

Evaluación de la contaminación en sedimentos costeros de Atacama: un caso de estudio sobre metales pesados y sus impactos

John L. Santibáñez¹ and Estefania Bonnail²

¹Departamento de Geología, Universidad de Atacama, Copiapó, Chile;

john.santibanez.15@alumnos.uda.cl

²Centro de Investigaciones Costeras (CIC-UDA), Universidad de Atacama, Copiapó, Chile; *estefania.bonnail@uda.cl*

RESUMEN

La carencia de información acerca del estado de salud ecológica en la costa de Atacama, las presiones derivadas de las actividades antrópicas en el entorno costero y la necesidad de evaluar los posibles cambios e impactos en este dinámico entorno ante futuros proyectos, justificaron la realización de una evaluación costera centrada en la concentración y dispersión de la contaminación. En este contexto, el presente estudio se centró en dos enfoques fundamentales para la evaluación de la contaminación: el Índice de Geoacumulación y el Índice de Riesgo Ecológico Potencial, para los cuales se desarrolló un *framework* informativo en línea. Estos enfoques proporcionan herramientas analíticas que permiten determinar la magnitud de la contaminación y su riesgo asociado en los sedimentos de 36 playas de la región de Atacama, tanto zonas intermareales como submareales. El muestreo se llevó a cabo durante el verano de 2018 (enero-febrero). Los sectores que exhibieron una mayor contaminación, con riesgo considerable y muy alto, en la provincia de Chañaral fueron Playa Blanca y Playa Grande, en Copiapó se identificaron como focos el Muelle de Pescadores, el Muelle de los Japoneses, la Bahía de Caldera, Playa Negra y El Morro, mientras que en Huasco la contaminación se concentró principalmente en Bahía Sarco.

Palabras claves: Riesgo ecológico potencial, contaminación, visualización espacial interactiva

ABSTRACT

The lack of information about the ecological health status on the coast of Atacama, the pressures resulting from anthropogenic activities in the coastal environment, and the need to assess potential changes and impacts in this dynamic setting in the face of future projects justified the undertaking of a coastal evaluation focused on the concentration and dispersion of pollution. In this context, this study focused on two key approaches for pollution assessment: the Geoaccumulation Index (I_{geo}) and the Potential Ecological Risk Index (PER), for which an informative online framework was developed. These approaches provide analytical tools to determine the magnitude of pollution and its associated risk in sediments from 36 beaches in the Atacama region, including intertidal and subtidal zones. Sampling was carried out during the summer of 2018 (January-February). The sectors that exhibited higher pollution levels, with considerable and very high risk, in the Chañaral province were Playa Blanca and Playa Grande. In Copiapó, focus areas were identified at the Muelle de Pescadores, Muelle de los Japoneses, Bahía de Caldera, Playa Negra, and El Morro, while in Huasco, pollution was primarily concentrated in Bahía Sarco.

Keywords: Potential ecological risk, pollution, interactive spatial visualization.

1 Introducción

La región de Atacama, ubicada en el norte de Chile, exhibe una biodiversidad extraordinaria que abarca desde sus costas hasta los ecosistemas de la cordillera. La fauna y flora de esta región han demostrado una adaptación notable a las condiciones extremas, destacando por su asombrosa resiliencia ante desafíos ambientales. A medida que exploramos las elevadas cumbres de la cordillera, nos encontramos con ecosistemas singulares que albergan una diversidad biológica sorprendente, contrarrestando la aparente aridez de las llanuras. Esta fascinante riqueza biológica se documenta en numerosos estudios científicos [7, 17, 28, 31], que resaltan la singularidad de las adaptaciones de las especies locales a un entorno tan exigente.

Por otro lado, la región también se destaca por su importancia en el ámbito minero. Esta zona alberga algunas de las reservas de cobre más importantes del mundo [9], junto con oro, plata, molibdeno y litio [25], que son fundamentales para diversas industrias a nivel global. La interacción entre la biodiversidad única y la actividad minera plantea desafíos y oportunidades para la gestión sostenible de los recursos naturales [27].

