo total de palinomorfos determinados en las muestras de suelo superficial antártico es consistente con lo documentado por Fuentes-Lillo et al. (2016), quienes describen que el registro palinológico en zonas de alta actividad humana refleja una señal compuesta por aportes locales, transporte eólico de larga distancia y vectores asociados a la actividad antropogénica.

En este estudio, si bien el análisis palinológico incluyó un espectro amplio de palinomorfos, incluyendo esporas y una fracción no conferida (NC), la interpretación ecológica se centró en el polen de plantas vasculares, dado su valor como indicador de conectividad biológica y potencial introducción de especies no nativas.

En este contexto, la dominancia del polen de la familia Caryophyllaceae, particularmente en Base Escudero (>60% del total del sitio), sugiere un patrón de vectorización antropogénica a escala local. Es altamente probable que el personal científico y logístico actúe como dispersor intrarregional, transportando polen adherido a vestimenta, equipamiento o carga desde áreas donde hay presencia vegetal hacia nodos infraestructurales (Fuentes- Lillo et al., 2016; Hughes et al.,

2020, 2025). Esta hipótesis se sustenta en evidencia que muestra que los investigadores portan una carga de propágulos significativamente mayor que otros visitantes (Chown et al., 2012), y que sus desplazamientos conectan una red de sitios biológicamente diversos, facilitando la transferencia de material biológico dentro de la Antártica.

Igualmente, se registró la presencia de polen de la familia Poaceae, con una representación en sitios como Refugio Collins, que no presentan una alta concurrencia. No obstante, considerando que *P. annua* se encuentra establecida en las cercanías de la Base Arctowski, la detección de polen de gramíneas en zonas logísticas sugiere la posible dispersión secundaria de esta especie invasora hacia nuevos sitios.

Finalmente, la determinación de taxones arbóreos no nativos como Nothofagaceae, Pinaceae, Podocarpaceae, confirma la existencia de una conectividad aerobiológica activa entre la Antártica y otros continentes (McCarthy et al., 2022).. Estas familias, ausentes en la flora local y caracterizadas por un polen altamente anemófilo, son coherentes con procesos de transporte eólico de larga distancia documentados previamente para la región (Kappen & Straka, 1988; Da Matta Agostini et al., 2017).

6.3. Evaluación de la capacidad de germinación y establecimiento inicial de especies no nativas en suelo antártico en escenario de cambio climático simulado

El análisis descriptivo de los ensayos de germinación (Fig. 9) indica que la disponibilidad hídrica juega un rol más determinante que el tipo de sustrato. Aunque la ausencia de réplicas impide establecer diferencias estadísticas, la tendencia biológica observada en especies como *J. bufonius* y *T. repens* muestra que bajo condiciones de alta disponibilidad hídrica (HW), los tiempos medios de germinación (TMG) se reducen considerablemente entre los 30 a 40 días en comparación con condiciones de baja disponibilidad. Este comportamiento es consistente con la literatura que señala que el aumento de temperatura y agua líquida en la Antártica reduce las barreras ambientales para la colonización (Huiskes et al., 2014; Cuba-Díaz et al., 2015). Desde una perspectiva ecológica, esta respuesta fenológica es

crítica, ya que una germinación rápida otorga una ventaja competitiva conocida como "efecto de prioridad"; si especies como *J. bufonius* logran emerger tempranamente aprovechando las condiciones hídricas favorables, pueden ocupar el nicho físico y acceder a recursos antes que las especies nativas de crecimiento lento (Bokhorst et al., 2024). Además, el hecho de que *J. bufonius* alcanzara su máximo porcentaje de germinación en suelo antártico, con un 93%, confirma que el sustrato de la isla Rey Jorge no representa una barrera inhibitoria per se para el establecimiento inicial (Bokhorst et al., 2021).

P. annua presentó altos porcentajes de germinación (>70%) (Fig. 10), pero su establecimiento es significativamente dependiente de la densidad de semillas, ya que tanto los resultados de porcentaje germinación y contenido relativo de agua mostraron diferencias independientemente de la disponibilidad hídrica y del sustrato utilizado. Esto es una señal de alerta ya que esta especie está descrita en las cercanías de la base Henry Arctowski, donde se ha reportado un banco de semillas persistente con alrededor de 2,986 semillas por m⁻² (Wódkiewicz et al., 2014).

