Tesina de grado

Tendencias de Contaminantes Orgánicos Persistentes en la Base Científica Antártica Artigas: Período 2019 - 2024



Alana Caraballo

Licenciatura en Gestión Ambiental, Perfil Contaminación Ambiental
Centro Universitario Regional Este - Universidad de la República

Docentes orientadores: Germán Azcune y Andrés Pérez

Espacio de Actividades Antárticas CURE

Maldonado, Uruguay - 2026

RESUMEN

Los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) son un grupo de sustancias químicas con propiedades tóxicas que resisten la degradación, tienen la capacidad de transportarse a largas distancias y tienden a bioacumularse. Aunque muchos COPs han sido prohibidos o restringidos por el Convenio de Estocolmo aún se siguen reportando en muchas matrices, incluso en aquellos lugares donde nunca se han utilizado como la Antártida. Estudiar las tendencias temporales de los contaminantes representan una herramienta importante para evaluar la eficacia de las medidas internacionales de control y restricción. En este trabajo, se analizaron concentraciones de pesticidas organoclorados (OCPs), bifenilos policlorados (PCBs) y éteres de difenilos polibromados (PBDEs) en aire. Las muestras se obtuvieron mediante muestreo pasivo, utilizando espumas de poliuretano (PUFs, polyurethane foam) expuestas en la Base Científica Antártica Artigas durante el período 2019 - 2024. La determinación analítica se realizó en el laboratorio del CURE y se realizó un análisis exploratorio del vínculo con variables ambientales que influyen en el transporte, volatilización, posible reemisión y deposición de los COPs. Adicionalmente, se compararon los resultados con los de un laboratorio de referencia para la región América Latina y el Caribe (GRULAC). Las concentraciones determinadas en el CURE, se encontraron por debajo del límite de cuantificación, con la excepción del pesticida Aldrín. Los resultados obtenidos en el laboratorio de referencia mostraron una tendencia decreciente en PCBs y PBDEs, consistente con la reducción global de emisiones tras regulaciones internacionales. No fue posible identificar relaciones concluyentes entre las concentraciones de COPs y variables climáticas (temperatura, precipitación y viento). Los resultados obtenidos por ambos laboratorios sugieren que la región mantiene bajos niveles de COPs; no obstante, este escenario podría revertirse debido a fuentes de emisión secundarias, como los procesos de removilización en matrices con nieve y hielos vinculados al cambio climático.

Palabras clave: COPs, contaminación atmosférica, Tratado Antártico, monitoreo, Convenio de Estocolmo

ÍNDICE

ÍNDICE **2**
1. INTRODUCCIÓN **3**
1.1 Contaminantes orgánicos persistentes 3
1.1.1 Pesticidas organoclorados 5
1.1.2 Bifenilos policlorados 6
1.1.3 Éteres de bifenilos polibromados 7
1.2 Antártida 7
2. ANTECEDENTES **8**
3. OBJETIVOS **10**
3.1 Objetivo general 10
3.2 Objetivos específicos 10
4. METODOLOGÍA **11**
4.1 Área de Estudio 11
4.2 Muestreo 12
4.3 Determinación analítica 14
4.4 Control de calidad y aseguramiento de la calidad (QA/QC) 15
4.5 Datos climáticos 16
5. RESULTADOS **17**
5.1 Marco legal 17
5.1.1 Convenio de Estocolmo 17
5.1.2 Sistema del Tratado Antártico 20
5.2 Determinación analítica de COPs 22
5.3 Resultados obtenidos en laboratorio CSIC y datos de bibliografía 24
5.4 Variables climáticas 25
5.4.1 Temperatura del aire 25
5.4.2 Precipitación 26
5.4.3 Viento 27
5.4.4 Variabilidad interanual 28
6. DISCUSIÓN **32**
6.1 Marco legal 32
6.1.1 Convenio de Estocolmo 32
6.1.2 Sistema del Tratado Antártico 33
6.2 Resultados CURE 35
6.3 Resultados CSIC 36
6.4 Comparación resultados CURE y CSIC 36
6.4.1 OCPs 37
6.4.2 PCBs 38
6.4.3 PBDEs 38
6.5 Relación COPs con variables climáticas 39
6.5.1 Temperatura del aire 39
6.5.2 Precipitación 40
6.5.3 Viento 41
7. CONCLUSIONES **41**
8. APORTES PARA LA GESTIÓN **42**
9. BIBLIOGRAFÍA **44**

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Contaminantes orgánicos persistentes

Los contaminantes orgánicos comprenden una amplia variedad de compuestos químicos con diferentes estructuras y propiedades. Entre ellos se encuentran los contaminantes orgánicos persistentes (COPs), sustancias tóxicas caracterizadas por su resistencia a la degradación, su capacidad de transportarse a largas distancias mediante el aire, el agua y las especies migratorias, y su tendencia a bioacumularse en los organismos (UNEP, 2023). Debido a su alta solubilidad en grasas, estas sustancias tienden a bioacumularse en los animales, especialmente en las especies que se encuentran en la cima de la cadena alimentaria (Xu et al., 2013).

Los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) incluyen sustancias utilizadas como pesticidas y productos químicos industriales, así como compuestos generados de forma no intencional durante procesos de combustión incompleta y determinadas reacciones químicas (Convenio de Estocolmo, 2019). Su comportamiento ambiental está determinado por sus propiedades fisicoquímicas, las cuales condicionan su distribución entre las matrices bióticas y abióticas (aire, agua y suelo), su persistencia, su potencial de transporte a larga distancia y su tendencia a bioacumularse. Entre estas propiedades, aquellas que regulan el transporte atmosférico adquieren especial importancia, ya que determinan la capacidad de los contaminantes para permanecer en la atmósfera y alcanzar regiones remotas. Las más relevantes incluyen la presión de vapor (Pv), la solubilidad en agua, la polaridad, el coeficiente de partición aire-agua (Kaw) y el coeficiente de partición octanol-aire (Koa). Asimismo, la hidrofobicidad, generalmente expresada mediante el coeficiente de partición octanol-agua (Kow o log Kow), influye en su distribución entre las distintas fases ambientales (Arellano, 2013; Galbán Malagón, 2013).

Como resultado de las liberaciones históricas al medio ambiente, y debido a su alta movilidad, los COPs están distribuidos globalmente, incluidas aquellas regiones donde nunca se han utilizado, como las regiones polares (Cipro et al., 2017). El transporte atmosférico de estos contaminantes hacia las regiones polares requiere que los compuestos se incorporen a la atmósfera, ya sea en fase gaseosa o adsorbidos en partículas. Existen fuentes primarias que implican la liberación intencional o no intencional de COPs al medio ambiente por parte de actividades antropogénicas, como el uso industrial y agroquímico, la incineración de residuos peligrosos, los vertederos de residuos y los subproductos de ciertos procesos industriales o de productos. Están también las fuentes secundarias, que son aquellas que implican la removilización de COPs de compartimentos ambientales (suelo, sedimentos, hielo, nieve, etc) donde se acumularon o quedaron atrapados después de su liberación por parte de las fuentes primarias (Galbán Malagón, 2013b; Corsolini et al., 2019).

Luego, el contaminante es transportado a través de la atmósfera por la circulación del aire. En este proceso, la velocidad del viento influye significativamente en la dilución de los contaminantes, ya que determina la rapidez con la que se mezclan con el aire circundante y se alejan de su fuente. A medida que aumenta la velocidad del viento, también lo hace la

turbulencia atmosférica, favoreciendo una mayor dispersión y dilución de los contaminantes (Ahrens y Henson, 2020).

La velocidad del viento es una magnitud vectorial tridimensional que se representa mediante las componentes **u** (zonal), **v** (meridional) y **w** (vertical), correspondientes al movimiento del aire en las direcciones este-oeste, norte-sur y vertical, respectivamente (OMM, 2010). Asimismo, el viento puede describirse mediante su dirección y velocidad en coordenadas polares, nombrándose según la dirección de donde proviene; por ejemplo, un viento del oeste corresponde a un flujo desde los 270° (Stull, 2015).

Por último, la sustancia química transportada debe tener el potencial de ser depositada en las regiones remotas (Wania et al., 2003; Hageman et al., 2015). La deposición ocurre mediante dos mecanismos principales: deposición seca y deposición húmeda. La deposición seca consiste en la sedimentación superficial de contaminantes asociados a aerosoles en ausencia de precipitación, mientras que en la deposición húmeda los contaminantes alcanzan la superficie a través de la lluvia o la nieve (Barrie et al., 1998). Dado que la nieve tiene una mayor superficie de adsorción que las gotas de lluvia, el barrido de los contaminantes por la nieve es más eficiente que la lluvia (Galbán Malagón, 2013). La deposición y acumulación de COPs en la nieve/hielo marino de la Antártida son pasos importantes en su transferencia desde la atmósfera hacia los sistemas terrestres y marinos (Gambaro et al., 2005).

Dentro de las variables meteorológicas asociadas a las concentraciones de contaminantes en la atmósfera, además del viento y la precipitación, la temperatura del aire desempeña un papel fundamental. Los compuestos orgánicos tienden a evaporarse a temperaturas elevadas y a condensarse en condiciones más frías, especialmente en latitudes altas (Fig. 1) (Wania y Mackay, 1996). Este comportamiento, conocido como *destilación* o *fraccionamiento global*, favorece el transporte de los contaminantes desde regiones cálidas hacia regiones frías, donde alcanzan su temperatura de condensación y se depositan (Wania y Mackay, 1993, 1996). Sin embargo, cuando las superficies terrestres se calientan, por ejemplo durante el verano, los contaminantes previamente depositados en la nieve o el hielo pueden reemitirse a la atmósfera, generando ciclos de concentración inducidos por la temperatura (Wania et al., 1998). Dado que cada compuesto presenta una temperatura de condensación diferente, algunos pueden detener temporalmente su migración y permanecer en latitudes medias hasta que las condiciones térmicas vuelvan a favorecer su transporte. Este mecanismo de desplazamiento en múltiples etapas se conoce como efecto saltamontes (*grasshopper effect*) (Wania y Mackay, 1993, 1996). Como consecuencia, las regiones cálidas del planeta actúan como fuentes de COPs, mientras que las regiones polares funcionan como sumideros. En estas últimas, las bajas temperaturas, la cobertura de hielo, la precipitación de nieve y los prolongados períodos de oscuridad invernal favorecen la acumulación de contaminantes, además de ralentizar los procesos de degradación natural debido al frío y a la menor radiación solar, lo que incrementa la persistencia de los COPs (Wania y Mackay, 1996; Kallenborn et al., 2015).

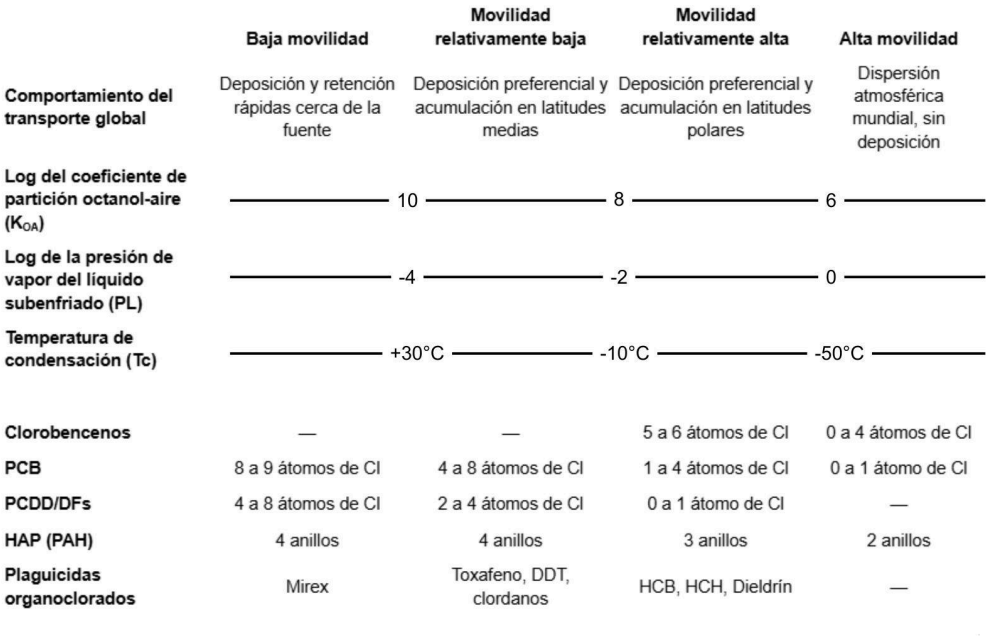


Figura 1 - *Clasificación de la movilidad en el medio ambiente global, basándose en la presión de vapor del líquido subenfriado, el coeficiente de partición octanol-aire y la temperatura de condensación específica de cada contaminante. Adaptado de Wania y Mackay, 1996.*

Debido a los efectos del cambio climático, las regiones polares pueden actuar como fuentes secundarias de emisión de COPs mediante la revolatilización de los mismos, regresando a la atmósfera, y volviéndose disponibles para una nueva recirculación (Wang et al., 2019; Luarte et al., 2023). Aunque muchos COPs se encuentran restringidos o prohibidos por el Convenio de Estocolmo, aún se pueden detectar en el medio ambiente debido a su elevada persistencia, así como a sus actuales fuentes de emisión (Hao et al., 2019; Fuoco y Giannarelli, 2019). En consecuencia, las concentraciones de estos contaminantes en ecosistemas remotos pueden seguir aumentando incluso cuando las emisiones primarias han disminuido o cesado (Wania y Mackay, 1996).

1.1.1 Pesticidas organoclorados

Los pesticidas organoclorados (OCPs por sus siglas en inglés) constituyen uno de los principales grupos de COPs debido a su elevada persistencia ambiental, capacidad de bioacumulación y biomagnificación, así como a su toxicidad, que incluye efectos carcinogénicos. Estas características representan una amenaza para la salud humana y el medio ambiente, motivo por el cual muchos OCPs fueron incluidos en las listas de prohibición (Anexo A) y uso restringido (Anexo B) del Convenio de Estocolmo desde su inicio en 2001 (Convenio de Estocolmo, 2019).

Los OCPs se utilizan esencialmente en la agricultura, siendo el suelo el compartimento ambiental más probable donde se les puede encontrar. Sin embargo, durante o después de su aplicación, pueden volatilizarse y ser transportados por la atmósfera a grandes distancias, alcanzando regiones de alta latitud como la Antártida, donde han sido detectados en el aire (Kallenborn et al., 2013; Pozo et al., 2017; Bengtson-Nash et al., 2017; Hao et al., 2019; Galbán Malagón et al., 2023; Luarte et al., 2024), la nieve (Cipro et al., 2017; Giannarelli et al., 2019) y los sedimentos (Wang et al., 2022). La nieve y los

sedimentos actúan como importantes reservorios de OCPs, donde estos compuestos pueden permanecer retenidos durante largos períodos (Wania et al., 1998).

Según la revisión realizada por Luarte et al. (2023) se muestra una clara disminución de las concentraciones entre 1980 y hasta aproximadamente 2010. A partir de entonces, se observa una gran variabilidad de datos, donde la tendencia parece estar cambiando. Sin embargo, la información disponible no es suficiente para confirmar este comportamiento. Las concentraciones más elevadas fueron reportadas por Hao et al. (2019) durante el período 2012–2018 en la isla Rey Jorge.

1.1.2 Bifenilos policlorados

Los bifenilos policlorados (PCBs) son un grupo de compuestos orgánicos sintéticos producidos y utilizados masivamente en todo el mundo durante gran parte del siglo XX en diversas aplicaciones industriales. Se utilizaron como fluidos refrigerantes y de aislamiento en transformadores y capacitores, como aditivos en la formulación de plastificantes, pinturas, adhesivos, como plaguicidas y como selladores en materiales de construcción (Kallenborn et al., 2013; De Azevedo, 2021).

Los PCBs son liberados al medio ambiente en forma de mezclas comerciales que contienen una variedad de componentes individuales de bifenilos clorados, conocidos como congéneres (Faroon y Olson, 2000). Existen 209 congéneres estructuralmente semejantes que difieren en el número y la posición de los átomos de cloro unidos al núcleo bifenilo (fórmula $C_{12}H_{10}$-nCl_n, donde $1 \leq n \leq 10$). En estudios ambientales, muchas veces se requiere identificar congéneres individuales de PCBs en lugar de limitarse a medir su concentración total. Sin embargo, es habitual analizar un conjunto reducido de congéneres denominados PCBs indicadores (28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180), debido a que representan algunos de los componentes más abundantes de las mezclas comerciales. Por ello, se utilizan comúnmente como referencia para estimar la carga total de PCBs en muestras ambientales, tanto bióticas como abióticas (De Azevedo, 2021).

A partir de la década de 1970, las emisiones de PCBs comenzaron a disminuir debido a la restricción de su producción y uso en muchos países, en 2001 fueron prohibidos por el Convenio de Estocolmo. A pesar de la prohibición, se permitió el uso de equipos que contenían PCBs hasta el fin de su vida útil, de esta forma, equipos o materiales aún en uso o descartados que contienen estas sustancias en su composición continúan liberando PCBs al ambiente (De Azevedo, 2021). Las vidas medias atmosféricas estimadas para los distintos congéneres de PCBs se encuentran entre 7,6 años y 3,6 años (Luarte et al., 2023), por lo cual pueden encontrarse en el ambiente mucho tiempo después de su emisión.

1.1.3 Éteres de bifenilos polibromados

Los éteres de bifenilo polibromados (PBDEs) son una clase de compuestos halogenados que pertenecen al grupo de los retardantes de llama (BFRs por sus siglas en inglés). Están formados por dos anillos fenólicos unidos por un enlace éter. En estos dos anillos puede ocurrir la sustitución de hasta 10 átomos de hidrógeno por átomos de bromo, pudiendo formar hasta 209 congéneres con diferentes características físico-químicas, dependiendo de la cantidad y del orden de la bromación. Su fórmula química puede expresarse como $C_{12}H(10\text{-}n)Br_nO$, con $1 \leq n \leq 10$. Los PBDEs fueron introducidos en la década de 1970 en mezclas comerciales, 13 congéneres son los más frecuentemente detectados en el ambiente debido al uso predominante en estas mezclas (De Azevedo, 2021).