La costa de la Región de Atacama, un área en la que convergen diversos eventos naturales y actividades antropogénicas, presenta un entorno sumamente dinámico y en constante cambio. Este escenario de interacción entre la naturaleza y la influencia humana ha generado la necesidad de investigar y comprender las consecuencias que tales factores tienen sobre los ecosistemas costeros de esta región [2].

La Ciencia de Datos ha emergido como un campo multidisciplinario que integra conceptos estadísticos, matemáticos y computacionales para extraer conocimiento y patrones significativos a partir de conjuntos de datos. Dentro de este proceso, la Visualización de Datos desempeña un papel fundamental, en monitoreo, al proporcionar una representación gráfica de la información, facilitando la comprensión y la identificación de tendencias. Sin embargo, para maximizar la utilidad de la visualización en el contexto de la toma de decisiones [20], es esencial incorporar un marco (framework) robusto. Los frameworks en Ciencia de Datos proporcionan una estructura organizativa que guía la recolección, procesamiento y

análisis de datos que posibilite una integración con usuarios.

La aplicación de la ciencia de datos se erige como una herramienta fundamental para transformar la estadística en una eficaz herramienta para la toma de decisiones [35]. La recopilación y análisis de datos sobre la calidad de los sedimentos requieren un enfoque integral que abarque desde la adquisición hasta la interpretación de la información. La visualización de datos, mediante frameworks como Matplotlib, Plotly o Bokeh [32], se presenta como un componente esencial en este proceso, permitiendo una representación gráfica clara y comprensible de patrones y tendencias. La elección adecuada de frameworks para la visualización de datos se convierte en un aspecto crucial en este flujo, permitiendo a los investigadores comunicar de manera efectiva los resultados a las partes interesadas y la comunidad científica [18].

2 Material & Métodos

Esta sección proporcionará detalles sobre la muestra analizada en este estudio, la cual fue recolectada de 36 playas a lo largo de la costa de la región de Atacama. Además, se presentarán dos índices fundamentales utilizados para evaluar la contaminación: el Índice de geoacumulación y el Índice de Riesgo Ecológico Potencial. Posteriormente, se describirá la herramienta en línea desarrollada para visualizar los resultados, implementada a través del software R [29] mediante la interfaz Shiny.

2.1 Muestreo

En el marco de esta investigación, se procedió a la recopilación de muestras de sedimento, tanto submareales (obtenidas con buzos profesionales) como intermareales (recolectadas de forma manual en la zona de batida de olas), en un conjunto de 36 estaciones estratégicamente distribuidas a lo largo de la costa de Atacama (Tabla 1). La selección de estas estaciones se llevó a cabo considerando diversos niveles de afectación, abarcando desde áreas prístinas hasta zonas afectadas por vertidos urbanos e industriales, áreas protegidas, entornos urbanos, áreas de manejo bentónico, sitios de acuicultura, áreas portuarias, zonas turísticas, entre otros (según Bonnail et al. [2]). Este criterio resultó en la obtención de un conjunto total de 72 muestras.

Las muestras fueron digeridas con ácidos (HF, HCl y H₂NO₃) en microondas. Sobre los extractos diluidos se realizó el análisis elemental para obtener la información composicional de las muestras de sedimento. Para este estudio fue necesaria la concentración de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y Hg.

2.2 Evaluación de la contaminación

Para evaluar la contaminación se adoptaron principalmente dos enfoques: el índice de geoacumulación (I_{geo}) y el índice de riesgo ecológico potencial (PER).

El I_{geo} , propuesto por Müller en 1969 [19], permite identificar y clasificar el estado de contaminación de los sedimentos en siete niveles, desde no contaminados hasta muy contaminados (Tabla 2). El I_{geo} del elemento i en la estación j se calcula como

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_{i,j}}{1.5B_i} \right),$$

donde $C_{i,j}$ representa la concentración del elemento i en la estación j y B_i la línea base del elemento i . Este índice fue calculado para el Cu, As y Pb.