Por el contrario, *T. repens* y *P. pratensis* mantuvieron niveles de CRA estadísticamente homogéneos y altos (>80%) independientemente del tratamiento, denotando mecanismos eficientes de regulación osmótica que constituyen una ventaja adaptativa clave frente a las fluctuaciones hídricas proyectadas para la región (Turner et al., 2013; Zhang et al., 2023).

Adicionalmente, la evaluación de la biomasa total mostró que la mayoría de las especies poseen una alta plasticidad fenotípica sin diferencias significativas entre sustratos, *L. vulgare* presentó un incremento significativo de biomasa específicamente en el tratamiento de suelo antártico con alta disponibilidad hídrica. Este resultado demuestra que, bajo escenarios de cambio climático simulado, el suelo nativo no solo permite la germinación, sino que favorece un crecimiento vigoroso superior al observado en sustratos inertes. Esto refuerza la hipótesis de que las limitaciones edáficas históricas están siendo superadas por las nuevas condiciones climáticas, convirtiendo al suelo antártico en un sustrato competente para la expansión de especies exótica (Bokhorst et al., 2021).

La integración final de estos hallazgos de prospección y ensayos ecofisiológicos, sistematizada en la Tabla 3, revela que el riesgo de invasión en la Isla Rey Jorge no es uniforme, sino que responde a la sinergia entre la presión de propágulos y la oportunidad climática (Bokhorst et al., 2021; Hughes & Convey, 2020b). El análisis conjunto permite definir perfiles de amenaza diferenciados, donde especies como *J. bufonius* y *P. annua* representan un riesgo inminente al combinar presencia en zonas antropizadas con una respuesta rápida al agua y alta capacidad germinativa, superando las barreras ambientales mediante ajustes ecofisiológicos rápidos (Rudak et al., 2018). En el caso de *T. officinale*, la germinación fue nula en la mayoría de los tratamientos. El análisis complementario mediante el test de TTC confirmó la ausencia de tinción en la totalidad de las semillas evaluadas de *T. officinale*, indicando una falta de viabilidad metabólica inicial, esto se puede asociar a que estas semillas fueron recolectadas directamente de terreno. Con estos resultados se puede desestimar su potencial invasor en Antártica. Sin embargo, a nivel global esta especie mantiene un índice de invasividad extremadamente alto (Abraham et al., 2025). De forma similar, la respuesta de *L. vulgare* confirma que el calentamiento y la hidratación del suelo favorecen el ensamblaje de comunidades exóticas al modificar las características del suelo, elevando el riesgo de establecimiento en áreas libres de hielo (Bokhorst et al., 2024; Hughes et al., 2025).

En resumen, la matriz presentada (Tabla 3) demuestra que la antropización y el cambio climático actúan como fuerzas convergentes, donde el flujo humano facilita el arribo de propágulos y las nuevas condiciones climáticas favorecen su establecimiento fisiológico (Bokhorst et al., 2021, 2024; Fuentes-Lillo & Cuba-Díaz, 2022). Desde una perspectiva de sostenibilidad, estos resultados adquieren especial relevancia en el marco del Objetivo de Desarrollo Sostenible N.º 15 (Vida de Ecosistemas Terrestres), al aportar evidencia empírica que permite anticipar, prevenir y mitigar la introducción y el establecimiento de especies no nativas en la Antártica, fortaleciendo así las estrategias de conservación, bioseguridad y gobernanza ambiental en uno de los ecosistemas más frágiles del planeta.

Tabla 3. Matriz de evaluación integral del riesgo de bio-invasión en la Antártica Marítima. Se integra la identificación de diásporas, el potencial de germinación y el desempeño ecofisiológico (establecimiento) bajo escenarios simulados de cambio climático. Elaboración propia.

