



Universidad de Oviedo

Departamento de Geología

Programa Oficial de Doctorado en Biogeociencias

**Estudio del impacto ambiental del carbón y sus derivados  
en el litoral de la costa central asturiana**

**Directora:** Dra. Isabel Suárez Ruiz

**Codirectora:** Dra. María Mercedes Díaz Somoano

**TESIS DOCTORAL**

Pelayo Tomillo García

2024



**CSIC**

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS





Universidad de Oviedo

## RESUMEN DEL CONTENIDO DE TESIS DOCTORAL

1.- Título de la Tesis	
Español/Otro Idioma: Estudio del impacto ambiental del carbón y sus derivados en el litoral de la Costa Central Asturiana	Inglés: Environmental impact study of coal and its derivates in the Asturias Central Coast
2.- Autor	
Nombre: Pelayo Tomillo García	
Programa de Doctorado: Biogeociencias	
Órgano responsable: Centro Internacional de Postgrado	

### RESUMEN (en español)

El objetivo de esta tesis es investigar el impacto ambiental del carbón y sus derivados en la Costa Central Asturiana (C.C.A.). Para ello, se han analizado 28 localidades a lo largo de la costa asturiana, desde la playa del Aguilar (Muros del Nalón) al oeste hasta la playa de San Lorenzo (Gijón) al este. Las playas y arenales investigados se han agrupado en cinco áreas: I) desembocadura del Nalón; II) litoral de Castrillón; III) ría de Avilés; IV) paisaje protegido de Cabo Peñas y playas de Gozón y Carreño; y V) playas urbanas de Gijón.

Los resultados obtenidos confirman la presencia de Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) en la mayoría de las playas estudiadas. La contaminación por POAs se presenta completamente mezclada con el sedimento en algunas áreas, como en la desembocadura del Nalón y el litoral de Castrillón, mientras que, en otras, como las playas de Salinas y San Juan de Nieva (Castrillón), las playas de Cabo Peñas y Gijón, aparece en forma de manchas negras que cubren periódicamente los arenales.

Los análisis de microscopía óptica han permitido determinar que la contaminación por POAs en la C.C.A. está compuesta por una mezcla de: carbón, pizarra carbonosa, coque de carbón, chares, v) partículas térmicamente alteradas (PTAs) y vi) coque de petróleo. El origen de esta contaminación se atribuye tanto a la minería del carbón en las cuencas mineras asturianas como a diversas industrias que operan con carbón y otros materiales en diferentes puntos de la costa, como el puerto de El Musel o el parque de carbones de Aboño.

El análisis de la reflectancia de la vitrinita ha identificado una mezcla de carbones bituminosos de bajos, medios y altos volátiles, antracitas y carbones sub-bituminosos en la C.C.A. Estos carbones son compatibles con los explotados históricamente en las cuencas mineras de Asturias, así como con los carbones importados a través de los puertos de Avilés y El Musel para su uso en diversas industrias, como la siderúrgica y la generación de energía.

El carbón presente en las playas de Asturias produce un impacto visual notable al teñir la arena de negro o gris oscuro. Además, representa un riesgo ecológico debido a la posible liberación de elementos traza y compuestos orgánicos. La movilización de estas partículas por las corrientes y mareas puede tener efectos adversos en la vida marina y en los ecosistemas acuáticos.

El análisis del contenido de las muestras para 18 elementos de interés medioambiental, realizado mediante ICP-MS y un analizador automático de mercurio, ha permitido calcular varios índices ambientales (*EF*, *Igeo*, *CC*), que revelan la presencia de contaminantes como Ag, Pb, Cd, Zn, Hg, As, Sb, Ni, Cr, Cu, Mn, V y Se en las playas de la C.C.A. Las principales fuentes de esta contaminación son la industria metalúrgica (Ag, Pb, Cd y Zn), la industria siderúrgica (Ni, Cr y Sb), los vertidos de residuos (Mn, V) y la minería de mercurio (Hg y As). El selenio (Se) es el único elemento cuya principal fuente es la presencia de carbón en las playas. Además, el contenido de elementos de tierras raras en estas muestras las excluye como posibles fuentes de estos elementos a partir de residuos y/o subproductos.



Universidad de Oviedo

Los análisis por Desorción Térmica de Mercurio (HgTDP) han identificado la presencia de cuatro especies inorgánicas de mercurio en las playas de la C.C.A.: HgS, HgCl<sub>2</sub>, HgO y HgSO<sub>4</sub>.

Finalmente, se ha analizado el contenido de las muestras en bifenilos policlorados (PCBs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) mediante cromatografía de gases (GC-MS). Los resultados obtenidos no permiten concluir que exista una contaminación por PCBs en la costa asturiana ni su relación con el carbón. Sin embargo, muchas de las muestras analizadas presentan un alto grado de contaminación por PAHs. El cálculo del coeficiente de correlación de Pearson y el análisis de las relaciones entre isómeros sugieren que la mayor parte de los PAHs presentes en la C.C.A. están asociados al carbón o a su uso.

### RESUMEN (en Inglés)

The objective of this thesis is to investigate the environmental impact of coal and its derivatives on the Central Coast of Asturias (C.C.A.). To achieve this, 28 localities along the Asturian coast were analyzed, from the Aguilar Beach (Muros del Nalón) in the west to San Lorenzo Beach (Gijón) in the east. The beaches and sandbanks studied were grouped into five areas: I) the Nalón estuary; II) Castrillón coastline; III) Avilés Estuary; IV) the "Paisaje Protegido de Cabo Peñas" and beaches of Gozón and Carreño; and V) urban beaches of Gijón.

The results obtained confirm the presence of Anthropogenic Organic Particles (POAs, by its acronym in Spanish) in most of the beaches studied. POA contamination appears completely mixed with sediment in some areas, such as the Nalón estuary and Castrillón, while in others, such as the beaches of Salinas and San Juan de Nieva (Castrillón) and the beaches of Cabo Peñas and Gijón, it appears as black stains that periodically cover the sandbanks and beaches.

Optical microscopy analyses have determined that POA contamination in the C.C.A. consists of a mixture of: coal, carbonaceous shale, coke from coal, chars, thermally altered particles (PTAs), and petroleum coke. The source of this contamination is attributed to both coal mining in the Asturian mining basins and various industries that operate with coal and other materials in different points of the coast, such as El Musel seaport or the Aboño coal park.

Vitrinite reflectance analysis has identified a mixture of high, medium and low volatile bituminous coals, anthracites, and sub-bituminous coals in the C.C.A. These coals are compatible with those historically exploited in the Asturian mining basins, as well as with coals imported through the ports of Avilés and El Musel for use in various industries, such as steelworks and power generation.

Coal on the beaches of Asturias creates a significant visual impact by staining the sand black or dark gray. Furthermore, it could pose an ecological risk due to the potential release of trace elements and organic compounds. The movement of these particles by currents and tides has the potential to adversely impact marine life and aquatic ecosystems.

The analysis of the samples for 18 environmentally relevant elements, using ICP-MS and a mercury analyzer, and employing various environmental indices (EF, Igeo, CC), reveals the presence of contaminants such as Ag, Pb, Cd, Zn, Hg, As, Sb, Ni, Cr, Cu, Mn, V, and Se on the beaches of the C.C.A. The main sources of this contamination are the metallurgical industry (Ag, Pb, Cd, and Zn), the steel industry (Ni, Cr, and Sb), waste discharges (Mn, V), and mercury mining (Hg and As). Selenium (Se) is the only element whose main source is the presence of coal on the beaches. Additionally, the rare earth element content in these samples excludes them as potential sources of these elements from waste and/or by-products.

Thermal Desorption Analysis of Mercury (HgTDP) has identified the presence of four inorganic mercury species on the beaches of the C.C.A.: HgS, HgCl<sub>2</sub>, HgO, and HgSO<sub>4</sub>.



Universidad de Oviedo

Finally, the content of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the samples was analyzed using gas chromatography (GC-MS). The results do not indicate the presence of PCB contamination on the Asturian coast or its relation to coal. However, many of the samples analyzed show a high degree of PAH contamination. The calculation of the Pearson correlation coefficient and the analysis of isomer ratios suggest that most of the PAHs present in the C.C.A. are associated with coal or its use.

**SR. PRESIDENTE DE LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA DE  
DOCTORADO EN BIOGEOCIENCIAS**



Universidad de Oviedo

## Índice:

Agradecimientos: .....	2
Lista de Tablas:.....	4
Lista de Figuras: .....	14
1 Introducción y Objetivos. ....	29
1.1 Problemas medioambientales asociados al carbón.....	29
1.2 El carbón y su impacto en la Costa Central Asturiana (C.C.A.). ....	32
1.3 Objetivos. ....	37
2 Estado del Arte y antecedentes de estudio. ....	39
2.1 Estado del arte. ....	39
2.2 Antecedentes del estudio del impacto ambiental del carbón.....	45
3 Contexto geográfico y geológico. ....	49
3.1 Geografía de la Costa Central Asturiana. ....	49
3.2 Contexto geológico. ....	51
4 Metodología. ....	53
4.1 Población, toma y preparación de muestra.....	53
4.1.1 Población de muestras. ....	53
4.1.1 Toma y preparación de las muestras.....	54
4.1 Técnicas y herramientas. ....	56
4.1.1 Análisis Petrográficos.....	56

4.1.1.1 Contaje por puntos de los componentes.....	58
4.1.1.2 Reflectancia de la Vitrinita.....	58
4.1.2 Análisis Químicos.....	59
4.1.2.1 Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP – MS).....	59
4.1.2.2 Analizador automático de mercurio (HgTotal).....	60
4.1.2.3 Desorción Térmica de mercurio (HgTDP).....	61
4.1.2.4 Cromatografía de Gases acoplada a Espectrometría de Masas (GC – MS).....	61
4.1.2.5 Determinación del contenido en cenizas de las muestras.....	63
4.2 Estándares de referencia y tratamientos de datos.....	63
4.2.1 Clasificación de carbones.....	63
4.2.2 Factor de enriquecimiento ( <i>EF</i> ).....	64
4.2.3 Índice de Geoacumulación ( <i>Igeo</i> ).....	65
4.2.4 Coeficiente de Concentración ( <i>CC</i> ).....	66
4.2.5 Coeficiente de correlación de <i>Pearson</i> .....	67
4.2.6 Estándares para la evaluación del contenido de las muestras en PAHs.....	67
4.2.7 Valores de referencia para el cálculo de <i>EF</i> , <i>Igeo</i> y <i>CC</i> .....	68
5 Desembocadura del Río Nalón: playa de El Aguilar, ría del Nalón y playón de Bayas.....	71
5.1 Introducción a la desembocadura del Nalón.....	71
5.1.1 El Aguilar.....	71
5.1.2 Ría del Nalón.....	72
5.1.3 Playón de Bayas.....	73



6.1.1 Bahías. ....	116
6.1.2 Santa María del Mar. ....	118
6.1.3 Arnao. ....	118
6.1.4 Salinas. ....	120
6.1.5 San Juan de Nieva / El Espartal. ....	120
6.2 Resultados e Interpretación. ....	122
6.2.1 Petrografía Orgánica.....	122
6.2.1.1 Composición petrográfica de las muestras del litoral de Castrillón.....	122
6.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones identificados en el litoral de Castrillón. .....	128
6.2.2 Geoquímica Inorgánica en el litoral de Castrillón.....	134
6.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza de interés medioambiental. .....	134
6.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( <i>EF</i> ).....	140
6.2.2.3 Índice de Geoacumulación ( <i>Igeo</i> ). ....	141
6.2.2.4 Coeficiente de Concentración ( <i>CC</i> ). ....	143
6.2.2.5 Especiación del mercurio (Hg).....	145
6.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson. ....	149
6.2.3 Impacto Ambiental. ....	151
6.2.3.1 Potenciales fuentes de las POAs del litoral de Castrillón. ....	151
6.2.3.2 Contaminación por elementos traza en Castrillón: ....	155

6.3 Conclusiones. ....	158
7 Ría de Avilés.....	162
7.1 Introducción a la ría de Avilés. ....	162
7.1.1 San Balandrán. ....	165
7.1.2 Peña del Caballo.....	167
7.1.3 El Arañón.....	167
7.2 Resultados e Interpretación. ....	168
7.2.1 Petrografía Orgánica.....	168
7.2.1.1 Composición petrográfica de las muestras de la ría de Avilés. ....	168
7.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones encontrados en la ría de Avilés.....	172
7.2.2 Geoquímica Inorgánica de la ría de Avilés.....	175
7.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza de interés medioambiental. .....	175
7.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( <i>EF</i> ).....	179
7.2.2.3 Índice de Geoacumulación ( <i>Igeo</i> ). ....	181
7.2.2.4 Coeficiente de Concentración ( <i>CC</i> ). ....	183
7.2.2.5 Especiación del mercurio ( <i>Hg</i> ).....	184
7.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson. ....	187
7.2.3 Impacto Ambiental: .....	189
7.2.3.1 Potenciales fuentes de las POAs en la ría de Avilés:.....	189
7.2.3.2 Contaminación por elementos traza en la ría de Avilés: .....	191

7.3 Conclusiones. ....	197
8 Paisaje Protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño. ....	200
8.1 Introducción al Paisaje Protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño. ..	200
8.1.1 Playas del Paisaje Protegido de Cabo Peñas. ....	202
8.1.1.1 Xagó. ....	202
8.1.1.2 Portazuelos y cabo Negro. ....	203
8.1.1.3 Verdicio. ....	204
8.1.1.4 Llumeres. ....	205
8.1.1.5 Bañugues. ....	206
8.1.1.1 Moniello. ....	208
8.1.2 Playas de Gozón. ....	208
8.1.2.1 Luanco. ....	208
8.1.2.1 Samarincha. ....	210
8.1.2.2 El Dique. ....	210
8.1.2.3 Aramar. ....	211
8.1.2.4 Antromero. ....	211
8.1.3 Playas de Carreño. ....	212
8.1.3.1 Candás. ....	212
8.1.3.1 Perlora: ....	214
8.2 Resultados e Interpretación. ....	215
8.2.1 Petrografía Orgánica. ....	215

8.2.1.1 Composición petrográfica de las muestras del área de Cabo Peñas.....	215
8.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones encontrados el área de Cabo Peñas. ..	224
8.2.2 Geoquímica Inorgánica del área de cabo Peñas. ....	230
8.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza de interés medioambiental. .....	230
8.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( <i>EF</i> ).....	236
8.2.2.3 Índice de Geoacumulación ( <i>Igeo</i> ). ....	237
8.2.2.4 Coeficiente de Concentración ( <i>CC</i> ). ....	239
8.2.2.5 Especiación del mercurio (Hg).....	240
8.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson. ....	243
8.2.3 Impacto Ambiental. ....	245
8.2.3.1 Potenciales fuentes de las POAs en el área de Cabo Peñas. ....	245
8.2.3.2 Contaminación por elementos traza en el Paisaje Protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño. ....	250
8.3 Conclusiones. ....	256
9 Playas urbanas de Gijón. ....	259
9.1 Introducción al entorno de las playas de Gijón. ....	259
9.1.1 El Arbeyal.....	262
9.1.2 Poniente.....	263
9.1.3 San Lorenzo.....	264
9.2 Resultados e Interpretación. ....	266

9.2.1 Petrografía Orgánica.....	266
9.2.1.1 Composición petrográfica de las playas de Gijón.....	267
9.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones encontrados en las playas de Gijón. ..	277
9.2.2 Geoquímica Inorgánica de las playas urbanas de Gijón.....	285
9.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza.....	285
9.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( <i>EF</i> ).....	289
9.2.2.3 Índice de Geoacumulación ( <i>Igeo</i> ). .....	291
9.2.2.4 Coeficiente de Concentración ( <i>CC</i> ). .....	293
9.2.2.5 Especiación del mercurio ( <i>Hg</i> ).....	295
9.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson. ....	297
9.2.3 Impacto Ambiental. ....	299
9.2.3.1 Fuentes de las POAs en las playas de Gijón. ....	299
9.2.3.2 Contaminación por elementos traza en las playas de Gijón.....	302
9.3 Conclusiones: .....	309
10 Contaminación de las playas de la Costa Central Asturiana por compuestos orgánicos (PAHs y PCBs). ....	311
10.1 Introducción. ....	311
10.1.1 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs).....	311
10.1.2 Bifenilos Policlorados (PCBs). ....	312
10.2 Contaminación por PAHs. ....	313
10.2.1 Concentración y distribución de PAHs en la C.C.A.....	313

10.2.2 Correlación entre el contenido en carbón de las muestras y las concentraciones de PAHs en las playas de la C.C.A. ....	331
10.2.3 Evaluación del riesgo para el medio ambiente y la salud humana.....	335
10.2.3.1 Medio Ambiente.....	335
10.2.3.2 Potencial riesgo para la salud humana y los ecosistemas acuáticos.....	350
10.2.4 Origen y procedencia de los PAHs.....	362
10.3 Contaminación por PCBs.....	372
10.4 Conclusiones.....	373
11 Conclusiones generales: .....	377
Bibliografía.....	383
Anexo I: Resultados del análisis ICP-MS.....	401



## **Agradecimientos:**

En primer lugar, quiero expresar mi profunda gratitud al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) por respaldar el proyecto intramural “Impacto ambiental de la gestión del carbón y sus residuos durante los últimos 200 años en el litoral de Asturias. Valoración como fuente de materias primas críticas”, en el cual se enmarca esta tesis.

En segundo lugar, pero no menos importante, quiero reconocer la invaluable contribución de mis directoras de tesis, las doctoras Isabel Suárez Ruiz y Mercedes Diaz Somoano, por proporcionar los recursos económicos necesarios para el desarrollo de este proyecto. Sin su constante respaldo y orientación, esta tesis no habría tenido éxito. Reconocimiento especial a Isabel Suárez Ruiz por contribuir al desarrollo de este trabajo en condiciones de salud adversas y por alargar su jubilación para que este manuscrito pueda presentarse en la Universidad.

Mis gracias a Amalia Jiménez Bautista, de la Universidad de Oviedo, por asumir el rol de tutora de la tesis y brindarme su ayuda inestimable en medio de la burocracia académica.

Mi sincero agradecimiento al Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbón (INCAR – CSIC) y a todo su personal, especialmente al director Fabian Suárez García y al exdirector Fernando Rubiera González. El INCAR - CSIC ha sido mi hogar académico durante los últimos cuatro años, proporcionando el apoyo necesario para acceder a los recursos materiales y completar este proyecto con éxito.

Doy las gracias a Dionisio Luis García, quien, como ayudante del grupo de petrología, ha sido fundamental desde el principio del proyecto. Sin su colaboración, habría sido imposible tomar, preparar y pulir las más de 300 muestras que forman la base de esta tesis. También agradezco a Carmen Miembro, quien se incorporó recientemente como ayudante al grupo.

Un agradecimiento especial a Joana Ribeiro por acogerme en Coímbra durante mi estancia en la universidad y por su valioso aporte en los comentarios y análisis de datos geoquímicos.

A los miembros del grupo de Metales y Medio Ambiente, Patricia y Carolina, por su colaboración en los análisis de mercurio y su ayuda para aligerar mi carga de trabajo.

Expreso mi gratitud a Diego Álvarez, del servicio de análisis del INCAR – CSIC, por su celeridad y disposición para obtener los datos de cenizas de las muestras.

A Beatriz y Azucena del servicio de análisis medioambientales de la Universidad de Oviedo, quienes siempre han estado dispuestas a gestionar las muchas muestras que hemos enviado a lo largo de los años.

A mis compañeros y amigos entre los demás doctorandos y becarios del INCAR – CSIC, Judith, Luis, Eleonora, María y Alberto, por su compañía, apoyo emocional, camaradería y buen ambiente.

A mis gatos, Komi y Sora, por acompañarme en el escritorio de casa durante la elaboración de esta memoria.

Por último, quiero expresar mi agradecimiento a mi pareja, Estefanía, quien siempre me ha apoyado y ha creído en mi capacidad para completar esta tesis, así como al resto de mi familia. Especialmente a mi madre, quien siempre supo encontrar la forma de motivarme para sacar mi máximo potencial.

## Lista de Tablas:

<b>Tabla 4.1</b> Número de muestras tomadas y analizadas por área y localidad. Se incluye referencia a la figura con el mapa del muestreo realizado para cada una de las localidades. ....	54
<b>Tabla 4.2</b> Límites de detección y límite superior para los 59 elementos analizados vía ICP-MS. Datos proporcionados por los laboratorios donde se realizaron los análisis. ....	59
<b>Tabla 4.3</b> Clasificación de carbón empleada en este estudio, siguiendo las normas ISO 11760 (2018) y ASTM D488-17 (2018). ....	63
<b>Tabla 4.4</b> Clasificación del enriquecimiento del sedimento en un elemento dado en función del valor de <i>EF</i> para este, siguiendo la clasificación presentada por Barbieri y colaboradores (2016). ....	64
<b>Tabla 4.5</b> Clasificación de la contaminación por un elemento dado en función del valor de <i>Igeo</i> calculado para este, según Barbieri et al., 2016. ....	66
<b>Tabla 4.6</b> Clasificación del contenido en elemento para una muestra dada en función del valor de <i>CC</i> , según Dai y colaboradores (2015). ....	67
<b>Tabla 4.7</b> Clasificación de las muestras en función de su contenido de PAHs, siguiendo el estándar europeo para suelos (Maliszewska-Kordybach, 1996). ....	68
<b>Tabla 4.8</b> Valores de los Niveles Genéricos de Referencia para otros usos del suelo y la protección de organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) para algunos de los 16 PAHs de interés medioambiental estudiados. ....	68
<b>Tabla 4.9</b> Concentraciones de referencia utilizadas para el cálculo de <i>EF</i> , <i>Igeo</i> y <i>CC</i> . Las concentraciones de la UCC fueron tomadas de Rudnick y Gao (2014), mientras que las concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn en la costa asturiana provienen de Sanz-Prada et al. (2020). ....	69

<b>Tabla 5.1</b> Composición de las muestras de El Aguilar (AGUI) y la Ría del Nalón (RN) en términos de fracción orgánica e inorgánica.....	77
<b>Tabla 5.2</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica para las muestras MB - 1 a MB - 51 del Playón de Bayas. ....	78
<b>Tabla 5.3</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica para las muestras de MB - 52 a MB - 88 del Playón de Bayas.....	79
<b>Tabla 5.4</b> Composición petrográfica de las muestras de El Aguilar (AGUI) y la ría del Nalón (RN), determinada por contaje de puntos.....	80
<b>Tabla 5.5</b> Composición petrográfica de las muestras MB – 1 a MB – 51 del playón de Bayas, determinada por contaje de puntos.....	81
<b>Tabla 5.6</b> Composición petrográfica de las muestras MB – 52 a MB – 88 del playón de Bayas, determinada por contaje de puntos.....	82
<b>Tabla 5.7</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de la ría del Nalón. ....	86
<b>Tabla 5.8</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras MB – 1 a MB – 51 del playón de Bayas. ....	87
<b>Tabla 5.9</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras MB – 51 a MB – 88 del playón de Bayas. ....	88
<b>Tabla 5.10</b> Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en el area de la desembocadura del Nalón. Se incluyen en la tabla los valores máximo, mínimo y la media, mediana y media truncada para cada uno de los elementos. ....	92
<b>Tabla 5.11</b> Valores medios de $EF_{agui}$ , $EF_{ucc}$ y $EF_{sel}$ para las tres localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón. Los valores de $EF$ fueron clasificados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017) .....	94

<b>Tabla 5.12</b> Valores medios de <i>Igeo<sub>agui</sub></i> , <i>Igeo<sub>ucc</sub></i> y <i>Igeo<sub>sel</sub></i> calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón. Los valores de <i>Igeo</i> fueron clasificados según Barbieri (2017).....	96
<b>Tabla 5.13</b> Valores medios de <i>CC<sub>agui</sub></i> , <i>CC<sub>ucc</sub></i> y <i>CC<sub>sel</sub></i> calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón. Los valores de <i>CC</i> fueron clasificados según Dai et al. (2015). .....	97
<b>Tabla 5.14</b> Concentración de mercurio, temperatura máxima de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las muestras de la desembocadura del Nalón analizadas via HgTDP.....	98
<b>Tabla 5.15</b> Edad, reflectancia y clases de carbones explotados en las cuencas mineras de la cuenca hidrográfica del Nalón. Según Colmenero et al. (2008). .....	108
<b>Tabla 6.1</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica para las muestras de Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN / ASJN). .....	123
<b>Tabla 6.2</b> Composición petrográfica de las muestras de Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN / ASJN) determinada por contaje de puntos. ....	124
<b>Tabla 6.3</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de la Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN / ASJN). .....	130
<b>Tabla 6.4</b> Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en el litoral de Castrillón para las muestras de las playas de Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN). Se incluyen en la tabla los valores máximos, mínimos, la media, mediana y media truncada. ....	137

<b>Tabla 6.5</b> Valores medios de $EF_{agui}$ , $EF_{ucc}$ y $EF_{sel}$ para las tres localidades estudiadas en el litoral de Castrillón. Los valores de $EF$ fueron clasificados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017) .....	140
<b>Tabla 6.6</b> Valores medios de $Igeo_{agui}$ , $Igeo_{ucc}$ y $Igeo_{sel}$ calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas el litoral de Castrillón. Los valores de $Igeo$ fueron clasificados según Barbieri (2017) .....	143
<b>Tabla 6.7</b> Valores medios de $CC_{agui}$ , $CC_{ucc}$ y $CC_{sel}$ calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en el litoral de Castrillón. Los valores de $CC$ fueron clasificados según Dai et al. (2015). .....	144
<b>Tabla 6.8</b> Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las muestras de Munielles (MMU), Bahínas (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN). .....	146
<b>Tabla 7.1</b> Composición de las muestras de San Balandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA) en términos de fracción orgánica e inorgánica. ....	169
<b>Tabla 7.2</b> Composición petrográfica de las muestras de San Balandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA). Determinada por conteo de puntos. ....	170
<b>Tabla 7.3</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de San Balandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA). ....	174
<b>Tabla 7.4</b> Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental para las muestras de San Banlandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA). Se incluyen en la tabla los valores máximos, mínimos, la media, mediana y media truncada. ....	177
<b>Tabla 7.5</b> Valores medios de $EF_{agui}$ , $EF_{ucc}$ y $EF_{sel}$ para las tres localidades estudiadas en la ría de Avilés. Los valores de $EF$ fueron clasificados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017) .....	180

<b>Tabla 7.6</b> Valores medios de Igeoagui, Igeoucc y Igeosel calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas la ría de Avilés. Los valores de Igeo fueron clasificados según Barbieri (2017). .....	182
<b>Tabla 7.7</b> Valores medios de $CC_{agui}$ , $CC_{ucc}$ y $CC_{sel}$ calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en la ría de Avilés. Los valores de CC fueron clasificados según Dai et al. (2015). .....	183
<b>Tabla 7.8</b> Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las muestras de la ría de Avilés. ....	185
<b>Tabla 8.1</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP). ....	215
<b>Tabla 8.2</b> Composición petrográfica de las muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP). .....	217
<b>Tabla 8.3</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP). ....	224
<b>Tabla 8.4</b> Concentraciones determinadas mediante ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en el área de Cabo Peñas, para las muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP). .....	231

<b>Tabla 8.5</b> Valores medios de $EF_{agui}$ , $EF_{ucc}$ y $EF_{sel}$ para las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de cabo Peñas, Gozón y Carreño. Los valores de $EF$ fueron etiquetados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017). .....	236
<b>Tabla 8.6</b> Valores medios de $Igeo_{agui}$ , $Igeo_{ucc}$ y $Igeo_{sel}$ calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de Cabo Peñas, Gozón y Carreño. Los valores de $Igeo$ fueron clasificados según Barbieri (2017). ...	238
<b>Tabla 8.7</b> Valores medios de $CC_{agui}$ , $CC_{ucc}$ y $CC_{sel}$ calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de Cabo Peñas, Gozón y Carreño. Los valores de $CC$ fueron catalogados atendiendo a la clasificación de Dai et al. (2015). .....	239
<b>Tabla 8.8</b> Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en muestras de las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de Cabo Peñas, Gozón y Carreño.....	241
<b>Tabla 9.1</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras de El Arbeyal. ....	268
<b>Tabla 9.2</b> Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras de la playa de El Arbeyal. Fuente: Tomillo (2020); Suárez - Ruiz et al. (2023). .....	268
<b>Tabla 9.3</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras de Poniente.....	268
<b>Tabla 9.4</b> Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras de la playa de Poniente. Fuente: Tomillo (2020); Suárez - Ruiz et al. (2023) .....	268
<b>Tabla 9.5</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras tomadas en San Lorenzo durante una situación regular. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023). ....	270

<b>Tabla 9.6</b> Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras tomadas en San Lorenzo durante un escenario regular. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	272
<b>Tabla 9.7</b> Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras tomadas en San Lorenzo durante episodios de avenida de carbón. Fuente: Tomillo (2019, 2020); Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	274
<b>Tabla 9.8</b> Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras tomadas en San Lorenzo durante las avenidas de carbón de 2018, 2019 y 2020. Fuente: Tomillo (2019, 2020); Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	275
<b>Tabla 9.9</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de El Arbeyal. Fuente: Tomillo (2020), Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	278
<b>Tabla 9.10</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de Poniente. Fuente: Tomillo (2020), Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	278
<b>Tabla 9.11</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras recogidas en San Lorenzo durante una situación regular. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020) y Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	279
<b>Tabla 9.12</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras recogidas en San Lorenzo en las avenidas de carbón producidas en 2018, 2019 y 2020. Fuente: Tomillo (2019, 2020); Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	281
<b>Tabla 9.13</b> Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para los fragmentos de carbón recogidos en San Lorenzo. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023). .....	282

<b>Tabla 9.14</b> Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). .....	286
<b>Tabla 9.15</b> Valores medios de $EF_{agui}$ , $EF_{ucc}$ y $EF_{sel}$ y su clasificación para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). .....	290
<b>Tabla 9.16</b> Valores medios de $Igeo_{agui}$ , $Igeo_{ucc}$ y $Igeo_{sel}$ calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). .....	292
<b>Tabla 9.17</b> Valores medios de $CC_{agui}$ , $CC_{ucc}$ y $CC_{sel}$ calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). Los valores de CC fueron clasificados según Dai et al. (2015). .....	294
<b>Tabla 9.18</b> Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). .....	295
<b>Tabla 10.1</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de El Aguilar (Agui) y la ría del Nalón (RN), en la desembocadura del Nalón. ....	314
<b>Tabla 10.2</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras del playón de Bayas, en la desembocadura del Nalón. ....	315
<b>Tabla 10.3</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Bahinas (AGB) y Munielles (MMU), Castrillón. ....	317
<b>Tabla 10.4</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Santa María del Mar (AGSM) y Arnao (AGA), Castrillón. ....	318

<b>Tabla 10.5</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN), Castrillón.....	319
<b>Tabla 10.6</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de la playa de San Balandrán (MSB – 8, 9 y 12) y la ensenada de San Balandrán (MSB – 15, 16, 19, 21, 22, 23, 27, 29 y 30), en la ría de Avilés.....	321
<b>Tabla 10.7</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Luanco (MLU), Samarincha (MPS-1) y El Dique (El Dique), en el área de Cabo Peñas.....	324
<b>Tabla 10.8</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP – 1), en el área de Cabo Peñas.....	325
<b>Tabla 10.9</b> Concentración de los 16 PAHs de interés, $\Sigma$ LMWPAHs, $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs, $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs y $\Sigma$ 16PAHs para las muestras del playón de El Arbeyal (M9 y M42), Poniente (M11 y M47) y San Lorenzo (M14, M26, M29, M34, M31, M36 y M38) en Gijón. ....	327
<b>Tabla 10.10</b> Clasificación de las muestras analizadas, divididas en áreas, de acuerdo con Maliszewska-Kordybach (1996) .....	335
<b>Tabla 10.11</b> Numero de muestras, por área, cuyas concentraciones superan los Niveles Genéricos de Referencia.....	336
<b>Tabla 10.12</b> Numero de muestras, por área, cuyas concentraciones sobrepasan el NGR para otros usos del suelo (Ministerio de la Presidencia, 2005).....	349

<b>Tabla 10.13</b> Localidades en las que se sobrepasa mas de 100 veces el NGR para alguno de los 12 PAHs tenidos en cuenta (Ministerio de Presidencia, 2005). .....	349
<b>Tabla 10.14</b> Valores de TEF <sub>i</sub> (Nisbet y Lagoy, 1992) y MEF <sub>i</sub> (Durant et al., 1996). .....	351
<b>Tabla 10.15</b> Numero, y porcentaje, de muestras que presentan un potencial mutagénico mayor que carcinogénico ((MEQ <sub>BaP</sub> ) 8 PAHs > (TEQ <sub>BaP</sub> ) 16 PAHs) y que superan el límite de 0,6 mg/kg para (TEQ <sub>BaP</sub> ) 16 PAHs (Chen et al., 2018; Deelaman et al., 2023).....	352
<b>Tabla 10.16</b> Muestras que presentan una diferencia significativa entre su potencial mutagénico ((MEQ <sub>BaP</sub> )8 PAHs) y carcinogénico ((TEQ <sub>BaP</sub> ) 16 PAHs).....	353
<b>Tabla 10.17</b> Muestras que superan el límite de 0,6 mg/kg para (TEQ <sub>BaP</sub> ) 16 PAHs, consideradas como altamente toxicas. ....	354
<b>Tabla 10.18</b> Número de muestras, por área, con valores por debajo del ERL (< ERL), entre el ERL y EMR (>ERL) y por encima del EMR (>EMR) .....	356
<b>Tabla 10.19</b> Clasificación del riesgo para las playas en las que se ha determinado el contenido en PAHs de las muestras. Según Cao et al. (2010).....	360
<b>Tabla 10.20</b> Medias, por playa, de las relaciones entre PAHs de alto y bajo peso molecular ( $\sum$ HMW/ $\sum$ LMW), fenantreno/antraceno (Phe/Ant), fluoranteno/pireno (Flu/Pyr), benzo(a)antraceno y criseno (BaA/(BaA+Chry)) e indeno(1,2,3-c,d)pireno y benzo(g,h,i)perileno. ....	363
<b>Tabla 10.21</b> Contenido en los PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180 para las playas de la C.C.A.....	372

## Lista de Figuras:

<b>Figura 1.1</b> Imagen de la escombrera de Reicastro, situada entre Ujo y Mieres, a principios de los años 80. Al pie de la escombrera se puede observar el río Caudal, afluente del Nalón. Imagen tomada de: El blog del Mierense.....	35
<b>Figura 1.2</b> Ejemplo de las manchas que se dan en las playas al este de Cabo Peñas, imagen tomada en la playa de Antromero (Gozón). .....	37
<b>Figura 4.1</b> Fotografía del muestreador utilizado en las distintas campañas de muestreo y ejemplo de toma de muestra sobre mancha de carbón. ....	55
<b>Figura 4.2</b> Esquema del proceso de preparación de las muestras para los distintos análisis realizados.....	57
<b>Figura 5.1</b> Mapa de situación para la zona de la desembocadura del Nalón. ....	72
<b>Figura 5.2</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de El Aguilar.....	74
<b>Figura 5.3</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la Ría del Nalón, zona de la desembocadura del Nalón. ....	75
<b>Figura 5.4</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en el Playón de Bayas, sector de Los Quebrantos .....	75
<b>Figura 5.5</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en el Playón de Bayas, sector de El Sablón, en zona de la desembocadura del Nalón.....	76
<b>Figura 5.6</b> Fotografías tomadas en microscopia de luz blanca reflejada y con objetivo (x50) de inmersión en aceite de los componentes de la fracción orgánica para muestras de la ría del Nalón. A) mezcla de pizarra carbonosa y carbón, B) coque de carbón, C) coque de carbón (B) con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de $1\lambda$ , D) mezcla de carbón y coque de carbón, E) mezcla anterior (D) con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de $1\lambda$ y F) mezcla de distintos tipos de carbones y pizarra carbonosa. ....	83

<b>Figura 5.7</b> Fotografías tomadas en microscopía de luz blanca reflejada y con objetivo (x50) de inmersión en aceite de la fracción orgánica para muestras del playón de Bayas. A) pizarra carbonosa, B) carbón, C) mezcla de pizarra carbonosa y un carbón de alto rango, D) mezcla de carbón y coque de carbón, E) mezcla anterior (D) con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de $1\lambda$ y F) mezcla de distintos tipos de carbones, pizarra carbonosa y coque de carbón. ....	84
<b>Figura 5.8</b> Fotografía arena de la zona de la desembocadura del Nalón sobre la que se ha esquematizado las condiciones de energía en el playón de Bayas. Marcados en rojo se pueden apreciar los diques que protegen la zona. ....	85
<b>Figura 5.9</b> Histogramas representando la distribución de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras RN - 4, RN - 11, RN - 15 y RN - 21 de la Ría del Nalón. ....	89
<b>Figura 5.10</b> Histogramas representando la distribución de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras MB - 2, MB - 20, MB - 46 y MB - 20 del playón de Bayas. ....	90
<b>Figura 5.11</b> Representación de la concentración media para los 18 elementos estudiados en el Aguilar, la ría del Nalón y el playón de Bayas. ....	93
<b>Figura 5.12</b> Perfil de desorción para la muestra RN-20 (Ría del Nalón). ....	99
<b>Figura 5.13</b> Perfil de desorción de la muestra AGUI-1 (Playa del Aguilar). ....	100
<b>Figura 5.14</b> Perfil de desorción para la muestra MB-25 (Playón de Bayas). ....	100
<b>Figura 5.15</b> Espectro de absorción para la muestra MB-20 (Playón de Bayas. ....	101
<b>Figura 5.16</b> Correlaciones de Pearson calculadas para el área de la desembocadura del Nalón para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras. ....	102
<b>Figura 5.17</b> Dendritas calculadas como resultado del enlace jerárquico de los elementos en función a la correlación de Pearson de sus concentraciones en el área de la desembocadura del Nalón. ....	103

<b>Figura 5.18</b> Cuenca hidrográfica del Nalón y sus principales afluentes. En la figura se incluyen algunas de localidades (núcleos urbanos) vinculadas a la explotación del carbón en Asturias. ....	105
<b>Figura 5.19</b> Figura tomada de Colmenero et al. (2008). Mapa geológico esquemático de la Cordillera Cantábrica mostrando la localización de las cuencas carboníferas más importantes. ....	107
<b>Figura 6.1</b> Mapa de situación para las playas estudiadas en el litoral de Castrillón. ....	115
<b>Figura 6.2</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Munielles, Castrillón. ....	117
<b>Figura 6.3</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Bahínas, Castrillón. ....	117
<b>Figura 6.4</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Santa María del Mar, Castrillón. ....	119
<b>Figura 6.5</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Arnao, Castrillón. ....	119
<b>Figura 6.6</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Salinas, Castrillón. ....	121
<b>Figura 6.7</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de San Juan de Nieva / El Espartal, Castrillón. ....	122
<b>Figura 6.8</b> Fotografías tomadas en microscopía de luz blanca reflejada y con objetivo (x50) de inmersión en aceite de los componentes de la fracción orgánica para muestras del área de Castrillón. A) pizarra carbonosa (Munielles), B) y C) coque de carbón sin y polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de $1\lambda$ (Bahínas), D) mezcla de carbón y pizarra carbonosa (Bahínas), E) mezcla de distintos tipos de carbón y pizarra carbonosa (Salinas), F) y	

G) char (Santa María del Mar), H) e I) mezcla de carbones de distintos rangos, sedimento y pizarra carbonosa (Santa María del Mar).....	128
<b>Figura 6.9</b> Histogramas con la distribución de la reflectancia de la vitrinita para muestras representativas de la playa de Munielles, Bahínas, Santa María del Mar, Arnao, Salinas y San Juan de Nieva. ....	129
<b>Figura 6.10</b> Comparativa entre un histograma representativo de las manchas carbonáceas de la playa de Salinas y otro correspondiente a la mancha aparecida en Abril de 2021 en la playa de San Juan. Nótese la diferencia en la distribución de los valores de la reflecta .....	133
<b>Figura 6.11</b> Gráficas con la concentración media de Zn, Pb, Cd y Ag en cada una de las playas estudiadas en Castrillón.....	136
Figura 6.12 Distribución de las concentraciones medias de Se en el área de Castrillón.....	138
<b>Figura 6.13</b> Distribución de las concentraciones medias de Cu, Cr y Ni en las áreas del Nalón y Castrillón .....	139
<b>Figura 6.14</b> Distribución de las concentraciones medias de Ba, Be, Mn, Ni, Sn y V en las playas del Castrillón. ....	139
<b>Figura 6.15</b> Espectro de absorción para la muestra MMU-7, de la playa de Munielles. ....	147
<b>Figura 6.16</b> Espectro de absorción para la muestra AGS-4, de la playa de Salinas.....	147
<b>Figura 6.17</b> Espectro de absorción para la muestra MSJN – 1, en la playa de San Juan de Nieva. ....	148
<b>Figura 6.18</b> Correlaciones de Pearson calculadas para el área de Castrillón para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras. ....	149
<b>Figura 6.19</b> Dendritas calculadas como resultado del análisis jerárquico mediante el método del enlace promedio de los elementos en función a la correlación de Pearson de sus concentraciones en el área de la desembocadura del Nalón.....	151

<b>Figura 6.20</b> Imagen de las manchas de material carbonoso aparecidas en Salinas en septiembre de 2013, tomada de La Nueva España (Montes, 2013). Estas manchas aparecieron en el extremo occidental de la playa, cerca de la zona de la Peñona. ....	153
<b>Figura 6.21</b> Concentraciones medias de Hg, Sb y As en las playas de las áreas del Nalón y Castrillón. ....	156
<b>Figura 6.22</b> Concentraciones medias de Cu, Ni y Cr para las playas de las áreas del Nalón y Castrillón.....	158
<b>Figura 7.1</b> Mapa de situación para el área de la Ría de Avilés.....	163
<b>Figura 7.2</b> Industrias localizadas en las inmediaciones de la ría de Avilés.....	163
<b>Figura 7.3</b> Unidades morfológicas que conforman la zona de San Balandrán. Para este trabajo la ensenada de Llodero, junto con la playa de Zeluán se considera una única unidad: ensenada de San Balandrán.....	166
<b>Figura 7.4</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de San Balandrán y la ensenada de Llodero, en la Ría de Avilés. ....	166
<b>Figura 7.5</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en las playas de El Arañón (Oeste) y Peña del Caballo (Este), situada en el canal de la Ría de Avilés. ....	168
<b>Figura 7.6</b> Fotografías tomadas en microscopia de luz blanca reflejada y con objetivo de inmersión en aceite de algunos de los componentes de la fracción orgánica para muestras de la ría de Avilés. A) y B) carbón (San Balandrán), C) grafito con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de $1\lambda$ . (San Balandrán), D) coque de carbón, E) con parcialmente cruzados y placa de retardo de $1\lambda$ (El Arañón) y F) pizarra carbonosa (Arañón). El lado largo de las fotografías tiene una dimensión de aproximadamente $500\mu\text{m}$ . ....	172
<b>Figura 7.7</b> Histogramas representando la distribución de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de San Balandrán (MSB – 16 y 28), Peña Caballo (MPC-3) y el Arañón (MPA-4).....	175

<b>Figura 7.8</b> Concentraciones medias de Zn, Pb y Cd en las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón y la ría de Avilés.....	178
<b>Figura 7.9</b> Perfil de desorción para la muestra MSB - 12 (Playa de San Balandrán). ....	186
<b>Figura 7.10</b> Perfil de desorción para la muestra MSB - 16 (Ensenada de San Balandrán)...	186
<b>Figura 7.11</b> Perfil de desorción de la muestra MSB - 29 (Ensenada de San Balandrán). ....	187
<b>Figura 7.12</b> Correlaciones de Pearson calculadas para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras de la ría de Avilés. ....	188
<b>Figura 7.13</b> Dendritas resultantes del análisis jerárquico utilizando el método de enlace promedio, basado en la correlación de Pearson de las concentraciones de elementos en la ría de Avilés.....	189
<b>Figura 7.14</b> Fotografías del muelle Raíces tomadas desde la playa de San Balandrán. En la imagen se muestran las operaciones de descarga de graneles sólidos. Se pueden apreciar los aspersores que se emplean para regar las pilas de diversos materiales, evitando que se levanten polvaredas.....	190
<b>Figura 7.15</b> Concentración media de Hg en las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón y la ría de Avilés. ....	193
<b>Figura 7.16</b> Concentración media de Sb para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón y la ría de Avilés. ....	194
<b>Figura 7.17</b> Mapa Geoquímico con las concentraciones de antimonio (Sb) en la zona central de Asturias. Datos tomados del Atlas Geoquímico de España (IGME, 2012). ....	195
<b>Figura 7.18</b> Concentraciones medias de Cr y Ni para las localidades estudiadas en las áreas de la desembocadura del Nalón, Castrillón y la ría de Avilés.....	196
<b>Figura 7.19</b> Concentraciones medias de Se para las localidades estudiadas en las áreas de la desembocadura del Nalón, Castrillón y la ría de Avilés.....	196
<b>Figura 8.1</b> Mapa de situación para el sector occidental de cabo Peñas.....	201

<b>Figura 8.2</b> Mapa de situación para el sector oriental de cabo Peñas.....	201
<b>Figura 8.3</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Xagó (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	202
<b>Figura 8.4</b> Fotografías áreas del entorno de la playa de Portazuelos y Cabo Negro. A la derecha, ortofoto del año 1956, a la derecha ortofoto del año 2021 (PNOA2021). En ellas se puede observar la evolución de las playas de Riba Pachón y Portazuelos, resultado de la acumulación de residuos siderúrgicos (en imagen derecha).....	203
<b>Figura 8.5</b> Mapa con la localización de las muestras tomada en la playa de Portazuelos (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	204
<b>Figura 8.6</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Verdicio (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	205
<b>Figura 8.7</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la ensenada de Llumeres (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	206
<b>Figura 8.8</b> Manchas carbonosas encontradas en la playa de Bañugues en el verano de 2021. ....	207
<b>Figura 8.9</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa Bañugues (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	207
<b>Figura 8.10</b> Mapa con la localización de la muestra tomada en la playa de Moniello (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	208
<b>Figura 8.11</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en las playas Luanco (MLU- 5, 6 y 7), La Ribera (MLU – 1, 2, 3 y 4) y Samarincha (MPS -1). Concejo de Gozón, área de Cabo Peñas.....	209
<b>Figura 8.12</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en las playas de El Dique (Oeste) y Aramar (Este) (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	210

<b>Figura 8.13</b> Manchas de material carbonoso presente en Antromero durante la campaña de muestreo, junio de 2021. ....	211
<b>Figura 8.14</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Antromero (Gozón), en el área de Cabo Peñas.....	212
<b>Figura 8.15</b> Manchas de material carbonoso en la playa del puerto de Candás, junio 2021.	213
<b>Figura 8.16</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa del puerto de Candás (MCAN – 1 a 3) y La Palmera (MCAN – 4 a 6) (Carreño), en el área de Cabo Peñas. ....	213
<b>Figura 8.17</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Perlora (Carreño), en el área de Cabo Peñas. ....	214
<b>Figura 8.18</b> Fotografías tomadas en microscopia de luz blanca reflejada y con objetivo de inmersión en aceite de algunos de los componentes de la fracción orgánica para muestras del área de cabo Peñas. A) y B) coque de carbón sin y con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de de $1\lambda$ (Candás), C) mezcla de carbones de distinto rango y coque de carbón (Luanco), D) y E) char sin y con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de de $1\lambda$ (Luanco), F) Mezcla de pizarra carbonosa y carbones (Bañugues), G) pizarra carbonosa (Portazuelos), H) Partícula Térmicamente Alterada (PTA) (Portazuelos) y I) PTA y char (Portazuelos).....	219
<b>Figura 8.19</b> Ejemplo del modo de aparición de las POAs en la playa de Verdicio.....	220
<b>Figura 8.20</b> Histogramas con la distribución de la reflectancia de la vitrinita para muestras representativas de la playa de Xagó, Portazuelos, Verdicio, Bañugues y Luanco. ....	228
<b>Figura 8.21</b> Histogramas con la distribución de la reflectancia de la vitrinita para muestras representativas de la playa de Samarincha, El Dique, Aramar, Antromero, Candás y Perlora. ....	229
<b>Figura 8.22</b> Concentración media de Mn para las áreas de la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas. ....	233

<b>Figura 8.23</b> Concentración media de Zn para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas.....	234
<b>Figura 8.24</b> Concentración media de Mo para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas.....	235
<b>Figura 8.25</b> Concentración media de Hg para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas.....	235
<b>Figura 8.26</b> Perfil de desorción para la muestra MBA - 3 (Bañugues). .....	242
<b>Figura 8.27</b> Perfil de desorción para la muestra MPS - 1 (Samarincha).....	242
<b>Figura 8.28</b> Correlaciones de Pearson calculadas para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras de cabo Peñas. ....	243
<b>Figura 8.29</b> Dendritas calculadas como resultado del análisis jerárquico mediante el método del enlace promedio de los elementos en función a la correlación de Pearson de sus concentraciones en el área de cabo Peñas. ....	245
<b>Figura 8.30</b> Fotografía de las acumulaciones de carbón entre los pedreros en la playa de Antromero. Junio de 2021.....	247
<b>Figura 8.31</b> Mapa detallando la localización de algunas de las localidades estudiadas en el sector oriental de cabo Peñas, el parque de carbones de Aboño y el puerto de El Musel.....	249
<b>Figura 8.32</b> La fotografía tomada desde la costa de San Pedro de Antromero. En el horizonte, al igual que en otras playas al este cabo Peñas, se pueden observar las instalaciones de la ampliación del Puerto de El Musel y el Parque de Carbones (P. C.) de Aboño, situados a menos de seis kilómetros en línea recta.....	250
<b>Figura 8.33</b> Concentración media de Se para las localidades del cabo Peñas. ....	251
<b>Figura 8.34</b> Concentración media de Sb para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.....	252

<b>Figura 8.35</b> Concentraciones medias de Zn, Pb, Cd y Ag para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.....	253
<b>Figura 8.36</b> Concentraciones medias de Cr y V para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.....	255
<b>Figura 8.37</b> Concentración media de Hg para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.....	256
<b>Figura 9.1</b> Mapa de situación para las playas de Gijón (El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo). .....	260
<b>Figura 9.2</b> Industrias relacionadas con el carbón en el entorno de Gijón. ....	260
<b>Figura 9.3</b> Ejemplos de las manchas negras que periódicamente cubren las playas de Gijón. A) San Lorenzo (diciembre de 2016), fuente: El Comercio (2016). B) San Lorenzo (noviembre de 2018) Fuente: Muñiz (2018) . C) Poniente (marzo de 2019) y D) El Arbeyal (marzo de 2019). Figura tomada de Tomillo, 2019. ....	261
<b>Figura 9.4</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de El Arbeyal (Gijón). .....	262
<b>Figura 9.5</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Poniente (Gijón). .....	263
<b>Figura 9.6</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de San Lorenzo durante las avenidas de material carbonosos producidas en 2018 (M14 - M39) y 2019 – 2020 (L1 – L15) (Gijón).....	265
<b>Figura 9.7</b> Mapa con la localización de las muestras tomadas en San Lorenzo durante un escenario regular en la playa. Figura tomada de Suarez-Ruiz et al. (2020). ....	265
<b>Figura 9.8</b> Ejemplo de los fragmentos de carbón encontrados en la playa de San Lorenzo (2019). ....	266

**Figura 9.9** Fotografías tomadas en microscopía de luz blanca reflejada y con objetivo de inmersión en aceite de algunos de los componentes de la fracción orgánica para muestras de Gijón. A) Mezcla de carbones de distinto rango y composición maceral, B) y C) coque de carbón sin y con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de  $1\lambda$ , D) coque de petróleo (o fuel), E) Partícula Térmicamente Alterada (PTA) y F) partícula de char tipo *Network*.... 269

**Figura 9.10** Imágenes en microscopía óptica de luz blanca reflejada y en inmersión en aceite de cuatro de los fragmentos de carbón encontrados en San Lorenzo. A) carbón rico en intertinita, B, C y D) carbones ricos en vitrinita. Los cuatro carbones muestran distintos valores para la reflectancia de la vitrinita ( $R_o$ ), presentando distintos rangos. Figura tomada de Suárez – Ruiz et al. (2020). ..... 277

**Figura 9.11** Ejemplos al microscopio e histogramas de la mezcla de carbones de dos muestras de San Lorenzo. La distribución de los valores de reflectancia indica que se trata de mezclas de diversos carbones con diferentes rangos. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020). ..... 284

**Figura 9.12** Imágenes de mezclas de carbones identificadas por microscopía e histogramas con la distribución de los valores para la reflectancia de la vitrinita de cuatro fragmentos de carbón encontrados en San Lorenzo. A) Carbón bituminoso de altos volátiles, B) bituminoso de altos volátiles, C) bituminoso de medios volátiles y D) bituminoso de bajos volátiles. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020). ..... 284

**Figura 9.13** Concentración media de Ba, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo..... 287

**Figura 9.14** Concentración media de Cu y V para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo..... 288

**Figura 9.15** Concentraciones medias de Se y Be para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón)..... 289

**Figura 9.16** Perfil de desorción para la muestra M14 (San Lorenzo, Gijón)..... 296

<b>Figura 9.17</b> Perfil de desorción para la muestra M47 (Poniente, Gijón). .....	296
<b>Figura 9.18</b> Correlaciones de Pearson calculadas para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). .....	297
<b>Figura 9.19</b> Dendritas calculadas como resultado del análisis jerárquico mediante el método del enlace promedio de los elementos en función a la correlación de Pearson de sus concentraciones en las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). .....	298
<b>Figura 9.20</b> Ejemplo de las tormentas de polvo causadas por el efecto del viento sobre las pilas de carbón depositadas en el puerto, verano de 2015. Imagen cedida por El Comercio. Fuente: Moro (2015). .....	301
<b>Figura 9.21</b> Concentraciones medias de Hg y As para las áreas del Nalón, Castrillón, Avilés, Peñas y Gijón. ....	303
<b>Figura 9.22</b> Concentraciones medias de Sb para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón. ....	305
<b>Figura 9.23</b> Concentraciones medias de Se para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón. ....	306
<b>Figura 9.24</b> Concentraciones medias de Ni y Cu para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón. ....	307
<b>Figura 9.25</b> Concentraciones medias de Cr y Pb para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón. ....	308
<b>Figura 10.1</b> Promedio del $\sum 16\text{PAHs}$ y el contenido en carbón (% Vol.) de las muestras tomadas en las diferentes playas. ....	320
<b>Figura 10.2</b> Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para la desembocadura del Nalón. ....	328

<b>Figura 10.3</b> Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las muestras del litoral de Castrillón. ....	328
<b>Figura 10.4</b> Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las muestras de San Balandrán (ría de Avilés). ....	329
<b>Figura 10.5</b> Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las muestras de Cabo Peñas. ....	329
<b>Figura 10.6</b> Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las playas de Gijón. ....	330
<b>Figura 10.7</b> Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el $\Sigma 16$ PAHs para las muestras de toda la C.C.A. ....	332
<b>Figura 10.8</b> Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el $\Sigma 16$ PAHs para las muestras de la desembocadura del Nalón. ....	332
<b>Figura 10.9</b> Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el $\Sigma 16$ PAHs para las muestras del litoral de Castrillón. ....	333
<b>Figura 10.10</b> Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el $\Sigma 16$ PAHs para las muestras de San Balandrán (Ría de Avilés). ....	333
<b>Figura 10.11</b> Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el $\Sigma 16$ PAHs para las muestras del Cabo Peñas. ....	334
<b>Figura 10.12</b> Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el $\Sigma 16$ PAHs para las playas de Gijón. ....	334
<b>Figura 10.13</b> Comparación entre Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para la desembocadura del Nalón. ....	337

<b>Figura 10.14</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005 y el contenido de las muestras para el litoral de Castrillón.....	338
<b>Figura 10.15</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para San Balandrán (ría de Avilés).....	339
<b>Figura 10.16</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido para las muestras del área de Cabo Peñas. ....	340
<b>Figura 10.17</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para las playas de Gijón. ....	341
<b>Figura 10.18</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para la desembocadura del Nalón. ....	343
<b>Figura 10.19</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras del litoral de Castrillón. ....	344
<b>Figura 10.20</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras de San Balandrán (Ría de Avilés).....	345
<b>Figura 10.21</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras del área de Cabo Peñas.....	346

<b>Figura 10.22</b> Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las playas de Gijón. ....	347
<b>Figura 10.23</b> Grafica de dispersión de la relación BaA/(BaA+Chr) frente a Flu/(Flu+Pyr) para todas las muestras de la C.C.A. ....	366
<b>Figura 10.24</b> Grafica de dispersión de la relación Ant/(Ant+Phe) frente a Flu/(Flu+Pyr) para todas las muestras de la C.C.A. ....	367
<b>Figura 10.25</b> Grafica de dispersión de la relación IcdP/(IcdP+BghiP) frente a Flu/(Flu+Pyr) para todas las muestras de la C.C.A. ....	367
<b>Figura 10.26</b> Grafica de dispersión de la relación Ant/(Ant+Phe) frente a BaA/(BaA+Chr) para todas las muestras de la C.C.A. ....	368
<b>Figura 10.27</b> Recta de regresión para la relación indeno(1,2,3-c,d)pireno frente a benzo(g,h,i)perileno en las 5 áreas estudiadas en la C.C.A. ....	370
<b>Figura 10.28</b> Recta de regresión para la relación benzo(a)antraceno frente a criseno en las 5 áreas estudiadas en la C.C.A. ....	370
<b>Figura 10.29</b> Recta de regresión para la relación benzo(b)fluoranteno frente a benzo(k)fluoranteno en las 5 áreas estudiadas en la C.C.A. ....	371

# 1 Introducción y Objetivos.

## 1.1 Problemas medioambientales asociados al carbón.

Actualmente, el carbón se encuentra entre las principales fuentes de contaminación ambiental, con una notable presencia en diversas áreas (Morrisey y Ahrens, 2005). La contaminación asociada a este recurso puede manifestarse de dos formas distintas: por la erosión natural de las capas de carbón en las rocas o a través de los procesos antropogénicos a los que el carbón y sus derivados son sometidos (Finkelman y Greb, 2008).

Estos procesos, que abarcan desde la extracción hasta el uso final, incluyen etapas cruciales como el transporte, almacenamiento y preparación. El impacto del carbón no se limita a las emisiones generadas durante su uso, sino que se extiende a cada fase de su ciclo, constituyendo un desafío ambiental de considerable magnitud.

El carbón, caracterizado por una amplia gama de propiedades, tiene diversas aplicaciones. Su principal uso durante muchos años ha sido en plantas termoeléctricas para la generación de energía eléctrica mediante combustión (Suárez-Ruiz y Ward, 2008). También se utiliza en industrias que requieren altos consumos de energía, como la producción de cemento y la fabricación de acero, desempeñando en este último caso, un papel crucial también como agente reductor. Además, proporciona dureza y resistencia al hierro en el sector siderúrgico y tiene múltiples aplicaciones en la industria carboquímica.

Las instalaciones termoeléctricas utilizan la combustión de carbón para transformar la energía térmica generada en energía mecánica mediante turbinas de vapor. Debido a los problemas relacionados con las emisiones de CO<sub>2</sub>, este proceso ha sido objeto de penalizaciones, lo que ha llevado a su progresiva desaparición en Europa.

La industria siderúrgica somete el carbón a temperaturas superiores a 1000°C en ausencia de oxígeno para obtener coque, un componente esencial en la fundición de aluminio, acero y otros metales (Crelling, 2008; Diez et al., 2023).

En la industria carboquímica, el carbón se transforma en gas de síntesis, compuesto principalmente por hidrógeno y monóxido de carbono, mediante un proceso de gasificación. A partir de esta mezcla, mediante el proceso Fischer-Tropsch, se obtienen diversos productos químicos como amoníaco, metanol, gasolina y gasóleo (Wagner et al., 2008; Harris y Roberts, 2023).

El carbón es un componente esencial en la producción de diversos materiales de carbono. En su forma sólida, se utiliza en carbones activos, tamices moleculares, grafitos, materiales compuestos y nanomateriales de carbono. Los líquidos derivados del carbón actúan como precursores para la producción de fibras de carbono obtenidas a partir de breas, electrodos de carbón y breas ligantes, entre otros. Esta amplia gama de aplicaciones subraya su importancia como fuente de energía y recurso en la síntesis de materiales avanzados de carbono (Suárez-Ruiz y Crelling, 2008).

El uso, extracción y conversión del carbón produce graves consecuencias para la salud humana y el medio ambiente, al liberar compuestos que contaminan suelos, aguas y la atmósfera.

La extracción de carbón conlleva la destrucción de vastas extensiones de tierra y paisajes naturales, provocando erosión, inundaciones, deforestación y restringiendo el uso de terrenos para otros fines, resultando en desplazamientos ecológicos y humanos. Las escombreras de carbón generadas ocupan grandes áreas de terreno, alterando el paisaje y produciendo residuos que se lixivian con las aguas de escorrentía, liberando elementos como metales pesados y aguas contaminadas. La subsidencia del terreno es común en áreas de minería subterránea. Además,

se produce contaminación del suelo por la emisión de polvo, material particulado carbonoso y residuos asociados con la explotación, transporte, almacenamiento y uso del carbón (Finkelman y Greb, 2008; Nelson, 2023).

La utilización del carbón tiene diversos efectos sobre los recursos hídricos, como el desvío de cursos de agua o cambios en las cuencas de drenaje debido a la minería. La generación de aguas ácidas, provocada por la reacción de los sulfuros presentes en el carbón con el oxígeno del agua, contamina acuíferos y fuentes hídricas. Los recursos hídricos también pueden ser contaminados por los lixiviados de las escombreras y los lodos provenientes de los residuos de carbón, que contienen hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs, por sus siglas en inglés) y elementos traza como arsénico (As), mercurio (Hg), cadmio (Cd) y cromo (Cr). En última instancia, las aguas pueden verse afectadas por sólidos carbonosos disueltos y en suspensión (Finkelman y Greb, 2008; Achten y Hofmann, 2009; Nelson, 2023).

Los impactos del uso del carbón en el aire y la atmósfera incluyen las emisiones gaseosas de CO<sub>2</sub>, que contribuyen al cambio climático, así como SO<sub>x</sub>, que causan la lluvia ácida, y NO<sub>x</sub>, que contribuyen al smog fotoquímico. Además, la combustión del carbón produce hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y libera metales pesados volátiles como el mercurio (Hg). La combustión espontánea del carbón o de sus escombreras también produce emisiones de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) (Finkelman y Greb, 2008)

La combustión del carbón, tanto en el sector industrial como en el ámbito doméstico puede liberar elementos como el arsénico (As), el selenio (Se) y el mercurio (Hg) (Finkelman et al., 2002).

Además de su impacto en el entorno natural, la emisión de partículas pequeñas tiene un impacto significativo en la salud humana. Por ejemplo, la presencia de neumoconiosis, un grupo de

patologías pulmonares que incluye la silicosis, es común entre los mineros debido a la inhalación de partículas de polvo durante el proceso de extracción (Finkelman y Greb, 2008; Finkelman et al., 2021).

## **1.2 El carbón y su impacto en la Costa Central Asturiana (C.C.A.).**

Para alcanzar los objetivos de esta tesis, que se centra en el impacto del carbón en la Costa Central Asturiana (C.C.A.), es esencial comprender cómo el carbón afecta a los medios marinos y de transición. La contaminación de los medios costeros por carbón puede ocurrir debido a la descarga fluvial de ríos que transportan carbón y residuos mineros hasta la costa, así como por actividades de manipulación, extracción o uso del carbón en terminales de carbón y puertos marítimos (Morrisey y Ahrens, 2005; Johnson y Bustin, 2006; Suárez-Ruiz et al., 2018; Tretyakova et al., 2021).

Los vertidos durante la carga y descarga de los barcos y la erosión de pilas de carbón desprotegidas debido al viento y la lluvia pueden introducir este tipo de partículas en el medio marino (Sydor y Stortz, 1980; Johnson y Bustin, 2006). El hundimiento de barcos que transportan carbón también puede contribuir su presencia en zonas costeras, con numerosos casos documentados (French, 1993; Chapman et al., 1996; Tadeo Lozano, 2013; Suárez-Ruiz et al., 2023). Un ejemplo relevante en el área de estudio de esta tesis es el hundimiento del Castillo de Salas frente a Gijón en enero de 1986 (Fernández-Guerra, 2010).

La atenuación de la luz disponible, la presencia de materia particulada en suspensión y la liberación de sustancias orgánicas e inorgánicas son algunos de los efectos del carbón sobre los ambientes marinos. La repercusión en los organismos y su letalidad pueden variar según el tiempo de exposición y la concentración de carbón (Tretyakova et al., 2021).

Para comprender el impacto del carbón en la C.C.A., es necesario considerar las actividades relacionadas con este recurso que se han desarrollado en la región durante más de 400 años, especialmente en los últimos 200.

Las primeras actividades relacionadas con el carbón en la zona comenzaron con su extracción en los acantilados de la playa de Arnao (Castrillón, Asturias). Esta explotación, iniciada en 1591 por Fray Agustín Montero bajo el permiso otorgado por el rey Felipe II, marcó el inicio de este tipo de actividad en la Península Ibérica (Museo de la Mina de Arnao, 2021).

Posteriormente, esta explotación sería retomada por la Real Compañía Asturiana de Minas de Carbón en 1833. La mina de Arnao se convirtió en la primera con un pozo vertical de España y la única mina submarina de la época en Europa. En 1853, con la fundación de una fábrica de zinc y el establecimiento de la Real Compañía Asturiana de Minas, la actividad se extendió, formándose una aldea industrial. La actividad minera finalizaría a comienzos del siglo XX debido a infiltraciones en la mina y problemas productivos y sociales, lo que llevó al cierre de esta. Finalmente, la mina sería recuperada como museo en el año 2007 (Museo de la Mina de Arnao, 2021). Hoy en día, en la playa se pueden observar los restos de la explotación minera y las capas de carbón en el acantilado.

Aunque la presencia de carbón en las cuencas del Nalón y el Caudal era conocida desde el siglo XVI, su extracción y uso industrial no se iniciaron hasta la segunda mitad del siglo XVIII, cuando ilustrados como Jovellanos promovieron su explotación para fomentar la economía. La extracción sistemática de carbón en las minas asturianas, impulsadas por leyes y políticas estatales, dio lugar a la creación de industrias siderúrgicas, como la Fábrica de Mieres y la de la Felguera. También surgieron otras industrias secundarias, como la industria química, la fabricación de maquinaria y armamento (Fábrica de Trubia) y la industria energética en los

valles. En ocasiones, estas empresas se ubicaban cerca del río Nalón o de sus tributarios (Minas de Asturias, 2021)

La inauguración de la Carretera Carbonera en 1842 y del Ferrocarril de Langreo en 1854 permitió transportar el carbón extraído en la cuenca del Nalón hasta el puerto de Gijón, que se convirtió en el principal punto de exportación del carbón producido en la región y sigue siendo uno de los principales puertos graneleros de España. Esta conexión supuso un gran impulso para la actividad minera en Asturias.

La extracción de carbón se convirtió en una de las principales actividades económicas en las cuencas del Nalón (concejos de Laviana, San Martín del Rey Aurelio y Langreo), Caudal (Aller, Lena, Mieres, Riosa y Morcín), el suroccidente asturiano (Tineo, Cangas del Narcea, Ibias y Degaña), el valle del Trubia (Teverga y Quirós) y los concejos de Oviedo, Siero y Gijón. A mediados del siglo XX, existían más de 110 empresas dedicadas a la extracción de hulla y 55 a la extracción de antracitas, lo que permitió extraer casi 8 millones de toneladas anuales de carbón en 1961. Muchas de estas minas contaban con lavaderos y escombreras (Figura 1.1) en las cuencas de drenaje de los principales ríos de la región, como el Caudal, Trubia, Nora y Narcea (Díaz, 2018).

El río Nalón, así como su desembocadura y la costa adyacente, han sufrido los efectos de la minería de carbón. Durante los siglos XIX y XX, el Nalón y sus tributarios recibieron una gran cantidad de aportes sedimentarios de origen antrópico, como carbón y pizarras carbonosas de los lavaderos y escombreras de las explotaciones mineras, y escorias generadas por las diferentes centrales térmicas localizadas en la cuenca hidrográfica del río (Lada, Soto Ribera y Soto de la Barca), así como residuos de las industrias secundarias. En su peor etapa, el río Nalón llegó a transportar 100 kg/m<sup>3</sup> de residuos sólidos (Martínez Arévalo y Fernández Pello, 1983).



**Figura 1.1** Imagen de la escombrera de Reicastro, situada entre Ujo y Mieres, a principios de los años 80. Al pie de la escombrera se puede observar el río Caudal, afluente del Nalón. Imagen tomada de: [El blog del Mierense](#)

San Esteban de Pravia y su puerto marítimo se encuentran en la desembocadura del Nalón (Ría del Nalón). A raíz de la expansión de las explotaciones hulleras del interior, el puerto de Gijón alcanzó su capacidad máxima, haciendo necesario disponer de otro punto para la exportación marítima del carbón asturiano. En 1899, un grupo financiero conformado por accionistas de Hulleras de Turón fundó la Sociedad General de Ferrocarriles Vasco Asturiana. Esta compañía construyó un ferrocarril que unía la cuenca del Caudal (Ujo, Mieres) con el puerto de San Esteban de Pravia, convirtiéndolo en un segundo punto de exportación de carbón para la industria siderúrgica vasca (Quirós Linares, 1975).

Entre los cambios más significativos que ha experimentado la Ría del Nalón se encuentran el relleno de sedimentos provenientes de la actividad antrópica, principalmente la minería, el dragado de su fondo para facilitar el acceso al puerto de San Esteban de Pravia, la construcción de diques y la modificación del trazado del estuario mediante la canalización de la ría. Además,

se ha experimentado un proceso de ocupación y desnaturalización de las marismas de la ría, con la consiguiente urbanización de estos espacios (Ceñal y Flor, 1993)

A partir de 1962, el puerto de San Esteban de Pravia, que llegó a contar con tres cargaderos de carbón con una capacidad total de embarque diario de 3900 toneladas, experimentó un descenso continuo del tráfico de carbón, llegando a desaparecer por completo en los años 70 (Quirós Linares, 1975).

Todas estas actividades relacionadas con el carbón han tenido un impacto significativo en la costa central de Asturias. Las playas del sector occidental, particularmente el tramo entre las rías del Nalón y Avilés, presentan arenas de tonalidad grisácea u oscura. Ejemplos de estas playas incluyen Los Quebrantos, Bayas, Santa María del Mar y Arnao. Este color de arena contrasta con el de la mayoría de las playas de Asturias y la cornisa cantábrica, cuyas arenas varían entre tonalidades amarillas y doradas. Se esperaría que las playas de esta región tuvieran características similares; sin embargo, estas playas se han visto afectadas por los sedimentos transportados por el río Nalón, los cuales contienen un alto porcentaje de carbón, siendo esta la principal fuente de sedimentos en este sector de la costa asturiana.

Al este, en el tramo de costa comprendido entre la ría de Avilés y la playa de Peñarrubia (Gijón), a pesar de que las playas mantienen su color natural, es común la aparición de grandes manchas de carbón que cubren parte de los arenales (Figura 1.2) La aparición de estas manchas en la zona de Gijón ha sido objeto de estudio en investigaciones previas (Suárez-Ruiz et al., 2018, 2023), las cuales han vinculado su presencia a las actividades desarrolladas en el entorno del puerto del Musel y el parque de carbones de Aboño. Estas actividades incluyen el manejo, almacenamiento, transporte y, en algunos casos, la utilización del carbón.



**Figura 1.2** Ejemplo de las manchas que se dan en las playas al este de Cabo Peñas, imagen tomada en la playa de Antromero (Gozón).

### 1.3 Objetivos.

El presente trabajo pretende determinar el impacto que ha tenido el manejo del carbón en el litoral de la Costa Central Asturiana. De acuerdo con ello los objetivos son los siguiente:

- Identificación de arenales contaminados por Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs), especialmente carbón y sus derivados sólidos, en la costa central asturiana, desde la ría del Nalón ( $43^{\circ} 33' 39''$  N;  $06^{\circ} 04' 39''$  W) hasta la playa de Peñarrubia ( $43^{\circ} 33' 06''$  N;  $05^{\circ} 27' 30''$  W). El área de estudio se divide en cinco sub-áreas, de oeste a este: I) Playa del Aguilar, ría del Nalón y playón de Bayas; II) litoral de Castrillón; III) ría de Avilés; IV) paisaje protegido de cabo Peñas, playas de Gozón y Carreño; y V) playas urbanas de Gijón.

- Determinar la composición de las muestras procedentes de los distintos arenales mediante la identificación y cuantificación de los componentes antropogénicos presentes en el sedimento de las playas.
- Determinar el rango de los carbones y pizarras carbonosas presentes en las muestras como método de aproximación a su procedencia.
- Evaluación de las posibles interrelaciones entre 60 elementos de la tabla periódica, incluidos elementos mayoritarios, traza y tierras raras, y las partículas orgánicas antropogénicas, principalmente carbón, identificadas en los diferentes arenales.
- Determinar el contenido en mercurio (Hg) en las muestras procedentes de los arenales para determinar su potencial relación con el carbón e identificar las especies inorgánicas presentes en los sólidos, con el fin de evaluar su potencial movilidad en el medio ambiente.
- Determinar la concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y bifenilos policlorados (PCBs, por sus siglas en inglés) en los arenales estudiados, así como evaluar su toxicidad y origen.

## **2 Estado del Arte y antecedentes de estudio.**

### **2.1 Estado del arte.**

En la década de 1990, Mukhopadhyay y colaboradores investigaron la presencia de carbón y sus subproductos en los sedimentos del puerto de Halifax, Nueva Escocia, y el Lago Ontario. En Halifax, más del 75% del carbono orgánico en las muestras tenía origen antropogénico, incluyendo petróleo, residuos de refinería, carbón bituminoso e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) (Mukhopadhyay et al., 1995). En el Lago Ontario, se caracterizó la materia orgánica en los sedimentos utilizando técnicas petrográficas y geoquímicas, identificando restos de carbón y residuos de su combustión (Mukhopadhyay et al., 1997).

En el año 2000, Karapanagioti y colaboradores investigaron las variaciones en el tipo de materia orgánica presente en los sedimentos aluviales del río Canadian (EE. UU.), incluyendo partículas de carbón bituminoso. Se encontró que la materia orgánica particulada y el carbón exhibían diferentes comportamientos de sorción frente a contaminantes, mostrando el carbón más capacidad de adsorber estos compuestos (Karapanagioti et al., 2000).

En 2001, Mastalerz y colaboradores investigaron la presencia de materia orgánica de origen antropogénico, como carbón y coque siderúrgico, en sondeos realizados en un humedal del lago Michigan, EE.UU. Se demostró que la aparición de esta materia orgánica coincidía con el inicio de la industrialización en el área. Además, se estableció una correlación positiva entre la presencia de materia orgánica antropogénica y el aumento de las concentraciones de metales traza como Zn, Pb y Mn (Mastalerz et al., 2001).

En 2003, Ghosh, Zimmerman y Luthy realizaron un estudio sobre la especiación de PCBs (bifenilos policlorados) y PAHs a escala de partícula en sedimentos de Hunters Point (California), el puerto de Milwaukee (Wisconsin) y Harbor Point (Nueva York), EE. UU. Los

sedimentos examinados incluían tanto materia mineral como materia orgánica particulada (carbón, coque, carbón vegetal y breas). Los resultados mostraron que la materia orgánica particulada actúa como sorbente de PCBs en ambientes acuáticos. Además, se observó una mayor biodisponibilidad de los PAHs asociados a la brea de alquitrán en comparación con aquellos presentes en la materia particulada carbonosa (Ghosh et al., 2003).