Por su parte, el índice PER, propuesto por Hakanson en 1980 [11], se aplicó para evaluar el daño de los metales pesados en los sedimentos. Para su construcción se requiere del cálculo del índice de contaminación (c),

$$c_{i,j} = C_{i,j}/B_i,$$

y del índice de riesgo ecológico potencial individual (E),

$$E_{i,j} = T_i \times c_{i,j},$$

donde T_i es el coeficiente de respuesta para la toxicidad del i -ésimo metal pesado. Los coeficientes asociados a cada metal son Hg=40, Cd=30, As=10, Cu=Pb=Ni=5, Cr=2, Zn=1 [23]. Finalmente, para determinar el índice PER en la estación j ,

$$PER_j = \sum_i E_{i,j} = \sum_i T_i \times c_{i,j}$$

Para este estudio, sólo se consideraron los metales pesados As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn para el riesgo ecológico potencial, excluyendo el Hg por tener muchas concentraciones bajo el límite de detección. La Tabla 3 muestra la categorización del índice PER.

2.3 Establecimiento de línea base

Para el cálculo de los índices de polución (I_{geo} y PER) es necesaria un nivel de referencia de la concentración de los elementos químicos en estudio para establecer su clase de contaminación. Para este fin se utilizó el método de frecuencia acumulada relativa, que se basa en las diferentes pendientes de las curvas de ajuste de la frecuencia acumulada relativa y el contenido de elementos en los sitios de muestreo [34, 33].

Si la curva de frecuencia acumulada se aproxima a una línea recta y no existe ningún punto de inflexión, se calcula el valor de referencia a partir del promedio de todos los datos. Si solo se encuentra un punto de inflexión más alto, entonces el valor de referencia se obtiene de los datos por debajo del valor de inflexión. Si se presentan dos puntos de inflexión, el punto de inflexión más bajo representa el límite superior de las concentraciones de origen natural, y el punto de inflexión más alto representa el límite inferior de las concentraciones anómalas [37].

El problema de la identificación de puntos de inflexión es la subjetividad, debido a que depende del criterio del investigador y de la distribución de probabilidad adoptada, que comúnmente corresponde a la distribución normal o lognormal. En este caso, se realizó un estudio iterativo para definir las distribuciones de los elementos, considerando las distribuciones “normal”, “lognormal”, “gamma” y “Weibull” para cada uno de los 55 elementos. En cada distribución se ajustó la totalidad de las concentraciones estimando los parámetros con el método de máxima verosimilitud, luego se calculó el coeficiente de determinación (R^2) del ajuste versus la distribución empírica de los datos, cuya relación en caso de responder perfectamente debería ser lineal ($R^2 = 1$).

Para verificar las distribuciones de las concentraciones se aplicó el test de Kolmogórov-Smirnov, tal como lo señalan algunos autores [15, 30]. Se definieron los criterios de linealidad de distribución como “valor $P < 0.05$ ” y “ $R^2 > 0.95$ ”, como han propuesto varios autores [14, 15, 21, 37]. Se realizó un proceso iterativo, eliminando el dato mayor hasta cumplir los criterios antes mencionados para cada elemento y para cada distribución considerada.

Table 1: Nombre de las estaciones de muestreo donde se recolectó sedimento en la costa de Atacama