Los PBDEs son sustancias químicas incorporadas en bienes de consumo inflamables para reducir el riesgo de incendio en productos como textiles, plásticos, productos electrónicos, muebles y colchones (De Azevedo, 2021). El riesgo de incendio constituye una gran preocupación dentro de las estaciones de investigación polares debido a las condiciones climáticas secas. La abundancia de espumas de poliuretano aislantes, plásticos ignífugos y productos electrónicos constituyen una potencial fuente de liberación de PBDEs en el medio ambiente (Vecchiato et al., 2015).

En la Antártida, se han detectado PBDEs en nieve (Vecchiato et al., 2015), en el aire (Hao et al., 2019; Bengston-Nash et al., 2021), en la biota (Mwangi et al, 2016), en el suelo (Corsolini et al., 2019; Wang et al., 2022) y en los sedimentos de lagos (Corsolini et al., 2019). En la atmósfera, pueden ser transportados a largas distancias asociados a la fase particulada (De Azevedo, 2021), sin embargo, los niveles más altos se han observado en sitios cercanos a las estaciones de investigación, se han encontrado contaminantes en polvo interior y en aguas de efluentes de varias estaciones (Wild et al., 2015). El tráfico local de y entre las estaciones de investigación (incluido el aéreo) también es una posible fuente local de PBDEs (Bengtson-Nash et al., 2021).

Debido a su toxicidad y al creciente conocimiento sobre los riesgos para la salud, las mezclas comerciales fueron incluidas en el Anexo A del Convenio de Estocolmo para su prohibición (Convenio de Estocolmo, 2019). Sin embargo, todavía existen emisiones continuas de PBDEs al ambiente debido a la presencia de un gran stock de productos industrializados aún en uso que contienen estos compuestos (De Azevedo, 2021).

1.2 Antártida

La Antártida es un vasto continente cubierto de hielo que desempeña un papel fundamental en el sistema climático global. En las últimas dos décadas, ha experimentado una pérdida significativa de masa de hielo, particularmente en la Antártida Occidental y en la Península Antártica. Las condiciones climáticas actuales sugieren que los glaciares continuarán disminuyendo en el futuro, incluso sin un aumento adicional de la temperatura (Vaughan et al., 2013).

La presencia humana en la Antártida y el Océano Austral está asociada principalmente al desarrollo de actividades científicas, la pesca y el turismo (Murphy et al., 2021). Las actividades científicas y el turismo se han incrementado notablemente a lo largo de los

últimos años, especialmente durante el verano, lo que implica grandes entradas a la región de embarcaciones, aviones, personas y recursos asociados (Cavanagh et al., 2021; Murphy et al., 2021). La mayoría de los desembarques y el tráfico de pasajeros se concentra en unos pocos lugares, principalmente en la Isla Rey Jorge, perteneciente a las Islas Shetland del Sur (Morley et al., 2020). El incremento de estas actividades constituye una fuente potencial de contaminación, tanto por emisiones locales como por el transporte oceánico y atmosférico de contaminantes y otros impactos asociados, incluidos los derrames de petróleo y los desechos marinos (Murphy et al., 2021).

El monitoreo atmosférico de los COPs en la Antártida sigue siendo limitado en comparación con otras partes del mundo, debido a su ubicación geográfica remota, las complejas condiciones climáticas y las dificultades logísticas asociadas a las campañas de muestreo (Hao et al., 2019; Kallenborn, 2015). En respuesta a esta necesidad e impulsado por políticas del Protocolo de Madrid y del Plan de Vigilancia Mundial del Convenio de Estocolmo, se estableció el Grupo de Acción ImPACT del Comité Científico de Investigación Antártica (SCAR por sus siglas en inglés), con el propósito de promover la investigación y coordinar el seguimiento de la entrada de sustancias químicas a la región antártica. Actualmente, uno de los principales desafíos consiste en comprender la evolución temporal y el comportamiento ambiental de los COPs, por lo que resulta fundamental mantener programas de monitoreo de largo plazo que permitan evaluar sus tendencias temporales (SCAR, s.f.).

2. ANTECEDENTES

Desde que se reportaron OCPs por primera vez en la biota antártica a finales de los años 60 (Tatton y Ruzicka, 1967), se siguen estudiando y reportando contaminantes orgánicos en diferentes compartimentos ambientales. Los OCP, PCB, PBDE y PAH (hidrocarburos aromáticos policíclicos) son los contaminantes más investigados en estudios de calidad del aire realizados en la región antártica desde 2000 a 2021 (Li et al., 2012; Anzano et al., 2022; Luarte et. al, 2023).

De los OCP hallados en la Antártida, el compuesto más frecuentemente reportado en la atmósfera es el HCB (Kallenborn et al., 2013; Bengtson-Nash et al., 2017; Wang et al., 2018, Hao et al., 2019), un fungicida heredado con una volatilidad relativamente alta y una larga vida media atmosférica (Bengtson-Nash et al., 2017). Actualmente, el HCB se libera predominantemente como subproducto industrial de varios procesos químicos (Kallenborn et al., 2013).

En los últimos años, el DDT y sus metabolitos (DDE y DDD) han mostrado una ligera tendencia a la disminución en sus concentraciones atmosféricas (Xie et al., 2022; Luarte et al., 2023). Pese a eso, varios episodios indicaron influencias de DDT fresco, por lo tanto, el transporte directo de DDT recién aplicado en latitudes bajas se considera una fuente significativa de los niveles de DDT en la atmósfera antártica (Kallenborn et al., 2013).

Los PCBs se informaron por primera vez en la Antártida por Risebrough et al. en las décadas de 1960 y 1970 (Luarte et al., 2023) y se reportaron en distintas matrices como aire (Kallenborn et al., 2013; Pozo et al., 2017; Hao et al., 2019; Luarte et al., 2024); nieve (Vecchiato et al., 2015; Giannarelli et al., 2019), suelo y sedimentos (Corsolini et al., 2019; Wang et al., 2022). Si bien su presencia en la Antártida ha sido atribuida históricamente al transporte atmosférico de largo alcance (LRAT por sus siglas en inglés), estudios recientes indican que las fuentes locales asociadas a las estaciones de investigación ejercen una influencia mayor sobre las concentraciones y los perfiles de PCBs observados en estos sitios (Pozo et al., 2017).

La volatilización de los PCBs de los suelos antárticos durante el verano austral aumenta las concentraciones en fase gaseosa en la atmósfera sobre la Antártida durante los períodos más cálidos (Galbán Malagón et al., 2013). Se encontraron compuestos relativamente más ligeros en concentraciones más altas que aquellos compuestos gaseosos con pesos moleculares elevados (Anzano et al., 2022). En general, entre 1980 y 2021 los niveles de PCBs mostraron una tendencia decreciente a lo largo del tiempo (Luarte et al., 2023).

En el marco de la segunda fase del Plan de Vigilancia Mundial (GMP por sus siglas en inglés) (2015 - 2023), Uruguay consiguió analizar determinados grupos de compuestos en el aire en tres laboratorios diferentes: Laboratorio de la Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA), en el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) y en el laboratorio del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua del Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España (IDAEA - CSIC) el cual es considerado como laboratorio de referencia para la región GRULAC (América Latina y el Caribe). Sin embargo, las muestras antárticas solo fueron analizadas en el CSIC (Laboratorio de Contaminantes Orgánicos en Agua de Barcelona). Se analizaron PCBs indicadores, PBDEs, plaguicidas organoclorados, policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDD) y policlorodibenzofuranos (PCDF) y bifenilos policlorados similares a dioxinas (dl-PCB) para el período 2020 - 2022.

Li et al. (2012), estudiaron la calidad del aire en la Isla Rey Jorge utilizando muestreadores pasivos basados en discos PUF. Se recolectaron muestras de aire en cinco sitios de muestreo en las cercanías de la Estación Gran Muralla China (62°12'0" S, 58°57'0" W). Uno de estos sitios estaba a unos 600 m al sureste de las estaciones Frei (Chile) y Bellingshausen (Rusia), siendo el más cercano a la Base Científica Antártica Artigas (BCAA). El muestreo se realizó entre el 8 de diciembre de 2009 y el 7 de febrero de 2010 y se analizaron PCBs y PDBEs. Para evaluar la viabilidad de utilizar muestreadores pasivos de aire basados en PUF en la atmósfera antártica, se compararon los resultados con muestreo de alto volumen. Se deduce que los resultados obtenidos con el muestreo pasivo fueron confiables y concuerdan con los datos del muestreo activo.

Los resultados muestran que los sitios donde se recolectaron muestras ubicados cerca de las estaciones de investigación antárticas, reportaron las mayores concentraciones de PCBs y PBDEs, lo que sugiere posibles fuentes locales de emisión de estos compuestos en las estaciones de investigación (Li et al., 2012). Las liberaciones pueden ser accidentales así como prácticas inadecuadas de descarte. La quema y eliminación de residuos en las estaciones de investigación puede contribuir a la emisión de PCBs en la atmósfera (Montone et al., 2003). Además, la combustión de petróleo, utilizada para la generación de

electricidad y calefacción en las estaciones de investigación, también podría producir PCBs como subproducto y liberarlos en el aire circundante (Li et al., 2012).

Los muebles, instalaciones y equipos electrónicos en las estaciones de investigación pueden contener PBDEs como retardantes de llama (Li et al., 2012). Estos contaminantes pueden introducirse en el ambiente por fugas de antiguos transformadores y capacitores, descartes de materiales contaminados como pinturas antiguas, materiales de construcción, aceites lubricantes, vertido de lodos de aguas residuales, etc. Aunque existe cierta contaminación local (Corsolini et al., 2019; Bengston-Nash et al., 2021), se considera que el LRAT a nivel global también influye en la presencia de PCBs y PBDEs en la atmósfera antártica (Galbán Malagón, 2013). Al igual que otros COPs, también pueden ser reemitidos a la atmósfera y al agua por el derretimiento de glaciares y hielos permanentes, como consecuencia del cambio climático (Wang et al., 2019; Luarte et al., 2023). Estas fuentes secundarias pueden contrarrestar los esfuerzos internacionales para reducir las emisiones primarias.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Estudiar la evolución de los contaminantes orgánicos persistentes en el aire utilizando muestreadores pasivos durante el período 2019 - 2024, contribuyendo al conocimiento sobre su dinámica en la Isla Rey Jorge, Antártida.

3.2 Objetivos específicos

- Relevar la normativa global vigente y estudiar qué incidencia tiene en las tendencias de los contaminantes orgánicos en el continente antártico.
- Realizar la determinación analítica de contaminantes orgánicos en muestras de aire de la Isla Rey Jorge.
- Evaluar los resultados obtenidos incluyendo variables climáticas en el período estudiado y realizar una comparación con antecedentes.
- Generar en base a los resultados obtenidos y la normativa vigente, recomendaciones para la gestión de contaminantes orgánicos que impactan en el ambiente antártico.

4. METODOLOGÍA

4.1 Área de Estudio

La Antártida (Fig. 2 A) es un vasto continente cubierto de hielo rodeado por el Océano Austral, donde menos del 1% de la superficie permanece libre de hielo y nieve. La capa de hielo de la Antártida es la masa de hielo más grande de la Tierra, cubre un área de casi 14 millones de km² y contiene alrededor del 90 por ciento del agua dulce del planeta (COMNAP, 2024). El Océano Austral también es un componente esencial del sistema climático. La ausencia de barreras terrestres en el Pasaje de Drake (ubicado entre América del Sur y la Antártida) ejerce una influencia considerable en la dinámica de las corrientes oceánicas. Dentro de esta región, la Corriente Circumpolar Antártica (ACC, por sus siglas en inglés) ayuda a mantener el clima frío de la Antártida limitando la cantidad de transporte de calor meridional al continente (Owens y Zawar-Reza, 2015) y conecta todas las cuencas oceánicas, lo que resulta en teleconexiones oceánicas. Esto significa que las anomalías formadas en una cuenca pueden ser transportadas alrededor del planeta, influyendo en el clima de lugares remotos (Rintoul et al., 2001).

El sistema atmosférico global produce un amplio cinturón de baja presión que rodea a la Antártida, lo que crea los vientos del oeste que impulsan la circulación atmosférica sobre el Océano Austral. La circulación global también produce una región de alta presión atmosférica sobre el Polo Sur. Este sistema de alta presión hace que la Antártida Oriental sea una zona dominada por cielos despejados y muy poca caída de nieve, considerándose una región desértica. En contraste, la península y otras regiones costeras de la Antártida son relativamente más cálidas, nubladas y reciben la mayor cantidad de precipitación (Owens y Zawar-Reza, 2015). Los principales patrones de variabilidad climática del hemisferio sur, como el Modo Anular del Sur (SAM, por sus siglas en inglés *Southern Annular Mode*) y la Oscilación del Sur-El Niño (ENSO, por sus siglas en inglés *El Niño–Southern Oscillation*), pueden modificar los patrones de circulación atmosférica y, en consecuencia, la distribución de las sustancias químicas presentes en la atmósfera (Vasallo, 2017).

La Isla Rey Jorge (IRJ) (Fig. 2 C), es la mayor de las islas del archipiélago Shetland del Sur (Fig. 2 B). Presenta una superficie aproximada de 1.310 km^2 y se ubica entre los 61°54' - 62°16'S y 57°35' - 59°02'W, ubicada en el extremo norte de la Península Antártica (PA) y separada de ésta por el Estrecho Bransfield (Kejna et al., 2013).

La región presenta un clima marítimo típico (Ferron et al., 2004). La temperatura superficial del océano y el hielo marino determinan en parte el comportamiento climático y las condiciones meteorológicas de la IRJ. Durante el verano, la isla permanece libre de hielo marino, mientras que en invierno, la influencia del hielo marino se extiende hasta varios cientos de kilómetros al norte de la isla (Kejna et al., 2013). La temperatura media anual del aire es de aproximadamente -2.8°C (Ferron et al., 2004). La ubicación de la IRJ en latitudes subpolares limita la cantidad de radiación solar incidente, por lo que la duración media del día varía entre aproximadamente 4,5 horas en invierno y 19,5 horas en verano (Kejna et al., 2013).

A escala sinóptica, la isla se caracteriza por el frecuente pasaje de centros de baja presión (sistemas ciclónicos) que se desplazan de oeste a este transportando aire relativamente cálido y húmedo, generando fuertes vientos y precipitaciones intensas (Kejna et al. 2013; Ferron et al., 2004). Los vientos son principalmente del noroeste (NW), oeste (W), norte (N) y sureste (SE) (Ferron et al., 2004). Los vientos NW y del W son los más frecuentes, alcanzan las mayores velocidades y son relativamente cálidos, trayendo precipitaciones, humedad relativa y nubosidad (Petsch et al., 2019).

Aproximadamente el 90% de la isla se encuentra permanentemente cubierta por un casquete de hielo de un espesor medio de 250 m (Balay, 2023). Una de las mayores áreas libre de hielo de la IRJ es la Península Fildes, donde se alojan varias estaciones permanentes pertenecientes a distintos países, entre ellas la Base Científica Antártica Artigas (BCAA) de Uruguay. Debido a su proximidad al continente americano y que cuenta con un aeropuerto, la Península Fildes concentra actividades científicas, logísticas y turísticas que frecuentemente se superponen en tiempo y espacio (Slukovskii y Guzeva, 2024).

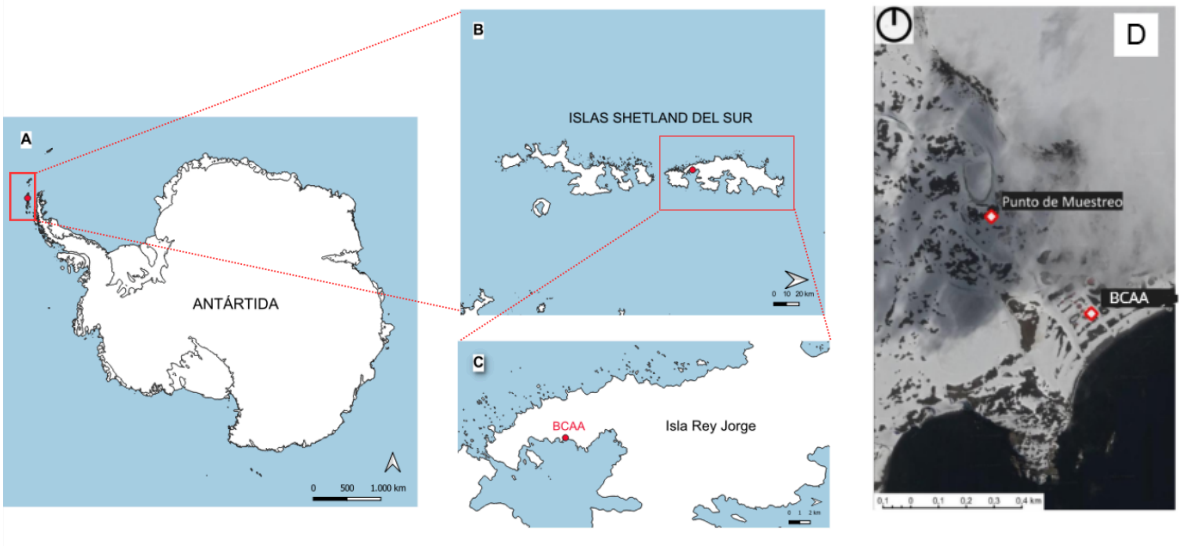


Figura 2 - *A) Continente Antártico, B) Islas Shetland del Sur, C) Isla Rey Jorge y D) Ubicación del punto de muestreo de aire en la BCAA.*

4.2 Muestreo

Se instalaron 6 muestreadores pasivos de disco de espuma de poliuretano (PUF por sus siglas en inglés) en la BCAA (Fig. 2 D). El disco PUF es colocado entre dos cuencos de metal (Fig. 3), donde el espacio entre las cámaras superior e inferior permite que el aire entre en el dispositivo y fluya sobre el PUF mientras proporciona protección contra vientos fuertes, precipitación directa, luz solar, y deposición de partículas gruesas. La tasa de muestreo de estos dispositivos es de 4 ± 2 m^3/día (UNEP, 2021). El muestreador pasivo proporciona un método económico para recoger datos de la calidad del aire. Este sistema

no requiere energía, haciéndolo una herramienta excelente para hacer muestreos en las regiones remotas. Los dispositivos pasivos de muestreo operan bajo los principios de adsorción y de impregnación, ligando físicamente a los compuestos específicos que son de interés.