Especie	Diásporas detectadas en este estudio	Germinación en suelo antártico	Establecimiento inicial	Condición experimental más favorable	Requerimientos clave	Riesgo potencial relativo	Evidencia de invasividad en Antártica y sub-antártica (literatura)
<i>Poa annua</i>	Semilla y Polen (Fam. Poaceae)	Alta	Exitoso	AD-HW-S. Ant	Disponibilidad hídrica (Alta)	Alto	Frenot et al. 2005; Bokhorst et al. 2024
<i>Poa pratensis</i>	Polen (Asoc. Fam. Poaceae)	Variable	Exitoso	BD-HW-S. Lab	Disponibilidad hídrica (Alta)	Alto	Pertierra et al. 2016
<i>Juncus bufonius</i>	Semilla (Asoc. Fam. Juncaceae)	Variable	Exitoso	AD-HW-S. Ant	Disponibilidad hídrica (Alta)	Muy Alto	Cuba-Díaz et al. 2012, 2023; Fuentes-lillo et al., 2017; Frenot et al. 2005;
<i>Trifolium repens</i>	Polen (Asoc. Fam. Fabaceae)	Variable	Exitoso	BD-HW-S. Lab	Disponibilidad hídrica (Alta)	Alto	Frenot et al. 2005; Bokhorst et al. 2024
<i>Leucanthemum vulgare</i>	No detectada	Moderada	Intermedio	AD-HW-S. Ant	Disponibilidad hídrica (Alta) y Suelo Antártico	Medio	Frenot et al. 2005
<i>Taraxacum officinale</i>	No detectada	Muy Limitada	Bajo	AD-NW-S. Ant	--	Bajo	Fuentes-lillo et al., 2017; Frenot et al. 2005

7. Conclusiones

Se confirmó la presencia de propágulos de *Juncus* sp., la familia Poaceae y *C. quitensis* en zonas de alta presión antrópica. Esto valida que el flujo logístico y turístico actúa como el vector primario de dispersión, facilitando tanto la introducción de especies alóctonas como la traslocación antropogénica de especies nativas fuera de sus nichos originales.

La identificación de polen y esporas exóticas en las inmediaciones de las bases confirma que la actividad humana actúa como un corredor biológico continuo.

La presencia de *P. annua* en las muestras de suelo más el éxito de germinación y establecimiento en los escenarios simulados refuerzan los resultados científicos sobre el éxito de establecimiento y potencial riesgo de invasividad de esta especie en Antártica.

La simulación climática reveló que la disponibilidad hídrica es el factor crítico para el éxito invasor; especies como *P. annua*, *T. repens*, *L. vulgare* mostraron una alta plasticidad fisiológica ante el estrés, indicando un alto potencial de establecimiento en suelo antártico en escenarios futuros de deshielo y aumento de lluvia en forma líquida.

Debido a los resultados obtenidos en esta investigación se debe poner atención en sitios de menor actividad humana (Refugio collins, Isla Ardley, etc.).

Estos resultados refuerzan la urgencia de establecer modelos predictivos que integren la capacidad fisiológica de las especies reportadas, permitiendo a los tomadores de decisiones focalizar el monitoreo y la bioseguridad en las zonas vulnerables identificadas.

8. Referencias Bibliográficas

- Abraham, T., Abraham, T., & Thomas, S. (2025). Dandelion (*Taraxacum officinale*) has successfully adapted to grow in suburban environments. *Discover Plants.*, 2(1). <https://doi.org/10.1007/s44372-025-00139-x>
- ATCP (1991). Protocol on Environmental Protection to the Antarctic Treaty. CM 1960. Her Majesty's Stationery Office, London.
- Bergstrom D (2022). Maintaining Antarctica's isolation from non-native species. *Trends Ecol Evol* 37:5–9. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.10.002>
- Bokhorst S., Convey, P., Casanova-Katny, A., & Aerts, R. (2021). Warming impacts potential germination of non-native plants on the Antarctic Peninsula. *Communications Biology*, 4(1). <https://doi.org/10.1038/s42003-021-01951-3>
- Bokhorst, S., Convey, P., & Aerts, R. (2024). Community assembly among potential invasive plants in Antarctica shaped by life history characteristics and climate warming. *Biological Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03434-y>
- Braun, C., Grämer, H., & Peter, H. (2025). Terrestrial biological monitoring on Fildes Peninsula (Maxwell Bay, Antarctic). *En OpenUMWELT*. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-7664>
- Câmara, P.E.A.S., Valente, D.V. & Sancho, L.G. Changes in the moss (Bryophyta) flora in the vicinity of the Spanish Juan Carlos I Station (Livingston island, Antarctica) over three decades. *Polar Biol* 43, 1745–1752 (2020). <https://doi.org/10.1007/s00300-020-02740-0>
- Cavieres L. A., Sanhueza, A. K., Torres-Mellado, G., & Casanova-Katny, A. (2017). Competition between native Antarctic vascular plants and invasive *Poa annua* changes with temperature and soil nitrogen availability. *Biological Invasions*, 20(6), 1597-1610. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1650-7>
- Chown, S. L., Huiskes, A. H. L., Gremmen, N. J. M., Lee, J. E., Terauds, A., Crosbie, K., Frenot, Y., Hughes, K. A., Imura, S., Kiefer, K., Lebouvier, M., Raymond, B., Tsujimoto, M., Ware, C., Van de Vijver, B., & Bergstrom, D. M. (2012). Continent-wide risk assessment for the establishment of nonindigenous species in Antarctica. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, 109(13), 4938-4943. <https://doi.org/10.1073/pnas.1119787109>
- Chwedorzewska K.J., Giełwanowska I, Olech M, Molina-Montenegro MA, Wódkiewicz M, Galera H (2014). *Poa annua* L. in the maritime Antarctic: an overview. *Polar Rec* 51:637–643. <https://doi.org/10.1017/S0032247414000916>