PLAYAS CONSIDERADAS COMO ESTACIONES DE MUESTREO		
Caleta Pajonales	Los Pozos	Huasco Playa
Sector Totoral	Flamenco	Playa Brava
La Chépica	Barranquilla	Flamenco (Área manejo)
Punta Tongoy	Chorrillo	Las Machas
Sector Corral	Caleta Angosta	Balneario Caldera
Agua la Zorra	El Morro	Bahía Inglesa
Punta Lobos	Pontón Pesquera Bahía	Carrizal Bajo Playa
Los Médanos	Playa Negra	Flamenco playa
Obispito	Muelle Pescadores	Ramada
Rocas Negras	Muelle de la Fruta	Caleta Totoral
Bahía Sarco	Muelle Candelaria	Los Burros Sur
Piedra Orbicular	Maestranza Naval	Playa Grande
Pan de Azúcar	Caldera Centro	Playa Blanca
Caleta San Pedro	Estanque	Pajonales
Casas Blancas	Muelle Playa Blanca	Bahía Chasco
Chañaral de Aceituno	Muelle de los Japoneses	Playa La Virgen
Carrizal Bajo	Carrizal Bajo Humedal	Puerto Viejo
Caleta del Medio	Los Toyos	Desembocadura Río Copiapó
Baratillo	Río Copiapó (humedal)	Bahía Cisne
La Reina	Huasco Desembocadura río	

Table 2: Categorización del índice de geoacumulación según su intensidad de polución

Clase	Intervalo	Clasificación
0	$I_{geo} < 0$	No contaminado
1	$0 < I_{geo} < 1$	No contaminado a moderado
2	$1 < I_{geo} < 2$	Moderado
3	$2 < I_{geo} < 3$	Moderado a fuerte
4	$3 < I_{geo} < 4$	Fuerte
5	$4 < I_{geo} < 5$	Fuerte a extremo
6	$I_{geo} \geq 5$	Extremo

Table 3: Categorización del índice de riesgo ecológico potencial

Clase	Intervalo	Clasificación
1	$PER < 65$	Bajo
2	$65 \leq PER < 130$	Moderado
3	$130 \leq PER < 260$	Considerable
4	$PER \geq 260$	Muy alto

Finalmente, con este método se obtuvo una serie de subconjuntos que mejor se ajustan a cada distribución, y para escoger entre todas ellas se utilizó la información del valor P de la prueba de Kolmogórov-Smirnov [16], del ajuste R^2 , el tamaño muestral y el criterio de información bayesiano (BIC) [26]. Los valores promedio de las concentraciones de elementos en estos datos se seleccionaron como los valores de fondo, pues esto permite a los gestores monitorear la calidad de los sedimentos bajo un enfoque conservador, en lugar de considerar el valor más alto [4].

2.4 Visualización

Para la visualización de la distribución espacial interactiva se utilizó el paquete `leaflet` [8] de R [29]. Primero se ubicaron los puntos en el lu-

gar de las estaciones sobre el mapa base, luego se procedió coloreando los puntos según la clase del índice de riesgo ecológico potencial, y finalmente se etiquetaron los resultados en cada punto, incluyendo el nombre de la estación, el valor y la clasificación del I_{geo} de Cu, As, Pb y el PER.

Los resultados respecto a la visualización interactiva se pueden revisar en <https://johnsantibanez.github.io/Atacama/>. En el sitio web se puede observar espacialmente la distribución de las estaciones a lo largo de la costa Atacameña junto a la categorización del índice PER (Figura 1).



Figure 1: Distribución espacial de las estaciones de muestreo con la respectiva clase PER del framework implementado.

3 Resultados

Esta sección presentará los resultados asociados a la distribución de los índices de polución en sedimentos costeros de Atacama, vía I_{geo} de Cu, As, Pb y PER. Para análisis del primer índice I_{geo} de Cu, As, Pb, fue necesario calcular los niveles bases de cada elemento. La literatura presenta algunas opciones para este fin, sin embargo en su mayoría considera la suposición de simetría en los datos o la propia distribución empírica. Acá, ese problema fue tratado con distribuciones paramétricas flexibles y comunes en la literatura del área estadística para la estimación de los cuantiles, que servirán de línea base (base geoquímica esperada según la característica regional de Atacama) para los índices I_{geo} y PER

El modelo que mayormente dominó en el ajuste de los datos es el lognormal, seguido del Weibull y finalmente gamma. La concentración de fondo geoquímico determinada se detalla en la Tabla 4.