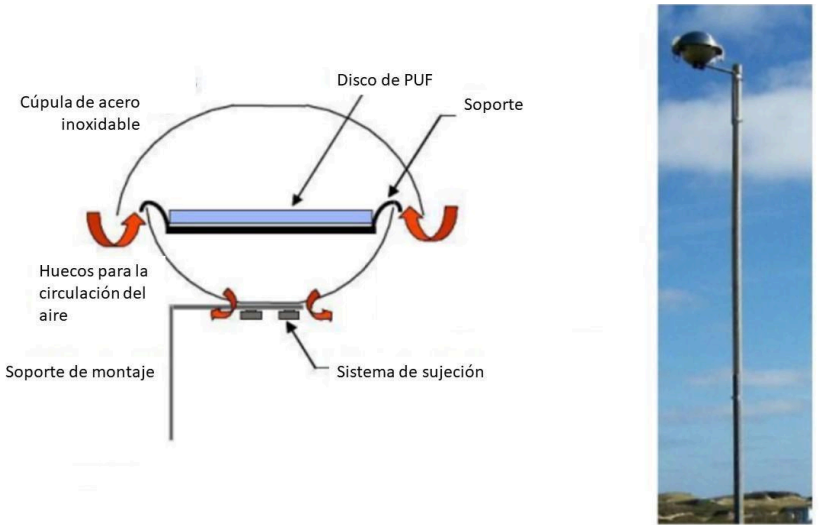


Figura 3 - *Esquema del muestreador pasivo de aire de disco PUF. Adaptado de UNEP, 2021.*

Los muestreadores pasivos utilizados para este trabajo funcionan mediante la adsorción química de los analitos de interés en tres fases distintas: captura lineal, región curvilínea y fase de equilibrio (Fig. 4). La transferencia de masa de los analitos entre la fase gaseosa y el medio de muestreo puede describirse mediante la primera ley de Fick:

$$dm/dt = k \cdot A \cdot (Cair – Csup)$$

donde dm (pg) es la masa de un COP recolectada por el PUF durante el intervalo de tiempo dt (días), Cair (pg/m³) es la concentración atmosférica del COP, Csup (pg/m³) es la concentración del COP inmediatamente adyacente a la superficie del PUF, k (m/día) es el coeficiente de transferencia de masa y A (m²) es el área de transferencia interfacial (Wania et al., 2003).

Durante la fase inicial de captura lineal, la cantidad de contaminantes en el PUF aumenta linealmente con el tiempo y es proporcional al volumen de aire muestreado. Con el tiempo de exposición, la tasa de captación disminuye hasta que se alcanza el equilibrio entre el adsorbente y el aire ambiente (Bogdal et al., 2013). En esta fase, la tasa de desorción (proceso por el cual las moléculas retenidas en el PUF vuelven al aire) puede considerarse muy lenta en comparación con la tasa de captación, por lo que Csup puede considerarse efectivamente igual a 0. Si la tasa de desorción es alta, el muestreador pierde parte del contaminante que había captado, lo que reduce la cantidad neta medida y puede subestimar la concentración real en el aire (Wania et al., 2003).

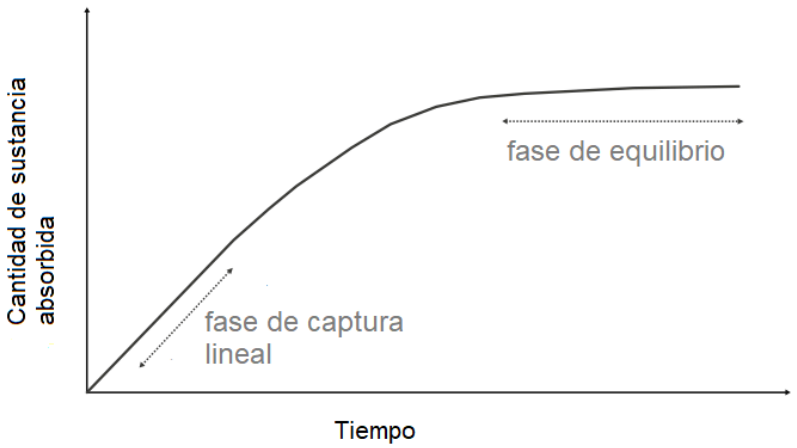


Figura 4 - *Fases de captación de sustancias químicas en suspensión en el aire mediante muestreadores pasivos de aire. Adaptado de Bogdal et al., 2013.*

Idealmente, la tasa de muestreo se mantendría en su valor máximo durante todo el período de muestreo. En la práctica, la tasa de muestreo se reducirá tan pronto como comience la captación, debido a la acumulación del compuesto muestreado en la superficie del medio (Wania et al., 2003).

Para garantizar que no se alcance el equilibrio entre la fase de muestreo y la fase gaseosa durante el período de muestreo, se requiere que el muestreador tenga una capacidad de captación muy grande del medio de muestreo (Wania et al., 2003).

Previos a su instalación en los muestreadores, los PUF deben limpiarse con el mismo procedimiento de extracción de muestras. Los mismos se mantienen envueltos en papel de aluminio y en bolsas tipo ziploc o recipientes herméticos hasta el momento de su instalación en campo, y tras el muestreo se congelan (aprox. -20°C) hasta su análisis en el laboratorio.

Los PUF fueron instalados en diciembre de 2019, 2020 y 2021, y en marzo de 2023, dando lugar a campañas de muestreo anual. Debido a que cada PUF permaneció expuesto aproximadamente un año luego de su instalación, las concentraciones obtenidas se asignaron al año en el que abarcó la mayor cantidad de meses de muestreo. Por ejemplo, el PUF instalado en diciembre de 2019 fue retirado en diciembre de 2020, por lo que los resultados se reportan como concentraciones del año 2020.

Para ser transportados, posteriormente a su exposición, los PUF fueron envueltos individualmente en papel aluminio. Se almacenaron en freezers de los laboratorios de DINACEA y CURE, donde fueron preservados hasta el momento de su análisis y/o envío al laboratorio de referencia.

4.3 Determinación analítica

El procedimiento utilizado se basó en el protocolo 2: “Protocolo para el análisis de bifenilos policlorados (PCBs) y plaguicidas organoclorados (COPs básicos) en aire, desarrollado por la Subdivisión de productos químicos del PNUMA, Ginebra, Noviembre 2013” (UNEP, 2013).

Los compuestos de interés fueron extraídos de las muestras (PUFs) mediante extracción continua por Soxhlet durante 16 horas, usando una mezcla Diclorometano/éter de petróleo (50:50). Este tipo de extracción fue seleccionado por ser una metodología estandarizada, ampliamente validada y disponible en el laboratorio, permitiendo la comparación directa de los resultados obtenidos con estudios previos. Luego, los extractos fueron concentrados mediante evaporación por evaporador rotatorio a 40°C hasta sequedad. Finalmente fueron retomados en 1 mL de acetato de etilo conteniendo D5-Atrazine.

Los extractos anteriormente obtenidos fueron analizados mediante cromatografía gaseosa acoplada a espectrometría de masas (GC-MS), utilizando un GC Agilent Technologies 7890B acoplado a un MS Agilent Technologies 5977B, y columna capilar Thermo Scientific GC TraceGOLD TG-5MS (30m × 0.25mm y 0.25µm). 1 µL fue inyectado en modo Splittles pulsado a 250° C empleando Helio gaseoso (>99,999%) como carrier. La temperatura de inicio del horno fue mantenida a 150° C durante 2 minutos, subiendo 10° C por minuto hasta llegar a las 310° C, manteniendo la temperatura final por 5 minutos, con un tiempo de corrida total de 23 minutos. El detector de masas se operó mediante ionización química negativa (NCI), utilizando metano como gas reactivo. Debido a que esta técnica genera escasa fragmentación de los compuestos analizados, no fue necesario seleccionar iones específicos, por lo que el GC-MS se utilizó en modo de adquisición full scan, colectando masas en un rango de 20 a 500 m/z. Para todos los análisis se empleó una temperatura de fuente de 150 °C y una temperatura de cuadrupolo de 150 °C.

En este trabajo se analizaron 8 congéneres de PBDEs (PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-183 y PBDE-209) y 7 congéneres de PCBs (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 y PCB-180) utilizando estándares de referencia de Accustandard®. También se analizaron compuestos organoclorados (pp-DDT, pp-DDD, pp-DDE, Heptaclor, Endosulfán Sulfato, Alfa endosulfan, Endrin, Endrin, Beta endosulfan, Aldrin, Metoxiclor, Lindano, Atrazina, Decaclorobifenilo, Mirex, Heptaclor epóxido, Malation, Clordano *cis*, Clordano *trans* y Clorpirifos) suministrados por el Laboratorio de DINACEA adquiridos a Dr. Ehrenstorfer.

4.4 Control de calidad y aseguramiento de la calidad (QA/QC)

Las secuencias analíticas fueron realizadas con posterioridad a calibraciones de masas (tuning) en ionización química en modo negativo (NCI). Se analizaron espumas blanco conjuntamente con las muestras. Estos blancos son fundamentales para garantizar la integridad de la metodología utilizada y para considerar posibles fuentes de contaminación, que pueden surgir debido a la manipulación, el transporte y el almacenamiento de muestras. Adicionalmente las secuencias analíticas incorporaron solventes y mixes de estándares de

contaminantes reconstituidos en matriz (matrix matched) que fueron analizados en las mismas condiciones que las muestras.

Se utilizó Atrazina-D5 como estándar interno para el control de calidad, con el fin de verificar la consistencia de las concentraciones entre los diferentes viales. La recuperación del estándar fue del 65 %, con una desviación estándar relativa (RSD) del 14 % (n = 6), valor que se encontró levemente por debajo del rango de recuperación habitualmente aceptado (70 – 120 %).

4.5 Datos climáticos

La velocidad y la dirección del viento son variables fundamentales para interpretar el transporte atmosférico de contaminantes. Estas se calcularon a partir de las componentes zonal (u) y meridional (v) (Fig. 5) mediante las siguientes ecuaciones:

$$Vel = \sqrt{(u^2 + v^2)} \qquad (Ecuación\ 1)$$

$$Dir = 90° - (360° / C) * \arctan(u/v) + \alpha_0 \qquad (Ecuación\ 2)$$

dónde $\alpha_0 = 180°$ si $u > 0$, pero es cero en caso contrario.
C es la rotación angular en un círculo completo ($C = 360° = 2 \cdot \pi$ radianes).

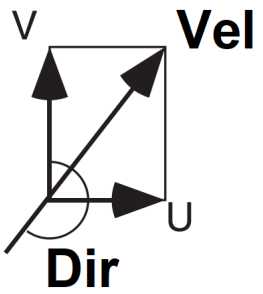


Figura 5 - *Descomposición vectorial del viento horizontal. Fuente:* Stull, 2015.

Las reconstrucciones meteorológicas históricas, o reanálisis, combinan observaciones meteorológicas pasadas con modelos de predicción del tiempo para estimar un registro completo y coherente del clima. Utilizando el Sistema Global de Pronóstico de la NOAA (del inglés, National Oceanic and Atmospheric Administration, servicio de Estados Unidos) los investigadores reconstruyeron la atmósfera global a partir de registros históricos de presión atmosférica en superficie, temperatura del mar y observaciones de hielo marino. A partir de estos datos, el modelo puede estimar muchas variables que se utilizan como base para una amplia gama de estudios, desde la comprensión de las tendencias climáticas a gran escala hasta el análisis de los impactos de eventos extremos históricos individuales (NOAA, s.f.). Los datos de reanálisis se encuentran entre los datos más utilizados para el estudio del tiempo y el clima (Mavromatis T., 2022) y son considerados de gran importancia particularmente en la Antártida, ya que los datos in situ son relativamente limitados debido a la escasa red de estaciones de observación (Balay, 2023).

En el presente trabajo se utilizaron datos mensuales del proyecto NCEP/NCAR Reanalysis de la temperatura del aire, la tasa de precipitación en superficie (mm/día) y las componentes

zonal (u) y meridional (v) del viento. Los mismos están distribuidos espacialmente en una grilla de 0,25° de latitud por 0,25° de longitud, y corresponden a la región de la BCAA (latitud 62,18° S y longitud 58,90° W). Los datos fueron obtenidos del sitio web del Physical Sciences Laboratory de la NOAA (NOAA, s.f.), considerando el período 1948 - 2024.

Se determinó la climatología de la temperatura, la precipitación y el viento, y se analizaron el ciclo estacional, la variación interanual y la tendencia de la temperatura y la precipitación. Con el objetivo de contextualizar las condiciones meteorológicas durante el período de muestreo, se elaboraron composites de anomalías de temperatura y tasa de precipitación para la región de las Islas Shetland del Sur. Las anomalías representan la diferencia entre los valores observados y la climatología de referencia (1991–2020), lo que permite identificar períodos relativamente más cálidos o más fríos, así como más húmedos o más secos, en comparación con las condiciones climatológicas normales.

La caracterización del régimen del viento durante el período de muestreo se realizó mediante rosas de los vientos elaboradas a partir de datos de dirección y velocidad. Estas permitieron identificar las direcciones predominantes y la distribución de las velocidades para cada año, las cuales se compararon con la climatología del período de referencia para evaluar posibles cambios en el patrón de circulación local.

5. RESULTADOS

5.1 Marco legal

5.1.1 Convenio de Estocolmo

Dadas las propiedades de los COPs de poder transportarse largas distancias y ser muy persistentes, surge la necesidad de establecer instrumentos de derecho internacional para minimizar los impactos de estas sustancias.

El 22 de mayo de 2001 se firmó el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, entrando en vigor el 17 de mayo de 2004. El objetivo de este convenio es “proteger la salud humana y el medio ambiente de los contaminantes orgánicos persistentes”, tomando medidas para eliminar o reducir la liberación de COPs en el medio ambiente (Convenio de Estocolmo, 2019). Uruguay ratificó el Convenio de Estocolmo el 31 de diciembre de 2003 a través de la ley N°17.732. El Convenio exige a cada parte prohibir y/o eliminar la producción y el uso, así como la importación y exportación de los COPs producidos intencionalmente que se enumeran en el Anexo A. Además, se deben restringir la producción y el uso, así como la importación y exportación de los COPs producidos intencionalmente que se enumeran en el Anexo B, y reducir o eliminar las liberaciones de COPs producidos no intencionalmente que figuran en el Anexo C. Las Partes pueden acogerse a exenciones específicas establecidas en los anexos A o B, y deben gestionar las existencias y los desechos que contengan estas sustancias químicas de manera que se proteja la salud humana y el medio ambiente.

La lista de COPs contemplados en el Convenio no es estática, sino que, mediante procedimientos detallados, cualquiera de las Partes podrá presentar a la Secretaría una propuesta de inclusión de un nuevo producto químico en cualquiera de sus anexos siempre que cumpla con los siguientes criterios: persistencia en el ambiente, bioacumulación en organismos, potencial de transporte a larga distancia y efectos adversos en la salud humana y el ambiente (Convenio de Estocolmo, 2019). Desde el inicio, la lista de COPs ha ido incrementando la cantidad de productos químicos considerados en el Convenio, en la Tabla 1 se enumeran los COPs regulados actualmente (Convenio de Estocolmo, 22/08/25). Según Steindal et al. (2021), el tiempo medio de tramitación desde la nominación hasta la inclusión en la lista es de cuatro años, aunque en algunos casos este proceso ha demorado hasta diez años.

La Conferencia de las Partes evalúa periódicamente el éxito de las actividades emprendidas en todo el mundo para aplicar el Convenio de Estocolmo. La evaluación se lleva a cabo sobre la base de la información científica, ambiental, técnica y económica disponible, incluidos los informes nacionales sobre las concentraciones de COPs, e información sobre incumplimiento de los procedimientos establecidos. Un componente importante de esta evaluación de efectividad es el GMP, cuyo objetivo es proporcionar datos comparables de las cinco regiones de las Naciones Unidas, con el fin de identificar cambios en las concentraciones de COPs con el tiempo, así como en el transporte ambiental regional y global (UNEP, 2017).