En 2004, Stout y Wasielewski estudiaron los sedimentos de una isla artificial en el Río Mill, Connecticut, donde una central térmica de carbón, y posteriormente combustible, operó durante casi 100 años. Los sedimentos mostraron concentraciones de PAHs superiores a los límites permitidos, subrayando la necesidad de investigar su origen en detalle para actuar adecuadamente sobre esta contaminación. Se identificaron un total de 5 fuentes de estos PAHs, las cuales incluyen materia orgánica particulada, cenizas, y especialmente, breas y alquitranes generados por la producción de gas que tuvo lugar aguas abajo en una planta de gas manufacturado. Los sedimentos dragados en las proximidades de la planta de gas fueron utilizados para la construcción de la isla que, posteriormente, albergaría la central térmica. La combinación de datos históricos con análisis químicos y petrográficos permitió distinguir las diversas fuentes de los PAHs en las muestras de sedimento (Stout y Wasielewski, 2004).

En 2005, Ligouis y colaboradores realizaron un estudio sobre la contaminación de suelos y sedimentos debido a la presencia de materia orgánica carbonosa, utilizando técnicas de petrografía orgánica. Los resultados indicaron que los suelos en áreas industrializadas estaban contaminados con partículas aerotransportadas originadas en minas de carbón a cielo abierto, centrales térmicas y plantas de coquización. Se identificó una posible correlación entre la materia orgánica y sus propiedades adsorbentes frente a contaminantes orgánicos hidrofóbicos, como los PAH (Ligouis et al., 2005).

En 2006, Reyes y colaboradores estudiaron los sedimentos de 12 arroyos en la Columbia Británica, Canadá, para determinar el origen de la materia orgánica presente en ellos. Los resultados revelaron que la mayor parte de la materia orgánica tenía un origen natural; sin embargo, en uno de los arroyos se identificaron partículas orgánicas de origen antropogénico, específicamente coque, vinculadas a una antigua fundición de oro en la zona (Reyes et al., 2006).

En el mismo año, Khalil, Ghosh y Kreitinger examinaron la presencia de PAHs en sedimentos cercanos a una planta de producción de gas, demostrando que la mayor contribución de PAHs al sedimento procede de los alquitranes de hulla, a pesar de que también existen aportes por parte de carbón, coque y madera (Khalil et al., 2006). Además, también en 2006, el "International Committee for Coal and Organic Petrology (ICCP)" publicó el "Atlas of Anthropogenic Particles", un atlas digital que recopila imágenes de varios tipos de partículas orgánicas antropogénicas, clasificadas según su origen y modo de aparición (Crelling et al., 2006).

En el año 2007, Kalaitzidis y sus colaboradores realizaron un estudio de la materia orgánica presente en sedimentos acuáticos de Suecia, Finlandia y Países Bajos, encontrando una notable variación en la procedencia y naturaleza de la materia orgánica presente. Se identificaron restos de plantas y algas, así como partículas orgánicas de origen antropogénico, entre las que se hallaron inquemados de carbones de alto rango (Kalaitzidis et al., 2013).

En 2008, Yang y sus colaboradores publicaron dos artículos. El primer estudio (Yang et al., 2008a) emplea el análisis petrográfico y el análisis químico para la identificación de diversos geosorbentes de PAHs en una llanura aluvial. El segundo artículo (Yang et al., 2008b) examina una llanura aluvial contaminada por PAHs, cuyos sedimentos contenían partículas de carbón vinculadas a actividades industriales relacionadas con la extracción, transporte y uso de carbón,

identificadas a través de análisis petrográficos. En ambos trabajos la mayoría de PAHs estaban asociados a estas partículas de carbón.

En 2010, Yang y colaboradores investigaron y caracterizaron diversos tipos de materiales carbonosos en aguas urbanas para determinar la fuente de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en el área del lago Como, Texas (EE. UU.). Los resultados confirmaron que los alquitranes, asfaltos y hollín actúan como fuentes y vectores de transporte de PAHs en la región, destacando los alquitranes como la principal fuente de estos compuestos (Yang et al., 2010).

En relación con el impacto de la industria del carbón en Asturias, se han publicado algunos trabajos de carácter científico, aunque la mayoría se centran en estudios históricos, sociológicos y/o patrimoniales. El trabajo de Manuel Díaz-Faes Intriago, titulado "La minería de hulla en Asturias" (Intriago, 1979), realiza un análisis histórico del sector hullero en la provincia. (Vega, 1987) Fanjul Vega publicó en 1987 en la revista *Ábaco* un estudio sobre los impactos de la industria del carbón en los ríos de Asturias (Vega, 1987). Muñiz Sánchez aborda el carbón desde el punto de vista del ferrocarril, concretamente el de la Sociedad Hullera Española, describiendo su relevancia para la sociedad como patrimonio industrial (Sánchez, 2006).

La mayoría de los estudios medioambientales relacionados con la minería en Asturias se centran en el impacto de la minería de mercurio o de las escombreras generadas por la minería de carbón. Por ejemplo, Loredó y colaboradores estudiaron el impacto de la minería de mercurio en la cuenca del Caudal, específicamente en las minas de La Soterraña (Lena) y El Terronal (Mieres) (Loredó et al., 2003). Rodríguez y colaboradores desarrollaron nuevas metodologías para el estudio de escombreras de carbón en la región (Rodríguez et al., 2011). García Martínez y colaboradores examinaron la lixiviación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en escombreras de carbón recuperadas como plantaciones de manzanos (García-Martínez et al., 2018).

El primer estudio documentado sobre la presencia de carbón en los sedimentos de la costa asturiana se publicó en el número 25 del "Boletín Informativo del Instituto Nacional del Carbón" en 1956 (Instituto Nacional del Carbón, 1956). Titulado "Notas sobre un carbón de playa", este artículo presenta los resultados del análisis de una muestra de carbón recogida en San Lorenzo, Gijón, realizado por el laboratorio de Petrología del INCAR a solicitud del Ayuntamiento de Gijón. Los resultados indican que el material presente en el sedimento es una mezcla de diversas clases de carbón y otras partículas, como carbones oxidados. Este estudio es el precursor de las investigaciones realizadas en los últimos años por el grupo de Petrología Orgánica del INCAR–CSIC (Suárez-Ruiz et al., 2018, 2023).

La mayoría de los trabajos publicados en los últimos años sobre el impacto ambiental de la minería y la actividad industrial en la costa central asturiana han sido realizados por investigadores de la Escuela de Minas de la Universidad de Oviedo. En 2015, García Ordiales y colaboradores analizaron el impacto sobre la Ría del Nalón de los materiales generados durante los últimos 200 años por la actividad minera e industrial. Los resultados mostraron cómo estos habían dado lugar a un aumento en la concentración de varios elementos respecto a los niveles naturales de la zona, resultando en una anomalía geoquímica de arsénico (As), plomo (Pb) y zinc (Zn) (García-Ordiales et al., 2015).

Tres años más tarde, continuaron con un estudio sobre la presencia y especiación del mercurio (Hg) y arsénico (As) en los sedimentos de la ría. El estudio demostró que el mercurio presente en los sedimentos se encontraba en forma de sulfuros, con concentraciones de metilmercurio mucho más bajas, y que el arsénico mostraba niveles por encima de lo esperado para la zona. La aparición de especies tóxicas es controlada por las condiciones redox del medio y la presencia de sulfuros (García-Ordiales et al., 2018).

Investigadores de la UPV (Universidad del País Vasco) también han estudiado el efecto de la minería del carbón y mercurio sobre la ría del Nalón, realizando una reconstrucción de la evolución ambiental del estuario en los últimos 200 años mediante el estudio multidisciplinar de dos sondeos de 50 cm de profundidad tomados en su zona intermareal y datados mediante radioisótopos de vida corta (Gardoki et al., 2021).

En algunas investigaciones, el foco se ha puesto en áreas altamente industrializadas, como la ría de Avilés. En 2020, García Ordiales y colaboradores examinaron el impacto de la industria pesada en la ría, mostrando cómo los sedimentos presentaban niveles de Hg por encima de los estándares de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) y, en algunos casos, los niveles máximos para el dragado y manejo de sedimentos en España, planteando un riesgo para la biota y la salud humana en la zona (García Ordiales et al., 2020). En 2022, Mangas Suárez y colaboradores evaluaron el estado geoquímico del estuario, mostrando un enriquecimiento en cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) y zinc (Zn) en los sedimentos de este, mostrando niveles por encima de los de zonas circundantes y presentando un riesgo ecológico que requiere de medidas para paliar la contaminación (Mangas-Suarez et al., 2022).

Otros estudios extienden su ámbito de estudio a la plataforma continental. En 2022, Sanz-Prada y colaboradores establecieron los niveles de referencia y estándares geoquímicos para los sedimentos del golfo de Vizcaya, definiendo niveles específicos para evaluaciones ambientales en la zona y proponiendo nuevos umbrales para el vertido de materiales dragados (Sanz-Prada et al., 2022a). También en 2022, Sanz-Prada y colaboradores estudiaron las concentraciones de metales pesados en mejillones silvestres de la costa asturiana. Se observaron dos tendencias principales de concentración y se identificaron dos grupos de muestras: uno asociado a fuentes antropogénicas y otro a fuentes naturales. Tanto fuentes geológicas como antropogénicas han

aumentado la carga de metales en los mejillones, superando en ocasiones los criterios ambientales internacionales (Sanz-Prada et al., 2022b)

Finalmente, los estudios en la zona sobre el impacto de compuestos orgánicos, como los PAHs y PCBs, se centran en los efectos de estos sobre la plataforma continental y la biota asociada a esta (Viñas et al., 2010; León et al., 2020). En algunos casos, como el estudio sobre turberas de Ortiz y colaboradores en 2023, el enfoque se centra en los efectos y presencia de estos compuestos en áreas rurales (Ortiz et al., 2023).

## **2.2 Antecedentes del estudio del impacto ambiental del carbón.**

Debido a la continua presencia de manchas de carbón en la playa de San Lorenzo, Gijón, en 2018, el grupo de Petrología Orgánica, perteneciente al INCAR – CSIC, llevó a cabo un estudio para determinar su origen. Inicialmente atribuidas al naufragio del Castillo de Salas, se concluyó que las manchas consistían en una mezcla de carbones de diverso rango, coque siderúrgico, chares y cenizas volantes, indicando que no podían provenir únicamente del buque hundido (Suárez-Ruiz et al., 2020, 2023).

Los resultados de este estudio fueron presentados en el "70th Annual Meeting of the International Committee for Coal and Organic Petrology" y en el "III Congreso de Estudiantes de la Facultad de Geología de la Universidad de Oviedo" (Suárez-Ruiz et al., 2018).

Estos estudios fueron ampliados por el Trabajo Fin de Grado titulado "The environmental problem of coal in the coast of Asturias (NW Spain), an approach from Organic Petrology", presentado por el autor de esta tesis. Este estudio extendió el área de investigación a toda la playa de San Lorenzo, con un total de 27 muestras. Los análisis microscópicos permitieron identificar diferentes tipos de partículas orgánicas presentes en la playa, incluyendo partículas térmicamente alteradas y grafito, además de la mezcla de carbones, coque siderúrgico y

chares/cenizas volantes. Los análisis químicos realizados mediante ICP-MS y un analizador de Hg permitieron determinar el contenido de elementos traza de interés medioambiental en las muestras, detectando la presencia de elementos peligrosos como arsénico (As), vanadio (V) y selenio (Se), entre otros (Tomillo, 2019).

La continuación de este trabajo formó parte del Trabajo Fin de Máster titulado "Impacto de la materia carbonosa en los arenales asturianos", también realizado por el autor de esta tesis. El TFM amplió el muestreo a las playas de Poniente y el Arbeyal, localizadas en el casco urbano de Gijón. Los resultados mostraron que la contaminación de las playas por manchas de material carbonoso varía entre playas y en relación con la proximidad de estas a las diferentes industrias que emplean carbón en su actividad diaria en la zona, como la central térmica de Aboño, la industria siderúrgica y el puerto de El Musel (Tomillo, 2020).

Además, entre finales de 2019 y 2020, el Ayuntamiento de Gijón estableció un convenio de colaboración con el INCAR – CSIC para realizar un estudio representativo y continuo en el tiempo de la playa de San Lorenzo (El Comercio, 2016a). El informe emitido por el INCAR – CSIC a finales de 2020 presentó los resultados obtenidos gracias a este convenio (Suárez-Ruiz et al., 2020). Basado en 198 muestras tomadas a lo largo de un año, los resultados confirmaron los hallazgos de investigaciones previas del INCAR – CSIC, atribuyendo el origen de las manchas a la industria y el puerto marítimo, sin descartar la contribución del Castillo de Salas como fuente de parte del carbón encontrado en las playas.

Los resultados de este informe, junto con los Trabajos Fin de Grado (TFG) y Fin de Máster (TFM) de Pelayo Tomillo, se consolidaron en un artículo publicado a finales de 2022 en el "International Journal of Coal Geology" (Suárez-Ruiz et al., 2023).

Gracias a un proyecto intramural respaldado por el CSIC, titulado "Impacto ambiental en la gestión del carbón y sus residuos durante los últimos 200 años en el litoral de Asturias. Valoración como fuente de materias primas críticas", la investigación sobre el impacto del carbón en las playas asturianas se ha extendido a toda la Costa Central Asturiana, reflejándose en esta tesis y en trabajos presentados en congresos internacionales sobre la Ría de Avilés y el litoral del municipio de Castrillón (Tomillo et al., 2021, 2022).



## **3 Contexto geográfico y geológico.**

### **3.1 Geografía de la Costa Central Asturiana.**

La Costa Central Asturiana (C.C.A.) comprende el tramo costero bañado por las aguas del Mar Cantábrico y delimitado por la Ría del Nalón al oeste (43° 33' 39" N; 06° 04' 39" W) y la Ría de Villaviciosa al este (43° 32' 04" N, 05° 23' 13" W) (SITPA - IDEAS, 2023), en el Principado de Asturias, España.

La C.C.A. abarca los concejos de Muros del Nalón, Soto del Barco, Castrillón, Avilés, Gozón, Carreño, Gijón y Villaviciosa (SITPA - IDEAS, 2023). Este tramo de más de 80 km de costa alberga a más de 400.000 habitantes de Asturias e incluye algunos de los núcleos más densamente poblados de la región, como Gijón (267.706 habitantes) y Avilés (75.877 habitantes) (Instituto Nacional de Estadística, 2022).

Otros núcleos de población de menor tamaño, pero relevantes en la zona de estudio de esta tesis, incluyen San Esteban de Pravia, Soto del Barco y San Juan de la Arena en la desembocadura del Nalón, y Bayas en el entorno del playón. También están Santa María del Mar, Piedras Blancas y Salinas en la costa de Castrillón; Nieva y Zeluán en la ría de Avilés; Verdicio, Bañugues y Luanco en Gozón, así como Candás y Perlora en Carreño.

Dado que la C.C.A. es un área de alta densidad poblacional, se espera una fuerte influencia del sistema urbano en la costa. A lo largo de la C.C.A. es común encontrar instalaciones industriales que, tanto en la actualidad como en el pasado, han sido fundamentales para el tejido industrial de Asturias (Wikipedia, 2023).

De oeste a este, se encuentran diversas infraestructuras industriales importantes. El puerto de San Esteban de Pravia desempeñó un papel crucial como puerto carbonero en el siglo XX

(Quirós Linares, 1975). La mina de carbón y la fábrica de zinc de Arnao, siendo esta última aún operativa (Museo de la Mina de Arnao, 2021). El puerto de Avilés y las industrias cercanas, incluyendo la actual Arcelor-Mittal, anteriormente conocida como ENSIDESA. El teleférico de Cabo Negro, utilizado como punto de vertido de residuos generados por ENSIDESA hasta finales del siglo XX (López Peláez, 2017). Al este de cabo Peñas se localiza la antigua mina de hierro de la ensenada de Llumeres, que fue propiedad de la empresa Duro-Felguera y estuvo activa hasta 1967 (San Román, 2021). Finalmente, el puerto de El Musel y las áreas industriales cercanas a Gijón, como el parque de carbones de Aboño.

La C.C.A. presenta una topografía caracterizada por una alternancia entre acantilados abruptos y playas arenosas, lo que conforma un perfil costero irregular con fuertes desniveles. La formación de playas se da en áreas en las que se ha generado un aporte significativo de sedimentos de naturaleza siliciclástica provenientes de los ríos de la región, así como en áreas en las que se presentan aportes locales de carbonatos en forma de fragmentos bioclásticos (Flor y Flor Blanco, 2009). Este tramo de costa sirve como punto de desembocadura para algunos de los ríos más importantes de Asturias, incluyendo el sistema fluvial Nalón – Narcea.

En determinadas áreas, como el playón de Bayas o Xagó, se generan extensos campos dunares asociados a playas formadas por el aporte sedimentario que se produce en la desembocadura de los grandes ríos. Estas desembocaduras también dan lugar a estuarios o rías de diversa envergadura, desde grandes rías como la del Nalón o Avilés, hasta estuarios de menor entidad como el de Aboño o el Piles (Flor y Flor Blanco, 2009).

Al igual que el resto de Asturias, la costa presenta un clima oceánico, también conocido como templado frío, característico de otras regiones de la costa atlántica de Europa. La lluvia desempeña un papel fundamental en el clima de Asturias, siendo más frecuente en áreas cercanas a la cordillera. Los vientos predominantes tienen un carácter estacional, siendo más

comunes los vientos del suroeste durante el otoño y el invierno, mientras que los vientos del oeste/noroeste son predominantes durante el resto del año (Flor y Flor Blanco, 2009).

Todas las playas analizadas en esta investigación se encuentran dentro del ámbito de la C.C.A., con la excepción de El Aguilar, que se ubica al oeste de la desembocadura del río Nalón y pertenece a la Costa Occidental Asturiana. Para este estudio, se seleccionaron playas cuyo acceso durante las campañas de campo no representara un riesgo excesivo.

Las playas estudiadas se agrupan por áreas de la siguiente manera: primero, el área correspondiente a la desembocadura del río Nalón, que abarca la playa del Aguilar, la ría del Nalón, y los sectores de Quebrantos y Bayas, considerados como una entidad única en este trabajo. Luego, se examinan las playas del litoral del concejo de Castrillón, que incluyen Munielles, Bahinas, Santa María del Mar, Arnao, Salinas y San Juan de Nieva / El Espartal.

La siguiente zona de estudio se relaciona con el entorno de la ría de Avilés, incorporando tres calas: San Balandrán, Peña del Caballo y el Arañón. A continuación, se analiza la zona de Cabo Peñas, concretamente las playas de Xagó, Portazuelos, Verdicio, Llumeres, Bañugues, Moniello, Luanco, Aramar y Antromero en el concejo de Gozón, así como las playas de Candás y Perlora en Carreño.

Finalmente, también se realizaron muestreos en playas cercanas al casco urbano de Gijón, específicamente El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo.

### **3.2 Contexto geológico.**

Esta sección proporciona un contexto geológico conciso del área de estudio de la tesis, abarcando las hojas 13 (Avilés) y 14 (Gijón) del Mapa Geológico Nacional (MAGNA), donde se observa continuidad estratigráfica y estructural.

Las hojas de Avilés (Nº13) y Gijón (Nº14) del MAGNA comprenden materiales paleozoicos y mesozoicos. Los paleozoicos están segmentados por el cabalgamiento de Cabo Vidriás, localizado al este del playón de Bayas, que marca el límite entre el antiforme del Narcea al oeste, asociado con la Zona Asturoccidental-Leonesa, y la región de pliegues y mantos perteneciente a la Zona Cantábrica.

La mayoría de las playas y áreas estudiadas, salvo el Playón de Bayas, la Ría del Nalón y la playa del Aguilar (ubicadas en el antiforme mencionado), se encuentran en materiales paleozoicos de la Zona Cantábrica o en materiales de cobertura mesozoicos. Para un análisis detallado de los materiales expuestos y sus estructuras, se recomienda consultar las memorias correspondientes a las hojas 13 y 14 (Beroiz et al., 1973; Julivert et al., 1973)

Dado el enfoque ambiental de este estudio, se abordará la geología específica de cada área solo cuando los resultados, ya sea a nivel petrológico o geoquímico, puedan ser influidos por ella. Por ejemplo, la presencia de materiales carboníferos y su explotación en la playa de Arnao es relevante para comprender el rango y la distribución de los carbones y materiales carbonosos en la zona.

## **4 Metodología.**

En este capítulo se detalla la metodología utilizada en el desarrollo de este trabajo. Se incluyen aspectos relativos a la descripción de la población y las muestras examinadas, las técnicas y herramientas empleadas, los estándares de referencia aplicados y el tratamiento de datos realizado.

### **4.1 Población, toma y preparación de muestra.**

Esta sección abordará la población de muestras empleada en la tesis, su distribución en las diferentes áreas estudiadas y la preparación de estas.

#### **4.1.1 Población de muestras.**

Para llevar a cabo esta tesis, se han utilizado un total de 495 muestras. Siguiendo el esquema planteado en los objetivos (Sección 1.3), se muestrearon un total de 28 localidades/playas, repartidas en 5 áreas distintas. De oeste a este:

- La desembocadura del Nalón.
- Litoral de Castrillón.
- Ría de Avilés.
- Paisaje protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño.
- Playas urbanas de Gijón.

A continuación, se presenta una tabla que detalla el número de muestras recogidas en cada playa, el número de muestras analizadas mediante microscopía (reflectancia de la vitrinita y conteo por puntos), y el número de muestras sometidas a análisis químicos (ICP-MS, HgTotal, GC-MS, entre otros). En la Tabla 4.1 se incluye la referencia de las figuras que contienen los mapas con la localización de las muestras en cada una de las playas estudiadas.

**Tabla 4.1** Número de muestras tomadas y analizadas por área y localidad. Se incluye referencia a la figura con el mapa del muestreo realizado para cada una de las localidades.

Área	Localidad/Playa muestreada	Total de muestras recogidas	Muestras para Petrografía	Muestras para análisis químicos			Figura situación
				ICP - MS / HgTotal	PAHs	PCBs	
Desembocadura del Nalón	El Aguilar	2	2	3	2	0	Figura 5.2
	Ría del Nalón	21	21	9	5	2	Figura 5.3
	Playón de Bayas	88	74	19	19	3	Figura 5.4 Figura 5.5
Litoral de Castrillón	Munielles	16	16	5	5	1	Figura 6.2
	Bahinas	3	3	3	3	1	Figura 6.3
	Sta. María del Mar	7	7	7	7	1	Figura 6.4
	Arnao	7	7	6	5	1	Figura 6.5
	Salinas	18	18	10	10	2	Figura 6.6
	San Juan de Nieva	18	18	5	5	1	Figura 6.7
Ría de Avilés	San Balandrán	30	30	12	12	12	Figura 7.4
	Peña del Caballo	4	4	3	0	0	Figura 7.5
	El Arañón	4	4	3	0	0	
Cabo Peñas	Xagó	13	13	5	0	0	Figura 8.3
	Portazuelos	1	1	1	0	0	Figura 8.5
	Verdicio	12	12	5	5	1	Figura 8.6
	Llumeres	3	3	3	3	1	Figura 8.7
	Bañugues	10	10	5	5	1	Figura 8.9
	Moniello	1	1	0	0	0	Figura 8.10
	Luanco	7	7	2	2	2	Figura 8.11
	Samarincha	1	1	1	1	0	
	El Dique	3	3	1	1	0	Figura 7.5
	Aramar	5	5	4	4	2	
	Antromero	5	5	3	3	1	Figura 8.14
	Candás	6	6	2	2	2	Figura 8.16
	Perlora	1	1	1	1	1	Figura 8.17
Gijón	Arbeyal	5	5	4	2	2	Figura 9.4
	Poniente	6	6	5	2	2	Figura 9.5
	San Lorenzo	170	170	15	8	8	Figura 9.6

#### 4.1.1 Toma y preparación de las muestras.

Las muestras utilizadas en este estudio fueron recogidas durante varias campañas de campo llevadas a cabo entre abril de 2018 y junio de 2021. El muestreo se realizó a lo largo de toda la extensión de las playas objeto de estudio, y las muestras se tomaron a intervalos aproximadamente uniformes. En casos excepcionales, como la identificación de anomalías tales como manchas de materiales carbonosos, se recogieron muestras directamente sobre estas, independientemente de la distancia respecto a otras muestras.

Se utilizó un dispositivo de dimensiones 20 x 20 x 2 cm, que permitía obtener una muestra representativa de aproximadamente 800 cm<sup>3</sup> de sedimento (Figura 4.1). Asimismo, se registraron las coordenadas geográficas de las muestras utilizando un dispositivo GPS.



**Figura 4.1** Fotografía del muestreador utilizado en las distintas campañas de muestreo y ejemplo de toma de muestra sobre mancha de carbón.

Tras la toma de muestras, estas se registraron en el INCAR para asegurar su trazabilidad presente y futura. Posteriormente, las muestras se colocaron en bandejas metálicas esmaltadas para evitar contaminaciones y se introdujeron en un desecador u horno, donde permanecieron a una temperatura de 35-40 °C hasta la completa eliminación del agua y la humedad que contenían. La duración de este proceso varió entre 24 y 72 horas, dependiendo del tipo de sedimento y la humedad de este.

Las muestras ya secas se cuartearon y prepararon para los diversos análisis a realizar. La Figura 4.2 ilustra un esquema del procedimiento de preparación para cada tipo de análisis llevado a cabo.

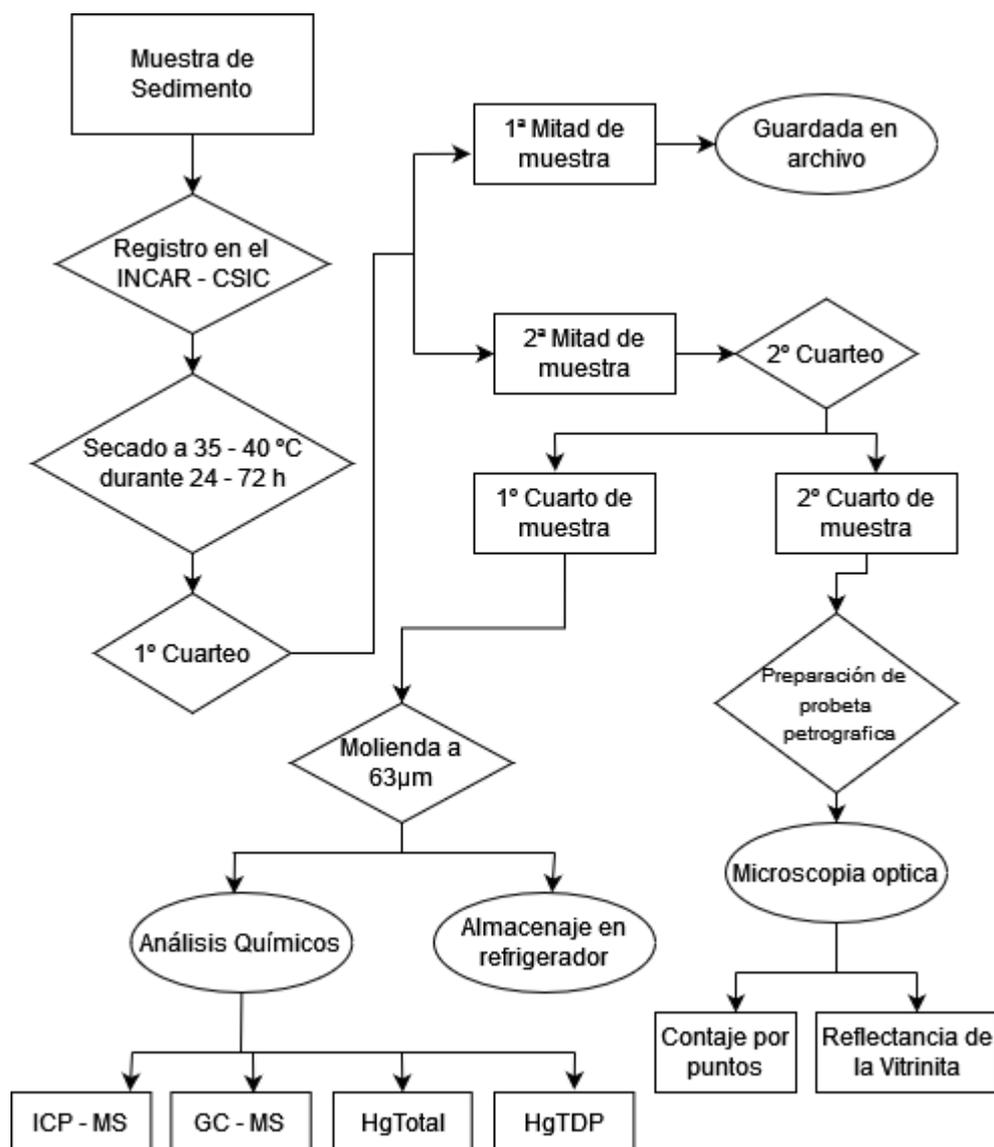
La preparación de la probeta petrográfica sigue una modificación de la Norma ISO 7404/2, (2009), la cual establece métodos para la preparación de carbones para análisis petrográficos. Las muestras molidas se introducen en un molde cilíndrico y se embeben en resina sintética, ya sea de poliéster o epoxi, según el tipo, cantidad y reactividad de la muestra. Una vez que la resina se ha endurecido, la probeta se corta longitudinalmente y se desbasta. Posteriormente, la superficie cortada se pule, lava, sece y se deja en un desecador durante 24 horas antes de proceder al análisis microscópico. Esta preparación garantiza que la muestra conserve sus características originales.

La preparación de las muestras para los distintos análisis químicos consistió en la molienda de la fracción cuarteada de la muestra hasta obtener un tamaño de grano inferior a 63  $\mu\text{m}$ . Las muestras molidas se almacenaron en botes de plástico etiquetados y fueron guardadas en un refrigerador.

## **4.1 Técnicas y herramientas.**

### **4.1.1 Análisis Petrográficos.**

Para cumplir con los objetivos, se estudiaron los diferentes tipos de Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) y, en el caso del carbón y las pizarras carbonosas, su rango. Los análisis se realizaron mediante microscopía óptica de luz blanca reflejada, con objetivos de 50 aumentos e inmersión en aceite, siguiendo las normas de análisis petrográfico de carbones y materia orgánica sólida. Para estos análisis se utilizó un microscopio de reflexión Leitz MVP-COMBI.



**Figura 4.2** Esquema del proceso de preparación de las muestras para los distintos análisis realizados.

Las POAs distintas del carbón, como el coque siderúrgico, los chares o el grafito, se observaron con polarizadores parcialmente cruzados y una placa de retardo de  $1\lambda$ . Se tomaron fotografías de los diferentes componentes de las muestras con un microscopio Leica DM 4500 P, equipado con una cámara Leica DFC 420 C y el software necesario para la captura y procesamiento de imágenes.

Se realizaron los siguientes análisis petrográficos para cada muestra:

#### **4.1.1.1 Contaje por puntos de los componentes.**

Se determinó la composición petrográfica de todas las muestras mediante el contaje de puntos, estableciendo el porcentaje de carbón, pizarra carbonosa y otras POAs presentes en el sedimento de la muestra. Este análisis se realizó conforme a la norma ISO 7404/3, (2009) y requirió el contaje de más de 1000 puntos en la superficie pulida de cada muestra. Los resultados se expresan en términos de volumen (% vol.).

El conocimiento de la composición petrográfica de cada muestra es crucial, ya que contribuye a discernir las diversas fuentes de las POAs presentes en el sedimento de las playas.

#### **4.1.1.2 Reflectancia de la Vitrinita.**

En las muestras donde se encontró carbón o pizarra carbonosa, se midió la reflectancia de la vitrinita (uno de los componentes del carbón) en concordancia con la norma ISO 7404/5, (2009). Estos análisis son especialmente relevantes ya que, al representar los histogramas correspondientes, la medida de la reflectancia y su distribución permiten:

- Determinar el rango del carbón y, por ende, la clase de carbón (carbón unitario) o clases de carbones (de diversas capas, minas o fuentes) presentes en las muestras
- La distribución de reflectancias en el histograma también permite identificar si hay una mezcla de carbones y aproximar el número de carbones presentes en la mezcla.

Los análisis de reflectancia se realizaron sobre la superficie pulida de las pastillas petrográficas, utilizando un objetivo de 50 aumentos, inmersión en aceite (índice de refracción del aceite = 1.518) y luz monocromática con una longitud de onda de 548 nm.

#### 4.1.2 Análisis Químicos.

La preparación de muestras para los análisis de ICP-MS, GC-MS, HgTotal y HgTDP, dirigidos a determinar elementos traza, contaminantes orgánicos, el contenido en mercurio y las especies de este elemento, se presenta en la Figura 4.2.

##### 4.1.2.1 Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP – MS).

El contenido de 59 elementos de la tabla periódica en las muestras seleccionadas se determinó mediante ICP-MS en dos laboratorios especializados: Bureau Veritas Minerals Analysis Laboratories (Vancouver, Canadá) y ALS Geochemistry (Sevilla). Los elementos analizados y sus límites de detección están detallados en la Tabla 4.2. Los resultados obtenidos para los 59 elementos y el mercurio en las 160 muestras analizadas se presentan en el Anexo 1.

Para el estudio del impacto medioambiental, se seleccionaron 18 elementos de interés medioambiental de los 19 establecidos por la legislación del Principado de Asturias (Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Principado de Asturias, 2005). Los elementos seleccionados fueron: As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, V y Zn. El talio (Tl) fue excluido debido a que sus valores de concentración estaban cercanos o por debajo del límite de detección del método. Los detalles del tratamiento estadístico y el cálculo de los índices medioambientales empleados se detallan en la Sección 4.2.

**Tabla 4.2** Límites de detección y límite superior para los 59 elementos analizados vía ICP-MS. Datos proporcionados por los laboratorios donde se realizaron los análisis.

Elemento	LDs	Límite Superior	Elemento	LDs	Límite Superior
Ag	20 ppb	200000 ppb	Nb	0.04 ppm	2000 ppm
Al	0.01 %	20 %	Nd	0.1 ppm	2000 ppm
As	0.2 ppm	10000 ppm	Ni	0.1 ppm	10000 ppm
Ba	1 ppm	10000 ppm	P	0.001 %	5 %
Be	1 ppm	1000 ppm	Pb	0.02 ppm	10000 ppm

Elemento	LDs	Limite Superior	Elemento	LDs	Limite Superior
Bi	0.04 ppm	4000 ppm	Pr	0.1 ppm	2000 ppm
Ca	0.01 %	40 %	Rb	0.1 ppm	2000 ppm
Cd	0.02 ppm	4000 ppm	Re	0.002 ppm	100 ppm
Ce	0.02 ppm	2000 ppm	S	0.04 %	10 %
Co	0.2 ppm	4000 ppm	Sb	0.02 ppm	4000 ppm
Cr	1 ppm	10000 ppm	Sc	0.1 ppm	200 ppm
Cs	0.1 ppm	2000 ppm	Se	0.3 ppm	1000 ppm
Cu	0.1 ppm	10000 ppm	Sm	0.1 ppm	2000 ppm
Dy	0.1 ppm	2000 ppm	Sn	0.1 ppm	2000 ppm
Er	0.1 ppm	2000 ppm	Sr	1 ppm	10000 ppm
Eu	0.1 ppm	2000 ppm	Ta	0.1 ppm	2000 ppm
Fe	0.01 %	60 %	Tb	0.1 ppm	2000 ppm
Ga	0.02 ppm	100 ppm	Te	0.05 ppm	1000 ppm
Gd	0.1 ppm	2000 ppm	Th	0.1 ppm	4000 ppm
Hf	0.02 ppm	1000 ppm	Ti	0.001 %	10 %
Ho	0.1 ppm	2000 ppm	Tl	0.05 ppm	10000 ppm
In	0.01 ppm	1000 ppm	Tm	0.1 ppm	2000 ppm
K	0.01 %	10 %	U	0.1 ppm	4000 ppm
La	0.1 ppm	2000 ppm	V	2 ppm	10000 ppm
Li	0.1 ppm	2000 ppm	W	0.1 ppm	200 ppm
Lu	0.1 ppm	2000 ppm	Y	0.1 ppm	2000 ppm
Mg	0.01 %	30 %	Yb	0.1 ppm	2000 ppm
Mn	1 ppm	10000 ppm	Zn	0.2 ppm	10000 ppm
Mo	0.05 ppm	4000 ppm	Zr	0.2 ppm	2000 ppm
Na	0.001 %	10 %			

#### 4.1.2.2 Analizador automático de mercurio (HgTotal).

La determinación del contenido total de mercurio en las 142 muestras preparadas se realizó mediante un analizador automático de mercurio AMA 254 de LECO. Este equipo, basado en la espectrometría de absorción atómica, cuantifica el contenido total de mercurio sin necesidad de tratar o pre-concentrar la muestra, siguiendo la norma ASTM D6722, (2018).

Una pequeña cantidad de muestra (30-40 mg) se deposita en una navicilla de níquel y se introduce en el analizador. La muestra se seca a 120 °C durante 70 segundos, y a continuación se quema en atmósfera de oxígeno a 750 °C durante 150 segundos. El mercurio liberado por la

se concentra y posteriormente se calienta para su liberación y detección. Los análisis se realizan por triplicado.

#### **4.1.2.3 Desorción Térmica de mercurio (HgTDP).**

La toxicidad del mercurio en sedimentos o suelos no se determina exclusivamente por su concentración, siendo crucial la identificación de las especies de mercurio presentes en las muestras (Rumayor Villamil, 2015).

Para ello, se utilizó un dispositivo experimental basado en la desorción a temperatura programada (Rumayor et al., 2013), diseñado en el INCAR-CSIC. Este equipo consta de un analizador de mercurio RA-915 acoplado a un horno PYRO-915 modificado, con dos cámaras: una para la volatilización de las especies de mercurio en atmósfera inerte ( $N_2$ ) y otra que conecta con el horno PYRO-915, evitando pérdidas de mercurio por condensación. Una corriente de  $O_2$  se introduce en el módulo PYRO-915 para asegurar la descomposición completa de la materia volátil en muestras con alto contenido en materia carbonosa.

Para el análisis, se introducen 20 mg de muestra en la primera cámara del horno. Los compuestos de mercurio liberados se reducen a mercurio elemental antes de su determinación mediante absorción atómica. Las especies de mercurio se identifican comparando con los compuestos de referencia según la temperatura a la que se produce el pico de desorción.

#### **4.1.2.4 Cromatografía de Gases acoplada a Espectrometría de Masas (GC – MS).**

Los análisis de GC-MS, dirigidos a determinar el contenido de PAHs y PCBs en las muestras, se realizaron en la Unidad de Ensayos Medioambientales de los Servicios Científico-Técnicos de la Universidad de Oviedo.

Aproximadamente 10 g de muestra seca, homogeneizada y con un tamaño de grano inferior a 64 micras, se extrajeron con Soxtherm, de la marca Gerhardt, utilizando 150 mL de una mezcla de hexano/acetona en proporción 1:1. Tras la limpieza con gel de sílice, el solvente se eliminó mediante un evaporador rotatorio o bajo gas de nitrógeno, obteniendo un volumen de aproximadamente 1.2 mL.

Los análisis de GC-MS se realizaron en un Agilent 7890A-5975C Inert xLMSD GCMS con Triple-Axis Detector-7693 Autosampler, utilizando helio (ALPHAGAZ™ 1) como gas portador (tasa de flujo 1 mL/min) y una columna capilar DB-5MS de Agilent J&W GC Columns.

- **Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs).**

La temperatura de inyección fue de 260 °C, manteniendo la interfase a 280 °C. La temperatura del horno se mantuvo inicialmente a 80 °C durante 2 minutos, aumentando a 300 °C a una tasa de 15 °C/min, y se mantuvo durante 10 minutos. Los PAHs se cuantificaron en relación con los PAHs perdeuterados contenidos en PAH-MIX 31 (1000 ng/μL en tolueno, Dr. Ehrenstorfer), usados como estándar interno. Una solución estándar de PAHs (0,2 mg/mL en DCM/MeOH (1:1), Accustandar) se utilizó como referencia para medir los factores de respuesta de los 16 PAHs analizados. El límite de cuantificación fue de 20 ng/g.

- **Bifenilos Policlorados (PCBs).**

La temperatura de inyección fue de 280 °C, manteniendo la interfase a la misma temperatura. La temperatura del horno se mantuvo inicialmente a 50 °C durante un minuto, aumentando a 200 °C a una tasa de 30 °C/min, manteniéndose durante 2 minutos. Posteriormente, se aplicó una segunda rampa de 10 °C/min hasta alcanzar 300 °C, manteniéndose durante 5 minutos.

Para la cuantificación de PCBs se empleó el patrón interno C-209 (35 μg/mL en iso-octano, Accustandard) y un patrón de 7 PCBs (10 μg/mL en iso-octano, Accustandard) con los PCBs

28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180, a partir de los cuales se prepararon disoluciones intermedias de trabajo. El límite de cuantificación fue de 40 ng/g.

#### 4.1.2.5 Determinación del contenido en cenizas de las muestras.

Se empleó un equipo LECO modelo TGA701 para la determinación del contenido de cenizas en las muestras, utilizando el análisis termogravimétrico (TGA). Este análisis se realizó siguiendo la norma ASTM D7582 - 10 (2010) y empleando atmósfera de aire durante todas las etapas de este. Para la determinación, se utilizó 1 g de muestra, al cual se le aplicó una rampa de temperatura de 6°C/min hasta alcanzar los 100°C. Esta temperatura se mantuvo durante una hora antes de aplicar una segunda rampa de 7°C/min hasta alcanzar los 815°C, temperatura que se mantuvo hasta completar la combustión de la muestra y alcanzar una masa constante.

## 4.2 Estándares de referencia y tratamientos de datos.

### 4.2.1 Clasificación de carbones.

La clasificación de los carbones y pizarras carbonosas presentes en las muestras, basada en los valores de media de la reflectancia de la vitrinita ( $R_o$ ), obtenido mediante análisis de microscopía óptica, se realizó siguiendo las normas ISO 11750 (2009) y ASTM D388-17 (2017) de clasificación del carbón por rangos.

La clasificación de carbones utilizada en este estudio, junto con los valores de  $R_o$  correspondientes a cada clase de carbón, se presenta en la Tabla 4.3.

**Tabla 4.3** Clasificación de carbón empleada en este estudio, siguiendo las normas ISO 11760 (2018) y ASTM D488-17 (2018).

Clase de Carbón	$R_o$ (Reflectancia Media, %)
Sub-bituminosos	$R_o < 0.5 \%$
Bituminosos de alto contenido en volátiles	$0.5 < R_o < 1.05 \%$
Bituminosos de medios volátiles	$1.05 < R_o < 1.4 \%$
Bituminosos de bajos volátiles	$1.4 < R_o < 2.0 \%$
Antracitas	$R_o > 2.0 \%$

#### 4.2.2 Factor de enriquecimiento (*EF*).

El "*Enrichment Factor*" o Factor de Enriquecimiento (*EF*) es un indicador medioambiental utilizado en el estudio de la presencia e impacto de la contaminación antropogénica por metales pesados (Barbieri, 2017). Este índice se calcula mediante la normalización de la concentración de un metal en el suelo o sedimento con respecto a la concentración de un elemento de referencia, siguiendo la ecuación propuesta por Buat-Menard y Chesselet (1979):

$$EF = \frac{\left(\frac{Ci}{Cref}\right) Muestra}{\left(\frac{Ci}{Cref}\right) Estandar}$$

Donde *Ci* es la concentración del elemento de interés y *Cref* es la concentración del elemento de referencia, tanto para la muestra como para el estándar con el que se compara. Es esencial que el elemento de referencia sea estable y no experimente gran movilidad o degradación. En ambientes marinos, el elemento más comúnmente utilizado para este propósito es el hierro (Fe) (Emmerson et al., 1997; Lee et al., 1998).

Los valores de *EF* obtenidos pueden ser utilizados para la clasificación del enriquecimiento del sedimento en un elemento en concreto, de acuerdo con los criterios presentados en la Tabla 4.4, establecidos previamente (Barbieri, 2017; Jiao et al., 2015; Najwah y Philip, 2021). Según el valor que tome el *EF*, el enriquecimiento puede ser clasificado en categorías de mínimo, moderado, significativo, muy alto y extremadamente alto (Tabla 4.4).

**Tabla 4.4** Clasificación del enriquecimiento del sedimento en un elemento dado en función del valor de *EF* para este, siguiendo la clasificación presentada por Barbieri y colaboradores (2016).

Valor de <i>EF</i>	Clasificación del enriquecimiento
$EF < 2$	Deficiente a mínimo
$2 < EF < 5$	Moderado
$5 < EF < 20$	Significativo
$20 < EF < 40$	Muy Alto
$EF > 40$	Extremadamente Alto

El  $EF$  se calculó para los 18 elementos de interés medioambiental, utilizando como valores de referencia las concentraciones de los mismos elementos para la muestra AGUI-1 ( $EF_{agui}$ ), considerada como blanco en esta tesis, así como los valores para la Corteza Continental Superior ( $EF_{ucc}$ ) (Rudnick y Gao, 2014) y los valores para metales pesados previamente detectado en la costa de Asturias ( $EF_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020). Los valores obtenidos fueron promediados para cada elemento, clasificados y finalmente agrupados por áreas.

#### 4.2.3 Índice de Geoacumulación (*Igeo*).

Al igual que con el Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ), el Índice de Geoacumulación (*Igeo*) expresa la concentración del metal contaminante como un enriquecimiento con respecto a condiciones libres de contaminación (Birch, 2013). El *Igeo* incluye un factor de corrección (1.5) para considerar las variaciones naturales en el fondo geoquímico, lo que permite una evaluación más precisa de la contaminación antropogénica. Además, el *Igeo* clasifica el grado de contaminación en siete categorías, en comparación con las cinco del EF, proporcionando una evaluación más detallada del impacto ambiental.

Propuesto por Müller, (1979), el *Igeo* se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$Igeo = \log_2(C_n / 1.5B_n)$$

Donde  $C_n$  es la concentración del elemento de interés en la muestra y  $B_n$  el valor de elemento en la referencia frente a la que se compara. En este trabajo, se han utilizado las concentraciones de los elementos para la muestra AGUI-1 ( $Igeo_{agui}$ ), que se considera el blanco de esta tesis. También se han considerado los valores para la Corteza Continental Superior ( $Igeo_{ucc}$ ) (Rudnick y Gao, 2014) y los valores para metales pesados previamente detectados en la costa de Asturias ( $Igeo_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020).

Los valores del *Igeo* permiten clasificar las muestras desde descontaminadas hasta extremadamente contaminadas para cada elemento (Tabla 4.5) (Förstner y Müller, 1981). Los valores de *Igeo* obtenidos para los 18 elementos de interés medioambiental fueron promediados, clasificados y agrupados por áreas correspondientes a cada elemento.

**Tabla 4.5** Clasificación de la contaminación por un elemento dado en función del valor de *Igeo* calculado para este, según Barbieri et al., 2016.

Clase	Valor de <i>Igeo</i>	Clasificación
Clase 0	$Igeo < 0$	Sin contaminar
Clase 1	$0 < Igeo < 1$	Sin contaminar a moderadamente contaminado
Clase 2	$1 < Igeo < 2$	Moderadamente contaminado
Clase 3	$2 < Igeo < 3$	Moderadamente a altamente contaminado
Clase 4	$3 < Igeo < 4$	Altamente contaminado
Clase 5	$4 < Igeo < 5$	Altamente contaminado a muy altamente contaminado
Clase 6	$5 < Igeo < 6$	Muy altamente contaminado

#### 4.2.4 Coeficiente de Concentración (CC).

El Coeficiente de Concentración (CC), también conocido como Factor de Contaminación (CF) (Hakanson, 1980), mide la potencial contaminación de un elemento, estableciendo la relación entre el contenido de este en la muestra y el contenido de referencia (Wang et al., 2019).

Para el cálculo del CC se han utilizado las mismas referencias que para el *EF* y el *Igeo*: la muestra AGUI-1 ( $CC_{agui}$ ), los valores para la Corteza Continental Superior ( $CC_{ucc}$ ) (Rudnick y Gao, 2014) y los valores para metales pesados previamente detectados en la costa de Asturias ( $CC_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020).

Los valores de CC se han clasificado de acuerdo con la clasificación propuesta por Dai y colaboradores (Dai et al., 2015), como se detalla en la Tabla 4.6. Los valores de CC obtenidos para los 18 elementos de interés medioambiental fueron promediados y agrupados por áreas.

**Tabla 4.6** Clasificación del contenido en elemento para una muestra dada en función del valor de *CC*, según Dai y colaboradores (2015)

<b>Clasificación</b>	<b>Valor de <i>CC</i></b>
Empobrecido	$CC < 0.5$
Normal	$0.5 < CC < 5$
Ligeramente Enriquecido	$2 < CC < 5$
Enriquecido	$5 < CC < 10$
Significativamente enriquecido	$10 < CC < 100$
Inusualmente Enriquecido	$CC > 100$

#### **4.2.5 Coeficiente de correlación de *Pearson*.**

El coeficiente de correlación de *Pearson* permite determinar la dependencia lineal entre dos conjuntos de datos, proporcionando un valor que varía entre -1 y 1. Un coeficiente más cercano a 1 indica una correlación positiva entre las variables, mientras que un valor cercano a -1 sugiere una correlación negativa.

Se han calculado coeficientes de correlación para 18 elementos de interés ambiental, así como para dos elementos mayoritarios (Al y S) y el contenido en cenizas de las muestras. Este coeficiente también se ha obtenido para el contenido en PAHs y el porcentaje de la muestra correspondiente con la fracción orgánica (POAs).

Además, se ha realizado un análisis jerárquico utilizando los coeficientes de correlación de *Pearson*, generando diagramas dendríticos de los elementos de interés ambiental seleccionados según su correlación, aplicando el método de la distancia promedio.

#### **4.2.6 Estándares para la evaluación del contenido de las muestras en PAHs.**

Los valores de concentración de las muestras analizadas para determinar su contenido en PAHs fueron comparados con los valores para suelos europeos establecidos por (Maliszewska-Kordybach, 1996), permitiendo clasificar la muestra según la clasificación recogida en la Tabla 4.7.

Se compararon los valores de concentración con los Niveles Generales de Referencia (NGR) españoles para suelos y con los valores de la lista de contaminantes peligrosos para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de la Presidencia, 2005). Estos valores para los PAHs de interés medioambiental se recopilan en la Tabla 4.8.

**Tabla 4.7** Clasificación de las muestras en función de su contenido de PAHs, siguiendo el estándar europeo para suelos (Maliszewska-Kordybach, 1996).

Clasificación de la muestra	$\Sigma$ 16 PAHs
No contaminadas	<0.2 mg/kg
Poco contaminada	0.2 - 0.6 mg/kg
Contaminada	0.6 - 1 mg/kg
Altamente contaminada	>1 mg/kg

**Tabla 4.8** Valores de los Niveles Genéricos de Referencia para otros usos del suelo y la protección de organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) para algunos de los 16 PAHs de interés medioambiental estudiados.

	Otros usos del suelo (mg/kg)	Organismos acuáticos (mg/kg)
Naftaleno	1	0.05
Acenafteno	6	0.02
Fluoreno	5	0.02
Antraceno	45	0.01
Fluoranteno	8	0.03
Pireno	6	0.01
Benzo(a)antraceno	–	0.01
Criseno	20	–
Benzo(k)fluoranteno	2	–
Benzo(b)fluoranteno	0.2	–
Benzo(a)pireno	0.02	0.01
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	0.3	–
Dibenzo(a,h)antraceno	0.03	–

#### 4.2.7 Valores de referencia para el cálculo de *EF*, *Igeo* y *CC*.

La Tabla 4.9 presenta los valores utilizados para el cálculo de diversos índices medioambientales. Se incluyen las concentraciones de 18 elementos de interés medioambiental

en la playa del Aguilar, las concentraciones promedio de estos elementos en la corteza continental superior (UCC), así como las concentraciones medias de ocho metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) previamente detectadas en la costa asturiana (Sanz-Prada et al., 2020).

**Tabla 4.9** Concentraciones de referencia utilizadas para el cálculo de EF, Igeo y CC. Las concentraciones de la UCC fueron tomadas de Rudnick y Gao (2014), mientras que las concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn en la costa asturiana provienen de Sanz-Prada et al. (2020).

Elemento	Concentraciones (mg/kg)		
	El Aguilar	UCC (Rudnick y Gao, 2014)	Costa Asturiana (Sanz - Prada et al., 2020)
Ag	0,01	0,05	–
As	7,50	4,80	14,70
Ba	84,00	628,00	–
Be	0,50	2,10	–
Cd	0,04	0,09	0,12
Co	2,70	17,30	–
Cr	11,00	92,00	39,00
Cu	9,80	28,00	11,00
Hg	0,06	0,05	0,60
Mn	175,00	770,00	–
Mo	0,43	1,10	–
Ni	7,50	47,00	26,00
Pb	4,24	17,00	14,00
Sb	0,60	0,40	–
Se	0,15	0,09	–
Sn	1,10	2,10	–
V	18,00	97,00	–
Zn	134,40	67,00	47,00



## **5 Desembocadura del Río Nalón: playa de El Aguilar, ría del Nalón y playón de Bayas.**

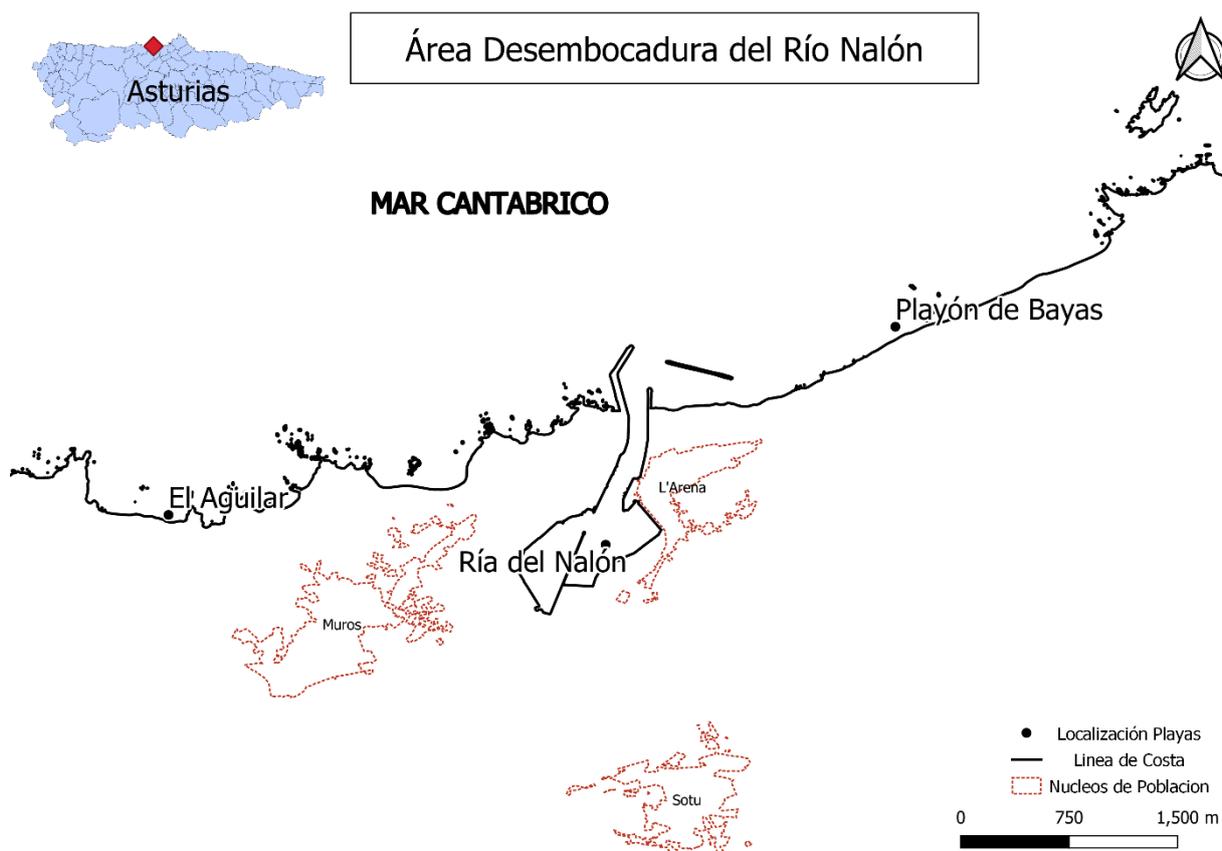
### **5.1 Introducción a la desembocadura del Nalón.**

Dado que el río Nalón y su desembocadura están estrechamente relacionados con la historia de la minería del carbón en Asturias y sus efectos ambientales (García-Ordiales et al., 2020; Gardoki et al., 2021), este es un punto de partida adecuado para los estudios realizados en esta tesis. En el contexto de este trabajo, el término "desembocadura del Nalón" se refiere a la zona que está compuesta por la playa de Aguilar, la ría del Nalón y el playón de Bayas.

#### **5.1.1 El Aguilar.**

La playa del Aguilar es la única playa estudiada en esta tesis que no se integra en la costa central asturiana (C.C.A.), sino que se encuentra en la costa occidental. Ubicada en el límite entre los concejos de Cudillero al oeste y Muros del Nalón al este (Figura 5.1), la playa del Aguilar se caracteriza por su arena dorada, de forma rectilínea y una longitud aproximada de 450 metros. Aunque se encuentra en un entorno rural, la playa dispone de accesos rodados y un paseo marítimo, siendo ampliamente utilizada durante los meses de verano. Además, está enmarcada en una Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y es designada como un sitio de interés comunitario (LIC) (SITPA - IDEAS, 2023).

Se recogieron un total de dos muestras de la playa (Figura 5.2, Tabla 4.1). Dada su ubicación al oeste de la desembocadura del Nalón, se optó por llevar a cabo una exploración y análisis de esta playa como punto de referencia para comparar los datos obtenidos en el resto de las playas.



**Figura 5.1** Mapa de situación para la zona de la desembocadura del Nalón.

### 5.1.2 Ría del Nalón

La ría del Nalón es el estuario que se forma en la desembocadura del río homónimo. Con una longitud de 140 kilómetros, el río Nalón es uno de los más significativos de la cornisa cantábrica, atravesando un total de doce concejos: Caso, Sobrescobio, Laviana, San Martín del Rey Aurelio, Langreo, Oviedo, Grado, Las Regueras, Candamo, Pravia y Muros del Nalón. Su cuenca hidrográfica, incluyendo sus afluentes (ríos Narcea, Caudal, Trubia, Nora y Cubia), abarca treinta y seis concejos, muchos de los cuales están históricamente asociados a la extracción de carbón (Confederación Hidrográfica del Cantábrico, 2023).

La ría del Nalón se extiende desde el islote de Desalón, cerca de Soto del Barco, hasta su salida al mar en el espigón de la barra de San Esteban (Figura 5.1). La ría presenta una morfología

sinuosa y se ensancha gradualmente hasta alcanzar un máximo de 1 km de ancho en la ensenada situada entre San Esteban de Pravia y San Juan de la Arena. La ría vuelve a estrecharse antes de su salida al mar debido a las obras de canalización realizadas durante el siglo XX para facilitar la entrada de barcos de mayor calado al puerto carbonero de San Esteban de Pravia (Ceñal y Flor, 1993). Las diversas modificaciones que la ría del Nalón ha sufrido a lo largo de su historia han sido tratadas en la sección 1.2.

Un total de 21 muestras fueron extraídas en la ría Nalón, cuya ubicación se detalla en la Figura 5.3. El desglose de los análisis realizados para estas muestras se muestra en la Tabla 4.1.

### **5.1.3 Playón de Bayas.**

En la cartografía, se distingue entre la playa de los Quebrantos y el playón de Bayas. Sin embargo, en términos prácticos, existe una continuidad entre ambas playas que solo es interrumpida por la punta del Pozaco durante las mareas más altas. A efectos de este trabajo, ambas playas son consideradas como una sola entidad.

El playón de Bayas se encuentra en el límite entre los concejos de Castrillón y Soto del Barco, definido por el río Ranón. Limita al oeste con la desembocadura del Nalón y al este con el cabo Vidrias. En la zona oeste, dentro del sector de Los Quebrantos, se encuentra la localidad de San Juan de la Arena (Figura 5.1).

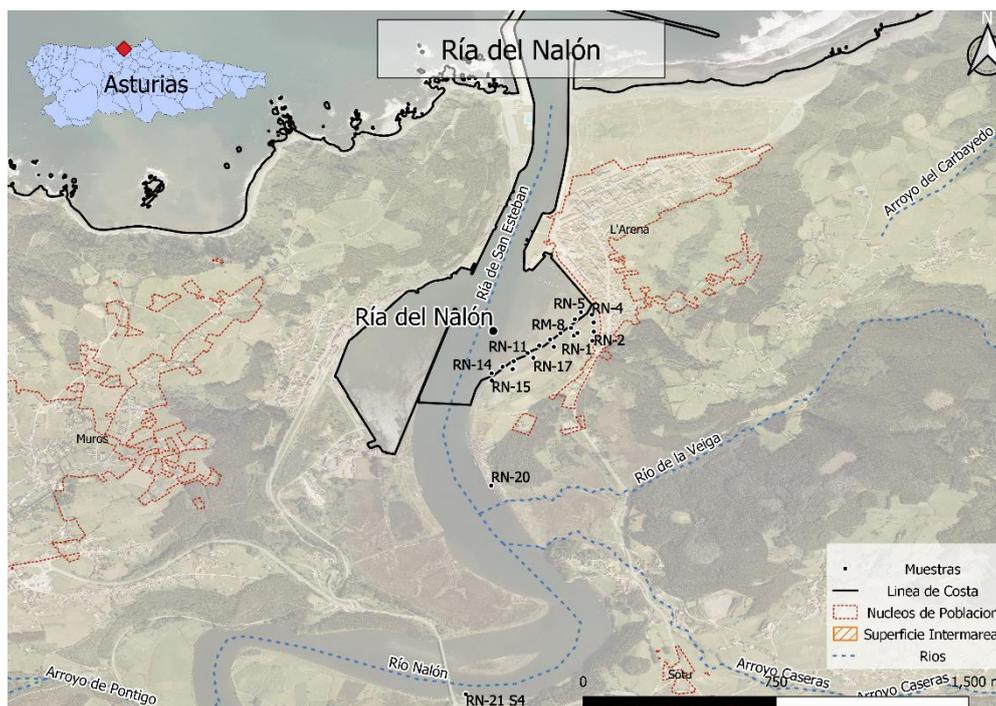
El playón de Bayas, con una morfología rectilínea y una longitud de más de 3400 metros, es el arenal de mayor extensión del Principado de Asturias. La arena de la playa tiene un tono gris oscuro o negro, que se intensifica en las proximidades de la desembocadura del Nalón. La playa forma parte del conjunto del monumento natural de Isla de La Deva y Playón de Bayas, debido a su interés paisajístico y como hábitat de especies vegetales y aves. También se considera una ZEPA y LIC (SITPA - IDEAS, 2023).

La presencia de un arenal de estas características está condicionada por su proximidad a la desembocadura del Nalón. La carga sedimentaria del Nalón se deposita en su desembocadura y se distribuye a lo largo de la costa a través de las corrientes de deriva y el oleaje. El cabo Vidrias actúa como una barrera natural que favorece la acumulación de sedimentos, lo que a su vez da lugar a la formación del arenal (Ceñal y Flor, 1993; Diego Cavada, 2014).

En las Figura 5.4 y Figura 5.5 se detalla la distribución de las muestras tomadas en Bayas. Las muestras se tomaron siguiendo dos líneas paralelas al frente de marea: una línea por encima del máximo de marea y otra en la zona intermareal. El número de muestras y el desglose de los análisis realizados con ellas se encuentra en la Tabla 4.1.



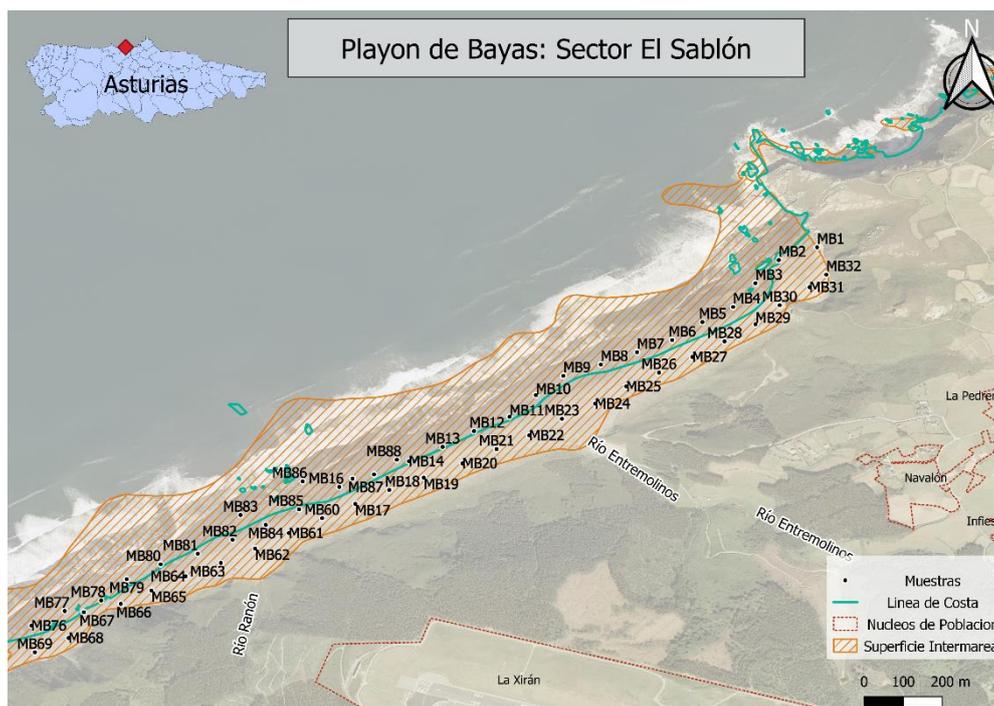
**Figura 5.2** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de El Aguilar



**Figura 5.3** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la Ría del Nalón, zona de la desembocadura del Nalón.



**Figura 5.4** Mapa con la localización de las muestras tomadas en el Playón de Bayas, sector de Los Quebrantos



**Figura 5.5** Mapa con la localización de las muestras tomadas en el Playón de Bayas, sector de El Sablón, en zona de la desembocadura del Nalón.

## 5.2 Resultados e Interpretación.

### 5.2.1 Petrografía Orgánica.

#### 5.2.1.1 Composición petrográfica de las muestras de Aguilar, Ría del Nalón y Bayas.

Las muestras están compuestas por dos fracciones: la inorgánica, que incluye el sedimento silíceo o bioclástico de los sistemas de transición, y la orgánica, formada por las Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs), como carbón, pizarra carbonosa y coque, que se encuentran mezcladas con el sedimento.

En la playa del Aguilar, la fracción dominante es la inorgánica, representando el 100 %, vol. de la muestra (Tabla 5.1). En la ría del Nalón, la fracción orgánica presenta valores entre 4,3 %, vol. y 59,3 %, vol., mientras que en Bayas estos valores oscilan entre 7,8% y 82,8%,

evidenciando un incremento significativo en la presencia de POAs en estas zonas. La fracción inorgánica varía entre 40,7% y 95,7% en la ría (Tabla 5.1) y entre 17,2% y 92,2% en Bayas (Tabla 5.2 y Tabla 5.3).

**Tabla 5.1** Composición de las muestras de El Aguilar (AGUI) y la Ría del Nalón (RN) en términos de fracción orgánica e inorgánica.

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
AGUI - 1	0,0	100,0
AGUI - 2	0,0	100,0
RN - 1	4,3	95,7
RN - 2	5,7	94,3
RN - 3	7,9	92,1
RN - 4	17,4	82,6
RN - 5	17,9	82,1
RN - 6	7,8	92,2
RN - 7	5,7	94,3
RN - 8	9,4	90,6
RN - 9	24,3	75,7
RN - 10	14,8	85,2
RN - 11	59,3	40,7
RN - 12	20,9	79,1
RN - 13	15,5	84,5
RN - 14	14,3	85,7
RN - 15	13,8	86,2
RN - 16	10,5	89,5
RN - 17	12,0	88,0
RN - 18	10,2	89,8
RN - 19	5,2	94,8
RN - 20	9,5	90,5
RN - 21	23,0	77,0

**Tabla 5.2** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica para las muestras MB - 1 a MB - 51 del Playón de Bayas.

<b>Muestra</b>	<b>Fracción Orgánica (% vol.)</b>	<b>Fracción Inorgánica (% vol.)</b>
MB-1	9,5	90,5
MB-2	12,0	88,0
MB-3	11,5	88,5
MB-5	22,1	77,9
MB-8	20,1	79,9
MB-10	15,2	84,8
MB-11	25,1	74,9
MB-12	21,8	78,2
MB-13	26,3	73,7
MB-16	36,1	63,9
MB-17	15,1	84,9
MB-20	82,8	17,2
MB-21	16,6	83,4
MB-22	9,6	90,4
MB-23	12,9	87,1
MB-25	7,8	92,2
MB-28	12,1	87,9
MB-30	9,3	90,7
MB-31	12,3	87,7
MB-32	12,1	87,9
MB-33	56,0	44,0
MB-34	41,8	58,2
MB-35	47,2	52,8
MB-36	34,4	65,6
MB-37	17,5	82,5
MB-38	21,9	78,1
MB-39	27,3	72,7
MB-40	22,5	77,5
MB-42	20,4	79,6
MB-43	40,1	59,9
MB-44	37,3	62,7
MB-45	51,9	48,1
MB-46	42,6	57,4
MB-48	52,9	47,1
MB-49	50,3	49,7
MB-50	26,2	73,8
MB-51	26,5	73,5

**Tabla 5.3** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica para las muestras de MB - 52 a MB - 88 del Playón de Bayas.

<b>Muestra</b>	<b>Fracción Orgánica (% vol.)</b>	<b>Fracción Inorgánica (% vol.)</b>
MB-52	24,0	76,0
MB-53	24,3	75,7
MB-54	25,7	74,3
MB-55	9,0	91,0
MB-56	27,1	72,9
MB-57	17,1	82,9
MB-58	16,3	83,7
MB-59	11,4	88,6
MB-60	15,1	84,9
MB-61	16,4	83,6
MB-62	22,3	77,7
MB-63	20,1	79,9
MB-64	18,0	82,0
MB-65	21,2	78,8
MB-66	41,1	58,9
MB-67	32,1	67,9
MB-68	15,6	84,4
MB-69	15,0	85,0
MB-70	14,1	85,9
MB-71	59,1	40,9
MB-72	23,1	76,9
MB-73	28,1	71,9
MB-74	39,2	60,8
MB-75	24,6	75,4
MB-76	25,4	74,6
MB-77	35,4	64,6
MB-78	32,6	67,4
MB-79	29,9	70,1
MB-80	29,6	70,4
MB-81	29,0	71,0
MB-82	17,0	83,0
MB-83	32,9	67,1
MB-84	26,9	73,1
MB-85	24,5	75,5
MB-86	35,8	64,2
MB-87	34,8	65,2
MB-88	34,1	65,9

La fracción inorgánica en la desembocadura del Nalón se compone principalmente de sedimentos siliciclásticos, coincidiendo con resultados obtenidos por estudios previos (Flor et al. 2022). La fracción orgánica en la ría y Bayas está compuesta por tres tipos de partículas: a) carbón, b) pizarra carbonosa y c) coque de carbón (Tabla 5.4, Tabla 5.5 y Tabla 5.6).

El carbón está presente en concentraciones de hasta 21,2% vol. de la muestra en Bayas (Tabla 5.5) y 52,3% vol. en la ría (Tabla 5.4). Entre los grupos macerales del carbón, la Vitrinita es siempre el grupo mayoritario, seguido de la Inertinita y la Liptinita, composición compatible con los carbones de las cuencas carboníferas de Asturias.

**Tabla 5.4** Composición petrográfica de las muestras de El Aguilar (AGUI) y la ría del Nalón (RN), determinada por conteo de puntos.

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
AGUI - 1	0,0	0,0	0,0	100,0
AGUI - 2	0,0	0,0	0,0	100,0
RN - 1	0,4	3,9	0,0	95,7
RN - 2	1,6	4,1	0,0	94,3
RN - 3	0,9	7,0	0,0	92,1
RN - 4	11,6	5,8	Trazas	82,6
RN - 5	9,4	8,5	0,0	82,1
RN - 6	4,4	3,2	0,2	92,2
RN - 7	1,2	4,5	0,0	94,3
RN - 8	4,6	4,8	0,0	90,6
RN - 9	12,3	12,0	0,0	75,7
RN - 10	10,5	4,3	0,0	85,2
RN - 11	52,3	6,1	0,9	40,7
RN - 12	6,9	14,0	0,0	79,1
RN - 13	11,9	3,6	0,0	84,5
RN - 14	6,9	7,4	0,0	85,7
RN - 15	1,1	12,7	0,0	86,2
RN - 16	0,2	10,3	0,0	89,5
RN - 17	0,6	11,4	0,0	88,0
RN - 18	0,7	9,5	0,0	89,8
RN - 19	0,0	5,2	0,0	94,8
RN - 20	4,0	5,5	0,0	90,5
RN - 21	4,8	18,2	0,0	77,0

**Tabla 5.5** Composición petrográfica de las muestras MB – 1 a MB – 51 del playón de Bayas, determinada por contaje de puntos.

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
MB-1	0,0	9,5	0,0	90,5
MB-2	0,0	12,0	0,0	88,0
MB-3	0,0	11,5	0,0	88,5
MB-5	0,1	22,0	0,0	77,9
MB-8	1,5	18,6	0,0	79,9
MB-10	0,2	15,0	0,0	84,8
MB-11	0,0	25,1	0,0	74,9
MB-12	0,0	21,8	0,0	78,2
MB-13	0,4	25,9	0,0	73,7
MB-16	1,8	34,3	0,0	63,9
MB-17	0,2	14,9	0,0	84,9
MB-20	0,0	82,8	0,0	17,2
MB-21	0,0	16,6	0,0	83,4
MB-22	0,2	9,4	0,0	90,4
MB-23	0,0	12,9	0,0	87,1
MB-25	0,0	7,8	0,0	92,2
MB-28	0,0	12,1	0,0	87,9
MB-30	0,0	9,3	0,0	90,7
MB-31	0,0	12,3	0,0	87,7
MB-32	0,0	12,1	0,0	87,9
MB-33	21,2	34,4	0,4	44,0
MB-34	14,4	27,4	0,0	58,2
MB-35	6,4	40,8	0,0	52,8
MB-36	0,4	34,0	0,0	65,6
MB-37	0,0	17,5	0,0	82,5
MB-38	0,6	21,3	0,0	78,1
MB-39	0,4	26,9	0,0	72,7
MB-40	0,0	22,5	0,0	77,5
MB-42	0,0	20,4	0,0	79,6
MB-43	9,4	30,7	0,0	59,9
MB-44	0,6	36,7	0,0	62,7
MB-45	13,5	38,4	0,0	48,1
MB-46	2,8	39,1	0,7	57,4
MB-48	10,3	42,6	0,0	47,1
MB-49	4,7	45,6	0,0	49,7
MB-50	0,4	25,8	0,0	73,8
MB-51	0,5	26,0	0,0	73,5

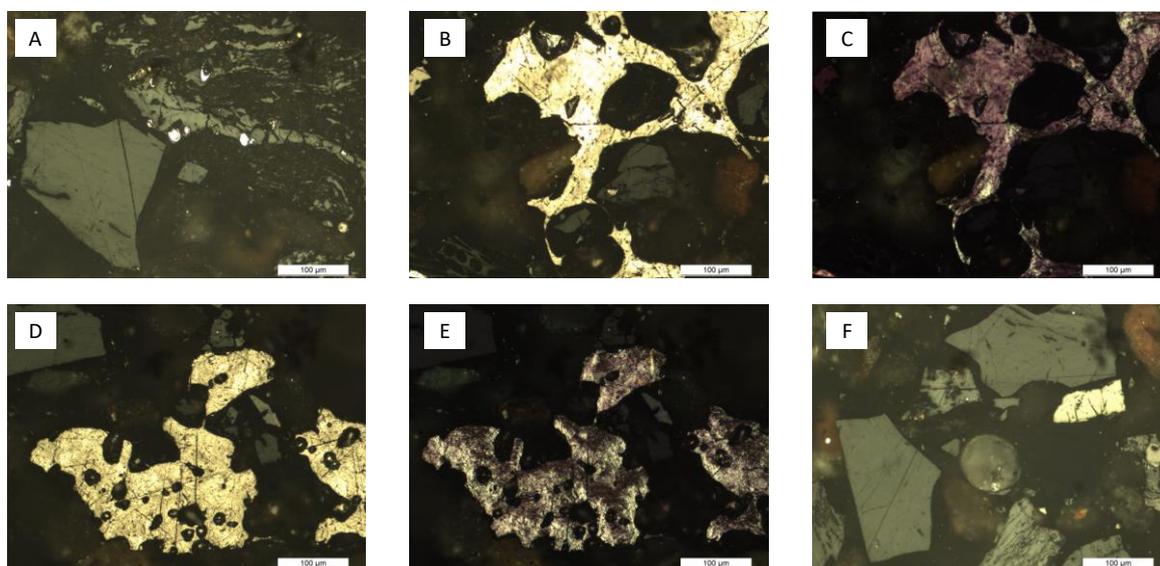
**Tabla 5.6** Composición petrográfica de las muestras MB – 52 a MB – 88 del playón de Bayas, determinada por contaje de puntos.