Table 4: Línea de base geoquímica de cada metal con su respectiva distribución adoptada

Metal	Distribución	Línea base ($\mu\text{g/g}$)
Cr - Cromo	Weibull	12.0485
Ni - Níquel	lognormal	4.8806
Cu - Cobre	gamma	11.5397
Zn - Zinc	Weibull	17.1597
As - Arsénico	lognormal	5.1783
Cd - Cadmio	lognormal	0.3183
Pb - Plomo	lognormal	4.3842

Ninguno de los metales analizados mantuvo la totalidad de las estaciones en las clases 0 y 1 del índice de geoacumulación, I_{geo} . El arsénico tiene 63 estaciones en la clase 0 (87.5%), de las restantes 4 están en la clase 1 (Muelle pescadores, Playa Negra, Desembocadura Río Copiapó y Humedal Carrizal bajo), 2 en la clase 2 (Muelle de los Japoneses y desembocadura Río Copiapó), 1 en la clase 3 (Playa Grande) y 2 en la clase 5 (Playa Blanca y Bahía Sarco).

El cobre, por su parte, posee 54 estaciones dentro de la clase 0 (75%), del resto 6 pertenecen a la clase 1 (Los médanos, Muelle Playa Blanca, Pan de Azúcar, Obispito, desembocadura Río Copiapó y Humedal Carrizal bajo), 3 a la clase 2 (Caldera centro, playa Carrizal bajo, Chañaral de aceituno), 3 a la clase 3 (Maestranza naval, Pontón pesquera y Balneario Caldera), 1 a la clase 4 (Playa Negra), 1 a la clase 5 (Muelle Pescadores)

y 4 a la clase 6 (Muelle de los Japoneses, Playa Blanca, Playa Grande y Bahía Sarco).

Finalmente, el plomo posee 59 estaciones en la clase 0 (81.9%), del resto 9 están en la clase 1 (Muelle Playa Blanca, Maestranza Naval, Playa Negra, Balneario Caldera, desembocadura Río Copiapó (2), Puerto viejo, Humedal y Playa de Carrizal Bajo), 2 en la clase 2 (Muelle Pescadores y Chañaral de aceituno), 1 en la clase 3 (Playa Blanca) y 1 en la clase 6 (Muelle de los Japoneses).

Para el índice de riesgo ecológico potencial (PER), el 76.4% de las estaciones (55) resultó con un bajo riesgo ecológico potencial, del resto 9 presentaron un PER moderado (Muelle Playa Blanca, estanque Copec, Maestranza Naval, Pontón pesquera, Balneario Caldera, Rocas Negras, desembocadura Río Copiapó, Bahía Chasco y Chañaral de aceituno), 3 con PER considerable (Caldera centro, Playa Negra y El morro - Bahía Inglesa) y 5 con PER muy alto (Muelle de los Japoneses, Muelle pescadores, Playa Blanca, Playa Grande y Bahía Sarco).

Los resultados presentados, respecto a la visualización interactiva, se pueden revisar en <https://johnsantibanez.github.io/Atacama/>, donde se puede observar espacialmente la distribución de las estaciones a lo largo de la costa Atacameña junto a la categorización del índice PER e I_{geo} . A modo de ejemplo, las Figuras 2, 3 y 4 muestran un acercamiento (zoom) en las provincias de Chañaral, Copiapó y Huasco, respectivamente, con la etiqueta en algunas de las estaciones de mayor preocupación ambiental.



Figure 2: Zoom del mapa en Chañaral, con destaque e etiqueta en Playa Blanca.

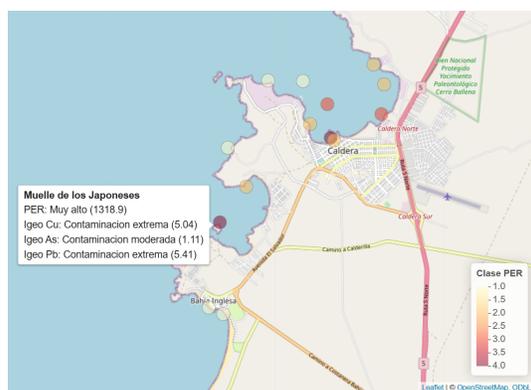


Figure 3: Zoom del mapa en Caldera, con destaque e etiqueta en Muelle de los Japoneses.