Tabla 1 - *Listado de productos químicos enumerados actualmente en el Convenio de Estocolmo, con el año de ingreso de cada producto a los distintos anexos del Convenio. Abreviaturas utilizadas: BFR: Brominated flame retardant (retardantes de llama); PFAS: Per- and Polyfluoroalkyl Substances (sust. per y polifluoroalquiladas). Fuente: Convenio de Estocolmo, 22/08/25.*

Producto químico	Clasificación	Anexo(s)	Año
Aldrin	OCP	A	2001
Clordano	OCP	A	2001
Clordecona	OCP	A	2009
Clopirifos	Organofosforado	A	
Éter decabromodifenilo (mezcla comercial, c-decaBDE)	PBDE	A	2017
Declorano Plus	OCP	A	2023
Dicofol	OCP	A	2019
Dieldrín	OCP	A	2001
Endrin	OCP	A	2001
Heptacloro	OCP	A	2001

Producto químico	Clasificación	Anexo(s)	Año
Hexabromobifenilo	BFR	A	2009
Hexabromociclododecano (HBCDD)	BFR	A	2013
Éter de hexabromodifenilo y éter de heptabromodifenilo	PBDE	A	2009
Hexaclorobenceno (HCB)	OCP	A y C	2001
Hexaclorobutadieno	OCP	A y C	2015
Alfa hexaclorociclohexano	OCP	A	2009
Beta hexaclorociclohexano	OCP	A	2009
Lindano	OCP	A	2009
Metoxicloro	OCP	A	2023
Ácidos perfluorocarboxílicos de cadena larga, sus sales y compuestos relacionados	PFAS	A	
Parafinas cloradas de cadena media (MCCP)	Parafinas cloradas	A	
Mirex	OCP	A	2001
Pentaclorobenceno (PeCB)	OCP	A y C	2009
Pentaclorofenol y sus sales y ésteres	OCP	A	2015
Bifenilos policlorados (PCB)	PCB	A y C	2001
Naftalenos policlorados (PCN)	Cl-PAHs	A y C	2015

Producto químico	Clasificación	Anexo(s)	Año
Ácido perfluorooctanoico (PFOA), sus sales y compuestos afines del PFOA	PFAS	A	2019
Ácido perfluorohexanosulfónico (PFHxS), sus sales y compuestos afines del PFHxS	PFAS	A	2022
Parafinas cloradas de cadena corta (PCCC)	Parafinas cloradas	A	2017
Endosulfán técnico y sus isómeros afines	OCP	A	2011
Éter de tetrabromodifenilo y éter de pentabromodifenilo	PBDE	A	2009
Toxafeno	OCP	A	2001
UV-328		A	2023
DDT	OCP	B	2001
Ácido perfluorooctano sulfónico (PFOS), sus sales y fluoruro de perfluorooctano sulfonilo (PFOSF)	PFAS	B	2009
Dibenzo -p -dioxinas policloradas (PCDD)		C	2001
Dibenzofuranos policlorados (PCDF)		C	2001

En Uruguay, la segunda fase del GMP, que comenzó en 2015 y terminó en 2023 fue coordinada por la DINACEA del Ministerio de Ambiente, quien articuló las distintas actividades del monitoreo de COPs entre las instituciones involucradas en el mismo. La división de Calidad Ambiental de la DINACEA fue la encargada de la logística del monitoreo de aire.

El Convenio de Estocolmo se complementa con otros dos instrumentos internacionales como lo son el Convenio de Basilea (1989) sobre el control de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación, y el Convenio de Rotterdam (1998) para la aplicación del procedimiento de consentimiento fundamentado previo a ciertos pesticidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional.

5.1.2 Sistema del Tratado Antártico

Entre 1908 y 1946, aproximadamente cinco sextas partes de la Antártida fueron reclamadas como territorio por siete Estados: Argentina, Australia, Chile, Francia, Nueva Zelanda, Noruega y el Reino Unido. Varias de estas reclamaciones se superponen de manera significativa incrementando las tensiones entre los gobiernos de los Estados y la importancia geopolítica de la Antártida. Sin embargo, tras la colaboración científica durante el Año Geofísico Internacional (AGI) de 1957 - 58, Estados Unidos invitó a los siete Estados reclamantes, así como a Bélgica, Japón, la URSS y Sudáfrica, a entablar negociaciones (Bastmeijer y Johnstone, 2021). Estos 12 Estados firmaron el 1 de diciembre de 1959 en Washington el Tratado Antártico, entrando en vigor en 1961.

Las partes acuerdan el uso exclusivo de la Antártida para fines pacíficos, la libertad de investigación científica y el compromiso de intercambio de información sobre los proyectos, personal y observaciones y resultados científicos sobre la Antártida. Las disposiciones del Tratado se aplicarán a la región situada al sur de los 60° de latitud Sur, incluidas todas las barreras de hielo (Tratado Antártico, 1961).

Actualmente, el Tratado ha sido adoptado por 58 países (incluyendo los 12 signatarios), de los cuales 29 de ellos poseen la categoría de “miembros consultivos”, siendo los Estados que han demostrado su interés en la Antártida, mediante la realización en ella de investigaciones científicas de importancia como el establecimiento de una estación científica o el envío de una expedición científica, lo que les otorga plenos derechos decisorios en las Reuniones Consultivas del Tratado Antártico (RCTA). Los restantes 29, son considerados “miembros no consultivos” o “miembros adherentes”: son países que no desarrollan actividades efectivas en la Antártida y si bien pueden intervenir activamente en el funcionamiento del régimen no gozan del derecho a votar en las RCTA (Tratado Antártico, 1961). Uruguay forma parte del TA desde el 11 de enero de 1980, momento en el que fue aceptado como miembro no consultivo. En diciembre de 1984 fue instalada la BCAA en la Península Fildes en la IRJ, otorgando una presencia permanente de Uruguay en la Antártida. El 7 de octubre de 1985 Uruguay fue aceptado como miembro Consultivo.

Desde 1994 las reuniones se celebran anualmente y las partes se reúnen “con el fin de intercambiar informaciones, consultarse mutuamente sobre asuntos de interés común relacionados con la Antártida, y formular, considerar y recomendar a sus Gobiernos medidas para promover los principios y objetivos del Tratado” (Tratado Antártico, 1961).

El Tratado podrá ser modificado o enmendado, en cualquier momento, con el consentimiento unánime de las Partes, y aunque tiene vigencia indefinida, si después de expirados treinta años, contados desde la fecha de entrada en vigencia, cualquiera de las

Partes puede solicitar una Conferencia de todas las Partes para revisar el funcionamiento del Tratado (Tratado Antártico, 1961).

Convencidas de la necesidad de asegurar la protección global del medio ambiente antártico y los ecosistemas dependientes y asociados, las Partes del Tratado acuerdan el Protocolo sobre Protección del Medio Ambiente, conocido también como Protocolo de Madrid, se firmó el 4 de octubre de 1991, entrando en vigor en 1998 (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998). En virtud del Artículo 11 del Protocolo se establece el Comité para la Protección del Medio Ambiente (CPA) cuyas funciones consisten en "proporcionar asesoramiento y formular recomendaciones a las Partes en relación con la aplicación de este Protocolo, incluyendo el funcionamiento de sus Anexos". El Comité se reúne normalmente una vez por año en ocasión de la RCTA (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998).

El Protocolo tiene seis anexos. Los anexos I a IV (Evaluación sobre el impacto sobre el medio ambiente, Conservación de la fauna y flora antártica, Gestión de desechos y Prevención de la contaminación marina) fueron adoptados en 1991 junto con el Protocolo y entraron en vigor en 1998. El Anexo V, sobre protección y gestión de zonas entró en vigor en 2002. El Anexo VI, sobre responsabilidad derivada de emergencias medioambientales, fue adoptado en 2005 y entrará en vigor cuando sea aprobado por todas las Partes Consultivas (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998).

Al igual que el Tratado, el Protocolo no tiene fecha de vencimiento. Durante los primeros cincuenta años desde la entrada en vigor (1998), este solo puede ser modificado por acuerdo unánime de todas las Partes Consultivas del Tratado Antártico. Después de este momento (a partir de 2048), cualquiera de las Partes Consultivas del Tratado Antártico puede convocar una conferencia de revisión del funcionamiento del Protocolo.

Existen otros acuerdos conexos al Tratado Antártico, los cuales conjuntamente se denominan como Sistema del Tratado Antártico: la Convención para la Conservación de Focas Antárticas (CCFA) y la Convención para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998). Estos no serán tratados específicamente en este trabajo por no estar asociados a los objetivos planteados.

5.2 Determinación analítica de COPs

Los resultados obtenidos en el laboratorio del CURE (Tablas 2, 3 y 4) muestran que las concentraciones de OCPs, PCB indicadores y PBDEs del período diciembre 2019 - febrero 2024 estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método (LOQ) (1 - 5 ng/PUF), excepto para Aldrín. Este plaguicida se detectó en los años 2020 y 2023 en concentraciones entre 1,5 y 2,0 ng/PUF. Se reporta como n.d. (no detectado) para los valores <LOQ.

Tabla 2 - *Resultados de concentraciones de plaguicidas (organoclorados), PCB indicadores y PBDEs obtenidos en el laboratorio del CURE, en ng/PUF.*

	ng/PUF					
	Blanco	2020	2021	2023-1	2023-2	LOQ
Aldrin	n.d.	**1,5**	n.d.	**1,8**	**2,0**	1
Alfa endosulfan	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5
Atrazina	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5
Beta endosulfan	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5
Clordano cis	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Clordano trans	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Clorpirifos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5
Dieldrin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Endosulfan Sulfato	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Endrin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Heptaclor	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Heptaclor epóxido	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Hexaclorobenceno	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Lindano	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Malation	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Metoxiclor	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
Mirex	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
pp DDD	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
pp DDE	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
pp DDT	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1

Tabla 3 - *Resultados de concentraciones de PCB indicadores obtenidos en el laboratorio del CURE, en ng/PUF.*

	ng/PUF					
	Blanco	2020	2021	2023-1	2023-2	LOQ
PCB101	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
PCB118	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
PCB138	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
PCB153	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
PCB180	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
PCB28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1

Tabla 4 - *Resultados de concentraciones de PBDEs obtenidos en el laboratorio del CURE, en ng/PUF.*

	ng/PUF					
	Blanco	2020	2021	2023-1	2023-2	LOQ
BDE28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
BDE47	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
BDE99	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
BDE100	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
BDE153	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
BDE154	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
BDE183	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1

5.3 Resultados obtenidos en laboratorio CSIC y datos de bibliografía

En el laboratorio del CSIC se determinaron concentraciones anuales durante el período diciembre 2019 - marzo 2023 de PCBs y PBDEs en el mismo sitio que las muestras analizadas en el CURE (Tablas 5 y 6).

La concentración de $\sum_6$PCB obtenida en este laboratorio estuvo en el rango de 1,6 a 19 ng/PUF. El PCB-101 fue el que presentó una mayor concentración en los tres años de muestreo. Sin embargo, el PCB-180 estuvo por debajo del LOQ (0,20 ng/PUF) durante todo el período. El PCB-28 también estuvo por debajo del LOQ (0,20 ng/PUF) durante 2021 y 2022.

Tabla 5 - *Resultados de concentraciones de PCBs obtenidos por el laboratorio CSIC en ng/PUF.*

	ng/PUF			
	2020	2021	2022	LOQ
PCB-28	0,64	n.d.	n.d.	0,20
PCB-52	4,9	0,79	0,39	0,20
PCB-101	7,8	1,8	0,56	0,25
PCB-153	2,7	0,78	0,37	0,25
PCB-138	2,6	0,7	0,31	0,25
PCB-180	n.d.	n.d.	n.d.	0,20
Σ_6 PCBs	19	4,1	1,6	

La Σ_7 PBDEs fue de 2,2 ng/PUF para el año 2020, mientras que para los dos siguientes fue 0,0 ng/PUF, en 2021 y 2022 todos los congéneres de PBDE analizados estuvieron por

debajo del LOQ (0,02 - 1,0 ng/PUF). En 2020, el BDE-183 presentó la concentración más alta (1,3 ng/PUF), mientras que el BDE-28 registró la más baja (0,022 ng/PUF).

Tabla 6 - *Resultados de concentraciones de PBDEs obtenidos por el laboratorio CSIC en ng/PUF.*

	ng/PUF			
	2020	2021	2022	LOQ
BDE-28	0,022	n.d.	n.d.	0,02
BDE-47	0,56	n.d.	n.d.	0,25
BDE-100	0,088	n.d.	n.d.	0,03
BDE-99	0,29	n.d.	n.d.	0,14
BDE-154	n.d.	n.d.	n.d.	0,16
BDE-153	n.d.	n.d.	n.d.	0,50
BDE-183	1,3	n.d.	n.d.	1,00
Σ_7 PBDEs	2,2	0,00	0,00	
BDE-209	4,2	6,8	5,2	

Según Li et al. (2012), la concentración atmosférica de Σ PCBs indicadores (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 152 y 180) se encuentra en un rango de 1,66 a 6,50 pg/m^3, con un promedio de 4,34 pg/m^3. La concentración de Σ_{14} PBDEs estuvo en un rango de 0,67 a 2,98 pg/m^3, con un valor promedio de 1,52 pg/m^3. Para poder comparar con los resultados de CSIC se convierten las unidades a ng/PUF, considerando que Li et al. utilizaron una tasa de muestreo de 14 m³/día y que el muestreo duró 62 días.

5.4 Variables climáticas

5.4.1 Temperatura del aire

El análisis de la temperatura del aire a lo largo del año en la BCAA revela un ciclo estacional definido, caracterizado por máximos durante el verano (enero, febrero y marzo) y mínimos en invierno (junio, julio y agosto). Los valores medios mensuales varían entre -7,3 °C y 0,4 °C, lo que refleja la influencia de la radiación solar estacional y de los patrones atmosféricos propios de la región antártica.

Entre 1948 y 2024, la temperatura media anual en la BCAA presentó una tendencia creciente estadísticamente significativa ($p < 0,05$) de aproximadamente 0,02 °C por año (Fig. 6), lo que indica un progresivo calentamiento en la región.

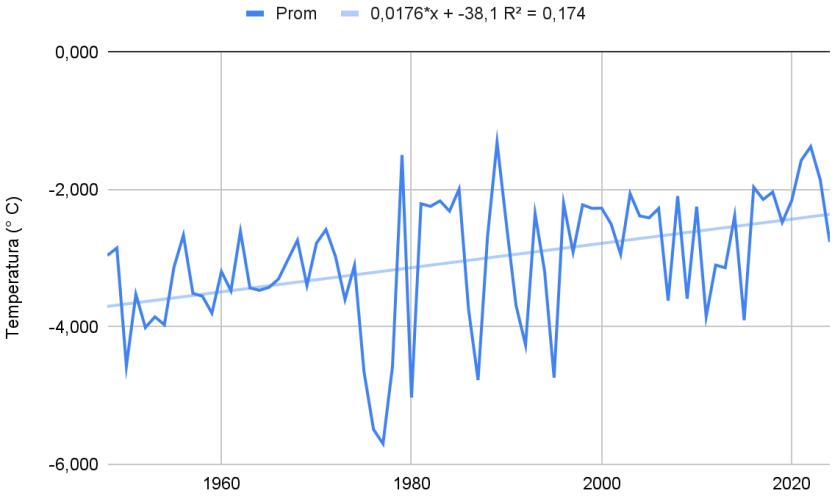


Figura 6 - *Tendencias de la temperatura del aire en la BCAA (1948 - 2024). Fuente: elaboración propia a partir de datos de reanálisis de NOAA.*

5.4.2 Precipitación

Según la climatología de precipitación para el periodo 1948 - 2024 (Fig. 7), el otoño (marzo, abril y mayo) es la estación más lluviosa. Los valores mínimos ocurren en verano, siendo esta la estación más seca.

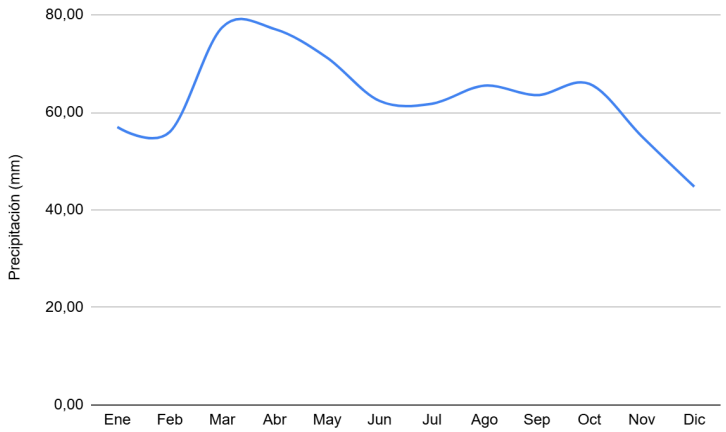


Figura 7 - *Ciclo estacional de la precipitación (1948 - 2024). Fuente: elaboración propia a partir de datos de reanálisis de NOAA.*

A lo largo de todo el período analizado, la precipitación registra una tendencia creciente estadísticamente significativa ($p < 0,05$), con un incremento estimado de aproximadamente 6 mm por año (Fig. 8).

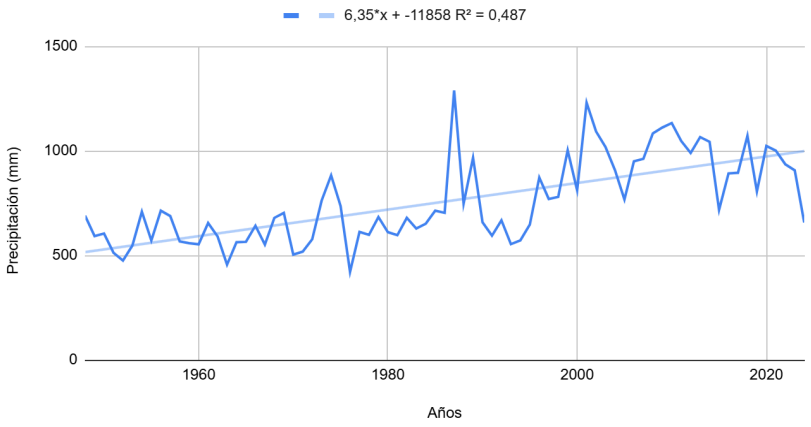


Figura 8 - *Tendencia del acumulado anual de precipitación líquida (lluvia). Fuente: elaboración propia a partir de datos de reanálisis de NOAA.*

Comparando datos de precipitación (lluvia) y nieve provenientes de observaciones meteorológicas de la Estación Frei (Fig. 9), se observa una tendencia positiva en las precipitaciones al igual que con los datos de reanálisis. Aunque los datos de nieve disponibles son limitados (2012 – 2024), se observa una tendencia negativa la cual podría deberse a la variabilidad interanual propia de una serie corta. Si la tendencia persiste en el tiempo, podría sugerir una mayor frecuencia de eventos de lluvia frente a nevadas.