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
MB-52	0,4	23,6	0,0	76,0
MB-53	0,4	23,9	0,0	75,7
MB-54	1,7	24,0	0,0	74,3
MB-55	0,0	9,0	0,0	91,0
MB-56	0,2	26,9	0,0	72,9
MB-57	0,2	16,9	0,0	82,9
MB-58	0,2	16,1	0,0	83,7
MB-59	0,0	11,4	0,0	88,6
MB-60	0,0	15,1	0,0	84,9
MB-61	0,0	16,4	0,0	83,6
MB-62	0,0	22,3	0,0	77,7
MB-63	0,0	20,1	0,0	79,9
MB-64	0,2	17,8	0,0	82,0
MB-65	0,2	21,0	0,0	78,8
MB-66	2,0	39,1	0,0	58,9
MB-67	4,9	27,2	0,0	67,9
MB-68	0,2	15,4	0,0	84,4
MB-69	0,0	15,0	0,0	85,0
MB-70	0,0	14,1	0,0	85,9
MB-71	17,9	41,2	0,0	40,9
MB-72	0,0	23,1	0,0	76,9
MB-73	0,7	27,4	0,0	71,9
MB-74	5,0	34,2	0,0	60,8
MB-75	1,0	23,6	0,0	75,4
MB-76	1,1	24,3	0,0	74,6
MB-77	1,8	33,6	Trazas	64,6
MB-78	2,7	29,9	0,0	67,4
MB-79	2,4	27,5	0,0	70,1
MB-80	2,1	27,5	0,0	70,4
MB-81	0,5	28,5	0,0	71,0
MB-82	0,2	16,8	0,0	83,0
MB-83	1,5	31,4	0,0	67,1
MB-84	0,2	26,7	0,0	73,1
MB-85	1,3	23,2	0,0	75,5
MB-86	4,1	31,7	0,0	64,2
MB-87	3,0	31,8	0,0	65,2
MB-88	4,5	29,6	0,0	65,9

Las pizarras carbonosas presentan concentraciones entre 7,8% y 82,9% vol. en Bayas (Tabla 5.5 y Tabla 5.6) y hasta 18,2% vol. en la ría (Tabla 5.4). El coque de carbón aparece en tres muestras de Bayas, con concentraciones de hasta 0,7% vol. (Tabla 5.5 y Tabla 5.6), y en tres muestras de la ría, llegando a 0,9% vol. en la muestra RN-11 (Tabla 5.4).

En la Figura 5.6 se muestran los diversos tipos de POAs identificados en la ría del Nalón, mientras que en la Figura 5.7 se presentan los encontrados en el playón de Bayas.

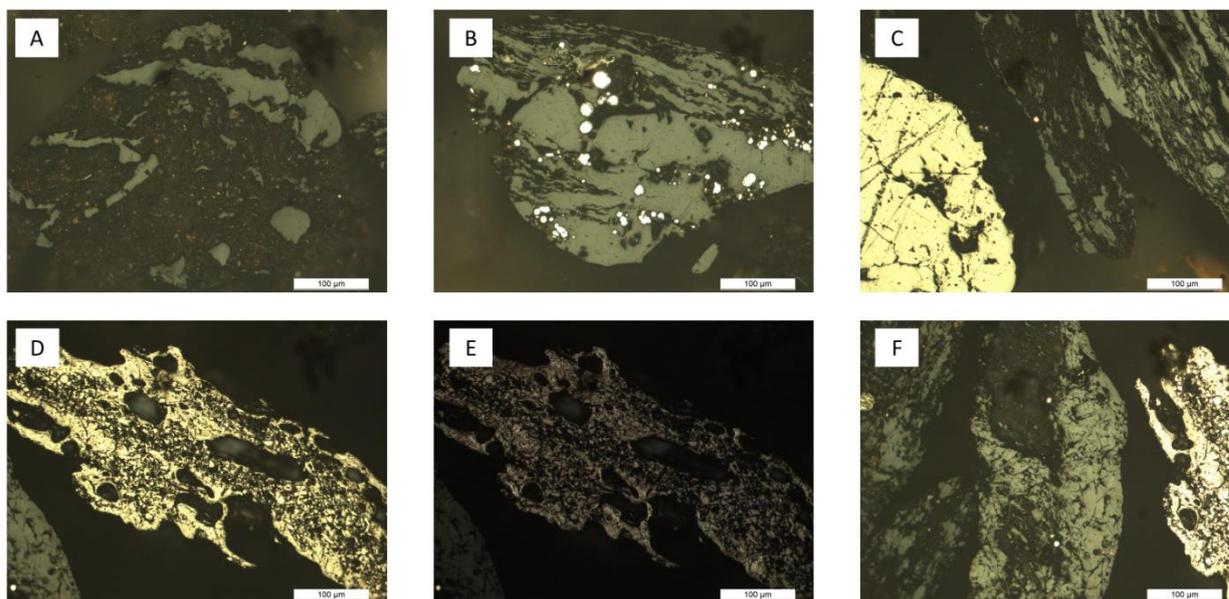
La distribución de POAs descrita es resultado de las diferentes condiciones de energía del medio sedimentario. Mientras que la ría está sujeta a la acción fluvial y de las mareas, la playa está expuesta al oleaje, que es considerablemente más enérgico en condiciones normales. Esto provoca que el carbón, menos denso que la pizarra, no pueda depositarse y sea arrastrado hacia áreas de menor energía.



**Ría del Nalón**

**Figura 5.6** Fotografías tomadas en microscopía de luz blanca reflejada y con objetivo (x50) de inmersión en aceite de los componentes de la fracción orgánica para muestras de la ría del Nalón. A) mezcla de pizarra carbonosa y carbón, B) coque de carbón, C) coque de carbón (B) con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de  $1\lambda$ , D) mezcla de carbón y coque

de carbón, E) mezcla anterior (D) con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de  $1\lambda$  y F) mezcla de distintos tipos de carbones y pizarra carbonosa.

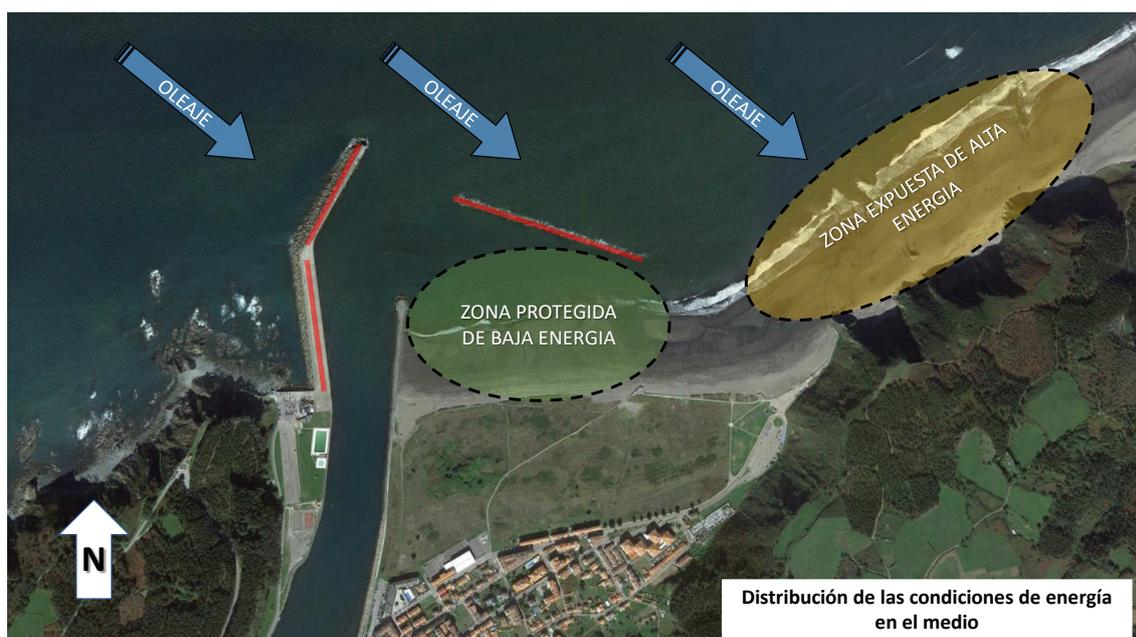


### Playón de Bayas

**Figura 5.7** Fotografías tomadas en microscopia de luz blanca reflejada y con objetivo (x50) de inmersión en aceite de la fracción orgánica para muestras del playón de Bayas. A) pizarra carbonosa, B) carbón, C) mezcla de pizarra carbonosa y un carbón de alto rango, D) mezcla de carbón y coque de carbón, E) mezcla anterior (D) con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de  $1\lambda$  y F) mezcla de distintos tipos de carbones, pizarra carbonosa y coque de carbón.

Ejemplos de estas zonas de menor energía (Figura 5.8) son las muestras MB-33 y MB-34, localizadas detrás de los diques de la playa de los Quebrantos, y MB-71, recogida tras unas rocas al este de la punta del Pozaco (Figura 5.4). Estas tres muestras presentan las mayores concentraciones de carbón en el playón de Bayas (Tabla 5.5 y Tabla 5.6).

En las muestras de la ría, situadas en un ambiente menos energético, predomina el carbón, mientras que, en Bayas, el tipo de POA predominante son las pizarras carbonosas (Tabla 5.4, Tabla 5.5 y Tabla 5.6).



**Figura 5.8** Fotografía aérea de la zona de la desembocadura del Nalón sobre la que se ha esquematizado las condiciones de energía en el playón de Bayas. Marcados en rojo se pueden apreciar los diques que protegen la zona.

### 5.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones encontrados en la ría del Nalón y el playón de Bayas.

En esta sección se presentan los resultados de los análisis de reflectancia de la vitrinita y la distribución de valores para los carbones y pizarras carbonosas de las muestras de la ría del Nalón y el playón de Bayas. Debido a la ausencia de carbón y otras POAs, la playa del Aguilar no será discutida.

Las Tabla 5.7, Tabla 5.8 y Tabla 5.9 muestran la clasificación de los carbones identificados en las diferentes muestras para ría del Nalón y el playón de Bayas, según las normas ISO 11760 (2018) y ASTM D388-17 (2018), basada en las mediciones de reflectancia de la vitrinita. En la desembocadura del Nalón, la mezcla de carbones está compuesta, en orden decreciente de concentración, por carbones bituminosos de altos volátiles, carbones bituminosos de medios volátiles, carbones bituminosos de bajos volátiles, antracitas y carbones sub-bituminosos.

En la ría del Nalón predominan los carbones bituminosos de altos volátiles, con valores que oscilan entre el 47,1% y el 89,0%. Los carbones bituminosos de medios volátiles se encuentran en concentraciones de entre el 6,0% y el 26,0%, mientras que los bituminosos de bajos volátiles presentan una concentración de hasta el 29,4%. Las antracitas están presentes en concentraciones de hasta el 12,5%. No se han identificado carbones sub-bituminosos en las muestras de la ría (Tabla 5.7). La Figura 5.9 presenta cuatro ejemplos de histogramas con la distribución de valores de reflectancia de la vitrinita en muestras de la ría del Nalón. En la Figura 5.6 se muestran ejemplos al microscopio de las mezclas de carbón para la ría.

**Tabla 5.7** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de la ría del Nalón.

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
RN - 1	0,0	64,0	16,0	16,0	4,0	1,09
RN - 2	0,0	68,0	16,0	16,0	0,0	1,03
RN - 3	0,0	47,1	20,6	29,4	2,9	1,22
RN - 4	0,0	76,0	14,0	5,0	5,0	1,02
RN - 5	0,0	67,0	18,0	11,0	4,0	1,04
RN - 6	0,0	65,0	12,0	19,0	4,0	1,07
RN - 7	0,0	57,5	15,0	15,0	12,5	1,21
RN - 8	0,0	66,0	10,0	14,0	10,0	1,16
RN - 9	0,0	68,0	15,0	13,0	4,0	1,06
RN - 10	0,0	67,0	14,0	11,0	8,0	1,10
RN - 11	0,0	67,0	19,0	10,0	4,0	1,08
RN - 12	0,0	68,0	20,0	9,0	3,0	1,03
RN - 13	0,0	89,0	6,0	4,0	1,0	0,87
RN - 14	0,0	71,0	12,0	13,0	4,0	1,04
RN - 15	0,0	60,0	20,0	20,0	0,0	1,07
RN - 16	0,0	56,0	20,0	20,0	4,0	1,17
RN - 17	0,0	70,0	26,0	4,0	0,0	1,00
RN - 18	0,0	58,1	16,1	25,8	0,0	1,10
RN - 19	0,0	85,7	14,3	0,0	0,0	0,93
RN - 20	0,0	74,0	14,0	7,0	5,0	1,05
RN - 21	0,0	63,0	23,0	13,0	1,0	1,06

**Tabla 5.8** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras MB – 1 a MB – 51 del playón de Bayas.

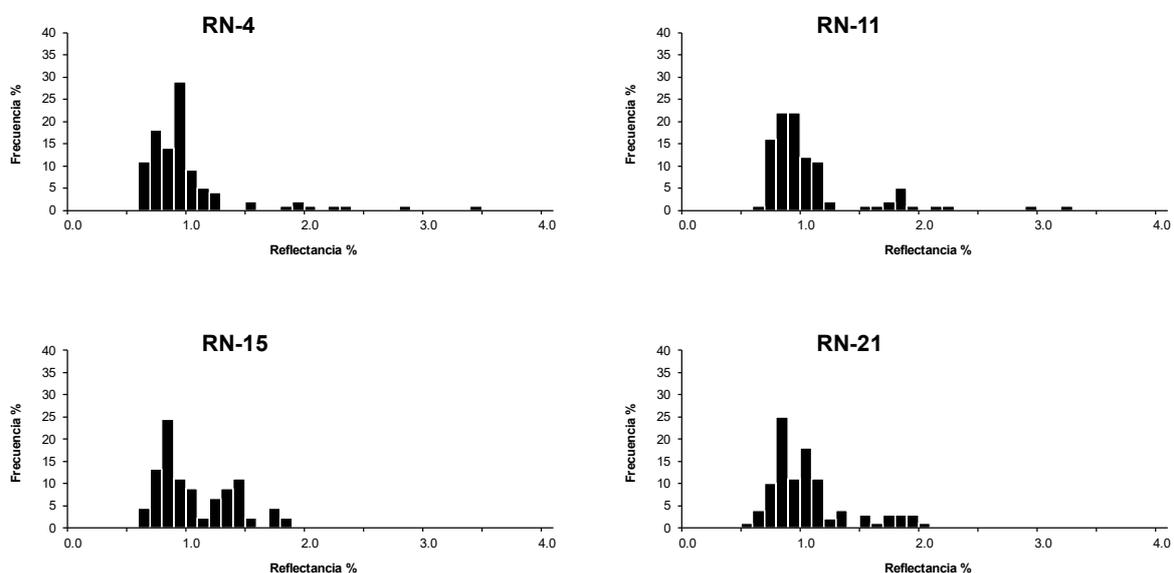
Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
MB-1	0,0	28,1	18,8	46,9	6,2	1,36
MB-2	0,0	50,0	30,0	20,0	0,0	1,12
MB-3	0,0	38,1	33,3	23,8	4,8	1,21
MB-5	0,0	52,0	24,0	21,3	2,7	1,14
MB-8	0,0	45,0	35,0	17,5	2,5	1,14
MB-10	0,0	54,2	16,7	20,8	8,3	1,2
MB-11	0,0	38,0	26,0	30,0	6,0	1,31
MB-12	0,0	44,0	24,0	28,0	4,0	1,2
MB-13	1,6	45,2	35,5	16,1	1,6	1,12
MB-16	0,0	50,0	25,0	23,0	2,0	1,18
MB-17	0,0	48,3	20,7	24,1	6,9	1,2
MB-20	0,0	44,0	32,0	18,0	6,0	1,2
MB-21	0,0	34,0	36,0	28,0	2,0	1,26
MB-22	0,0	40,0	30,0	20,0	10,0	1,29
MB-23	0,0	57,1	20,0	20,0	2,9	1,13
MB-25	0,0	50,0	15,0	35,0	0,0	1,15
MB-28	0,0	16,7	41,7	25,0	16,7	1,51
MB-30	0,0	56,0	16,0	24,0	4,0	1,19
MB-31	0,0	57,1	14,3	17,9	10,7	1,17
MB-32	0,0	38,9	33,3	27,8	0,0	1,14
MB-33	0,0	62,0	24,0	13,0	1,0	1,05
MB-34	1,0	59,0	23,0	10,0	7,0	1,09
MB-35	0,0	55,0	26,0	16,0	3,0	1,12
MB-36	0,0	48,0	33,0	16,0	3,0	1,14
MB-37	0,0	28,6	42,9	21,4	7,1	1,29
MB-38	0,0	59,0	26,0	13,0	2,0	1,1
MB-39	0,0	44,6	28,6	23,2	3,6	1,2
MB-40	0,0	30,9	34,6	23,6	10,9	1,36
MB-42	0,0	54,0	26,0	16,0	4,0	1,1
MB-43	0,0	30,0	45,0	21,0	4,0	1,26
MB-44	0,0	65,0	21,0	13,0	1,0	1,04
MB-45	0,0	64,0	27,0	8,0	1,0	1
MB-46	0,0	58,0	26,0	15,0	1,0	1,08
MB-48	0,0	58,0	31,0	11,0	0,0	1,04
MB-49	0,0	65,0	24,0	10,0	1,0	1,02
MB-50	0,0	64,0	28,0	7,0	1,0	1,01
MB-51	0,0	55,0	30,0	14,0	1,0	1,08

**Tabla 5.9** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras MB – 51 a MB – 88 del playón de Bayas.

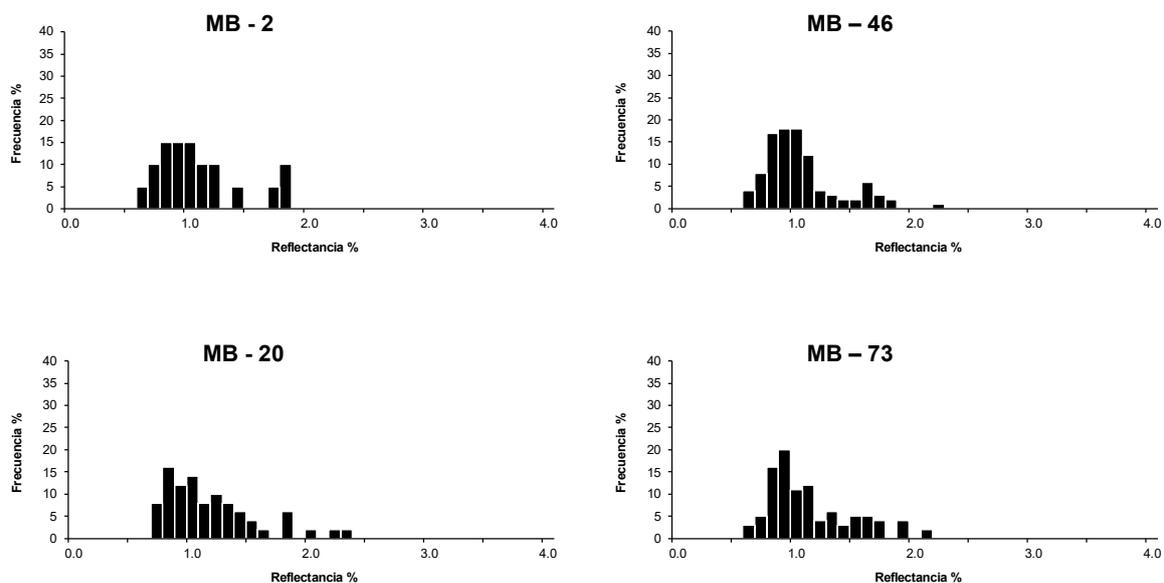
Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
MB-52	0,0	60,0	18,0	21,0	1,0	1,09
MB-53	0,0	58,0	24,0	18,0	0,0	1,07
MB-54	0,0	50,0	31,0	16,0	3,0	1,12
MB-55	0,0	52,0	28,0	20,0	0,0	1,1
MB-56	0,0	50,0	38,8	11,2	0,0	1,05
MB-57	0,0	54,7	26,7	17,3	1,3	1,09
MB-58	0,0	52,0	36,0	12,0	0,0	1,08
MB-59	0,0	50,0	32,0	18,0	0,0	1,11
MB-60	0,0	54,0	24,0	22,0	0,0	1,12
MB-61	0,0	42,0	34,0	24,0	0,0	1,17
MB-62	0,0	51,0	25,0	22,0	2,0	1,14
MB-63	0,0	49,0	29,0	22,0	0,0	1,16
MB-64	0,0	48,0	40,0	12,0	0,0	1,14
MB-65	0,0	34,0	35,0	29,0	2,0	1,23
MB-66	0,0	66,0	25,0	9,0	0,0	0,99
MB-67	0,0	69,0	22,0	9,0	0,0	1
MB-68	0,0	50,0	42,0	6,0	2,0	1,09
MB-69	0,0	38,5	38,5	23,1	0,0	1,17
MB-70	0,0	34,0	50,0	16,0	0,0	1,15
MB-71	0,0	59,0	21,0	17,0	3,0	1,12
MB-72	0,0	50,7	26,7	20,0	2,7	1,15
MB-73	0,0	50,0	27,0	21,0	2,0	1,15
MB-74	0,0	48,0	35,0	15,0	2,0	1,13
MB-75	0,0	44,0	28,0	22,0	6,0	1,21
MB-76	0,0	55,0	22,0	20,0	3,0	1,15
MB-77	0,0	57,0	29,0	12,0	2,0	1,07
MB-78	0,0	52,0	33,0	13,0	2,0	1,1
MB-79	0,0	46,0	29,0	20,0	5,0	1,24
MB-80	0,0	45,0	44,0	10,0	1,0	1,08
MB-81	0,0	62,0	30,0	8,0	0,0	1,03
MB-82	0,0	37,0	30,0	32,0	1,0	1,23
MB-83	0,0	49,0	30,0	19,0	2,0	1,14
MB-84	0,0	52,0	34,0	10,0	4,0	1,08
MB-85	0,0	58,0	25,0	17,0	0,0	1,07
MB-86	0,0	50,0	29,0	15,0	6,0	1,16
MB-87	0,0	57,0	26,0	17,0	0,0	1,08
MB-88	0,0	42,0	32,0	26,0	0,0	1,18

Las muestras de Bayas exhiben una distribución similar en cuanto a las clases de carbón. Los bituminosos de altos volátiles son la clase de carbón más común, con valores de concentración entre el 16,7% y el 69,0%. Los bituminosos de medios volátiles presentan concentraciones de entre el 13,0% y el 50,0%, los bituminosos de bajos volátiles oscilan entre el 6,0% y el 46,9%, y las antracitas alcanzan hasta el 16,7%. Solo se han encontrado carbones sub-bituminosos en una de las muestras de Bayas (MB-13) (Tabla 5.8 y Tabla 5.9). La Figura 5.10 presenta cuatro ejemplos de histogramas para las muestras de Bayas. En la Figura 5.7 muestra ejemplos al microscopio de la mezcla de carbones en Bayas.

El rango de los carbones presentes en las muestras del playón de Bayas y la ría del Nalón es equivalente al de los carbones explotados en las cuencas mineras situadas en las cuencas de drenaje del río Nalón.



**Figura 5.9** Histogramas representando la distribución de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras RN - 4, RN - 11, RN - 15 y RN - 21 de la Ría del Nalón.



**Figura 5.10** Histogramas representando la distribución de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras MB – 2, MB – 20, MB – 46 y MB – 20 del playón de Bayas.

### 5.2.2 Geoquímica Inorgánica en el área de la desembocadura del Nalón.

En esta sección se presentan los resultados del análisis de 18 elementos traza de interés medioambiental en las muestras recogidas en El Aguilar, la ría del Nalón y el playón de Bayas. Los elementos examinados corresponden a los establecidos en la resolución del 20 de marzo de 2014 de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, que define los niveles genéricos de referencia para metales pesados en suelos del Principado de Asturias (Sección 4.1.2.1).

El impacto de estos elementos se evaluó mediante el estudio de la concentración y distribución de estos en las playas, así como el cálculo de diversos índices medioambientales (*EF*, *Igeo*, *CC*).

### **5.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza de interés medioambiental.**

La Tabla 4.1 recoge el número de muestras analizadas para las tres localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón. La localización de estas muestras se puede observar en la Figura 5.2 para El Aguilar, en la Figura 5.3 para la ría del Nalón, y en la Figura 5.4 y Figura 5.5 para el playón de Bayas.

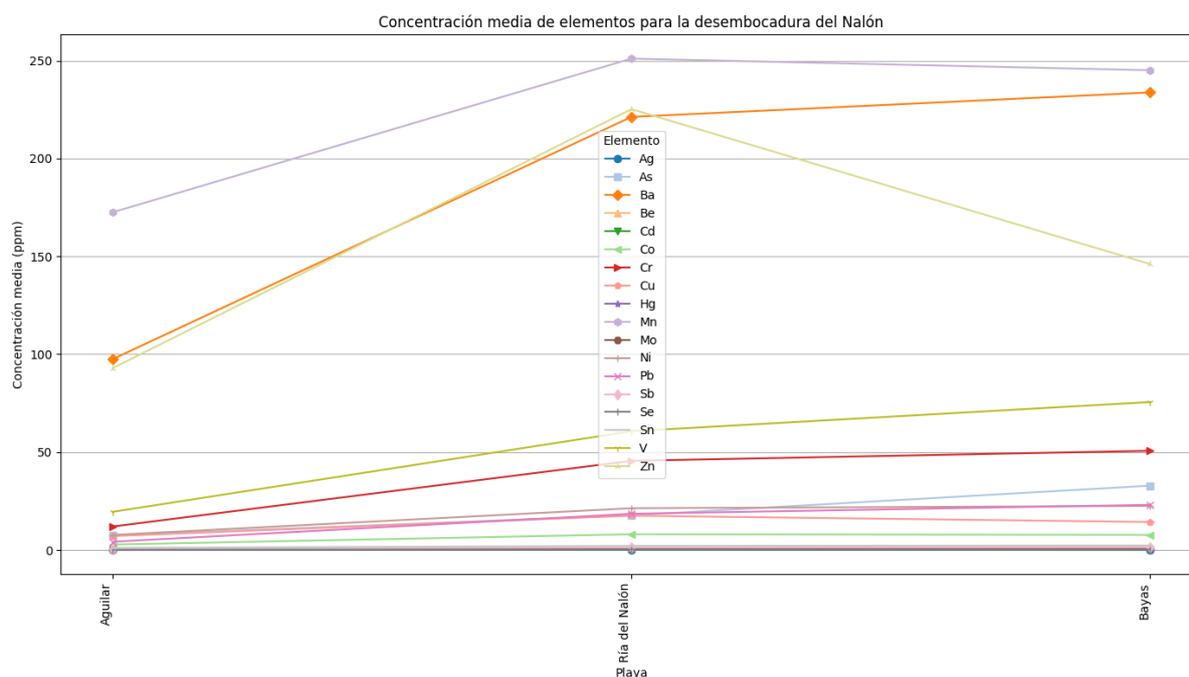
En la Tabla 5.10 se detallan las concentraciones determinadas para cada metal en las muestras analizadas, incluyendo el valor máximo, mínimo, media, mediana y media troncada. El cálculo de la media troncada reduce el impacto de valores extremos o atípicos, como la concentración de Zn en la muestra MB-73, generando una tendencia menos influenciada por dichos valores. Para calcular la media troncada, se excluye el 10 % de los valores más altos y el 10 % de los valores más bajos.

Se observa que, para todos los elementos estudiados, las concentraciones aumentan consistentemente de este a oeste. En general, las concentraciones medidas en la ría y el playón de Bayas son más altas que en la playa de El Aguilar. Los valores más altos de Ag, Cd, Co, Cu, Mn y Mo se midieron en muestras de la ría, mientras que los valores más altos de As, Ba, Be, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, V y Zn se determinaron en muestras del playón de Bayas.

Esta distribución se atribuye al aporte de sedimentos por el río Nalón, ligeramente enriquecidos en estos elementos, y a la redistribución del sedimento por las corrientes costeras hacia el este, en dirección al playón de Bayas y las playas de Castrillón (Figura 5.11). El enriquecimiento observado tiene su origen tanto en la actividad antropogénica (García-Ordiales et al., 2019; Sanz-Prada et al., 2020) como en anomalías geoquímicas naturales en estos elementos (García-Ordiales et al., 2019; IGME, 2012)

**Tabla 5.10** Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en el área de la desembocadura del Nalón. Se incluyen en la tabla los valores máximo, mínimo y la media, mediana y media troncada para cada uno de los elementos.

Muestra	Ag (mg/kg)	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Se (mg/kg)	Sn (mg/kg)	V (mg/kg)	Zn (mg/kg)
AGUI-1	0,01	7,50	111,00	0,50	0,03	2,90	13,00	4,40	0,04	170,00	0,37	7,90	4,19	0,50	0,15	1,10	21,00	51,40
AGUI-2	0,01	7,50	84,00	0,50	0,04	2,70	11,00	9,80	0,06	175,00	0,43	7,50	4,24	0,60	0,15	1,10	18,00	134,40
RN-1	0,01	14,80	188,00	1,00	0,03	6,60	34,00	13,70	0,29	206,00	0,57	17,90	13,97	1,21	0,15	2,10	48,00	102,90
RN-4	0,05	17,00	221,00	2,00	0,08	8,00	47,00	15,90	0,19	249,00	0,68	21,30	18,87	1,10	0,15	2,10	62,00	500,70
RN-9	0,03	16,80	221,00	2,00	0,07	7,90	46,00	17,80	0,30	261,00	0,83	21,30	17,00	1,19	0,15	2,20	61,00	131,30
RN-10	0,03	16,40	199,00	1,00	0,08	7,30	40,00	11,90	0,17	188,00	1,25	18,70	12,87	1,28	0,40	1,50	51,00	519,40
RN-11	0,05	17,30	223,00	2,00	0,09	9,10	48,00	23,30	0,36	229,00	1,56	23,40	22,93	1,62	0,60	2,00	66,00	70,70
RN-14	0,01	13,80	185,00	1,00	0,05	6,30	37,00	11,50	0,23	210,00	0,53	17,00	15,24	0,90	0,15	1,80	49,00	296,30
RN-16	0,03	14,60	201,00	1,00	0,04	6,80	43,00	13,80	0,15	215,00	0,57	19,30	13,93	0,99	0,15	1,90	54,00	228,40
RN-20	0,07	22,70	265,00	2,00	0,15	10,80	55,00	25,80	0,42	214,00	1,16	26,20	26,56	1,77	0,40	2,70	74,00	97,40
RN-21	0,05	26,20	288,00	2,00	0,10	9,60	60,00	24,10	0,69	487,00	1,02	27,00	25,19	2,15	0,30	2,90	81,00	79,50
MB-1	0,01	26,40	170,00	1,00	0,02	6,10	35,00	7,90	0,12	210,00	0,59	17,20	16,74	1,02	0,15	1,60	50,00	94,30
MB-5	0,03	27,30	209,00	2,00	0,02	6,60	39,00	12,20	0,32	202,00	0,72	19,20	19,47	1,33	0,15	2,20	61,00	84,10
MB-10	0,01	40,50	181,00	1,00	0,04	7,90	38,00	10,80	0,20	319,00	0,85	21,50	21,53	1,82	0,15	2,80	58,00	73,70
MB-16	0,04	31,60	269,00	2,00	0,02	7,40	55,00	15,30	0,21	226,00	0,77	22,50	22,36	1,49	0,15	2,30	83,00	69,50
MB-20	0,02	34,20	181,00	1,00	0,03	6,90	33,00	10,00	0,16	271,00	0,67	19,10	18,42	1,49	0,15	2,10	53,00	87,50
MB-21	0,02	32,70	174,00	1,00	0,03	7,10	34,00	11,40	1,30	279,00	0,80	19,50	17,92	1,54	0,15	1,80	52,00	79,90
MB-22	0,01	32,40	181,00	1,00	0,03	7,00	37,00	9,10	0,21	270,00	0,71	19,00	18,68	1,36	0,15	1,80	54,00	66,90
MB-23	0,01	28,80	182,00	1,00	0,03	6,40	32,00	14,00	0,46	228,00	0,67	18,10	16,47	1,14	0,15	1,90	52,00	55,80
MB-25	0,01	49,80	162,00	1,00	0,06	9,30	39,00	12,30	0,34	382,00	1,08	23,40	23,42	2,56	0,15	2,50	57,00	87,50
MB-30	0,01	33,10	173,00	1,00	0,03	7,00	34,00	11,20	0,38	260,00	0,80	19,40	20,91	1,62	0,15	1,90	51,00	181,30
MB-33	0,04	34,00	306,00	2,00	0,03	9,60	76,00	22,10	0,38	219,00	1,20	28,70	33,11	1,60	0,60	2,70	116,00	65,60
MB-34	0,03	33,70	305,00	3,00	0,03	9,80	71,00	24,30	0,41	223,00	1,48	29,30	29,41	1,83	0,70	2,50	107,00	65,70
MB-49	0,01	31,60	321,00	2,00	0,02	8,70	74,00	18,40	0,30	211,00	0,83	27,20	30,53	1,38	0,30	2,80	112,00	64,10
MB-51	0,01	24,90	222,00	2,00	0,02	7,40	53,00	13,20	0,18	229,00	0,66	22,30	21,58	0,96	0,15	2,20	71,00	61,30
MB-66	0,02	31,30	258,00	2,00	0,02	7,40	58,00	13,20	0,29	225,00	0,69	22,70	23,26	1,33	0,15	2,30	82,00	526,40
MB-71	0,04	40,40	339,00	3,00	0,03	9,40	79,00	24,60	0,46	235,00	1,34	29,60	31,92	1,83	0,50	3,30	120,00	135,60
MB-73	0,01	28,00	266,00	2,00	0,03	7,20	55,00	12,40	0,23	217,00	0,64	21,80	22,71	1,13	0,15	2,20	79,00	777,80
MB-74	0,02	32,10	290,00	2,00	0,02	8,00	65,00	16,70	0,28	228,00	0,86	25,10	26,84	1,32	0,15	2,60	95,00	70,90
MB-83	0,01	31,50	252,00	2,00	0,01	7,40	56,00	12,70	0,26	222,00	0,75	22,40	23,13	1,27	0,15	2,30	83,00	126,90
<b>Máximo</b>	0,07	49,80	339,00	3,00	0,15	10,80	79,00	25,80	1,30	487,00	1,56	29,60	33,11	2,56	0,70	3,30	120,00	777,80
<b>Mínimo</b>	0,01	7,50	84,00	0,50	0,01	2,70	11,00	4,40	0,04	170,00	0,37	7,50	4,19	0,50	0,15	1,10	18,00	51,40
<b>Media</b>	0,02	26,63	220,9	1,57	0,04	7,49	46,57	14,79	0,31	242	0,84	21,18	20,45	1,38	0,24	2,17	67,37	166,24
<b>Mediana</b>	0,02	28,40	215,00	2,00	0,03	7,40	44,50	13,20	0,29	225,50	0,76	21,40	21,22	1,33	0,15	2,20	61,00	87,50
<b>Media troncada.</b>	0,02	26,64	221,00	1,54	0,04	7,61	46,33	14,49	0,28	230,79	0,81	21,48	20,69	1,37	0,20	2,19	66,08	124,80



**Figura 5.11** Representación de la concentración media para los 18 elementos estudiados en el Aguilar, la ría del Nalón y el playón de Bayas.

### 5.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ).

El cálculo del factor de enriquecimiento ( $EF$ ), descrito en la Sección 4.4, permite estimar el impacto de la actividad antropogénica en suelos y sedimentos mediante la clasificación del enriquecimiento de estos en un elemento específico (Barbieri, 2017). En la Tabla 5.11 se presentan los valores medios de  $EF$  calculados para cada elemento en las tres localidades de la desembocadura del Nalón.

Utilizando como referencia los valores para la playa del Aguilar ( $EF_{agui}$ ), todos los elementos, excepto el Pb y Hg, muestran un enriquecimiento mínimo o inapreciable ( $EF < 2$ ) a excepción del Pb y Hg que presentan un enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ) (Tabla 5.11).

Comparando con los valores para la corteza continental superior ( $EF_{ucc}$ ) (Rudnick & Gao, 2014), los elementos Mn, Ba, Co, Ni, Ag, Cd, Cr, Cu, V, Be, Mo, Sn y Pb presentan un

enriquecimiento mínimo o inapreciable ( $EF < 2$ ). El Zn, Se y Sb muestran un enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ), mientras que As y Hg presentan un enriquecimiento significativo ( $5 < EF < 20$ ) (Tabla 5.11).

Calculado usando los valores para metales pesados previamente detectados en sedimentos de la costa asturiana ( $EF_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020), todos los elementos excepto Cr muestran enriquecimientos mínimos o deficientes ( $EF < 2$ ), siendo excepto el Cr, el único elemento con un enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ) (Tabla 5.11).

**Tabla 5.11** Valores medios de  $EF_{agui}$ ,  $EF_{ucc}$  y  $EF_{sel}$  para las tres localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón. Los valores de  $EF$  fueron clasificados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017)

Elemento	$EF_{agui}$		$EF_{ucc}$		$EF_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	1,06	Mínimo	0,67	Mínimo	–	–
As	1,52	Mínimo	7,87	Mínimo	0,65	Mínimo
Ba	1,18	Mínimo	0,53	Mínimo	–	–
Be	1,40	Mínimo	1,11	Mínimo	–	–
Cd	0,49	Mínimo	0,72	Mínimo	0,45	Mínimo
Co	1,23	Mínimo	0,64	Mínimo	–	–
Cr	1,87	Mínimo	0,74	Mínimo	3,74	Moderado
Cu	0,68	Mínimo	0,79	Mínimo	1,85	Mínimo
Hg	2,09	Moderado	8,87	Significativo	0,81	Mínimo
Mn	0,62	Mínimo	0,47	Mínimo	–	–
Mo	0,87	Mínimo	1,13	Mínimo	–	–
Ni	1,25	Mínimo	0,66	Mínimo	1,68	Mínimo
Pb	2,10	Moderado	1,74	Significativo	0,85	Mínimo
Sb	1,00	Mínimo	4,97	Moderado	–	–
Se	0,72	Mínimo	3,98	Moderado	–	–
Sn	0,88	Mínimo	1,53	Mínimo	–	–
V	1,66	Mínimo	1,02	Mínimo	–	–
Zn	0,59	Mínimo	3,95	Moderado	1,71	Mínimo

### 5.2.2.3 Índice de Geoacumulación (*Igeo*).

El índice de geoacumulación (*Igeo*), descrito en la Sección 4.1.2.1, se utiliza para evaluar el impacto de la actividad antropogénica en suelos y sedimentos, clasificando el grado de contaminación (Barbieri, 2017). A diferencia de otros métodos que utilizan un elemento normalizador, el *Igeo* compara la concentración del elemento en la muestra con un valor de referencia multiplicado por 1.5, lo que minimiza las variaciones naturales del fondo geoquímico. La Tabla 5.12 presenta los valores medios de *Igeo* calculados para cada elemento traza de interés medioambiental en tres localidades de la desembocadura del Nalón y la clasificación de estos según Barbieri et al., 2017.

El *Igeo* calculado con las muestras de Aguilar (*Igeo<sub>agui</sub>*) clasifica al Zn, Cd, Se, Mn y Cu en la Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), indicando ausencia de contaminación. El Mo, Ag, Sn, Sb, Ba, Co, Ni y Be se encuentran en la Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), indicando contaminación muy moderada. As, V, Cr, Hg y Pb están en la Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), lo que indica contaminación moderada (Tabla 5.12).

El *Igeo* basado en valores de la corteza continental superior (*Igeo<sub>ucc</sub>*) clasifica todos los elementos, excepto Zn, Se, Sb, As y Hg, en la Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), indicando ausencia de contaminación. El Zn y Se se encuentran en la Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), indicando ausencia de contaminación o contaminación muy baja, mientras que As, Sb y Hg están en la Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), lo que indica contaminación moderada en estos elementos (Tabla 5.12).

El *Igeo* basado en valores de metales pesados detectados previamente en sedimentos de las costas asturianas (*Igeo<sub>sel</sub>*) clasifica al Cd en la Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), indicando ausencia de contaminación. El As, Hg, Pb y Zn están en la Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), indicando ausencia de contaminación o contaminación muy baja. Ni y Cu se encuentran en la Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), indicando contaminación moderada, mientras que el Cr está en la Clase 3 ( $2 < Igeo < 3$ ), lo que indica denotando contaminación moderada alta (Tabla 5.12).

**Tabla 5.12** Valores medios de  $Igeo_{agui}$ ,  $Igeo_{ucc}$  y  $Igeo_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón. Los valores de  $Igeo$  fueron clasificados según Barbieri (2017)

Elemento	$Igeo_{agui}$		$Igeo_{ucc}$		$Igeo_{sel}$	
	Valor	Clase $Igeo$	Valor	Clase $Igeo$	Valor	Clase $Igeo$
Ag	0,34	Clase 1	-2,06	Clase 0	–	–
As	1,12	Clase 2	1,76	Clase 2	0,03	Clase 1
Ba	0,75	Clase 1	-2,15	Clase 0	–	–
Be	0,92	Clase 1	-1,15	Clase 0	–	–
Cd	-0,77	Clase 0	-1,94	Clase 0	-0,77	Clase 0
Co	0,84	Clase 1	-1,84	Clase 0	–	–
Cr	1,38	Clase 2	-1,68	Clase 0	2,52	Clase 3
Cu	-0,09	Clase 0	-1,60	Clase 0	1,49	Clase 2
Hg	1,42	Clase 2	1,78	Clase 2	0,19	Clase 1
Mn	-0,15	Clase 0	-2,29	Clase 0	–	–
Mo	0,29	Clase 1	-1,06	Clase 0	–	–
Ni	0,86	Clase 1	-1,79	Clase 0	1,43	Clase 2
Pb	1,57	Clase 2	-0,44	Clase 0	0,40	Clase 1
Sb	0,54	Clase 1	1,13	Clase 2	–	–
Se	-0,16	Clase 0	0,58	Clase 1	–	–
Sn	0,36	Clase 1	-0,58	Clase 0	–	–
V	1,21	Clase 2	-1,22	Clase 0	–	–
Zn	-0,78	Clase 0	0,23	Clase 1	0,89	Clase 1

Clase 0 Sin contaminar  
 Clase 1 Sin contaminar a moderadamente contaminado  
 Clase 2 Moderadamente contaminado  
 Clase 3 Moderadamente a altamente contaminado

#### 5.2.2.4 Coeficiente de Concentración (CC).

El Coeficiente de Concentración (CC), detallado en la Sección 4.1.2.1, se utiliza para determinar la ratio de concentración de un elemento en comparación con un valor de referencia. La Tabla 5.13 presenta los valores medios de CC calculados para cada elemento de interés medioambiental en las tres localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón y su clasificación para siguiendo la propuesta de Dai et al. (2015).

El CC calculado con la playa del Aguilar como referencia ( $CC_{agui}$ ) muestra un enriquecimiento normal ( $0.5 < CC < 2$ ) en Cd, Zn, Mn, Cu, Se, Mo y Sn. Para los elementos restantes, Sb, Ag, Ba, Co, Ni, Be, As, V, Cr, Pb y Hg, el CC indica un ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ) (Tabla 5.13).

El  $CC$  basado en valores de la corteza continental superior ( $CC_{ucc}$ ) (Rudnik y Gao, 2014) indica empobrecimiento ( $CC < 0,5$ ) en Mn, Ba, Co, Ag, Ni y Cd. El Cr, Cu, V, Be, Mo, Sn y Pb presentan valores de concentración normales ( $0,5 < CC < 2$ ), mientras que Zn, Se y Sb muestran un ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ). Los únicos elementos que muestran un claro enriquecimiento ( $5 < CC < 10$ ) son As y Hg (Tabla 5.13).

El  $CC$  basado en valores de metales pesados detectados previamente en la costa asturiana ( $CC_{sel}$ ) muestra valores de concentración normales ( $0,5 < CC < 2$ ) para Cd y As, ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ) para Hg, Pb, Zn, Ni y Cu, y un claro enriquecimiento ( $5 < CC < 10$ ) para Cr (Tabla 5.13).

**Tabla 5.13** Valores medios de  $CC_{agui}$ ,  $CC_{ucc}$  y  $CC_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en el área de la desembocadura del Nalón. Los valores de  $CC$  fueron clasificados según Dai et al. (2015).

Elemento	$CC_{agui}$		$CC_{ucc}$		$CC_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	2,35	Ligeramente	0,44	Empobrecido	–	–
As	3,55	Ligeramente	5,55	Enriquecido	1,68	Normal
Ba	2,63	Ligeramente	0,35	Empobrecido	–	–
Be	3,13	Ligeramente	0,75	Normal	–	–
Cd	1,07	Normal	0,47	Empobrecido	1,07	Normal
Co	2,77	Ligeramente	0,43	Empobrecido	–	–
Cr	4,23	Ligeramente	0,51	Normal	9,31	Enriquecido
Cu	1,51	Normal	0,53	Normal	4,52	Ligeramente
Hg	4,89	Ligeramente	6,26	Enriquecido	2,09	Ligeramente
Mn	1,38	Normal	0,31	Empobrecido	–	–
Mo	1,94	Normal	0,76	Normal	–	–
Ni	2,82	Ligeramente	0,45	Empobrecido	4,19	Ligeramente
Pb	4,82	Ligeramente	1,20	Normal	2,15	Ligeramente
Sb	2,30	Ligeramente	3,44	Ligeramente	–	–
Se	1,58	Normal	2,63	Ligeramente	–	–
Sn	1,98	Normal	1,03	Normal	–	–
V	3,74	Ligeramente	0,69	Normal	–	–
Zn	1,24	Normal	2,48	Ligeramente	3,93	Ligeramente

### 5.2.2.5 Especiación del mercurio (Hg).

La desorción térmica de mercurio (HgTDP) permitió identificar las especies inorgánicas de mercurio HgS, HgCl<sub>2</sub> y HgO. La Tabla 5.14 presenta las especies detectadas en Aguilar, la ría y Bayas. El HgS y el HgCl<sub>2</sub> se detectaron en las tres localidades estudiadas, mientras que la especie oxigenada, HgO, sólo se identificó en algunas muestras del playón de Bayas.

La Figura 5.12 y Figura 5.13 muestran los perfiles de desorción para una muestra de la ría (RN-20) y de Aguilar (AGUI-1). En ambas muestras, el HgS se identifica por su pico de desorción a T = 269°C, dentro del rango de temperaturas (265-380°C) de desorción para este compuesto (Tabla 5.14).

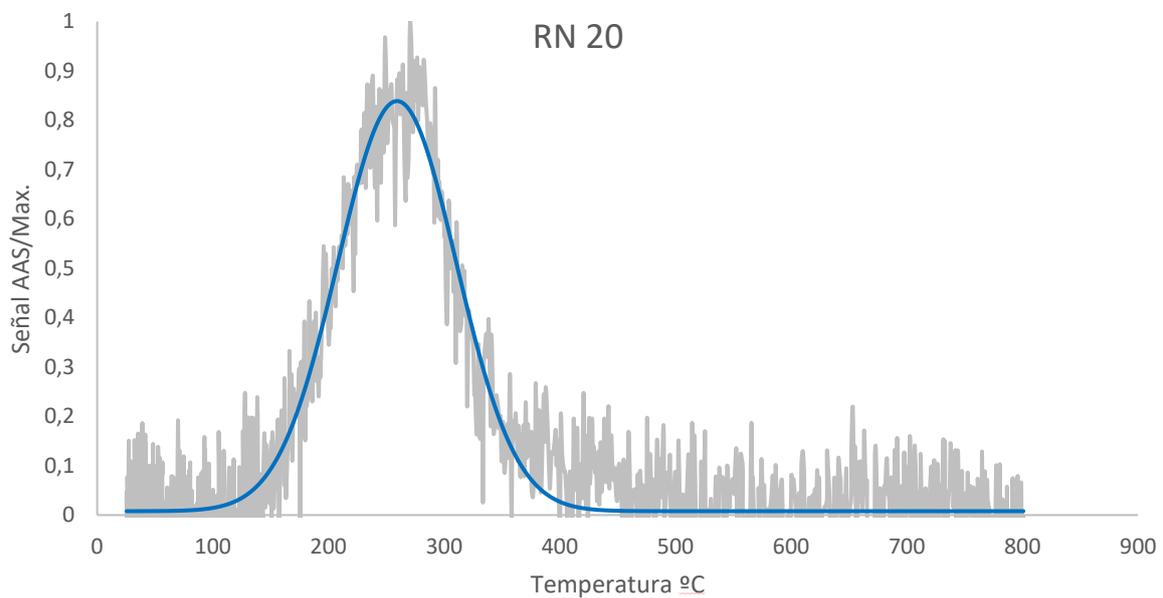
La Figura 5.14 presenta el perfil de desorción para una muestra de Bayas (MB-25). En este caso, se detectaron dos especies: HgCl<sub>2</sub> con un máximo de absorción a T = 238°C y HgO con un máximo de absorción a T = 419°C (Tabla 5.14).

El perfil de desorción para la muestra MB-20 se representa en la Figura 5.15. En esta muestra, se identificaron las especies HgS, con un pico de absorción a T = 270°C, y HgO, con su pico de absorción a T = 431°C. El máximo de absorción para ambas especies se alcanza en el rango de temperaturas determinado: T = 265-390°C para HgS y T = 400-600°C para Hg (Tabla 5.14).

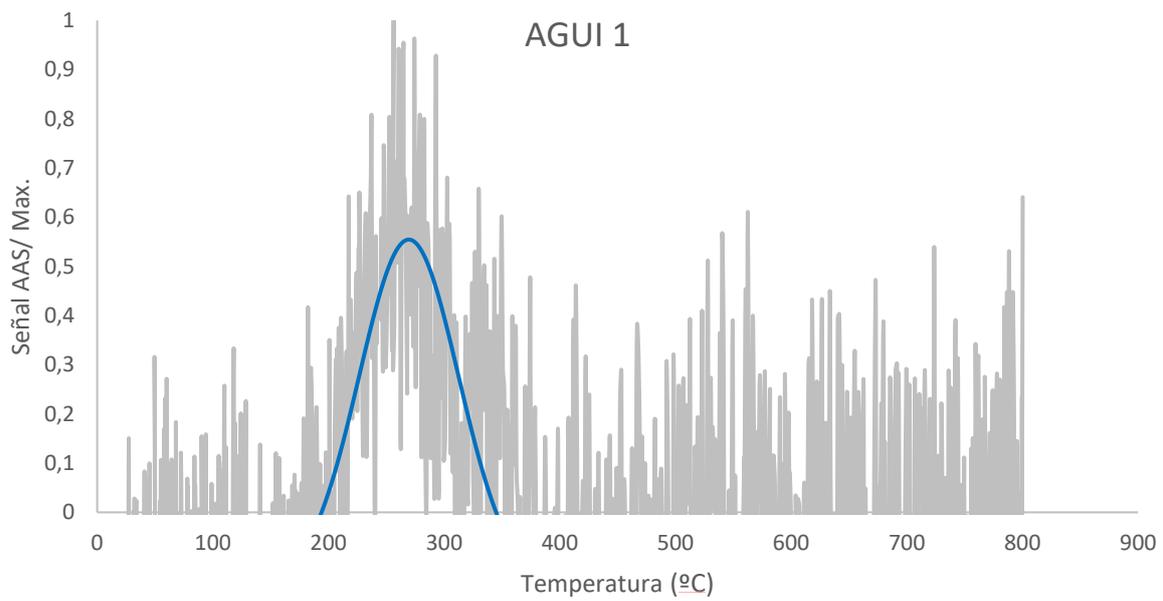
**Tabla 5.14** Concentración de mercurio, temperatura máxima de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las muestras de la desembocadura del Nalón analizadas via HgTDP

Muestra	[Hg]mg/kg	T <sup>a</sup> pico 1	T <sup>a</sup> pico 2	Especie 1	Especie 2
AGUI 1	0,04	269		HgS	
AGUI 2	0,06	254		HgCl <sub>2</sub>	
RN 1	0,29	359		HgS	
RN 4	0,19	284		HgS	
RN 9	0,3	284		HgS	
RN 10	0,17	269	360	HgS	
RN 11	0,36	308		HgS	
RN 14	0,23	372		HgS	
RN 16	0,15	245	393	HgCl <sub>2</sub>	HgS
RN 20	0,42	259		HgS	
RN 21	0,69	269		HgS	

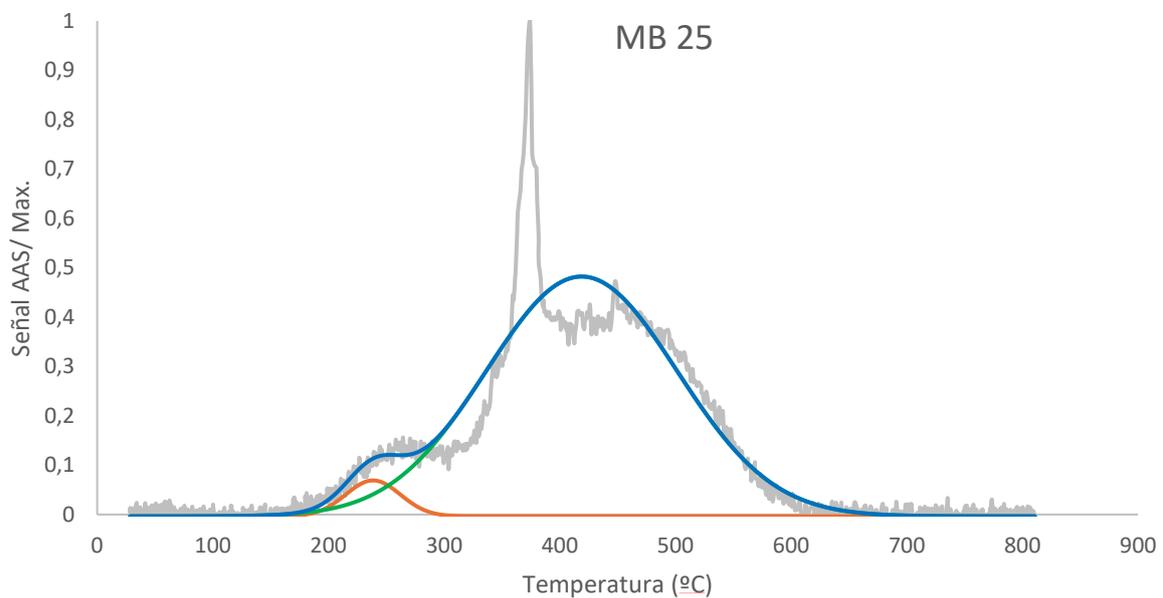
Muestra	[Hg] mg/kg	T <sup>a</sup> pico 1	T <sup>a</sup> pico 2	Especie 1	Especie 2
MB 1	0,12	394		HgS	
MB 5	0,32	330		HgS	
MB 10	0,20	385		HgS	
MB 16	0,21	370		HgS	
MB 20	0,16	270	431	HgS	HgO
MB 21	1,30	382		HgS	
MB 22	0,21	252	404	HgS	HgO
MB 23	0,46	400		HgS	
MB 25	0,34	238	419	HgCl <sub>2</sub>	HgO
MB 30	0,38	344		HgS	
MB 33	0,38	343		HgS	
MB 34	0,41	-		-	
MB 49	0,30	308		HgS	
MB 51	0,18	361		HgS	
MB 66	0,29	355		HgS	
MB 71	0,46	345		HgS	
MB 73	0,23	365		HgS	
MB 79	0,28	305		HgS	
MB 83	0,26	340		HgS	



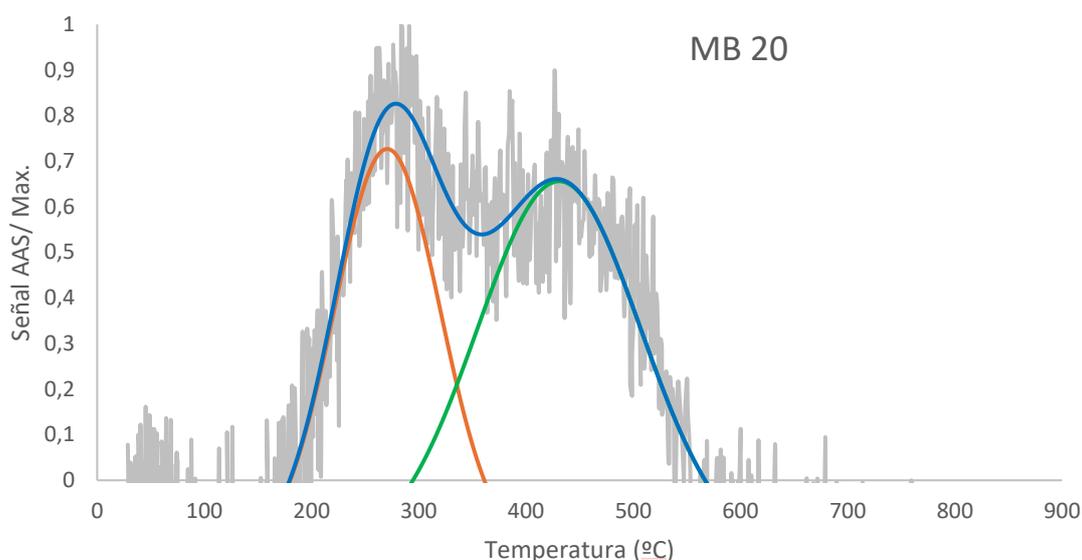
**Figura 5.12** Perfil de desorción para la muestra RN-20 (Ría del Nalón).



**Figura 5.13** Perfil de desorción de la muestra AGUI-1 (Playa del Aguilar).



**Figura 5.14** Perfil de desorción para la muestra MB-25 (Playón de Bayas).



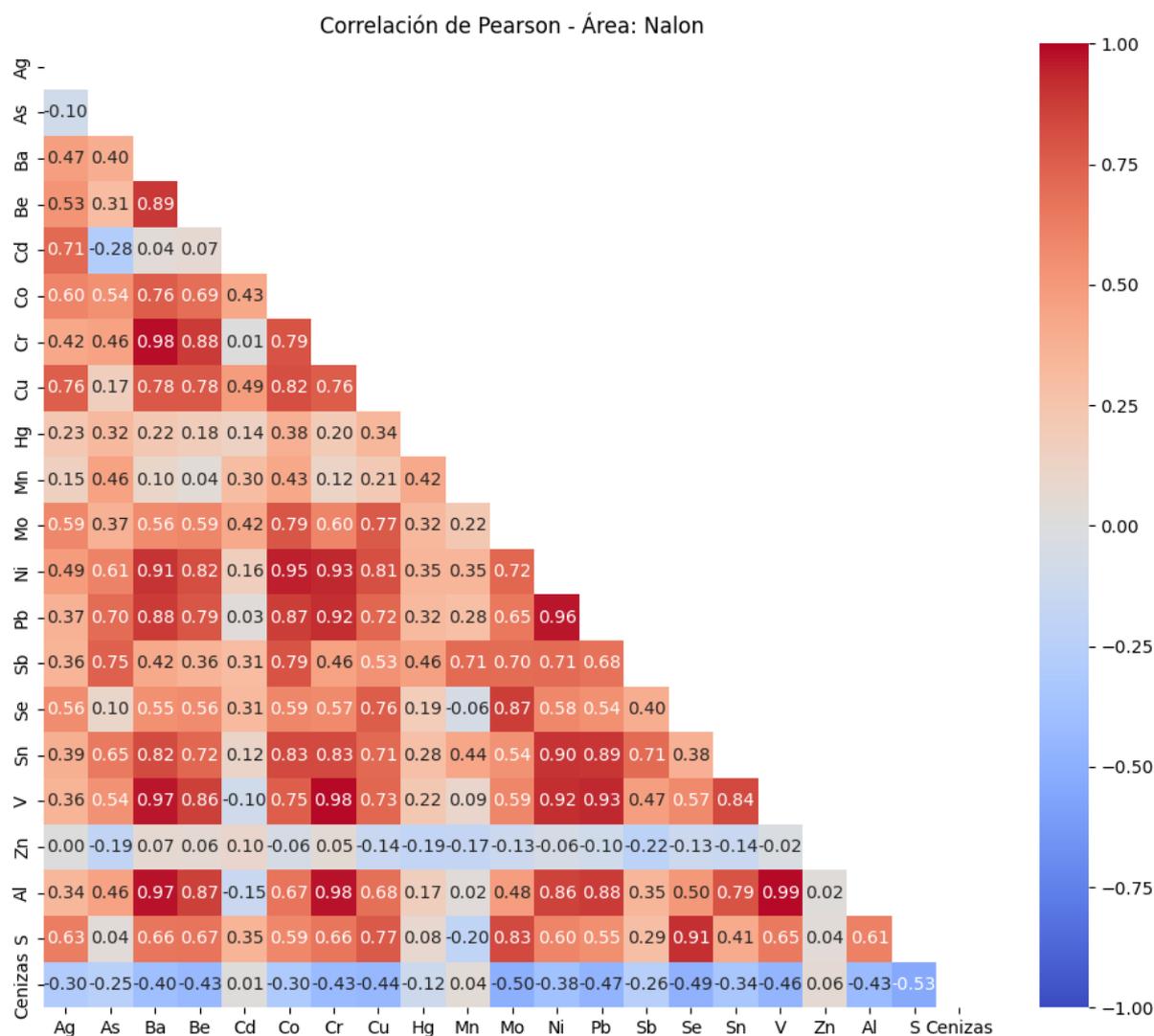
**Figura 5.15** Espectro de absorción para la muestra MB-20 (Playón de Bayas).

#### 5.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson.

El coeficiente de correlación de Pearson evalúa la dependencia lineal entre dos variables continuas, proporcionando un valor entre -1 y 1. Un coeficiente de 1 indica una correlación positiva perfecta, mientras que un coeficiente de -1 sugiere una correlación negativa perfecta. Un coeficiente cercano a cero indica ausencia de correlación.

Además de calcularlo para los 18 elementos de interés medioambiental, se ha calculado el coeficiente de correlación de Pearson para el aluminio, en relación con los aluminosilicatos, y el azufre, en relación con los sulfuros. También se incluyó el contenido en cenizas de las muestras, indicativo (proxy) del contenido en materia mineral. La Figura 5.16 muestra los valores de correlación obtenidos para las muestras de la desembocadura del Nalón.

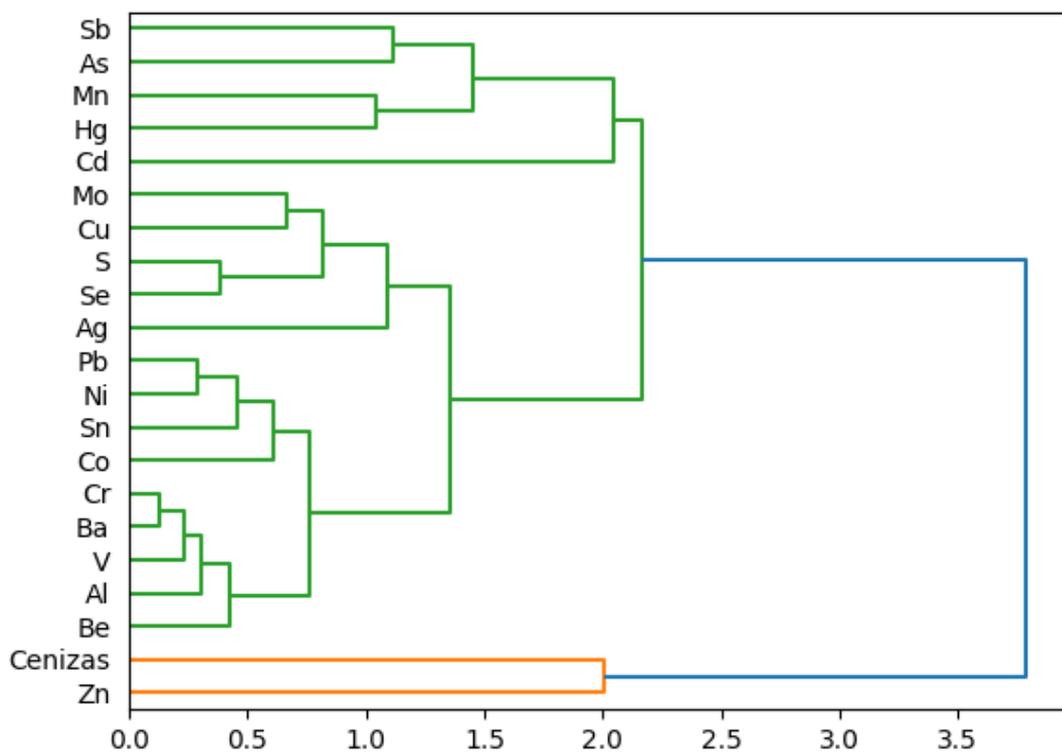
El coeficiente de correlación más elevado se ha encontrado el V y el Al, con un valor de 0,99. El V también presenta correlaciones elevadas con el Ba, Be, Cr, Ni y Pb. Sn y Co también muestran correlaciones significativas con estos elementos (0,7-0,9) (Figura 5.16).



**Figura 5.16** Correlaciones de Pearson calculadas para el área de la desembocadura del Nalón para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras.

El contenido en cenizas presenta correlaciones negativas con la mayoría de los elementos, siendo especialmente bajas con S, Se, Mo y Pb, indicando que un aumento en el contenido de cenizas no aumenta la concentración de estos elementos. Los únicos elementos que muestran cierta afinidad con el contenido en cenizas son Cd, Mn y Zn (Figura 5.16). Mo y Se tienen una buena correlación con S (0,83 y 0,91) (Figura 5.16).

La Figura 5.17 muestra el análisis jerárquico realizado mediante el método de distancia promedio (UPGMA), agrupando variables con correlaciones similares según los valores de correlación de Pearson en las muestras de la desembocadura del Nalón. Este análisis agrupa a Cr, Ba, V, Al y Be en la misma rama que Pb, Ni, Sn y Co, lo que indica una relación entre las concentraciones de estos elementos. Se y S se agrupan en otra rama, que se conecta con Mo, Ag y Cu. Por otro lado, el contenido en cenizas y el Zn forman una rama independiente del resto de los elementos.



**Figura 5.17** Dendritas calculadas como resultado del enlace jerárquico de los elementos en función a la correlación de Pearson de sus concentraciones en el área de la desembocadura del Nalón.

### **5.2.3 Impacto Ambiental.**

#### **5.2.3.1 Potenciales fuentes de las POAs en la desembocadura del Nalón.**

El análisis de la composición de la mezcla de POAs permitió identificar las fuentes potenciales de esta contaminación. En la desembocadura del Nalón, específicamente en la ría y en Bayas, se han identificado tres tipos de POAs: carbón, pizarra carbonosa y coque de carbón.

Numerosas explotaciones mineras asturianas están ubicadas en la cuenca hidrográfica del río Nalón y sus afluentes, cuyo punto de desagüe es la ría del Nalón (Sección 1.2, Figura 5.18, Figura 5.19). En la playa del Aguilar no se han encontrado POAs, debido a la distribución del sedimento a lo largo de la costa mediante las corrientes litorales, que en la costa de Asturias ocurren predominantemente de oeste a este (Flor et al., 2022). Así, la playa del Aguilar, situada al oeste de la ría, no recibe aportes sedimentarios del Nalón. La formación de la ría del Nalón y el playón de Bayas se debe a la carga sedimentaria del río Nalón, depositada y distribuida por la dinámica costera (Diego Cavada, 2014). Esto explica la ausencia de POAs en la playa del Aguilar y su presencia en los sedimentos de Bayas y la ría, con el río Nalón como fuente de estos contaminantes. El Aguilar puede considerarse una zona libre de contaminación, lo que confirma su utilidad como referencia en este estudio.

El carbón y las pizarras carbonosas presente en las muestras de la ría y Bayas tiene dos fuentes: los materiales arrastrados por el Nalón desde las minas, lavaderos y escombreras a lo largo de su curso y el carbón transportado desde el puerto de San Esteban durante parte del siglo XX. Las muestras tomadas en el curso de la ría, aguas arriba del puerto de San Esteban de Pravia, muestran una composición petrográfica y mezcla de carbones similares a las observadas frente al puerto y en Bayas. Las diferencias entre las muestras de la ría y Bayas en cuanto a la presencia de pizarras carbonosas y carbón se deben a variaciones en las condiciones energéticas del medio.



**Figura 5.18** Cuenca hidrográfica del Nalón y sus principales afluentes. En la figura se incluyen algunas de localidades (núcleos urbanos) vinculadas a la explotación del carbón en Asturias.

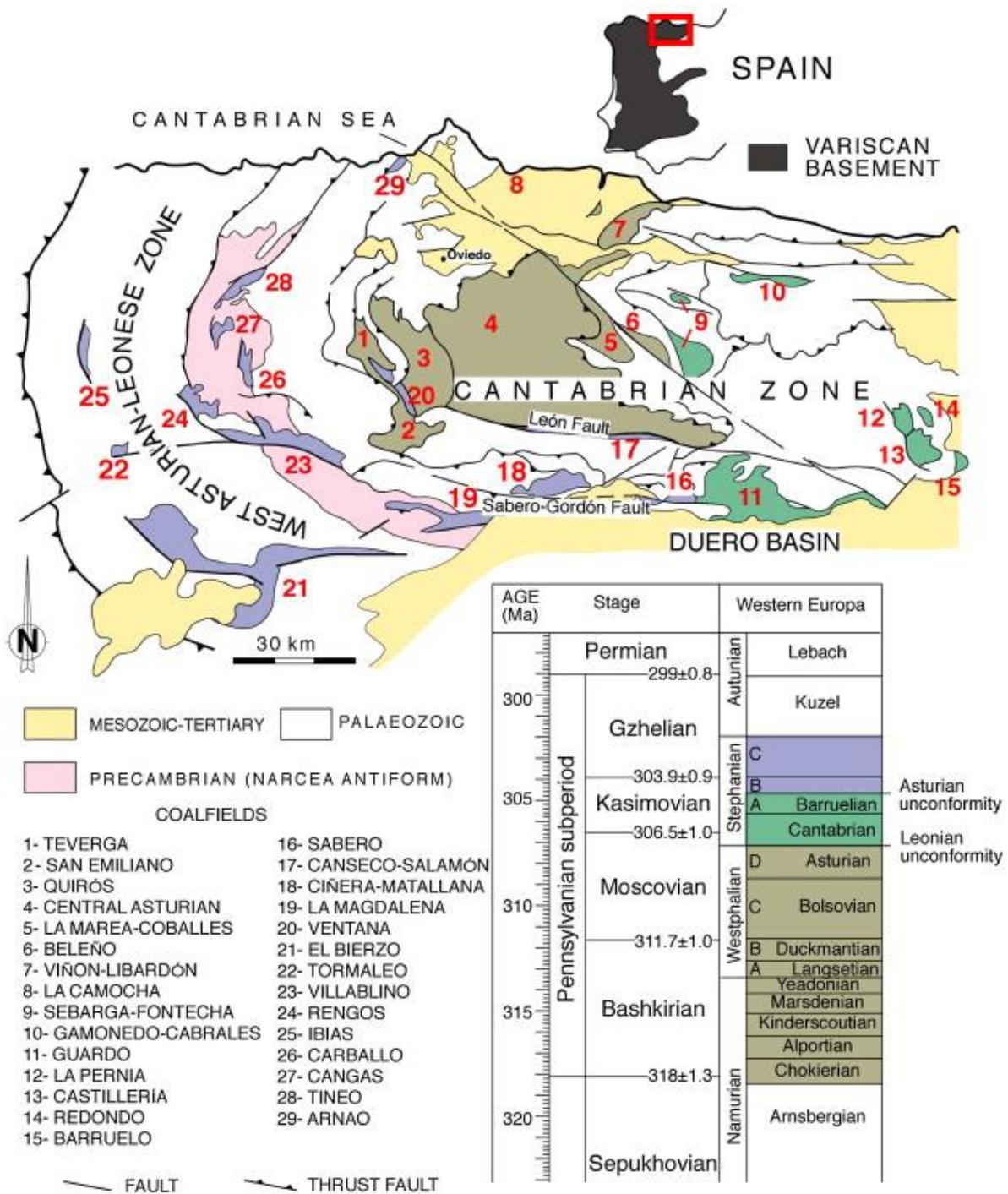
A partir de los datos proporcionados por Colmenero et al. en 2008 sobre la génesis y distribución de los carbones en las cuencas carboníferas de la cordillera Cantábrica, se pueden comparar los carbones y pizarras carbonosas explotados en la región con los hallados en las muestras de la ría y Bayas. Según su edad, las cuencas carboníferas en la cuenca hidrográfica del Nalón se dividen en Estefanienses y Westfalienses. Las cuencas Estefanienses, como las de Rengos, Cangas, Tineo y Carballo, se caracterizan por sus antracitas ( $2,0 \leq R_o$  (Reflectancia media de la vitrinita)  $\leq 4,0$  %) y meta-antracitas ( $R_o > 4,0$  %) en Rengos y Tineo. Estas cuencas están en la región del Narcea, el afluente más importante del Nalón, con explotaciones activas

hasta 2018 (Díaz, 2018). La cuenca de Ventana, en los valles del Trubia, explotaba antracitas y carbones bituminosos de bajos volátiles (Colmenero et al., 2008) (Tabla 5.15).

La Cuenca Carbonífera Central Asturiana (C.C.C.A.), de edad Westfaliense, es la más importante de Asturias y el epicentro de la actividad minera hasta el siglo XXI. Los carbones de la C.C.C.A. varían desde bituminosos de altos volátiles en Olloniego hasta antracitas y meta-antracitas en Pajares. La C.C.C.A. es atravesada por el Nalón y el río Caudal y sus afluentes, los ríos Lena y Aller. La cuenca Westfaliense de Marea-Coballes, también drenada por el Nalón, explotaba carbones bituminosos de altos volátiles ( $0,5 \leq Ro \leq 1,05$  %). Las cuencas de San Emiliano, Quirós y Teverga, con carbones bituminosos de medios volátiles ( $1,05 \leq Ro \leq 1,4$  %) y bajos en volátiles ( $1,4 \leq Ro \leq 2,0$  %), al igual que Ventana, son drenadas por el Trubia y sus afluentes (Tabla 5.15, Figura 5.18 y Figura 5.19).

Los carbones bituminosos de altos volátiles encontrados en la desembocadura del Nalón pueden provenir de las explotaciones de la C.C.C.A. y la cuenca de Marea-Coballes. Los bituminosos de medios volátiles hallados son compatibles con los de la C.C.C.A. y las cuencas de San Emiliano, Teverga, Quirós y Beleño. La presencia de bituminosos de bajos volátiles también es compatible con la explotación en la C.C.C.A. y las cuencas de San Emiliano y Quirós. Las antracitas y meta-antracitas encontradas en la ría y Bayas pueden tener su origen en la C.C.C.A. y las cuencas de Rengos, Cangas, Tineo y Carballo. Dado que la mayoría de las explotaciones de antracita se encontraban en la región del Narcea, es probable que la mayor contribución a la presencia de antracitas en las muestras estudiadas provenga de estas cuencas (Tabla 5.15, Figura 5.18 y Figura 5.19).