- Chwedorzewska KJ, Korczak-Abshire M, Znój A (2020). Is Antarctica under threat of alien species invasion? *Glob Chang Biol* 26:1942–1943. <https://doi.org/10.1111/gcb.15013>
- Convey P, Gibson JAE, Hillenbrand C, Hodgson DA, Pugh PJA, Smellie JL, Stevens MI (2008). Antarctic terrestrial life – challenging the history of the frozen continent? *Biol Rev* 83:103–117. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.2008.00034.x>
- Correia, T. P., Francelino, M. R., Veloso, G. V., Michel, R. F., Schaefer, C. E., Filho, E. I. F., Justino, F. B., & Lyra, G. B. (2024). Ground temperature trend and active layer dynamics in the Fildes Peninsula, King George Island - Marine Antarctica. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 96(suppl 2). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420230743>
- Cuba-Díaz, M., Troncoso, J. M., Cordero, C., Finot, V. L., & Rondanelli-Reyes, M. (2012). *Juncus bufonius*, a new non-native vascular plant in King George Island, South Shetland Islands. *Antarctic Science*, 25(3), 385-386. <https://doi.org/10.1017/s0954102012000958>
- Cuba-Díaz, M., Fuentes, E., Rondanelli-Reyes, M., & Machuca, Á. (2015). Experimental culture of non-indigenous *Juncus bufonius* from King George Island, South Shetland Island, Antarctica. *ADVANCES IN POLAR SCIENCE*, 24-29. <https://doi.org/10.13679/j.advps.2015.1.00024>
- Cuba-Díaz M, Fuentes-Lillo E, Navarrete-Campos D, Chwedorzewska KJ (2023). Effects of climate change conditions on the individual response and biotic interactions of the native and non-native plants of Antarctica. *Polar Biol* 46:849–863. <https://doi.org/10.1007/s00300-023-03169-x>
- Da Matta Agostini, K., Da Costa Rodrigues, L. A., De Alencar, A. S., Mendonça, C. B. F., & Gonçalves-Esteves, V. (2017). Analysis of exotic pollen grains and spores from thawing lakes of King George Island, Antarctic Peninsula. *Review Of Palaeobotany And Palynology*, 245, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2017.05.006>
- Faegri K, Iversen J. *Textbook of Pollen Analysis*. John Wiley & Sons; 1989.
- Fernández SDC, Muñiz R, Peón J, Rodríguez Cielos R, Pisabarro A, Fernández Calleja J (2024). Machine learning and linear regression models for mapping soil properties and albedo in periglacial areas using Sentinel imagery (Byers Peninsula, Marine Antarctica). Preprints. <https://doi.org/10.20944/preprints202402.1632.v1>
- Frenot, Y., Chown, S. L., Whinam, J., Selkirk, P. M., Convey, P., Skotnicki, M., & Bergstrom, D. M. (2005). Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts

- and implications. *Biological Reviews/Biological Reviews Of The Cambridge Philosophical Society*, 80(1), 45-72.
<https://doi.org/10.1017/s1464793104006542>
- Fuentes-Lillo E., Troncoso-Castro, J. M., Cuba-Díaz, M., & Rondanelli-Reyes, M. J. (2016). Pollen record of disturbed topsoil as an indirect measurement of the potential risk of the introduction of non-native plants in maritime Antarctica. *Revista Chilena de Historia Natural*, 89(1). <https://doi.org/10.1186/s40693-016-0055-9>
- Fuentes-Lillo E., Cuba-Díaz M, Troncoso-Castro JM, Rondanelli-Reyes M (2017). Seeds of non-native species in King George Island soil. *Antarct Sci* 29:324–330. <https://doi.org/10.1017/s0954102017000037>
- Fuentes-Lillo E., Cuba-Díaz M (2022). The role of human activities in the introduction of non-native plants to Antarctic and sub-Antarctic islands. <https://doi.org/10.1079/9781800620544.0005>
- Galera, H., Rudak, A., Czyż, E. A., Chwedorzewska, K. J., Znój, A., & Wódkiewicz, M. (2019). The role of the soil seed store in the survival of an invasive population of *Poa annua* at Point Thomas Oasis, King George Island, maritime Antarctica. *Global Ecology And Conservation*, 19, e00679.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00679>
- Gao, Y., Li, R., Gao, H., Hou, C., Jin, S., Ye, J., & Na, G. (2020). Spatial distribution of cumulative impact on terrestrial ecosystem of the Fildes Peninsula, Antarctica. *Journal Of Environmental Management*, 279, 111735.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111735>
- Gonzales L, Gonzales B (2001) *Handbook of Plant Ecophysiology Techniques*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/0-306-48057-3>
- Hrbáček F, Oliva M, Hansen C, Balks M, O'Neill TA, De Pablo MA, Ponti S, Ramos M, Vieira G, Abramov A, Pastříková LK, Guglielmin M, Goyanes G, Francelino MR, Schaefer C, Lacelle D (2023). Active layer and permafrost thermal regimes in the ice-free areas of Antarctica. *Earth Sci Rev* 242:104458.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2023.104458>
- Hughes, K. A. y Convey, P. (2014). Non-native species in Antarctic terrestrial environments: The impacts of climate change and human activity. En L. H. Ziska & J. S. Dukes (Eds.), *Invasive species and global climate change* (pp. 81-100). CABI. <https://doi.org/10.1079/9781780641645.0081>
- Hughes KA, Pertierra LR, Molina-Montenegro MA, Convey P (2015). Biological invasions in terrestrial Antarctica: what is the current status and can we

respond? *Biodivers Conserv* 24:1031–1055. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0896-6>

Hughes KA y Convey P (2020a). Implications of the COVID-19 pandemic for Antarctica. *Antarct Sci* 32:426–439. <https://doi.org/10.1017/s095410202000053x>

Hughes KA, Pescott OL, Peyton J, Adriaens T, Cottier-Cook EJ, Key G, Rabitsch W, Tricarico E, Barnes DKA, Baxter N, Belchier M, Blake D, Convey P, Dawson W, Frohlich D, Gardiner LM, González-Moreno P, James R, Malumphy C, Roy HE (2020b). Invasive non-native species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the Antarctic Peninsula region. *Glob Chang Biol* 26:2702–2716. <https://doi.org/10.1111/gcb.14938>

Hughes KA, Convey P, Lee JR (2025). Status assessment of non-native terrestrial species in Antarctica. *NeoBiota* 98:197–222. <https://doi.org/10.3897/neobiota.98.139894>

Huiskes, A. H., Gremmen, N. J., Bergstrom, D. M., Frenot, Y., Hughes, K. A., Imura, S., Kiefer, K., Lebouvier, M., Lee, J. E., Tsujimoto, M., Ware, C., Van de Vijver, B., & Chown, S. L. (2014). Aliens in Antarctica: Assessing transfer of plant propagules by human visitors to reduce invasion risk. *Biological Conservation*, 171, 278-284. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.038>

International Association of Antarctica Tour (2015). Report of the International Association of Antarctica Tour Operators 2014-15 [Information Paper 84]. 38.^a Antarctic Treaty Consultative Meeting.