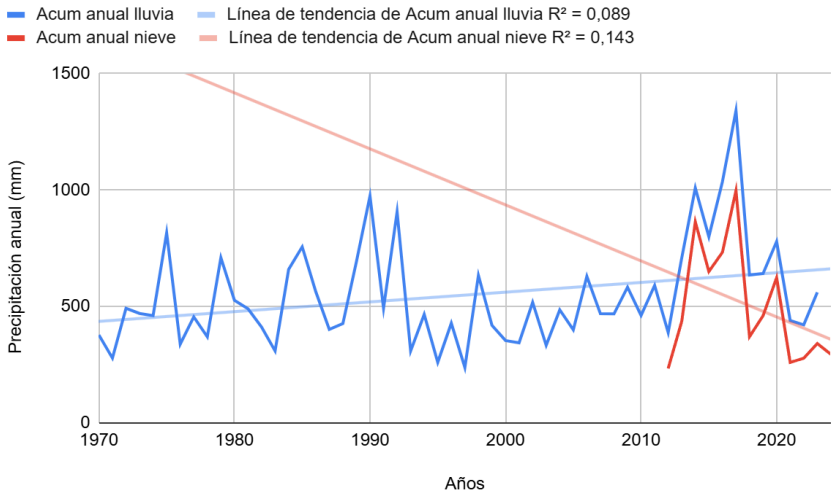


Figura 9 - *Variación interanual y tendencia de la lluvia (1970-2023) y nieve (2012-2024). Fuente: elaboración propia a partir de datos de la Estación Meteorológica Eduardo Frei Montalva.*

5.4.3 Viento

La rosa de los vientos correspondiente al sitio de estudio (Fig. 10) muestra que los vientos predominantes provienen mayormente del sector noroeste (NW) y oeste (W).

La distribución de velocidades indica que la mayoría de los vientos se concentran en el rango de 2,0 a 4,0 m/s y de 4,0 a 6,0 m/s, con eventos de mayor intensidad (superiores a 10

m/s) asociados principalmente a vientos proveninetes del W y NW. Este patrón refleja la influencia de la circulación atmosférica predominante en la región, caracterizada por sistemas de bajas presiones.

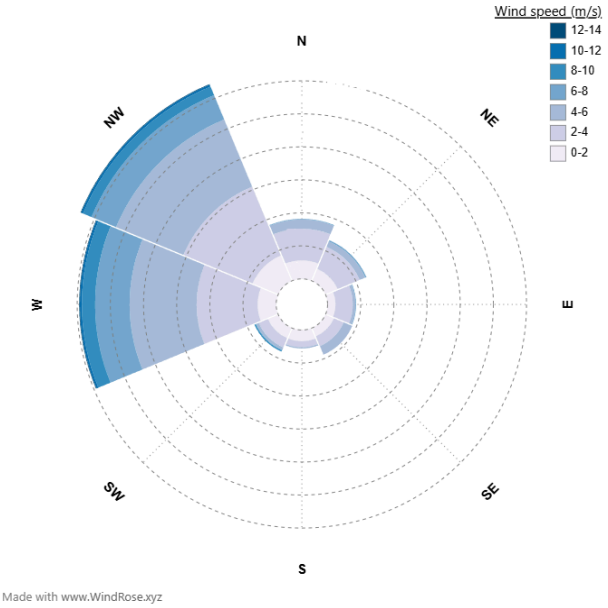


Figura 10 - *Representación de los patrones de vientos predominantes en el punto más cercano a BCAA en el reanálisis (1948 - 2024). Fuente: elaboración propia a partir de datos de reanálisis de NOAA utilizando Windrose.xyz*

5.4.4 Variabilidad interanual

La variabilidad climática comprende las variaciones del estado medio del clima y de otras estadísticas climáticas en diferentes escalas espaciales y temporales, originadas por procesos internos del sistema climático o por forzamientos externos naturales o antropogénicos (IPCC, 2013). Una de sus manifestaciones es la variabilidad interanual, que se expresa en las fluctuaciones de un año a otro de variables atmosféricas como la temperatura, precipitación y viento. Estas fluctuaciones reflejan cambios en la circulación atmosférica regional y en la frecuencia e intensidad de los sistemas meteorológicos, los cuales pueden modificar las condiciones ambientales predominantes durante los períodos de muestreo.

Los composites de anomalías de temperatura (Fig. 12) muestran para el período 2020 - 2023 anomalías predominantemente positivas sobre la isla Rey Jorge, indicando condiciones más cálidas que el promedio climatológico. En 2021 y 2022, la temperatura media anual se ubicó aproximadamente 1 °C por encima de la normal. En contraste, durante 2024 predominaron anomalías negativas.

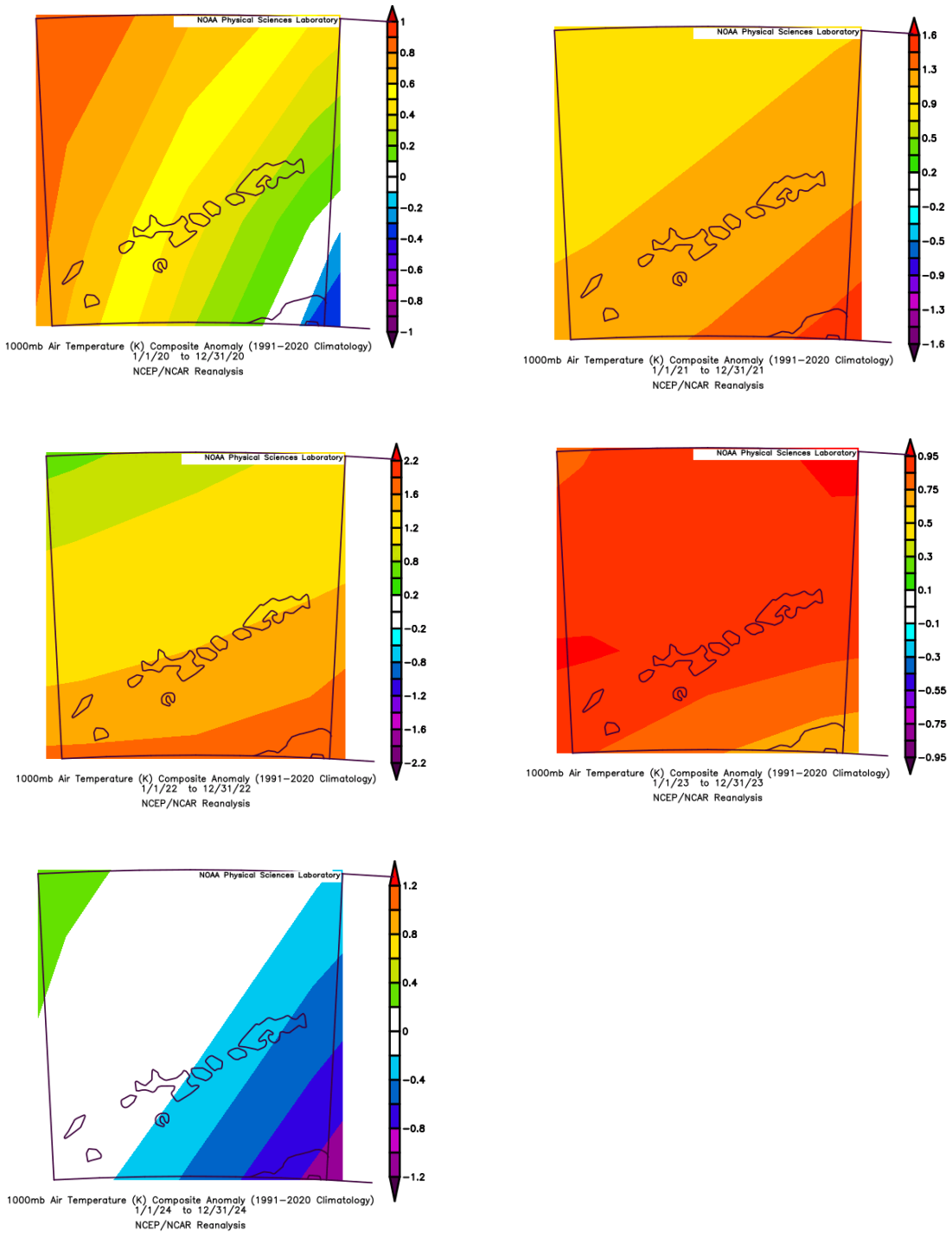


Figura 12 - *Anomalías de la temperatura media anual del aire a 2 m sobre las Islas Shetland del Sur durante el período del 1 de enero al 31 de diciembre de 2020, 2021, 2022, 2023 y 2024, calculada respecto a la climatología 1991–2020. Datos del reanálisis NOAA/NCEP*

Con respecto a la tasa de precipitación, los composites de anomalías (Fig. 13) revelan una variabilidad interanual durante el período de estudio. En los años 2020, 2021 y 2022 predominaron anomalías positivas sobre la isla Rey Jorge, indicando condiciones de precipitación superiores al promedio climatológico. En 2023 las anomalías fueron cercanas

a la normalidad, mientras que en 2024 predominaron anomalías negativas, reflejando un régimen de precipitación inferior al promedio.

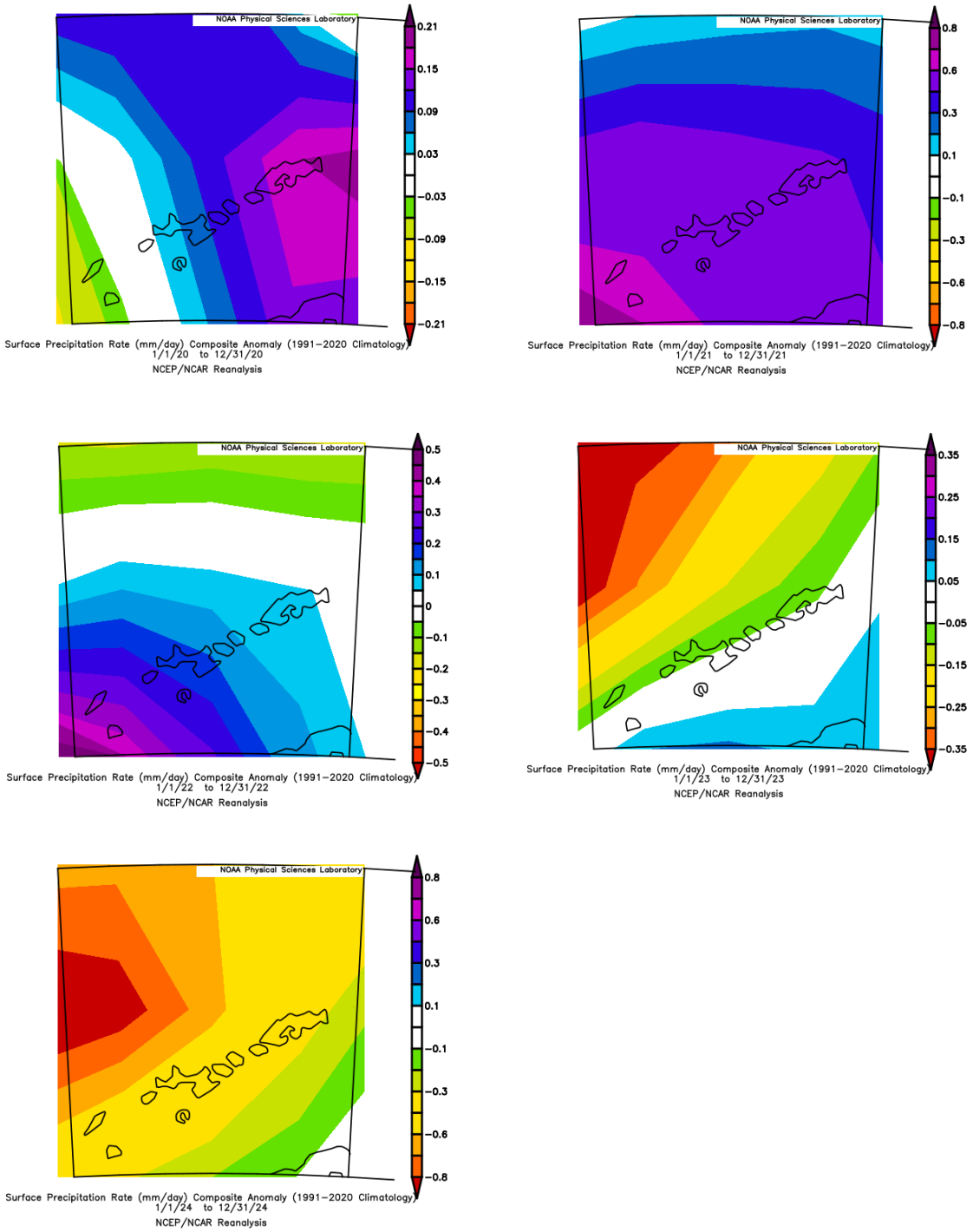


Figura 13 - *Anomalías de la tasa de precipitación sobre las Islas Shetland del Sur durante el período comprendido entre el 1 de enero y el 31 de diciembre de 2020, 2021, 2022, 2023 y 2024, respecto a la climatología 1991–2020. Datos del reanálisis NOAA/NCEP*

En la Figura 14 se observan los patrones de viento predominantes en el punto de reanálisis más cercano a la BCAA durante los distintos períodos de muestreo (cada rosa de los vientos abarca el período diciembre del año anterior a diciembre del año siguiente).



Figura 14 - *Representación anual de los patrones de vientos predominantes en el punto más cercano a BCAA en el reanálisis durante el período de muestreo. Fuente: elaboración propia a partir de datos de reanálisis de NOAA utilizando Windrose.xyz.*

En todos los períodos analizados se observa un predominio de vientos provenientes del NW. Este patrón anual es consistente con la climatología 1948 - 2024 (Fig. 10). En el período correspondiente a 2024, aunque el sector NW continuó siendo el más frecuente, se registró un aumento en la frecuencia de vientos provenientes del W, reflejando una mayor influencia de ese sector.

6. DISCUSIÓN

6.1 Marco legal

6.1.1 Convenio de Estocolmo

El Convenio de Estocolmo es la normativa internacional vigente que busca proteger la salud humana y el medio ambiente de los COPs, eliminando o reduciendo las emisiones de los mismos. Sin embargo, la producción y el uso global de productos químicos exceden la capacidad de los marcos regulatorios actuales para evaluar y gestionar de forma efectiva su uso seguro en un plazo razonable (Bengtson-Nash, S., 2024). El proceso de inclusión de los COPs al Convenio no es automático, ya que desde que postula un compuesto hasta que se incluye en uno de sus Anexos, se demoran años en ser prohibidos o restringidos, mientras tanto estos compuestos se liberan al ambiente con su consiguiente transporte, deposición y bioacumulación. Por ejemplo, aunque los PCBs fueron prohibidos en 2001 por el Convenio, el uso de equipos que contienen estos compuestos continúa hasta el final de su vida útil (Kallenborn et al., 2015). Como resultado, los PCBs siguen liberándose al ambiente a través de equipos o materiales aún en uso, así como por desechos. En la Antártida se siguen reportando concentraciones de PCBs (Hao et al., 2019; Luarte el al., 2024), principalmente cerca de las estaciones de investigación (Li et al., 2012), por lo cual para estos COPs la eficacia del Convenio de Estocolmo es menor que para otros contaminantes.

El Convenio entró en vigor con 12 COPs iniciales, pero la lista ha ido incrementando su cantidad con el correr de los años. En 2009, se agregaron 9 compuestos nuevos a la lista, siendo el año de mayor fortalecimiento en materia de prohibición. Para esa fecha ya se contaba con evidencia científica de que esos compuestos cumplían los criterios del Convenio. Según el primer Informe mundial de monitoreo en el marco del “Plan de Monitoreo Global para la evaluación de la eficacia” (UNEP, 2009) varias regiones del planeta ya contaban con un una línea de referencia de niveles de COPs en el aire y programas de monitoreo total o parcialmente adecuados.

El Convenio impulsó un notable incremento en la producción de conocimiento científico sobre las fuentes de COPs, sus rutas de transporte, niveles ambientales y efectos biológicos, entre otros aspectos (Hung et al., 2016; UNEP, 2017). Asimismo, promovió el desarrollo de proyectos internacionales que integra a universidades e institutos de investigación en la generación de datos esenciales para el GMP. En esta línea, en 2023 se puso en marcha el Programa de Monitoreo y Evaluación Antártico (AnMAP), bajo el marco del SCAR, con el propósito de establecer actividades de monitoreo sostenidas en la Antártida y aportar evidencias que respalden la formulación de políticas. Los expertos coinciden en que al trabajar dentro de un marco gubernamental, se asume la responsabilidad de responder a las necesidades de los tomadores de decisiones. En este contexto, se ha establecido una distinción entre las actividades de investigación científica y aquellas orientadas a la gestión, lo que se reconoce como monitoreo con fines de gestión (SCAR, 2024). Este tipo de monitoreo permite comparar tendencias a largo plazo y la efectividad de las medidas regulatorias.

La importancia de detectar estas sustancias en las regiones polares, donde no han sido utilizadas genera una fuerte evidencia de su persistencia y movilidad, lo que ayuda a impulsar y fortalecer las acciones regulatorias a nivel internacional. En este sentido, el Convenio de Estocolmo establece la prohibición y/o restricción de la producción y uso de determinados COPs; sin embargo, no contempla que debido a los efectos del cambio climático podrían liberarse COPs retenidos en el hielo y la nieve, introduciendolos nuevamente en el ambiente. Asimismo, si bien este Convenio se complementa con el Convenio de Basilea (sobre desechos peligrosos) y el Convenio de Róterdam (sobre comercio de químicos) no existe un abordaje integral del ciclo de vida de estas sustancias.