La presencia de carbones sub-bituminosos en una de las muestras de Bayas (muestra MB - 13, Tabla 5.8) puede explicarse por un proceso oxidativo de la vitrinita, reduciendo su reflectancia (Kus et al., 2017; Stach et al., 1982; Taylor y Glick, 1998).



**Figura 5.19** Figura tomada de Colmenero et al. (2008). Mapa geológico esquemático de la Cordillera Cantábrica mostrando la localización de las cuencas carboníferas más importantes.

**Tabla 5.15** Edad, reflectancia y clases de carbones explotados en las cuencas mineras de la cuenca hidrográfica del Nalón. Según Colmenero et al. (2008).

Edad	Cuenca	Ro (%)	Clases de carbones explotados
Estefaniense	Tineo	2,48–2,84; 4,53	Antracitas a Meta-Antracitas
	Cangas	3,00–3,60	Antracitas
	Carballo	2,30–2,40	Antracitas
	Rengos	3,00–5,22	Antracitas a Meta - Antracitas
	Ventana	1,50–2,57	C. B. bajos volátiles a Antracitas
Westfaliense	C.C.C.A.	0,51–5,63	C. B. altos volátiles a Meta-Antracitas
	La Marea - Coballes	0,64–2,00	C. B. altos volátiles
	San Emiliano	0,80–1,53	C. B. altos volátiles a bajos volátiles
	Quiros	0,87–1,90	C. B. altos volátiles a bajos volátiles
	Teverga	0,70–0,88	C. B. altos volátiles

C.B. - Carbones bituminosos

La pizarra carbonosa encontrada en las muestras tiene el mismo origen que el carbón. Las explotaciones de carbón generan escombreras, ubicadas en laderas de valles o cerca de ríos (Figura 1.1). Estas escombreras se componen principalmente de la parte no aprovechable de las capas de carbón, mayormente pizarra carbonosa. El carbón extraído se depura y lava en instalaciones industriales conocidas como lavaderos, ubicados cerca de las minas, como El Batán (Mieres), que sigue activo (Hunosa, 2023). Los lavaderos de carbón, cuyas aguas de lavado terminan en los ríos, son una de las principales fuentes de producción de pizarras carbonosas.

La falta de datos precisos sobre las clases de carbones explotados o utilizados en cada cuenca dificulta determinar con certeza el porcentaje de carbones encontrados en la ría del Nalón y el playón de Bayas que pertenece a cada cuenca.

Además de los materiales arrastrados por el Nalón y sus afluentes, se debe considerar el aporte de carbones del puerto de San Esteban de Pravia. Ubicado en el margen occidental de la ría del Nalón, el puerto exportaba los carbones extraídos en la zona del Caudal para la industria siderúrgica del País Vasco, operando desde principios del siglo XX hasta los años 70.

En el siglo XIX, diversas industrias que empleaban carbón se establecieron cerca del Nalón y sus afluentes, aprovechando la proximidad de las minas y otros recursos como agua y madera (Suárez, 2019) Entre estas industrias se encontraban la siderúrgica, carboquímica y la generación de electricidad. Aunque en menor medida que la minería, es probable que estas industrias hayan contribuido también a la contaminación de los cursos fluviales del Nalón por POAs, explicando la presencia ocasional de coque en algunas muestras de la ría y Bayas. En el caso de las partículas de coque, no se puede descartar que su origen también esté en otras industrias como la siderúrgica de Avilés y Gijón, pudiendo tratarse de partículas aerotransportadas.

El carbón en medios marinos y de transición puede tener varios efectos, entre los que se incluyen la reducción de la disponibilidad de luz para los organismos, la presencia de materia sólida, y la liberación de sustancias tanto orgánicas como inorgánicas. La mortalidad de los organismos marinos debido a estos efectos depende del tipo de carbón, su concentración en el medio y el tiempo de exposición. Los efectos físicos pueden ser directos, como la abrasión, o indirectos, como las modificaciones en la morfología de los hábitats. Los efectos químicos varían según el tipo de carbón, aunque estudios indican que la lixiviación de elementos traza tóxicos y compuestos orgánicos (PAHs) es limitada (Tretyakova et al., 2021). Estos efectos podrían estar ocurriendo en la ría del Nalón y otras áreas contaminadas por POAs, aunque se requieren estudios adicionales para determinar su alcance

### **5.2.3.2 Contaminación por elementos traza en Playón de Bayas, Ría del Nalón y el Aguilar.**

Los resultados de los índices *EF*, *Igeo* y *CC* indican una contaminación significativa por Hg, As y Sb en la desembocadura del Nalón. Las concentraciones de estos elementos aumentan de este a oeste, siendo las concentraciones en la ría y Bayas superiores a las del Aguilar (Tabla

5.10, Figura 5.11). La distribución de las concentraciones coincide con el patrón de transporte y distribución de sedimentos en la costa cantábrica, de oeste a este (Fernández-Nóvoa et al., 2019). El río Nalón es la principal fuente de contaminación en esta zona.

Estudios previos en el estuario del Nalón y la costa circundante confirman estos resultados, señalando una contaminación por Hg, As y Sb. La fuente de esta contaminación se atribuye a la minería del mercurio en las explotaciones de Terronal (Mieres) y la Soterraña (Lena), así como a otras explotaciones menores en la zona del Caudal (Gallego et al., 2019; Mangas-Suarez et al., 2023).

Los análisis de desorción térmica de mercurio (HgTDP) han identificado tres especies inorgánicas de mercurio en el área de estudio: HgS, HgCl<sub>2</sub> y HgO (Tabla 5.14). El sulfuro de mercurio (HgS), conocido como cinabrio, es una especie no reactiva y una de las más estables, siendo insoluble y predominante en las muestras de la desembocadura del Nalón. El óxido de mercurio (HgO), soluble en medios ácidos y relacionado con carbones de alto rango, solo fue detectado en muestras del Playón de Bayas, donde se ha constatado la presencia de carbones de alto rango (Tabla 5.5 y Tabla 5.6). El cloruro de mercurio (II) (HgCl<sub>2</sub>), tóxico y soluble en medio ácido, representa un peligro ambiental debido a su movilidad (Bollen et al., 2008; Rumayor Villamil, 2015; Gallego et al., 2019) y se encontró en las tres localidades examinadas.

Los enriquecimientos en Se identificados mediante *EF*, *Igeo* y *CC* (Tabla 5.11, Tabla 5.12 y Tabla 5.13) se atribuyen a la presencia de materia carbonosa en las muestras de la ría del Nalón y Bayas, presencia confirmada por análisis petrográficos. Los carbones y pizarras carbonosas tienden a tener altos contenidos de Se (Swaine, 1990; Finkelman et al., 2018), lo cual provoca un enriquecimiento en este elemento, que en este trabajo queda corroborado por una fuerte correlación negativa del Se con la fracción inorgánica de las muestras (Figura 5.16).

Los elevados valores de *CC* para Ag, Ba, Co, Be y V, al compararlos con las muestras del Aguilar, pueden derivar de alteraciones en la composición del sedimento. En el caso de la plata (Ag), este enriquecimiento podría explicarse por la presencia de anomalías geoquímicas en la cuenca de drenaje del río Nalón (IGME, 2012).

Investigaciones previas en el estuario del Nalón han atribuido los enriquecimientos en Ni y Cu a anomalías geoquímicas en la cuenca del río Nalón (García-Ordiales et al., 2019; IGME, 2012), sin vinculación con la actividad minera en la región (García-Ordiales et al., 2015).

Los enriquecimientos en Pb, Cr y Zn en las muestras de la desembocadura del Nalón se atribuyen a la actividad antropogénica, con origen en los sedimentos transportados por el Nalón desde los distritos mineros e industriales de su cuenca (García-Ordiales et al., 2019; Sanz-Prada et al., 2020). Las concentraciones más bajas para estos elementos se encuentran en la playa del Aguilar, aumentando en la ría y Bayas (Figura 5.11).

Las discrepancias en la clasificación de la contaminación de los 18 elementos de interés ambiental según *EF*, *Igeo* o *CC* se deben a las diferencias en los valores de referencia empleados. Por ejemplo, al calcular *Igeo<sub>ucc</sub>* para el Cr se obtiene una clasificación de Clase 0 (sin contaminación), mientras que con *Igeo<sub>sel</sub>* se clasifica como Clase 3 (contaminación entre moderada y alta) (Tabla 5.12). Esto se debe a que los valores de Cr para la corteza continental superior (UCC) (Rudnick y Gao, 2014) son más altos que los detectados en la costa asturiana. En contraste, para As y Hg, *Igeo<sub>sel</sub>* asigna una clasificación de Clase 1 (contaminación muy moderada), mientras que *Igeo<sub>ucc</sub>* los clasifica en Clase 2 (contaminación moderada), debido a que la costa asturiana presenta valores más elevados de estos metales que la UCC.

### 5.3 Conclusiones.

1. **Composición petrográfica de la fracción orgánica contaminante:** la contaminación por POAs se compone de los siguientes materiales: a) carbón, b) pizarra carbonosa y c) coque de carbón. Esta contaminación se ha detectado exclusivamente en muestras provenientes de la ría del Nalón y el playón de Bayas, y está completamente ausente en la playa de El Aguilar.
2. **Compatibilidad de los carbones:** Los análisis de reflectancia han permitido identificar la composición de la mezcla de carbones presente en la ría del Nalón y en Bayas. Esta mezcla incluye carbones bituminosos de altos, medios y bajos volátiles, antracitas y carbones sub-bituminosos. Los carbones presentan un rango compatible con aquellos explotados en las cuencas mineras de la cuenca hidrográfica del Nalón.
3. **Fuente de las POAs en la desembocadura del Nalón:** Las POAs presentes en la desembocadura del Nalón provienen de dos fuentes principales: los materiales arrastrados por el Nalón desde minas, lavaderos y escombreras situados a lo largo de su curso y el puerto de San Esteban de Pravia. La pizarra carbonosa tiene su origen en las escombreras y lavaderos de las explotaciones de carbón. Además, no se descarta la contribución de otras fuentes, como diversas industrias (siderúrgica, carboquímica, entre otras) de la región, dado que se ha detectado la presencia de coque de carbón en algunas muestras.
4. **Contaminación por elementos traza:** Los análisis de diversos índices medioambientales indican la presencia de contaminación por Hg, As y Sb en los sedimentos de la desembocadura del Nalón, atribuida a la actividad minera relacionada con el mercurio en la cuenca del Caudal. Los enriquecimientos en Se se

asocian a la presencia de carbón y pizarras carbonosas en las muestras. Asimismo, los enriquecimientos en Pb, Cr y Zn pueden atribuirse a la actividad industrial en las cuencas mineras, mientras que los enriquecimientos en Ni y Cu están vinculados a la presencia de anomalías geoquímicas de estos elementos en la cuenca hidrográfica del Nalón.

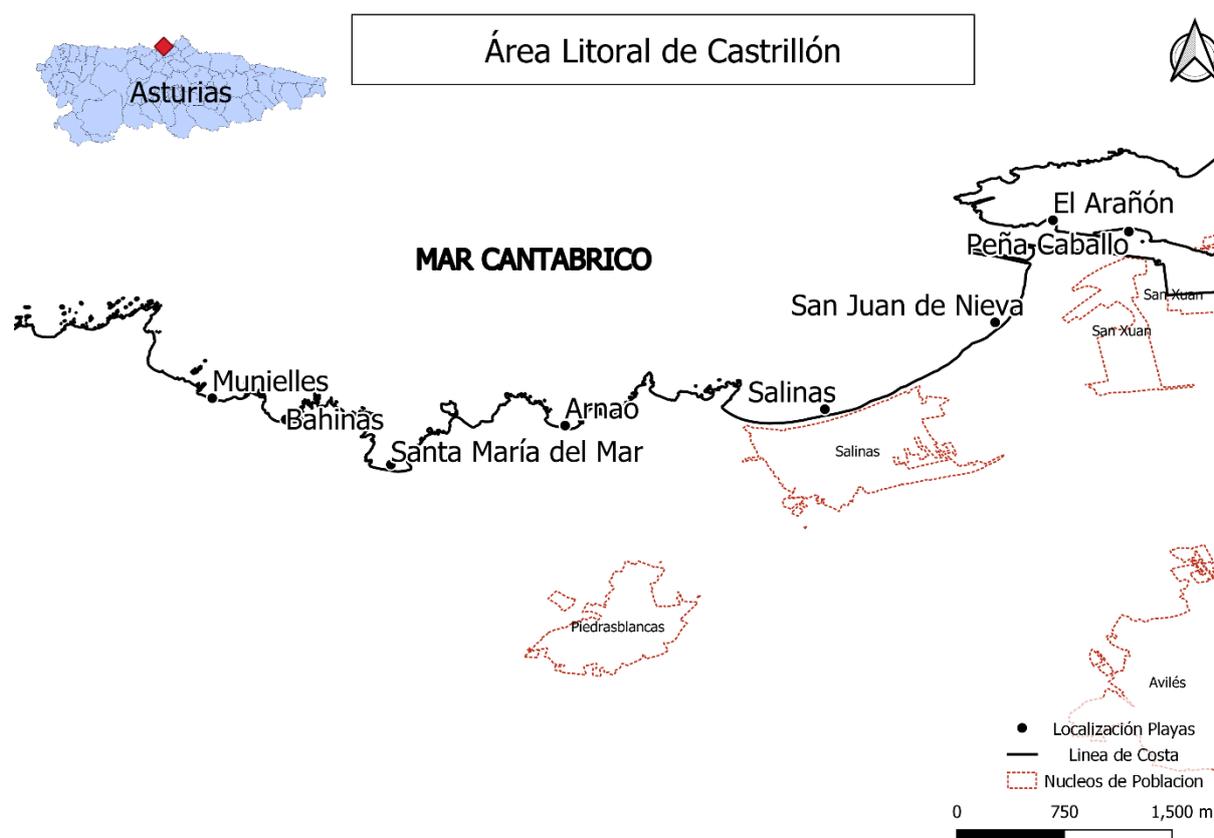


## 6 Litoral de Castrillón.

### 6.1 Introducción al litoral de Castrillón.

Con una población de 22,235 habitantes y ubicado en la Costa Central Asturiana (C.C.A.), el concejo de Castrillón abarca un tramo de costa de 18 km que se extiende desde el playón de Bayas al oeste hasta la desembocadura de la ría de Avilés al este (SITPA - IDEAS, 2023). Castrillón comparte características climáticas y de mareas con el resto de la C.C.A.

Las playas estudiadas en esta área son, de este a oeste, Munielles, Bahinas, Santa María del Mar, Arnao, Salinas y San Juan de Nieva. La ubicación de estas se presenta en la Figura 6.1. El desglose de las muestras recogidas y los análisis realizados se muestra en la Tabla 4.1.



**Figura 6.1** Mapa de situación para las playas estudiadas en el litoral de Castrillón.

El interés en examinar las playas de Castrillón se fundamenta en tres factores:

- El impacto de los sedimentos distribuidos por las corrientes litorales desde la desembocadura del Nalón en las playas de Munielles, Bahínas y Santa María del Mar.
- Los efectos de la minería y la actividad industrial en el entorno de la playa de Arnao.
- El impacto del puerto de Avilés y las industrias circundantes en las playas de Salinas y San Juan de Nieva.

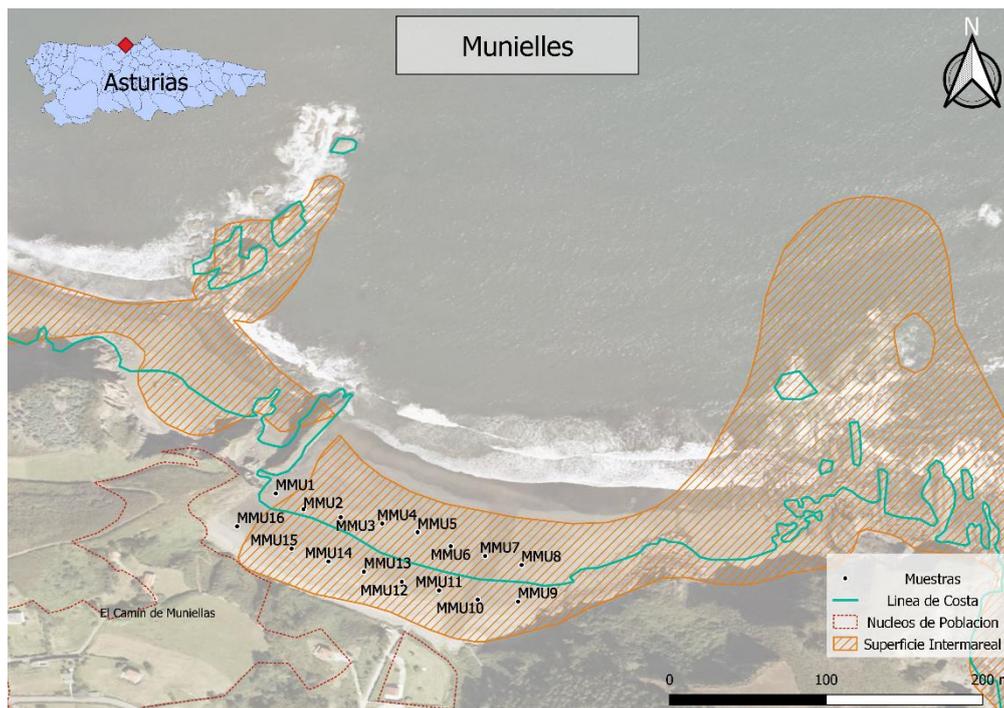
Estos factores hacen que las playas de Castrillón sean representativas de las diversas dinámicas que afectan a la C.C.A.

#### **6.1.1 Munielles.**

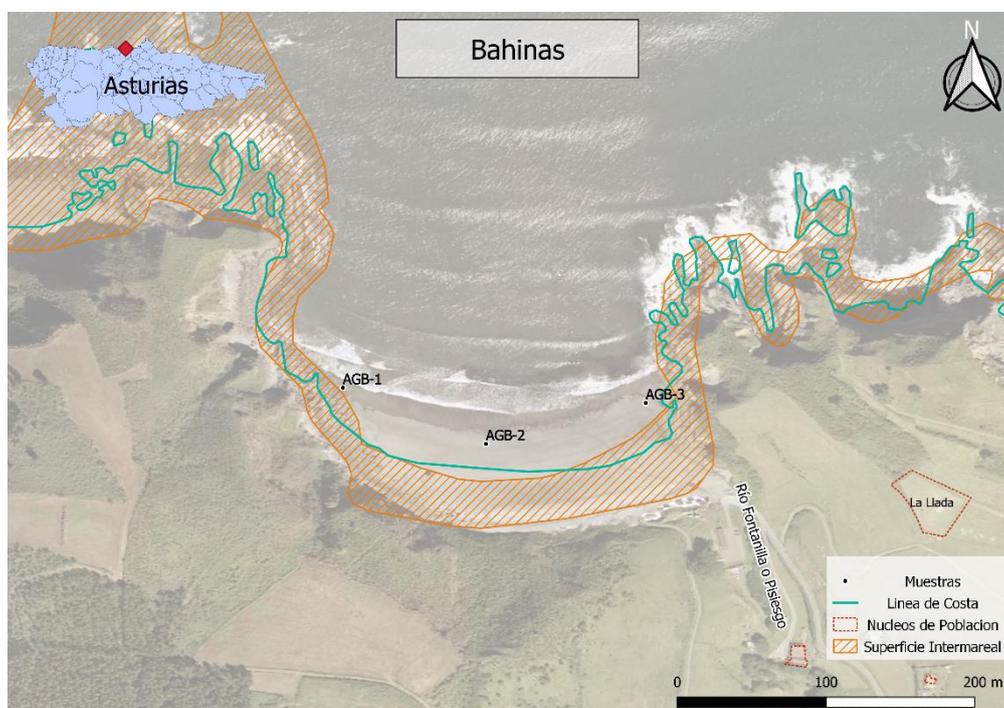
La playa de Munielles se encuentra en la zona rural de Bayas, al este del cabo Vidrias (Figura 6.1). La playa describe un arco de aproximadamente 250 metros de longitud en dirección NO-SE. El sedimento de Munielles exhibe un tono oscuro similar al del playón de Bayas (SITPA - IDEAS, 2023). Las muestras de Munielles fueron tomadas en dos líneas paralelas al límite de mareas, cuya localización se presenta en la Figura 6.2.

#### **6.1.1 Bahínas.**

La playa de Bahínas, localizada al oeste del núcleo de Santa María del Mar (Figura 6.1), presenta una forma de concha con un arco en dirección NO-SE de aproximadamente 200 metros de longitud. La arena de Bahínas presenta el mismo tono oscuro que la playa de Munielles. Situada en un entorno residencial que incluye un camping, es ampliamente utilizada por bañistas durante el verano (SITPA - IDEAS, 2023). La localización de las muestras tomadas en Bahínas se puede observar en la Figura 6.3.



**Figura 6.2** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Munielles, Castrillón.



**Figura 6.3** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Bahinas, Castrillón.

### **6.1.2 Santa María del Mar.**

La playa de Santa María del Mar, situada en la ensenada homónima, tiene una longitud de 350 metros (Figura 6.1). La arena de esta playa exhibe una tonalidad notablemente más oscura que otras playas de la zona. Durante la pleamar, la playa se divide en dos calas: El Puertu y La Llada. Es una playa de gran interés turístico y muy frecuentada en la temporada estival (SITPA - IDEAS, 2023). Se tomaron muestras en Santa María del Mar abarcando por completo el intermareal de ambas calas (Figura 6.4).

### **6.1.3 Arnao.**

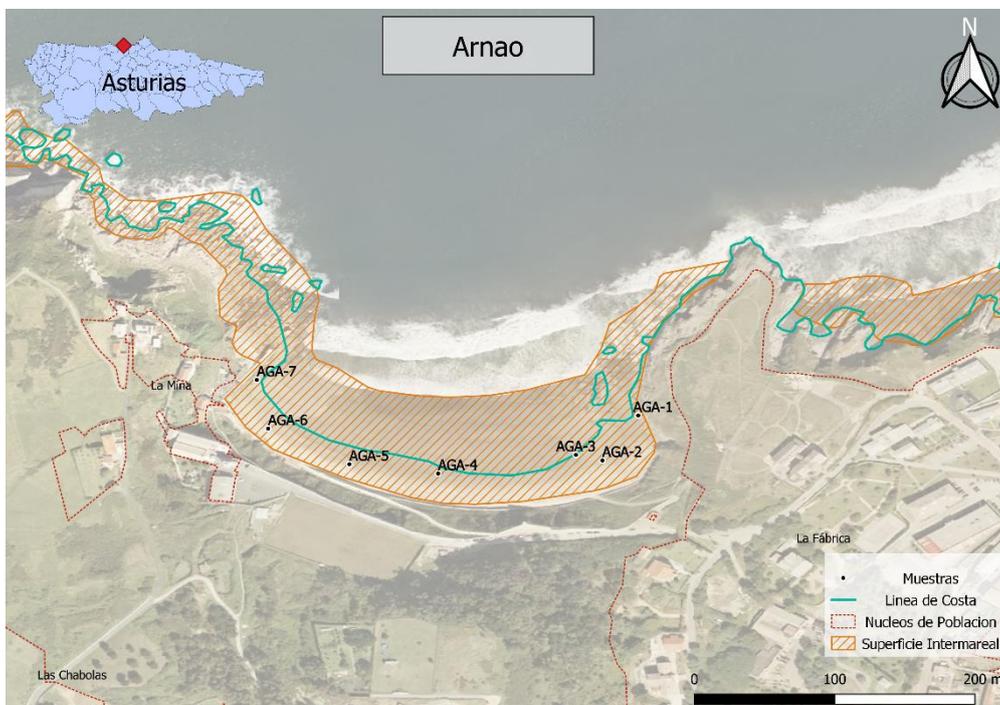
La playa de Arnao, ubicada en el núcleo rural del mismo nombre, forma un arco de 350 metros de longitud en dirección O-E (Figura 6.1). La arena de la playa tiene el mismo tono oscuro que las playas aledañas (SITPA - IDEAS, 2023). La localización de las muestras tomadas en Arnao se muestra en la Figura 6.5.

Esta playa tiene una conexión histórica significativa con el carbón. Las primeras explotaciones de carbón en la península ibérica se encontraban en los acantilados de esta playa. En 1591, Fray Agustín Montero obtuvo autorización de Felipe II para extraer carbón de los acantilados de Arnao. En 1833, la Real Compañía Asturiana de Minas retomó la explotación, abriendo la primera mina con pozo vertical y la única mina submarina en Europa en aquella época (Museo de la Mina de Arnao, 2021)

En 1853, la Real Compañía de Minas estableció una fábrica en el entorno de la playa destinada a la producción de zinc. A principios del siglo XX, problemas como infiltraciones en la mina y desafíos productivos y sociales llevaron al cierre de la misma. La mina fue restaurada en 2007 como museo. Actualmente, en la playa se pueden observar los vestigios de la explotación minera y las capas de carbón en el acantilado (Museo de la Mina de Arnao, 2021).



**Figura 6.4** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Santa María del Mar, Castrillón.



**Figura 6.5** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Arnao, Castrillón.

La playa se encuentra sobre una cuña de materiales carboníferos de edad Estefaniense. Estos materiales se componen de conglomerados, areniscas, limolitas y pizarras que contienen capas de carbón (Julivert et al., 1973; Arbizu Senosiain y Méndez Bedia, 2006). Los carbones extraídos en la mina de Arnao son del rango de los bituminosos de altos volátiles, con un valor de Ro (Reflectancia media de la vitrinita) de entre 0,90 y 0,95 % (Colmenero et al., 2008).

#### **6.1.4 Salinas.**

La playa de Salinas, ubicada en el núcleo urbano del mismo nombre, tiene una extensión de 1200 metros. Se extiende desde La Peñona al oeste hasta el final del paseo marítimo al este (Figura 6.1). La playa y su paseo marítimo son un reclamo turístico para la zona. La arena de Salinas, que habitualmente presenta un color tostado, a veces está cubierta por manchas de materiales carbonosos de extensión limitada, siendo estas más comunes en la zona occidental de la playa (SITPA - IDEAS, 2023). Gran parte del muestreo realizado en Salinas fue efectuado sobre manchas de material carbonoso presente en la playa durante la salida de campo en agosto de 2019. La localización de las muestras de salinas se presenta en la Figura 6.6

#### **6.1.5 San Juan de Nieva / El Espartal.**

La playa de San Juan de Nieva, también conocida como el Espartal, se encuentra al este de Salinas. Con una longitud de aproximadamente 1500 metros, se extiende desde el final del paseo marítimo de Salinas hasta la punta del Gallo, en la entrada a la ría de Avilés (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 6.1).

A pesar de estar ubicada en un entorno natural que incluye un campo dunar de origen eólico declarado monumento natural (Flor-Blanco et al., 2013), diversas industrias pesadas se encuentran a menos de un kilómetro de la playa. Entre ellas se citan las fábricas de Asturiana

de Zinc y Saint-Gobain Cristalera, así como las industrias situadas en el margen de la ría de Avilés.

Existen dos series de muestras distintas para la playa de San Juan de Nieva. Las muestras de la serie MSJN se tomaron a lo largo de la playa en intervalos de 100 metros en condiciones regulares, y tres muestras de la serie ASJN que se tomaron sobre manchas de material carbonoso aparecidas en la playa durante el mes de abril de 2021. La localización de estas muestras se encuentra en la Figura 6.7.



**Figura 6.6** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Salinas, Castrillón.



**Figura 6.7** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de San Juan de Nieva / El Espartal, Castrillón.

## 6.2 Resultados e Interpretación.

### 6.2.1 Petrografía Orgánica.

#### 6.2.1.1 Composición petrográfica de las muestras del litoral de Castrillón.

En el litoral de Castrillón, al igual que en la desembocadura del Nalón, las muestras se componen de dos fracciones: a) la inorgánica, correspondiente al sedimento natural de las playas, y b) la orgánica, compuesta por una mezcla de Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs). La Tabla 6.1 contiene las composiciones en términos de fracción orgánica e inorgánica para las muestras tomadas en las playas de Castrillón. En la Tabla 6.2 recoge la composición detallada de la fracción orgánica de estas mismas muestras.

La fracción orgánica en la costa de Castrillón se compone de: i) carbón, ii) pizarra carbonosa, iii) coque de carbón, iv) partículas térmicamente alteradas (PTAs) y v) chares.

**Tabla 6.1** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica para las muestras de Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN / ASJN).

<b>Muestra</b>	<b>Fracción Orgánica (% vol.)</b>	<b>Fracción Inorgánica (% vol.)</b>
MMU-1	24,7	75,3
MMU-2	28,7	71,3
MMU-3	21,6	78,4
MMU-4	15,9	84,1
MMU-5	18,2	81,8
MMU-6	14,5	85,5
MMU-7	13,1	86,9
MMU-8	20,4	79,6
MMU-9	8,8	91,2
MMU-10	11,4	88,6
MMU-11	11,5	88,5
MMU-12	15,1	84,9
MMU-13	16	84
MMU-14	14,3	85,7
MMU-15	20,3	79,7
MMU-16	15	85
AGB - 1	48,5	51,5
AGB - 2	17,6	82,4
AGB - 3	30,2	69,8
AGSM - 1	84,6	15,4
AGSM - 2	95,2	4,8
AGSM - 3	66,1	33,9
AGSM - 4	46,1	53,9
AGSM - 5	49,2	50,8
AGSM - 6	58,2	41,8
AGSM - 7	43,5	56,5
AGA - 1	33,8	66,2
AGA - 2	40,7	59,3
AGA - 3	27,1	72,9
AGA - 4	45,9	54,1
AGA - 5	32,4	67,6
AGA - 6	35,9	64,1
AGA - 7	54,4	45,6
AGS - 1	81	19
AGS - 2	56,9	43,1
AGS - 3	78,1	21,9
AGS - 4	78,4	21,6
AGS - 5	24,5	75,5
AGS - 6	42,9	57,1
AGS - 7	24,1	75,9
AGS - 8	52,7	47,3
AGS - 9	73,7	26,3
AGS - 10	57,2	42,8
AGS - 11	53,7	46,3
AGS - 12	13,7	86,3
AGS - 13	41,6	58,4
AGS - 14	78,5	21,5
AGS - 15	61,8	38,2

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
AGS - 16	25,5	74,5
AGS - 17	62,5	37,5
AGS - 18	23,8	76,2
ASJN - 1	62,9	37,2
ASJN - 2	61,5	38,5
ASJN - 3	59,9	40,1
MSJN - 1	0,6	99,4
MSJN - 2	0,5	99,5
MSJN - 3	0,9	99,1
MSJN - 4	0,7	99,3
MSJN - 5	1,4	98,6
MSJN - 6	0,8	99,2
MSJN - 7	2,3	97,7
MSJN - 8	1,9	98,1
MSJN - 9	0,5	99,5
MSJN - 10	1,7	98,3
MSJN - 11	2,3	97,7
MSJN - 12	5,6	94,4
MSJN - 13	2,3	97,7
MSJN - 14	3,1	96,9
MSJN - 15	1,4	98,6

**Tabla 6.2** Composición petrográfica de las muestras de Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN / ASJN) determinada por contaje de puntos.

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Chares (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
MMU-1	0,0	24,7	0,0	0,0	0,0	75,3
MMU-2	0,0	28,7	0,0	0,0	0,0	71,3
MMU-3	0,0	21,6	0,0	0,0	0,0	78,4
MMU-4	0,2	15,7	0,0	0,0	0,0	84,1
MMU-5	0,4	17,8	0,0	0,0	0,0	81,8
MMU-6	1,2	13,3	0,0	0,0	0,0	85,5
MMU-7	0,6	12,5	0,0	0,0	0,0	86,9
MMU-8	0,9	19,5	0,0	0,0	0,0	79,6
MMU-9	0,0	8,8	0,0	0,0	0,0	91,2
MMU-10	0,0	11,4	0,0	0,0	0,0	88,6
MMU-11	0,4	11,1	0,0	0,0	0,0	88,5
MMU-12	0,4	14,7	0,0	0,0	0,0	84,9
MMU-13	0,5	15,5	0,0	0,0	0,0	84,0
MMU-14	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	85,7
MMU-15	0,3	20,0	0,0	0,0	0,0	79,7
MMU-16	0,0	15,0	0,0	0,0	0,0	85,0
AGB - 1	44,1	4,2	0,2	0,0	0,0	51,5
AGB - 2	4,6	13,0	0,0	0,0	0,0	82,4
AGB - 3	12,1	17,9	0,2	0,0	0,0	69,8
AGSM - 1	79,8	3,1	0,7	1,0	0,0	15,4
AGSM - 2	91,6	2,8	0,2	0,6	0,0	4,8
AGSM - 3	54,3	11,6	0,2	0,0	0,0	33,9

Estudio del impacto ambiental del carbón y sus derivados en el litoral de la Costa Central Asturiana

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (%, vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Chares (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
AGSM - 4	28,3	17,6	0,2	0,0	0,0	53,9
AGSM - 5	32,9	15,7	0,4	0,2	0,0	50,8
AGSM - 6	39,4	18,0	0,2	0,6	0,0	41,8
AGSM - 7	24,6	18,5	0,2	0,2	0,0	56,5
AGA - 1	16,8	17,0	0,0	0,0	0,0	66,2
AGA - 2	20,1	20,6	0,0	0,0	0,0	59,3
AGA - 3	5,0	22,1	0,0	0,0	0,0	72,9
AGA - 4	9,7	36,2	0,0	0,0	0,0	54,1
AGA - 5	5,7	26,5	0,2	0,0	0,0	67,6
AGA - 6	9,8	26,1	0,0	0,0	0,0	64,1
AGA - 7	23,9	30,5	0,0	0,0	0,0	45,6
AGS - 1	73,0	4,6	1,7	1,7	0,0	19,0
AGS - 2	47,0	8,0	1,0	0,9	0,0	43,1
AGS - 3	71,1	4,7	1,6	0,7	0,0	21,9
AGS - 4	73,4	0,0	4,1	0,0	0,9	21,6
AGS - 5	12,5	10,5	0,4	0,4	0,7	75,5
AGS - 6	37,4	5,5	0,0	0,0	0,0	57,1
AGS - 7	17,5	5,8	0,4	0,4	0,0	75,9
AGS - 8	46,0	5,3	1,4	0,0	0,0	47,3
AGS - 9	68,3	3,8	1,3	0,3	0,0	26,3
AGS - 10	47,2	7,8	2,0	0,2	0,0	42,8
AGS - 11	48,9	4,2	0,6	0,0	0,0	46,3
AGS - 12	3,9	9,6	0,2	0,0	0,0	86,3
AGS - 13	33,8	6,1	1,5	0,2	0,0	58,4
AGS - 14	73,5	3,5	1,5	0,0	0,0	21,5
AGS - 15	49,8	6,5	5,2	0,3	0,0	38,2
AGS - 16	12,1	4,6	8,8	0,0	0,0	74,5
AGS - 17	54,2	3,6	4,5	0,2	0,0	37,5
AGS - 18	13,3	9,0	1,5	0,0	0,0	76,2
ASJN - 1	56,3	5,1	1,5	0,0	0,0	37,2
ASJN - 2	54,3	6,1	1,1	0,0	0,0	38,5
ASJN - 3	53,8	4,9	1,2	0,0	0,0	40,1
MSJN - 1	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	99,4
MSJN - 2	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	99,5
MSJN - 3	0,2	0,7	0,0	0,0	0,0	99,1
MSJN - 4	Trazas	0,7	0,0	0,0	0,0	99,3
MSJN - 5	0,2	1,2	0,0	0,0	0,0	98,6
MSJN - 6	Trazas	0,8	0,0	0,0	0,0	99,2
MSJN - 7	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	97,7
MSJN - 8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	98,1
MSJN - 9	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	99,5
MSJN - 10	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	98,3
MSJN - 11	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	97,7
MSJN - 12	0,0	5,6	0,0	0,0	0,0	94,4
MSJN - 13	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	97,7
MSJN - 14	0,0	3,1	0,0	0,0	0,0	96,9
MSJN - 15	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	98,6

PTA - Partículas Térmicamente Alteradas

En Munielles, la fracción inorgánica varía entre el 71,3 % y el 91,2 % vol. de la muestra, mientras que la fracción orgánica oscila entre el 8,8 % y el 28,7 % vol. (Tabla 6.1). La mezcla de POAs en Munielles incluye hasta un 1,2 % vol. de carbón y entre el 8,8 % y el 28,7 % vol. de pizarra carbonosa (Tabla 6.2). Los valores y composición de las muestras de Munielles son similares a los hallados en el playón de Bayas, ubicado al oeste (Tabla 5.2, Tabla 5.5 y Tabla 5.6).

En Bahínas, la fracción inorgánica se encuentra entre el 51,5 % y el 82,4 % vol. de la muestra, mientras que la fracción orgánica varía entre el 18,6 % y el 48,5 % vol. (Tabla 6.1). La mezcla de POAs en Bahínas está formada por carbón, pizarra carbonosa y trazas de coque de carbón. El contenido en carbón varía entre el 4,6 % y el 44,1 % vol., la pizarra carbonosa entre el 4,2 % y el 17,9 % vol., y el coque de carbón se encuentra en dos muestras con un 0,2 % vol. (Tabla 6.2). A diferencia de Bayas y Munielles, la pizarra carbonosa no es el POA más común en Bahínas.

En Santa María del Mar, la fracción orgánica es predominante, variando entre el 43,5 % y el 95,2 % vol. de la muestra, mientras que la fracción inorgánica oscila entre el 4,8 % y el 56,7 % (Tabla 6.1). La fracción orgánica se compone de carbón (4,6 % a 91,6 % vol.), pizarra carbonosa (2,8 % a 18,5 % vol.), coque de carbón (0,2 % a 0,7 % vol.), y chares (menos del 1 % vol.) (Tabla 6.2). La alta concentración de carbón indica un elevado grado de contaminación por POAs en esta playa.

En Arnao, la fracción inorgánica varía entre el 38,6 % y el 72,9 % vol., mientras que la fracción orgánica se sitúa entre el 27,1 % y el 54,4 % vol. (Tabla 6.1). La mezcla de POAs en Arnao está formada por carbón, pizarra carbonosa y coque de carbón. Las pizarras carbonosas son el POA más común (17,0 % a 36,2 % vol.), seguidas por el carbón (5,0 % a 23,9 % vol.) y el coque de carbón (0,2 % vol. en la muestra AGA-5) (Tabla 6.2). La presencia de pizarras carbonosas y

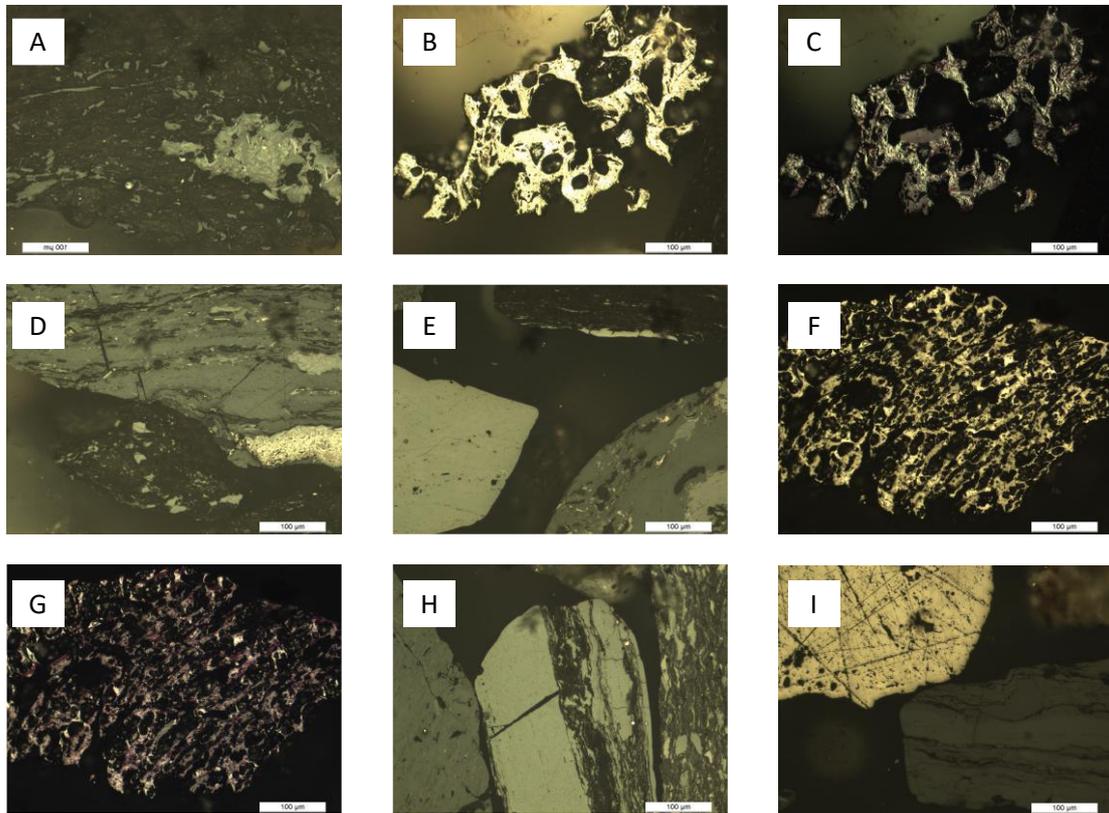
carbón es consistente con la geología local, tratándose de una playa rodeada de materiales carboníferos de edad Estefaniense.

En Salinas, las muestras, tomadas principalmente sobre manchas de carbón, presentan una fracción orgánica que varía entre el 13,7 % y el 81,0 % vol. y una fracción inorgánica entre el 19,0 % y el 86,3 % vol. (Tabla 6.1). La mezcla de POAs en Salinas incluye carbón (3,9 % a 73,5 % vol.), pizarra carbonosa (hasta 10,7 % vol.), coque de carbón (hasta 8,8 % vol.), chares (hasta 1,7 % vol.), y PTAs (hasta 0,9 % vol. en dos muestras) (Tabla 6.2). Estas muestras son las primeras con presencia de PTAs y concentraciones de coque de carbón superiores al 1,0 % vol.

En San Juan de Nieva, las muestras tomadas en situación regular (serie MSJN) presentan una fracción inorgánica predominante (94,4 % a 95,5 % vol.) y una fracción orgánica minoritaria (0,5 % a 5,6 % vol.) (Tabla 6.1). La fracción orgánica se compone de carbón (hasta 0,2 % vol.) y pizarra carbonosa (0,5 % a 5,6 % vol.) (Tabla 6.2). En las muestras tomadas sobre manchas de carbón (serie ASJN), la fracción orgánica es mayoritaria (59,9 % a 62,9 %) y la fracción inorgánica varía entre el 37,2 % y el 50,1 % (Tabla 6.1). La fracción orgánica incluye carbón (53,8 % a 56,3 % vol.), pizarra carbonosa (4,9 % a 6,1 % vol.) y coque de carbón (1,1 % a 1,5 % vol.) (Tabla 6.2).

Las muestras de San Juan de Nieva y Salinas indican que la contaminación por POAs no es homogénea. En estas playas las POAs no se mezclan uniformemente con el sedimento tal y como ocurría en Bayas y Santa María del Mar, sino que aparecen como manchas de material carbonáceo que cubren diversas zonas del arenal, especialmente en el extremo occidental de Salinas, donde están más protegidas del oleaje y las mareas por la Peñóna.

En la Figura 6.8 se muestran los diversos tipos de POAs encontrados en las playas del litoral de Castrillón.



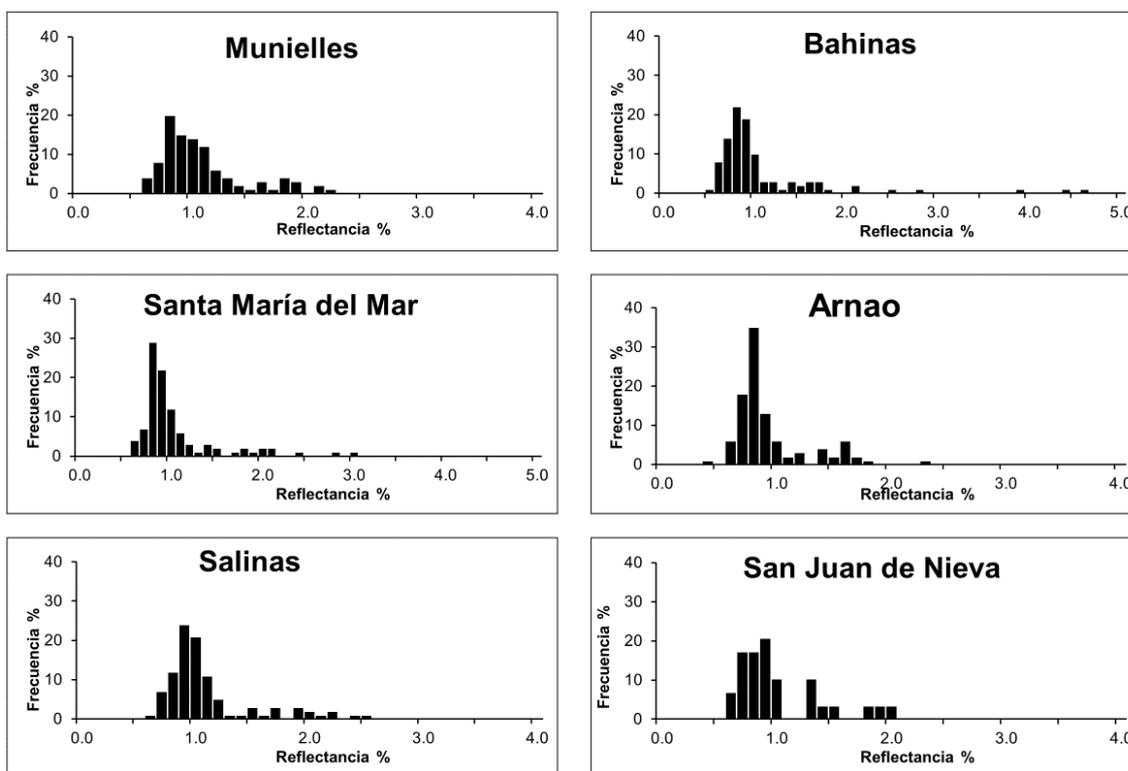
**Figura 6.8** Fotografías tomadas en microscopia de luz blanca reflejada y con objetivo (x50) de inmersión en aceite de los componentes de la fracción orgánica para muestras del área de Castrillón. A) pizarra carbonosa (Munielles), B) y C) coque de carbón sin y polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de  $1\lambda$  (Bahías), D) mezcla de carbón y pizarra carbonosa (Bahías), E) mezcla de distintos tipos de carbón y pizarra carbonosa (Salinas), F) y G) char (Santa María del Mar), H) e I) mezcla de carbones de distintos rangos, sedimento y pizarra carbonosa (Santa María del Mar).

#### 6.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones identificados en el litoral de Castrillón.

En esta sección se presentan los resultados del análisis de la reflectancia de la vitrinita y la distribución de valores para los carbones y pizarras carbonosas de las muestras del litoral de Castrillón.

La Tabla 6.3 muestra la clasificación de los carbones identificados en Castrillón, basada en las mediciones de la reflectancia de la vitrinita y siguiendo las normas ISO 7405/5 (2009) y ASTM D388-17 (2018). En la Figura 6.9 se presentan ejemplos de histogramas para muestras representativas de las playas estudiadas en el litoral de Castrillón, mientras que la Figura 6.8 incluye imágenes de algunas de las mezclas de carbones encontradas en esta área de estudio.

### Histogramas Castrillón



**Figura 6.9** Histogramas con la distribución de la reflectancia de la vitrinita para muestras representativas de la playa de Munielles, Bahías, Santa María del Mar, Arnao, Salinas y San Juan de Nieva.

**Tabla 6.3** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de la Munielles (MMU), Bahínas (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN / ASJN).

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
MMU-1	0,0	59,0	24,0	15,0	2,0	1,08
MMU-2	0,0	54,0	29,0	14,0	3,0	1,12
MMU-3	0,0	64,0	22,0	8,0	6,0	1,09
MMU-4	0,0	62,0	18,0	20,0	0,0	1,07
MMU-5	0,0	50,0	28,0	20,0	2,0	1,13
MMU-6	0,0	57,0	22,0	18,0	3,0	1,13
MMU-7	0,0	68,0	22,0	8,0	2,0	1,03
MMU-8	0,0	54,0	28,0	14,0	4,0	1,11
MMU-9	0,0	55,6	33,3	11,1	0,0	1,04
MMU-10	0,0	50,0	22,2	27,8	0,0	1,14
MMU-11	0,0	72,9	14,6	12,5	0,0	0,97
MMU-12	0,0	62,5	12,5	25,0	0,0	1,06
MMU-13	0,0	62,2	20,0	17,8	0,0	1,04
MMU-14	0,0	82,6	4,4	13,0	0,0	0,95
MMU-15	0,0	67,3	13,5	19,2	0,0	1,04
MMU-16	0,0	42,9	25,7	28,6	2,9	1,15
AGB - 1	0,0	67,0	14,0	12,0	7,0	1,14
AGB - 2	0,0	56,0	20,0	20,0	4,0	1,14
AGB - 3	0,0	63,0	13,0	17,0	7,0	1,16
AGSM - 1	0,0	51,0	22,0	13,0	14,0	1,26
AGSM - 2	0,0	70,0	14,0	9,0	7,0	1,08
AGSM - 3	0,0	63,0	15,0	18,0	4,0	1,11
AGSM - 4	0,0	60,0	21,0	11,0	8,0	1,16
AGSM - 5	0,0	65,0	11,0	14,0	10,0	1,18
AGSM - 6	1,0	68,0	12,0	10,0	9,0	1,13
AGSM - 7	1,0	62,0	14,0	16,0	7,0	1,13
AGA - 1	0,0	60,0	23,0	15,0	2,0	1,09
AGA - 2	0,0	59,0	18,0	20,0	3,0	1,12
AGA - 3	0,0	62,0	28,0	10,0	0,0	1,04
AGA - 4	0,0	68,0	23,0	7,0	2,0	1,04
AGA - 5	0,0	66,0	18,0	15,0	1,0	1,05
AGA - 6	0,0	55,0	31,0	14,0	0,0	1,07
AGA - 7	0,0	78,0	6,0	15,0	1,0	0,98
AGS - 1	0,0	65,0	15,0	10,0	10,0	1,15
AGS - 2	0,0	64,0	12,0	17,0	7,0	1,16
AGS - 3	0,0	71,0	15,0	9,0	5,0	1,07
AGS - 4	0,0	59,0	17,0	7,0	17,0	1,32
AGS - 5	0,0	53,0	31,0	13,0	3,0	1,12
AGS - 6	0,0	64,0	22,0	7,0	7,0	1,10
AGS - 7	0,0	60,0	18,0	9,0	13,0	1,19
AGS - 8	0,0	60,0	15,0	15,0	10,0	1,26
AGS - 9	0,0	63,0	18,0	10,0	9,0	1,17
AGS - 10	0,0	69,0	13,0	5,0	13,0	1,37
AGS - 11	0,0	79,0	8,0	10,0	3,0	0,99

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
AGS - 12	0,0	56,0	24,0	14,7	5,3	1,23
AGS - 13	0,0	56,0	24,0	11,0	9,0	1,27
AGS - 14	0,0	61,0	21,0	11,0	7,0	1,15
AGS - 15	0,0	80,0	7,0	8,0	5,0	1,03
AGS - 16	0,0	54,8	26,2	9,5	9,5	1,21
AGS - 17	1,0	73,0	9,0	10,0	7,0	1,10
AGS - 18	0,0	67,0	19,0	12,0	2,0	1,04
ASJN - 1	0,0	56,0	17,0	16,0	11,0	1,37
ASJN - 2	0,0	61,0	13,0	20,0	6,0	1,17
ASJN - 3	0,0	46,7	14,7	18,7	20,0	1,56
MSJN - 1	0,0	50,0	0,0	0,0	50,0	1,51
MSJN - 2	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,96
MSJN - 3	0,0	75,0	25,0	0,0	0,0	0,82
MSJN - 4	0,0	60,0	20,0	20,0	0,0	1,03
MSJN - 5	0,0	78,6	7,1	14,3	0,0	0,97
MSJN - 6	0,0	50,0	20,0	30,0	0,0	1,22
MSJN - 7	0,0	87,5	12,5	0,0	0,0	0,84
MSJN - 8	0,0	50,0	25,0	25,0	0,0	1,11
MSJN - 9	0,0	50,0	0,0	33,3	16,7	1,36
MSJN - 10	0,0	28,6	28,6	42,9	0,0	1,31
MSJN - 11	0,0	33,3	22,2	33,3	11,1	1,32
MSJN - 12	0,0	72,4	10,3	13,8	3,5	1,07
MSJN - 13	0,0	37,5	50,0	12,5	0,0	1,13
MSJN - 14	0,0	46,7	33,3	20,0	0,0	1,08
MSJN - 15	0,0	33,3	33,3	33,3	0,0	1,31

La mezcla de carbones en Munielles se compone de carbones bituminosos de altos volátiles, con valores entre el 56,0 % y el 67,0 %; bituminosos de medios volátiles, entre el 4,4 % y el 33,3 %; bituminosos de bajos volátiles, entre el 8,0 % y el 26,6 %; y antracitas, con valores de hasta el 6,0 % (Tabla 6.3). La mezcla de carbones en las muestras de Munielles es similar a la de la playa de Bayas (Tabla 5.8 y Tabla 5.9).

En Bahinas, los carbones identificados son bituminosos de altos volátiles, cuyos valores oscilan entre el 51,0 % y el 70,0 %; bituminosos de medios volátiles, entre el 11,0 % y el 22,0 %; bituminosos de bajos volátiles, entre el 9,0 % y el 18,0 %; y antracitas, con valores entre el 4,0

% y el 7,0 % (Tabla 6.3). La mezcla de carbones de Bahñas es similar a la de Munielles, excepto por un ligero incremento en la presencia de antracitas.

En Santa María del Mar, los carbones bituminosos de altos volátiles son los predominantes, con valores entre el 51,0 % y el 70,0 %. Los bituminosos de medios volátiles varían entre el 11,0 % y el 22,0 %; los bituminosos de bajos volátiles, entre el 9,0 % y el 18,0 %; las antracitas, entre el 4,0 % y el 14,0 %; y los sub-bituminosos, con valores de hasta el 1,0 %, presentes en solo dos muestras (AGSM – 6 y AGSM – 7) (Tabla 6.3). La presencia de carbones sub-bituminosos puede atribuirse a un proceso de oxidación de la vitrinita, reduciendo su reflectancia, similar a lo observado en la playa de Bayas (Sección 5.2.1.2).

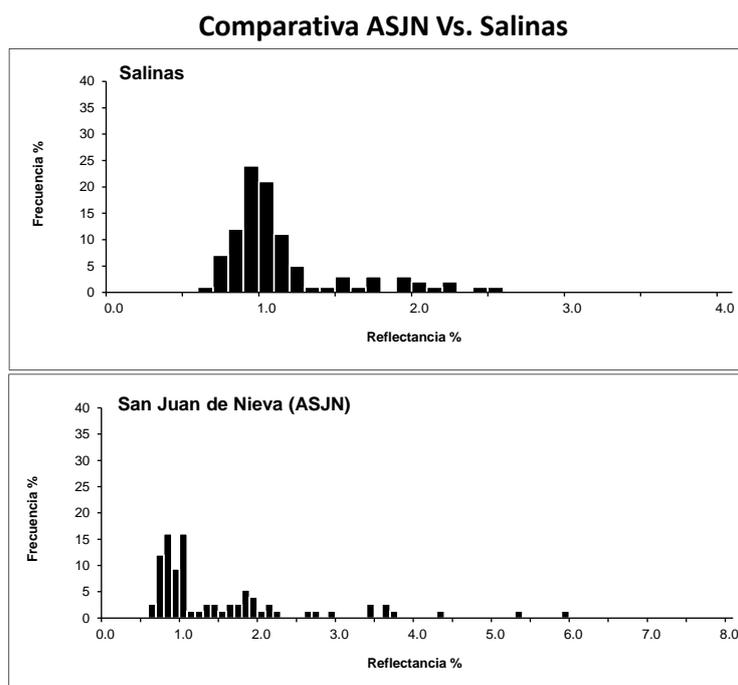
En Arnao se encontraron carbones bituminosos de altos volátiles, con valores entre el 55,0 % y el 78,0 %; bituminosos de medios volátiles, entre el 6,0 % y el 31,0 %; bituminosos de bajos volátiles, entre el 7,0 % y el 20,0 %; y antracitas, con valores de hasta el 3,0 % (Tabla 6.3). Parte de los carbones encontrados en Arnao son compatibles con los explotados en la antigua mina de Arnao (Colmenero et al., 2008).

En las muestras de Salinas, los carbones bituminosos de altos volátiles son los más comunes, con valores entre el 53,0 % y el 80,0 %; seguidos por los bituminosos de medios volátiles, entre el 7,0 % y el 31,0 %; bituminosos de bajos volátiles, entre el 5,0 % y el 17,0 %; antracitas, entre el 2,0 % y el 17,0 %; y sub-bituminosos, con valores de hasta el 1,0 % (Tabla 6.3).

En San Juan de Nieva, para la serie de muestras MSJN, los carbones bituminosos de altos volátiles presentan valores entre el 28,6 % y el 100 %. Los bituminosos de medios volátiles alcanzan un máximo del 50 %, las antracitas hasta el 50 %, y los bituminosos de bajos volátiles hasta el 42,9 % (Tabla 6.3).

Para las muestras de la serie ASJN, obtenidas directamente sobre manchas de carbón, la mezcla muestra un contenido de bituminosos de altos volátiles entre el 46,7 % y el 61,0 %; bituminosos de medios volátiles entre el 13,0 % y el 17,0 %; bituminosos de bajos volátiles entre el 16,0 % y el 20,0 %; y antracitas entre el 6,0 % y el 20,0 % (Tabla 6.3).

En la Figura 6.10 se muestra una comparación entre un histograma representativo de las manchas de carbón que cubrían la playa de Salinas en agosto de 2019 y un histograma de una de las muestras de la serie ASJN. Aunque los porcentajes de carbones identificados no difieren significativamente, los cambios en la distribución de los valores de reflectancia indican una mezcla de carbones distinta para las manchas ocurridas en abril de 2021.



**Figura 6.10** Comparativa entre un histograma representativo de las manchas carbonáceas de la playa de Salinas y otro correspondiente a la mancha aparecida en Abril de 2021 en la playa de San Juan. Nótese la diferencia en la distribución de los valores de la reflecta

## **6.2.2 Geoquímica Inorgánica en el litoral de Castrillón.**

### **6.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza de interés medioambiental.**

La Tabla 4.1 contiene el número de muestras examinadas para determinar el contenido en 18 elementos identificados como contaminantes de interés medioambiental por Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Principado de Asturias (2014), en las seis playas estudiadas en el litoral de Castrillón. La ubicación de estas muestras se encuentra en las figuras especificadas para cada playa en la Tabla 4.1

La Tabla 6.4 presenta las concentraciones determinadas para los 18 elementos, incluyendo los valores máximos y mínimos, la media, la mediana y la media troncada. El cálculo de la media proporciona el valor central de un conjunto de datos, ofreciendo un rango aproximado en el que se encuentran la mayoría de los valores para un elemento dado. El cálculo de la media troncada, tal y como ya se ha indicado, que descarta el 10% de los valores más altos y bajos, permite limitar la influencia de valores anómalos.

Existen tendencias destacables para algunos de los 18 elementos estudiados. En términos generales, los valores de la media, la mediana y la media troncada son consistentes para todos los elementos, observándose raramente desviaciones superiores a 10 mg/kg. Sin embargo, los elementos Pb y Zn presentan excepciones, especialmente el Zn. La media y media troncada del plomo son 48,15 y 44,25 mg/kg en las muestras de Castrillón, mientras que los valores generalmente oscilan entre 30 y 35 mg/kg (Tabla 6.4).

En cuanto al zinc, la media y media troncada son 345,57 mg/kg y 268,65 mg/kg, respectivamente, mientras que en general los valores de Zn para las muestras de Castrillón rondan los 70 mg/kg. En menor medida, Cd y Ag también muestran esta tendencia. El cadmio presenta una media de 0,1 mg/kg y una media troncada de 0,08 mg/kg, con una mediana de

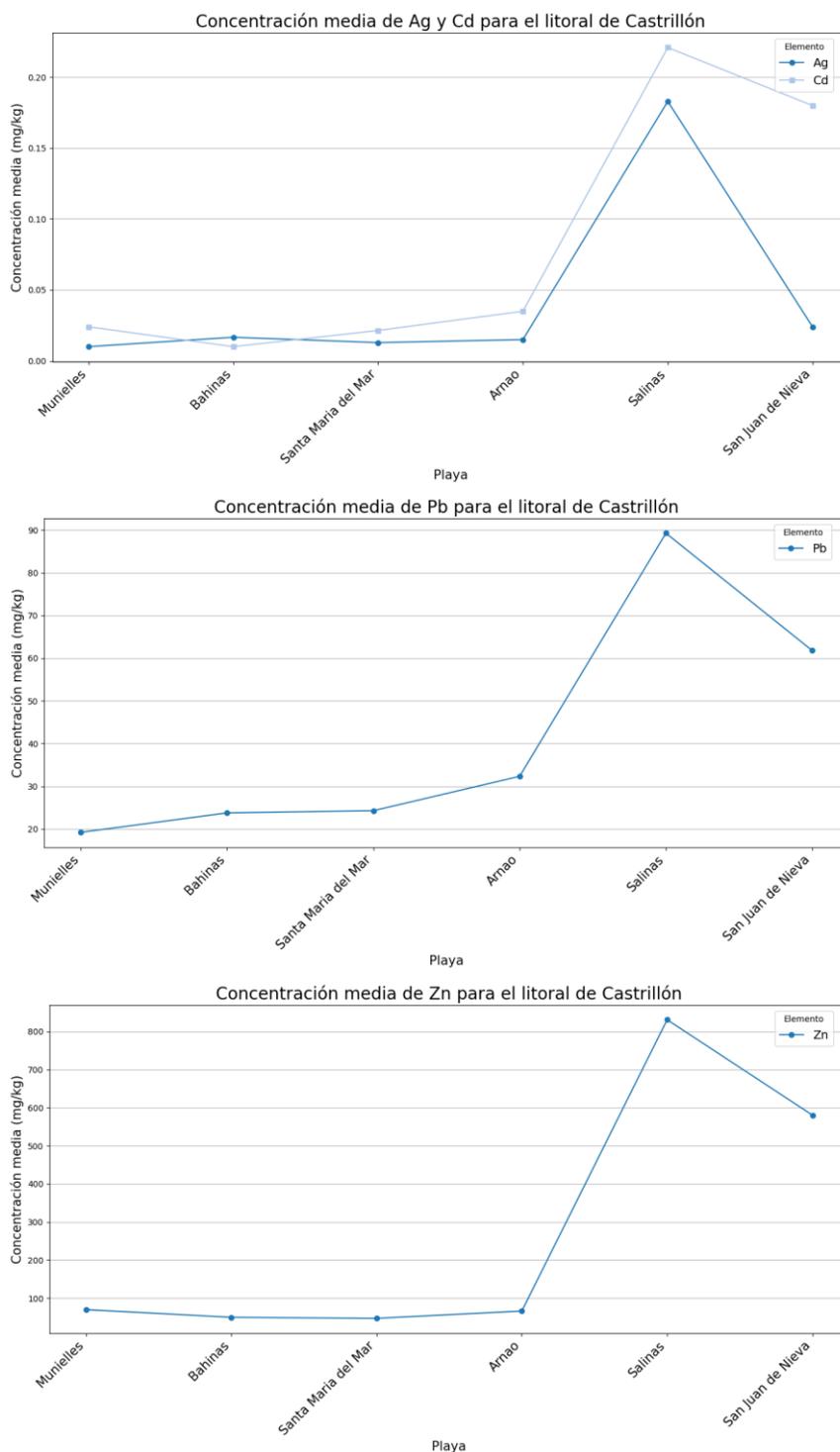
0,04 mg/kg. La concentración media de plata es de 0,06 mg/kg, con una media truncada de 0,04 mg/kg y una mediana de 0,02 mg/kg (Tabla 6.4).

La diferencia visible entre ambas medias y la mediana se debe a los valores anómalamente altos de estas muestras para la playa de Salinas y las playas circundantes Arnao y San Juan de Nieva, en estos cuatro elementos (Zn, Pb, Cd y Ag) (Tabla 6.4). El caso más representativo de esta tendencia es el zinc. Mientras que la mediana para el zinc es de 68,1 mg/kg, el contenido de zinc en las muestras alcanza los 1709,30 mg/kg (AGS-16, Tabla 6.4) en Salinas, y 1394,90 mg/kg en San Juan de Nieva (MSJN-1, Tabla 6.4).

La Figura 6.11 muestra las gráficas con la concentración media de Zn, Pb, Cd y Ag en cada una de las playas estudiadas en Castrillón. Se observa que las concentraciones medias de estos elementos son muy elevadas en la playa de Salinas, extendiéndose a San Juan de Nieva y, en algunos casos, a Arnao. Los cuatro elementos siguen el mismo patrón de distribución en las playas.

El contenido medio de Se varía notablemente de una playa a otra. Las concentraciones más elevadas de selenio se registran en las playas con una mayor proporción de fracción orgánica, como Santa María del Mar y Arnao (Tabla 6.1).

Los contenidos de Hg parecen disminuir ligeramente hacia el este, siendo especialmente bajas para las muestras de San Juan de Nieva (Tabla 6.4). El Cu sigue un patrón similar, con las muestras AGS-4 y AGS-16 (Salinas) presentando las concentraciones de cobre más altas en la zona, 38,10 y 36,60 mg/kg, respectivamente. Las concentraciones de As y Sb tienden a disminuir hacia el este, con aumentos puntuales en Arnao para el As y en Salinas para el Sb (Tabla 6.4).



**Figura 6.11** Gráficas con la concentración media de Zn, Pb, Cd y Ag en cada una de las playas estudiadas en Castrillón.

**Tabla 6.4** Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en el litoral de Castrillón para las muestras de las playas de Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN). Se incluyen en la tabla los valores máximos, mínimos, la media, mediana y media troncada.

Muestra	Ag (mg/kg)	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Se (mg/kg)	Sn (mg/kg)	V (mg/kg)	Zn (mg/kg)
MMU-1	0,01	28,80	393,00	1,00	0,03	6,80	42,00	12,20	0,16	206,00	0,68	20,10	22,45	1,38	0,15	2,30	69,00	60,00
MMU-3	0,01	23,50	196,00	1,00	0,01	6,30	35,00	8,10	0,17	181,00	0,51	17,80	18,66	0,98	0,15	1,80	61,00	53,00
MMU-5	0,01	22,70	202,00	1,00	0,01	6,10	34,00	10,70	0,14	182,00	0,57	17,60	18,68	1,01	0,15	1,80	58,00	52,00
MMU-7	0,01	25,70	234,00	1,00	0,03	5,90	30,00	7,40	0,11	197,00	0,54	15,60	19,32	1,50	0,15	1,50	46,00	130,70
MMU-9	0,01	25,00	192,00	1,00	0,04	6,00	35,00	10,40	0,11	195,00	0,60	17,30	17,03	1,28	0,15	1,80	52,00	54,40
AGB-1	0,03	28,30	246,00	2,00	0,01	7,50	57,00	17,60	0,60	191,00	1,34	21,60	26,90	1,58	0,30	2,00	89,00	48,40
AGB-2	0,01	23,50	217,00	1,00	0,01	6,10	46,00	16,00	0,19	194,00	0,92	18,60	20,96	1,19	0,15	2,20	61,00	48,90
AGB-3	0,01	24,30	224,00	2,00	0,01	6,50	52,00	11,30	0,31	194,00	0,78	19,40	23,49	1,09	0,15	2,20	73,00	52,50
AGSM-1	0,02	17,10	114,00	1,00	0,03	4,50	26,00	12,30	0,73	77,00	1,06	11,80	15,40	0,95	0,30	0,50	45,00	32,00
AGSM-2	0,01	2,40	20,00	0,50	0,03	0,80	4,00	2,10	0,44	11,00	0,37	2,00	2,82	0,14	0,15	0,05	6,00	10,00
AGSM-3	0,02	28,30	250,00	2,00	0,01	7,80	62,00	20,20	0,52	180,00	1,26	22,20	32,46	1,48	0,40	1,80	95,00	49,40
AGSM-4	0,01	26,00	245,00	2,00	0,01	7,40	62,00	22,00	0,37	191,00	1,26	23,00	29,17	1,26	0,50	2,30	91,00	58,00
AGSM-5	0,01	24,70	252,00	2,00	0,03	7,50	58,00	19,70	0,41	191,00	1,38	22,30	29,61	1,25	0,40	2,10	86,00	59,50
AGSM-6	0,01	27,50	256,00	2,00	0,02	8,10	62,00	15,90	0,42	193,00	1,34	23,10	31,41	1,33	0,40	2,10	94,00	62,30
AGSM-7	0,01	24,60	239,00	2,00	0,02	7,60	58,00	21,50	0,34	202,00	1,35	23,00	29,21	1,23	0,15	2,30	84,00	59,50
AGA-2	0,01	27,40	258,00	2,00	0,03	7,30	62,00	15,20	0,34	204,00	0,94	21,80	32,41	1,29	0,15	2,30	95,00	68,00
AGA-3	0,02	23,20	241,00	2,00	0,04	6,50	50,00	19,50	0,14	208,00	1,06	20,90	26,33	1,15	0,15	2,20	77,00	64,50
AGA-4	0,01	28,70	284,00	2,00	0,04	7,40	67,00	15,10	0,32	204,00	0,81	23,00	35,15	1,27	0,15	2,30	101,00	68,90
AGA-5	0,01	23,90	333,00	2,00	0,03	6,90	56,00	18,70	0,26	202,00	1,04	21,70	29,45	1,12	0,15	2,50	85,00	63,40
AGA-6	0,01	25,80	263,00	2,00	0,03	6,90	58,00	12,90	0,33	196,00	0,75	20,80	32,07	1,08	0,15	2,20	94,00	64,90
AGA-7	0,03	31,20	274,00	2,00	0,04	9,10	68,00	25,90	0,47	206,00	1,53	26,90	38,70	1,52	0,30	2,20	105,00	68,20
AGS-1	0,11	20,60	141,00	2,00	0,11	5,50	29,00	18,50	0,64	96,00	1,81	13,40	46,92	1,69	0,60	0,80	49,00	258,80
AGS-4	0,45	18,80	122,00	1,00	0,35	5,40	25,00	38,10	0,49	106,00	1,67	12,30	91,28	1,55	0,40	1,00	41,00	1148,50
AGS-5	0,10	19,40	196,00	1,00	0,21	5,30	36,00	19,40	0,22	246,00	1,05	14,60	98,68	1,50	0,15	1,90	52,00	793,30
AGS-6	0,09	15,30	183,00	1,00	0,15	4,70	28,00	13,30	6,99	181,00	1,00	11,40	78,67	1,33	0,15	1,30	39,00	664,40
AGS-11	0,07	16,30	148,00	1,00	0,14	4,50	25,00	13,90	0,26	169,00	1,19	11,40	72,84	1,46	0,15	1,30	37,00	634,20
AGS-12	0,05	17,40	159,00	1,00	0,09	4,50	31,00	8,80	0,16	184,00	0,54	12,10	62,10	1,14	0,15	1,50	41,00	372,50
AGS-15	0,24	19,90	174,00	2,00	0,35	5,20	29,00	22,90	0,40	229,00	1,38	12,50	110,56	1,95	0,30	1,50	43,00	1186,60
AGS-16	0,39	19,90	177,00	1,00	0,34	5,50	31,00	36,60	0,26	271,00	1,43	13,50	147,64	1,98	0,15	1,70	39,00	1709,30
AGS-17	0,18	19,90	173,00	1,00	0,16	5,50	31,00	25,00	0,37	173,00	1,79	15,00	71,77	1,69	0,30	1,50	45,00	570,80
AGS-18	0,15	21,70	179,00	1,00	0,31	5,70	34,00	19,40	0,23	246,00	1,07	13,90	112,36	1,76	0,30	1,50	49,00	971,30
MSJN-1	0,02	23,50	107,00	0,50	0,28	4,50	18,00	7,50	0,05	172,00	0,61	10,90	94,99	1,60	0,15	1,60	26,00	1394,90
MSJN-4	0,03	15,80	109,00	0,50	0,23	3,70	16,00	12,20	0,08	151,00	0,76	10,30	61,61	1,11	0,15	1,50	22,00	447,00
MSJN-8	0,02	14,50	96,00	0,50	0,11	3,60	16,00	12,40	0,07	144,00	0,75	10,20	49,04	0,84	0,15	1,40	23,00	305,00
MSJN-12	0,02	14,50	124,00	0,50	0,11	3,70	17,00	6,20	0,06	144,00	0,52	9,90	45,38	0,89	0,15	1,50	28,00	299,30
MSJN-15	0,03	15,30	105,00	0,50	0,17	3,70	17,00	13,50	0,08	164,00	0,84	11,00	57,91	1,02	0,15	1,80	23,00	456,20
<b>Máximo</b>	0,45	31,2	393	2	0,35	9,1	68	38,1	0,73	271	1,81	26,9	147,64	1,98	0,6	2,5	105	1709,3
<b>Mínimo</b>	0,01	2,4	20	0,5	0,01	0,8	4	2,1	0,05	11	0,37	2	2,82	0,14	0,15	0,05	6	10
<b>Media</b>	0,06	21,82	197,94	1,33	0,1	5,83	39,08	16,18	0,29	180,03	1,01	16,47	48,15	1,29	0,23	1,73	59	345,57
<b>Mediana</b>	0,02	23,35	196	1	0,04	5,95	34,5	15,15	0,26	191	1,02	16,45	32,44	1,27	0,15	1,8	52	68,1
<b>Media rec.</b>	0,04	22,18	196,5	1,35	0,08	5,9	39,13	15,54	0,28	184,47	0,99	16,59	44,25	1,3	0,2	1,79	59,07	268,65

Las concentraciones de Co, Cr y Ni se distribuyen de manera similar, aumentando de oeste a este hasta alcanzar su máximo en la playa de Arnao, y disminuyendo rápidamente en Salinas y San Juan de Nieva (Figura 6.13) (Tabla 6.4).

Las concentraciones del resto de elementos (Ba, Be, Mn, Mo, Ni, Sn y V) tienden a disminuir de oeste a este (Figura 6.14), con aumentos puntuales en las muestras situadas en el entorno de Arnao y Salinas (Tabla 6.4).

En general, las concentraciones más bajas de los elementos analizados se encuentran en las muestras con mayor porcentaje de fracción orgánica. La muestra AGSM-2, de Santa María del Mar, compuesta en un 95,2% de materiales orgánicos (Tabla 6.1) presenta las concentraciones más bajas en 16 de los 18 elementos estudiados. Los resultados obtenidos para esta muestra sugieren que la mayor parte de los elementos traza podrían estar contenidos en la fracción inorgánica de la muestra.