International Association of Antarctica Tour (2019). IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2018-19 Season and Preliminary Estimates for 2019-20 Season [Information paper rev. 1]. 42.^a Antarctic Treaty Consultative Meeting.

International Association of Antarctica Tour Operators (2022a). Report of the International Association of Antarctica Tour Operators 2021-22 [Information Paper 41]. 44.^a Antarctic Treaty Consultative Meeting.

International Association of Antarctica Tour Operators (2022b). IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2021-22 Season and Preliminary Estimates for 2022-23 Season [Information Paper 42]. 44.^a Antarctic Treaty Consultative Meeting.

International Association of Antarctica Tour Operators (2023). A Five-Year Overview and 2022-23 Season Report on IAATO Operator Use of Antarctic Peninsula Landing Sites and ATCM Visitor Site Guidelines [Information paper 53]. 45.^a Antarctic Treaty Consultative Meeting.

- International Association of Antarctica Tour Operators (2024a). IAATO deep field and air overview of Antarctic tourism: 2023-24 season and preliminary estimates for 2024-25 season (Information Paper 103). XLVI Antarctic Treaty Consultative Meeting.
- International Association of Antarctica Tour Operators. (2024b). Report of the International Association of Antarctica Tour Operators 2023-24 (Information Paper 101). XLVI Antarctic Treaty Consultative Meeting.
- ISTA (International Seed Testing Association). International Rules for Seed Testing; ISTA: Zurich, Switzerland, 2017.
- Kappen, L., & Straka, H. (1988). Pollen and spores transport into the Antarctic. *Polar Biology*, 8(3), 173-180. <https://doi.org/10.1007/bf00443450>
- Kraft, N. J. B., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2014). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, 29(5), 592-599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- Lee, J. R., Raymond, B., Bracegirdle, T. J., Chadès, I., Fuller, R. A., Shaw, J. D., & Terauds, A. (2017). Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. *Nature*, 547(7661), 49-54. <https://doi.org/10.1038/nature22996>
- Lee, J. R., Terauds, A., Carwardine, J., Shaw, J. D., Fuller, R. A., Possingham, H. P., Chown, S. L., Convey, P., Gilbert, N., Hughes, K. A., Mclvor, E., Robinson, S. A., Ropert-Coudert, Y., Bergstrom, D. M., Biersma, E. M., Christian, C., Cowan, D. A., Frenot, Y., Jenouvrier, S., . . . Chadès, I. (2022). Threat management priorities for conserving Antarctic biodiversity. *PLoS Biology*, 20(12), e3001921. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001921>
- Liggett D, Frame B, Convey P, Hughes KA (2024) How the COVID-19 pandemic signaled the demise of Antarctic exceptionalism. *Sci Adv* 10:eadi4424. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adk4424>
- Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends In Ecology & Evolution*, 20(5), 223-228. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004>
- McCarthy, A. H., Peck, L. S., & Aldridge, D. C. (2022). Ship traffic connects Antarctica's fragile coasts to worldwide ecosystems. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, 119(3). <https://doi.org/10.1073/pnas.2110303118>
- Molina-Montenegro MA, Carrasco-Urra F, Rodrigo C, Convey P, Valladares F, Gianoli E (2012) Occurrence of the non-native annual bluegrass on the