La creciente producción de sustancias persistentes obliga a repensar si el Convenio debe evolucionar hacia un marco más amplio que abarque también químicos emergentes que aún no han sido considerados en ninguna reglamentación.

6.1.2 Sistema del Tratado Antártico

La Antártida es un continente co-gobernado en conjunto entre varios Estados. Dentro del Sistema del Tratado Antártico se establecen una serie de acuerdos que mediante consulta y consenso, regulan las actividades humanas, protegen el medio ambiente y promueven la cooperación científica.

El origen del Tratado fue principalmente solucionar los reclamos territoriales de los primeros Estados que realizaban actividades en la Antártida, desde el punto de vista político tiene como característica que pone en suspenso o “congela” estas reclamaciones, lo que no implica que estos países tengan que renunciar a sus reclamos, sino que mientras que el tratado esté vigente ninguna actividad realizada en el continente puede ser usada como prueba de soberanía sobre el territorio. Sin embargo, hoy en día el Tratado se convirtió en un marco de cooperación internacional orientado a la promoción de la ciencia, la preservación del medio ambiente y el uso pacífico del continente. En este caso, la actividad científica tiene una doble función: la de avanzar en la generación de nuevos conocimientos y la de constituir un mecanismo de inclusión/exclusión, puesto que para ser miembro del Tratado Antártico y participar activamente en la gestión del continente, es requisito realizar y sostener la actividad científica.

De la gran variedad de principios que se aplican en el ámbito del derecho ambiental internacional, en el contexto antártico, se pueden destacar los de cooperación, prevención, precaución, conservación y uso sostenible, y el enfoque ecosistémico (Bastmeijer y Johnstone, 2021). Si bien estos principios no se mencionan ni describen explícitamente en los acuerdos del sistema del Tratado se ven reflejados en una serie de disposiciones.

El principio de cooperación promueve la gestión conjunta de la Antártida por parte de los Estados miembros del Tratado, fomentando la coordinación de la investigación científica y la protección ambiental mediante el intercambio de información, la realización de evaluaciones de impacto ambiental, campañas científicas conjuntas e inspecciones internacionales (Tratado Antártico, 1961: Artículo II; Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998: Artículo 6). Por su parte, el principio de prevención establece que las actividades deben planificarse y ejecutarse de manera que minimicen sus impactos sobre el medio ambiente antártico y sus ecosistemas, mediante la aplicación de

instrumentos como la evaluación de impacto ambiental y otras medidas de gestión previstas en el Protocolo de Madrid (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998: Artículo 3).

El principio de precaución, se refleja en que establece la regulación o prohibición de actividades con potencial riesgo ambiental antes de que se produzcan daños irreversibles, siendo la prohibición de la explotación minera uno de sus ejemplos más representativos (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998: Artículo 7). Finalmente, el principio de conservación y uso sostenible de los recursos naturales promueve que las actividades humanas se desarrollen sin comprometer el funcionamiento de los ecosistemas, priorizando la protección del medio ambiente y de los valores naturales de la Antártida (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998: Artículos 2 y 3; Bastmeijer y Johnstone, 2021).

Al igual que otros instrumentos del derecho internacional es necesario considerar el grado de compromiso asumido por cada una de las partes, cada país miembro del Tratado tiene sus propios objetivos y prioridades en cuanto a su presencia y permanencia en la Antártida.

El Protocolo de Madrid define un marco regulatorio para la protección del medio ambiente antártico, pero no contempla expresamente los efectos de la huella humana en el continente. El aumento sostenido de las actividades científicas y turísticas, junto con la infraestructura y operaciones logísticas asociadas, generan impactos que se intensifican progresivamente sobre los ecosistemas antárticos. Para proporcionar información sobre los posibles impactos ambientales de una actividad antes de su inicio, uno de los Anexos del Protocolo (Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, 1998) establece que debe realizarse una evaluación de impacto ambiental. El umbral determinado para autorizar una actividad es que tenga un “impacto menor o transitorio”, lo cual puede resultar un concepto muy amplio y subjetivo.

Desde la implementación del Protocolo, se han logrado algunas mejoras en la gestión de desechos, petróleo o aguas residuales por parte de programas antárticos nacionales individuales. Sin embargo, la insuficiente cooperación entre los diversos actores presentes en la región ha generado impactos acumulativos que requieren un enfoque de gestión más integral y a gran escala (Braun et al., 2012).

Con respecto a los COPs, solo se especifica en el Anexo III del Protocolo, en el artículo 7, la prohibición de ingreso de PCBs y pesticidas (aparte de aquellos que sean necesarios para fines científicos, médicos o higiénicos) al área del Tratado. Esta prohibición resulta en un sentido muy poco estricta, ya que literalmente no se prohíben productos ni materiales que contengan PCBs en su composición, ni tampoco hay un control exhaustivo sobre el cumplimiento de este artículo.

Dado su régimen de co-gobernanza, la Antártida per sé no es Parte del Convenio de Estocolmo, pero si lo son todos los Estados que tienen voz y voto en las RCTA, por lo que esta simultaneidad de ser parte de ambos acuerdos internacionales puede ser útil a la hora de establecer directrices relacionadas con los COPs en la Antártida.

6.2 Resultados CURE

La tasa de muestreo de los PUFs utilizados en este estudio es de 4 ± 2 m^3/día, lo suficientemente alta como para que las muestras tengan una resolución trimestral (y en algunos casos mensual). Normalmente, los discos PUFs se despliegan durante períodos de 2 - 3 meses, sin embargo en la BCAA tuvieron un despliegue anual, por lo que la fase de equilibrio se alcanzó mucho antes del tiempo en el cual se retiraron los muestreadores. Aunque el prolongado tiempo de exposición de los PUFs podría favorecer procesos de saturación y, en consecuencia, derivar en una subestimación de las concentraciones de los analitos, las bajas concentraciones reportadas en este estudio sugieren que este efecto no resulta significativo en las condiciones evaluadas.

Si bien el muestreo pasivo se ha utilizado ampliamente en diversas partes del mundo para el análisis de algunos COPs en el aire, ya que presenta ciertas ventajas sobre el muestreo activo, haciendo que el proceso de muestreo y preparación de las muestras sea más sencillo. Los muestreadores PUF se emplean como una alternativa económica y eficiente a los muestreadores activos de aire para medir contaminantes orgánicos volátiles. Para que el muestreo sea eficiente deben considerarse las tasas de muestreo, las cuales determinarán los tiempos recomendados de exposición. Las tasas de muestreo se pueden establecer mediante una calibración con muestreadores activos o utilizando modelos matemáticos (De Azevedo, 2021).

Una alternativa simple y eficiente para recolectar un volumen de aire suficiente que supere los límites de detección analítica son los muestreadores pasivos de aire tipo XAD-PAS. Estos se emplearon en la BCAA después del primer año de muestreo con PUFs, ya que permiten muestreos con resolución anual gracias a su alta capacidad de absorción, a pesar de su menor tasa de muestreo (~0,5 m^3/día), garantizando una captura lineal durante períodos prolongados (De Azevedo, 2021). Los XAD-PAS funcionan mediante la adsorción de contaminantes gaseosos en resina XAD-2, un copolímero de estireno-divinilbenceno (Wania et al., 2003), y consisten en un cilindro de malla de acero inoxidable relleno de resina suspendido dentro de una carcasa cilíndrica de acero inoxidable (Hao et al., 2019). En algunos casos, el muestreo anual resulta suficiente, especialmente cuando no se requiere información sobre la estacionalidad de los COPs en el aire y el objetivo principal es determinar tendencias a largo plazo.

Los muestreadores PUF y XAD son comparables siempre que el muestreo se realice dentro de la fase de captura lineal de cada dispositivo y que las concentraciones medias ponderadas en el tiempo de múltiples PUFs cubran el mismo período que los XAD (De Azevedo, 2021). Cabe destacar que los resultados de los muestreadores XAD en la BCAA aún no han sido analizados, por lo que está pendiente la comparación de resultados.

En el análisis de COPs, la cromatografía de gases acoplada a un detector de captura electrónica (GC-ECD) ha sido ampliamente utilizada debido a su alta sensibilidad para compuestos volátiles y semivolátiles. No obstante, este detector presenta limitaciones importantes cuando se trabaja con matrices ambientales y a bajas concentraciones, ya que la interferencia de matriz puede generar falsos positivos, lo que potencialmente conduce a una sobreestimación de compuestos como los OCPs (Liu et al., 2015).

En este estudio se realizó la cuantificación mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas con ionización química negativa (GC-NCI-MS), técnica que si bien presenta una menor sensibilidad relativa en comparación con GC-ECD, ofrece una mayor selectividad, esta característica permite reducir la probabilidad de falsos positivos. Si bien existen metodologías más avanzadas, como GC-NCI-MS/MS o GC-HR-MS (cromatografía de gases acoplada a la espectrometría de masas de alta resolución), que proporcionan mayor sensibilidad y selectividad, estas implican costos significativamente más elevados y una mayor complejidad operativa (Liu et al., 2015).

6.3 Resultados CSIC

Los resultados obtenidos para las concentraciones de los congéneres individuales, así como para Σ_6 PCBs (indicadores), determinados en el laboratorio del CSIC, muestran una tendencia decreciente a lo largo del tiempo, evidenciando una reducción progresiva en los niveles de estos contaminantes. La mayor concentración de Σ_6 PCBs se registró en el año 2020, mientras que para 2022 las concentraciones disminuyeron.

De manera similar, los PBDEs también presentaron una tendencia decreciente durante el período analizado. Varios congéneres individuales fueron detectados únicamente en las muestras de 2020.

Aunque el número de muestras fue acotado, esta tendencia en la disminución de las concentraciones de PCBs y PBDEs puede estar relacionada con la eficiencia de las medidas establecidas en el Convenio de Estocolmo, así como con la gestión de desechos y materiales utilizados en la BCAA.

Asimismo, es importante considerar que varios contaminantes del aire mostraron reducciones significativas y consistentes a nivel mundial en el contexto de la pandemia por SARS-CoV-2, ya que las restricciones a la movilidad y la reducción de actividades industriales generaron un efecto temporal en las emisiones antropogénicas (Bakola et al., 2022). En este sentido, los datos presentados en este trabajo pueden haber estado influenciados por las condiciones particulares asociadas a la pandemia.

6.4 Comparación resultados CURE y CSIC

En el laboratorio del CSIC se determinaron concentraciones de PCBs y PBDEs utilizando discos PUF expuestos en el mismo sitio y la misma cantidad de tiempo que las muestras analizadas en el CURE. Los muestreos comparables corresponden a los años 2020 y 2021.

Ambos muestreadores, al permanecer expuestos durante un año alcanzaron su fase de equilibrio, motivo por el cual se pueden subestimar las concentraciones reales de COPs en el aire, aunque como se mencionó anteriormente, el efecto de la prolongada exposición a tan bajas concentraciones puede ser cuestionable (Wania, 2003).

Las diferencias en los LOQs entre CSIC (0,02–1 ng/PUF) y CURE (1–5 ng/PUF) reflejan una mayor sensibilidad analítica en el primero, lo que puede influir en la detección de concentraciones más bajas en las muestras. La metodología analítica utilizada en CSIC se basó en un análisis mediante GC/HRMS, utilizando la dilución isotópica como método de

cuantificación (Ministerio de Ambiente, Laboratorio Tecnológico del Uruguay y Ministerio de Salud Pública, 2023).

Otra posible causa en la diferencia en los resultados podría estar relacionada con el tiempo transcurrido entre la toma y el análisis de las muestras. En el CSIC, los PUFs fueron analizados mucho antes que en el CURE, por lo que el mayor tiempo de almacenamiento previo al análisis podría haber afectado la integridad de las muestras o la estabilidad de los compuestos analizados.

6.4.1 OCPs

Debido a que no se cuenta con la información correspondiente a los análisis de OCPs en CSIC no es posible realizar una comparación con los resultados del CURE.

El único OCP que se detectó en el CURE por encima del LOQ fue el Aldrín, un pesticida organoclorado sintético que se utilizó como insecticida de amplio espectro en suelos para la protección de cultivos alimentarios (Honeycutt y Shirley, 2014) y también en campañas de salud pública para combatir vectores de enfermedades (De Azevedo, 2021).

El uso de Aldrín ha sido restringido, principalmente en la agricultura, por varios países desde principios de la década de 1970 (De Azevedo, 2021) y fue uno de los primeros COPs incluido en el Convenio de Estocolmo. Sin embargo, en la Antártida se ha detectado Aldrín en suelo y sedimentos (Yilmaz et al., 2025), en hielo (Hermanson et al., 2021), en líquenes (Zhang et al., 2015) y en aire (Wang et al., 2018).

El Aldrín es volátil y se degrada fácilmente por mecanismos biológicos o abióticos (fotólisis) a Dieldrín, el cual es significativamente más persistente en el ambiente. Por lo tanto, también se espera la presencia de Dieldrín en ambientes donde está presente el Aldrín (Yilmaz et al., 2025). Las concentraciones de Dieldrín en el ambiente suelen ser mayores de lo que se esperaría únicamente por su uso directo (De Azevedo, 2021). Sin embargo, esto no se ve reflejado en los resultados obtenidos en el CURE, donde el Dieldrín se encuentra por debajo del LOQ. Al no contar con los resultados de CSIC no se puede determinar si ocurre lo mismo con las muestras analizadas en dicho laboratorio. La causa por la cual no se detecta Dieldrín (Pv $5{,}89 \times 10^{-6}$ mm Hg a 25 ºC) puede ser que al tener una menor volatilidad que el Aldrín (Pv $1{,}2 \times 10^{-4}$ mm Hg a 25 ºC), sea menos probable encontrarlo en el aire, la menor volatilidad favorece la deposición en el suelo o en la nieve (Hageman et al., 2006).

Dado que período de muestreo coincide con el inicio de la pandemia por SARS-CoV-2, las restricciones de movilidad, incluyendo la suspensión de desplazamientos de personal y cese de las actividades en las distintas estaciones de investigación, así como la interrupción del turismo antártico (INACH, s.f.) pudieron generar un impacto positivo en la contaminación, disminuyendo las concentraciones de COPs en el aire.

6.4.2 PCBs

Los resultados de PCBs obtenidos en el CURE se encuentran todos por debajo del LOQ (1 ng/PUF). Mientras que los resultados de CSIC en 2020 muestran concentraciones de 4 congéneres de PCB más altas que el LOQ del método utilizado en CURE (entre 2,6 y 7,8 ng/PUF). Por lo cual, aunque el PUF se hubiera saturado, era esperable encontrar una mayor concentración de dichos congéneres en la muestra analizada en el CURE.

Si bien los PCBs fueron prohibidos a finales de la década de los 70 y fueron de los primeros compuestos en incluirse en el Anexo A del Convenio de Estocolmo en 2001, estos compuestos se siguen reportando en distintas matrices en la Antártida. Los mismos son introducidos al ambiente por fuentes primarias (fugas de antiguos transformadores y capacitores, descartes de materiales contaminados como pinturas antiguas, materiales de construcción, aceites lubricantes, etc) y secundarias (resuspensión de sedimentos, fugas en vertederos, vertido de lodos de aguas residuales y transporte atmosférico de largo alcance). Las liberaciones pueden ser accidentales así como prácticas inadecuadas de descarte.

Además de las posibles fuentes locales de PCBs (provenientes de las estaciones de investigación), el que se detecten estos compuestos en las regiones polares es una fuerte evidencia de LRAT. En general, los congéneres más ligeros pueden transportarse eficientemente a larga distancia, ya que son menos susceptibles a la deposición. Igual así, cuando se depositan en sistemas terrestres o cuerpos de agua, los congéneres ligeros tienen mayor probabilidad de sufrir emisión secundaria, volatilizando nuevamente al aire (Gambaro et al., 2005).

Según los resultados de CSIC, la Σ_6 PCBs disminuyó considerablemente (de 19 a 1,6 ng/PUF). Esto coincide con Luarte et al. (2023), quienes en su estudio de niveles de COPs en la atmósfera antártica a lo largo del tiempo (1980 a 2021) encontraron una tendencia decreciente de PCBs.

6.4.3 PBDEs

Según los resultados de CSIC sobre las concentraciones de PBDEs, solo en 2020 se encontraron algunos congéneres, mientras que los resultados del CURE se encuentran todos por debajo del LOQ (1 ng/PUF). Sin embargo, los resultados de este año podrían ser comparables ya que los resultados de CSIC se encuentran por debajo del LOQ del CURE. En 2020 y 2021 ambos laboratorios coinciden en los resultados.

Aunque los PBDEs están prohibidos por el Convenio de Estocolmo, todavía existen emisiones continuas al ambiente debido a la presencia de un gran stock de productos industrializados aún en uso que contienen estos compuestos en su constitución. Así, la prohibición de la producción y uso de los PBDEs no impide su aporte ambiental lento y difuso (De Azevedo, 2021).

6.5 Relación COPs con variables climáticas

La atmósfera es una vía importante de entrada de sustancias químicas a las regiones polares, ya que a través de este medio, la llegada a la Antártida desde las regiones fuentes puede ocurrir en días o semanas, siendo la vía más rápida en comparación con las corrientes oceánicas. Las regiones polares son de especial interés porque los COPs pueden ser transportados mediante sucesivos ciclos de volatilización y deposición desde zonas templadas hacia zonas más frías, donde tienden a depositarse (Wania y Mackay, 1993, 1996).

En este trabajo se utilizaron datos de distintas variables atmosféricas que influyen en el transporte, volatilización, posible reemisión y deposición de COPs. Los datos se obtuvieron de reanálisis, los cuales se construyen de la combinación de observaciones meteorológicas pasadas (in situ y satelitales) con modelos numéricos globales atmosféricos, de modo de estimar las condiciones meteorológicas del pasado con la mayor precisión posible. Este tipo de datos se vuelve de gran importancia particularmente en la Antártida, ya que los datos in situ son relativamente limitados debido a la reducida red de estaciones de observación.