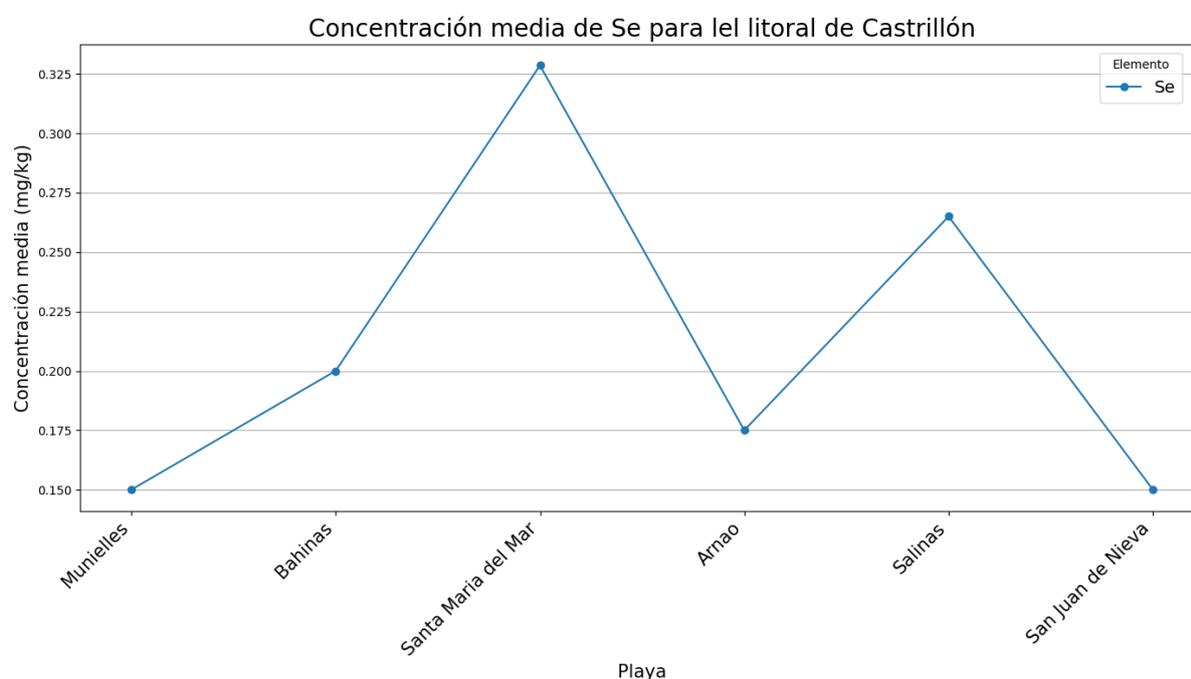
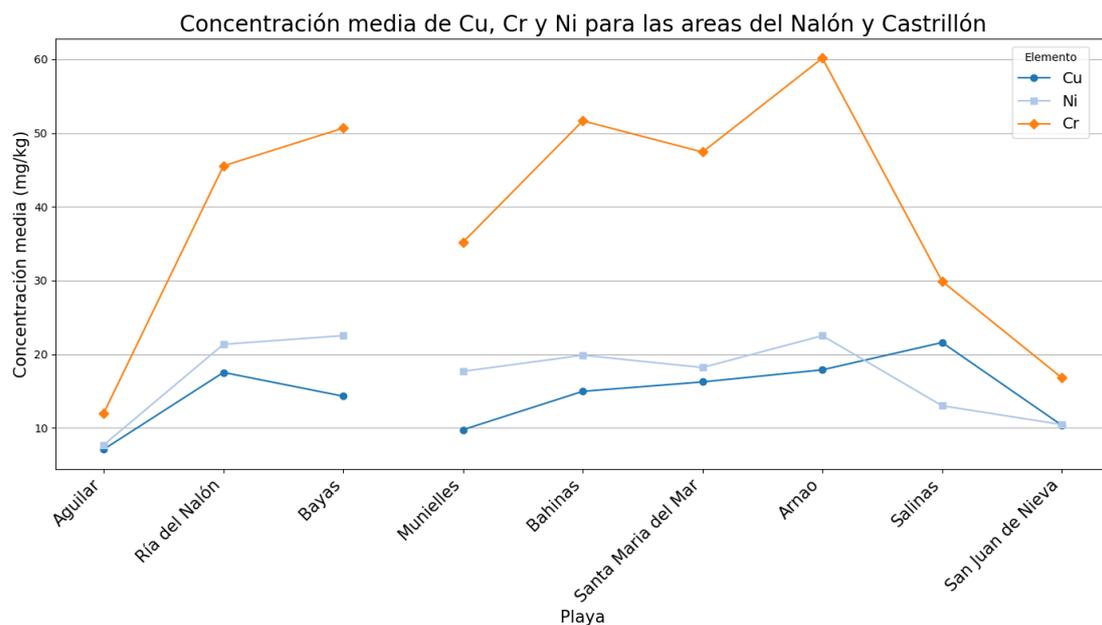
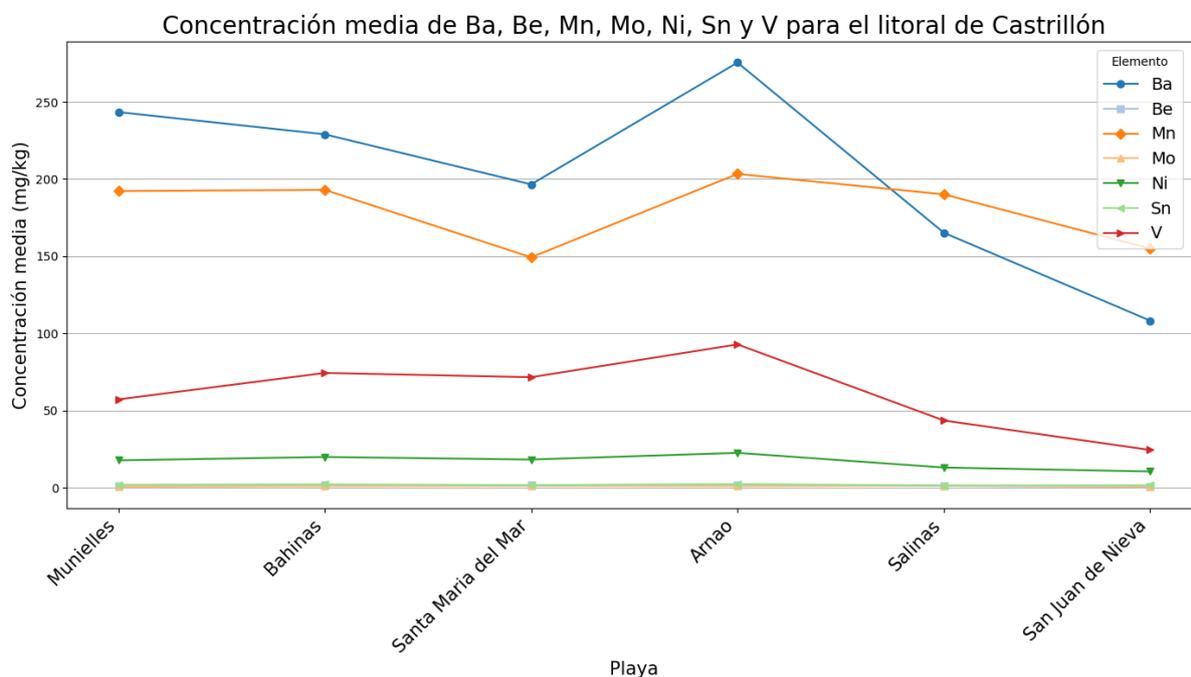


Figura 6.12 Distribución de las concentraciones medias de Se en el área de Castrillón.



**Figura 6.13** Distribución de las concentraciones medias de Cu, Cr y Ni en las áreas del Nalón y Castrillón



**Figura 6.14** Distribución de las concentraciones medias de Ba, Be, Mn, Ni, Sn y V en las playas del Castrillón.

### 6.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ).

La Tabla 6.5 presenta los valores medios del Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ) calculados para cada uno de los 18 elementos de interés medioambiental (Sección 4.1.2.1), así como la clasificación del enriquecimiento de estos en función del valor de  $EF$  para cada uno de ellos en las seis playas estudiadas en Castrillón.

**Tabla 6.5** Valores medios de  $EF_{agui}$ ,  $EF_{ucc}$  y  $EF_{sel}$  para las tres localidades estudiadas en el litoral de Castrillón. Los valores de  $EF$  fueron clasificados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017)

Elemento	$EF_{agui}$		$EF_{ucc}$		$EF_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	4,97	Moderado	3,11	Moderado	–	–
As	1,78	Mínimo	9,24	Significativo	0,76	Mínimo
Ba	1,41	Mínimo	0,63	Mínimo	–	–
Be	1,76	Mínimo	1,39	Mínimo	–	–
Cd	1,92	Mínimo	2,84	Moderado	1,74	Mínimo
Co	1,33	Mínimo	0,69	Mínimo	–	–
Cr	2,10	Moderado	0,83	Mínimo	4,20	Moderado
Cu	1,08	Mínimo	1,26	Mínimo	2,95	Moderado
Hg	4,17	Moderado	17,74	Significativo	2,58	Moderado
Mn	0,63	Mínimo	0,47	Mínimo	–	–
Mo	1,65	Mínimo	2,15	Moderado	–	–
Ni	1,33	Mínimo	0,70	Mínimo	1,78	Mínimo
Pb	7,70	Significativo	6,38	Significativo	3,11	Moderado
Sb	1,39	Mínimo	6,91	Significativo	–	–
Se	1,14	Mínimo	6,31	Significativo	–	–
Sn	0,92	Mínimo	1,60	Mínimo	–	–
V	1,94	Mínimo	1,20	Mínimo	–	–
Zn	1,84	Mínimo	12,28	Significativo	5,31	Significativo

Para el cálculo de  $EF_{agui}$ , se emplean como referencia las concentraciones de elementos de las muestras de la playa del Aguilar, considerada en este trabajo como una zona libre de contaminación (Sección 5.3). Los valores de  $EF_{agui}$  indican que las muestras de Castrillón exhiben un enriquecimiento mínimo para todos los elementos ( $EF < 2$ ), excepto para cuatro:

Cr, Ag, Hg y Pb. El enriquecimiento en plata, mercurio y cromo es moderado ( $2 < EF < 5$ ), mientras que el enriquecimiento en plomo es significativo ( $5 < EF < 20$ ) (Tabla 6.5).

Los valores de  $EF_{ucc}$ , calculados utilizando la composición de la corteza continental superior (UCC) (Rudnick y Gao, 2014), muestran que los elementos Mn, Ba, Co, Ni, Cr, V, Cu, Be y Sn tienen enriquecimientos mínimos o inapreciables ( $EF < 2$ ) en el área estudiada. Mo, Cd y Ag presentan valores de  $EF_{ucc}$  correspondientes a un enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ). El cálculo de  $EF_{ucc}$  evidencia un incremento significativo ( $5 < EF < 20$ ) en Se, Pb, Sb, As, Hg y Zn en las muestras de Castrillón (Tabla 6.5)

Finalmente, el cálculo de  $EF$  utilizando los valores para metales pesados detectados previamente en la costa asturiana ( $EF_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020) indica un enriquecimiento mínimo o inapreciable ( $EF < 2$ ) para As, Cd y Ni; moderado ( $2 < EF < 5$ ) para Hg, Cu, Pb y Cr; y significativo ( $5 < EF < 20$ ) para Zn (Tabla 6.5).

A partir de los resultados del cálculo de  $EF$ , se puede afirmar que existe un enriquecimiento en Hg y Pb en el litoral de Castrillón. Este incremento es más evidente al comparar las concentraciones medidas con los valores de la UCC. Al comparar las concentraciones con las de la playa del Aguilar y los metales detectados previamente en la costa asturiana, se aprecia un enriquecimiento menos marcado. Esta tendencia también se observa en otros elementos, como Cr, As, Cd y Cu, mostrando un mayor enriquecimiento en relación con la UCC que con los valores de El Aguilar y la costa asturiana.

### **6.2.2.3 Índice de Geoacumulación (*Igeo*).**

El cálculo del Índice de Geoacumulación (*Igeo*) permite estimar el impacto de la actividad antropogénica en los suelos y sedimentos. La Tabla 6.6 presenta los valores medios de  $Igeo_{agui}$ ,  $Igeo_{ucc}$  e  $Igeo_{sel}$ , así como su clasificación para las muestras de Castrillón.

El cálculo de  $Igeo_{agui}$ , utilizando como referencia los valores de la playa del Aguilar, asigna a Mn, Zn, Cd, Se, Sn y Cu un  $Igeo$  de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), indicando ausencia de contaminación debida a estos elementos. Los elementos Sb, Ni, Co, Ba, Ag, As y V exhiben un  $Igeo$  de Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), indicando una contaminación muy moderada. Cr y Hg tienen un  $Igeo$  de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), lo que indica una contaminación moderada. El Pb presenta un  $Igeo$  de Clase 3 ( $2 < Igeo < 3$ ), indicando una contaminación moderada a alta (Tabla 6.6). Los altos valores de  $Igeo$  para Cr, Hg y Pb coinciden con lo observado en el cálculo del EF para estos elementos.

Los  $Igeos$  calculados utilizando los valores de la corteza continental superior ( $Igeo_{ucc}$ ) muestran que todos los elementos, excepto Pb, Se, Zn, Sb, As y Hg, tienen un  $Igeo$  de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), indicando ausencia de contaminación. Pb, Se y Zn presentan un  $Igeo$  de Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), indicando contaminación muy moderada, y Sb, As y Hg tienen un  $Igeo$  de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), correspondiente a una contaminación moderada (Tabla 6.6).

El cálculo de  $Igeo$  utilizando las concentraciones para metales pesados en la costa asturiana ( $Igeo_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al. 2020) indica que el As y Cd tienen un  $Igeo$  de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), indicando ausencia de contaminación. El Hg presenta un  $Igeo$  de Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), lo que supone una contaminación muy moderada. El Cu, Ni, Pb y Zn tienen un  $Igeo$  de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), indicando una contaminación moderada. Por último, el Cr tiene un  $Igeo$  de Clase 3 ( $2 < Igeo < 3$ ), indicando una contaminación moderada a alta (Tabla 6.6). En última instancia, estos cinco elementos parecen ser los principales contaminantes en el litoral de Castrillón.

**Tabla 6.6** Valores medios de  $Igeo_{agui}$ ,  $Igeo_{ucc}$  y  $Igeo_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas el litoral de Castrillón. Los valores de  $Igeo$  fueron clasificados según Barbieri (2017)

Elemento	$Igeo_{agui}$		$Igeo_{ucc}$		$Igeo_{sel}$	
	Valor	Clase $Igeo$	Valor	Clase $Igeo$	Valor	Clase $Igeo$
Ag	0,86	Clase 1	-1,55	Clase 0	–	–
As	0,87	Clase 1	1,51	Clase 2	- 0,21	Clase 0
Ba	0,51	Clase 1	-2,39	Clase 0	–	–
Be	0,67	Clase 1	-1,41	Clase 0	–	–
Cd	-0,19	Clase 0	-1,36	Clase 0	-0,19	Clase 0
Co	0,44	Clase 1	-2,24	Clase 0	–	–
Cr	1,06	Clase 2	-2,01	Clase 0	2,20	Clase 3
Cu	-0,03	Clase 0	-1,55	Clase 0	1,55	Clase 2
Hg	1,31	Clase 2	1,67	Clase 2	0,09	Clase 1
Mn	-0,66	Clase 0	-2,79	Clase 0	–	–
Mo	0,54	Clase 1	-0,81	Clase 0	–	–
Ni	0,44	Clase 1	-2,21	Clase 0	1,01	Clase 2
Pb	2,57	Clase 3	0,57	Clase 1	1,40	Clase 2
Sb	0,44	Clase 1	1,02	Clase 2	–	–
Se	-0,16	Clase 0	0,58	Clase 1	–	–
Sn	-0,10	Clase 0	-1,03	Clase 0	–	–
V	0,93	Clase 1	-1,50	Clase 0	–	–
Zn	-0,42	Clase 0	0,59	Clase 1	1,25	Clase 2

Clase 0	Sin contaminar
Clase 1	Sin contaminar a moderadamente contaminado
Clase 2	Moderadamente contaminado
Clase 3	Moderadamente a altamente contaminado

#### 6.2.2.4 Coeficiente de Concentración (CC).

El Coeficiente de Concentración (CC) de un elemento permite determinar la proporción de su concentración frente a un valor de referencia (Sección 4.2.4). La Tabla 6.7 presenta los valores medios de los CCs calculados para las muestras de las seis playas estudiadas en Castrillón.

**Tabla 6.7** Valores medios de  $CC_{agui}$ ,  $CC_{ucc}$  y  $CC_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en el litoral de Castrillón. Los valores de  $CC$  fueron clasificados según Dai et al. (2015).

Elemento	$CC_{agui}$		$CC_{ucc}$		$CC_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	6,22	Enriquecido	1,17	Normal	–	–
As	2,91	Ligeramente	4,55	Ligeramente	1,37	Normal
Ba	2,36	Ligeramente	0,32	Empobrecido	–	–
Be	2,67	Ligeramente	0,63	Normal	–	–
Cd	2,51	Ligeramente	1,12	Normal	2,51	Ligeramente
Co	2,16	Ligeramente	0,34	Empobrecido	–	–
Cr	3,55	Ligeramente	0,42	Empobrecido	7,82	Enriquecido
Cu	1,65	Normal	0,58	Normal	4,95	Ligeramente
Hg	4,56	Ligeramente	5,84	Enriquecido	1,95	Normal
Mn	1,03	Normal	0,23	Empobrecido	–	–
Mo	2,36	Ligeramente	0,92	Normal	–	–
Ni	2,20	Ligeramente	0,35	Empobrecido	3,25	Ligeramente
Pb	11,36	Significativo	2,83	Ligeramente	5,06	Enriquecido
Sb	2,16	Ligeramente	3,24	Ligeramente	–	–
Se	1,50	Normal	2,50	Ligeramente	–	–
Sn	1,57	Normal	0,82	Normal	–	–
V	3,28	Ligeramente	0,61	Normal	–	–
Zn	2,57	Ligeramente	5,16	Enriquecido	8,16	Enriquecido

Tomando como referencia los valores para la playa del Aguilar ( $CC_{agui}$ ), los coeficientes de concentración ( $CC$ ) calculados muestran valores normales ( $0,5 < CC < 2$ ) para Mn, Se, Sn, Hg y Cu. Exceptuando tres elementos, los demás presentan valores correspondientes a un ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ). La Ag exhibe valores de  $CC$  indicativos de un enriquecimiento moderado ( $5 < CC < 10$ ) y el Pb indica un enriquecimiento significativo ( $10 < CC < 100$ ) (Tabla 6.7). Al igual que en el cálculo del factor de enriquecimiento ( $EF$ ) y el índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ ), el Pb destaca nuevamente como uno de los principales contaminantes en la zona de Castrillón.

El cálculo de  $CC$  empleando los valores de la UCC (Rudnick y Gao, 2014) ( $CC_{ucc}$ ) revela un empobrecimiento ( $CC < 0,5$ ) en Mn, Ba, Co, Ni y Cr en comparación con la UCC. Cu, V, Be, Sn, Mo, Cd y Ag presentan coeficientes de concentración normales ( $0,5 < CC < 2$ ) en comparación con la UCC. El Se, Pb, Sb y As presentan un ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ) en comparación con la UCC. Los únicos elementos que aparecen claramente enriquecidos ( $5 < CC < 10$ ) con el Hg y Zn (Tabla 6.7).

Los  $CC$ s calculados utilizando valores para metales pesados en la costa asturiana ( $CC_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020) indican valores de concentración normales ( $0,5 < CC < 2$ ) para As y Hg. Cd, Ni y Cu exhiben una tasa de enriquecimiento moderada ( $2 < CC < 5$ ), mientras que Pb, Cr y Zn muestran un claro enriquecimiento ( $5 < CC < 10$ ) (Tabla 6.7). Los valores obtenidos establecen nuevamente al Pb, Cr, Zn y Cd como los principales contaminantes en área de Castrillón.

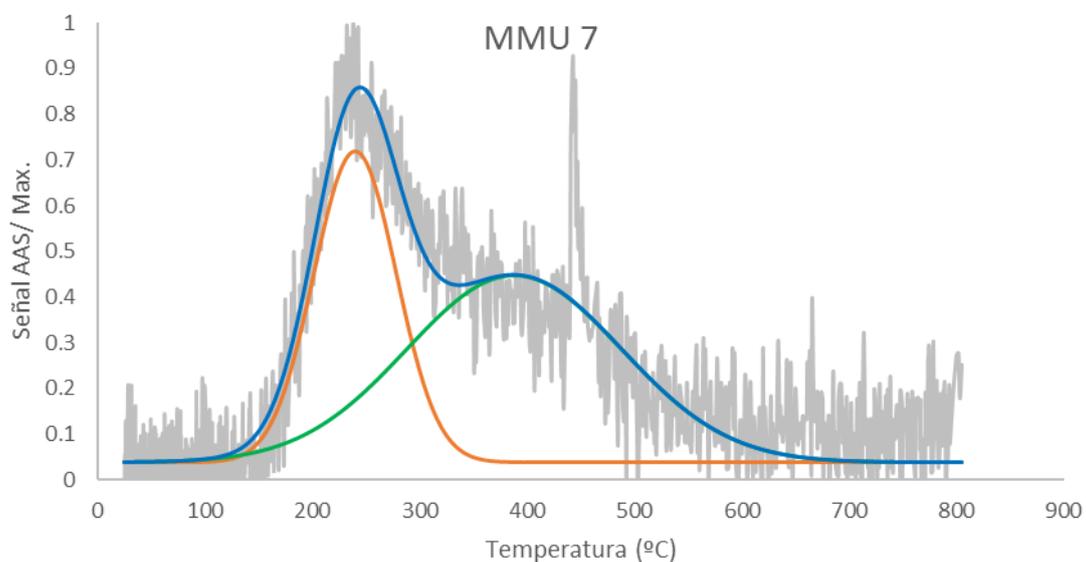
#### **6.2.2.5 Especiación del mercurio (Hg).**

El análisis de las muestras de Castrillón mediante desorción térmica de mercurio (HgTDP) permitió identificar cuatro especies inorgánicas de mercurio en la zona de estudio: HgS, HgO, HgCl<sub>2</sub> y HgSO<sub>4</sub>. La Tabla 6.8 muestra las especies detectadas para las muestras analizadas. El sulfuro de mercurio (HgS) aparece en todas las muestras de las seis playas de Castrillón. El cloruro de mercurio (II) (HgCl<sub>2</sub>) se encuentra únicamente en la muestra MMU-7 de Munielles (Tabla 6.8), y el sulfato de mercurio (II) (HgSO<sub>4</sub>) solo se identifica en la muestra AGS-4 de Salinas (Tabla 6.8). El óxido de mercurio (HgO) se detectó en las playas de Munielles (MMU-5), Santa María del Mar (AGSM-2), Salinas (AGS-11) y San Juan de Nieva (MSJN-1) (Tabla 6.8).

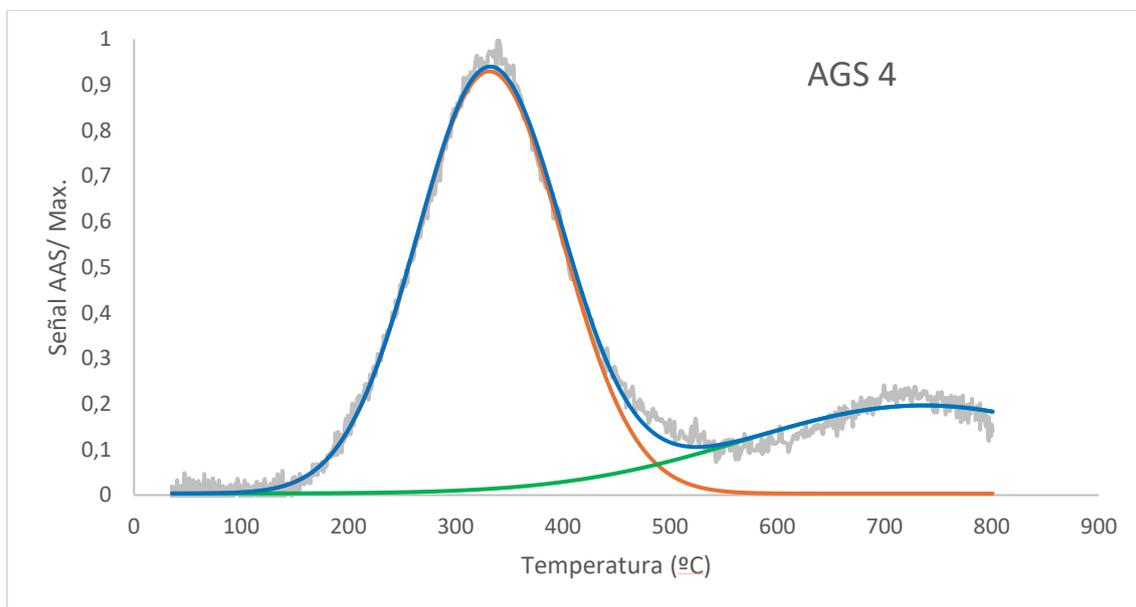
**Tabla 6.8** Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las muestras de Munielles (MMU), Bahías (AGB), Santa María del Mar (AGSM), Arnao (AGA), Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN).

Muestra	[Hg] ppm	T <sup>a</sup> pico 1	T <sup>a</sup> pico 2	Especie 1	Especie 2
MMU - 1	0,16	347		HgS	
MMU - 3	0,17	329		HgS	
MMU - 5	0,14	341	493	HgS	HgO
MMU - 7	0,11	240	388	HgCl <sub>2</sub>	HgS
MMU - 9	0,11	365		HgS	
AGB - 1	0,60	321		HgS	
AGB - 2	0,19	279		HgS	
AGB - 3	0,31	282		HgS	
AGSM - 1	0,73	307		HgS	
AGSM - 2	0,44	323	577	HgS	HgO
AGSM - 3	0,52	311		HgS	
AGSM - 4	0,37	309		HgS	
AGSM - 5	0,41	312		HgS	
AGSM - 6	0,42	302		HgS	
AGSM - 7	0,34	310		HgS	
AGA - 2	0,34	301		HgS	
AGA - 4	0,32	305		HgS	
AGA - 5	0,26	265		HgS	
AGA - 6	0,33	287		HgS	
AGA - 7	0,47	313		HgS	
AGS - 1	0,64	312		HgS	
AGS - 4	0,49	331	737	HgS	HgSO <sub>4</sub>
AGS - 5	0,22	292		HgS	
AGS - 6	0,25	300		HgS	
AGS - 11	0,26	298	528	HgS	HgO
AGS - 12	0,16	253		HgS	
AGS - 15	0,4	318		HgS	
AGS - 16	0,26	333		HgS	
AGS - 17	0,37	312		HgS	
AGS - 18	0,23	321		HgS	
MSJN - 1	0,05	261	466	HgS	HgO
MSJN - 4	0,08	305		HgS	
MSJN - 8	0,07	372		HgS	
MSJN - 12	0,06	356		HgS	
MSJN - 15	0,08	373		HgS	

La Figura 6.15 presenta el perfil de desorción de la muestra MMU-7, única muestra donde se ha detectado HgCl<sub>2</sub> (Tabla 6.8). En el perfil, se observan dos picos de absorción con máximos a T = 240°C para HgCl<sub>2</sub> y otro a T = 388°C correspondiente a HgS. Estos picos coinciden con los rangos de temperatura de desorción para ambos compuestos: 190–260°C para HgCl<sub>2</sub> y 265–390°C para HgS.



**Figura 6.15** Espectro de absorción para la muestra MMU-7, de la playa de Munielles.

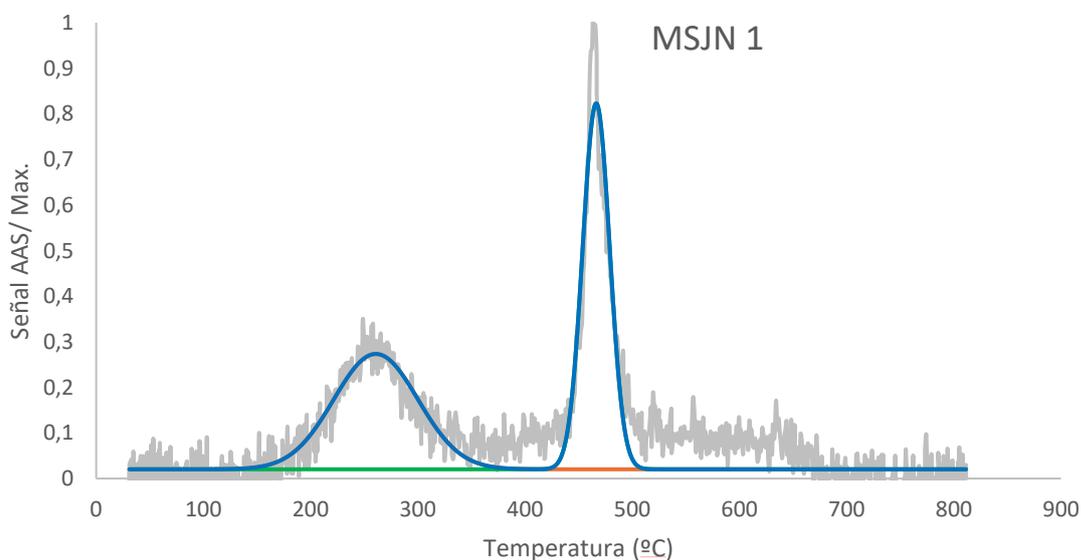


**Figura 6.16** Espectro de absorción para la muestra AGS-4, de la playa de Salinas.

La Figura 6.16 muestra el perfil de desorción para la muestra AGS-4, la única en la que se ha detectado  $\text{HgSO}_4$  (Tabla 6.8). Se observan dos picos de absorción, a  $T = 311^\circ\text{C}$  para  $\text{HgS}$  y a  $T = 737^\circ\text{C}$  para  $\text{HgSO}_4$ , compatibles con los intervalos de desorción de estos compuestos:  $265\text{--}390^\circ\text{C}$  para  $\text{HgS}$  y  $>700^\circ\text{C}$  para  $\text{HgSO}_4$ .

La Figura 6.17 muestra el perfil de desorción de la muestra MSJN-1, una de las pocas en las que se ha constatado la presencia de  $\text{HgO}$  (Tabla 6.8). Se observan dos picos de absorción a  $T = 261^\circ\text{C}$  y  $T = 528^\circ\text{C}$ , correspondientes a  $\text{HgS}$  y  $\text{HgO}$ , respectivamente, dentro de los rangos de desorción:  $265\text{--}390^\circ\text{C}$  para  $\text{HgS}$  y  $400\text{--}600^\circ\text{C}$  para  $\text{HgO}$ .

Tres de las cuatro especies de Hg identificadas en las muestras de Castrillón,  $\text{HgS}$ ,  $\text{HgCl}_2$  y  $\text{HgO}$ , ya se habían identificado en el área de la desembocadura del Nalón (Sección 5.2.2.5, Tabla 5.14).



**Figura 6.17** Espectro de absorción para la muestra MSJN – 1, en la playa de San Juan de Nieva.

### 6.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson.

La Figura 6.18 muestra los valores del coeficiente de correlación de Pearson para los 18 elementos de interés medioambiental, aluminio, azufre y el contenido en cenizas de las muestras. El aluminio y el azufre se seleccionaron para establecer una relación con los aluminosilicatos y los sulfuros, mientras que el contenido en cenizas es un proxy del contenido en materia mineral.

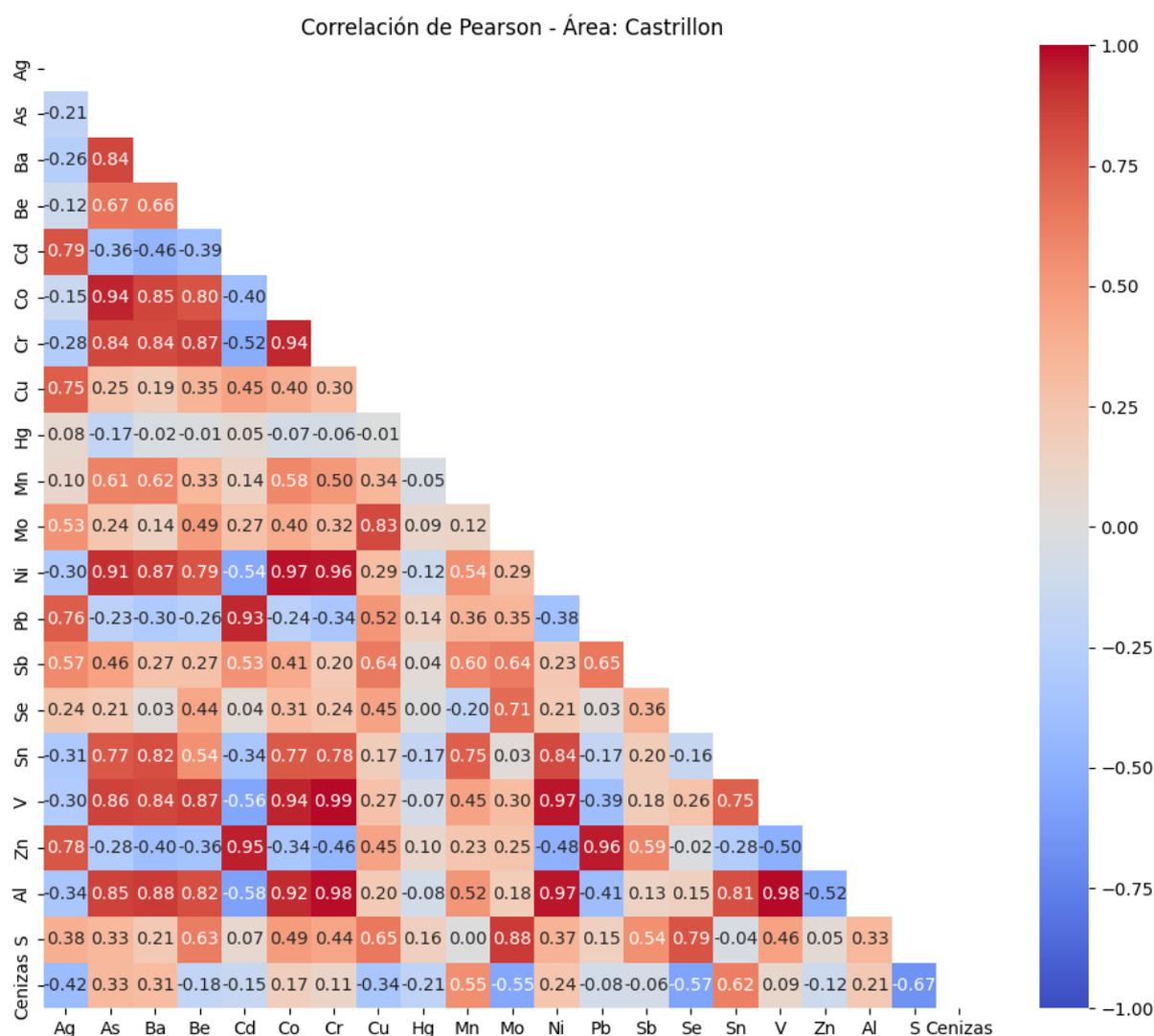


Figura 6.18 Correlaciones de Pearson calculadas para el área de Castrillón para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras.

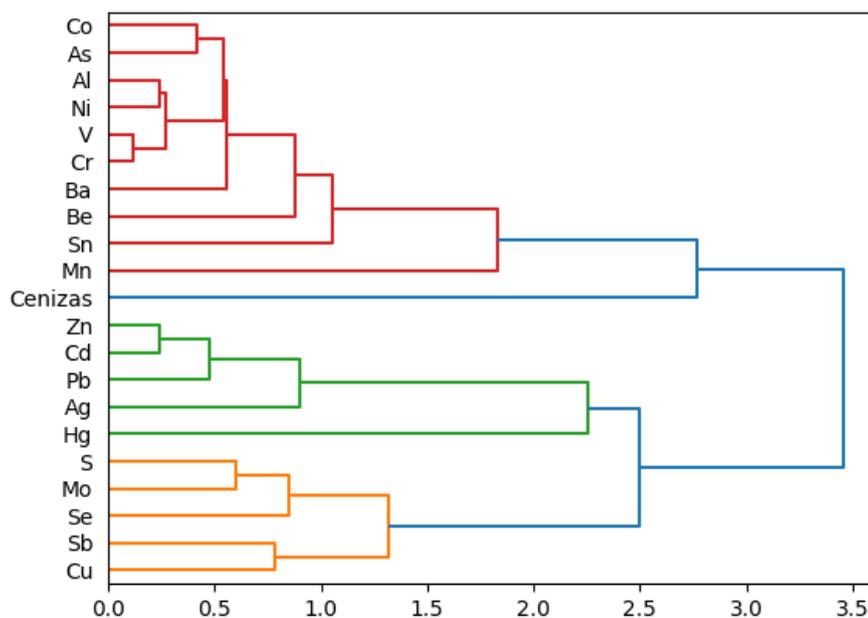
Al igual que para la desembocadura del Nalón (Sección 5.2.2.6), existe un grupo de 6 elementos que muestran coeficientes de correlación elevados ( $>0,80$ ) entre sí, Co, As, Al, Ni, V y Cr. El Ba y Be, y en menor medida el Sn, también presentan valores de correlación altos con este grupo. El Mn también parece mostrar una ligera afinidad con este grupo (Figura 6.18).

Existe un grupo de seis elementos con coeficientes de correlación elevados ( $>0,80$ ) entre sí: Co, As, Al, Ni, V y Cr. Ba y Be, y en menor medida Sn, que también presentan correlaciones altas con este grupo. El Mn muestra solamente una ligera afinidad con este grupo (Figura 6.18).

El contenido en cenizas presenta una correlación negativa ( $-0,50$ ) con S, Se y Mo, indicando que, a mayor contenido en cenizas, disminuye la concentración de estos elementos. Este trío de elementos, a su vez, presenta correlaciones elevadas ( $0,80$ ) entre sí (Figura 6.18).

El Cd, Zn y Pb muestran un coeficiente de correlación muy alto entre sí, siempre por encima de  $0,90$ , lo que indica que tienden a aparecer asociados. El Hg y Ag no presentan correlación con el resto de los elementos (Figura 6.18).

El análisis jerárquico mediante el método del enlace promedio (UPGMA) (Figura 6.19) agrupa las variables con correlaciones similares. Se identificaron tres grupos de elementos: uno con afinidad a la fracción orgánica de las muestras (S, Mo, Se, Sb, Cu), uno con los principales contaminantes detectados en Castrillón (Zn, Cd, Pb, Ag, Hg), y otro con los elementos restantes (Co, As, Al, Ni, V, Cr, Ba, Be, Sn, Mn).



**Figura 6.19** Dendritas calculadas como resultado del análisis jerárquico mediante el método del enlace promedio de los elementos en función a la correlación de Pearson de sus concentraciones en el área de la desembocadura del Nalón.

### 6.2.3 Impacto Ambiental.

#### 6.2.3.1 Potenciales fuentes de las POAs del litoral de Castrillón.

Estudios previos han demostrado que el transporte de sedimentos en la costa asturiana se produce a través de la corriente de deriva, la cual fluye de oeste a este tal y como se ha indicado anteriormente. Los arenales más grandes de la costa asturiana, como el Playón de Bayas, se encuentran siempre al este de la desembocadura de grandes ríos, como el Nalón. El sedimento transportado por el río Nalón y las corrientes costeras constituye la principal fuente de sedimento para las playas del litoral de Castrillón, incluyendo las playas de Salinas y San Juan de Nieva (El Espartal) (Flor y Flor Blanco, 2009; Flor-Blanco et al., 2013; Flor et al., 2022).

Considerando la influencia de las corrientes en el transporte de sedimentos, es probable que los sedimentos contaminados por POAs del área de la desembocadura del Nalón también hayan

llegado al litoral de Castrillón. En la playa de Munielles, la composición de las mezclas de POAs (Tabla 6.2) y carbones (Tabla 6.3) en el sedimento es similar a la encontrada en el Playón de Bayas, ubicado al oeste de Munielles, lo que respalda esta hipótesis.

La presencia de carbón más elevada en las muestras de Bahínas (Tabla 6.2) puede deberse a una acumulación preferente de carbón en esta playa, la cual está más protegida del oleaje en comparación con Munielles o Bayas (Figura 6.1).

Aunque la mezcla de carbones en Santa María del Mar es similar a la encontrada en las playas de Munielles y Bahínas (Tabla 6.3), la mezcla de POAs en las muestras de Santa María del Mar presenta algunas diferencias. En esta playa predomina el carbón, siendo las pizarras carbonosas el segundo componente más común. El coque de carbón está presente en todas las muestras, mientras que los chares están en cinco de las siete muestras tomadas (Tabla 6.2). La presencia tanto de chares como de coque de carbón sugiere que la industria siderúrgica de Avilés es una posible fuente de este tipo de POAs, que serían aerotransportadas, en Santa María del Mar. La acumulación de carbón en esta playa, al igual que en Bahínas, se debe a su localización en una ensenada (Figura 6.1), lo cual disminuye las condiciones de energía del medio.

En la playa de Arnao se identifican dos fuentes de contaminación: los sedimentos del río Nalón y la contaminación originada en la propia playa. Durante los siglos XIX y XX, se existió una explotación activa de carbón en Arnao (Museo de la Mina de Arnao, 2021). La fuente de los carbones y pizarras carbonosas encontrados en Arnao (Tabla 6.2) podrían ser tanto la explotación minera como la erosión natural del acantilado, que son materiales Carboníferos. Los valores de reflectancia de las muestras de Arnao muestran que los carbones con un valor de  $R_o$  entre 0,8 y 1,0 aparecen con mayor frecuencia (Tabla 6.3, Figura 6.9), coincidiendo con los valores de  $R_o$  de los carbones explotados en la mina de Arnao (0,90 – 0,95) (Colmenero et al., 2008).

La playa de Salinas es la primera en la zona donde la contaminación por POAs se manifiesta como grandes manchas de material carbonoso que cubren el arenal periódicamente. Según la prensa local, estas manchas negras tienden a aparecer tras episodios de tormentas en áreas resguardadas del oleaje (Figura 6.20) (Montes, 2013; La Nueva España, 2021a). Las manchas de materiales carbonosos en Salinas se componen mayoritariamente de carbón. Sin embargo, esta playa presenta la mezcla de POAs más diversa de la zona, incluyendo pizarras carbonosas, coque de carbón, chares y PTAs (Figura 6.8 y Tabla 6.2). La presencia de chares y PTAs indica una segunda fuente de contaminación por POAs en la zona.



**Figura 6.20** Imagen de las manchas de material carbonoso aparecidas en Salinas en septiembre de 2013, tomada de La Nueva España (Montes, 2013). Estas manchas aparecieron en el extremo occidental de la playa, cerca de la zona de la Peñona.

Las manchas de material carbonoso no se limitan a la playa de Salinas; San Juan de Nieva también presenta manchas que cubren parte del arenal (La Nueva España, 2021). Comparando las muestras de San Juan de Nieva recogidas en situaciones regulares (MSJN) con las recogidas sobre una mancha de carbón (ASJN), se constata que, durante situaciones regulares, la presencia

de POAs en los sedimentos es minoritaria. La Figura 6.10 presenta una comparación entre los valores de reflectancia de los carbones en las manchas encontradas en Salinas en 2019 y en San Juan de Nieva en abril de 2021. La distribución de los valores de reflectancia es notablemente distinta, con carbones bituminosos de altos y medios volátiles predominando en Salinas, mientras que en San Juan de Nieva se encuentran antracitas con valores de reflectancia superiores al 5.3% y una mayor presencia de carbones bituminosos de bajos volátiles. Esta variación en el tiempo sugiere la aparición de nuevas fuentes de contaminación en la zona.

La presencia de manchas en San Juan de Nieva en abril de 2021 coincidió con la partida del puerto de Avilés de un barco que transportaba carbón ruso y que permaneció fondeado frente a la playa en las horas previas a la aparición de las manchas (La Nueva España, 2021b). Esto sugiere que el lavado de bodegas de barcos que transportan carbón podría ser una fuente de contaminación por POAs en estas playas. Los residuos generados por los buques y su carga, conocidos como residuos MARPOL, incluyen aguas contaminadas resultantes del lavado de bodegas, cuyo vertido frente a la costa es ilegal (Autoridad Portuaria de Avilés, 2009).

Aunque la principal fuente de contaminación por POAs en el litoral de Castrillón es el transporte de sedimentos contaminados desde la ría del Nalón, en el caso de Salinas y San Juan de Nieva, esta contaminación también podría estar relacionada con las actividades vinculadas al carbón en la zona de Avilés. La presencia de chares y PTAs en las muestras de Salinas podría deberse a partículas aerotransportadas desde la industria siderúrgica de Avilés. No se descartan también los aportes de sedimentos contaminados por POAs procedentes de la ría de Avilés. La ría ha experimentado un proceso de industrialización progresivo durante los siglos XX y XXI, convirtiéndose en un puerto marítimo e industrial (Peláez y Flor, 2008). El puerto de Avilés maneja grandes cantidades de carbón y coque de carbón (Autoridad Portuaria de Avilés, 2023a). A pesar de las medidas preventivas, parte de estos materiales pueden terminar en el fondo de la

ría debido a vertidos durante el proceso de carga y descarga de los barcos (Autoridad Portuaria de Avilés, 2009). La ría actúa como un sumidero, atrapando sedimentos en su interior (Peláez y Flor, 2008; Mangas-Suarez et al., 2023), por lo que es necesario realizar dragados periódicos para asegurar el acceso de los barcos al puerto. El material resultante de estos dragados se deposita frente a las playas de Salinas, San Juan de Nieva y Xagó (Flor-Blanco, 2011; Martínez, 2024) (Figura 6.1) y esto por acción de las mareas y oleaje puede ser una fuente de contaminación de los arenales.

#### **6.2.3.2 Contaminación por elementos traza en Castrillón:**

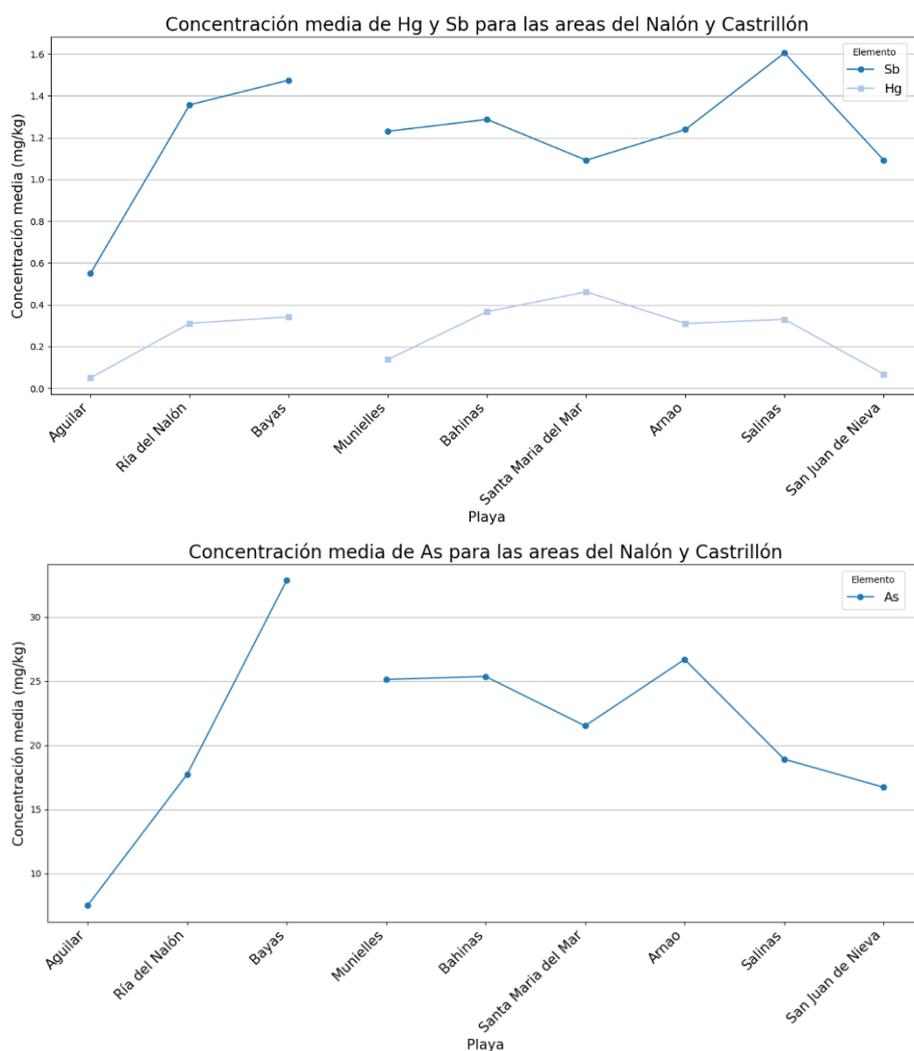
El análisis de diversos índices medioambientales (*EF, Igeo, CC*) revela la existencia de contaminación por elementos traza en el litoral de Castrillón, incluyendo As, Sb, Se, As, Cu, Cr, Ni, Ag, Zn, Cd, Pb y Hg.

La contaminación por Hg, As y Sb en esta área se origina en el río Nalón (García-Ordiales et al., 2019). Los sedimentos transportados por el río, posteriormente redistribuidos por las corrientes marinas, también han sido contaminados por la minería de mercurio en la cuenca del Caudal (Sanz-Prada et al., 2020; Mangas-Suarez et al., 2023).

La Figura 6.21 muestra las concentraciones medias de As, Sb y Hg en la desembocadura del Nalón y el litoral de Castrillón. Se observa que las concentraciones de estos elementos aumentan en la ría del Nalón, aumentan hacia el este y disminuyen ligeramente en Arnao y Salinas. Aunque la principal fuente de contaminación es el río Nalón, no se pueden descartar aportes locales debido a actividades antropogénicas como la producción industrial de zinc en las instalaciones de AZSA (Ordoñez et al., 2003).

Se identificaron cuatro especies inorgánicas de Hg en las muestras del litoral de Castrillón (Tabla 6.8). El HgS, o cinabrio, es estable e insoluble, y no representa peligro (Rumayor et al.,

2013). Esta es la especie de Hg más común en las muestras analizadas. El HgO y el HgSO<sub>4</sub> son solubles en ácido y están relacionados con residuos de la combustión de carbón, y carbones de alto rango en el caso del HgO (Rumayor Villamil, 2015). Estas especies se encontraron principalmente en las playas de Salinas y Santa María del Mar (Tabla 6.8). El HgCl<sub>2</sub>, soluble en medio ácido y fácilmente reducible a Hg<sup>0</sup>, representa un potencial peligro para el medio ambiente debido a su toxicidad y movilidad (Bollen et al., 2008; Rumayor Villamil, 2015; Gallego et al., 2019). Esta especie solo se detectó en la playa de Munielles, posiblemente vinculada a la desembocadura del Nalón (Sección 5.2.2.5).



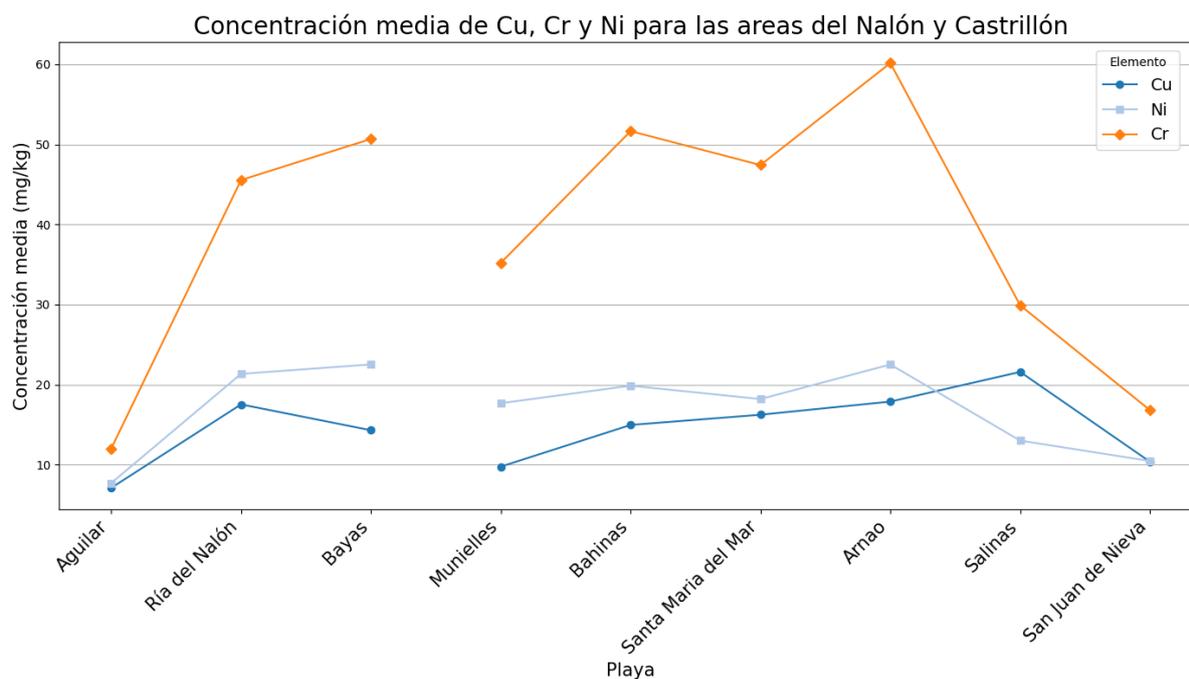
**Figura 6.21** Concentraciones medias de Hg, Sb y As en las playas de las áreas del Nalón y Castrillón.

La contaminación por metales en las playas de Castrillón también se relaciona con la presencia de materiales carbonosos. La Figura 6.12 muestra que la mayor concentración de Se se produce en playas con altos valores para la fracción orgánica, como Santa María del Mar y Salinas (Tabla 6.1). Los materiales carbonosos que componen la fracción orgánica suelen ser ricos en Se (Swaine, 1990; Finkelman et al., 2018).

Los elementos traza más contaminantes en Castrillón son Zn, Pb y Cd. La Ag, aunque menos contaminante, sigue la misma tendencia. La Figura 6.11 presenta las concentraciones medias de estos elementos en las playas de Castrillón, con picos de concentración elevada en Arnao, Salinas y San Juan de Nieva.

Investigaciones previas identifican a la industria del zinc como la principal fuente de contaminación por Zn, Pb, Cd y Ag en la zona, debido a la producción industrial utilizando blenda o esfalerita, que contiene impurezas de estos elementos (Ordoñez et al., 2003; Sierra et al., 2014; Sanz-Prada et al., 2020; Baragaño et al., 2022; Mangas-Suarez et al., 2023). La playa del Dólar, entre Arnao y Salinas y utilizada como vertedero de residuos industriales de la fábrica de zinc de Arnao (Peláez, 2020), es un foco significativo de la contaminación por Zn, Cd y Pb en la zona (Mangas-Suarez et al., 2023) y explicaría los valores encontrados en esta zona.

Los enriquecimientos en Cu, Cr y Ni se deben al transporte de sedimentos por corrientes desde la desembocadura del Nalón. La Figura 6.22 muestra concentraciones medias de estos elementos, que aumentan de oeste a este desde la desembocadura. Los picos en Arnao y Salinas podrían deberse a contaminación industrial sobre sedimentos ya enriquecidos en estos elementos.



**Figura 6.22** Concentraciones medias de Cu, Ni y Cr para las playas de las áreas del Nalón y Castrillón

La ría de Avilés, situada en el extremo oriental de San Juan de Nieva (Figura 6.1), actúa como sumidero sedimentario. Aunque está fuertemente industrializada, no se espera que sus sedimentos sean una fuente significativa de contaminación para áreas circundantes (Peláez y Flor, 2008; Mangas-Suarez et al., 2022, 2023) Sin embargo, la posibilidad de contaminación por sedimentos dragados y depositados en las cercanías de la ría no puede descartarse (Flor-Blanco, 2011; Martínez, 2024).

### 6.3 Conclusiones.

1. **Composición petrográfica de la fracción orgánica contaminante:** en la costa de Castrillón la fracción orgánica está compuesta por cinco tipos de POAs distintos: i) carbón, ii) pizarra carbonosa, iii) coque de carbón, iv) partículas térmicamente alteradas (PTAs) y v) chares.

2. **Compatibilidad de los carbones:** todos los carbones presentes en las playas del litoral de Castrillón son compatibles con los carbones presentes en el área de la desembocadura del Nalón. Además, parte de los carbones encontrados en Arnao son compatibles con los extraídos durante la exploración minera que se llevó a cabo en la playa entre los siglos XIX y XX.
3. **Fuente de las POAs en el litoral de Castrillón:** existen dos principales fuentes de POAs en las playas de Castrillón. La primera es el sedimento arrastrado desde la zona de la desembocadura del Nalón, contaminado por POAs. La segunda es la actividad industrial en el entorno de la ría de Avilés y su puerto marítimo. Las playas son más afectadas por una u otra, dependiendo de su distancia a ambas fuentes y de la dirección e intensidad de los vientos en el caso de las partículas aerotransportadas (coques, chares y partículas térmicamente alteradas). Las diferencias en la mezcla y concentración de POAs entre las distintas playas y a lo largo del tiempo sugieren una combinación de fuentes y mecanismos de dispersión que incluyen tanto factores naturales (corrientes marinas) como actividades humanas (industrial y marítima).
4. **Contaminación por elementos traza:** El cálculo de los índices medioambientales ha permitido identificar la presencia de diversos elementos traza en las playas de Castrillón, incluyendo As, Sb, Se, Cu, Cr, Ni, Ag, Zn, Cd, Pb y Hg. La contaminación por Zn, Cd, Pb y Ag se atribuye a la actividad industrial relacionada con la producción de zinc y los residuos generados por esta, en áreas cercanas como Arnao, Salinas y San Juan de Nieva. La contaminación por Sb, Hg, As, Cu, Cr y Ni procede del río Nalón, aunque no se descartan aportaciones adicionales de contaminación debido a actividades industriales. En las muestras del litoral de Castrillón se identificaron cuatro especies inorgánicas de mercurio ( $\text{HgS}$ ,  $\text{HgSO}_4$ ,  $\text{HgCl}_2$  y  $\text{HgO}$ ). De las especies identificadas, el

HgCl<sub>2</sub> representa un mayor peligro para el medio ambiente debido a su elevada movilidad y capacidad para reducirse al mercurio elemental.



## 7 Ría de Avilés

### 7.1 Introducción a la ría de Avilés.

La ría de Avilés se ubica en la costa central asturiana (C.C.A.), la mayor parte del estuario se encuentra en el municipio de Avilés, aunque sirve como límite entre los concejos de Avilés, Gozón y Castrillón. Al igual que otras áreas estudiadas, la ría de Avilés comparte características climáticas y mareales con el resto de la C.C.A (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 7.1).

A diferencia de otros estuarios, la ría de Avilés no drena un río principal, sino una red de ríos costeros que no superan los 15 km de longitud y presentan cuencas hidrográficas relativamente pequeñas (Peláez y Flor, 2008). La excavación del lecho de la ría está influenciada por factores litológicos y tectónicos, así como por su encajamiento fluvial. El sedimento de la ría no tiene origen local, ya que los ríos que la alimentan apenas aportan sedimentos. El sedimento que conforma la ría proviene de materiales arrastrados por la corriente costera desde la desembocadura del Nalón. La ría de Avilés actúa como un sumidero de sedimentos transportados por la corriente costera, lo que requiere dragados periódicos (Peláez y Flor, 2008; Flor-Blanco et al., 2013)

En el entorno de la ría de Avilés se encuentran numerosas industrias. En el sector sur se ubican las instalaciones siderúrgicas de Arcelor Mittal, establecidas a mediados del siglo XX sobre las llanuras fangosas del canal superior del estuario. Arcelor Mittal (inicialmente ENSIDESA) ha sido uno de los mayores consumidores de carbón y coque siderúrgico en la zona. Residuos y fangos de esta industria se acumularon en la cola del estuario durante años, hasta su retirada a principios del siglo XXI (Peláez y Flor, 2008) (Figura 7.2).

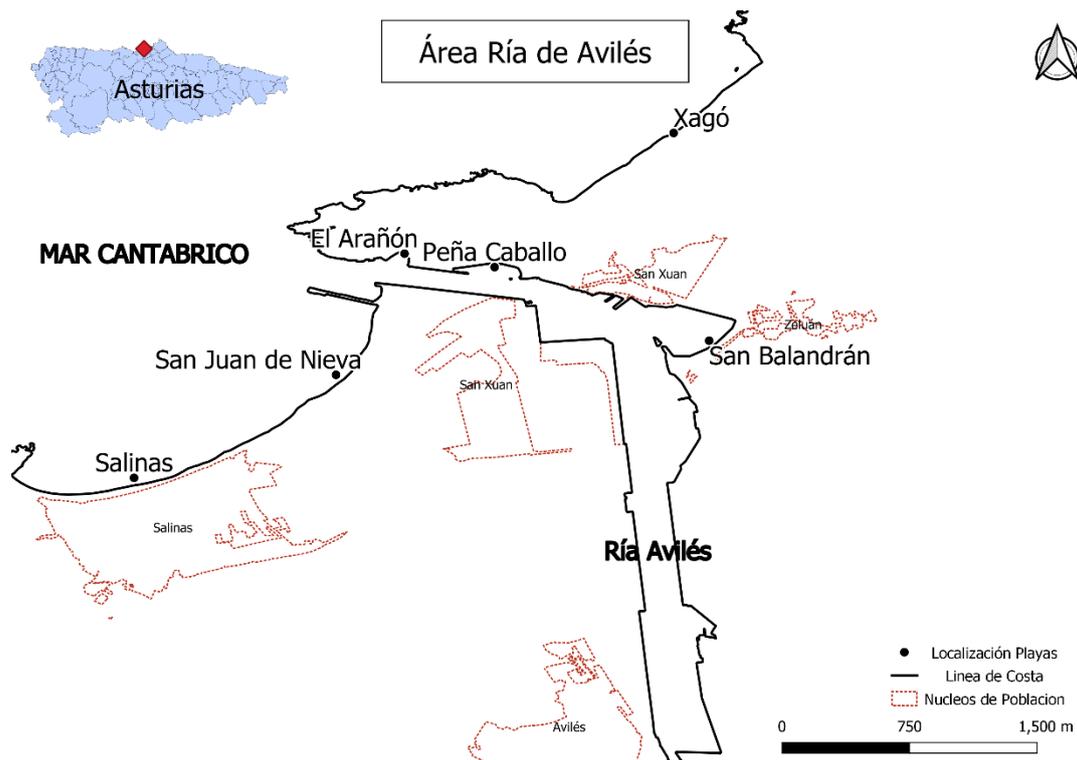


Figura 7.1 Mapa de situación para el área de la Ría de Avilés.



Figura 7.2 Industrias localizadas en las inmediaciones de la ría de Avilés

En el margen occidental de la ría se encuentran Asturiana de Zinc S.A. (AZSA) y Saint-Gobain Cristalería. AZSA, fundada en el siglo XIX como parte de la Real Compañía Asturiana de Minas, actualmente cuenta con instalaciones para la producción electrolítica de zinc, con una capacidad anual de 511,000 toneladas. También produce compuestos químicos de zinc (sulfato de zinc, óxido de zinc, etc.), ácido sulfúrico y dióxido de azufre (Asturiana de Zinc, 2024). Las tres instalaciones de decantación de residuos cerca de San Juan de Nieva son resultado de la actividad industrial de AZSA (Peláez y Flor, 2008) (Figura 7.2). Al sur de AZSA se encuentra Saint-Gobain Cristalería, construida en 1953 sobre el campo dunar interno del complejo de desembocadura de la ría (Peláez y Flor, 2008) (Figura 7.2).

En el margen oriental de la ría se encuentra la fábrica de aluminio de ALCOA, construida en 1959 sobre las marismas de El Estrellín, cerca de Zeluán. Esta fábrica se dedicó a la producción de aluminio hasta su cierre en 2018. Diversas canteras y vertederos industriales están situados en el entorno de la fábrica, incluyendo una balsa de decantación de cenizas térmicas en la ría, sobre la cual se han construido parte de los muelles del Puerto Marítimo de Avilés (Peláez y Flor, 2008) (Figura 7.2).

Al norte de la ría, cerca de su desembocadura, se encuentra la localidad de Nieva (Gozón). En sus alrededores se encuentran los astilleros Ría de Avilés y la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Maqua, encargada de depurar las aguas de los concejos de Avilés, Castrillón, Corvera y Gozón. Al este de la EDAR, sobre las antiguas marismas del río Vioño, se encuentra el polígono industrial de Maqua (Peláez y Flor, 2008) (Figura 7.2).

A lo largo de los márgenes de la ría se ubican varios muelles pertenecientes al Puerto Marítimo de Avilés. En la zona oeste están los muelles de San Juan de Nieva, Raíces y Raíces Ampliación, destinados a la carga, descarga y almacenamiento temporal de mercancías generales, contenedores y graneles sólidos, incluyendo carbón y coque de carbón (Autoridad Portuaria de

Avilés, 2023a). En el margen este se encuentran los muelles comerciales destinados a la exportación de productos siderúrgicos e industriales, como estructuras para granjas eólicas (Autoridad Portuaria de Avilés, 2023b) (Figura 7.2).

### **7.1.1 San Balandrán.**

El área de San Balandrán se compone de tres unidades morfológicas distintas: i) la playa de San Balandrán, ii) la playa de Zeluán y iii) la ensenada de Llodero (Figura 7.3). Entre los años 2000 y 2002, esta área fue sometida a una restauración paisajística y medioambiental, considerándola como una zona regenerada (López Peláez, 2019). En este estudio, la ensenada de Llodero y la playa de Zeluán se agrupan como una única unidad, denominada ensenada de San Balandrán.

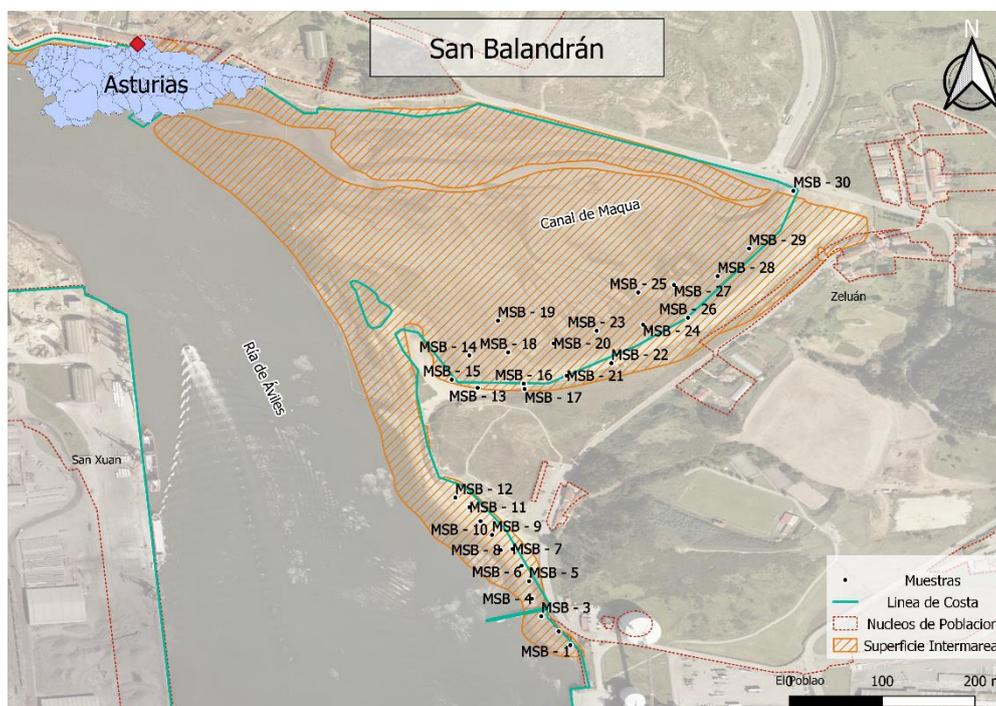
La playa de San Balandrán, también conocida como Samalandrán, se encuentra en la margen derecha del canal principal de la ría, frente al muelle de Raíces. La playa se extiende paralelamente al canal con una longitud aproximada de 150 metros. La arena de la playa presenta un tono tostado (SITPA - IDEAS, 2023). En el límite sur de la playa se encuentra el antiguo muelle de Alcoa (Figura 7.2). Aunque el baño en la ría está prohibido, no es raro ver bañistas durante los meses de verano (Figura 7.2).

Inmediatamente al norte de San Balandrán se encuentra la playa de Zeluán, que describe un arco de 400 metros de longitud en dirección SO-NE. La arena de esta playa es similar a la de San Balandrán. El núcleo rural de Zeluán se ubica en el extremo este de la playa, junto a la desembocadura del río Vioño (Figura 7.1 y Figura 7.2).

La ensenada de San Balandrán (o Llodero) abarca una llanura arenosa en un triángulo formado por Nieva al norte, Zeluán y la desembocadura del río Vioño al este, y San Balandrán y la curva de Pachico al oeste (Figura 7.1 y Figura 7.2). Según Peláez y Flor (2008), esta zona del estuario queda expuesta durante la bajamar.



**Figura 7.3** Unidades morfológicas que conforman la zona de San Balandrán. Para este trabajo la ensenada de Lloredo, junto con la playa de Zeluán se considera una única unidad: ensenada de San Balandrán.



**Figura 7.4** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de San Balandrán y la ensenada de Lloredo, en la Ría de Avilés.

Después de su restauración medioambiental en 2002, esta zona fue declarada como el Monumento Natural de la Charca de Zeluán y Ensenada de Llodero. La declaración como monumento natural busca la preservación y recuperación de espacios de gran interés para las migraciones de aves (Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias, 2002).

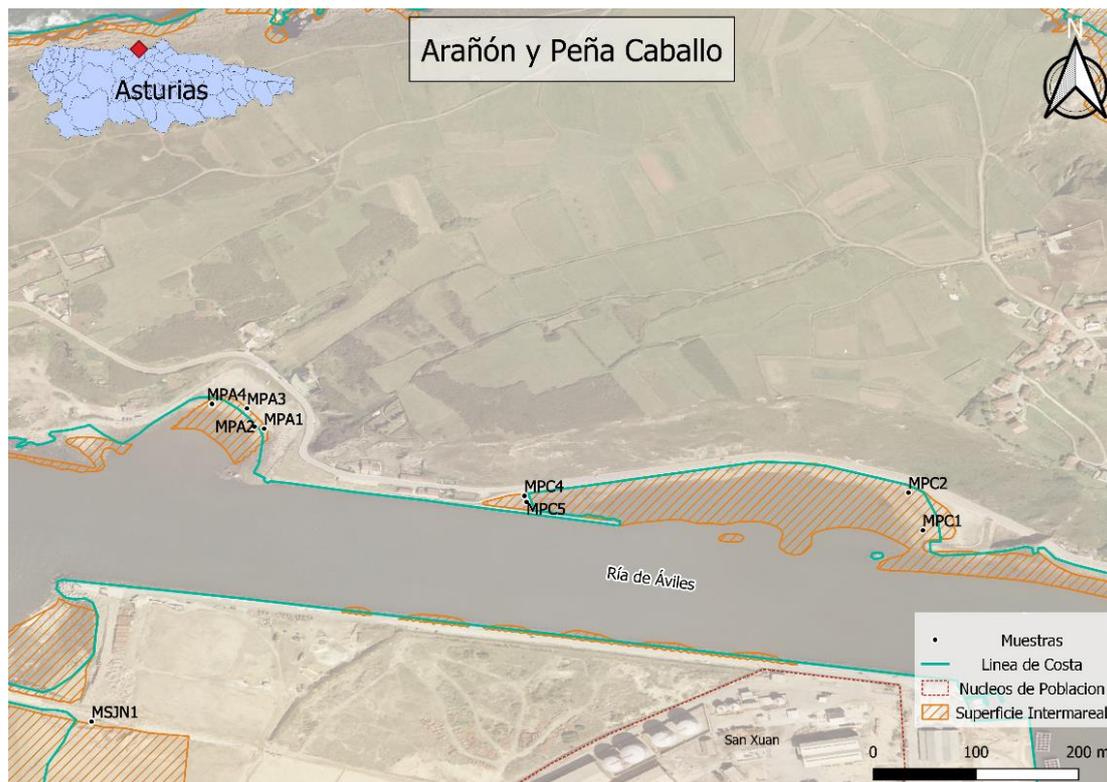
La cantidad de muestras tomadas en San Balandrán y los análisis realizados con ellas se presentan en la Tabla 4.1. La localización de las muestras tomadas en la zona de San Balandrán se muestra en la Figura 7.4.

### **7.1.2 Peña del Caballo.**

La Peña del Caballo es un área formada por cantos y gravas que se encuentra a lo largo del canal principal de la ría de Avilés, en su margen derecha (Peláez y Flor, 2008). La zona se ubica entre la playa del Arañón y la localidad de Nieva (Gozón) (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 7.1). La localización de las muestras recogidas en esta zona se puede observar en la Figura 7.5. El número de muestras y los análisis efectuados con ellas se encuentran en la Tabla 4.1

### **7.1.3 El Arañón.**

La playa de Arañón se sitúa en la margen derecha de la bocana de la ría de Avilés, a aproximadamente 1 km de la localidad de Nieva (Gozón) y cerca del faro de Avilés. Se trata de una playa de grava y cantos, con poca arena. Presenta forma de concha y su longitud no supera los 150 metros (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 7.1). El número de muestras recogidas y los análisis realizados con ellas se presentan en la Tabla 4.1. La localización de las muestras tomadas en el Arañón se presenta en la Figura 7.5



**Figura 7.5** Mapa con la localización de las muestras tomadas en las playas de El Arañón (Oeste) y Peña del Caballo (Este), situada en el canal de la Ría de Ávilés.

## 7.2 Resultados e Interpretación.

### 7.2.1 Petrografía Orgánica.

#### 7.2.1.1 Composición petrográfica de las muestras de la ría de Ávilés.

Las muestras de la ría de Ávilés, al igual que en las zonas previamente estudiadas, están compuestas por dos fracciones: orgánica e inorgánica. La fracción orgánica consiste en una mezcla de Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs), mientras que la fracción inorgánica corresponde al sedimento natural. Este sedimento inorgánico está compuesto principalmente por arenas siliciclásticas, procedentes de la desembocadura del río Nalón (Flor-Blanco et al., 2013).

La fracción orgánica de las muestras de la ría de Avilés está conformada por: i) carbón, ii) coque de carbón, iii) pizarra carbonosa, iv) chares y v) partículas térmicamente alteradas (PTAs) (Tabla 7.2). En las tres zonas estudiadas en Avilés, la fracción inorgánica es dominante, representando al menos el 66,6 % vol. de la muestra (Tabla 7.1).

**Tabla 7.1** Composición de las muestras de San Balandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA) en términos de fracción orgánica e inorgánica.

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
MSB-1	0,0	100,0
MSB-2	0,0	100,0
MSB-3	0,0	100,0
MSB-4	0,0	100,0
MSB-5	0,0	100,0
MSB-6	0,0	100,0
MSB-7	0,0	100,0
MSB-8	0,0	100,0
MSB-9	0,0	100,0
MSB-10	0,0	100,0
MSB-11	0,0	100,0
MSB-12	0,8	99,2
MSB-13	1,4	98,6
MSB-14	0,0	100,0
MSB-15	1,4	98,6
MSB-16	33,4	66,6
MSB-17	1,6	98,4
MSB-18	0,0	100,0
MSB-19	0,0	100,0
MSB-20	0,0	100,0
MSB-21	1,1	98,9
MSB-22	0,8	99,2
MSB-23	0,2	99,8
MSB-24	0,2	99,8
MSB-25	0,4	99,6
MSB-26	0,0	100,0
MSB-27	0,8	99,2
MSB-28	2,9	97,1
MSB-29	0,9	99,1
MSB-30	0,3	99,7
MPC - 1	0,2	99,8
MPC - 2	0,2	99,8
MPC - 3	1,6	98,4
MPC - 4	0,0	100,0
MPA - 1	1,1	98,9
MPA - 2	3,1	96,9
MPA - 3	1,0	99,0
MPA - 4	3,6	96,4

**Tabla 7.2** Composición petrográfica de las muestras de San Balandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA). Determinada por conteo de puntos.