- Antarctic mainland and its negative effects on native plants. *Conserv Biol* 26:717–723. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01865.x>
- Molina-Montenegro, M. A., Bergstrom, D. M., Chwedorzewska, K. J., Convey, P., & Chown, S. L. (2019). Increasing impacts by Antarctica's most widespread invasive plant species as result of direct competition with native vascular plants. *NeoBiota*, 51, 19-40. <https://doi.org/10.3897/neobiota.51.37250>
- Olech, M. (1996). HUMAN IMPACT ON TERRESTRIAL ECOSYSTEMS IN WEST ANTARCTICA (17th Symposium on Polar Biology). *Proceedings Of The NIPR Symposium On Polar Biology*, 9(9), 299-306. <http://ci.nii.ac.jp/naid/110001026283>
- Olech M, Chwedorzewska KJ (2011) The first appearance and establishment of an alien vascular plant in natural habitats on the forefield of a retreating glacier in Antarctica. *Antarct Sci* 23:153–154. <https://doi.org/10.1017/s0954102010000982>
- Ontivero, Y., Salgado, C., Fuentes-Lillo, E., Sanhueza, C., Campos, D. N., Alveal, S., & Cuba-Díaz, M. (2025). Improved in vitro germination of *Colobanthus quitensis*: a key step for Antarctic plant conservation. *Plant Cell Tissue And Organ Culture (PCTOC)*, 162(1). <https://doi.org/10.1007/s11240-025-03099>
- Pearson, M., Zarankin, A., & Salerno, M. A. (2020). Exploring and exploiting Antarctica: The early human interactions. *En Elsevier eBooks* (pp. 259-278). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-817925-3.00014-8>
- Pertierra, L. R., Lara, F., Benayas, J., & Hughes, K. A. (2013). *Poa pratensis* L., current status of the longest-established non-native vascular plant in the Antarctic. *Polar Biology*, 36(10), 1473-1481. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1367-8>
- Pertierra, L. R., Aragón, P., Shaw, J. D., Bergstrom, D. M., Terauds, A., & Olalla-Tárraga, M. Á. (2016). Global thermal niche models of two European grasses show high invasion risks in Antarctica. *Global Change Biology*, 23(7), 2863-2873. <https://doi.org/10.1111/gcb.13596>
- Pertierra, L. R., Hughes, K. A., Tejedo, P., Enríquez, N., Luciañez, M. J., & Benayas, J. (2016). Eradication of the non-native *Poa pratensis* colony at Cierva Point, Antarctica: A case study of international cooperation and practical management in an area under multi-party governance. *Environmental Science & Policy*, 69, 50-56. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.12.009>
- Pertierra LR, Hughes KA, Vega GC, Olalla-Tárraga MÁ (2017) High resolution spatial mapping of human footprint across Antarctica and its implications for

- the strategic conservation of avifauna. PLoS ONE 12:e0168280.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168280>
- Pertierra LR, Convey P, Martinez PA, Tejedo P, Benayas J, Olalla-Tárraga MÁ (2022) Can classic biological invasion hypotheses be applied to reported cases of non-native terrestrial species in the Maritime Antarctic? *Antarct Sci* 34:226–245. <https://doi.org/10.1017/s0954102022000037>
- Peter, H-U., C. Buesser, O. Mustafa & S. Pfeiffer (2008). Risk assessment for the Fildes Peninsula and Ardley Island and the development of management plans for designation as Antarctic Specially Protected or Managed Areas. Federal Environmental Agency, Texte 20/08, 508 pp.
- Roland TP, Bartlett OT, Charman DJ, Anderson K, Hodgson DA, Amesbury MJ, Maclean I, Fretwell PT, Fleming A (2024) Sustained greening of the Antarctic Peninsula observed from satellites. *Nat Geosci*.
<https://doi.org/10.1038/s41561-024-01564-5>
- Rudak, A., Galera, H., Znój, A., Chwedorzewska, K. J., & Wódkiewicz, M. (2018). Seed germination and invasion success of *Poa annua* L. in Antarctica. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 87(4). <https://doi.org/10.5586/asbp.3606>
- Tin, T., Lamers, M., Liggett, D., Maher, P.T., Hughes, K.A. (2014). Setting the Scene: Human Activities, Environmental Impacts and Governance Arrangements in Antarctica. In: Tin, T., Liggett, D., Maher, P., Lamers, M. (eds) *Antarctic Futures*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6582-5_1
- Turner, J., Barrand, N. E., Bracegirdle, T. J., Convey, P., Hodgson, D. A., Jarvis, M., Jenkins, A., Marshall, G., Meredith, M. P., Roscoe, H., Shanklin, J., French, J., Goosse, H., Guglielmin, M., Gutt, J., Jacobs, S., Kennicutt, M. C., Masson-Delmotte, V., Mayewski, P., . . . Klepikov, A. (2013). Antarctic climate change and the environment: an update. *Polar Record*, 50(3), 237-259.
<https://doi.org/10.1017/s0032247413000296>
- Turner, J., Marshall, G. J., Clem, K., Colwell, S., Phillips, T., & Lu, H. (2020). Antarctic temperature variability and change from station data. *International Journal of Climatology*, 40(6), 2986-3007.
- Turner, J., Lu, H., King, J., Marshall, G. J., Phillips, T., Bannister, D., & Colwell, S. (2021). Extreme Temperatures in the Antarctic. *Journal Of Climate*, 34(7), 2653-2668. <https://doi.org/10.1175/jcli-d-20-0538.1>
- Wang, S., Wu, M., Zhong, S., Sun, J., Mao, X., Qiu, N., & Zhou, F. (2023). A Rapid and Quantitative Method for Determining Seed Viability Using 2,3,5-Triphenyl