Figure 4: Zoom del mapa al sur de la Provincia de Vallenar, con etiqueta en Bahía Sarco.

4 Discusión & Conclusiones

Este trabajo posibilita tener mayor información acerca de los índices de contaminación en la costa de Atacama, donde no existe literatura publicada. Las mayores preocupaciones ambientales respecto a la salud del ecosistema costero submareal e intermareal tienen lugar en sectores puntuales.

En la provincia de Chañaral, existe un riesgo ecológico potencial muy alto en Playa Blanca y Playa Grande, ambas en muestras intermareales. Esto se explica debido a que la bahía de Chañaral ha sufrido graves consecuencias ambientales a lo largo de más de un siglo, con vertidos mineros y eventos naturales catastróficos, como los aluviones del 2015 y 2017 [1]. En la década de 1930, la empresa Andes Copper Mining Co., precursora de CODELCO Chile, comenzó a verter relaves en el río Salado, depositando alrededor de 150 millones de toneladas en la bahía durante más de 30 años. En 1974, debido al avance de la línea costera, los vertidos se desviaron a Playa Palito, replicando la

contaminación [6]. En total, se acumularon aproximadamente 300 millones de toneladas de residuos de las explotaciones mineras de Potrerillos y El Salvador [5, 24]. La concentración de sustancias nocivas en la costa condujo a la extinción de la vida marina en la bahía, la acumulación de sedimentos en la playa (Playa Grande) y la contaminación de organismos vivos hasta una distancia superior a 30 km al norte de Chañaral (que incluye Playa Blanca). Este impacto se extendió incluso a las aguas y organismos circundantes al Parque Nacional Pan de Azúcar [12].

La provincia de Copiapó, presentó dos estaciones de muy alto riesgo ecológico potencial: Muelle Pescadores y Muelle de los Japoneses. Ambos son sitios portuarios, rodeados por otras estaciones en la bahía con riesgo considerable, aludiendo a una contaminación antropogénica. La construcción de la ciudad de Caldera estuvo gatillada por la necesidad de contar con un puerto de embarque para la producción de minerales que provenían de las minas de plata de Chañarillo y Tres Puntas [22]. Actualmente, el puerto exporta en promedio 7 739 524 toneladas anuales de granel sólido, correspondiente al 12.6% del aporte a nivel nacional [3].

En tanto, la provincia de Huasco tiene una estación con índice de riesgo ecológico potencial muy alto, ubicada en la zona intermareal de Bahía Sarco. Esta bahía es un sitio minero histórico, antigua fundición. Según Griem [10], "en la primera etapa la caleta Sarco se ocupó como puerto de las minas del sector San Juan. En 1863 Sarco salió por decreto oficial como puerto nacional e internacional. Se abrió un camino carretero a San Juan en 1865. Se reporta que en Sarco se instaló una fundición de cobre y algunos edificios menores, aduana y una agencia de vapores y bodegas. La cantidad de habitantes fluctuó entre 100 hasta 229 en los censos oficiales (1906). Pero en contrario Yunge [36] reporta que Sarco ya en el año 1903 estaba completamente abandonado".

Si bien, el peligro de los metal(oid)es en los seres humanos está determinado por sus concentraciones y su especiación [1] está ampliamente estudiada la relación causal entre la exposición a metales y enfermedades, como problemas neurotóxicos (Hg, Pb), alteraciones genéticas (Cr VI), problemas vasculares (As), problemas dérmicos (Be, Ni), problemas respiratorios (Mn), cáncer (Cd), entre otros [13].

5 Agradecimientos

Los autores agradecen a la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) por el apoyo y el financiamiento requerido para llevar a cabo la investigación, mediante el proyecto Fondecyt 11180015.