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (%, vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Coque de petróleo (% vol.)	Chares (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
MSB-1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-4	0,0	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-5	0,0	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-6	0,0	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-7	0,0	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-8	0,0	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-12	0,4	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	99,2
MSB-13	1,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	98,6
MSB-14	0,0	0,0	Trazas	0,0	Trazas	0,0	100,0
MSB-15	1,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	98,6
MSB-16	32,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,2	66,6
MSB-17	1,4	0,0	0,2	0,0	Trazas	0,0	98,4
MSB-18	0,0	0,0	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	100,0
MSB-19	0,0	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MSB-20	0,0	0,0	Trazas	0,0	Trazas	0,0	100,0
MSB-21	1,1	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	98,9
MSB-22	0,6	0,0	0,2	0,0	Trazas	0,0	99,2
MSB-23	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	99,8
MSB-24	0,2	0,0	0,0	0,0	Trazas	0,0	99,8
MSB-25	0,4	0,0	0,0	0,0	Trazas	0,0	99,6
MSB-26	0,0	0,0	Trazas	0,0	Trazas	0,0	100,0
MSB-27	0,3	0,0	0,2	0,0	0,3	0,0	99,2
MSB-28	1,7	0,0	0,6	0,0	0,6	Trazas	97,1
MSB-29	0,2	0,0	0,2	0,0	0,5	0,0	99,1
MSB-30	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	99,7
MPC - 1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	99,8
MPC - 2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	99,8
MPC - 3	0,4	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	98,4
MPC - 4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MPA - 1	0,7	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	98,9
MPA - 2	2,0	1,1	Trazas	0,0	0,0	0,0	96,9
MPA - 3	0,2	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	99,0
MPA - 4	1,8	1,8	Trazas	0,0	0,0	0,0	96,4

PTAs: Partículas térmicamente alteradas.

En la zona de San Balandrán, los valores de la fracción inorgánica oscilan entre el 66,6 %, vol. y el 100 %, vol. de la muestra (Tabla 7.1). La fracción orgánica alcanza valores máximos del 33,4 % (muestra MSB-16). La mezcla de POAs en San Balandrán incluye carbón, con valores de hasta el 32,0 % en vol., coque de carbón, hasta un 1,2 % en vol., chares con un máximo de

0,6 % en vol., y PTAs con hasta un 0,3 % en vol. Asimismo, se encontraron trazas de coque de petróleo en la muestra MSB-18 y de grafito en la muestra MSB - 11. De las 30 muestras tomadas en esta zona, 16 no presentaban POAs en su composición (Tabla 7.2).

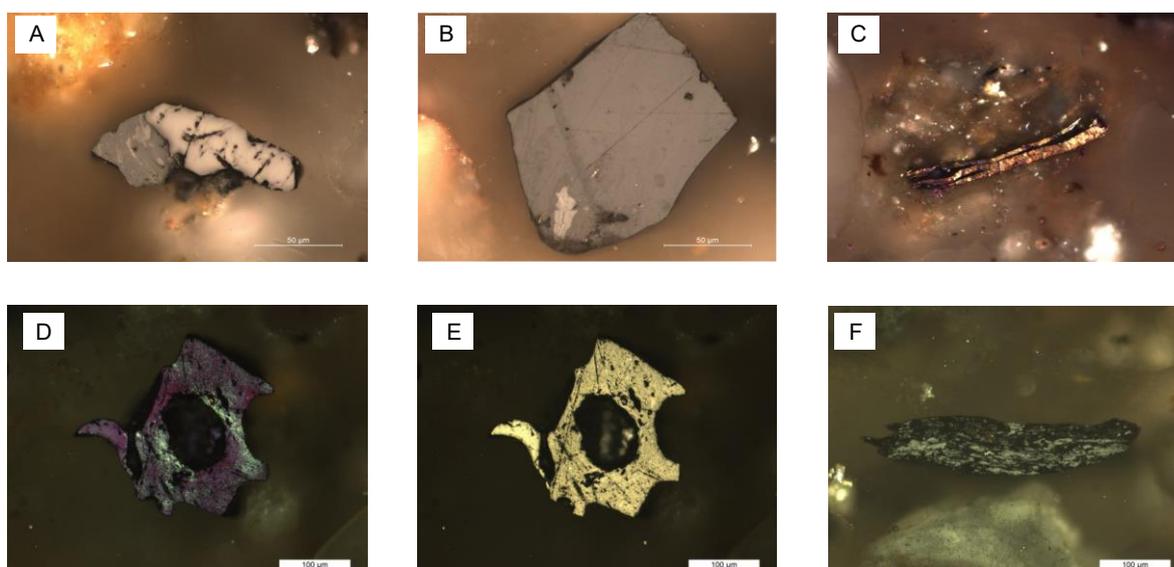
En Peña del Caballo, la fracción inorgánica representa entre el 98,4 % y el 100 %, vol. de la muestra, mientras que la fracción orgánica alcanza valores máximos de hasta el 1,6 % vol. (Tabla 7.1). La mezcla de POAs en esta zona está compuesta por carbón (hasta un 0,4 % vol.), pizarra carbonosa (hasta un 1,0 % vol.) y coque de carbón (hasta un 0,2 % vol.). En esta zona, solo la muestra MPC-3 presentaba carbón, mientras que la muestra MPC-4 no contenía ningún tipo de POA en su composición (Tabla 7.2).

En las muestras del Arañón, la fracción inorgánica varía entre el 96,4 % vol. y el 99,0 % vol. de la muestra, mientras que la fracción orgánica se sitúa entre el 1,0 % y el 3,6 % (Tabla 7.1). La mezcla de POAs en esta zona incluye carbón (entre 0,2 % y 2,0 % vol.), pizarra carbonosa (entre 0,4 % y 1,8 % vol.) y coque de carbón (hasta un 0,1 % vol.). Todas las muestras de Arañón contenían carbón y pizarra carbonosa (Tabla 7.2).

En resumen, la presencia de POAs en las muestras de la ría de Avilés es generalmente minoritaria, y en muchos casos se presenta en niveles de trazas (por ejemplo, el coque de carbón en las muestras MSB-4, MSB-5, MSB-6, MSB-7 y MSB-8, Tabla 7.2) o está completamente ausente (por ejemplo, en las muestras MSB-9 y MSB-10, Tabla 7.2).

Aunque el carbón y el coque de carbón están presentes en todas las zonas estudiadas, las pizarras carbonosas se encuentran solo en muestras de Peña del Caballo y Arañón, ubicadas en la entrada de la ría. La presencia de coque de petróleo, chares y PTAs se ha constatado únicamente en las muestras de la zona de San Balandrán (Tabla 7.2). La variación en la composición de la mezcla de POAs sugiere diferentes fuentes de contaminación según la zona de la ría.

La Figura 7.6 muestra fotografías al microscopio de los diferentes tipos de POAs encontrados en las tres zonas estudiadas de la ría de Avilés.



### Ría de Avilés

**Figura 7.6** Fotografías tomadas en microscopía de luz blanca reflejada y con objetivo de inmersión en aceite de algunos de los componentes de la fracción orgánica para muestras de la ría de Avilés. A) y B) carbón (San Balandrán), C) grafito con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de  $1\lambda$ . (San Balandrán), D) coque de carbón, E) con parcialmente cruzados y placa de retardo de  $1\lambda$  (El Arañón) y F) pizarra carbonosa (Arañón). El lado largo de las fotografías tiene una dimensión de aproximadamente  $500\mu\text{m}$ .

#### 7.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones encontrados en la ría de Avilés.

En esta sección se presentan los resultados del análisis de la reflectancia de la vitrinita y la distribución de sus valores en los histogramas correspondientes para los carbones y pizarras carbonosas identificados en las muestras de la ría de Avilés.

La clasificación de los carbones se ha realizado en función de la reflectancia de la vitrinita, de acuerdo con las normas ISO 7405/5 (2009) y ASTM D388-17 (2018), y se presenta en la Tabla

7.3. La Figura 7.7 incluye ejemplos representativos de los histogramas que muestran la distribución de los valores de reflectancia en algunas muestras de la ría. La Figura 7.6 presenta imágenes al microscopio de algunos de los carbones identificados en la ría.

La composición de la mezcla de carbones en la zona de San Balandrán incluye carbones bituminosos de altos volátiles (hasta el 85,7%), bituminosos de bajos volátiles (hasta el 33,3%), bituminosos de medios volátiles (hasta el 25,4%), antracitas (hasta el 50,0%) y sub-bituminosos (hasta el 25,0%). Los carbones sub-bituminosos solo se identificaron en las muestras MSB – 17 y MSB – 26 (Tabla 7.3).

En la zona de Peña del Caballo, solo la muestra MPC – 3 contenía carbón en su composición. Esta mezcla se compone de carbones bituminosos de altos volátiles (61,3%), bituminosos de medios volátiles (22,6%), bituminosos de bajos volátiles (12,9%) y antracitas (3,2%) (Tabla 7.3)

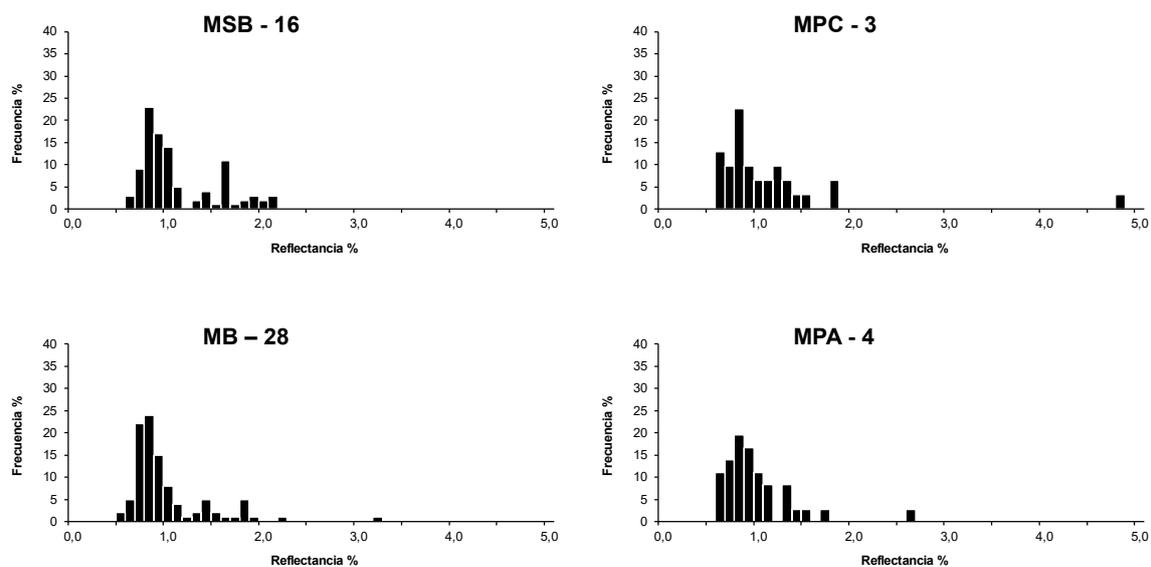
La composición de las mezclas de carbones en las muestras del Arañón incluye carbones bituminosos de altos volátiles, con valores que oscilan entre el 64,3% y el 83,3%, bituminosos de medios volátiles (entre el 8,3% y el 21,4%), bituminosos de bajos volátiles (entre el 7,1% y el 10,8%) y antracitas (hasta un 7,1%) (Tabla 7.3).

La mezcla de carbones y POAs en las zonas de Arañón y Peña del Caballo presenta similitudes con las encontradas en las playas de Castrillón y en la desembocadura del Nalón. Esta tendencia se refleja en los histogramas de las muestras de la ría de Avilés (Figura 7.7), donde los patrones de distribución de los valores de reflectancia en Arañón (MPA – 4) y Peña del Caballo (MPC – 3) son comparables a los de Castrillón (Figura 6.9) y el Nalón (Figura 5.9), especialmente en el caso de MPA – 4. Sin embargo, la zona de San Balandrán se desvía de este patrón, evidenciando una mayor proporción de carbones bituminosos de bajos y medios volátiles, así como antracitas,

tanto en la mezcla de carbones como en la distribución de valores de reflectancia de sus muestras (MSB – 16 y MSB – 29) (Figura 7.7).

**Tabla 7.3** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de San Balandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA).

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
MSB-1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MSB-12	0,0	46,2	23,1	15,4	15,4	1,24
MSB-13	0,0	50,9	25,4	11,9	11,9	1,25
MSB-14	0,0	66,7	0,0	0,0	33,3	1,50
MSB-15	0,0	73,1	11,5	7,7	7,7	1,06
MSB-16	0,0	61,0	12,0	22,0	5,0	1,14
MSB-17	2,4	59,5	16,7	21,4	0,0	1,04
MSB-18	0,0	55,6	22,2	22,2	0,0	1,10
MSB-19	0,0	50,0	0,0	0,0	50,0	1,51
MSB-20	0,0	75,0	0,0	25,0	0,0	1,08
MSB-21	0,0	75,0	12,5	7,5	5,0	1,01
MSB-22	0,0	76,2	9,5	14,3	0,0	0,95
MSB-23	0,0	66,7	0,0	33,3	0,0	1,08
MSB-24	0,0	85,7	0,0	14,3	0,0	1,00
MSB-25	0,0	56,3	6,3	25,0	12,5	1,33
MSB-26	25,0	25,0	25,0	25,0	0,0	1,00
MSB-27	1,0	64,0	16,0	12,0	7,0	1,12
MSB-28	0,0	73,0	10,0	15,0	2,0	1,02
MSB-29	0,0	66,7	14,6	14,6	4,2	1,06
MSB-30	0,0	44,5	22,2	33,3	0,0	1,22
MPC - 1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MPC - 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MPC - 3	0,0	61,3	22,6	12,9	3,2	1,17
MPC - 4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
MPA - 1	0,0	83,3	8,3	8,3	0,0	0,90
MPA - 2	0,0	73,0	13,5	10,8	2,7	1,01
MPA - 3	0,0	64,3	21,4	7,1	7,1	1,14
MPA - 4	0,0	72,2	16,7	8,3	2,8	1,02



**Figura 7.7** Histogramas representando la distribución de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de San Balandrán (MSB – 16 y 28), Peña Caballo (MPC-3) y el Arañón (MPA-4).

## 7.2.2 Geoquímica Inorgánica de la ría de Avilés.

### 7.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza de interés medioambiental.

La Tabla 4.1 muestra el número de muestras analizadas en el área de la ría de Avilés (áreas de San Balandrán, Peña del Caballo y Arañón) para determinar su contenido en 18 metales pesados de interés medioambiental, según lo establecido por la legislación del Principado de Asturias (Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Principado de Asturias, 2005). Las concentraciones de estos 18 elementos se presentan en la Tabla 7.4, incluyendo los valores máximos, mínimos, promedio, mediana y media truncada. La localización de estas muestras se recoge en la Figura 7.4 y Figura 7.6.

En términos generales, los valores de media, mediana y media truncada no presentan diferencias superiores a 10 mg/kg en la mayoría de los elementos. No obstante, el zinc (Zn), plomo (Pb) y cadmio (Cd) constituyen excepciones a esta tendencia.

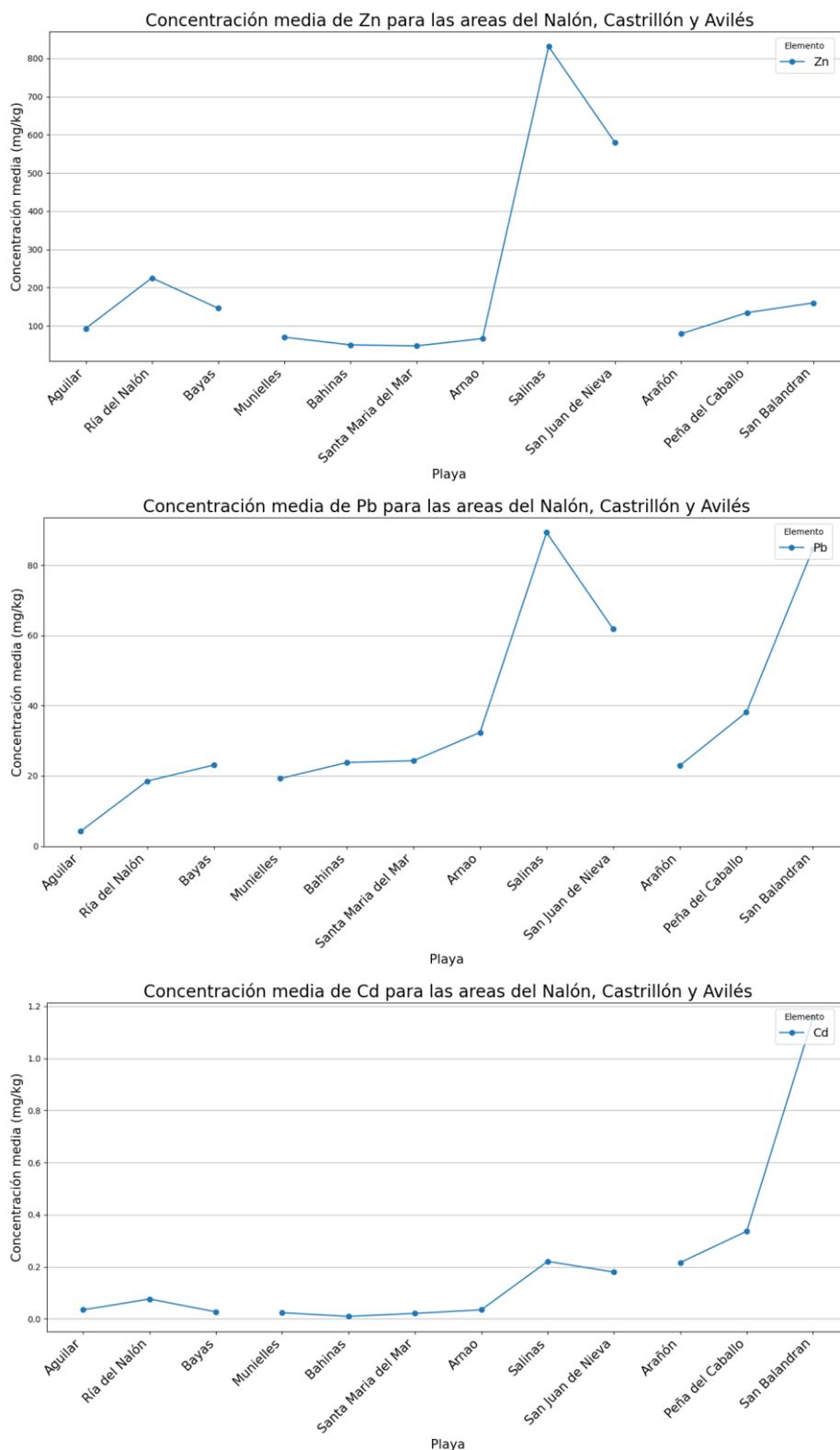
La concentración media de zinc es de 142,05 mg/kg, con una media truncada de 136,21 mg/kg y una mediana de 117,85 mg/kg en Avilés. El cadmio presenta una concentración media de 0,86 mg/kg y una media truncada de 0,67 mg/kg, mientras que la mediana es de 0,46 mg/kg. El plomo muestra la mayor diferencia, con una concentración media de 66,56 mg/kg y una media truncada de 27,60 mg/kg. La mediana de plomo es de 23,73 mg/kg (Tabla 7.4).

La Figura 7.8 muestra las concentraciones medias de Zn, Cd y Pb en las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón y la ría de Avilés. Se observa que las concentraciones de Cd en la ría de Avilés son las más elevadas. Las concentraciones de Pb son comparables a las de las playas de Arnao, Salinas y San Juan de Nieva, que han sido contaminadas por la industria productora de zinc. Aunque las concentraciones de Zn en la ría de Avilés no alcanzan los niveles observados en Salinas o San Juan de Nieva, siguen siendo significativas. Estos valores podrían deberse a la proximidad de las zonas muestreadas a la fábrica de zinc de AZSA (Figura 7.2). Además, en los muelles cercanos a Peña del Caballo y San Balandrán se descargan materias primas utilizadas en la producción de zinc y otros productos (Autoridad Portuaria de Avilés, 2023a).

Los elementos bario (Ba), manganeso (Mn) y cromo (Cr) también presentan desviaciones notables entre los valores de media, mediana y media truncada, atribuibles a variaciones significativas en las concentraciones de estos elementos en las diferentes áreas estudiadas de la ría de Avilés. Las concentraciones de Ba son mayores en Peña del Caballo y San Balandrán en comparación con la playa del Arañón (Tabla 7.4).

**Tabla 7.4** Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental para las muestras de San Banlandrán (MSB), Peña del Caballo (MPC) y Arañón (MPA). Se incluyen en la tabla los valores máximos, mínimos, la media, mediana y media truncada.

Muestra	Ag (mg/kg)	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Se (mg/kg)	Sn (mg/kg)	V (mg/kg)	Zn (mg/kg)
MSB-8	0,09	7,70	52,00	0,50	0,44	2,30	49,00	14,90	0,12	79,00	1,00	31,90	12,64	1,10	<0,15	2,20	12,00	85,40
MSB-9	0,06	6,20	47,00	< 0,5	0,24	1,90	46,00	12,00	0,12	70,00	0,76	24,30	10,75	1,03	<0,15	2,10	9,00	69,80
MSB-12	0,07	9,10	104,00	< 0,5	4,60	3,40	44,00	25,30	0,08	95,00	1,79	25,70	5,00	1,71	<0,15	2,00	23,00	107,50
MSB-15	0,12	6,90	527,00	0,51	0,83	1,80	12,00	7,60	0,04	76,00	0,45	5,40	22,71	1,23	< 0,15	3,70	13,00	170,00
MSB-16	0,24	16,30	208,00	< 0,5	1,27	4,20	109,00	27,00	0,22	127,00	1,40	42,60	749,80	8,33	0,16	2,10	28,00	312,00
MSB-19	0,08	8,00	300,00	< 0,5	0,34	2,10	9,00	6,20	0,07	84,00	0,41	5,50	13,89	1,25	< 0,15	2,50	14,00	95,60
MSB-21	0,17	11,30	139,00	< 0,5	1,15	3,40	66,00	8,50	0,34	99,00	0,76	31,50	17,53	1,66	< 0,15	1,80	21,00	138,60
MSB-22	0,14	10,10	226,00	< 0,5	1,64	3,70	60,00	19,50	1,30	115,00	1,51	28,10	47,12	1,64	< 0,15	5,50	20,00	266,90
MSB-23	0,10	6,50	114,00	< 0,5	0,51	2,10	11,00	6,20	0,11	84,00	0,39	6,50	20,39	1,20	< 0,15	3,20	15,00	153,00
MSB-27	0,18	7,50	100,00	< 0,5	1,02	3,40	109,00	31,90	0,55	105,00	1,19	49,30	35,34	1,43	< 0,15	5,60	17,00	152,10
MSB-29	0,17	7,10	131,00	0,50	1,38	3,40	100,00	26,80	0,74	94,00	0,88	38,60	49,81	1,40	< 0,15	6,00	19,00	239,20
MSB-30	0,10	6,10	76,00	0,50	0,46	3,20	100,00	24,70	0,47	85,00	1,05	51,10	30,10	1,26	< 0,15	3,90	15,00	128,20
MPC-1	0,03	7,30	574,00	< 0,5	0,15	2,50	12,00	10,10	0,06	457,00	0,47	6,20	24,68	1,42	< 0,15	3,40	20,00	68,50
MPC-2	0,07	8,50	790,00	< 0,5	0,40	2,80	13,00	9,70	0,10	277,00	0,42	6,70	33,07	1,30	< 0,15	4,70	23,00	102,20
MPC-3	0,10	13,50	446,00	0,50	0,46	5,20	26,00	27,90	0,37	813,00	0,91	10,10	56,51	2,95	< 0,15	6,10	33,00	231,70
MPA-2	0,05	8,20	85,00	0,50	0,24	2,20	13,00	5,90	0,25	223,00	0,44	5,30	22,78	1,75	< 0,15	2,30	15,00	99,20
MPA-3	0,05	7,50	59,00	0,50	0,18	1,90	12,00	8,80	0,25	218,00	0,50	5,10	17,03	1,52	< 0,15	1,80	12,00	65,50
MPA-4	0,04	7,40	81,00	< 0,5	0,23	2,00	11,00	5,00	0,35	342,00	0,32	4,10	28,90	2,22	0,15	1,70	14,00	71,50
<b>Máximo</b>	0,24	16,30	790,00	0,50	4,60	5,20	109,00	31,90	1,30	813,00	1,79	51,10	749,80	8,33	0,15	6,10	33,00	312,00
<b>Mínimo</b>	0,03	6,10	47,00	0,50	0,15	1,80	9,00	5,00	0,04	70,00	0,32	4,10	5,00	1,03	0,15	1,70	9,00	65,50
<b>Media</b>	0,10	8,62	225,50	0,50	0,86	2,86	44,56	15,44	0,31	191,28	0,81	21,00	66,56	1,91	0,15	3,37	17,94	142,05
<b>Mediana</b>	0,10	7,60	122,50	0,50	0,46	2,65	35,00	11,05	0,24	102,00	0,76	17,20	23,73	1,42	0,15	2,85	16,00	117,85
<b>Media rec.</b>	0,10	8,30	201,38	0,50	0,67	2,78	42,75	15,07	0,26	160,00	0,78	20,18	27,70	1,56	0,15	3,30	17,56	136,21



**Figura 7.8** Concentraciones medias de Zn, Pb y Cd en las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón y la ría de Avilés.

Las concentraciones de Mn son más altas en Peña del Caballo y Arañón que en San Balandrán (Tabla 7.4). Estas variaciones podrían estar relacionadas con cambios en la composición del sedimento, aunque en el caso del Cr, no se descarta la influencia de fuentes de contaminación industrial.

En la mayoría de las muestras de la ría, las concentraciones de berilio (Be) y selenio (Se) se encuentran por debajo o cerca del límite de detección del método utilizado. Las bajas concentraciones de Se podrían estar relacionadas con el bajo contenido en POAs, especialmente carbón, en las muestras de la ría (Tabla 7.2).

En general, las muestras procedentes de la zona de San Balandrán, especialmente aquellas tomadas en la ensenada, tienden a mostrar concentraciones más elevadas para la mayoría de los elementos (Tabla 7.4). Esta tendencia es especialmente notable en el caso del níquel (Ni), con concentraciones que varían entre 5 y 10 mg/kg en Peña del Caballo y Arañón, mientras que en San Balandrán alcanzan los 30 mg/kg. Estas concentraciones de Ni son las más altas registradas en las áreas estudiadas hasta ahora (Figura 7.18).

#### **7.2.2.2 Factor de Enriquecimiento (*EF*).**

La Tabla 7.5 presenta los valores medios del Factor de Enriquecimiento (*EF*) calculados para los 18 elementos de interés medioambiental (Sección 4.2.2) y su clasificación en las muestras de la ría de Avilés.

El *EF* calculado utilizando como referencia los valores de las muestras de la playa del Aguilar (*EF<sub>agui</sub>*) muestra enriquecimientos mínimos o inapreciables ( $EF < 2$ ) para V, Mn, Zn, Co, Be, Se, As, Cu y Mo. El Ba, Ni, Sn, Sb, Cr y Hg presentan enriquecimientos moderados ( $2 < EF < 5$ ). Solo Ag, Pb y Cd muestran enriquecimientos significativos ( $5 < EF < 20$ ) (Tabla 7.5).

**Tabla 7.5** Valores medios de  $EF_{agui}$ ,  $EF_{ucc}$  y  $EF_{sel}$  para las tres localidades estudiadas en la ría de Avilés. Los valores de  $EF$  fueron clasificados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017)

Elemento	$EF_{agui}$		$EF_{ucc}$		$EF_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	9,73	Significativo	6,09	Significativo	–	–
As	1,10	Mínimo	5,72	Significativo	0,47	Mínimo
Ba	2,45	Moderado	1,09	Mínimo	–	–
Be	1,01	Mínimo	0,80	Mínimo	–	–
Cd	19,67	Significativo	29,03	Muy alto	17,84	Significativo
Co	1,00	Mínimo	0,52	Mínimo	–	–
Cr	3,92	Moderado	1,56	Mínimo	7,83	Significativo
Cu	1,48	Mínimo	1,72	Mínimo	4,02	Moderado
Hg	4,56	Moderado	19,39	Significativo	1,76	Mínimo
Mn	0,99	Mínimo	0,74	Mínimo	–	–
Mo	1,81	Mínimo	2,34	Moderado	–	–
Ni	2,75	Moderado	1,46	Mínimo	3,70	Moderado
Pb	12,93	Significativo	10,71	Significativo	5,22	Significativo
Sb	2,96	Moderado	14,74	Significativo	–	–
Se	1,01	Mínimo	5,58	Significativo	–	–
Sn	2,93	Moderado	5,10	Significativo	–	–
V	0,94	Mínimo	0,58	Mínimo	–	–
Zn	0,99	Mínimo	6,60	Significativo	2,85	Moderado

El  $EF$  calculado empleando las concentraciones medias de los elementos para la corteza continental superior (UCC) (Rudnick y Gao, 2014) ( $EF_{ucc}$ ) muestra enriquecimientos mínimos ( $EF < 2$ ) para Co, V, Mn, Be, Ba, Ni, Cr y Cu en las muestras de Avilés. El único elemento que presenta un enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ) es el Mo. Enriquecimientos significativos ( $5 < EF < 20$ ) se observan en Ag, As, Hg, Pb, Sb, Se, Sn y Zn, mientras que el Cd exhibe un enriquecimiento muy alto ( $20 < EF < 40$ ) (Tabla 7.5).

Por último, los  $EF$  calculados utilizando las concentraciones para metales pesados previamente detectados en la costa asturiana ( $EF_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020) presentan enriquecimientos mínimos ( $EF < 2$ ) para Hg y As, moderados ( $2 < EF < 5$ ) para Cu, Ni y Zn, y significativos ( $5 < EF < 20$ ) para Pb, Cr y Cd (Tabla 7.5).

Los resultados del cálculo de  $EF$  indican un enriquecimiento significativo en Ag, Pb y Cd en las muestras de la ría de Avilés, con especialmente alto en el caso del Cd. Otros elementos que también presentan enriquecimientos notables incluyen As, Hg, Ni, Cu, Sb, Sn y Zn, especialmente si se compara con los valores de UCC y las concentraciones de metales pesados previamente detectados en la costa asturiana.

### 7.2.2.3 Índice de Geoacumulación ( $I_{geo}$ ).

La Tabla 7.6 presenta los valores medios de  $I_{geo_{agui}}$ ,  $I_{geo_{ucc}}$  e  $I_{geo_{sel}}$  para las muestras de la ría de Avilés, así como su clasificación.

El  $I_{geo_{agui}}$ , utilizando los valores de la playa del Aguilar, muestra valores de Clase 0 ( $I_{geo} < 0$ ) para Mn, Zn, V, Be, Se, Co, As y Cu, indicando ausencia de contaminación. El Mo, Ba, Ni, Sb, Cr y Sn presentan un  $I_{geo}$  de Clase 1 ( $0 < I_{geo} < 1$ ), indicando una contaminación muy moderada. El Hg es el único elemento con un  $I_{geo}$  de Clase 2 ( $1 < I_{geo} < 2$ ), lo que indica contaminación moderada. Pb y Ag presentan  $I_{geos}$  de Clase 3 ( $2 < I_{geo} < 3$ ), indicando una contaminación de moderada a alta, mientras que Cd presenta un  $I_{geo}$  de Clase 4 ( $3 < I_{geo} < 4$ ), indicando una contaminación elevada (Tabla 7.6).

El  $I_{geo}$  calculado utilizando los valores de la UCC (Rudnick y Gao, 2014) ( $I_{geo_{ucc}}$ ) proporciona  $I_{geos}$  de Clase 0 ( $I_{geo} < 0$ ) para Co, V, Mn, Be, Ba, Ni, Cr, Cu, Mo y Sn, lo que indica ausencia de contaminación. Pb, Ag, Se, As y Zn exhiben  $I_{geos}$  de Clase 1 ( $0 < I_{geo} < 1$ ), indicativos de contaminación moderada. Hg y Sb presentan un  $I_{geo}$  de Clase 2 ( $1 < I_{geo} < 2$ ), correspondiente a contaminación moderada, y el Cd es el único elemento con un  $I_{geo}$  de Clase 3 ( $2 < I_{geo} < 3$ ), lo que indica una contaminación de moderada a alta (Tabla 7.6).

**Tabla 7.6** Valores medios de Igeo<sub>agui</sub>, Igeo<sub>ucc</sub> y Igeo<sub>sel</sub> calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas la ría de Avilés. Los valores de Igeo fueron clasificados según Barbieri (2017).

Elemento	<i>Igeo<sub>agui</sub></i>		<i>Igeo<sub>ucc</sub></i>		<i>Igeo<sub>sel</sub></i>	
	Valor	Clase <i>Igeo</i>	Valor	Clase <i>Igeo</i>	Valor	Clase <i>Igeo</i>
Ag	2,54	Clase 3	0,13	Clase 1	–	–
As	-0,44	Clase 0	0,21	Clase 1	-0,55	Clase 0
Ba	0,29	Clase 1	-2,61	Clase 0	–	–
Be	-0,58	Clase 0	-2,66	Clase 0	–	–
Cd	3,22	Clase 4	2,05	Clase 3	6,26	Clase 6
Co	-0,57	Clase 0	-3,25	Clase 0	–	–
Cr	0,86	Clase 1	-2,20	Clase 0	3,86	Clase 4
Cu	-0,20	Clase 0	-1,71	Clase 0	2,70	Clase 3
Hg	1,07	Clase 2	1,42	Clase 2	2,53	Clase 3
Mn	-0,88	Clase 0	-3,02	Clase 0	–	–
Mo	0,14	Clase 1	-1,21	Clase 0	–	–
Ni	0,35	Clase 1	-2,30	Clase 0	2,75	Clase 3
Pb	2,11	Clase 3	0,10	Clase 1	5,71	Clase 6
Sb	0,86	Clase 1	1,44	Clase 2	–	–
Se	-0,58	Clase 0	0,15	Clase 1	–	–
Sn	0,88	Clase 1	-0,05	Clase 0	–	–
V	-0,66	Clase 0	-3,09	Clase 0	–	–
Zn	-0,68	Clase 0	0,33	Clase 1	2,30	Clase 3

- Clase 0 Sin contaminar
- Clase 1 Sin contaminar a moderadamente contaminado
- Clase 2 Moderadamente contaminado
- Clase 3 Moderadamente a altamente contaminado
- Clase 4 Altamente contaminado
- Clase 5 Altamente contaminado a muy altamente contaminado
- Clase 6 Muy altamente contaminado.

El *Igeo<sub>sel</sub>*, calculado utilizando los valores de metales previamente detectados en la costa asturiana (Sanz-Prada et al., 2020), muestra un *Igeo* de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ) para el As, indicando ausencia de contaminación. Zn, Hg, Cu y Ni revelan *Igeos* de Clase 3 ( $2 < Igeo < 3$ ), indicativos de contaminación de moderada a alta. Cr presenta un *Igeo* de Clase 4 ( $3 < Igeo < 4$ ), correspondiente a contaminación elevada, mientras que Pb y Cd muestran *Igeos* de Clase 6 ( $5 < Igeo < 6$ ), indicando una contaminación extremadamente alta (Tabla 7.6).

Los *Igeos* calculados sugieren una significativa contaminación de Cd, Pb y Hg en las áreas estudiadas de la ría de Avilés. Otros elementos que también pueden generar contaminación son Ag, As, Cr, Ni, Sb y Zn.

#### 7.2.2.4 Coeficiente de Concentración (CC).

La Tabla 7.7 muestra los valores medios del coeficiente de concentración (CC) obtenidos en las muestras de la ría de Avilés. El cálculo del CC para un elemento dado permite determinar la proporción de su concentración en comparación con un valor de referencia (Sección 4.2.4).

**Tabla 7.7** Valores medios de  $CC_{agui}$ ,  $CC_{ucc}$  y  $CC_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental en las localidades estudiadas en la ría de Avilés. Los valores de CC fueron clasificados según Dai et al. (2015).

Elemento	$CC_{agui}$		$CC_{ucc}$		$CC_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	10,15	Significativo	1,92	Normal	–	–
As	1,15	Normal	1,80	Normal	0,54	Normal
Ba	2,68	Ligeramente	0,36	Empobrecido	–	–
Be	1,00	Normal	0,24	Empobrecido	–	–
Cd	21,58	Significativo	9,59	Enriquecido	21,58	Significativo
Co	1,06	Normal	0,17	Normal	–	–
Cr	4,05	Ligeramente	0,48	Empobrecido	8,91	Enriquecido
Cu	1,58	Normal	0,55	Normal	4,72	Ligeramente
Hg	4,80	Ligeramente	6,14	Enriquecido	2,05	Ligeramente
Mn	1,09	Normal	0,25	Empobrecido	–	–
Mo	1,89	Normal	0,74	Normal	–	–
Ni	2,80	Ligeramente	0,45	Empobrecido	4,15	Ligeramente
Pb	15,70	Significativo	3,92	Ligeramente	6,99	Enriquecido
Sb	3,19	Ligeramente	4,78	Ligeramente	–	–
Se	1,00	Normal	1,67	Normal	–	–
Sn	3,06	Ligeramente	1,60	Normal	–	–
V	1,00	Normal	0,18	Empobrecido	–	–
Zn	1,06	Normal	2,12	Ligeramente	3,35	Ligeramente

El  $CC_{agui}$ , calculado utilizando como referencia las muestras del Aguilar, muestra valores normales ( $CC < 0,5$ ) para V, Be, Se, Zn, Co, Mn, As, Cu y Mo. Ba, Ni, Sn, Sb, Cr y Hg presentan

valores de  $CC$  indicativos de un ligero enriquecimiento. Solo Ag, Pb y Cd presentan valores de  $CC$  correspondientes a un enriquecimiento significativo ( $10 < CC < 100$ ) (Tabla 7.7).

El  $CC_{ucc}$ , calculado utilizando los valores de los 18 elementos de interés medioambiental para la UCC (Rudnick y Gao, 2014), muestra empobrecimientos ( $CC < 0,5$ ) en Co, V, Be, Mn, Ba, Ni y Cr para las muestras de Avilés. El  $CC$  calculado para Cu, Mo, Sn, Se, As y Ag indica valores normales ( $0,5 < CC < 2$ ), mientras que Zn, Pb y Sb aparecen ligeramente enriquecidos ( $2 < CC < 5$ ). Solo Hg y Cd aparecen claramente enriquecidos ( $5 < CC < 10$ ) (Tabla 7.7).

Se utilizaron como referencia los valores de metales pesados previamente descritos en la costa asturiana para el cálculo de  $CC_{sel}$  (Sanz-Prada et al., 2020). Los  $CC$  obtenidos indican enriquecimientos normales para As ( $0,5 < CC < 2$ ) y un ligero enriquecimiento para Cu, Hg, Ni y Zn ( $2 < CC < 5$ ). Pb y Cr presentan valores de  $CC$  indicativos de un enriquecimiento evidente, mientras que Cd es el único elemento significativamente enriquecido ( $10 < CC < 100$ ) (Tabla 7.7).

Los  $CC$  obtenidos, al igual que con el cálculo de  $EF$  e  $Igeo$ , muestran claros indicios de enriquecimiento en Pb, Cr, Cd, Hg y Ag. Otros elementos que también muestran un ligero enriquecimiento en las muestras de Avilés incluyen Ni y Zn.

#### **7.2.2.5 Especiación del mercurio (Hg).**

El número de muestras analizadas para determinar las especies de mercurio presentes en el área de la ría de Avilés se encuentra en la Tabla 4.1. El análisis mediante desorción térmica de mercurio ha detectado tres especies inorgánicas del mismo en las muestras de Avilés: HgS, HgSO<sub>4</sub> y HgO. La Tabla 7.8 recoge las especies identificadas en cada una de las muestras examinadas.

**Tabla 7.8** Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las muestras de la ría de Avilés.

Muestra	[Hg] ppm	T <sup>a</sup> pico 1	T <sup>a</sup> pico 2	Especie 1	Especie 2
MSB8	0,12	203		HgS	
MSB9	0,12	206	279	HgS	
MSB12	0,08	286		HgS	
MSB15	0,04	223		HgS	
MSB16	0,22	605		HgSO <sub>4</sub>	
MSB19	0,07	278	502	HgS	HgO
MSB21	0,34	270		HgS	
MSB22	1,30	281		HgS	
MSB23	0,11	445		HgO	
MSB27	0,55	236	334	HgS	HgO
MSB29	0,74	467		HgO	
MSB30	0,47	234		HgS	

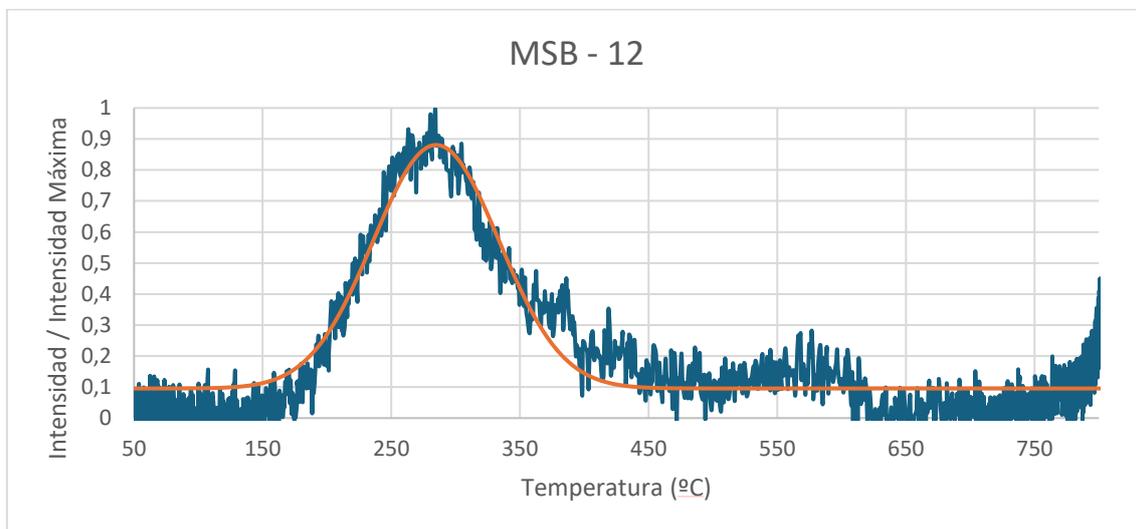
La especie más común en la ría de Avilés, al igual que en áreas previamente estudiadas (Sección 5.2.2.5 y 6.2.2.5), es el sulfuro de mercurio (HgS), que se identificó en nueve de las doce muestras analizadas (Tabla 7.8). El óxido de mercurio (HgO) se identificó en las muestras MSB-19, MSB-23, MSB-27 y MSB-29 (Tabla 7.8), tomadas en la zona de la ensenada de San Balandrán (Tabla 7.2). Por último, el sulfato de mercurio (HgSO<sub>4</sub>) fue identificado únicamente en la muestra MSB-16 (Tabla 7.8), ubicada en la zona de la ensenada de San Balandrán.

La Figura 7.9 muestra el perfil de desorción de la muestra MSB-12, que exhibe un máximo de absorción a T = 286°C, dentro del rango de temperaturas de desorción del HgS (T = 265 – 390°C).

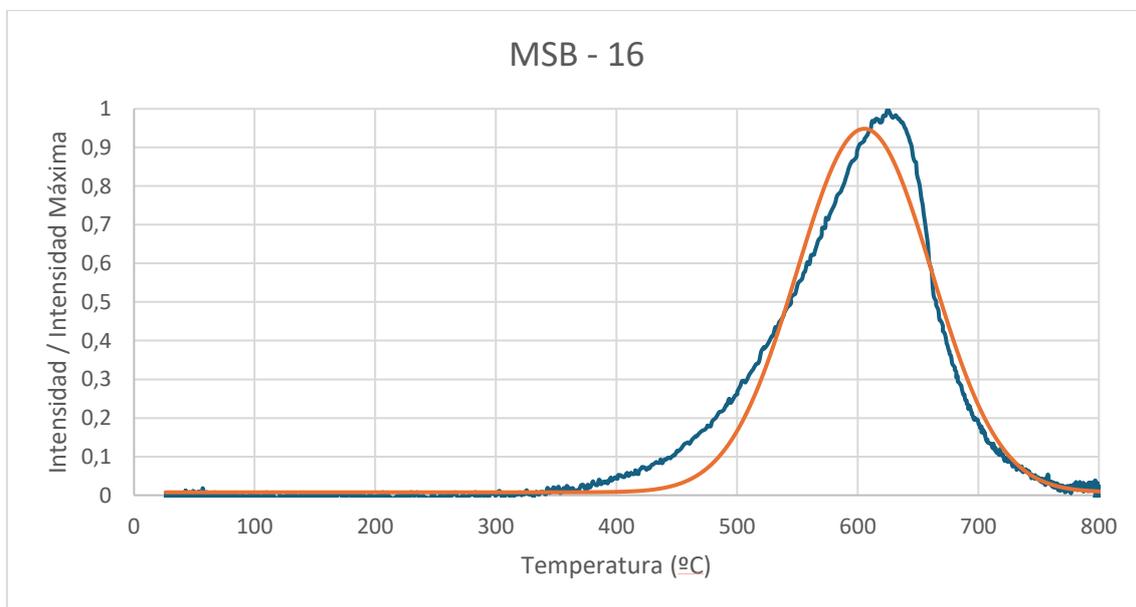
La Figura 7.10 muestra el perfil de desorción de la muestra MSB-16, la única en la que se ha detectado HgSO<sub>4</sub> (Tabla 7.8). El perfil presenta un pico de absorción con un máximo a T = 605°C, compatible con el rango de temperaturas de desorción del HgSO<sub>4</sub>.

La Figura 7.11 muestra el perfil de desorción para la muestra MSB-29, una de las cuatro muestras en las que se ha identificado HgO (Tabla 7.8). La absorción máxima para este perfil

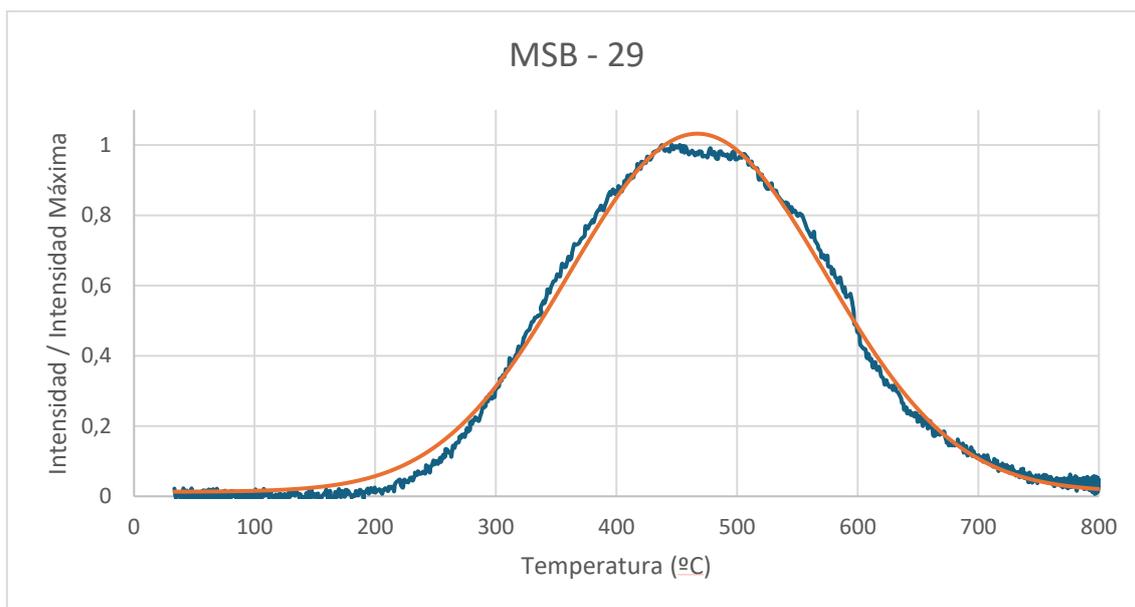
de desorción se da a  $T = 467^{\circ}\text{C}$ , en el rango de temperaturas de desorción del  $\text{HgO}$  ( $T = 400 - 600^{\circ}\text{C}$ ).



**Figura 7.9** Perfil de desorción para la muestra MSB - 12 (Playa de San Balandrán).



**Figura 7.10** Perfil de desorción para la muestra MSB - 16 (Ensenada de San Balandrán).



**Figura 7.11** Perfil de desorción de la muestra MSB - 29 (Ensenada de San Balandrán).

Todas las especies identificadas en las muestras de la ría de Avilés ( $\text{HgS}$ ,  $\text{HgO}$  y  $\text{HgSO}_4$ ) también se han encontrado en áreas previamente estudiadas. Tanto  $\text{HgS}$  como  $\text{HgO}$  aparecen en muestras de la desembocadura del Nalón (Sección 5.2.2.5) y del litoral de Castrillón (Sección 6.2.2.5). El  $\text{HgSO}_4$  solo se ha identificado previamente en muestras de Castrillón (Sección 6.2.2.5).

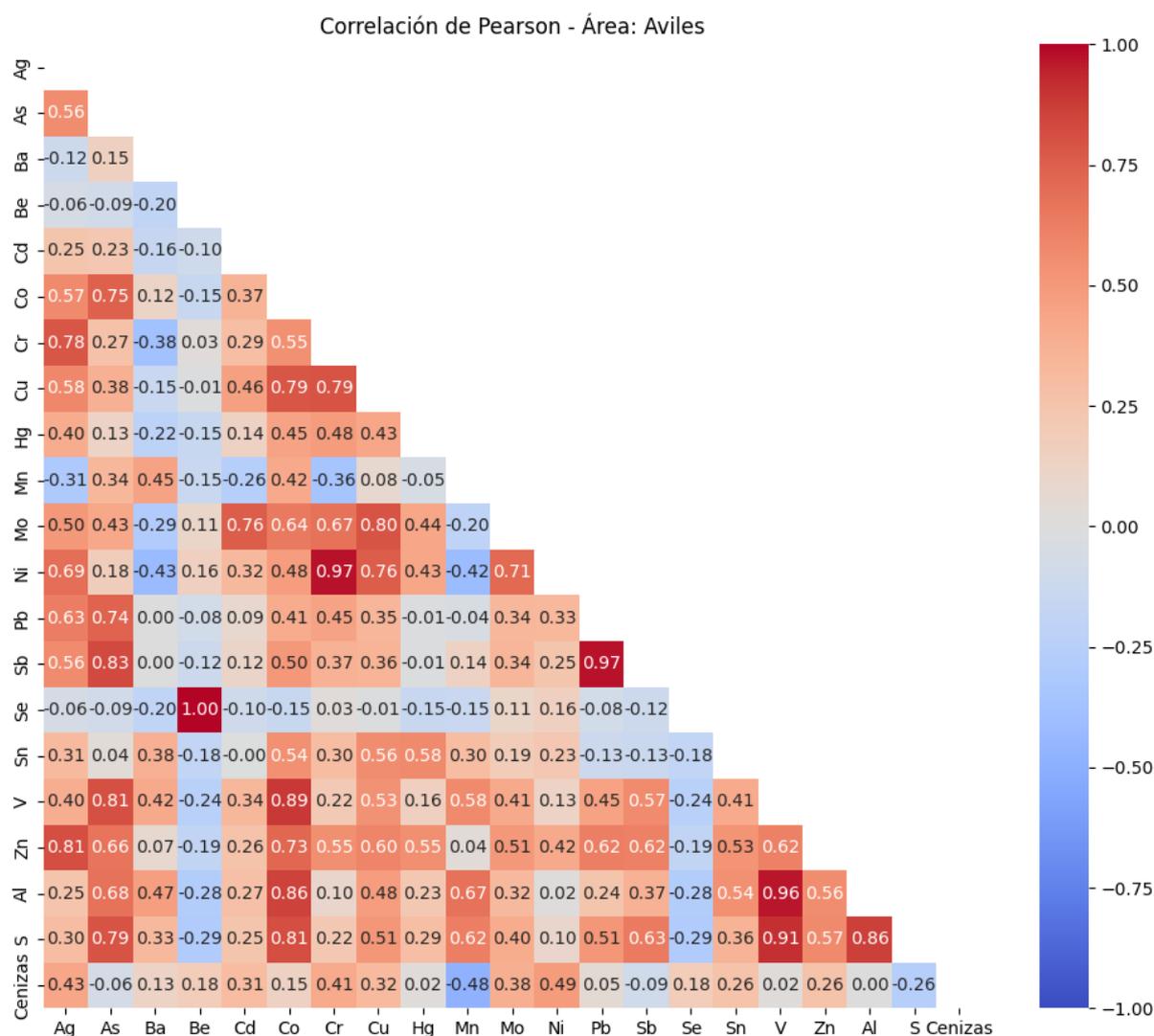
#### 7.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson.

La Figura 7.12 muestra los valores del coeficiente de correlación de Pearson para los 18 elementos de interés medioambiental, junto con aluminio, azufre y el contenido en cenizas de las muestras de la ría de Avilés. Se seleccionaron aluminio y azufre para establecer una correlación con aluminosilicatos y sulfuros, mientras que el contenido en cenizas es un proxy del contenido en materia mineral en la muestra.

El Cr, Cd, Al, S, V, As, Ag y Zn presentan valores de correlación elevados ( $>0,80$ ) entre sí. El azufre (S), que en las áreas del Nalón y Castrillón exhibía una mayor afinidad con Se y Mo

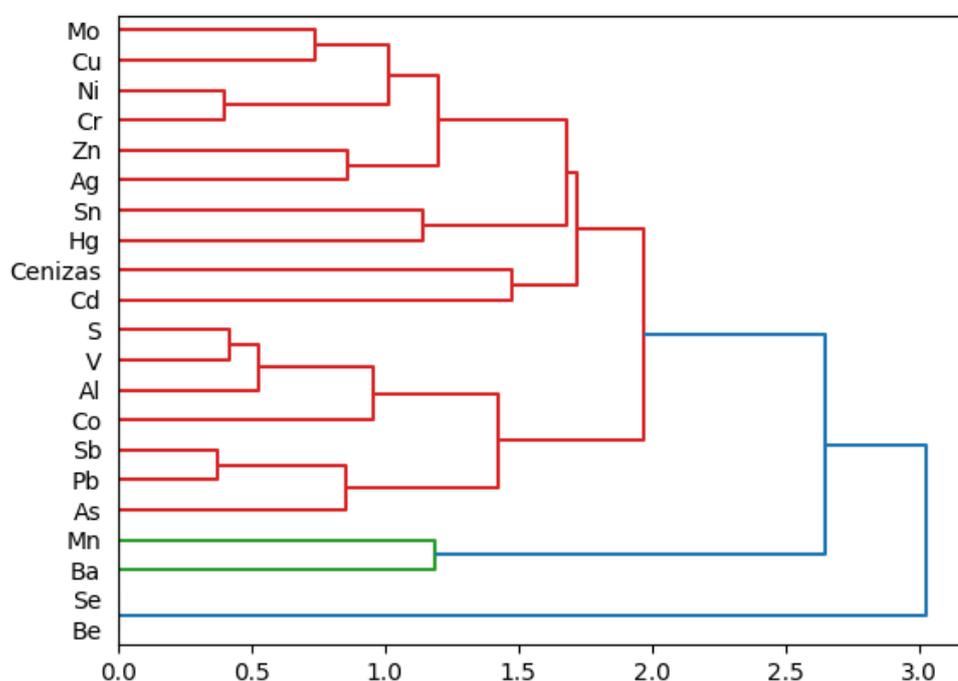
(Sección 5.2.2.6 y 6.2.2.6), muestra en esta área una elevada afinidad con V y Al. Para los demás elementos, las correlaciones no presentan tendencias claras (Figura 7.12).

Los valores de correlación con el contenido en cenizas no proporcionan datos útiles debido a la naturaleza de las muestras de Avilés, donde la fracción inorgánica es mayoritaria y los contenidos en POAs son los más bajos encontrados en todas las áreas estudiadas.



**Figura 7.12** Correlaciones de Pearson calculadas para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras de la ría de Avilés.

El análisis jerárquico, realizado mediante el método del enlace promedio y calculado utilizando los valores de correlación, produce tres grupos. Un grupo compuesto por Se y Be, que presentan fuertes correlaciones entre sí debido a que ambos elementos aparecen cerca o por debajo del límite de detección; otro grupo formado por Mn y Ba, que muestran una afinidad moderada (0,45); y un tercer grupo que incluye al resto de los elementos considerados y el contenido en cenizas (Figura 7.13).



**Figura 7.13** Dendritas resultantes del análisis jerárquico utilizando el método de enlace promedio, basado en la correlación de Pearson de las concentraciones de elementos en la ría de Avilés.

### 7.2.3 Impacto Ambiental:

#### 7.2.3.1 Potenciales fuentes de las POAs en la ría de Avilés:

A excepción de la playa del Aguilar, las muestras de la ría de Avilés presentan los contenidos más bajos en Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) determinados hasta el momento en las áreas estudiadas. En las tres zonas evaluadas dentro de la ría, San Balandrán, Peña del

Caballo y Arañón, la fracción inorgánica es predominante, mientras que el contenido de POAs es escaso o incluso inexistente en algunos casos (Tabla 7.1).

A pesar del bajo contenido de POAs en las muestras, se observan diferencias notables en la composición de la mezcla de estas entre las distintas zonas analizadas. La presencia de carbón y coque de carbón fue confirmada en las tres áreas estudiadas en la ría (Tabla 7.2).

La carga, descarga y almacenamiento de carbón y coque en el puerto se realizan bajo estrictas medidas preventivas para evitar la dispersión de estos materiales en el entorno circundante. Estas medidas incluyen la instalación de pantallas cortaviento y el riego de las pilas de carbón con aspersores, lo que limita la dispersión del polvo. Como resultado, las muestras de la ría muestran una escasa presencia de partículas de carbón y otros materiales como el coque de carbón. Un ejemplo de estas medidas se presenta en la Figura 7.14.



**Figura 7.14** Fotografías del muelle Raíces tomadas desde la playa de San Balandrán. En la imagen se muestran las operaciones de descarga de graneles sólidos. Se pueden apreciar los aspersores que se emplean para regar las pilas de diversos materiales, evitando que se levanten polvaredas.

La presencia de pizarra carbonosa se confirmó exclusivamente en las muestras de Peña del Caballo y Arañón, siendo particularmente abundante en la playa de Arañón (Tabla 7.2). La fuente de estas partículas en las zonas más externas de la ría podría estar relacionada, al igual que en las playas vecinas de Castrillón (Sección 6.2.3.1), con el transporte de sedimentos contaminados por POAs desde la desembocadura del río Nalón. La dinámica sedimentaria de la ría favorece que los sedimentos transportados por la corriente costera queden atrapados en su bocana, lo que sugiere que parte de las POAs presentes en la costa adyacente han sido arrastradas hasta la entrada de la ría por las corrientes de marea y el oleaje.

La presencia de chares, PTAs y coque de petróleo se confirmó únicamente en muestras de la zona de San Balandrán. Los chares y PTAs pueden tener su origen en partículas aerotransportadas procedentes de las industrias localizadas en los márgenes de la ría de Avilés. Estas partículas también podrían originarse en sistemas de calefacción domésticos que utilizan carbón como combustible. La presencia de partículas de coque de petróleo puede atribuirse al tráfico pesado de embarcaciones y graneleros que operan en la ría.

La distribución de los valores de reflectancia para los carbones y pizarras carbonosas encontrados en las muestras de la ría confirma la tendencia observada en la composición de estas. Los valores de reflectancia en las muestras de Peña del Caballo y, especialmente, en Arañón (Figura 7.7), son similares y compatibles con los encontrados en las áreas de la desembocadura del Nalón (Figura 5.10) y Castrillón (Figura 6.9). La influencia del tráfico de carbón en el puerto de Avilés se refleja en la mayor presencia de carbones bituminosos de medios volátiles en comparación con otras áreas estudiadas (Figura 7.7).

### **7.2.3.2 Contaminación por elementos traza en la ría de Avilés:**

El cálculo de los índices de Enriquecimiento de Factor (*EF*), Índice de Geoacumulación (*Igeo*) y Coeficiente de Contaminación (*CC*) identifica a Ag, Pb, Cd y Hg como los elementos traza

más contaminantes en la ría de Avilés. Asimismo, se han detectado niveles de contaminación menos marcados en Zn, Ni, Cr y Sb.

La contaminación por Ag, Pb, Cd y Zn en la ría de Avilés se asocia con la misma fuente que la presente en las playas de Castrillón, la producción industrial de zinc a partir de blenda (Ordoñez et al., 2003; Sierra et al., 2014; Sanz-Prada et al., 2020; Mangas-Suarez et al., 2022).

En el entorno de la ría de Avilés se localizan: a) los muelles de San Juan de Nieva, utilizados para la descarga de materias primas empleadas en la producción de zinc, b) la planta metalúrgica de AZSA, y c) los vertederos industriales de El Estrellín y las balsas de decantación de Jarosita de San Juan de Nieva (Figura 7.2). Estas instalaciones representan posibles fuentes de contaminación en la ría, particularmente en lo que respecta a Pb, Cd, Ag y Zn.

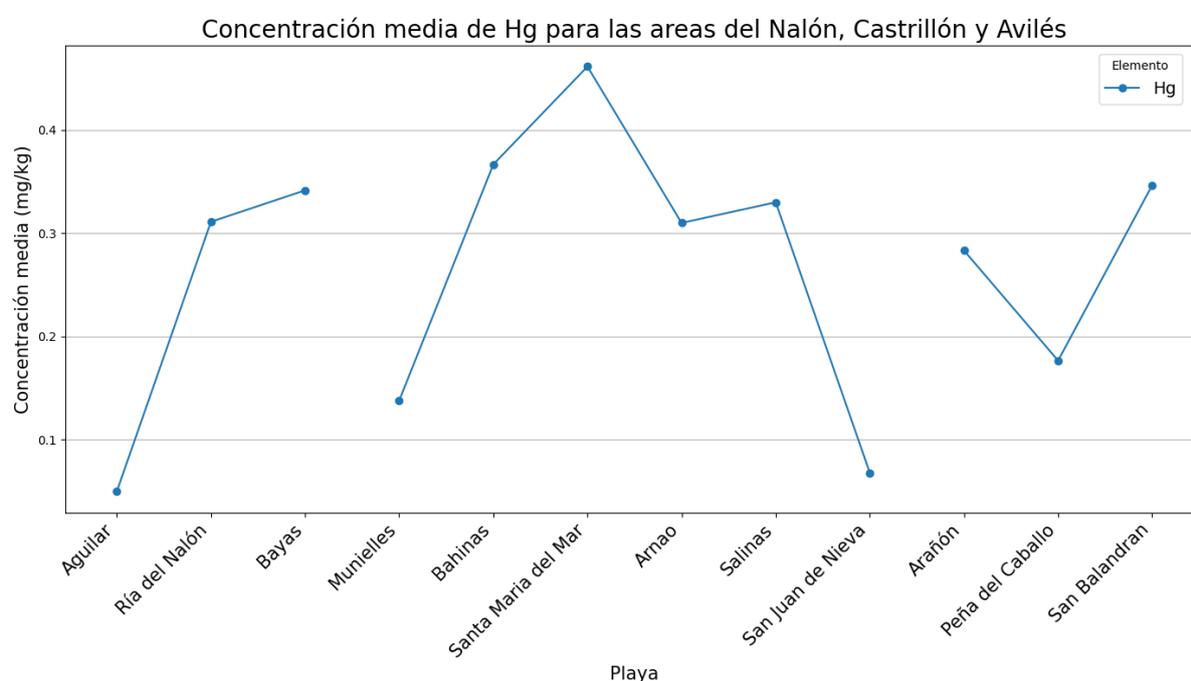
Estudios previos han atribuido la contaminación por Zn, Pb, Ag y Zn en la zona tanto a la dispersión de polvo desde estas instalaciones (Ordoñez et al., 2003; Sierra et al., 2014), como a la descarga de aguas contaminadas en los ríos que drenan la ría de Avilés (Mangas-Suarez et al., 2022). Un ejemplo de esto es el río Raíces, cuyo curso atraviesa la zona cercana a las balsas de decantación de jarosita y la planta metalúrgica de AZSA (Figura 7.2).

Las concentraciones de Pb y Cd en el área de la ría de Avilés son significativamente más altas en comparación con el área de Castrillón, como se ilustra en la Figura 7.8.

La contaminación por Hg en la ría de Avilés se atribuye a dos factores: la entrada de sedimentos contaminados desde la costa hacia la ría, debido a su función como trampa sedimentaria (Peláez y Flor, 2008; Flor-Blanco et al., 2013), y a fuentes locales de contaminación industrial (Mangas-Suarez et al., 2023). Los sedimentos atrapados en la ría, al igual que en el litoral de Castrillón, provienen del río Nalón (Sección 5.2.3.2). Las fuentes locales de Hg están vinculadas a la

actividad industrial en el entorno de la ría, incluyendo su uso en el proceso productivo de zinc (Fernández, 2013).

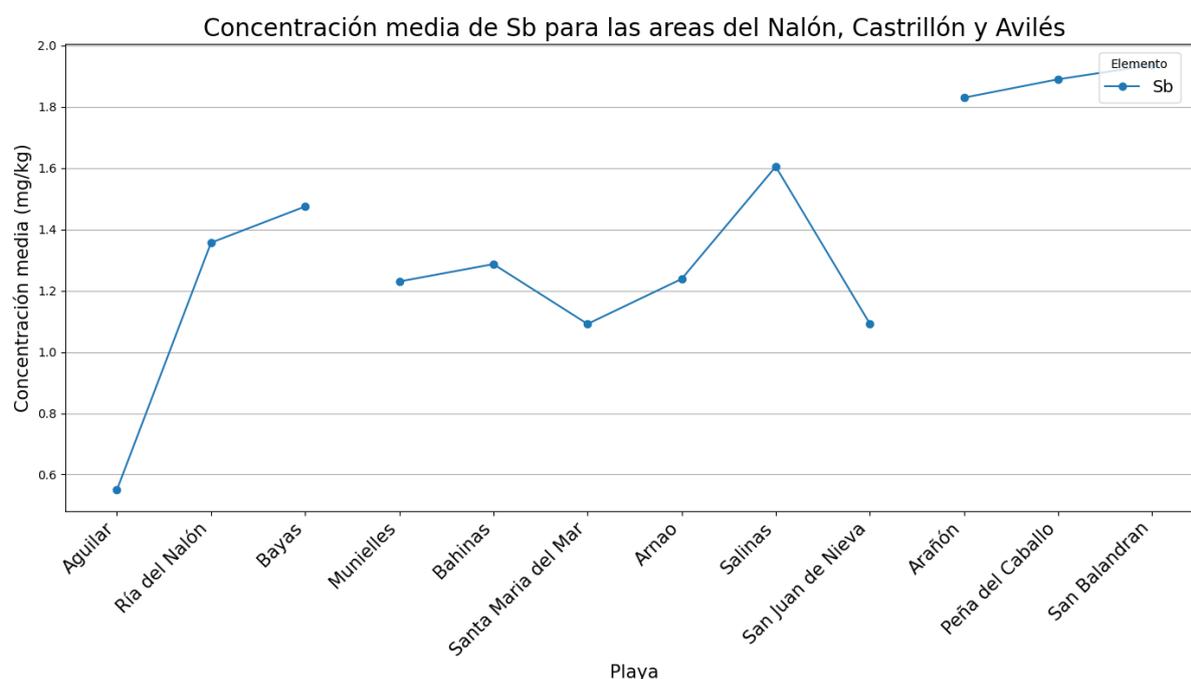
Las concentraciones medias de Hg en las localidades estudiadas en la zona del Nalón, Castrillón y Avilés se muestran en la Figura 7.15. Como se puede observar, las concentraciones medias en las tres zonas de la ría son similares a las del litoral de Castrillón y parecen aumentar en las áreas más internas del estuario (por ejemplo, San Balandrán). Esta distribución se debe al aporte de las fuentes locales de contaminación por Hg presentes en el entorno de la ría.



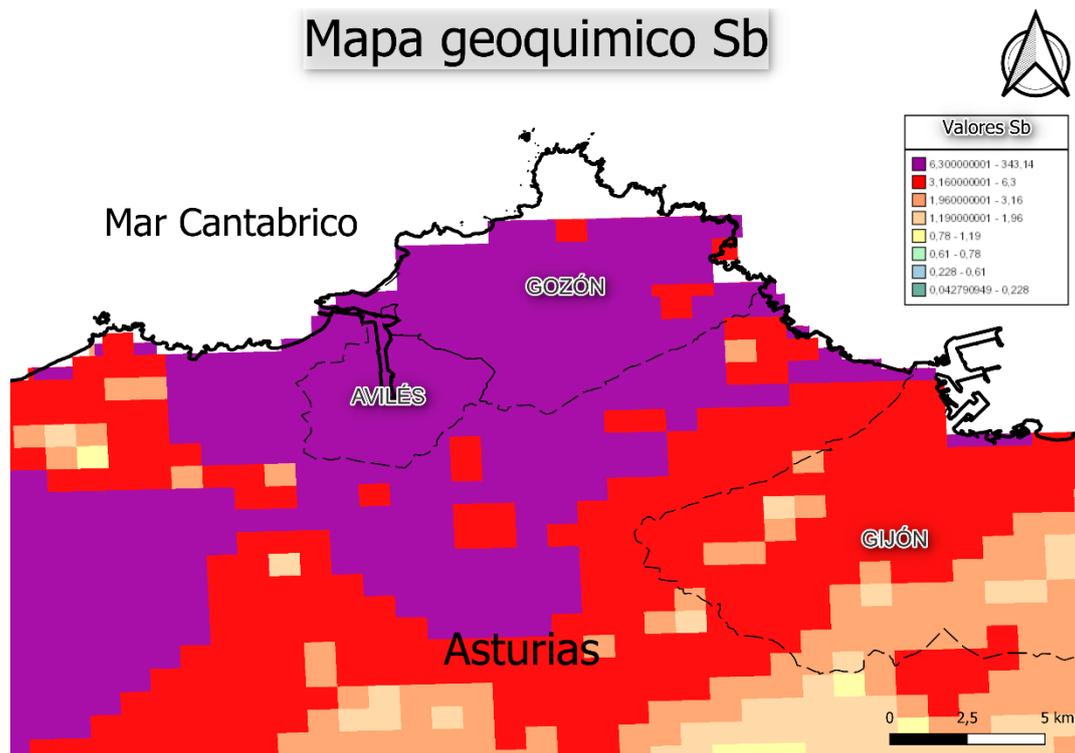
**Figura 7.15** Concentración media de Hg en las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón y la ría de Avilés.

En las muestras de la ría de Avilés se han identificado tres especies inorgánicas de mercurio:  $\text{HgS}$ ,  $\text{HgSO}_4$  y  $\text{HgO}$ . La presencia de estas especies en la zona de San Balandrán es plausible, dado que en esta área se han encontrado restos de combustión, como chares (Tabla 7.2), y carbones de alto rango, como antracitas (Tabla 7.3).

La concentración de Sb en las muestras de la ría de Avilés es la más elevada entre las áreas estudiadas hasta el momento. Las concentraciones medias de Sb en las áreas del Nalón, Castrillón y la ría de Avilés se muestran en la Figura 7.16, siendo estas localidades las más contaminadas por Sb. Al igual que en el caso del Hg, los elevados niveles de Sb en la Avilés sugieren una fuente adicional de contaminación para la ría además del aporte de sedimentos contaminados desde la costa. El Atlas Geoquímico de España (IGME, 2012) indica una anomalía significativa de Sb en la zona entre Avilés y Gijón (Figura 7.17), coincidiendo con la presencia de múltiples instalaciones siderúrgicas, consideradas una de las principales fuentes de contaminación por Sb en el medio ambiente (Bolan et al., 2022).



**Figura 7.16** Concentración media de Sb para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón y la ría de Avilés.

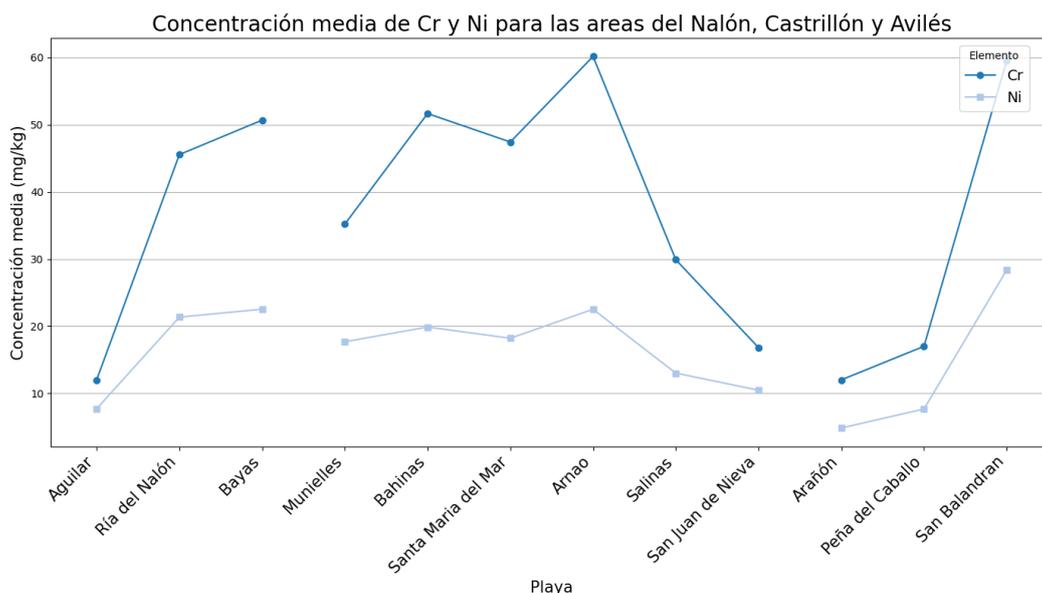


**Figura 7.17** Mapa Geoquímico con las concentraciones de antimonio (Sb) en la zona central de Asturias. Datos tomados del Atlas Geoquímico de España (IGME, 2012).

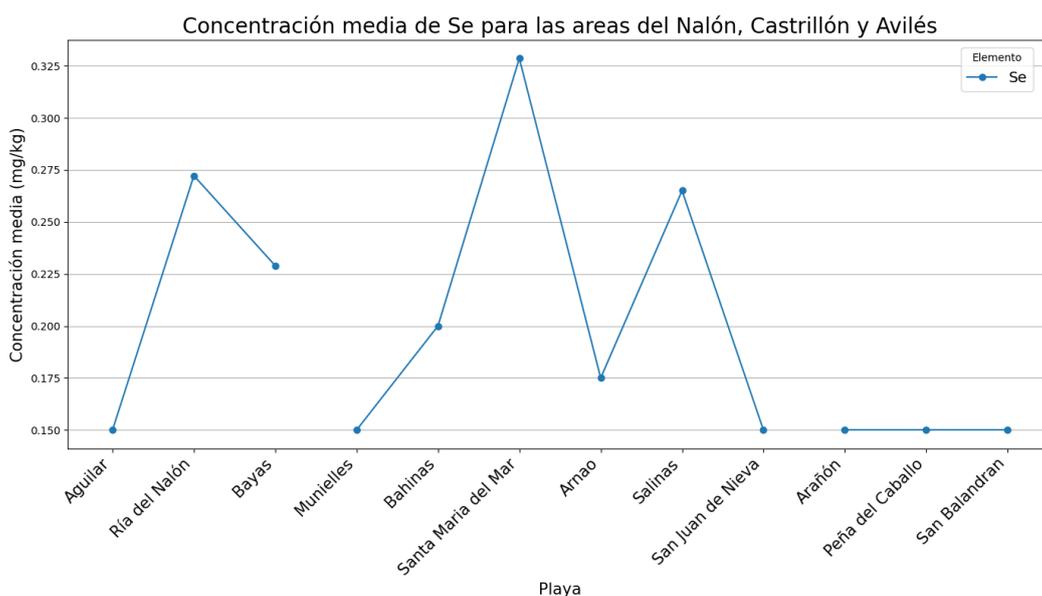
Investigaciones realizadas por la Escuela de Minas de la Universidad de Oviedo atribuyen la presencia de Ni y Cr en los sedimentos de la ría a los vertidos autorizados de aguas industriales provenientes de instalaciones siderúrgicas y de producción de aluminio en la zona (Mangas-Suarez et al., 2023). Las concentraciones medias de Cr y Ni en las zonas del Nalón, Castrillón y Avilés se muestran en la Figura 7.18. Las concentraciones más elevadas para estos elementos se han detectado en muestras de la ría de Avilés, observándose un aumento en las concentraciones hacia las zonas más internas (ej., Ensenada de San Balandrán) (Figura 7.18).