Tetrazolium Chloride (TTC): With the Example of Wheat Seed. *Molecules*, 28(19), 6828. <https://doi.org/10.3390/molecules28196828>

Wódkiewicz M, Galera H, Giełwanowska I, Chwedorzewska KJ, Olech M (2013) Diaspores of the introduced species *Poa annua* L. in soil samples from King George Island (South Shetlands, Antarctic). *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 45: 415–419. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-45.3.415>

Wódkiewicz M, Ziemiański M, Kwiecień K, Chwedorzewska KJ, Galera H (2014) Spatial structure of the soil seed bank of *Poa annua* L. – alien species in the Antarctica. *Biodiversity and Conservation* 23: 1339–1346. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0668-8>

Zhao, X., Tian, Z., Cheng, L., Jiang, J., Liu, Y., Liu, L., You, C., Liu, X., Xie, F., Qin, L., & Chen, Y. (2023). Comparative Study on the Morpho-Physiological Responses of White Clover Cultivars with Different Leaf Types to Water Deficiency. *Agronomy*, 13(7), 1859. <https://doi.org/10.3390/agronomy13071859>

9. Anexos

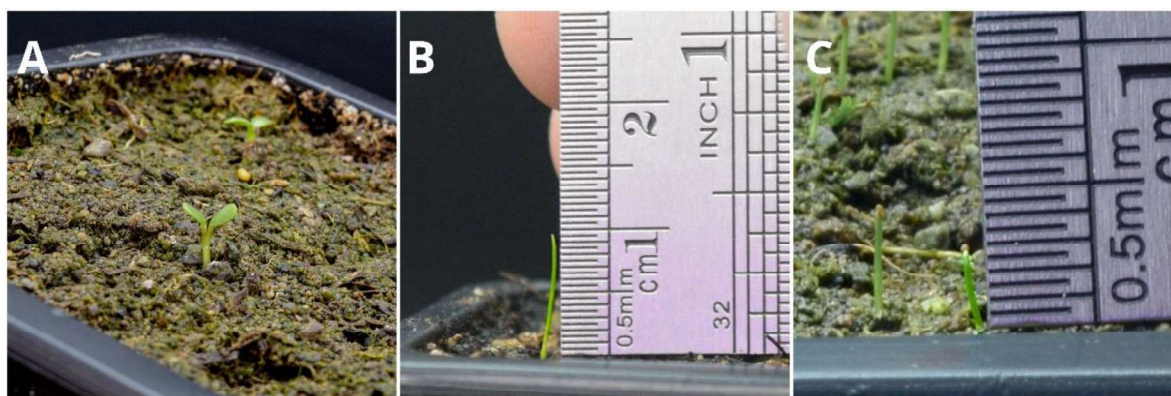


Figura A1. Criterios para determinar la germinación “exitosa” según morfotipo de las especies. A) Dicotiledóneas; B) Monocotiledóneas: Poáceas; C) Monocotiledóneas: Juncáceas.

Tabla A1. n utilizado para los análisis estadísticos para las diferentes especies y tratamientos aplicados a estas.

Tratamiento	Especies					
	<i>T. repens</i>	<i>L. vulgare</i>	<i>T. officinale</i>	<i>P. annua</i>	<i>P. pratensis</i>	<i>J. bufonius</i>
AD-HW-S. Ant.	5	5	-	5	5	5
AD-HW-S. Lab.	5	5	-	5	5	5
BD-HW-S. Ant.	3	4	-	5	5	3
BD-HW-S. Lab.	5	4	-	5	3	3
AD-NW-S. Ant.	5	5	3	5	5	5
AD-NW-S. Lab.	4	5	4	5	5	5
BD-NW-S. Ant.	-	3	-	5	3	-
BD-NW-S. Lab.	-	4	-	-	2	-