Según Halsall et al. (1999), se ha informado evidencia de estacionalidad en las concentraciones atmosféricas para muchos COPs, sin embargo, en este trabajo, debido a que los muestreos fueron anuales no es posible establecer alguna correlación con el comportamiento estacional de las distintas variables y así revelar patrones temporales específicos. A partir de estos patrones es posible identificar, por ejemplo, en qué estaciones del año se registran las concentraciones máximas y mínimas, así como evaluar si están influenciadas por variaciones estacionales en la circulación atmosférica

6.5.1 Temperatura del aire

Cuando el aire pasa sobre superficies frías o poco contaminadas, los compuestos orgánicos volátiles tienden a depositarse en el suelo. Como consecuencia, las concentraciones en el aire permanecen bajas y estables. Cuando las superficies terrestres se calientan durante el verano y re-evaporan el material depositado, pueden ocurrir ciclos de concentración inducidos por la temperatura (Wania et al., 1998). Las anomalías positivas observadas en la BCAA en la última década, posiblemente asociadas al aumento de temperatura regional vinculado a cambios en la circulación atmosférica y a la reducción de la extensión del hielo marino (NASA, s.f.), pueden generar un aumento de la reemisión de COPs a la atmósfera, sin embargo, esto no se vió reflejado en los resultados obtenidos en el laboratorio (ni CURE, ni CSIC).

La temperatura juega un papel primordial en los procesos de condensación/volatilización que involucran fuentes secundarias de contaminación, a las cuales debemos prestarle mayor atención ahora que las fuentes primarias han sido en gran medida reducidas por el Convenio de Estocolmo (Gambaro et al., 2005). El aumento de temperatura produce derretimiento del manto nival acumulado durante el otoño e invierno, liberando contaminantes al agua de mar, lo que se traduce en un aumento de las concentraciones.

Según Wania et al. (1998), la temperatura también juega un rol importante en el transporte atmosférico, con los resultados obtenidos en este trabajo no es posible determinar si existe relación entre la temperatura y la distancia de la fuente de emisión de los contaminantes.

En particular para los PCBs, Gambaro et al. (2005) encontraron que la tendencia estacional no se relaciona significativamente con los cambios estacionales de temperatura. Mientras, un aumento de 1 °C en la temperatura del aire podría incrementar los niveles atmosféricos actuales de PCBs entre 21 y 45 % (Cabrerizo et al., 2013). Por lo tanto, la Antártida occidental tiene el potencial de convertirse en un sumidero neto de COPs.

6.5.2 Precipitación

La deposición húmeda es una de las principales vías de entrada de COPs en las regiones polares. La lluvia y la nieve eliminan de forma muy eficiente los COPs presentes en la atmósfera, y puede amplificar las concentraciones de COPs en otros compartimentos ambientales, como el agua de mar, suelos, glaciares, etc (Casas, et al., 2021).

A pesar de que los niveles de COPs se encuentran por debajo del LOQ, el aumento de las precipitaciones podría tener dos efectos contrapuestos: por un lado, favorecer la deposición húmeda, reduciendo la concentración de los compuestos en el aire; y por otro, favorecer la remoción y transporte de contaminantes previamente depositados en suelos, hielo o nieve hacia sistemas acuáticos locales o hacia el agua del mar.

Sin embargo, durante el período de estudio no fue posible evidenciar una relación clara entre las anomalías positivas de precipitación y las concentraciones atmosféricas de COPs. Esto puede deberse a que la eficiencia de la deposición húmeda depende, en primer lugar, de la disponibilidad de contaminantes en la atmósfera. Asimismo, el uso de valores anuales de precipitación puede no reflejar adecuadamente la influencia de eventos individuales de deposición húmeda, los cuales podrían ejercer un efecto más directo sobre las concentraciones atmosféricas de COPs.

Dado que la nieve es significativamente más eficiente que la lluvia en la captura de COPs de la atmósfera (Casas et al., 2021), si continúa la tendencia hacia una disminución de las nevadas, en el futuro, podría reducirse la eficiencia de deposición atmosférica de estos compuestos. Esto implicaría una mayor permanencia de COPs en la atmósfera, generando un efecto contrario a la tendencia que se espera con respecto al comportamiento de los COPs con la lluvia.

Según Casas et al. (2021) la deposición por lluvia en comparación con la nieve, ha recibido menor atención. Sin embargo, según las tendencias en el aumento de las lluvias será necesario estudiar más en detalle la correlación de esta variable con las concentraciones de COPs.

6.5.3 Viento

El patrón de circulación atmosférica durante los años de muestreo es consistente con la climatología regional (1948 - 2024) y refleja la influencia de los vientos del oeste o *westerlies*, característicos de las latitudes subpolares del hemisferio sur.

En el contexto del transporte de contaminantes, la dirección e intensidad del viento son factores que condicionan el desplazamiento y la dispersión de los COPs. Durante el período de estudio predominó un flujo del NW – W, asociado principalmente al ingreso de masas de aire de origen oceánico, caracterizado por bajas concentraciones de contaminantes, en contraste con vientos continentales provenientes de zonas más pobladas e industrializadas, que podrían transportar aire con mayor carga de COPs. No obstante, una fracción de las masas de aire que alcanzan la región puede presentar influencia continental tras haber atravesado el extremo sur de Sudamérica (Montone et al., 2003; Pozo et al., 2014).

Si bien se ha sugerido que el LRAT desde otros continentes es la principal fuente de COPs en la Antártida, algunos estudios indican que esta vía de transporte no es eficiente debido a los fuertes vientos del oeste en las latitudes medias (40 - 60° S), los cuales aíslan el continente durante el invierno (Pozo et al., 2014).

Dado que las concentraciones determinadas en el CURE se encontraron por debajo del LOQ, los aportes recientes de COPs por vía atmosférica no pudieron ser cuantificados durante el período de estudio. Estos resultados sugieren que el área de estudio no estaría siendo influenciada de manera significativa por masas de aire con elevadas cargas de contaminantes provenientes de latitudes medias, lo que podría atribuirse a una importante dilución y dispersión de los contaminantes antes de alcanzar la Isla Rey Jorge o a una remoción eficiente durante su transporte mediante procesos de deposición.

Es importante considerar que el transporte atmosférico hacia la Antártida es altamente estacional, y que los muestreos anuales no permiten identificar eventos puntuales de transporte con alta carga de contaminantes, los cuales podrían tener relevancia ambiental.

7. CONCLUSIONES

A partir de los resultados y del estado actual del conocimiento, se concluye que el presente antecedente tiene un carácter preliminar, constituyendo una primera aproximación en Uruguay a la temática abordada. Este trabajo sienta las bases para futuras investigaciones, permitiendo identificar líneas de profundización, ajustes metodológicos y el desarrollo de estudios de mayor alcance que consoliden evidencia a nivel nacional.

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la evolución de OCPs, PCBs y PBDEs en aire de la Isla Rey Jorge, Antártida. Para ello, se analizaron muestras anuales de aire recolectadas mediante PUFs en la BCAA durante el período 2019 – 2024. En la mayoría de los compuestos, las concentraciones obtenidas se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método, con la excepción del pesticida Aldrín, siendo el único compuesto detectado. Con el fin de comparar resultados se consideraron los análisis de muestras

recolectadas en el mismo sitio y período temporal realizados en un laboratorio de referencia (CSIC) para Latinoamérica y el Caribe.

Los resultados de CSIC evidencian una tendencia a la disminución en los niveles atmosféricos de PCBs y PBDEs, lo que es consistente con la reducción global en el uso y producción de COPs debido al Convenio de Estocolmo. Sin embargo, esta tendencia a la baja se puede contrarrestar con fuentes secundarias, como la reemisión de COPs a la atmósfera desde suelos, nieve y hielo debido al calentamiento y deshielo causados por el cambio climático. Aunque los resultados obtenidos en este trabajo se encuentran por debajo del límite de cuantificación, son coherentes con dicho patrón decreciente.

Para comprender y predecir las tendencias pasadas, presentes y futuras de los COPs en el medio ambiente, es necesario considerar tanto las emisiones primarias como las reemisiones. El equilibrio actual entre las fuentes primarias y secundarias para determinar la exposición global a los COPs no es fácil de evaluar, ya que las tasas de emisión de ambos tipos siguen siendo muy inciertas.

Al sur de los 60° S, todas las actividades humanas están reguladas por el Sistema del Tratado Antártico. Sin embargo, el aumento de las actividades científicas y turísticas en la Antártida inevitablemente contribuyen a la contaminación ambiental localizada. Aunque la mayor entrada de COPs a las regiones polares es debida al transporte atmosférico de largo alcance.

El análisis exploratorio no permitió identificar relaciones concluyentes entre las concentraciones de COPs y las variables climáticas analizadas. El tamaño reducido de muestras y el hecho de que la mayoría de las concentraciones se encontraran por debajo LOQ limitaron la posibilidad de detectar asociaciones robustas. Dado que los muestreos fueron anuales y las condiciones climáticas tienen una alta variabilidad estacional tampoco fue posible establecer patrones temporales. En este contexto, los resultados deben interpretarse como una primera aproximación exploratoria y constituyen una base para futuros estudios que incorporen una mayor resolución temporal y un período de monitoreo más prolongado.

A pesar de que la sensibilidad del método utilizado en CURE es menor a la de CSIC, los resultados obtenidos en este trabajo constituyen un aporte relevante para comprender el comportamiento atmosférico de contaminantes, reforzando la importancia de considerar variables ambientales en regiones sensibles al cambio climático.

8. APORTES PARA LA GESTIÓN

- Se sugiere que los programas nacionales antárticos, en colaboración con otras instituciones, amplíen sus capacidades de monitoreo de COPs y otros contaminantes emergentes en la Antártida para fortalecer la información existente. Es necesario establecer un monitoreo periódico y redes de monitoreo a largo plazo (>10 años), utilizando metodologías estandarizadas para el muestreo y las determinaciones analíticas. Para que las mediciones sean sostenidas en el tiempo, las estrategias de

monitoreo deben ser simples y con bajos costos logísticos y financieros asociados. Se pueden utilizar muestreadores anuales de XAD-2 o PUFs con su recambio cada 3 o 4 meses. Es importante también, disminuir los límites de cuantificación y detección analíticos y optimizar recursos.

- Es relevante establecer un número suficiente de sitios de muestreo para sacar conclusiones generales sobre las tendencias de los contaminantes. Los nuevos programas de vigilancia química pueden beneficiarse de las lecciones aprendidas de otros programas de larga data, como por ejemplo los coordinados por el Programa de Monitoreo y Evaluación del Ártico (AMAP).

- Generar estrategias para integrar a los programas de monitoreo otras disciplinas además de la química, como por ejemplo la meteorología, con el fin de utilizar modelos atmosféricos para la determinación de las fuentes y trayectorias de los contaminantes.

- Priorizar la investigación para comprender cómo se comportan los productos químicos en un clima antártico cambiante.

- Incorporar en el Protocolo de Madrid la prohibición o el "retiro gradual" de algunos productos químicos, principalmente de las estaciones de investigación y proporcionar sustitutos que sean igualmente efectivos, económicos, pero más degradables y menos persistentes.

- Eliminar la quema al aire libre y vertederos de desechos de las estaciones de investigación que aún sigan con estas prácticas y mejorar los protocolos de monitoreo y control ambiental en las inmediaciones de las estaciones.

- Reducir la brecha entre la generación de conocimiento científico y su aplicación en políticas o prácticas, la experiencia y el conocimiento tienen un valor limitado si se confinan al ámbito académico o institucional; deben ser comunicados de manera efectiva a los responsables de políticas, gestores y al público.

- Dado que ningún país cuenta individualmente con los recursos ni la capacidad técnica suficientes para lograr el progreso necesario, la cooperación internacional resulta fundamental. Las acciones coordinadas en la Antártida constituyen un modelo de colaboración global, demostrando que la responsabilidad compartida puede impulsar avances significativos en la ciencia polar y en la protección del ambiente.

9. BIBLIOGRAFÍA

Ahrens, D. y Henson R. (2020). Air Pollution en *Meteorology Today: An Introduction to Weather, Climate, and the Environment* (13 ed., 551 - 580). Cengage.

Anzano, J., Abás, E., Marina-Montes, C., del Valle, J., Galán-Madruga, D., Laguna, M., Cabredo, S., Pérez-Arribas, L.-V., Cáceres, J. y Anwar, J. (2022) A Review of Atmospheric Aerosols in Antarctica: From Characterization to Data Processing. *Atmosphere, 13,* 1621. https://doi.org/10.3390/ atmos13101621

Arellano, L. (2013) Mecanismos de deposición de contaminantes orgánicos persistentes en zonas remotas de Europa. [Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona]. http://hdl.handle.net/2445/49278

Balay, F. (2023). Caracterización del régimen climático de la Isla Rey Jorge (Islas Shetland del Sur, Antártida). [Tesis de maestría, Universidad de la República]. https://www.colibri.udelar.edu.uy

Bakola, M., Hernandez Carballo, I., Jelastopulu, E., y Stuckler, D. (2022). The impact of COVID-19 lockdown on air pollution in Europe and North America: A systematic review. *European Journal of Public Health, 32*(6), 962–968. https://doi.org/10.1093/eurpub/ckac118

Barrie. L, Falck, E., Gregor, D. J. et al (1998) La influencia de los procesos físicos y químicos en el transporte de contaminantes hacia y dentro del Ártico. En Gregor DJ, Loeng H, Barrie L (eds) *Informe de evaluación AMAP: problemas de contaminación ártica.* Programa de Monitoreo y Evaluación del Ártico (AMAP), Oslo, págs. 25-115

Bastmeijer, K. y Johnstone, R. (2021). Environmental protection in the Antarctic and the Arctic: The role of international law. En Research handbook on international environmental law (pp 459–497).

Bengtson-Nash, S., Wild, S., Hawker, D. W., Cropp, R., Hung, H., Wania, F., Xiao, H., Bohlin-Nizzetto, P., Bignert, A. y Broomhall, S. (2017). Persistent Organic Pollutants in the East Antarctic Atmosphere: Inter-Annual Observations from 2010-2015 Using High-Flow-Through Passive Sampling. *Environmental Science & Technology, 51*(23), 13929–13937. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04224

Bengtson-Nash, S., Wild, S., Broomhall, S.y Bohlin-Nizzetto, P. (2021) Brominated Flame Retardants in Antarctic Air in the Vicinity of Two All-Year Research Stations. *Atmosphere, 12*(6), 688 . https://doi.org/10.3390/atmos12060668

Bengtson-Nash, S. (2024, Octubre 3-4). *Contaminants in Antarctica; Building a Framework for Policy Advice* [Sesión de workshop]. International Workshop on Monitoring Chemical Pollution in Antarctica -Tackling future Challenges together, Siena, Italy. https://documents.ats.aq/ATCM47/att/ATCM47_att044_e.pdf

Bogdal, C.; Scheringer, M.; Abad, E.; Abalos, M.; van Bavel, B.; Hagberg, J. y Fiedler, H. (2013). Worldwide distribution of persistent organic pollutants in air, including results of air monitoring by passive air sampling in five continents. *TrAC Trends in Analytical Chemistry, 46*(), 150–161. https://doi.org/10.1016/j.trac.2012.05.011

Braun , C., Mustafa , O., Nordt , A., Pfeiffer , S., y Peter , H.-U. (2012). Environmental monitoring and management proposals for the Fildes Region, King George Island, Antarctica. *Polar Research, 31*. https://doi.org/10.3402/polar.v31i0.18206

Cabrerizo, A., Dachs, J., Barceló, D., & Jones, K. C. (2013). Climatic and Biogeochemical Controls on the Remobilization and Reservoirs of Persistent Organic Pollutants in Antarctica. *Environmental Science & Technology, 47*(9), 4299–4306. https://doi.org/10.1021/es400471c

Casas, G., Martinez-Varela, A., Vila-Costa, M., Jiménez, B. y Jordi Dachs, J. (2021). Rain Amplification of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology 55*(19), 12961-12972. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03295

Cavanagh, R.D., Melbourne-Thomas, J., Grant, S.M., Barnes, D.K.A., Hughes, K.A., Halfter, S., Meredith, M.P., Murphy, E.J., Trebilco, R. y Hill, S.L. (2021) Future Risk for Southern Ocean Ecosystem Services Under Climate Change. *Front. Mar. Sci. 7:615214*. https://doi.org/10.3389/fmars.2020.615214

Cipro C., Taniguchi, S. y Montone, R. (2017). Organic Pollutants in Snow and Seasonal Melting Water from King George Island, Antarctica*. Water, Air, & Soil Pollution, 228*(4), 149–. https://doi.org/10.1007/s11270-017-3325-5

Comité Científico de Investigaciones Antárticas (SCAR). (s.f.). Recuperado el 31/03/24 de https://scar.org/

Comité Científico de Investigaciones Antárticas (SCAR). (2024). *International Workshop on Monitoring Chemical Pollution in Antarctica – Tackling future Challenges together: Workshop Report* [Informe de taller]. https://documents.ats.aq/ATCM47/att/ATCM47_att044_e.pdf

Consejo de Administradores de Programas Antárticos Nacionales (COMNAP). Recuperado el 05/02/24 de https://www.comnap.aq/

Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de residuos peligrosos y su eliminación. (1989) Recuperado el 02/10/25 de https://www.basel.int/

Convenio de Rotterdam sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo para determinados productos químicos y plaguicidas peligrosos en el comercio internacional (1998). Recuperado el 02/10/25 de https://www.pic.int/

Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. (2019) Recuperado

el 02/10/25 de https://chm.pops.int

Corsolini, S., Baroni, D., Martellini, T., Pala, N. y Cincinelli, A. (2019). PBDEs and PCBs in terrestrial ecosystems of the Victoria Land, Antarctica. *Chemosphere, 231*(), 233–239. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.126

De Azevedo, Amaro (2021). *Microcontaminantes orgânicos na atmosfera da América Latina* [Tesis de doctorado]. Universidade Federal do Rio Grande

Faroon, O. y Olson, J. (2000). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). U.S. Department of Health & Human Services. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK587429/

Ferron, F.; Simões, J.; Aquino, F. y Setzer, A. (2004). Air temperature time series for King George Island, Antarctica. *Pesquisa Antártica Brasileira, Vol*. 4: 155-169. https://doi.org/10.31789/pab.v4n1.012

Fuoco R. y Giannarelli S. (2019). Integrity of aquatic ecosystems: An overview of a message from the South Pole on the level of persistent organic pollutants (POPs). *Microchemical Journal*, *148*(), 230-239. https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.04.076

Galbán Malagón, C. (2013) *Biogeochemical controls of the transport and cycling of persistent organic pollutants in the polar oceans.* [Tesis Doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya]. http://hdl.handle.net/10803/129733

Galbán Malagón, C., Del Vento, S., Cabrerizo, A. y Dachs, J. (2013). Factors affecting the atmospheric occurrence and deposition of polychlorinated biphenyls in the Southern Ocean. *Atmospheric Chemistry and Physics, 13(23), 12029–12041.* https://doi.org/10.5194/acp-13-12029-2013

Galbán Malagón, C., Gómez-Aburto, V. A., Hirmas-Olivares, A., Luarte, T., Berrojalbiz, N. y Dachs, J. (2023). Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and Dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE) levels in air and surface sea waters along the Antarctic Peninsula. *Marine pollution bulletin, 197*, 115699. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115699

Gambaro, A., Manodori, L., Zangrando, R., Cincinelli, A., Capodaglio, G., y Cescon, P. (2005). Atmospheric PCB Concentrations at Terra Nova Bay, Antarctica. *Environmental Science & Technology, 39*(24), 9406–9411. https://doi.org/10.1021/es0510921

Giannarelli, S., Onor, M., Abete, C., Termine, M. y Fuoco, R. (2019). Effect of altitude and distance from the sea on fractionation processes of Persistent Organic Pollutants (POPs) associated to atmospheric aerosol from Ross Sea to Dome C, Antarctica. *Microchemical Journal,149*(). https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.05.012

Hageman, Kimberly J.; Simonich, Staci L.; Campbell, Donald H.; Wilson, Glenn R. y

Landers, Dixon H. (2006). Atmospheric Deposition of Current-Use and Historic-Use Pesticides in Snow at National Parks in the Western United States. *Environmental Science & Technology, 40*(10), 3174–3180. doi:10.1021/es060157c

Hageman, K., Bogdal, C. y Scheringer, M. (2015). Long-Range and Regional Atmospheric Transport of POPs and Implications for Global Cycling. En *[Comprehensive Analytical Chemistry] Persistent Organic Pollutants (POPs): Analytical Techniques, Environmental Fate and Biological Effects* Volume 67(), 363–387. https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63299-9.00011-9

Halsall, C. J., Gevao, B., Howsam, M., Lee, R. G. M., Ockenden, W. A., y Jones, K. C. (1999). Temperature dependence of PCBs in the UK atmosphere. *Atmospheric Environment, 33*(4), 541–552. https://doi.org/10.1016/s1352-2310(98)00288-x

Hao, Y., Li, Y., Han, X., Wang, T., Yang, R., Wang, P., Xiao, K., Li, W., Lu, H., Fu, J., Wang, Y., Shi, J., Zhang, Q. y Jiang, G. (2019). Air monitoring of polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in West Antarctica during 2011–2017: Concentrations, temporal trends and potential sources. *Environmental Pollution, 249*(), 381–389. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.039

Hermanson, M. H., Isaksson, E., Hann, R., Ruggirello, R. M., Teixeira, C., & Muir, D. C. G. (2021). Historic atmospheric organochlorine pesticide and halogenated industrial compound inputs to glacier ice cores in Antarctica and the Arctic. *ACS Earth and Space Chemistry, 5*(9), 2534–2543. https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.1c00211

Honeycutt, M. y Shirley, S. (2014). Encyclopedia of Toxicology || Aldrin, (), 126–129. https://doi.org/10.1016/b978-0-12-386454-3.00094-4

Hung, H., Katsoyiannis, A. A., y Guardans, R. (2016). *Ten years of global monitoring under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs): Trends, sources and transport modelling*. *Environmental Pollution, 217*, 1–3. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.035

Instituto Antártico Chileno (INACH). (s.f.). Recuperado el 30/12/25 de https://www.inach.cl/

IPCC, 2013. Annex III: Glossary [Planton, S. (ed.)]. En: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Kallenborn, R., Breivik, K., Eckhardt, S., Lunder, C. R., Manø, S., Schlabach, M. y Stohl, A. (2013) Long-term monitoring of persistent organic pollutants (POPs) at the Norwegian Troll station in Dronning Maud Land, Antarctica. *Atmos. Chem. Phys., 13*(), 6983–6992. https://doi.org/10.5194/acp-13-6983-2013

Kallenborn, R., Hung H. y Brorström-Lundén E. (2015). Atmospheric Long-Range Transport of Persistent Organic Pollutants (POPs) into Polar Regions. *Comprehensive Analytical Chemistry, 67*(). http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-63299-9.00013-2

Kejna, M.; Arazny, A. y Sobota, I. (2013). Climatic change on King George Island in the years 1948 - 2011. *Polish Polar Research, Vol.* 34, no. 2: 213-235. https://doi.org/10.2478/popore−2013−0004

Li, Y., Geng, D., Liu, F., Wang, T., Wang, P., Zhang, Q. y Jiang, G. (2012). Study of PCBs and PBDEs in King George Island, Antarctica, using PUF passive air sampling. *Atmospheric Environment, Vol.* 51, 140-145. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.01.034

Liu, Y.; Fu, X.; Tao, S.; Liu, L.; Li, W. y Meng, B. (2015). Comparison and Analysis of Organochlorine Pesticides and Hexabromobiphenyls in Environmental Samples by Gas Chromatography-Electron Capture Detector and Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Journal of Chromatographic Science, 53*(2), 197–203. https://doi.org/10.1093/chromsci/bmu048

Luarte, T., Gómez-Aburto, V. A., Poblete-Castro, I., Castro-Nallar, E., Huneeus, N., Molina-Montenegro, M., Egas, C., Azcune, G., Pérez-Parada, A., Lohmann, R., Bohlin-Nizzetto, P., Dachs, J., Bengtson-Nash, S., Chiang, G., Pozo, K. y Galbán-Malagón, C. (2023). Levels of persistent organic pollutants (POPs) in the Antarctic atmosphere over time (1980 to 2021) and estimation of their atmospheric half-lives, *Atmos. Chem. Phys., 23*, 8103–8118, https://doi.org/10.5194/acp-23-8103-2023

Luarte, T., Hirmas-Olivares, A., Höfer, J., Giesecke, R., Mestre, M., Guajardo-Leiva, S., Castro-Nallar, E., Pérez-Parada, A., Chiang, G., Lohmann, R., Dachs, J., Bengtson-Nash, S., Pulgar, J., Pozo, K., Přibylová, P., Martiník, J. y Galbán-Malagón, C. (2024). Occurrence and diffusive air-seawater exchanges of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Fildes Bay, King George Island, Antarctica, *Science of The Total Environment, 908*, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168323

Mavromatis, T. (2022). Evaluation of Reanalysis Data in Meteorological and Climatological Applications: Spatial and Temporal Considerations. *Water, 14*(17), 2769. https://doi.org/10.3390/w14172769

Ministerio de Ambiente, Laboratorio Tecnológico del Uruguay y Ministerio de Salud Pública. (2023). *Informe de Uruguay Plan de Vigilancia Mundial de Contaminantes Orgánicos Persistentes.*

Montone, R., Taniguchi, S. y Weber, R. (2003). PCBs in the atmosphere of King George Island, Antarctica. Science of The Total Environment, 308, 167-173. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00649-6

Morley, S.A., Abele, D., Barnes, D.K.A., Cárdenas, C.A., Cotté, C., Gutt, J., Henley, S.F., Höfer, J., Hughes, K.A., Martin, S.M., Moffat, C., Raphael, M., Stammerjohn, S.E., Suckling, C.C., Tulloch, V.J.D., Waller, C.L. y Constable A.J. (2020) Global Drivers on Southern Ocean Ecosystems: Changing Physical Environments and Anthropogenic Pressures in an Earth System. *Front. Mar. Sci. 7:547188.* https://doi.org/10.3389/fmars.2020.547188

Murphy, E.J., Johnston, N.M., Hofmann, E.E., Phillips, R.A., Jackson, J.A., Constable, A.J., Henley, S.F., Melbourne-Thomas, J., Trebilco, R., Cavanagh, R.D., Tarling, G.A., Saunders, R.A., Barnes, D.K.A., Costa, D.P., Corney, S.P., Fraser, C.I., Höfer, J., Hughes, K.A., Sands, C.J., Thorpe, S.E., Trathan, P.N. y Xavier, J.C. (2021) Global Connectivity of Southern Ocean Ecosystems. *Front. Ecol. Evol. 9:624451.* https://doi.org/10.3389/fevo.2021.624451

Mwangi, J. K., Lee, W. J., Wang, L. C., Sung, P. J., Fang, L. S., Lee, Y. Y. y Chang-Chien, G. P. (2016). Persistent organic pollutants in the Antarctic coastal environment and their bioaccumulation in penguins. *Environmental pollution, 216*, 924–934. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.001

NASA. (s.f.) *Earth Observatory.* Recuperado el 22 de Setiembre de 2025 de https://earthobservatory.nasa.gov/

NOAA. (s.f.) *Physical Sciences Laboratory.* Recuperado el 22 de Setiembre de 2025 de https://psl.noaa.gov/

Organización Meteorológica Mundial OMM (2010). Guía de Instrumentos y Métodos de Observación Meteorológicos OMM-Nº 8 Edición de 2008 Actualizada en 2010

Owens, I. y Zawar-Reza, P. (2015). Weather and Climate: Antarctica's Role in the Global Atmospheric System en D. Liggett et al. (eds.), *Exploring the Last Continent*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-18947-5_6

Petsch, C.; Costa, R. M.; Da Rosa, K. K.; Vieira, R. y Simões, J. C. (2019). Geomorfologia glacial e contexto paleoglaciológico da Península Fildes, Ilha Rei George, Antártica. *Revista Brasileira de Geomorfologia, Vol. 20* (4). https://doi.org/10.20502/rbg.v20i4.1480

Pozo, K., Corsolini, S., Cincinelli, A., Martelli, T., Harner, T., Kukucka, P., Klanova, J., Barra, R. y Lammel, G. (2014). Persistent organic pollutants in the atmosphere of two Antarctic zones (Antarctica Peninsula and Ross Sea) using passive air samplers (PUF disks). *Organohalogen Compounds 76*, 1047-1050.

Pozo, K., Martellini, T., Corsolini, S., Harner, T., Estellano, V., Kukučka, P., Mulder, M.D., Lammel, G. y Cincinelli, A. (2017). Persistent organic pollutants (POPs) in the atmosphere of the coastal areas of the Ross Sea, Antarctica: Indications for long-term downward trends. *Chemosphere, 178*(), 458–465. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.118

Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente (1998). Recuperado el 09/10/23 de https://www.ats.aq/

Rintoul, S. R., Hughes, C. W., y Olbers, D. (2001). The Antarctic circumpolar current system en *International Geophysics* (Vol. 77, pp. 271-XXXVI). Academic Press. https://doi.org/10.1016/S0074-6142(01)80124-8

Slukovskii, Z.I. y Guzeva, A.V. (2024). Trace Elements in the Sediment Cores of Lakes on King George Island, Antarctica. *Dokl. Earth Sc*. 516, 803–810 https://doi.org/10.1134/S1028334X24600981

SocialHizo. (s.f.). *Continente antártico* [Mapa]. Recuperado el 09/10/23 de https://www.socialhizo.com

Steindal, E. H., Karlsson, M., Hermansen, E. A. T., Borch, T., y Platjouw, F. M. (2021). From Arctic Science to Global Policy – Addressing Multiple Stressors Under the Stockholm Convention. *Arctic Review on Law and Politics*, 12, 80–107. https://www.jstor.org/stable/48710643

Stull, R. (2015). *Practical meteorology: An algebra-based survey of atmospheric science*. Department of Earth, Ocean & Atmospheric Sciences, University of British Columbia. http://www.eos.ubc.ca/books/Practical_Meteorology/

Tatton, J. O'G. y Ruzicka, J. .H. A. (1967). Organochlorine Pesticides in Antarctica. *Nature, 215*, 346-348

Tratado Antártico (1961). Recuperado el 09/10/23 de https://www.ats.aq/

UNEP (2009) Global monitoring report under the global monitoring plan for effectiveness evaluation - UNEP/POPS/COP.4/33

UNEP (2013). *Protocolo para el análisis de bifenilos policlorados (PCBs) y plaguicidas organoclorados (COPs básicos) en aire, desarrollado por la Subdivisión de productos químicos del PNUMA*.

UNEP (2017) Second global monitoring report. Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants Eighth meeting - UNEP/POPS/COP. 8/INF/38

UNEP (2021) Guidance on the global monitoring plan for persistent organic pollutants - UNEP/POPS/COP.10/INF/42

UNEP (2023) Third global monitoring report. Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants Eleventh meeting - UNEP/POPS/COP.11/INF/38.

Vasallo, F. (2017). Síntesis de meteorología antártica. *Meteorología antártica* (Vol. I). Agencia Estatal de Meteorología. URI: http://hdl.handle.net/20.500.11765/9106

Vaughan, D.G., Comiso, J.C., Allison, I., Carrasco, J., Kaser, G., Kwok, R., Mote, P., Murray, T., Paul, F., Ren, J., Rignot, E., Solomina, O., Steffen, K. y Zhang, T. (2013) Observations: Cryosphere. En *Climate Change 2013: The Physical Science Basis.* Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781107415324.012

Vecchiato, M., Argiriadis, E., Zambon, S., Barbante, C., Toscano, G., Gambaro, A., y Piazza, R. (2015). Persistent Organic Pollutants (POPs) in Antarctica: Occurrence in continental and coastal surface snow. *Microchemical Journal, 119(),* 75–82. https://doi.org/10.1016/j.microc.2014.10.010

Wang, P., Meng, W., Li, Y., Zhang, Q., Zhang, L., Fu, J., Yang, R. y Jiang, G. (2018). Temporal variation (2011–2014) of atmospheric OCPs at King George Island, west Antarctica, *Atmospheric Environment, 191*(), 432-439. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.036

Wang, X., Wang, C., Zhu, T., Gong, P., Fu, J. y Cong, Z. (2019). Persistent organic pollutants in the polar regions and the Tibetan Plateau: A review of current knowledge and future prospects. *Environmental Pollution.* https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.093

Wang, D., Ma, H., Chen, Z. y Shi, G. (2022). Occurrences and possible sources of persistent organic pollutants (POPs) in ice-free area soils in East Antarctica. *Catena, 212.* https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106083

Wania F. y Mackay D. (1993). Global Fractionation and Cold Condensation of Low Volatility Organochlorine. *Ambio, 22*(1), 10-18. http://www.jstor.org/stable/4314030

Wania F. y Mackay D. (1996). Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology, 30*(9), 390A-396A.

Wania, F., Haugen, J., Lei, Y. y Mackay, D. (1998). Temperature dependence of atmospheric concentrations of semi-volatile organic compounds. Environmental Science & Technology, 32(8), 1013–1021. doi:10.1021/es970856c

Wania, F., Shen, L., Lei, Y. D., Teixeira, C. y Muir, D. (2003). Development and Calibration of a Resin-Based Passive Sampling System for Monitoring Persistent Organic Pollutants in the Atmosphere. *Environmental Science & Technology, 37*(7), 1352-1359. https://doi.org/10.1021/es026166c

Wild, S., McLagan, D., Schlabach, M., Bossi, R., Hawker, D., Cropp, R., King, C. K., Stark, J. S., Mondon, J. y Bengtson-Nash, S. (2015). An Antarctic Research Station as a

Source of Brominated and Perfluorinated Persistent Organic Pollutants to the Local Environment. *Environmental Science & Technology, 49*(1), 103–112. https://doi.org/10.1021/es5048232

Windrose.xyz. (s.f.). *Windrose.xyz*. Recuperado el 22 de Setiembre de 2025 de https://windrose.xyz/

Yilmaz, A., Aslan, E., Güzel, B., Oktar, Ö., Korzun, E. V., y Özsoy, B. (2025). Abundance and Distribution of Organic Pollutants in Soils and Sediments of Mt. Vechernyaya, East Antarctica. Water, Air, & Soil Pollution, 236, 302. https://doi.org/10.1007/s11270-025-07944-w

Xie, Z., Zhang, P., Wu, Z., Zhang, S., Wei, L., Mi, L., Kuester, A., Gandrass, J., Ebinghaus, R., Yang, R., Wang, Z. y Mi, W. (2022). Legacy and emerging organic contaminants in the polar regions. *Science of The Total Environment, 835.* https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155376

Xu, W., Wang, X. y Cai, Z. (2013). Analytical chemistry of the persistent organic pollutants identified in the Stockholm Convention: A review. *Analytica Chimica Acta, 790*(), 1–13. http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2013.04.026

Zhang, Q., Chen, Z., Li, Y., Wang, P., Zhu, C., Gao, G., Xiao, K., Sun, H., Zheng, S., Liang, Y., y Jiang, G. (2015). Occurrence of organochlorine pesticides in the environmental matrices from King George Island, West Antarctica. *Environmental Pollution, 206*, 142–149. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.06.025