A diferencia de las áreas de la desembocadura del Nalón y Castrillón, en la ría de Avilés no se detecta contaminación por Se. Dado que la contaminación por Se está asociada a la presencia de POAs en las playas, principalmente carbón (Swaine, 1990; Finkelman et al., 2018), es esperable que en Avilés el Se no se encuentre como contaminante. Las concentraciones medias

de Se en las áreas estudiadas se muestran en la Figura 7.19, siendo las de la ría de Avilés las más bajas junto con las de Aguilar y San Juan de Nieva. La escasa presencia de carbón, y del Se asociado a este, en las muestras de la ría es atribuible a las medidas preventivas implementadas por el Puerto de Avilés para evitar su dispersión (Figura 7.14).



**Figura 7.18** Concentraciones medias de Cr y Ni para las localidades estudiadas en las áreas de la desembocadura del Nalón, Castrillón y la ría de Avilés



**Figura 7.19** Concentraciones medias de Se para las localidades estudiadas en las áreas de la desembocadura del Nalón, Castrillón y la ría de Avilés

### 7.3 Conclusiones.

1. **Composición petrográfica de la fracción orgánica contaminante:** La contaminación por partículas orgánicas alteradas (POAs) en la ría de Avilés está compuesta por una mezcla de: i) carbón, ii) coque de carbón, iii) pizarra carbonosa, iv) chares y v) partículas térmicamente alteradas (PTAs). También se han encontrado trazas de coque de petróleo y grafito para algunas de las muestras de San Balandrán. La presencia de POAs en las muestras analizadas de la ría de Avilés es muy baja, con un 15,8 % de las muestras sin POAs detectables y un 29,9 % con solo trazas. La fracción orgánica en las muestras generalmente es inferior al 3,6 %.
2. **Compatibilidad de los carbones:** La mezcla de carbones presente en la ría de Avilés está compuesta por carbones bituminosos de alto, medio y bajo contenido volátil, antracitas y sub-bituminosos. Esta mezcla es compatible con los carbones transportados y almacenados en el puerto de Avilés, así como con los encontrados en las áreas de la desembocadura del Nalón y Castrillón.
3. **Fuente de las POAs en la Ría de Avilés:** La contaminación por POAs en las tres localidades estudiadas en la ría de Avilés tiene dos fuentes principales: i) la contaminación presente en los sedimentos del Nalón y el litoral de Castrillón, y ii) el puerto marítimo y la actividad industrial en su entorno. Esto se refleja en las variaciones detectadas en la mezcla de POAs; las pizarras carbonosas fueron identificadas exclusivamente en las muestras de la parte más externa de la ría (El Arañón y Peña del Caballo), mientras que el coque de petróleo, los chares y las partículas térmicamente alteradas (PTAs) solo se encontraron en las muestras de la zona de San Balandrán.

4. **Contaminación por elementos traza:** Se ha identificado contaminación por plata (Ag), plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), mercurio (Hg), antimonio (Sb), níquel (Ni) y cromo (Cr). La contaminación por Ag, Pb, Cd y Zn se atribuye a la producción industrial de zinc, incluyendo la materia prima utilizada y los residuos generados por esta industria, que se depositan en el entorno de la ría, como en las balsas de decantación de jarosita en San Juan de Nieva. La contaminación por Hg proviene tanto de sedimentos contaminados arrastrados desde el río Nalón como de aportes locales de la industria situada en los márgenes de la ría. Las tres especies inorgánicas de Hg identificadas (HgS, HgO y HgSO<sub>4</sub>) presentan un bajo potencial de peligro para el medio ambiente. La fuente de la contaminación por Sb en la ría está asociada a una anomalía geoquímica en la zona, potencialmente relacionada con la actividad de la industria siderúrgica en los alrededores de Avilés y Gijón. Finalmente, la contaminación por Ni y Cr se atribuye a los residuos generados por la industria siderúrgica ubicada al sur de la ría, aunque no se descartan posibles contribuciones de otras industrias, como los astilleros.



## **8 Paisaje Protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño.**

### **8.1 Introducción al Paisaje Protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño.**

En este estudio, el área denominada Cabo Peñas abarca el tramo de la costa central asturiana (C.C.A.) situado entre la ría de Avilés al oeste y la ría de Aboño al este, incluyendo las costas de los concejos de Gozón y Carreño, así como el Paisaje Protegido de Cabo Peñas (Figura 8.1 y Figura 8.2).

El Paisaje Protegido de Cabo Peñas comprende el tramo de costa desde la península de San Juan (Nieva, Gozón) al oeste hasta la punta de la Vaca (Luanco, Gozón) al este. El objetivo de esta figura de protección es prevenir el deterioro de la franja litoral, establecer límites a las acciones antropogénicas que puedan alterar el paisaje, conservar y recuperar los ecosistemas amenazados, y gestionar el litoral en las zonas más turísticas. Esta protección fue establecida mediante el decreto 80/1995, publicado en el Boletín Oficial del Principado de Asturias el 10 de junio de 1995 (Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo del Principado de Asturias, 1995).

Las localidades y playas estudiadas dentro del área de Cabo Peñas son, de oeste a este: Xagó, Portazuelos, Verdicio, Llumeres, Bañugues, Moniello, Luanco, Peña Samarincha, El Dique, Aramar, Antromero, Candás y Perlorá (Figura 8.1 y Figura 8.2).

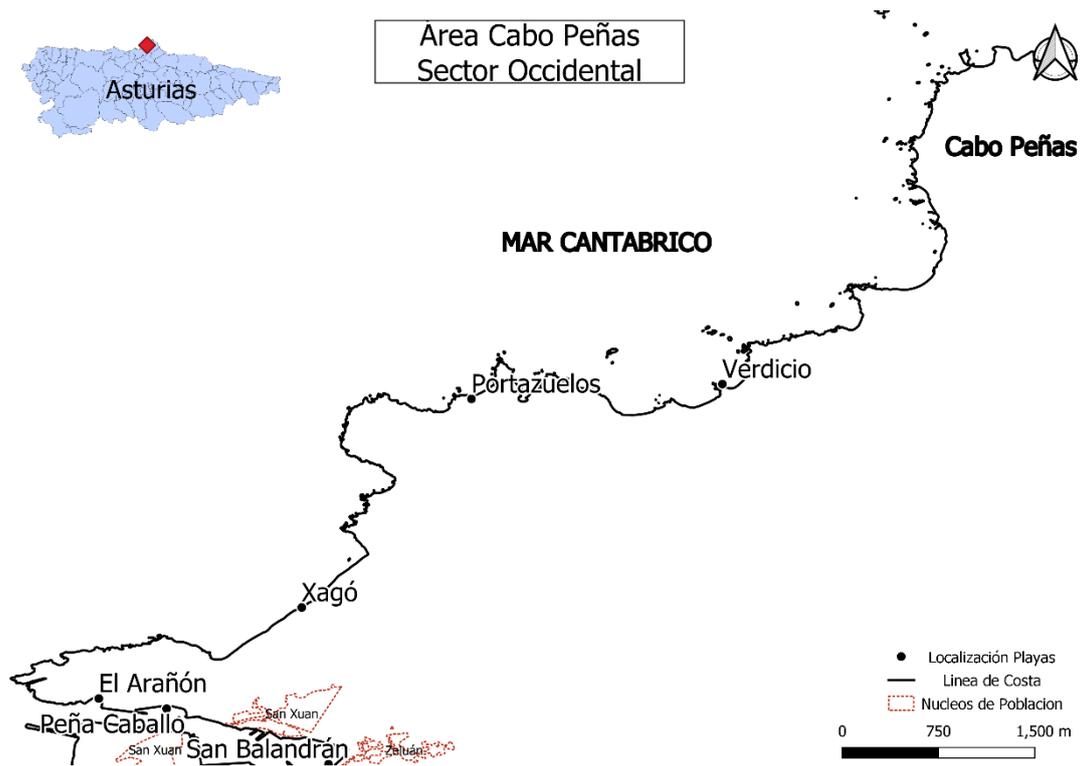


Figura 8.1 Mapa de situación para el sector occidental de cabo Peñas.

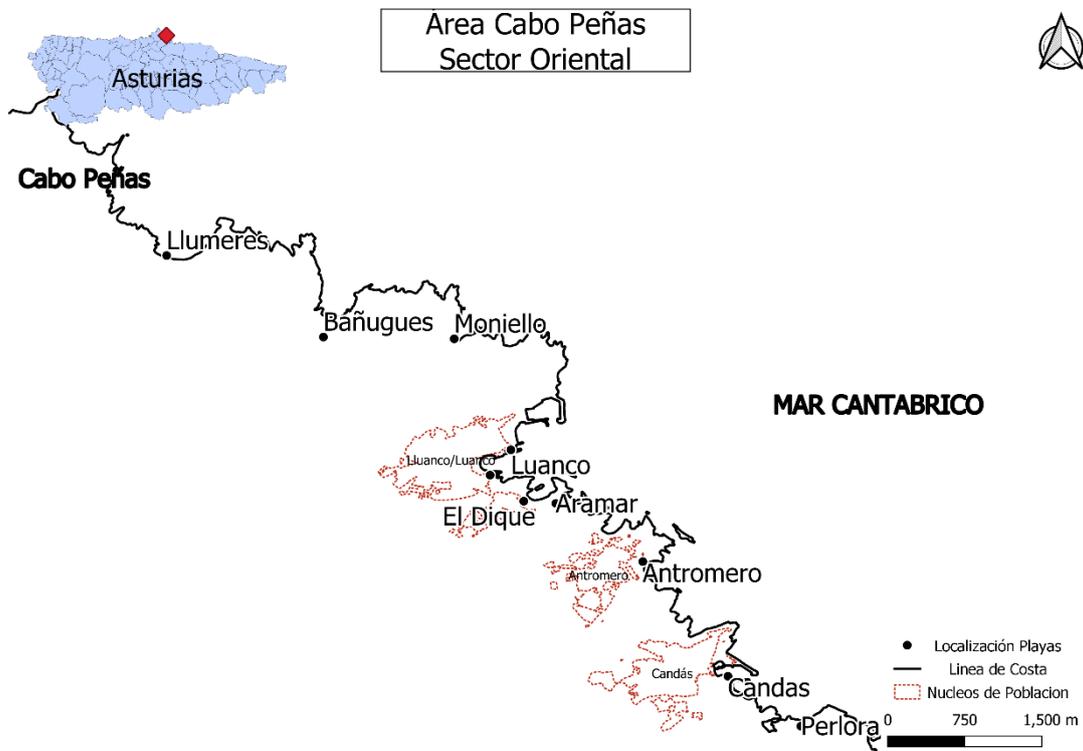
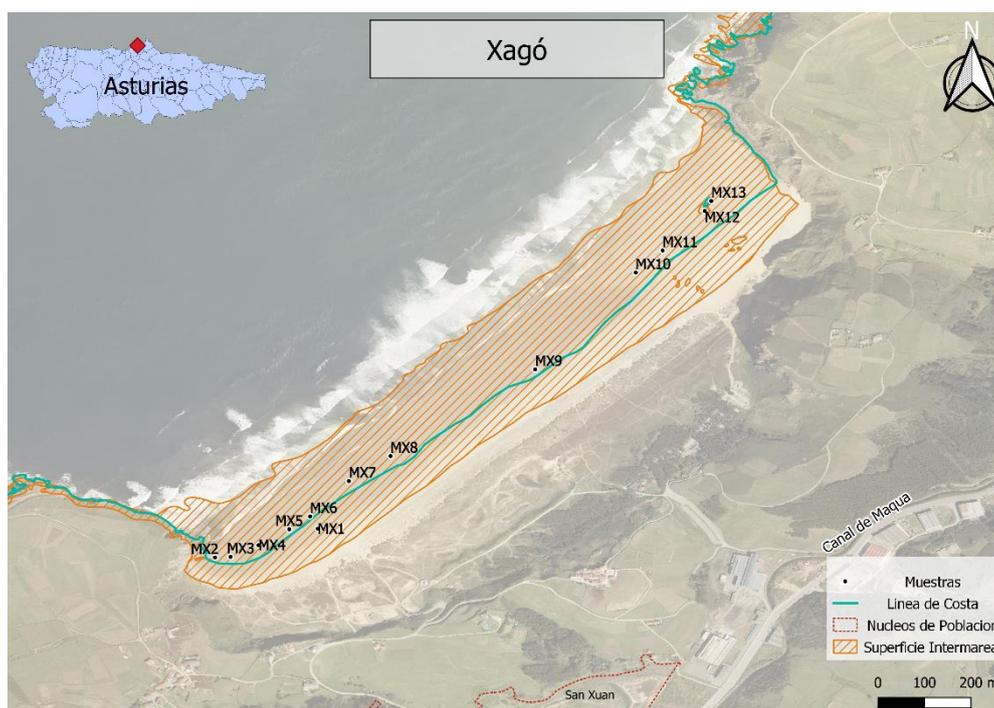


Figura 8.2 Mapa de situación para el sector oriental de cabo Peñas.

## 8.1.1 Playas del Paisaje Protegido de Cabo Peñas.

### 8.1.1.1 Xagó.

La playa de Xagó (Gozón), situada al este de la península de San Juan y la ría de Avilés, forma parte del Parque Protegido de Cabo Peñas. Con una longitud de 1750 metros en línea recta, es uno de los arenales más extensos de Asturias (Figura 8.1) (SITPA - IDEAS, 2023). Aunque la playa presenta arenas tostadas, es común observar la presencia ocasional de manchas negras de material carbonoso, similar a las observadas en las playas de Salinas y San Juan de Nieva (Sección 6.2.3.1). El número de muestras recogidas en Xagó y los análisis realizados se presentan en la Tabla 4.1, y su localización se muestra en la Figura 8.3.

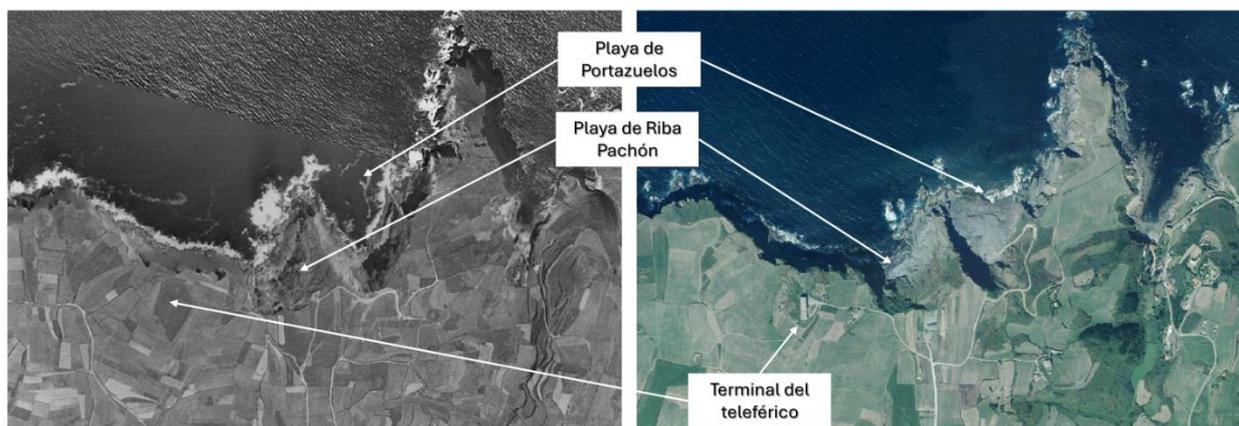


**Figura 8.3** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Xagó (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

### 8.1.1.2 Portazuelos y cabo Negro.

La playa de Portazuelos, situada al norte de Monteril (Gozón) y al este del cabo Negro, tiene una longitud de 250 metros, forma de concha, y está compuesta principalmente por cantos y gravas de materiales oscuros (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 8.1).

La playa se formó debido a la acumulación de residuos siderúrgicos entre 1962 y 1972, cuando ENSIDESA (actual Arcelor Mittal) transportaba estos residuos desde el complejo industrial de Avilés hasta Cabo Negro en Gozón, donde se vertían al mar Cantábrico (López Peláez, 2017). Durante este periodo, se transportaron casi dos millones de toneladas de residuos, incluyendo escorias, material refractario y chatarra. La acumulación de estos materiales dio lugar a las playas de Riba Pachón y Portazuelos, donde incluso se establecieron sistemas dunares a partir del material depositado (Figura 8.4). Actualmente, los materiales que conforman esta playa están siendo reutilizados (López Peláez, 2017). Debido a las dificultades de acceso y la complejidad para tomar muestras en materiales cementados, solo se obtuvo una muestra en esta playa (Tabla 4.1) (Figura 8.5).



**Figura 8.4** Fotografías áreas del entorno de la playa de Portazuelos y Cabo Negro. A la derecha, ortofoto del año 1956, a la derecha ortofoto del año 2021 (PNOA2021). En ellas se puede observar la evolución de las playas de Riba Pachón y Portazuelos, resultado de la acumulación de residuos siderúrgicos (en imagen derecha).



**Figura 8.5** Mapa con la localización de las muestras tomada en la playa de Portazuelos (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

### 8.1.1.3 Verdicio.

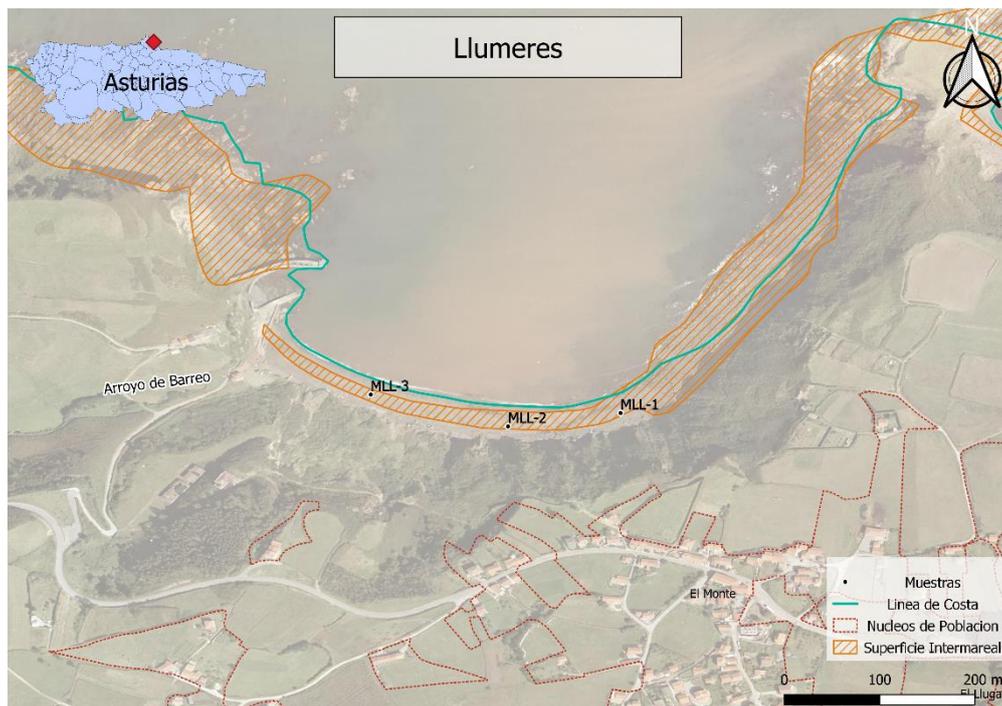
En la localidad de Verdicio (Gozón) se muestrearon las playas de Verdicio y Carniciega, ambas pertenecientes al Paisaje Protegido de Cabo Peñas. La playa de Verdicio, ubicada cerca de la urbanización homónima, tiene un arco de 300 metros de longitud y presenta arenas de color amarillo tostado (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 8.1). Se trata de una playa reflectiva, caracterizada por un perfil de alta energía, asociada a dos campos dunares: uno interno, inactivo e invadido por la urbanización, y otro externo, en crecimiento (Flor y Flor Blanco, 2009). La playa de Carniciega, situada al oeste de Verdicio, traza un arco de 350 metros de longitud, y al igual que Verdicio, sus arenas exhiben un color amarillo tostado (SITPA - IDEAS, 2023). El número de muestras tomadas en Verdicio, así como los análisis realizados, se recoge en la Tabla 4.1. La localización de las muestras en ambas playas se presenta en la Figura 8.6.



**Figura 8.6** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Verdicio (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

#### 8.1.1.4 Llumeres.

Ubicada al este de Cabo Peñas, cerca del núcleo rural de Quintana, la playa de Llumeres (Gozón) forma un arco de 350 metros de longitud en dirección este-oeste (Figura 8.2). La playa, compuesta por cantos y arenas de color gris oscuro, está rodeada por las instalaciones de una antigua mina de hierro (SITPA - IDEAS, 2023). Las minas de hierro de Llumeres fueron explotadas por el grupo Duro Felguera entre 1861 y 1967. El mineral de hierro, destinado a la industria siderúrgica de La Felguera, se transportaba por barco desde un muelle situado en la playa hasta Gijón (Álvarez y Pieiga, 2007). El número de muestras recogidas en Llumeres y los análisis realizados se presentan en la Tabla 4.1, y su localización puede verse en la Figura 8.7.



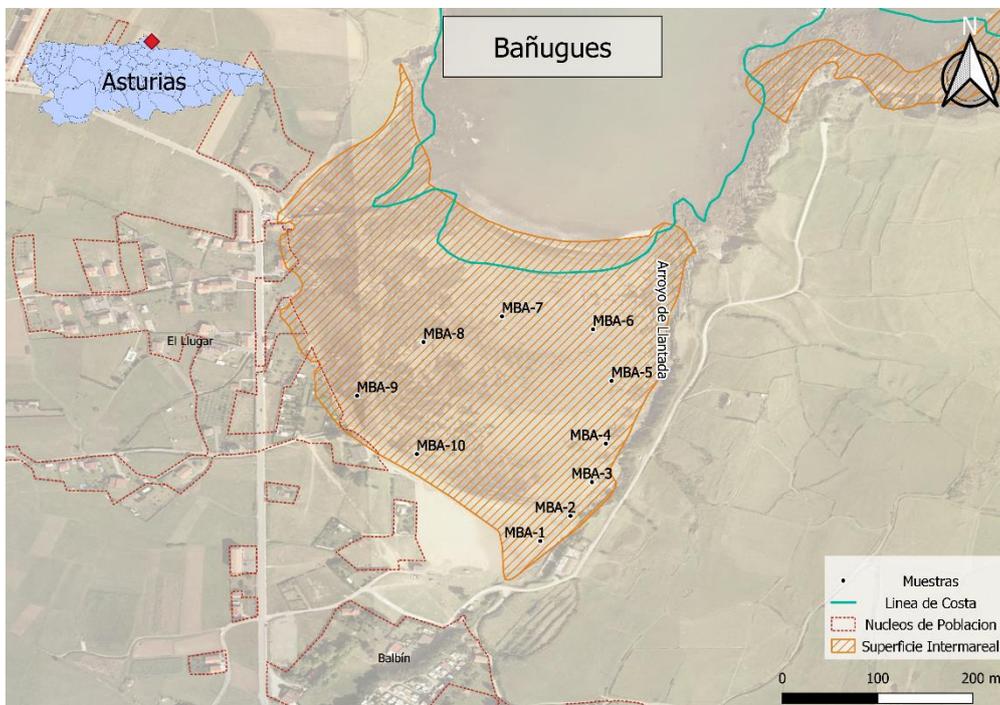
**Figura 8.7** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la ensenada de Llumeres (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

#### 8.1.1.5 Bañugues.

La playa de Bañugues (Gozón), situada en una ensenada, tiene una forma triangular y una longitud aproximada de 300 metros. Es una zona muy turística (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 8.2). La arena de la playa presenta un tono amarillo tostado, aunque es habitual observar manchas de material carbonoso (Figura 8.8). La presencia de tales manchas se documenta desde los años 80 del siglo XX (Flor y Flor Blanco, 2009). El número de muestras tomadas en Bañugues y los análisis realizados se recoge en la Tabla 4.1. La localización de estas muestras se presenta en la Figura 8.9.



**Figura 8.8** Manchas carbonosas encontradas en la playa de Bañugues en el verano de 2021.



**Figura 8.9** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa Bañugues (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

### 8.1.1.1 Moniello.

La playa de Moniello (Gozón), situada en la ensenada homónima, está formada por cantos y arena, y tiene una longitud de menos de 100 metros (SITPA - IDEAS, 2023) (Figura 8.2). Solo se tomó una muestra en esta playa (Tabla 4.1), cuya localización se presenta en la Figura 8.10. El límite oriental del Paisaje Protegido de Cabo Peñas se encuentra al este de Moniello, en la punta de la Vaca.



**Figura 8.10** Mapa con la localización de la muestra tomada en la playa de Moniello (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

### 8.1.2 Playas de Gozón.

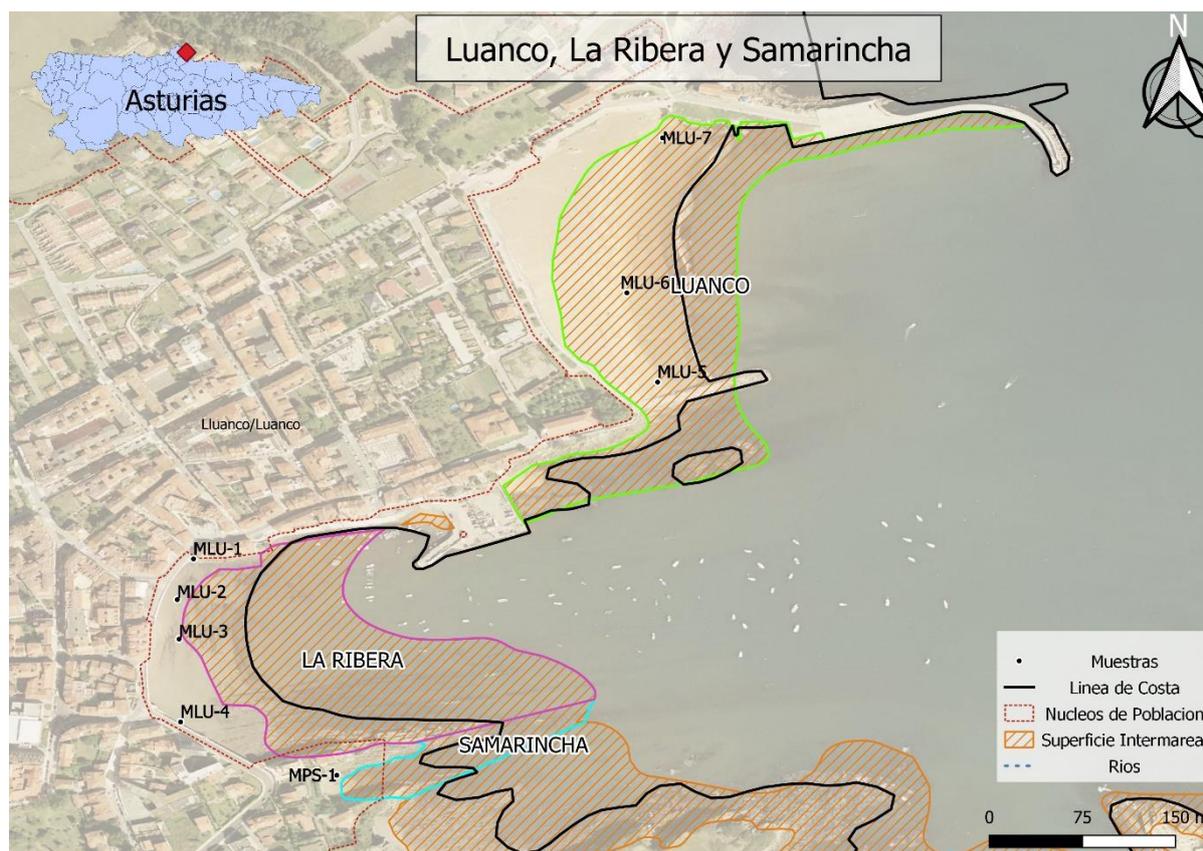
#### 8.1.2.1 Luanco.

En el núcleo urbano de Luanco se muestrearon dos playas: i) la playa de Luanco y ii) la playa de La Ribera (Figura 8.11).

La playa de Luanco se ubica al este del casco urbano, junto al puerto deportivo. Tiene una longitud de 250 metros y forma de concha, siendo muy frecuentada en los meses de verano (Figura 8.2) (SITPA - IDEAS, 2023).

La playa de La Ribera, situada en el centro del casco urbano, al sur de la playa de Luanco, forma un arco de 250 metros de longitud (Figura 8.2). Es conocida por ser el sitio de celebración de un prestigioso torneo de tenis (SITPA - IDEAS, 2023). En los últimos años, se ha observado la presencia de manchas negras de material carbonoso en esta playa.

Las muestras obtenidas en Luanco y los análisis efectuados se presentan en la Tabla 4.1. La localización de las muestras en ambas playas se presenta en la Figura 8.11.



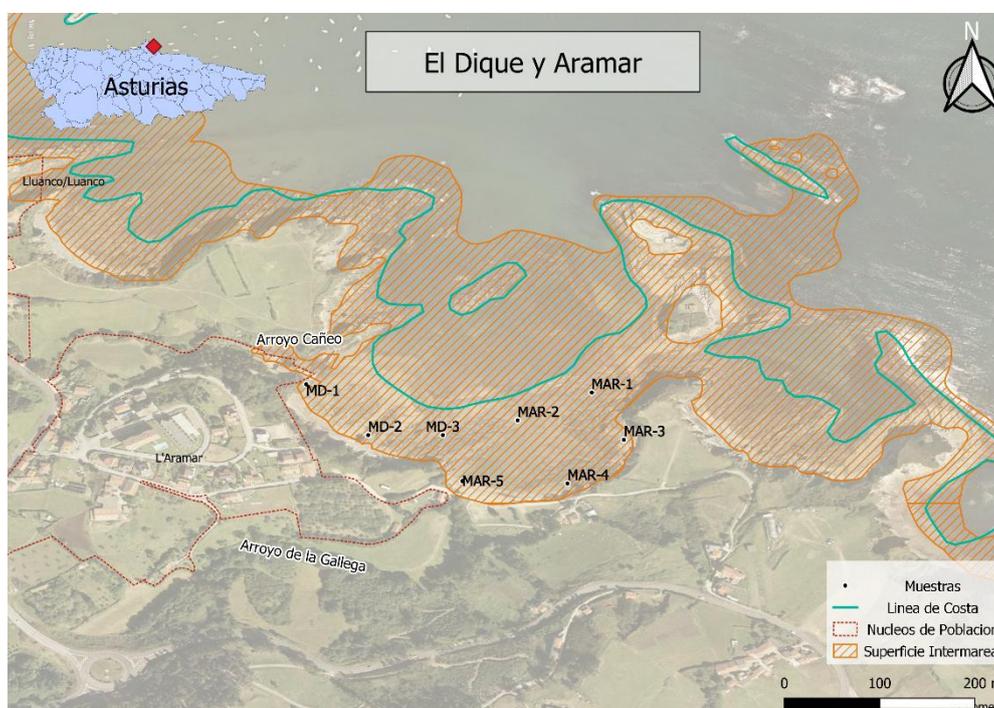
**Figura 8.11** Mapa con la localización de las muestras tomadas en las playas Luanco (MLU- 5, 6 y 7), La Ribera (MLU – 1, 2, 3 y 4) y Samarincha (MPS -1). Concejo de Gozón, área de Cabo Peñas.

### 8.1.2.1 Samarincha.

La playa de Samarincha, una pequeña cala situada cerca de la playa de La Ribera (Luanco) y separada de ésta por un promontorio rocoso, tiene una longitud de apenas 20 metros y está compuesta principalmente por rocas y gravas (Figura 8.2) (SITPA - IDEAS, 2023). Dado su reducido tamaño, solo se tomó una muestra en esta playa (Tabla 4.1). La localización de la muestra se muestra en la Figura 8.12.

### 8.1.2.2 El Dique.

La playa de El Dique se encuentra en el entorno del barrio de Aramar (Luanco, Gozón). Su sedimento está compuesto principalmente por gravas y arenas. Tiene una longitud de 200 metros en línea recta y se conecta con la playa de Aramar durante la bajamar (Figura 8.2) (SITPA - IDEAS, 2023). El número de muestras recogidas en El Dique y los análisis realizados se presentan en la Tabla 4.1, y su localización se muestra en la Figura 8.12.



**Figura 8.12** Mapa con la localización de las muestras tomadas en las playas de El Dique (Oeste) y Aramar (Este) (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

### 8.1.2.3 Aramar.

La playa de Aramar, al igual que la playa de El Dique, se encuentra en las proximidades del barrio homónimo (Luanco, Gozón). Tiene una longitud de aproximadamente 190 metros en línea recta, y su sedimento está compuesto principalmente por cantos y gravas (Figura 8.2) (SITPA - IDEAS, 2023). Durante la bajamar conecta con la playa de El Dique tal y como ya se ha indicado. Las muestras recogidas en Aramar y los análisis realizados se presentan en la Tabla 4.1. La localización de estas muestras se encuentra en la Figura 8.12.

### 8.1.2.4 Antromero.

La playa de Antromero se encuentra en el extremo oriental de Gozón, en el límite con el concejo de Carreño, cerca del núcleo rural de San Pedro de Antromero. Tiene una forma de concha, trazando un arco de 250 metros en dirección norte-sur (Figura 8.2) (SITPA - IDEAS, 2023). Es común observar manchas oscuras de material carbonoso en la playa, especialmente en las zonas más protegidas del oleaje. El número de muestras recogidas en Antromero y los análisis realizados se presentan en la Tabla 4.1, y su localización se muestra en la Figura 8.14.



**Figura 8.13** Manchas de material carbonoso presente en Antromero durante la campaña de muestreo, junio de 2021.



**Figura 8.14** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Antromero (Gozón), en el área de Cabo Peñas.

### 8.1.3 Playas de Carreño.

#### 8.1.3.1 Candás.

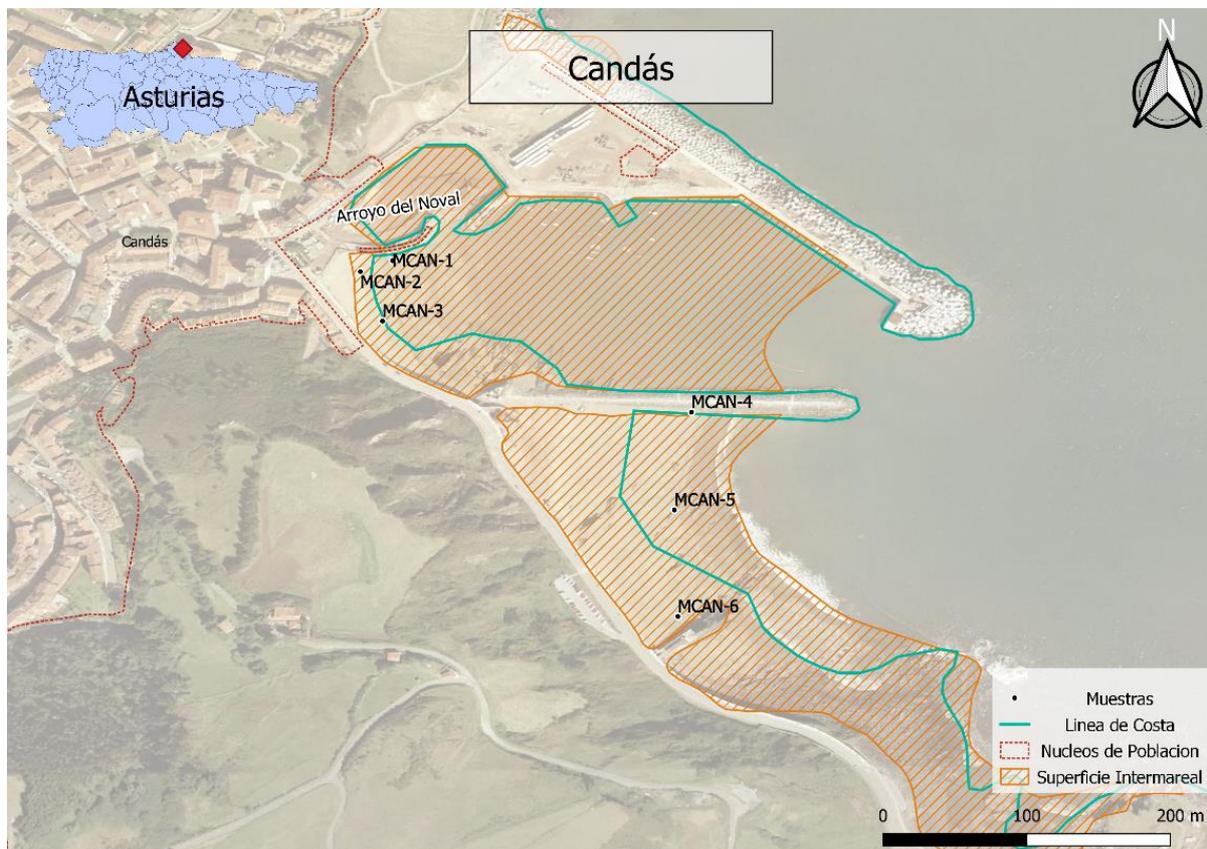
En la localidad de Candás (Carreño) se muestrearon dos playas: i) la playa del puerto de Candás. y ii) la playa de La Palmera.

La playa de Candás, rodeada por el puerto de la localidad, presenta una forma de concha, con un arco de 150 metros en dirección norte-sur. Durante el muestreo de esta playa se observaron manchas de material carbonoso (Figura 8.15).

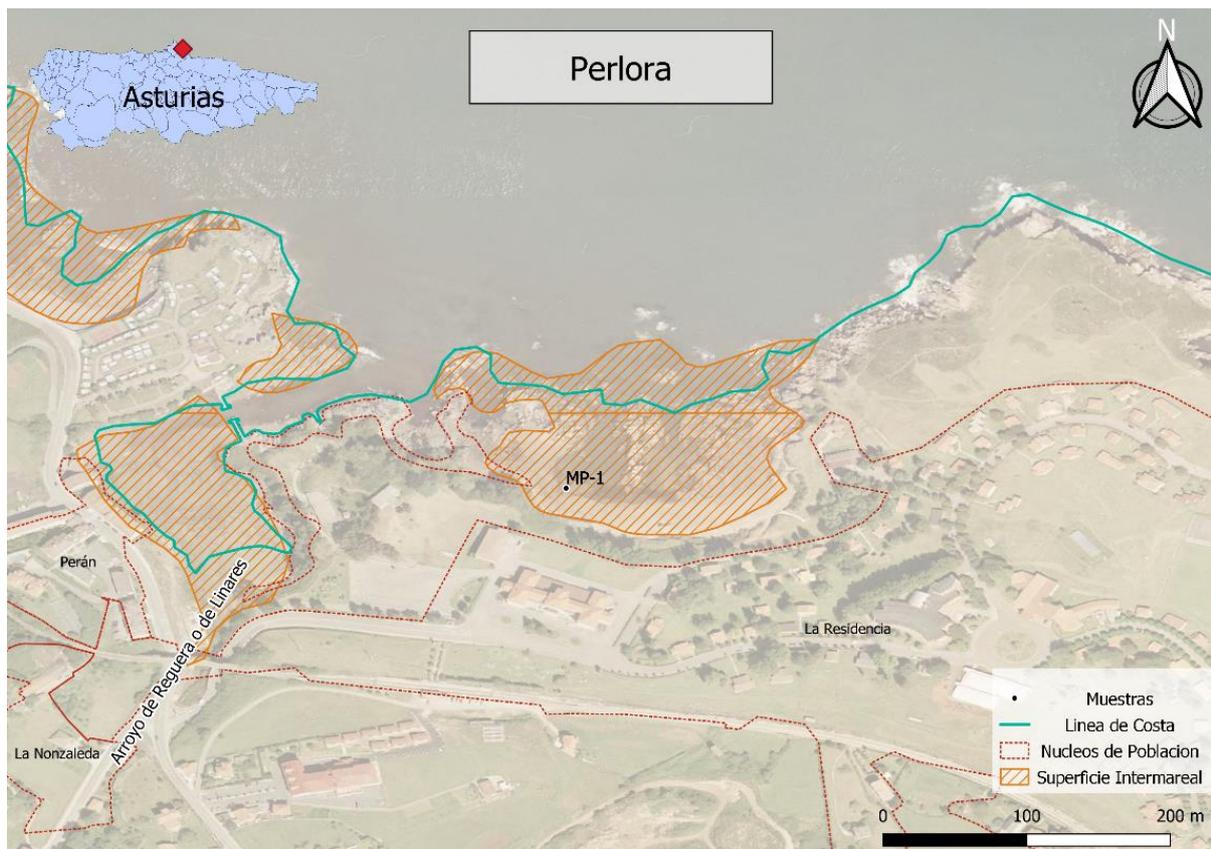
La playa de La Palmera, situada al sur del dique del puerto, tiene una longitud de 240 metros en línea recta (Figura 8.2). El sedimento de ambas playas está compuesto principalmente por arena (SITPA - IDEAS, 2023). Las muestras recogidas en estas playas y los análisis realizados se presentan en la Tabla 4.1, y su localización se muestra en la Figura 8.16.



**Figura 8.15** Manchas de material carbonoso en la playa del puerto de Candás, junio 2021.



**Figura 8.16** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa del puerto de Candás (MCAN – 1 a 3) y La Palmera (MCAN – 4 a 6) (Carreño), en el área de Cabo Peñas.



**Figura 8.17** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Perlora (Carreño), en el área de Cabo Peñas.

### 8.1.3.1 Perlora:

La playa de Huelgues, situada al oeste de la urbanización de Perlora, tiene una longitud aproximada de 100 metros. Su sedimento está compuesto principalmente por gravas y arenas (Figura 8.2) (SITPA - IDEAS, 2023). Dada la limitada extensión de la playa, solo se recogió una muestra en esta localidad (Tabla 4.1). La localización de la muestra se puede observar en la Figura 8.17.

## 8.2 Resultados e Interpretación.

### 8.2.1 Petrografía Orgánica.

#### 8.2.1.1 Composición petrográfica de las muestras del área de Cabo Peñas.

Al igual que en las áreas anteriormente estudiadas, en Cabo Peñas las muestras recogidas presentan una fracción inorgánica correspondiente al sedimento natural de las playas y una fracción orgánica compuesta por Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs). La composición, en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras del área de Cabo Peñas, se presenta en la Tabla 8.1.

La fracción orgánica en las muestras de Cabo Peñas está formada por i) carbón, ii) coque de carbón, iii) pizarra carbonosa, iv) chares y v) partículas térmicamente alteradas (PTAs). La composición petrográfica de estas muestras, determinada mediante el conteo de puntos, se detalla en la Tabla 8.2.

**Tabla 8.1** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP).

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
MX - 1	1,4	98,6
MX - 2	6,2	93,8
MX - 3	11,0	89,0
MX - 4	0,0	100,0
MX - 5	0,8	99,2
MX - 6	9,2	90,8
MX - 7	0,4	99,6
MX - 8	1,3	98,7
MX - 9	24,3	75,7
MX - 10	0,7	99,3
MX - 11	1,0	99,0
MX - 12	7,6	92,4
MX - 13	27,0	73,0
MPOR - 1	25,0	75,0
MV - 1	1,0	99,0
MV - 2	4,5	95,5
MV - 3	0,0	100,0

<b>Muestra</b>	<b>Fracción Orgánica (% vol.)</b>	<b>Fracción Inorgánica (% vol.)</b>
MV - 4	2,2	97,8
MV - 5	0,0	100,0
MV - 6	4,2	95,8
MV - 7	0,0	100,0
MV - 8	0,7	99,3
MV - 9	0,0	100,0
MV - 10	2,3	97,7
MV - 11	0,0	100,0
MV - 12	1,4	98,6
MLL - 1	0,0	100,0
MLL - 2	0,0	100,0
MLL - 3	0,0	100,0
MBA - 1	15,0	85,0
MBA - 2	37,8	62,2
MBA - 3	15,8	84,2
MBA - 4	2,1	97,9
MBA - 5	4,6	95,4
MBA - 6	0,6	99,4
MBA - 7	0,2	99,8
MBA - 8	6,1	93,9
MBA - 9	52,4	47,6
MBA - 10	77,9	22,1
MON - 1	0,0	100,0
MLU - 1	58,2	41,8
MLU - 2	64,5	35,5
MLU - 3	14,0	86,0
MLU - 4	24,4	75,6
MLU - 5	2,5	97,5
MLU - 6	0,0	100,0
MLU - 7	0,2	99,8
MPS - 1	15,4	84,6
MD -1	32,1	67,9
MD -2	2,9	97,1
MD -3	8,9	91,1
MARA - 1	6,9	93,1
MARA - 2	18,9	81,1
MARA - 3	38,3	61,7
MARA - 4	8,2	91,8
MARA - 5	66,5	33,5
MAN - 1	20,3	79,7
MAN - 2	42,5	57,5
MAN - 3	39,4	60,6
MAN - 4	10,9	89,1
MAN - 5	68,5	31,5
MCAN - 1	8,2	91,8
MCAN - 2	12,0	88,0
MCAN - 3	18,2	81,8
MCAN - 4	3,5	96,5
MCAN - 5	1,0	99,0
MCAN - 6	0,0	100,0
MP-1	4,1	95,9

**Tabla 8.2** Composición petrográfica de las muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP).

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (%, vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Chares (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
MX - 1	0,8	0,6	Trazas	0,0	0,0	98,6
MX - 2	3,6	1,2	1,2	0,2	0,0	93,8
MX - 3	6,1	0,8	3,9	0,2	0,0	89,0
MX - 4	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MX - 5	0,2	0,6	0,0	0,0	0,0	99,2
MX - 6	7,4	0,2	1,6	0,0	0,0	90,8
MX - 7	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	99,6
MX - 8	0,3	0,7	0,3	0,0	0,0	98,7
MX - 9	10,3	2,3	11,7	0,0	0,0	75,7
MX - 10	0,0	0,5	0,2	0,0	0,0	99,3
MX - 11	0,2	0,4	0,4	0,0	0,0	99,0
MX - 12	2,8	1,9	2,9	0,0	0,0	92,4
MX - 13	12,9	2,2	11,9	0,0	0,0	73,0
MPOR - 1	9,8	0,0	0,0	Trazas	15,2	75,0
MV - 1	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	99,0
MV - 2	1,7	2,8	0,0	0,0	0,0	95,5
MV - 3	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MV - 4	1,5	0,5	0,2	0,0	0,0	97,8
MV - 5	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MV - 6	1,6	2,6	0,0	0,0	0,0	95,8
MV - 7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MV - 8	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	99,3
MV - 9	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
MV - 10	0,3	2,0	0,0	0,0	0,0	97,7
MV - 11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MV - 12	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	98,6
MLL - 1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MLL - 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MLL - 3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MBA - 1	12,9	0,5	1,6	0,0	0,0	85,0
MBA - 2	33,3	0,6	3,7	0,2	0,0	62,2
MBA - 3	14,3	0,0	1,1	0,4	0,0	84,2
MBA - 4	1,7	0,0	0,4	0,0	0,0	97,9
MBA - 5	3,6	0,4	0,6	0,0	0,0	95,4
MBA - 6	0,6	Trazas	0,0	0,0	0,0	99,4
MBA - 7	0,2	0,0	Trazas	0,0	0,0	99,8
MBA - 8	5,3	0,0	0,8	0,0	0,0	93,9
MBA - 9	50,0	0,4	2,0	0,0	0,0	47,6
MBA - 10	76,3	0,0	1,4	0,0	0,2	22,1
MON - 1	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MLU - 1	56,4	0,2	1,2	0,4	0,0	41,8
MLU - 2	63,2	0,0	1,1	0,2	0,0	35,5
MLU - 3	13,0	0,2	0,6	0,2	0,0	86,0
MLU - 4	20,5	0,8	2,5	0,6	0,0	75,6
MLU - 5	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	97,5
MLU - 6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MLU - 7	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	99,8

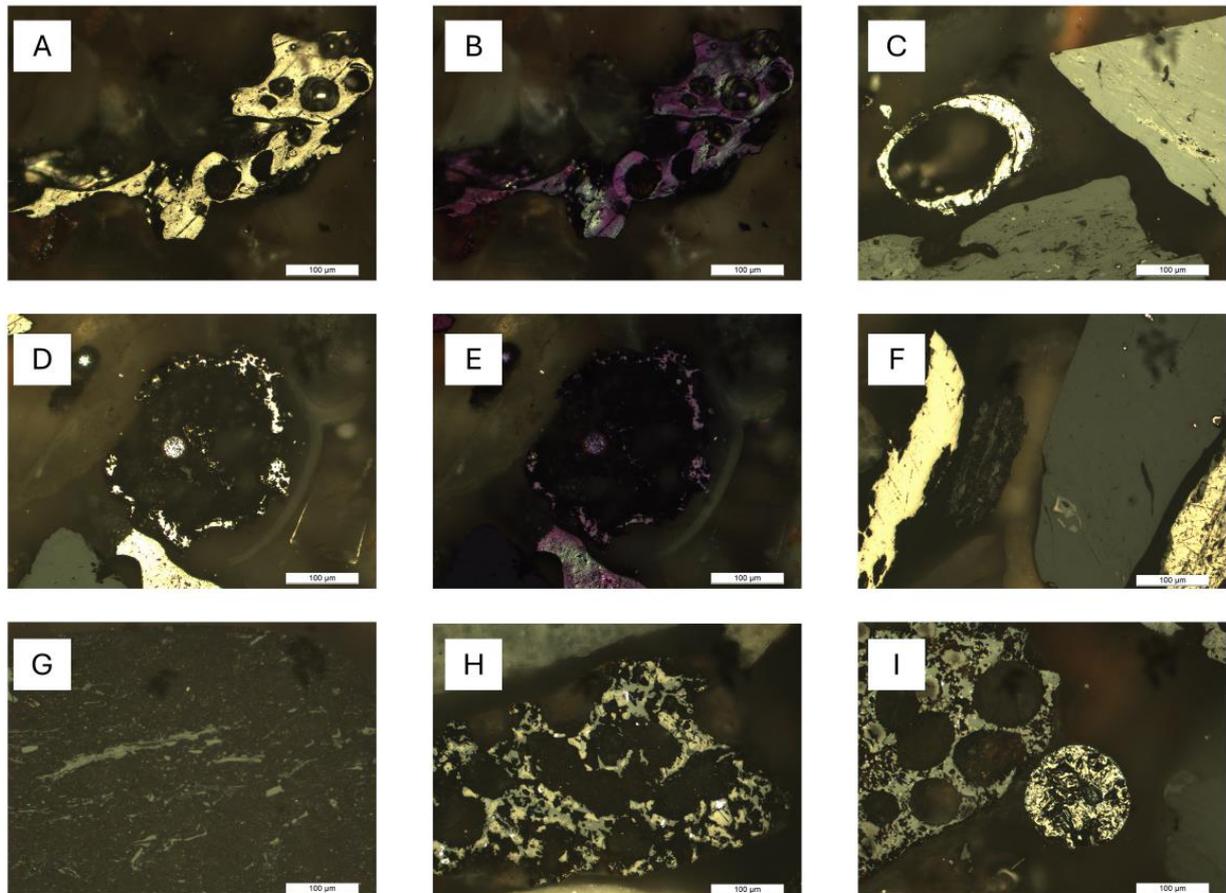
Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (%, vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Chares (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
MPS - 1	11,8	1,4	2,2	0,0	0,0	84,6
MD - 1	29,3	0,6	2,2	0,0	0,0	67,9
MD - 2	2,1	0,2	0,6	0,0	0,0	97,1
MD - 3	7,4	0,9	0,6	0,0	0,0	91,1
MARA - 1	4,5	0,7	1,7	0,0	0,0	93,1
MARA - 2	17,7	0,6	0,4	0,2	0,0	81,1
MARA - 3	34,3	0,5	3,5	0,0	0,0	61,7
MARA - 4	7,4	0,2	0,6	0,0	0,0	91,8
MARA - 5	60,3	0,6	5,2	0,4	0,0	33,5
MAN - 1	19,3	0,2	0,8	0,0	0,0	79,7
MAN - 2	40,9	0,2	1,4	0,0	0,0	57,5
MAN - 3	36,3	0,6	2,5	0,0	0,0	60,6
MAN - 4	9,1	1,3	0,5	0,0	0,0	89,1
MAN - 5	66,4	0,3	1,8	0,0	0,0	31,5
MCAN - 1	7,7	0,2	0,3	0,0	0,0	91,8
MCAN - 2	11,3	0,4	0,3	0,0	0,0	88,0
MCAN - 3	16,1	0,5	1,6	0,0	0,0	81,8
MCAN - 4	1,9	0,8	0,8	0,0	0,0	96,5
MCAN - 5	0,5	0,3	0,2	0,0	0,0	99,0
MCAN - 6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MP-1	3,1	0,5	0,5	0,0	0,0	95,9

PTAs - Partículas Térmicamente Alteradas

En Xagó, las muestras fueron recogidas tanto sobre manchas de material carbonoso como en áreas limpias. La fracción inorgánica predomina en las muestras, con valores entre el 73,0 %, vol. y el 100,0 %, vol., mientras que la fracción orgánica alcanza un máximo del 27,0 % (Tabla 8.1). La fracción orgánica en Xagó está compuesta por carbón (hasta un 12,9 % vol.), coque de carbón (hasta un 11,9 % vol.), pizarra carbonosa (hasta un 2,3 % vol.) y chares (hasta un 0,2 % vol.) (Tabla 8.2). La mezcla de POAs encontrada es similar tanto en composición como en porcentajes a las playas de Salinas y San Juan de Nieva y las áreas más externas de la ría de Avilés (Sección 7.2.1.1).

La muestra tomada en La playa de Portazuelos, formada por la acumulación de residuos siderúrgicos, está compuesta por un 25,0 %, vol. de POAs y un 75,0 %, vol. de materia mineral (Tabla 8.1). La fracción orgánica se compone de un 9,8 % vol. de carbón, un 15,2 % vol. de PTAs y trazas de chares (Tabla 8.2). La muestra de Portazuelos contiene la mayor acumulación

de PTAs registrada en las áreas estudiadas hasta el momento. Dado que los materiales que conforman la playa son residuos siderúrgicos, la presencia de carbón, PTAs y chares es esperada. Ejemplos de las partículas identificadas en la muestra de Portazuelos se presentan en la Figura 8.18.



**Figura 8.18** Fotografías tomadas en microscopía de luz blanca reflejada y con objetivo de inmersión en aceite de algunos de los componentes de la fracción orgánica para muestras del área de cabo Peñas. A) y B) coque de carbón sin y con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de de  $1\lambda$  (Candás), C) mezcla de carbones de distinto rango y coque de carbón (Luanco), D) y E) char sin y con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de de  $1\lambda$  (Luanco), F) Mezcla de pizarra carbonosa y carbones (Bañugues), G) pizarra carbonosa (Portazuelos), H) Partícula Térmicamente Alterada (PTA) (Portazuelos) y I) PTA y char (Portazuelos)

En Verdicio, la fracción inorgánica es predominante, representando entre el 95,0 % y el 100,0 %, vol. de la muestra, mientras que la fracción orgánica es claramente minoritaria, alcanzando un máximo de 4,5 %, vol. (Tabla 8.1). De las doce muestras tomadas en Verdicio, cinco no contienen ningún tipo de POAs o material orgánico. La fracción orgánica presente se compone principalmente de pizarras carbonosas (hasta un 2,8 % vol.), carbón (hasta un 1,7 % vol.) y coque de carbón (hasta un 0,2 % vol.) (Tabla 8.2). La presencia de POAs en Verdicio es mínima y se encuentran dispersas en el sedimento natural, sin formar grandes acumulaciones, a diferencia de las manchas concentradas que se observan en Xagó, Salinas o San Juan de Nieva (Figura 8.19).



**Figura 8.19** Ejemplo del modo de aparición de las POAs en la playa de Verdicio.

En la playa de Llumeres, situada en el sector oriental de Cabo Peñas, las tres muestras recogidas están compuestas únicamente por sedimento natural, con un 100,0 %, vol. de fracción inorgánica (Tabla 8.1) y ausencia total de POAs (Tabla 8.2).

En Bañugues, se observa una variación significativa en la composición de las muestras, con fracciones inorgánicas entre el 22,1 % y el 99,8 %, vol., y fracciones orgánicas entre el 0,2 % y el 77,9 %, vol. (Tabla 8.1). Esta variación se debe a la toma de muestras sobre manchas de material carbonoso y en áreas no afectadas por estas. La fracción orgánica está compuesta por carbón (0,2 % a 76,3 % vol.), coque de carbón (hasta un 3,7 % vol.), pizarra carbonosa (hasta un 0,6 % vol.), chares (hasta un 0,4 % vol.) y PTAs (hasta un 0,2 % vol.) (Tabla 8.2). Las muestras de Bañugues se caracterizan por una alta cantidad de carbón, especialmente en las recogidas sobre manchas de material carbonoso (Figura 8.8).

En la Figura 8.18 se presentan ejemplos de la mezcla de POAs encontradas en Bañugues. Las partículas de carbón muestran una morfología redondeada, lo que indica que han experimentado erosión debido a su prolongada exposición al agua.

La muestra recogida en la playa de Moniello no presentan rastro de POAs, salvo algunas trazas de carbón (Tabla 8.2), y está compuesta en su totalidad por fracción inorgánica (Tabla 8.1).

Se observa una marcada diferencia entre las muestras de la playa de Luanco y las de La Ribera (Figura 8.11). Las muestras de la playa de Luanco presentan un máximo de 2,5 %, vol. de fracción orgánica, y en una de ellas (MLU – 6) está completamente ausente (Tabla 8.1). En contraste, en la playa de La Ribera, la fracción orgánica está siempre presente, con valores que oscilan entre el 14,0 % y el 64,5 %, vol. (Tabla 8.1). Esta diferencia se atribuye a la constante presencia de manchas de materiales carbonosos en La Ribera.

La fracción orgánica en Luanco está compuesta por carbón (hasta un 63,2 % vol.), coque de carbón (hasta un 2,5 % vol.), pizarras carbonosas (hasta un 0,8 % vol.) y chares (hasta un 0,6 % vol.) (Tabla 8.2). Las partículas identificadas presentan una morfología más angulosa en comparación con las de otras zonas, lo que probablemente se debe a una menor erosión, asociada a un tiempo de exposición más breve al agua y a los sedimentos de la playa (Figura 8.18).

En las playas de El Dique y Aramar, algunas muestras fueron tomadas sobre pequeñas acumulaciones de carbón. En El Dique, la fracción inorgánica varía entre el 67,9 % y el 97,1 %, vol. mientras que la fracción orgánica oscila entre el 2,8 % y el 32,1 %, vol. (Tabla 8.1). La fracción orgánica en El Dique está compuesta por carbón (2,1 % a 29,3 % vol.) y coque de carbón (0,2 % a 0,9 % vol.) (Tabla 8.2).

En Aramar, la fracción orgánica representa entre el 6,9 % y el 66,5 %, vol. mientras que la fracción inorgánica varía entre el 33,5 % y el 97,1 % (Tabla 8.1). La mezcla de POAs en Aramar incluye carbón (4,5 % a 60,3 % vol.), coque de carbón (0,4 % a 5,2 % vol.), pizarra carbonosa (0,2 % a 0,9 % vol.) y chares (hasta un 0,4 % vol.) (Tabla 8.2).

Las proporciones de las fracciones y la composición de la mezcla de POAs en Aramar y El Dique son similares, probablemente debido a que ambas playas forman una misma unidad durante la bajamar (Figura 8.12).

En Antromero, las muestras fueron recogidas sobre manchas de material carbonoso (Figura 8.13). La fracción inorgánica varía entre el 31,5 % y el 89,1 %, vol., mientras que la fracción orgánica oscila entre el 10,9 % y el 68,5 %, vol. (Tabla 8.1). La fracción orgánica está compuesta principalmente por carbón (9,1 % a 66,4 % vol.), coque de carbón (0,5 % a 2,5 % vol.) y pizarra carbonosa (0,2 % a 1,3 % vol.) (Tabla 8.2).

En Candás, la fracción inorgánica representa entre el 81,8 % y el 100 %, vol. mientras que la fracción orgánica alcanza hasta un 18,2 %, vol. (Tabla 8.1). La fracción orgánica está compuesta por carbón (hasta un 16,1 % vol.) y coque de carbón (hasta un 1,6 % vol.). Las muestras de la playa del puerto de Candás contienen fracción orgánica en porcentajes que varían entre el 8,2 % y el 18,2 %, vol. mientras que en la playa de La Palmera los valores son significativamente menores, con un máximo de 3,5 %, vol. e incluso ausencia total en una de las muestras (MCAN – 6) (Tabla 8.2).

En Perlora, la fracción inorgánica es predominante, con un 95,9 %, vol. frente a un 4,1 %, vol. de la fracción orgánica (Tabla 8.1). La fracción orgánica está compuesta por carbón (3,1 % vol.), coque de carbón (0,5 % vol.) y pizarra carbonosa (0,3 % vol.) (Tabla 8.2).

Los resultados indican que la contaminación por Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) en el área de cabo Peñas varía según la localidad estudiada. A diferencia del sector oriental de Castrillón y la desembocadura del Nalón, en el área de cabo Peñas las POAs no se mezclan homogéneamente con el sedimento, sino que aparecen en forma de manchas de material carbonoso que cubren partes de los arenales, especialmente en zonas con condiciones de menor energía, como Bañugues, la playa de La Ribera y el puerto de Candás. En algunas áreas, como Verdicio o Llumeres, la contaminación por POAs es mínima o está completamente ausente.

La variación en la composición de la mezcla de POAs entre el área de cabo Peñas y las áreas de Castrillón y el Nalón es significativa. En las playas de cabo Peñas, el carbón y el coque de carbón son más predominantes en comparación con la pizarra carbonosa, que pasa de ser el componente principal de la fracción orgánica en las playas del oeste de Castrillón y la zona de la desembocadura del Nalón a ser un componente minoritario, especialmente en el sector oriental de Peñas. Estos cambios sugieren la presencia de fuentes de contaminación por POAs diferentes y/o adicionales a las previamente estudiadas.

### 8.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones encontrados el área de Cabo

#### Peñas.

Esta sección presenta los resultados del análisis de reflectancia de la vitrinita y la distribución de sus valores para los carbones y pizarras carbonosas encontradas en las muestras del área de Cabo Peñas. La Tabla 8.3 muestra la clasificación de los carbones identificados en Peñas basada en las mediciones de la reflectancia de la vitrinita, siguiendo las normas ISO 7405/5 (2009) y ASTM D388-17 (2018).

La Figura 8.20 y Figura 8.21 muestran histogramas representativos para cada una de las localidades examinadas en el área de Peñas. En la Figura 8.18 se presentan ejemplos de algunas de las mezclas de carbones y otras partículas orgánicas antropogénicas (POAs) encontradas en esta área.

**Tabla 8.3** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP).

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
MX - 1	0,0	70,0	5,0	15,0	10,0	1,11
MX - 2	1,9	82,7	7,7	1,9	5,8	0,95
MX - 3	1,9	65,4	13,5	11,5	7,7	1,07
MX - 4	0,0	66,7	0,0	33,3	0,0	1,11
MX - 5	0,0	50,0	35,7	14,3	0,0	1,02
MX - 6	1,4	68,6	14,3	8,6	7,1	1,09
MX - 7	0,0	57,1	28,6	14,3	0,0	1,12
MX - 8	0,0	80,0	13,3	6,7	0,0	0,94
MX - 9	3,0	67,0	16,0	8,0	6,0	1,05
MX - 10	0,0	71,4	14,3	14,3	0,0	1,04
MX - 11	0,0	71,4	14,3	14,3	0,0	0,96
MX - 12	2,7	53,3	20,0	18,7	5,3	1,2
MX - 13	5,0	63,0	17,0	9,0	6,0	1,07
MPOR - 1	0,0	24,0	14,0	14,0	48,0	2,06
MV - 1	0,0	33,3	0,0	33,3	33,3	1,78
MV - 2	0,0	26,7	0,0	6,7	66,7	2,48
MV - 3	0,0	25,0	25,0	0,0	50,0	1,84

Estudio del impacto ambiental del carbón y sus derivados en el litoral de la Costa Central Asturiana

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bitumiñosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
MV - 4	0,0	50,0	7,1	14,3	28,6	1,75
MV - 5	0,0	0,0	33,3	0,0	66,7	2,63
MV - 6	0,0	9,1	9,1	9,1	72,7	2,47
MV - 7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
MV - 8	0,0	50,0	0,0	0,0	50,0	2,34
MV - 9	0,0	25,0	50,0	0,0	25,0	1,53
MV - 10	0,0	83,3	0,0	0,0	16,7	1,24
MV - 11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
MV - 12	0,0	42,9	42,9	0,0	14,3	1,6
MLL - 1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
MLL - 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
MLL - 3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
MBA - 1	0,0	58,0	13,0	22,0	7,0	1,16
MBA - 2	0,0	70,0	13,0	11,0	6,0	1,08
MBA - 3	0,0	70,0	18,0	8,0	4,0	1,07
MBA - 4	0,0	58,8	35,3	5,9	0,0	0,99
MBA - 5	0,0	75,0	6,3	12,5	6,3	1,12
MBA - 6	0,0	80,0	6,7	0,0	13,3	1
MBA - 7	0,0	57,1	14,3	14,3	14,3	1,13
MBA - 8	0,0	62,0	10,0	24,0	4,0	1,16
MBA - 9	0,0	70,0	12,0	16,0	2,0	1,02
MBA - 10	0,0	69,0	12,0	17,0	2,0	1,05
MON - 1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1,02
MLU - 1	1,0	86,0	8,0	5,0	0,0	0,86
MLU - 2	0,0	76,0	15,0	8,0	1,0	0,97
MLU - 3	0,0	59,0	15,0	13,0	13,0	1,19
MLU - 4	0,0	63,0	17,0	14,0	6,0	1,11
MLU - 5	0,0	48,8	27,9	20,9	2,3	1,14
MLU - 6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
MLU - 7	0,0	62,5	12,5	25,0	0,0	1,13
MPS - 1	0,0	58,0	21,0	13,0	8,0	1,14
MD - 1	0,0	51,0	22,0	15,0	12,0	1,24
MD - 2	0,0	54,0	26,0	12,0	8,0	1,17
MD - 3	0,0	56,0	22,0	15,0	7,0	1,2
MARA - 1	0,0	75,0	5,0	15,0	5,0	1,01
MARA - 2	0,0	71,0	16,0	10,0	3,0	1,01
MARA - 3	0,0	69,0	11,0	16,0	4,0	1,09
MARA - 4	0,0	70,0	16,0	12,0	2,0	1,02
MARA - 5	0,0	65,0	11,0	15,0	9,0	1,14
MAN - 1	0,0	72,0	14,0	8,0	6,0	1,03
MAN - 2	0,0	64,0	14,0	17,0	5,0	1,11
MAN - 3	0,0	64,0	12,0	16,0	8,0	1,14
MAN - 4	0,0	61,6	14,1	15,2	9,1	1,15
MAN - 5	0,0	70,0	15,0	9,0	6,0	1,05
MCAN - 1	0,0	58,0	11,0	20,0	11,0	1,22
MCAN - 2	0,0	69,0	14,0	9,0	8,0	1,07
MCAN - 3	0,0	80,0	5,0	12,0	3,0	1
MCAN - 4	0,0	61,8	11,8	17,7	8,8	1,14
MCAN - 5	0,0	65,5	10,3	20,7	3,5	1,11
MCAN - 6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
MP-1	0	56	21	16	7	1,16

La mezcla de carbones en Xagó está compuesta por carbones bituminosos de altos volátiles (82,7%-50,0%), bituminosos de bajos volátiles (1,9%-33,3%), bituminosos de medios volátiles (hasta 35,7%), antracitas (hasta 10,0%) y sub-bituminosos (hasta 5,0%) (Tabla 8.3). Esta composición es similar a la observada en las muestras de la ría de Avilés (Sección 7.2.1.2).

La muestra de Portazuelos presenta una mezcla de antracitas (48,0%), bituminosos de altos volátiles (24,0%), bituminosos de medios volátiles (14,0%) y bituminosos de bajos volátiles (14,0%) (Tabla 8.3). Dado que la muestra está compuesta por residuos siderúrgicos, los valores de reflectancia no son representativos para evaluar las potenciales mezclas de carbones presentes, ya que la reflectancia de la vitrinita aumenta cuando se expone a altas temperaturas.

La mezcla de carbones identificada en Verdicio se compone de carbones bituminosos de bajos volátiles (hasta 83%), antracitas (hasta 72,7%) y bituminosos de medios volátiles (hasta 50,0%) y bituminosos de bajos volátiles (hasta 33,3 %) (Tabla 8.3). La considerable cantidad de antracitas en las muestras de Verdicio podría deberse a la alteración de los valores de reflectancia por exposición a altas temperaturas. Estos materiales con alta reflectancia podrían haber sido transportados por corrientes costeras desde la playa de Portazuelos, situada a menos de 2 km (Figura 8.1).

Como se muestra en la Figura 8.20, los histogramas de la muestra de Portazuelos y una muestra representativa de Verdicio presentan la misma distribución de los valores de reflectancia, lo que refuerza esta hipótesis.

En Bañugues, la mezcla de carbones está compuesta por carbones bituminosos de altos volátiles (57,1%-80,0%), bituminosos de medios volátiles (6,3%-35,3%), bituminosos de bajos volátiles (hasta 24,0%) y antracitas (hasta 14,3%) (Tabla 8.3).

Las trazas de carbón encontradas en la muestra tomada en la playa de Moniello (Tabla 8.2) presentaban un valor de reflectancia correspondiente a los carbones bituminosos de altos volátiles (Tabla 8.3).

En las muestras de Luanco, la mezcla de carbones se compone de carbones bituminosos de altos volátiles (hasta 86,6%), bituminosos de medios volátiles (hasta 27,9%), bituminosos de bajos volátiles (hasta 25,0%), antracitas (hasta 13,0%) y sub-bituminosos (hasta 1,0%) (Tabla 8.3).

La mezcla de carbones en la muestra de la playa de Samarincha está constituida por un 58,0% de carbones bituminosos de altos volátiles, un 21,0% de bituminosos de medios volátiles, un 13,0% de bituminosos de bajos volátiles y un 8,0% de antracitas (Tabla 8.3).

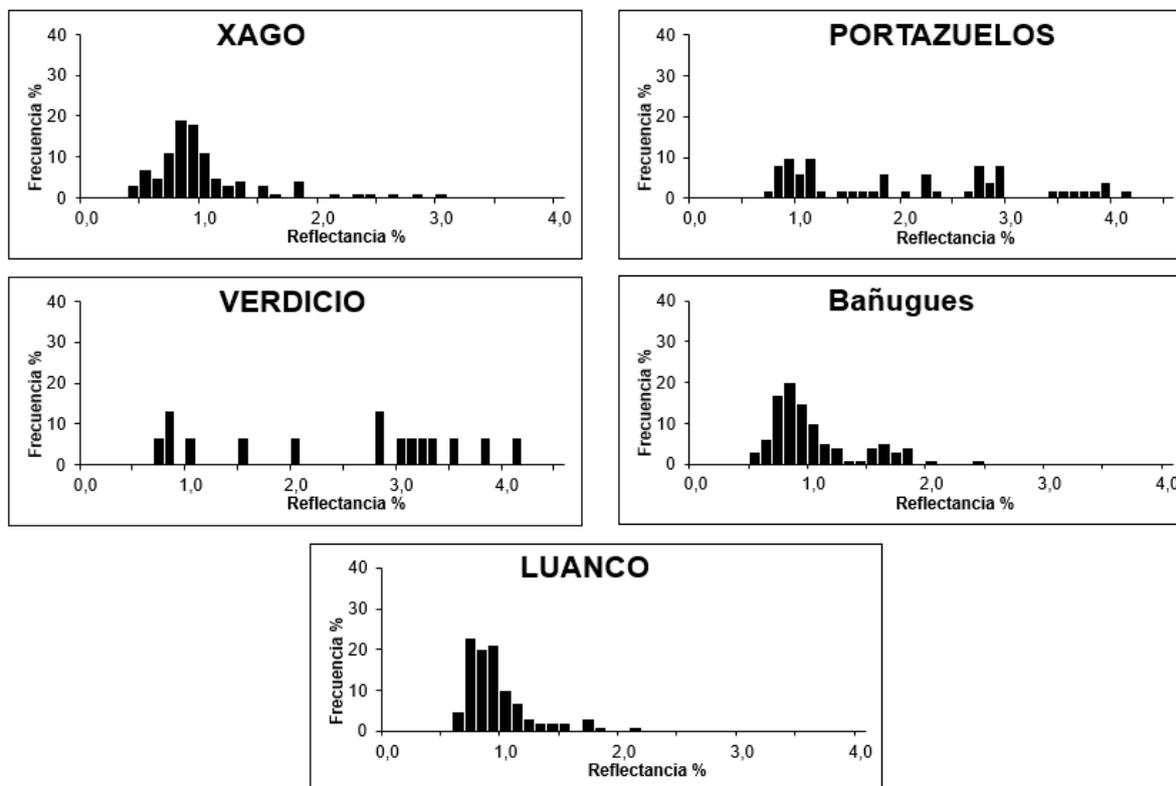
En El Dique, se han identificado carbones bituminosos de altos volátiles (51,0%-56,0%), bituminosos de medios volátiles (22,0%-26,0%), bituminosos de bajos volátiles (12,0%-15,0%) y antracitas (8,0%-12,0%) (Tabla 8.3).

En Aramar, las muestras exhiben una mezcla compuesta por carbones bituminosos de altos volátiles (65,0%-75,0%), bituminosos de bajos volátiles (10,0%-16,0%), bituminosos de medios volátiles (5,0%-16,0%) y antracitas (2,0%-9,0%) (Tabla 8.3).

La mezcla de carbones identificada en Antromero está formada por carbones bituminosos de altos volátiles (61,6%-72,0%), bituminosos de bajos volátiles (8,0%-17,0%), bituminosos de medios volátiles (12,0%-15,0%) y antracitas (5,0%-9,1%) (Tabla 8.3).

En Candás, la mezcla de carbones se compone de carbones bituminosos de altos volátiles (80,0%), bituminosos de bajos volátiles (20,8%), bituminosos de medios volátiles (14,0%) y antracitas (11,0%) (Tabla 8.3). Candás es la única localidad estudiada en la que los carbones bituminosos de bajos volátiles siempre aparecen en mayores proporciones que los de medios volátiles.