References

- [1] BONNAIL, E., CRUZ-HERNÁNDEZ, P., GALLEGUILLOS, S., IZQUIERDO, T., AND ABAD, M. La contaminación metálica en la bahía de chañaral (norte de Chile): Retrospección, prospección y proyección. *Geogaceta* 67 (2020), 59–62.
- [2] BONNAIL, E., DÍAZ-GARCÍA, A., CRUCES, E., GARCÍA, A., AND BORRERO-SANTIAGO, A. R. Coastal uses and contaminant spread in the desert coastal region of Atacama. *Chemosphere* 288 (2022), 132519.
- [3] CAMPORT (CÁMARA DE COMERCIO DE PUERTO MONTT). Estadísticas, 2022.
- [4] CARRILLO, K. C., RODRÍGUEZ-ROMERO, A., TOVAR-SÁNCHEZ, A., RUIZ-GUTIÉRREZ, G., AND FUENTE, J. R. V. Geochemical baseline establishment, contamination level and ecological risk assessment of metals and As in the Limoncocha lagoon sediments, Ecuadorian Amazon region. *Journal of Soils and Sediments* (2022), 1–23.
- [5] CASTILLA, J. Copper mine tailing disposal in northern Chile rocky shores: *Enteromorpha compressa* (Chlorophyta) as a sentinel species. *Environmental Monitoring and Assessment* 40 (1996), 171–184.
- [6] CASTILLA, J., AND CORREA, J. Copper tailing impacts in coastal ecosystems of northern Chile: from species to community responses. In *Copper. National Environmental Health Forum Monographs, Metal Series* (1997), vol. 3, pp. 81–92.
- [7] CEPEDA-MERCADO, A. A., TRONCOSO, I., VILLEGAS, A., PAREDES, L., ARAYA, S., ORTUYA, R., LOUIT, C., MELÉNDEZ, M., AND GONZÁLEZ-MAYA, J. F. Felinos del parque nacional Llanos de Challe: nuevos retos para la conservación de la biodiversidad en la región de Atacama. *Boletín N* (2014).
- [8] CHENG, J., SCHLOERKE, B., KARAMBELKAR, B., AND XIE, Y. *leaflet: Create Interactive Web Maps with the JavaScript 'Leaflet' Library*, 2023. R package version 2.2.0.
- [9] CUNNINGHAM, C. G., ZAPPETTINI, E. O., VIVALLO S, W., CELADA, C. M., QUISPE CANGANA, J. L., SINGER, D. A., BRISKEY, J. A., SUTPHIN, D. M., GAJARDO M, M., DIAZ, A., ET AL. Quantitative mineral resource assessment of copper, molybdenum, gold, and silver in undiscovered porphyry copper deposits in the Andes mountains of South America.
- [10] GRIEM, W. Ruinas de la ex caleta Sarco - región de Atacama (página 3), 2020.
- [11] HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14, 8 (1980), 975–1001.
- [12] INDH (INSTITUTO NACIONAL DE DERECHOS HUMANOS). Mapa de conflictos, 2015.
- [13] JAISHANCKAR, M., TSETEN, T., ANBALAGAN, N., MATHEW, B., AND BEEREGOWDA, K. Interdisciplinary toxicology. 60–72.
- [14] JIANG, H.-H., CAI, L.-M., WEN, H.-H., AND LUO, J. Characterizing pollution and source identification of heavy metals in soils using geochemical baseline and pmf approach. *Scientific Reports* 10, 1 (2020), 6460.
- [15] KARIM, Z., QURESHI, B. A., AND MUMTAZ, M. Geochemical baseline determination and pollution assessment of heavy metals in urban soils of Karachi, Pakistan. *Ecological Indicators* 48 (2015), 358–364.
- [16] KOLMOGOROV, A. Sulla determinazione empirica di una legge di distribuzione. *Giorn Dell'inst Ital Degli Att* 4 (1933), 89–91.
- [17] LAGOS, N., VILLALOBOS, R., AND IRIARTE, A. Nuevos registros de poblaciones de chinchilla de cola corta, chinchilla chinchilla, (Rodentia: Chinchillidae) en la cordillera de la región de Atacama, Chile. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural* 61 (2012), 191–196.

- [18] MCKINNEY, W. *Python for Data Analysis: Data Wrangling with Pandas, NumPy, and IPython*. O'Reilly Media, 2018.
- [19] MULLER, G. Index of geoaccumulation in sediments of the rhine river. *Geojournal 2* (1969), 108–118.
- [20] NASCIMENTO, D. C., GONZATTO JUNIOR, O. A., ELAL-OLIVERO, D., BONNAIL, E., AND FERREIRA, P. H. Statistical process control (spc) for double-bounded information: Choosing wisely the parametric family for unit data. *Quality Engineering* (2023), 1–19.
- [21] NIU, S., GAO, L., AND WANG, X. Characterization of contamination levels of heavy metals in agricultural soils using geochemical baseline concentrations. *Journal of Soils and Sediments 19* (2019), 1697–1707.
- [22] NÚÑEZ, T. Conociendo el puerto de caldera: una mezcla de historia, patrimonio y paisajes idílicos, 2022.
- [23] QIN-NA, Z., QI-XIN, X. U., AND KAI, Y. Application of potential ecological risk index in soil pollution of typical polluting industries (chinese). *Revista de la Universidad Normal del Este de China (edición de ciencias naturales) 1* (2005), 111–116.
- [24] RAMIREZ, M., MASSOLO, S., FRACHE, R., AND CORREA, J. A. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to el salvador copper mine, chile. *Marine Pollution Bulletin 50*, 1 (2005), 62–72.
- [25] ROMERO, H., MÉNDEZ, M., AND SMITH, P. Mining development and environmental injustice in the atacama desert of northern chile. *Environmental Justice 5*, 2 (2012), 70–76.
- [26] SCHWARZ, G. Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics* (1978), 461–464.
- [27] SONTER, L. J., ALI, S. H., AND WATSON, J. E. Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of the Royal Society B 285*, 1892 (2018), 20181926.
- [28] SQUEO, F. A., ARANCIO, G., AND GUTIÉRREZ, J. R. *Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Atacama*, vol. 8. Ediciones Universidad de La Serena La Serena, Chile, 2008.
- [29] TEAM, R. C. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, 2019.
- [30] TIAN, K., HUANG, B., XING, Z., AND HU, W. Geochemical baseline establishment and ecological risk evaluation of heavy metals in greenhouse soils from dongtai, china. *Ecological Indicators 72* (2017), 510–520.
- [31] VALLADARES FAÚNDEZ, P. Mamíferos terrestres de la región de atacama, chile: Comentarios sobre su distribución y estado de conservación. *Gayana (Concepción) 76*, 1 (2012), 22–37.
- [32] VANDERPLAS, J. *Python Data Science Handbook: Essential Tools for Working with Data*. O'Reilly Media, 2016.
- [33] WANG, Z., ZHOU, J., ZHANG, C., QU, L., MEI, K., DAHLGREN, R. A., ZHANG, M., AND XIA, F. A comprehensive risk assessment of metals in riverine surface sediments across the rural-urban interface of a rapidly developing watershed. *Environmental Pollution 245* (2019), 1022–1030.
- [34] WEI, C., AND WEN, H. Geochemical baselines of heavy metals in the sediments of two large freshwater lakes in china: implications for contamination character and history. *Environmental Geochemistry and Health 34* (2012), 737–748.
- [35] WICKHAM, H., AND GROLEMUND, G. *R for Data Science: Import, Tidy, Transform, Visualize, and Model Data*. O'Reilly Media, 2016.
- [36] YUNGE, G. *Estadística Minera de Chile 1903*, vol. 3. Sociedad Nacional de Minería, 1905. Imprenta y Litografía "Universo".
- [37] ZHOU, Y., GAO, L., XU, D., AND GAO, B. Geochemical baseline establishment, environmental impact and health risk assessment of vanadium in lake sediments, china. *Science of the Total Environment 660* (2019), 1338–1345.