### Histogramas Cabo Peñas I



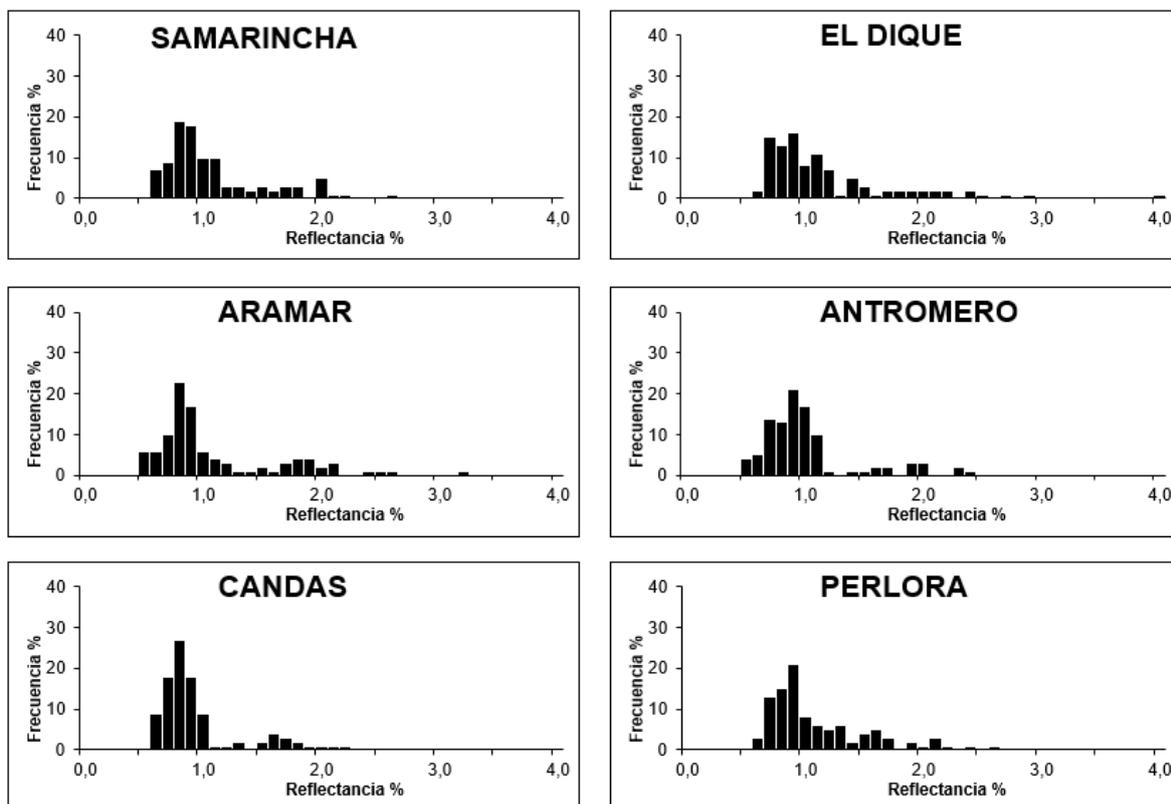
**Figura 8.20** Histogramas con la distribución de la reflectancia de la vitrinita para muestras representativas de la playa de Xagó, Portazuelos, Verdicio, Bañugues y Luanco.

Finalmente, en la muestra obtenida en Perlora, los carbones identificados son los carbones bituminosos de altos volátiles (56,0%), seguido de los bituminosos de medios volátiles (21,0%), bituminosos de bajos volátiles (16,0%) y antracitas (11,0%) (Tabla 8.3).

Como se puede apreciar en la Figura 8.20 y Figura 8.21, los histogramas obtenidos en el área de Cabo Peñas, especialmente en su sector oriental, exhiben patrones de distribución de la reflectancia diferentes a los obtenidos en las playas del occidente de Castrillón (Figura 6.9) y la desembocadura del Nalón (Figura 5.9). El histograma obtenido para la playa de Xagó es similar a los obtenidos en la ría de Avilés (Figura 7.7) y las playas de Salinas y San Juan de Nieva (Figura 6.9). En contraste, los histogramas de Portazuelos y Verdicio muestran una

distribución de los valores de reflectancia que difiere de los patrones observados en las demás localidades.

### Histogramas Cabo Peñas II



**Figura 8.21** Histogramas con la distribución de la reflectancia de la vitrinita para muestras representativas de la playa de Samarincha, El Dique, Aramar, Antromero, Candás y Perlora.

Este cambio en el patrón de distribución de las reflectancias, junto con las variaciones en la composición de la mezcla de POAs y la morfología de las partículas encontradas, sugiere diferentes fuentes de contaminación por POAs en las playas a ambos lados del Cabo Peñas, especialmente en su sector oriental (Figura 8.2).

## **8.2.2 Geoquímica Inorgánica del área de cabo Peñas.**

### **8.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza de interés medioambiental.**

Las muestras analizadas para determinar el contenido de 18 elementos traza de interés medioambiental en el área de cabo Peñas se presenta en la Tabla 8.4. Esta tabla también incluye referencias a las figuras que indican la localización de las muestras en las diferentes localidades estudiadas, detalladas en la Sección 8.1.

En la Tabla 8.4 se presentan las concentraciones mínimas, máximas, medias, medianas y medias truncadas de estos elementos. Para la mayoría de los elementos, los valores de la media, mediana y media truncada son consistentes, excepto en el caso de Ba, Cr, Mn, V y Zn, que muestran desviaciones superiores a 10 mg/kg.

El bario (Ba) muestra una concentración media de 130,39 mg/kg y una media truncada de 104,56 mg/kg, con valores generalmente entre 80 y 90 mg/kg (Tabla 8.4). La discrepancia en los valores de Ba en la región de Peñas se debe a concentraciones más elevadas en muestras de la playa de Portazuelos y las áreas de Candás y Perlora.

Las discrepancias para el Cr, Mn y V son más significativas. El cromo (Cr) presenta una concentración media de 59,14 mg/kg y una media truncada de 19,0 mg/kg, con una mediana de 18 mg/kg (Tabla 8.4). El manganeso (Mn) tiene una concentración media de 904,75 mg/kg, una media truncada de 423,11 mg/kg y una mediana de 347,00 mg/kg (Tabla 8.4). El vanadio (V) presenta una concentración media de 69,04 mg/kg, una media truncada de 29,56 mg/kg y una mediana de 28 mg/kg (Tabla 8.4).

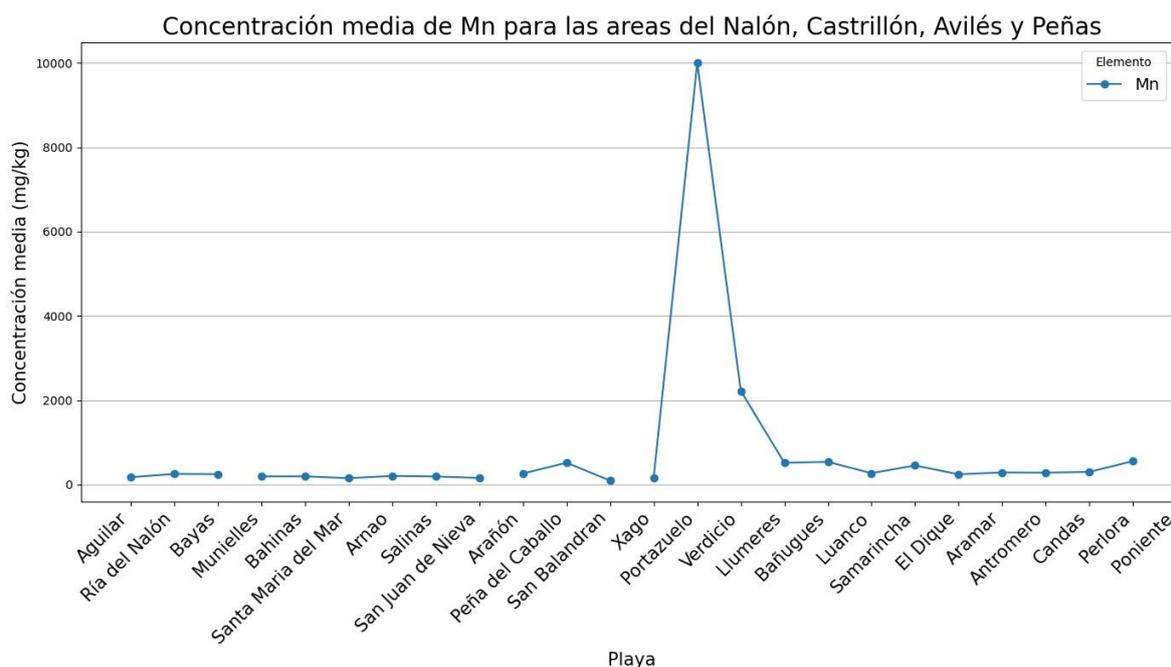
**Tabla 8.4** Concentraciones determinadas mediante ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en el área de Cabo Peñas, para las muestras de Xagó (MX), Portazuelos (MPOR), Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Moniello (MON), Luanco (MLU), Samarincha (MPS), El Dique (MD), Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP).

Muestra	Ag (mg/kg)	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Se (mg/kg)	Sn (mg/kg)	V (mg/kg)	Zn (mg/kg)
MX - 1	0,02	10,85	198,00	0,21	0,07	5,78	4,28	3,22	0,07	183,00	10,30	3,89	20,30	0,62	0,03	0,69	7,40	185,00
MX - 4	0,02	10,20	28,80	0,19	0,04	7,91	5,50	2,56	0,04	118,00	15,55	4,33	22,20	0,42	0,02	0,85	8,80	105,00
MX - 8	0,02	11,25	47,40	0,19	0,06	5,01	5,03	2,68	0,05	131,50	8,46	3,97	23,20	0,52	0,02	0,81	8,60	105,5
MX - 9	0,08	19,50	39,70	0,35	0,12	4,02	5,74	10,10	0,13	184,50	4,19	5,38	53,20	0,53	0,13	1,40	13,50	324,00
MX - 13	0,08	17,25	46,20	0,36	0,10	4,54	6,15	9,47	0,13	181,50	5,80	5,06	43,30	0,54	0,12	1,36	13,20	274,00
MPOR-1	0,05	7,30	496,00	2,00	0,23	5,00	1198,00	44,10	0,05	10.000,00	2,24	18,50	29,20	1,63	0,40	3,80	1291,00	414,3
MV-2	0,01	22,00	155,00	0,50	0,16	4,90	193,00	15,70	0,06	5486,00	1,21	11,50	43,17	1,26	0,15	2,50	110,00	219,8
MV-6	0,01	18,00	141,00	0,50	0,07	4,10	73,00	8,10	0,07	3006,00	0,69	7,80	20,47	1,02	0,15	1,30	67,00	88,5
MV-8	0,01	13,20	70,00	0,50	0,06	2,20	13,00	4,20	0,08	806,00	0,43	3,50	15,06	0,68	0,30	0,70	21,00	59,3
MV-10	0,01	13,70	81,00	0,50	0,07	2,30	15,00	2,70	0,09	922,00	0,41	3,60	14,30	0,65	0,15	0,70	25,00	201,1
MV-12	0,01	13,30	81,00	0,50	0,05	2,40	15,00	3,40	0,09	884,00	0,38	3,90	13,71	0,69	0,15	0,70	26,00	92,1
MLL-1	0,01	23,90	164,00	2,00	0,01	12,60	54,00	10,20	0,81	486,00	0,98	26,30	6,42	1,20	0,15	2,00	94,00	139,5
MLL-2	0,01	12,70	65,00	1,00	0,01	9,60	23,00	8,90	0,07	522,00	0,85	16,30	4,61	0,73	0,15	0,80	49,00	28,9
MLL-3	0,01	12,50	71,00	0,50	0,01	9,40	21,00	15,90	0,05	536,00	1,90	15,60	5,34	0,74	0,15	0,70	47,00	32,2
MBA-1	0,05	16,80	68,00	0,50	0,16	4,10	20,00	8,90	0,67	776,00	0,78	7,60	27,78	1,21	0,40	1,50	28,00	113,4
MBA-3	0,05	18,20	59,00	0,50	0,22	3,60	17,00	5,70	0,70	931,00	0,58	5,60	28,02	1,06	0,40	1,30	23,00	908,3
MBA-6	0,01	13,20	77,00	0,50	0,05	4,00	23,00	6,60	0,31	350,00	0,53	8,20	12,83	0,87	0,15	1,40	28,00	128,3
MBA-8	0,03	13,70	84,00	0,50	0,07	4,20	21,00	4,40	0,40	375,00	0,47	8,10	16,95	0,90	0,15	1,50	31,00	71,2
MBA-10	0,04	15,30	66,00	1,00	0,17	4,90	16,00	9,80	0,34	251,00	1,71	8,70	24,32	1,61	0,70	1,00	32,00	99,5
MLU-1	0,03	10,40	85,00	1,00	0,17	3,30	14,00	8,80	0,59	173,00	1,39	6,80	23,44	1,50	0,60	1,30	26,00	188,00
MLU-4	0,05	13,10	108,00	0,50	0,17	3,60	22,00	11,60	0,24	412,00	0,88	8,00	28,94	0,93	0,15	2,00	31,00	297,1
MLU-6	0,01	15,50	36,00	0,50	0,04	1,60	6,00	2,30	0,08	219,00	0,28	2,20	6,84	0,35	0,15	0,60	17,00	43,1
MPS-1	0,04	16,30	171,00	1,00	0,14	4,60	32,00	10,30	0,14	451,00	0,68	10,40	31,24	0,97	0,15	2,20	41,00	145,4
MD-2	0,01	9,90	162,00	0,50	0,07	3,00	18,00	5,40	0,08	242,00	0,47	6,60	13,48	0,82	0,15	1,30	24,00	119,9
MARA-2	0,03	11,70	129,00	0,50	0,11	3,90	25,00	12,90	0,12	314,00	0,99	9,30	19,31	1,07	0,40	1,60	30,00	85,5
MARA-3	0,06	16,90	115,00	1,00	0,17	4,50	26,00	14,30	0,31	377,00	1,03	9,20	30,13	3,77	0,40	1,90	37,00	141,1
MARA-4	0,02	7,70	89,00	0,50	0,07	2,30	14,00	6,60	0,06	202,00	0,50	5,30	10,22	0,80	0,15	0,90	18,00	41,7
MARA-5	0,05	15,50	96,00	1,00	0,26	4,10	18,00	9,50	0,52	247,00	1,38	7,90	27,19	4,42	0,60	1,10	32,00	144,1
MAN-1	0,03	14,10	80,00	0,50	0,06	3,10	15,00	9,10	0,11	298,00	0,88	6,70	14,68	1,74	0,15	1,40	22,00	61,5
MAN-3	0,04	16,00	119,00	0,50	0,10	4,10	23,00	7,60	0,20	293,00	0,97	8,60	22,17	1,90	0,30	1,60	34,00	99,9
MAN-5	0,05	17,10	79,00	1,00	0,14	4,40	19,00	10,70	0,39	252,00	1,56	8,70	24,25	3,18	0,60	1,30	33,00	109,4

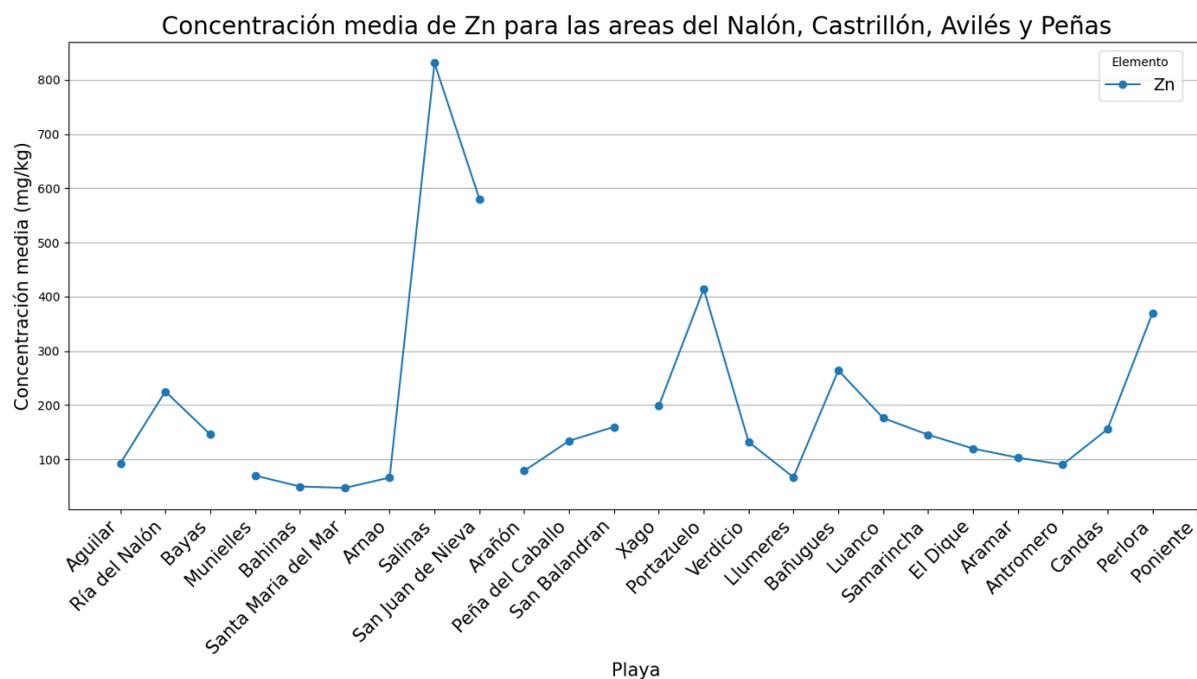
<b>Muestra</b>	<b>Ag (mg/kg)</b>	<b>As (mg/kg)</b>	<b>Ba (mg/kg)</b>	<b>Be (mg/kg)</b>	<b>Cd (mg/kg)</b>	<b>Co (mg/kg)</b>	<b>Cr (mg/kg)</b>	<b>Cu (mg/kg)</b>	<b>Hg (mg/kg)</b>	<b>Mn (mg/kg)</b>	<b>Mo (mg/kg)</b>	<b>Ni (mg/kg)</b>	<b>Pb (mg/kg)</b>	<b>Sb (mg/kg)</b>	<b>Se (mg/kg)</b>	<b>Sn (mg/kg)</b>	<b>V (mg/kg)</b>	<b>Zn (mg/kg)</b>
MCAN-2	0,01	11,50	600,00	0,50	0,04	2,50	14,00	4,00	0,12	254,00	0,54	5,10	14,12	1,50	0,15	2,90	24,00	198.9
MCAN-5	0,01	13,30	221,00	0,50	0,06	2,80	14,00	3,80	0,09	344,00	0,45	5,70	17,15	1,05	0,15	1,70	24,00	112.4
MP-1	0,09	22,70	305,00	0,50	0,09	4,60	22,00	13,80	0,24	554,00	0,81	9,40	13,35	5,83	0,15	2,30	31,00	369.4
<b>Máximo</b>	0.09	23.9	600.0	2.0	0.26	12.6	1198.0	44.1	2.99	10000.0	15.55	26.3	53.2	5.83	0.7	3.8	1291.0	908.3
<b>Mínimo</b>	0.01	7.3	28.8	0.19	0.01	1.6	4.28	2.3	0.04	118.0	0.28	2.2	4.61	0.35	0.02	0.6	7.4	28.9
<b>Media</b>	0.03	14.55	130.39	0.66	0.1	4.5	59.14	9.04	0.35	904.75	2.07	8.17	21.2	1.37	0.24	1.44	69.04	169.04
<b>Mediana</b>	0.02	13.7	84.5	0.5	0.07	4.1	18.0	8.85	0.12	347.0	0.88	7.7	20.38	1.0	0.15	1.33	28.0	116.65
<b>Media rec.</b>	0.03	14.32	104.56	0.6	0.1	4.12	19.0	8.0	0.24	423.11	1.25	7.4	20.17	1.12	0.22	1.35	29.56	141.16

Las discrepancias entre los valores de la media y la media truncada para Cr, Mn y V se atribuyen a las elevadas concentraciones encontradas en la muestra de la playa de Portazuelos (MPOR-1), que muestra 1198,00 mg/kg para Cr, 10.000,00 mg/kg para Mn y 1291,00 mg/kg para V (Tabla 8.4). Estas concentraciones anómalas se deben probablemente a la presencia de residuos siderúrgicos en los sedimentos de la playa.

En la Figura 8.22 se representan las concentraciones medias de Mn en las muestras de Peñas, donde se observa una contaminación significativa en Portazuelos, extendida hacia Verdecio por las corrientes costeras. Una tendencia similar se observa para Cr y V (Tabla 8.4).



**Figura 8.22** Concentración media de Mn para las áreas de la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas.

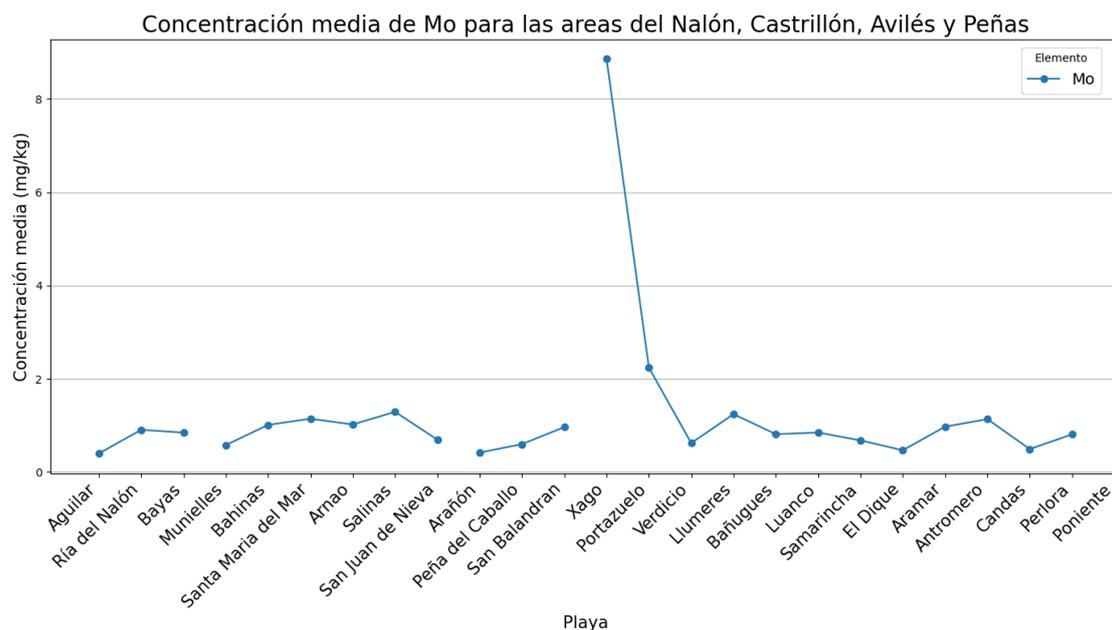


**Figura 8.23** Concentración media de Zn para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas.

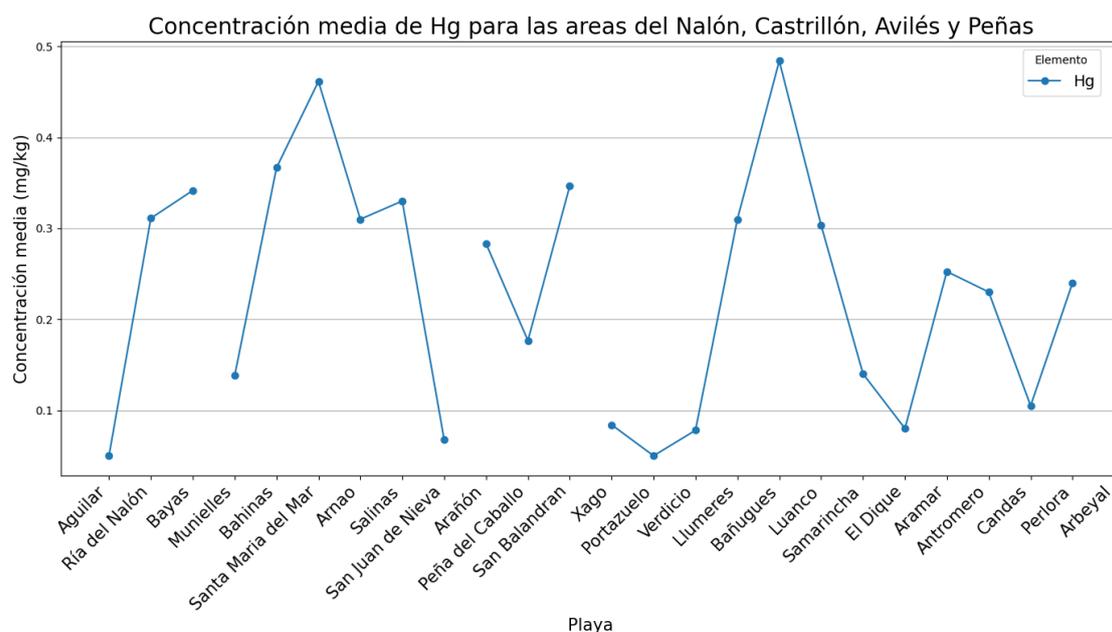
El zinc (Zn) muestra variaciones significativas en función de la localidad. En la Figura 8.23 se ilustran las concentraciones medias de Zn en las áreas investigadas, destacándose que las concentraciones en el sector oriental de Peñas (Xagó, Portazuelos, Verdicio) son comparables a las de la ría de Avilés y las playas de Salinas y San Juan de Nieva, lo que sugiere una contaminación transportada desde esas zonas.

Otros elementos como Mo, Se y Hg muestran desviaciones menores. La Figura 8.24 presenta las concentraciones medias de Mo en las localidades estudiadas, destacando valores inusualmente elevados en muestras de Xagó. La variabilidad del contenido en Se en las muestras se asocia a su afinidad con la fracción orgánica (POAs, especialmente carbón), observándose mayores concentraciones en playas con presencia de material carbonoso (Tabla 8.4).

La Figura 8.25 muestra las concentraciones medias de Hg en las localidades del Nalón, Castrillón, Avilés y Peñas. Aunque las concentraciones de Hg en Peñas son generalmente más bajas, algunas localidades, como Bañugues, muestran incrementos significativos (Tabla 8.4).



**Figura 8.24** Concentración media de Mo para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas.



**Figura 8.25** Concentración media de Hg para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y Cabo Peñas.

### 8.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ).

La Tabla 8.5 presenta los valores medios del Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ) y su clasificación para los 18 elementos de interés en las muestras del área de Cabo Peñas. Utilizando las concentraciones de los elementos en El Aguilar como referencia ( $EF_{agui}$ ), se observa un enriquecimiento mínimo ( $EF < 2$ ) para la mayoría de los elementos, excepto Sb, Cd, Ag, Mn, Hg y Pb, que presentan un enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ) (Tabla 8.5).

**Tabla 8.5** Valores medios de  $EF_{agui}$ ,  $EF_{ucc}$  y  $EF_{sel}$  para las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de cabo Peñas, Gozón y Carreño. Los valores de  $EF$  fueron etiquetados siguiendo la clasificación de Barbieri (2017).

Elemento	$EF_{agui}$		$EF_{ucc}$		$EF_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	2,41	Moderado	1,51	Mínimo	–	–
As	1,53	Mínimo	7,96	Significativo	0,66	Mínimo
Ba	1,13	Mínimo	0,50	Mínimo	–	–
Be	1,07	Mínimo	0,85	Mínimo	–	–
Cd	2,27	Moderado	3,35	Moderado	2,06	Moderado
Co	1,08	Mínimo	0,56	Mínimo	–	–
Cr	1,72	Mínimo	0,68	Mínimo	3,44	Moderado
Cu	0,64	Mínimo	0,75	Mínimo	1,75	Mínimo
Hg	3,29	Moderado	14,00	Significativo	1,27	Mínimo
Mn	2,48	Moderado	1,88	Mínimo	–	–
Mo	1,57	Mínimo	2,03	Moderado	–	–
Ni	0,76	Mínimo	0,40	Mínimo	1,02	Mínimo
Pb	3,72	Moderado	3,08	Moderado	1,50	Mínimo
Sb	2,09	Moderado	10,42	Significativo	–	–
Se	1,64	Mínimo	9,07	Significativo	–	–
Sn	0,99	Mínimo	1,72	Mínimo	–	–
V	1,47	Mínimo	0,91	Mínimo	–	–
Zn	0,96	Mínimo	6,40	Significativo	2,77	Moderado

El  $EF$  calculado con las concentraciones medias de la corteza continental superior (UCC) (Rudnick y Gao, 2014) ( $EF_{ucc}$ ) muestra un enriquecimiento mínimo o inapreciable ( $EF < 2$ ) para Ni, Ba, Co, Cr, Cu, Be, V, Ag, Sn y Mn. Los elementos Mo, Pb y Cd muestran un

enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ), mientras los valores del Zn, As, Hg, Se y Sb indican un enriquecimiento significativo ( $5 < EF < 20$ ) (Tabla 8.5).

Utilizando los valores de metales pesados en la costa asturiana como referencia ( $EF_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020), se observa un enriquecimiento mínimo para el As, Ni, Hg, Pb y Cu ( $EF < 2$ ), y un enriquecimiento moderado para el Cd, Zn y Cr (Tabla 8.5).

Los resultados revelan enriquecimientos moderados a significativos para el Zn, As, Se, Sb y, especialmente, Hg en comparación con la UCC, destacando el impacto de la contaminación en la costa de Portazuelos. El Cr muestra los valores más elevados de  $EF_{sel}$ , lo que evidencia los efectos de la contaminación de Portazuelos en esta área.

### 8.2.2.3 Índice de Geoacumulación (*Igeo*).

El índice de Geoacumulación (*Igeo*) permite evaluar el impacto de la actividad antropogénica sobre suelos y sedimentos. La Tabla 8.6 recoge los valores medios de *Igeo* para las muestras del área de Peñas.

El *Igeo* utilizando las muestras de Aguilar como referencia ( $Igeo_{agui}$ ) muestra valores de Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), indicativos de contaminación muy moderada, para Se, Mo, As, Cd, V, Sb, Ag, Cr, Hg y Mn. Solo el Pb presenta un valor de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), correspondiente a una contaminación moderada. El resto de los elementos presentan valores de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), lo que indica ausencia de contaminación (Tabla 8.6).

El cálculo del *Igeo* utilizando los valores medios de la UCC (Rudnick y Gao, 2014) ( $Igeo_{ucc}$ ) otorga valores de Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ) a Zn, Se y As, mientras que Sb y Hg exhiben valores de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), indicando una contaminación moderada. El resto de los elementos presentan valores de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), correspondientes a ausencia de contaminación (Tabla 8.6).

**Tabla 8.6** Valores medios de  $Igeo_{agui}$ ,  $Igeo_{ucc}$  y  $Igeo_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de Cabo Peñas, Gozón y Carreño. Los valores de  $Igeo$  fueron clasificados según Barbieri (2017).

Elemento	$Igeo_{agui}$		$Igeo_{ucc}$		$Igeo_{sel}$	
	Valor	Clase $Igeo$	Valor	Clase $Igeo$	Valor	Clase $Igeo$
Ag	0,54	Clase 1	-1,86	Clase 0	–	–
As	0,33	Clase 1	0,98	Clase 1	-0,75	Clase 0
Ba	-0,18	Clase 0	-3,08	Clase 0	–	–
Be	-0,21	Clase 0	-2,28	Clase 0	–	–
Cd	0,38	Clase 1	-0,79	Clase 0	0,38	Clase 1
Co	-0,06	Clase 0	-2,74	Clase 0	–	–
Cr	0,56	Clase 1	-2,50	Clase 0	1,70	Clase 2
Cu	-0,90	Clase 0	-2,41	Clase 0	0,69	Clase 1
Hg	0,79	Clase 1	1,14	Clase 0	-0,44	Clase 0
Mn	0,96	Clase 1	-1,17	Clase 0	–	–
Mo	0,28	Clase 1	-1,08	Clase 0	–	–
Ni	-0,54	Clase 0	-3,19	Clase 0	0,02	Clase 1
Pb	1,41	Clase 2	-0,59	Clase 0	0,24	Clase 1
Sb	0,44	Clase 1	1,03	Clase 0	–	–
Se	0,01	Clase 1	0,75	Clase 1	–	–
Sn	-0,27	Clase 0	-1,20	Clase 0	–	–
V	0,43	Clase 1	-2,00	Clase 0	–	–
Zn	-0,75	Clase 0	0,25	Clase 1	0,91	Clase 1

Clase 0 Sin contaminar

Clase 1 Sin contaminar a moderadamente contaminado

Clase 2 Moderadamente contaminado

El  $Igeo_{sel}$ , calculado con los valores de metales pesados en la costa asturiana (Sanz-Prada et al., 2020), indica ausencia de contaminación por Hg y As (Clase 0), mientras que Ni, Pb, Cd, Cu y Zn presentan valores de Clase 1 ( $1 < Igeo < 2$ ), indicativos de una contaminación muy moderada. El Cr muestra un valor de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), correspondiente a una contaminación moderada (Tabla 8.6).

Los valores de  $Igeo$  indican contaminaciones muy moderadas por Se, Mo, As, Cd, V, Ni y Mn, y moderadas por Pb, Cr, Sb y Hg en el área de Peñas. No obstante, al utilizar valores los

referencia de la costa asturiana, se observa que no hay contaminación por Hg y As, pero sí presencia de contaminación en Ni, Pb, Cd, Cu, Zn y, especialmente, Cr.

#### 8.2.2.4 Coeficiente de Concentración (CC).

La Tabla 8.7 resume los valores medios del Coeficiente de Concentración (CC) en las muestras de Peñas. El CC calculado usando las muestras de Aguilar ( $CC_{agui}$ ) indica valores normales de concentración ( $0.5 < CC < 2$ ) para Cu, Ni, Zn, Sn, Be, Co, Se y As, con ligeros enriquecimientos ( $2 < CC < 5$ ) en Mo, Sb, Cd, Ag, V, Pb y Hg. Solo Mn y Cr presentan valores de CC indicativos de un claro enriquecimiento ( $5 < CC < 10$ ) (Tabla 8.7).

**Tabla 8.7** Valores medios de  $CC_{agui}$ ,  $CC_{ucc}$  y  $CC_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de Cabo Peñas, Gozón y Carreño. Los valores de CC fueron catalogados atendiendo a la clasificación de Dai et al. (2015).

Elemento	$CC_{agui}$		$CC_{ucc}$		$CC_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	2,86	Ligeramente	0,54	Normal	–	–
As	1,96	Normal	3,06	Ligeramente	0,92	Normal
Ba	1,67	Normal	0,22	Empobrecido	–	–
Be	1,45	Normal	0,34	Empobrecido	–	–
Cd	2,61	Ligeramente	1,16	Normal	2,61	Ligeramente
Co	1,61	Normal	0,25	Empobrecido	–	–
Cr	6,22	Enriquecido	0,74	Normal	13,68	Significativo
Cu	0,98	Normal	0,34	Empobrecido	2,95	Ligeramente
Hg	3,81	Ligeramente	4,88	Ligeramente	1,63	Normal
Mn	5,90	Enriquecido	1,34	Normal	–	–
Mo	2,08	Ligeramente	0,81	Normal	–	–
Ni	1,17	Normal	0,19	Empobrecido	1,74	Normal
Pb	4,54	Ligeramente	1,13	Normal	2,02	Ligeramente
Sb	2,53	Ligeramente	3,80	Ligeramente	–	–
Se	1,79	Normal	2,99	Ligeramente	–	–
Sn	1,38	Normal	0,72	Normal	–	–
V	4,40	Ligeramente	0,82	Normal	–	–
Zn	1,22	Normal	2,45	Ligeramente	3,87	Ligeramente

El  $CC$  calculado con los valores de la UCC (Rudnick y Gao, 2014) ( $CC_{ucc}$ ) revela un empobrecimiento ( $CC < 0,5$ ) en Ni, Ba, Co, Cu y Be. Los valores de  $CC_{ucc}$  para Ag, Sn, Cr, Mo, V, Pb, Cd y Mn son normales ( $0.5 < CC < 2$ ), mientras que Zn, Se, As, Sb y Hg muestran un ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ) (Tabla 8.7).

Por último, el  $CC$  calculado respecto a los valores de metales en la costa asturiana (Sanz-Prada et al., 2020) ( $CC_{sel}$ ) indica valores normales ( $0.5 < CC < 2$ ) de concentración para As, Hg y Ni, ligeros enriquecimientos ( $2 < CC < 5$ ) para Pb, Cd y Zn, y un enriquecimiento significativo ( $10 < CC < 100$ ) para Cr (Tabla 8.7).

Los resultados del  $CC$  revelan ligeros enriquecimientos en Zn, Cu, Cd, Pb, y enriquecimientos significativos en Mn y Cr, con Hg y As mostrando ligeros enriquecimientos cuando se comparan con las muestras de Aguilar y la UCC, pero no con respecto a la costa, lo que evidencia la influencia de la contaminación proveniente del río Nalón (Sección 5.2.3.2).

#### **8.2.2.5 Especiación del mercurio (Hg).**

La Tabla 4.1 presenta un número de muestras representativas recogidas en el área de Cabo Peñas para la identificación de las especies de mercurio (Hg) presentes en esta zona. Mediante el análisis de desorción térmica, se han identificado tres especies inorgánicas de Hg: HgO, HgS y HgCl<sub>2</sub>. La Tabla 8.8 detalla las especies identificadas en las muestras analizadas.

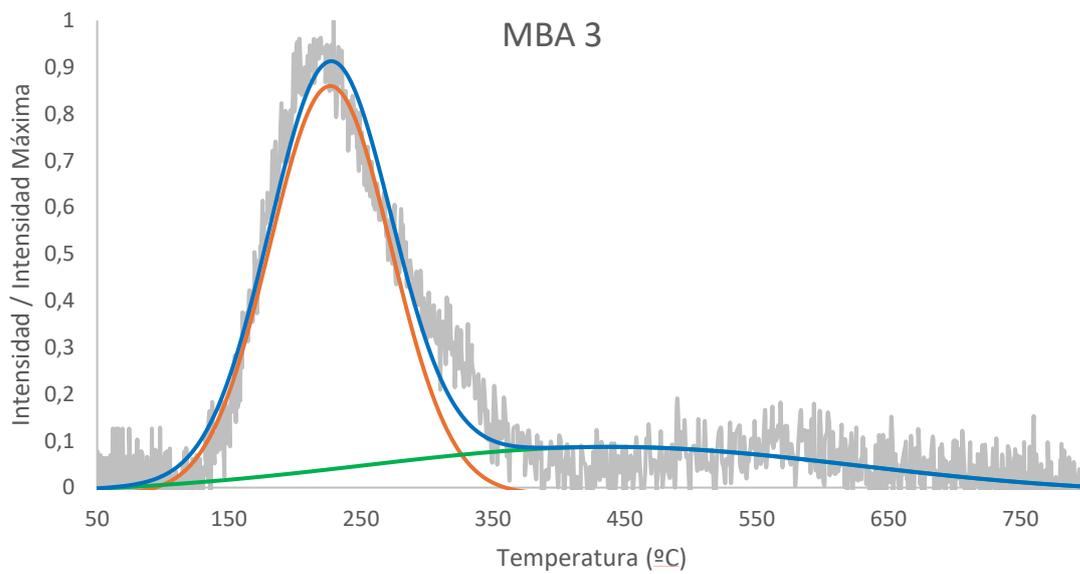
De manera consistente con las áreas previamente estudiadas, el sulfuro de mercurio (HgS) es la especie predominante en las muestras del área de Peñas, habiéndose identificado en 19 de las 29 muestras analizadas. El cloruro de mercurio (II) (HgCl<sub>2</sub>) fue detectado únicamente en muestras de Bañugues y en una muestra de Antromero (MAN – 1). Por otro lado, el óxido de mercurio (HgO) se identificó en la muestra recogida en la playa de Portazuelos y en la muestra MBA – 3 de Bañugues (Tabla 8.8).

**Tabla 8.8** Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en muestras de las doce localidades estudiadas el Paisaje Protegido de Cabo Peñas, Gozón y Carreño.

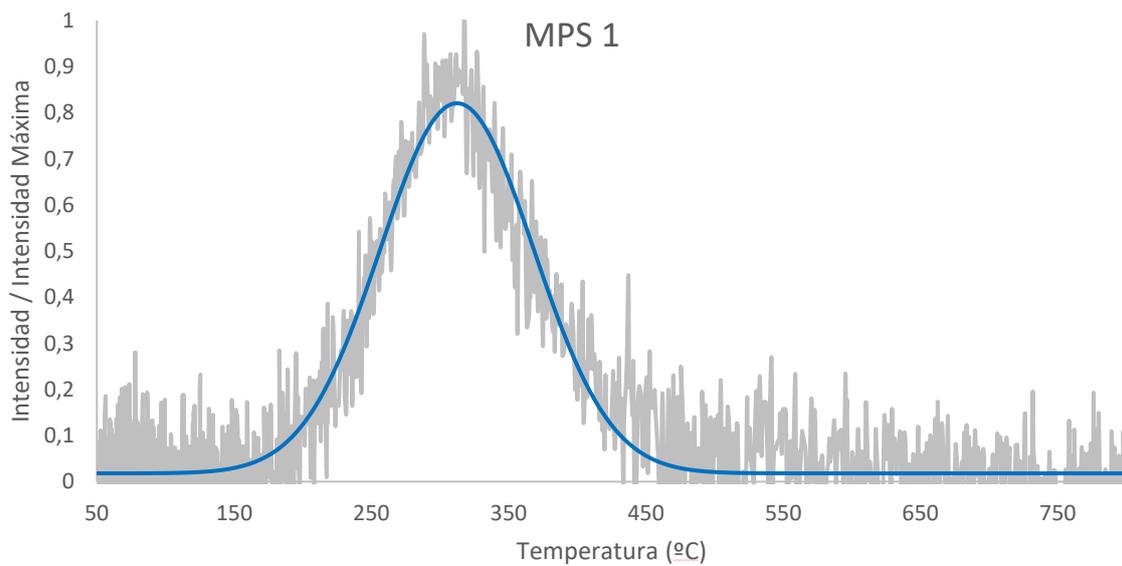
Muestra	[Hg] ppm	T <sup>a</sup> pico 1	T <sup>a</sup> pico 2	Especie 1	Especie 2
MPOR 1	0,05	408		HgO	
MV 2	0,07	362		HgS	
MV 6	0,08	363		HgS	
MV 8	0,09	295		HgS	
MV 10	0,09	322		HgS	
MV 12	0,09	339		HgS	
MLL 1	0,07	-		-	
MLL 2	0,05	-		-	
MLL 3	0,06	-		-	
MBA 1	0,67	226		HgCl <sub>2</sub>	
MBA 3	0,70	227	439	HgCl <sub>2</sub>	HgO
MBA 6	0,31	263		HgCl <sub>2</sub>	
MBA 8	0,33	278		HgCl <sub>2</sub>	
MBA 10	1,09	261		HgCl <sub>2</sub>	
MLU 1	0,59	284		HgS	
MLU 4	0,24	264		HgS	
MLU 6	0,08	277		HgS	
MPS	0,14	312		HgS	
MD 2	0,08	333		HgS	
MARA 2	0,12	308		HgS	
MARA 3	0,31	286		HgS	
MARA 4	0,06	282		HgS	
MARA 5	0,52	300		HgS	
MAN 1	2,99	197		HgCl <sub>2</sub>	
MAN 3	1,10	312		HgS	
MAN 5	1,09	296		HgS	
MCAN 2	0,12	306		HgS	
MCAN 5	0,09	273		HgS	
MP 1	0,24	322		HgS	

La Figura 8.26 muestra el perfil de desorción de la muestra MBA -3, recogida en Bañugues. Se pueden observar dos máximos de absorción: el primero alrededor de  $T = 227$  °C, que se encuentra en el rango de temperaturas de desorción para el HgCl<sub>2</sub> ( $T = 190 - 260$  °C). El segundo máximo aparece alrededor de  $T = 439$  °C, lo cual es consistente con el rango de temperaturas de desorción para el HgO ( $T = 400 - 600$  °C).

El perfil de desorción de la muestra MPS – 1 (Samarincha) se muestra en la Figura 8.27, donde se observa un máximo de absorción a  $T = 312$  °C, correspondiente al rango de temperaturas de desorción para el HgS ( $265 - 390$  °C).



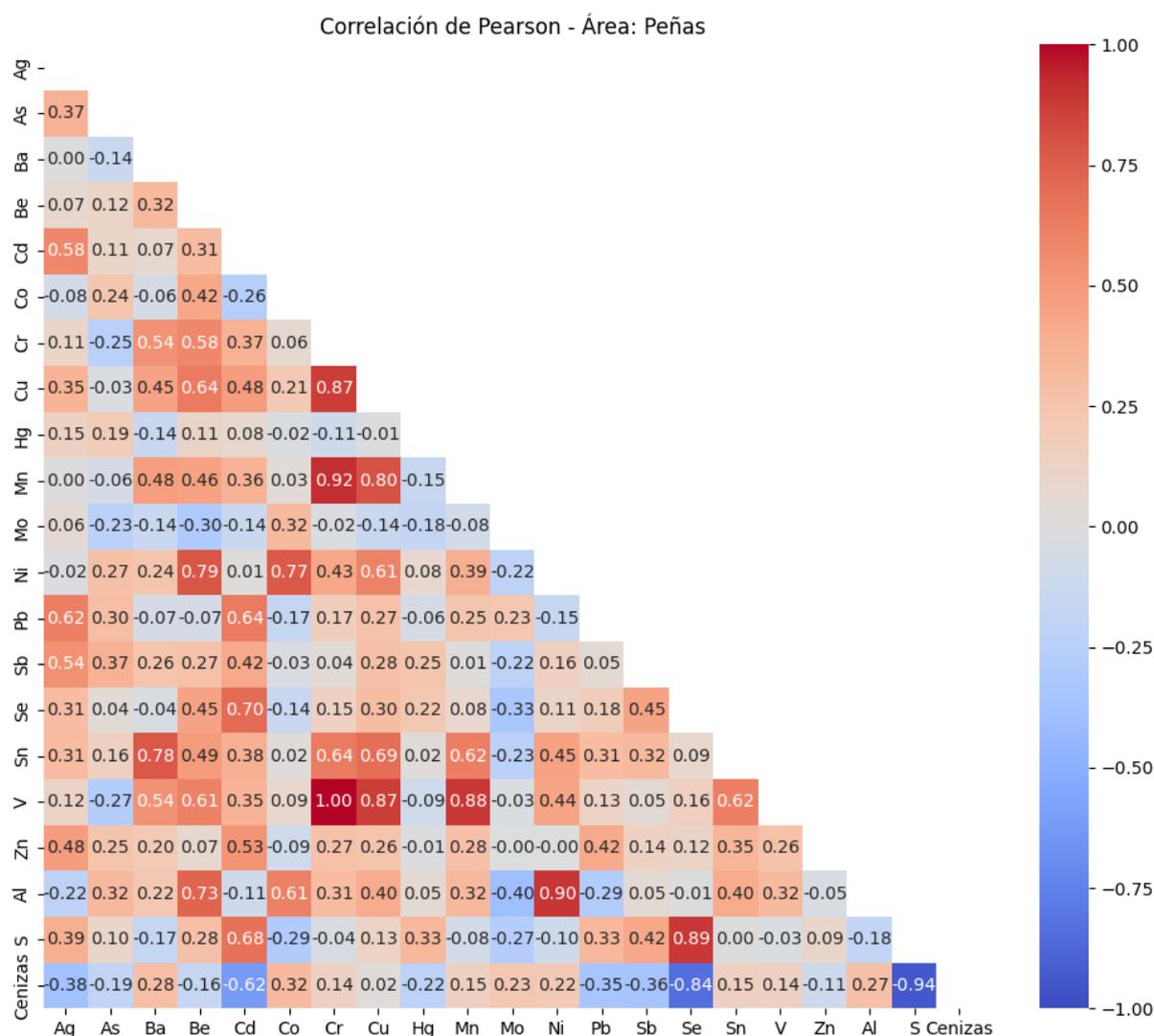
**Figura 8.26** Perfil de desorción para la muestra MBA - 3 (Bañugues).



**Figura 8.27** Perfil de desorción para la muestra MPS - 1 (Samarincha)

### 8.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson.

La Figura 8.28 muestra los valores del coeficiente de correlación de Pearson calculados para las concentraciones de 18 elementos de interés ambiental, incluyendo aluminio, azufre y el contenido en cenizas de cabo Peñas.



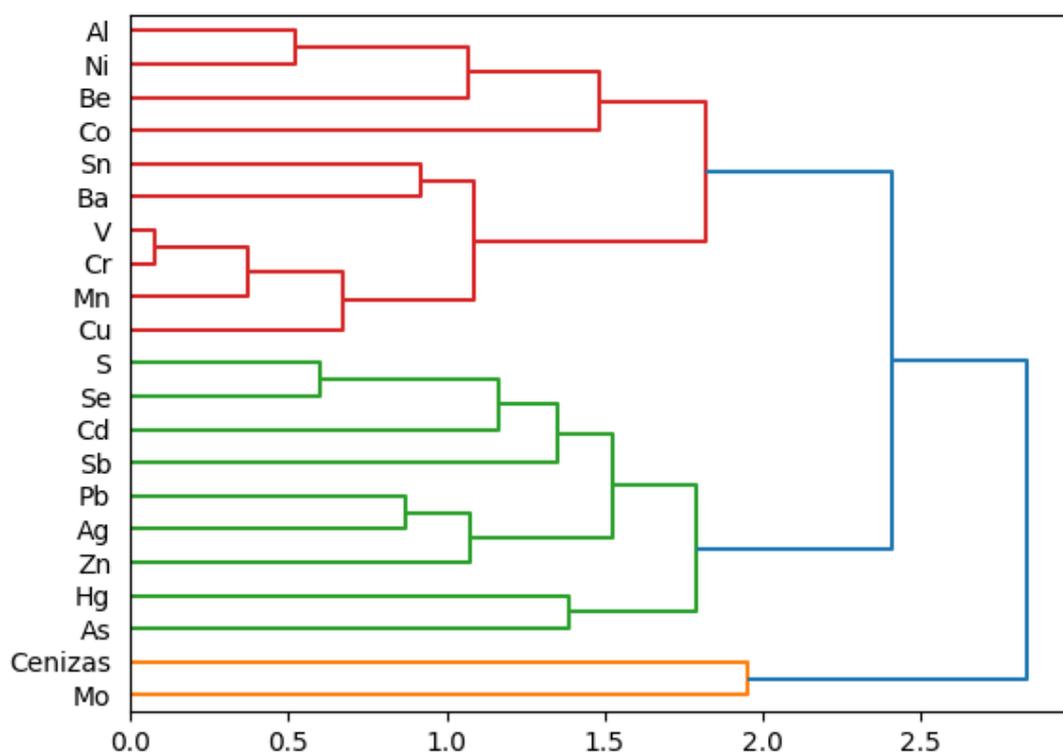
**Figura 8.28** Correlaciones de Pearson calculadas para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras de cabo Peñas.

El V, Cr y Mn presentan una correlación muy alta entre sí ( $>0,90$ ) (Figura 8.28). Estos elevados valores de correlación se atribuyen a un patrón de distribución común en las muestras de Peñas, asociado a la contaminación presente en la playa de Portazuelos (Sección 8.1.1.2). El Cu también muestra una buena correlación con este grupo ( $>0,80$ ) (Figura 8.28), presentando un patrón de distribución similar (Tabla 8.4).

De manera similar a lo observado en las áreas del Nalón (Sección 5.2.2.6) y Castrillón (Sección 6.2.2.6), el S y Se exhiben una correlación muy alta entre sí ( $0,89$ ). Asimismo, estos elementos muestran una correlación negativa significativa con el contenido en cenizas de las muestras ( $-0,94$  para el S y  $-0,84$  para el Se) (Figura 8.28). Estos valores indican una afinidad del S y Se por la fracción orgánica de las muestras.

El grupo compuesto por Al, Ni, Be, Co, Sn y Ba presenta valores de correlación moderados a altos ( $0,60 - 0,90$ ). En contraste, otros elementos como el Mo no muestran patrones claros de correlación (Figura 8.28).

La Figura 8.29 presenta las dendritas obtenidas mediante un análisis jerárquico utilizando el método de enlace promedio, calculado a partir de los valores de correlación de Pearson. El diagrama resultante identifica tres agrupaciones. La primera de ellas incluye el contenido en cenizas y el Mo. Esta agrupación se debe a que ambos presentan una correlación baja tanto con el resto de los elementos como entre sí. La segunda agrupación incluye el S, Cd, Pb, Ag, Zn, Hg y As. Dentro de esta agrupación, se destacan los clústeres formados por los pares S-Se y Hg-As, los cuales muestran una mayor afinidad entre sí, evidenciada por su proximidad en el diagrama. Finalmente, la tercera agrupación se divide en dos subgrupos: uno conformado por el Cu, Mn, Cr, V, Ba y Sn, en el cual los cuatro primeros elementos (Cu, Mn, Cr y V) muestran una mayor afinidad entre sí, y otro conformado por el Al, Ni, Be y Co.



**Figura 8.29** Dendritas calculadas como resultado del análisis jerárquico mediante el método del enlace promedio de los elementos en función a la correlación de Pearson de sus concentraciones en el área de cabo Peñas.

### 8.2.3 Impacto Ambiental.

#### 8.2.3.1 Potenciales fuentes de las POAs en el área de Cabo Peñas.

De acuerdo con los resultados obtenidos, el transporte de sedimentos a lo largo de la costa es el principal medio de dispersión de la contaminación por POAs (Secciones 5.2.3.1 y 6.2.3.1). El cabo Peñas actúa como una barrera que provoca la acumulación de sedimentos en su sector occidental (ej. Xagó y Verdicio) y la escasez en la zona oriental, especialmente al norte de la costa (ej. Llumeres) (Figura 8.2) (Flor y Flor Blanco, 2009). Por lo tanto, se espera una diferenciación en la contaminación por POAs en ambos lados del cabo Peñas.

En el sector occidental del cabo Peñas, la contaminación en Xagó se manifiesta como manchas negras cuya composición (carbón, coque de carbón, pizarra carbonosa y chares) es similar a las

observadas en Salinas y San Juan de Nieva. La presencia de carbones sub-bituminosos (Tabla 8.2) en proporciones similares a las de las muestras de la ría de Avilés sugiere una fuente común de contaminación: las actividades relacionadas con el carbón en el entorno de Avilés.

A pesar de las medidas preventivas, parte de los materiales que transitan por el puerto de Avilés, como el carbón y el coque, puede depositarse en el fondo de la ría durante las operaciones de carga y descarga. Los materiales dragados en la ría son posteriormente depositados frente a las playas de Salinas, San Juan de Nieva y Xagó (Flor-Blanco, 2011) (Sección 6.2.3.1). Los chares presentes en las muestras podrían ser consecuencia de partículas aerotransportadas desde las instalaciones siderúrgicas de Avilés.

Aunque el vertido de residuos MARPOL, incluyendo los derivados del lavado de bodegas, es ilegal (Autoridad Portuaria de Avilés, 2009), no se puede descartar como una fuente potencial de contaminación por algunas POAs en la playa de Xagó.

Las POAs identificadas en la playa de Portazuelos tienen un origen claro en los residuos siderúrgicos que conforman su sedimento. La presencia de carbón con reflectancia alterada por altas temperaturas, así como la gran cantidad de PTAs, confirma este origen. Esta hipótesis parece confirmarse con el hecho de que la playa de Portazuelos no existía hasta que comenzaron las operaciones de desecho de residuos en cabo Negro (Figura 8.4) (López Peláez, 2017).

El patrón de distribución de la reflectancia de la vitrinita sugiere que parte de las POAs (carbón y pizarras carbonosas) identificadas en Verdicio podrían tener su origen en la playa de Portazuelos. Los sedimentos de esta playa, al igual que los de Xagó, Salinas y San Juan de Nieva, se originan en la desembocadura del Nalón (Flor y Flor Blanco, 2009). Las pocas pizarras carbonosas identificadas en estas playas probablemente provienen del arrastre de

materiales por el río Nalón y su posterior distribución a lo largo de la costa mediante las corrientes de deriva, oleajes y mareas (Secciones 5.2.3.1 y 6.2.3.1).

En el área oriental del cabo Peñas, la contaminación por POAs se manifiesta en forma de manchas de material carbonoso, cuya extensión es variable. Estas manchas no están presentes en todas las áreas (arenales) estudiadas, y se limitan a zonas de baja energía protegidas del oleaje, como la playa de La Ribera o la playa del Puerto de Candás. En algunos casos se produce acumulación de material carbonoso entre los pedreros de estas playas (por ejemplo, Aramar y Antromero, Figura 8.30).

La ausencia de POAs en las muestras de Llumeres (Tabla 8.2) puede deberse a dos factores: i) las condiciones energéticas de la playa, ii) la falta de aportes sedimentarios debido a su localización en la zona de sombra del cabo Peñas.



**Figura 8.30** Fotografía de las acumulaciones de carbón entre los pedreros en la playa de Antromero. Junio de 2021.

Las manchas carbonosas en las playas del sector oriental del Cabo Peñas están compuestas principalmente por carbón. La presencia de pizarras carbonosas es minoritaria o ausente, y su porcentaje nunca supera el 1,4 %. El contenido de coque es superior al encontrado en muestras del oeste del área de Peñas, incluyendo la ría de Avilés, las playas de Castrillón y la desembocadura del Nalón (Tabla 8.2).

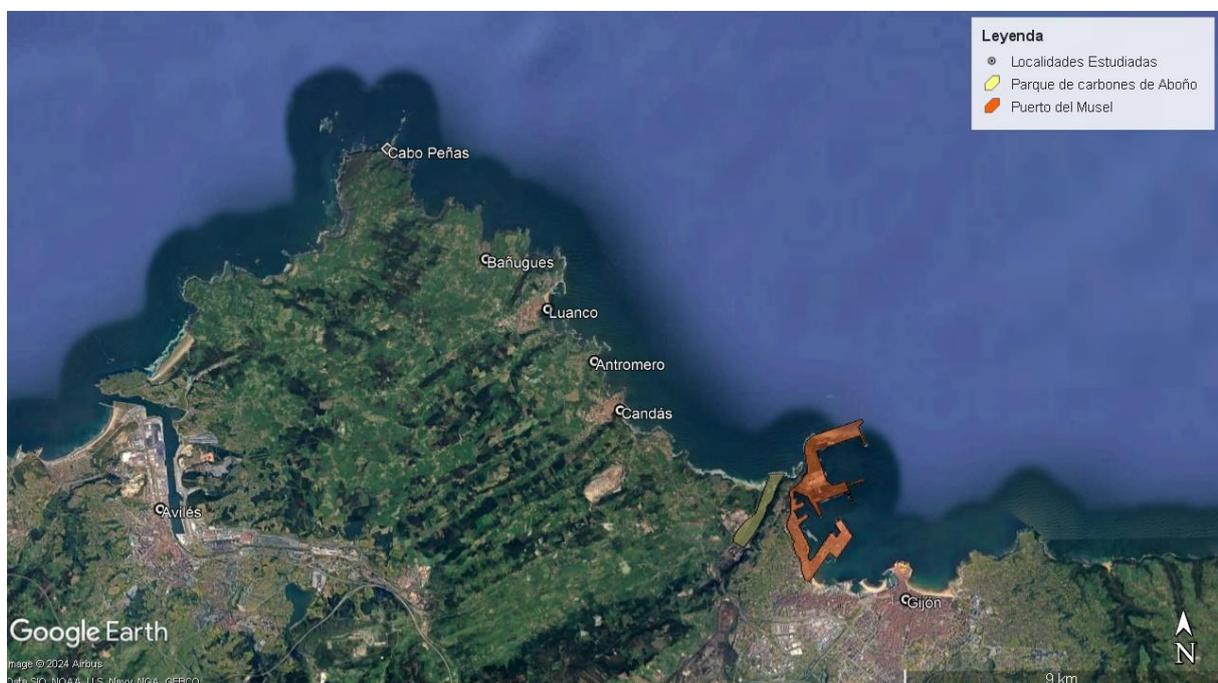
La mezcla de carbones en las muestras del sector oriental de Peñas muestra una gran variabilidad (Tabla 8.3), al igual que el patrón de distribución de la reflectancia de la vitrinita (Figura 8.20 y Figura 8.21). Esto, junto con la variabilidad en la morfología de las partículas de carbón, sugiere que la contaminación es segregada en el tiempo. En otras palabras, no se trata de un único episodio de aporte de carbón al medio marino, sino de varios episodios distribuidos a lo largo del tiempo.

Estos factores (cambios en la mezcla de POAs, como la ausencia de pizarras carbonosas, diferencias en la mezcla de carbones y variabilidad en la morfología de las partículas) difieren notablemente de la contaminación observada al oeste del Cabo Peñas (por ejemplo, en la desembocadura del Nalón (Sección 5.2.3.1) o el litoral de Castrillón (Sección 6.2.3.1), sugiriendo una fuente distinta para las POAs en las playas al este del cabo Peñas. La similitud entre las mezclas de POAs y la distribución de carbones en las playas del este de Peñas y las playas de Gijón indica que podrían compartir una fuente común: el puerto del Musel, el parque de carbones de Aboño y las industrias cercanas que utilizan carbón, como se documenta en estudios previos (Suárez-Ruiz et al., 2018; Tomillo, 2019, 2020; Suárez-Ruiz et al., 2023).

La mayoría de las localidades estudiadas en el sector oriental de Peñas se encuentran a menos de 10 kilómetros del puerto marítimo de El Musel y del parque de carbones de Aboño (Figura 8.31). Tal como se muestra en la Figura 8.32, estas instalaciones son visibles en el horizonte desde algunas de estas playas.

En el sector oriental de Peñas se observan corrientes marinas generadas por el fenómeno de afloramiento costero, que se desplazan en dirección este-oeste, a diferencia de la corriente costera que va de oeste a este (Flor y Flor Blanco, 2009). Estas corrientes podrían facilitar el transporte de materiales y sedimentos desde áreas cercanas a la ría de Aboño y El Musel hacia las playas de Carreño (como Candás y Perlora) y Gozón (como Antromero).

También es posible que haya un componente de partículas aerotransportadas, evidenciado por la presencia de chares en algunas muestras. En días con viento del sur o del este, es probable que el polvo de carbón y otros materiales sean transportados hacia las playas de Peñas y sus aguas circundantes, como ocurre hacia la ciudad de Gijón cuando el viento sopla del norte (Moro, 2015; Suárez-Ruiz et al., 2023). Además, la ría de Aboño, contaminada por el parque de carbones (Coordinadora Ecoloxista d'Asturies, 2023), podría contribuir al transporte de materiales hacia la costa.



**Figura 8.31** Mapa detallando la localización de algunas de las localidades estudiadas en el sector oriental de cabo Peñas, el parque de carbones de Aboño y el puerto de El Musel.

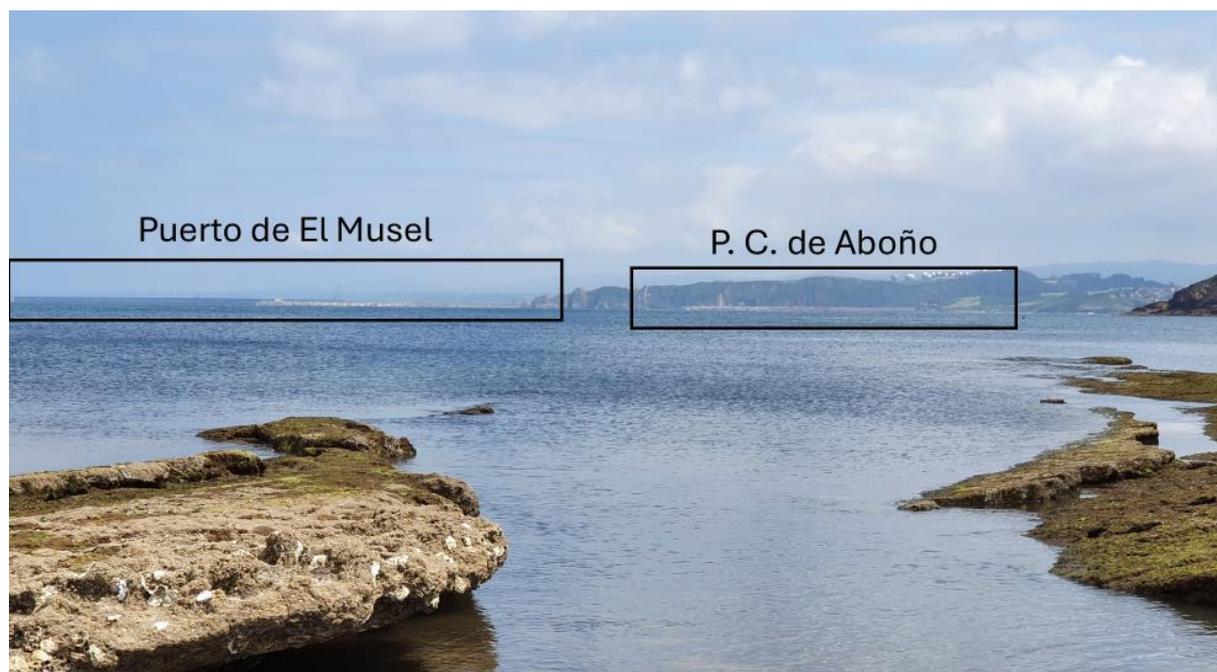


Figura 8.32 La fotografía tomada desde la costa de San Pedro de Antromero. En el horizonte, al igual que en otras playas al este cabo Peñas, se pueden observar las instalaciones de la ampliación del Puerto de El Musel y el Parque de Carbones (P. C.) de Aboño, situados a menos de seis kilómetros en línea recta.

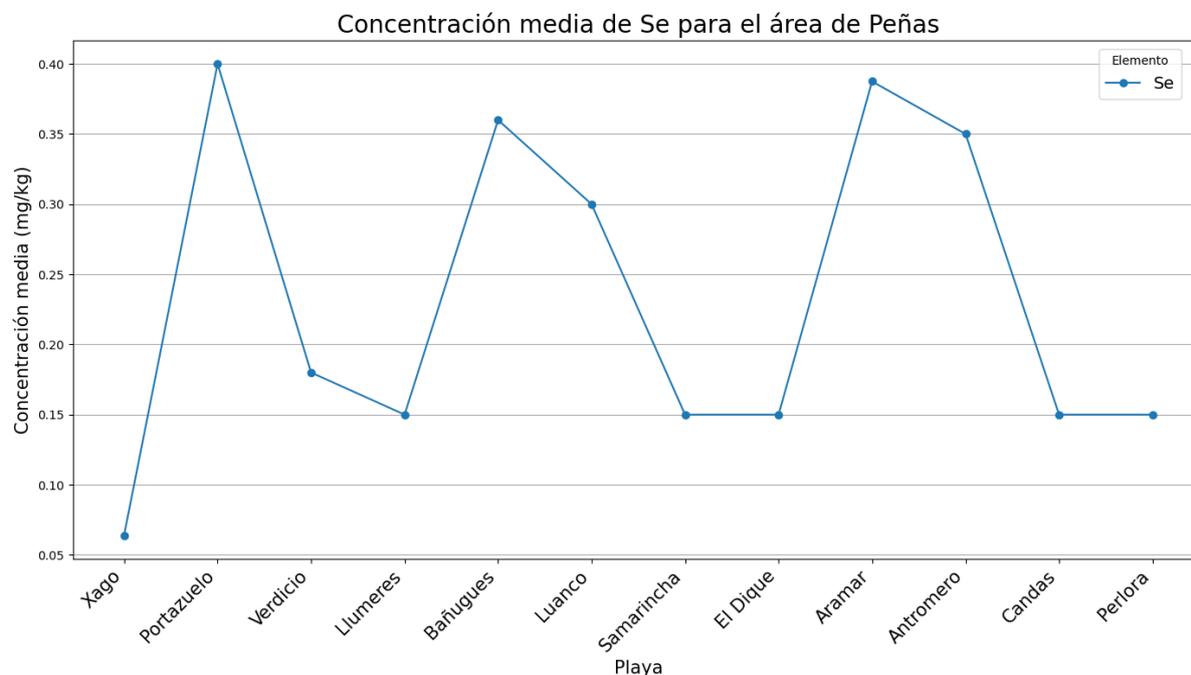
No se puede descartar la presencia de sedimentos contaminados por POAs provenientes de áreas al oeste del cabo Peñas (ej. zonas del Nalón o Castrillón), aunque se espera que estos aportes sean minoritarios, como lo sugiere el bajo contenido de pizarras carbonosas en muestras tomadas al este del Cabo Peñas (Tabla 8.2).

### **8.2.3.2 Contaminación por elementos traza en el Paisaje Protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño.**

El análisis de los diversos índices medioambientales indica que, en el área del Paisaje Protegido de Cabo Peñas, que incluye las playas de Gozón y Carreño, se detecta contaminación por elementos como Se, Mo, Zn, Cd, Pb, Mn, V, Cr, Sb, As y Hg.

La contaminación por selenio (Se) en el área de Peñas se debe nuevamente al alto contenido de Se en el carbón (Swaine, 1990; Finkelman et al., 2018). Se ha observado que, al aumentar la

fracción orgánica en las muestras, también se incrementan las concentraciones de Se (Tabla 8.2, Figura 8.33).



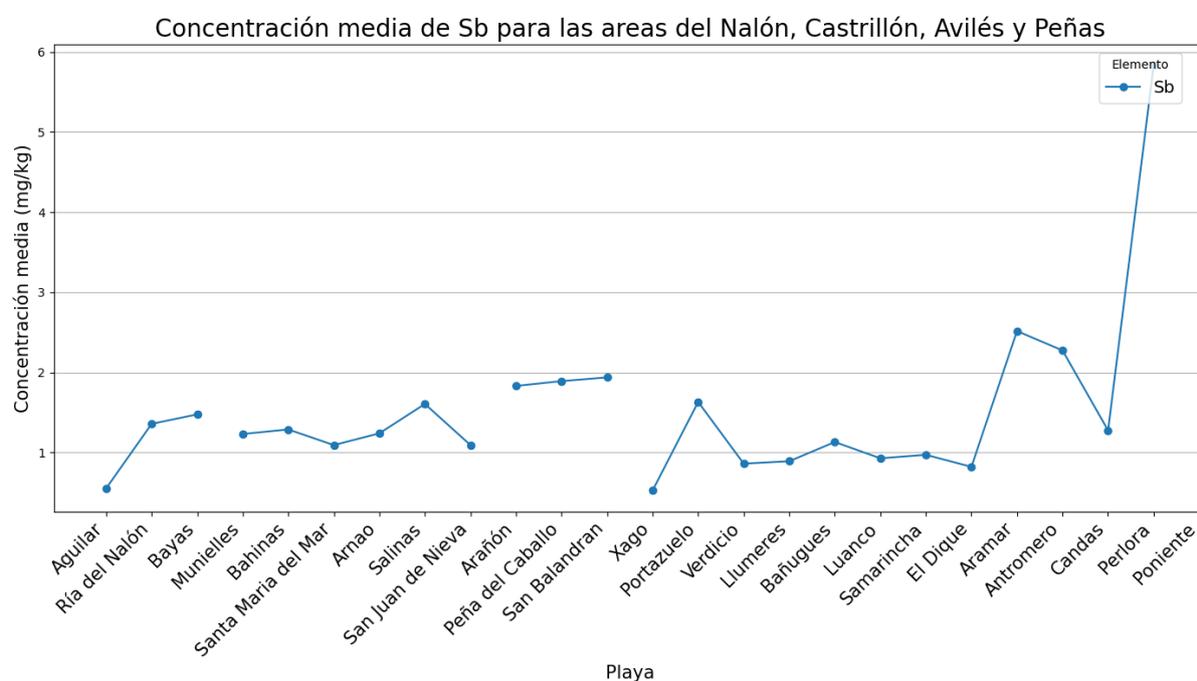
**Figura 8.33** Concentración media de Se para las localidades del cabo Peñas.

La aparente contaminación por molibdeno (Mo) se observa principalmente en las muestras de Xagó, donde los niveles de Mo son significativamente más altos en comparación con lo encontrado en otras localidades (Figura 8.24). No se ha identificado una fuente documentada, ya sea natural o antropogénica, que explique estas concentraciones, lo que podría sugerir una anomalía local, aspecto que requiere estudios futuros más detallados.

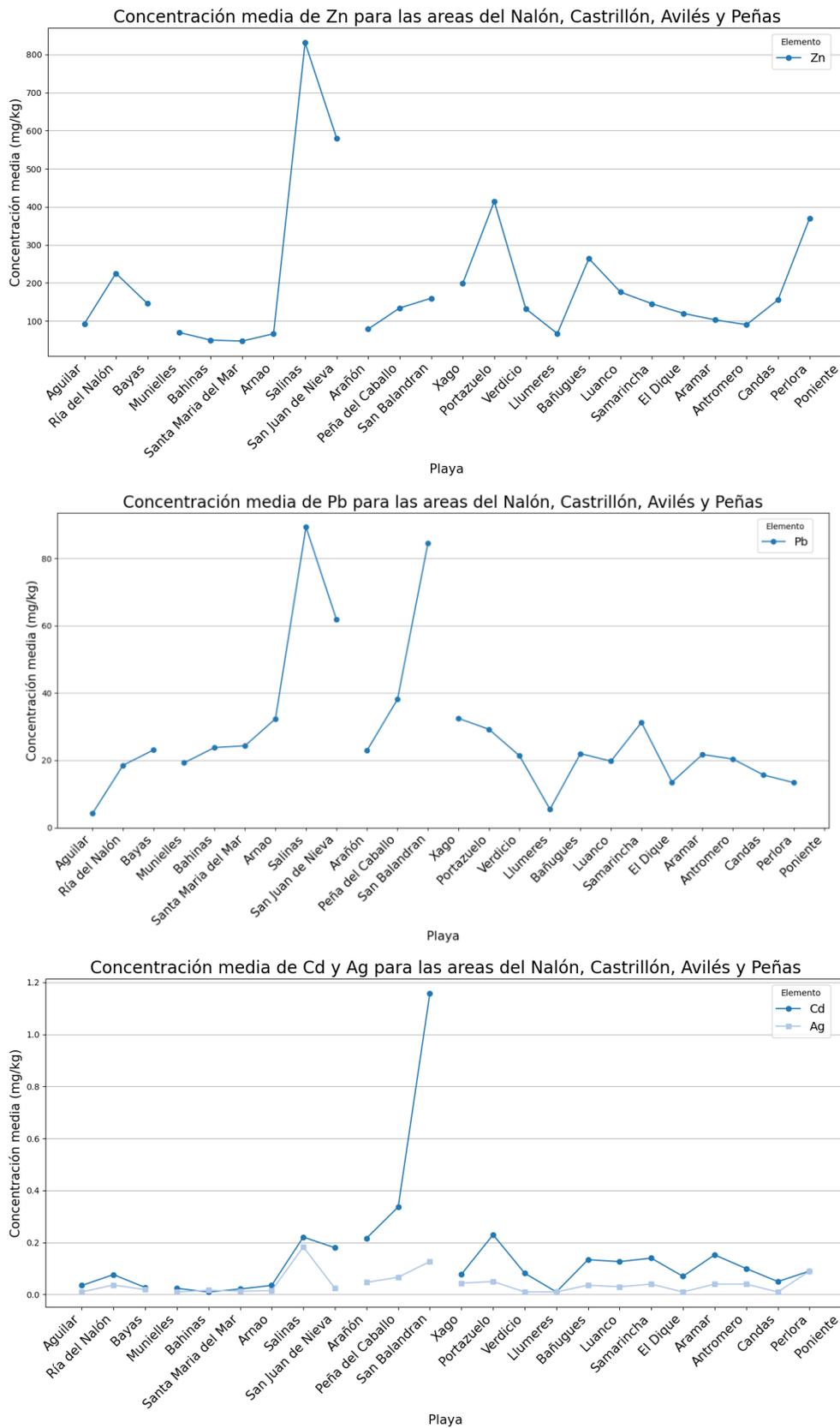
La contaminación por antimonio (Sb) identificada en esta área de Peñas probablemente esté vinculada a una anomalía geoquímica de este elemento, presente en el triángulo formado entre Avilés, Gijón y Cabo Peñas (IGME, 2012). Dado que una de las principales fuentes de contaminación por Sb es la industria siderúrgica (Bolan et al., 2022), es posible que esta anomalía esté relacionada con las instalaciones siderúrgicas de la compañía ArcelorMittal,

situadas entre Gijón y Avilés. Como se observa en la Figura 8.34, las concentraciones de Sb tienden a aumentar hacia el este. Es probable que parte de la contaminación por Sb provenga del entorno de la ría de Aboño, donde desembocan las aguas del río homónimo y sus afluentes, que atraviesan varias zonas industriales en el área de Gijón.

En la Figura 8.35 se presentan las concentraciones de Zn, Pb, Cd y Ag en las muestras de las áreas de Nalón, Castrillón, Avilés y Peñas. Las concentraciones de estos elementos en el área de Cabo Peñas muestran una tendencia decreciente de oeste a este. Esta distribución podría estar relacionada con el transporte de sedimentos contaminados por Zn, Pb y Cd desde la zona de Castrillón y la ría de Avilés, como consecuencia de la producción metalúrgica de zinc en la fábrica de Asturiana de Zinc (AZSA), en San Juan de Nieva, y de la fábrica de Arnao, así como del vertido de residuos en la playa de El Dólar (Mangas-Suarez et al., 2023).



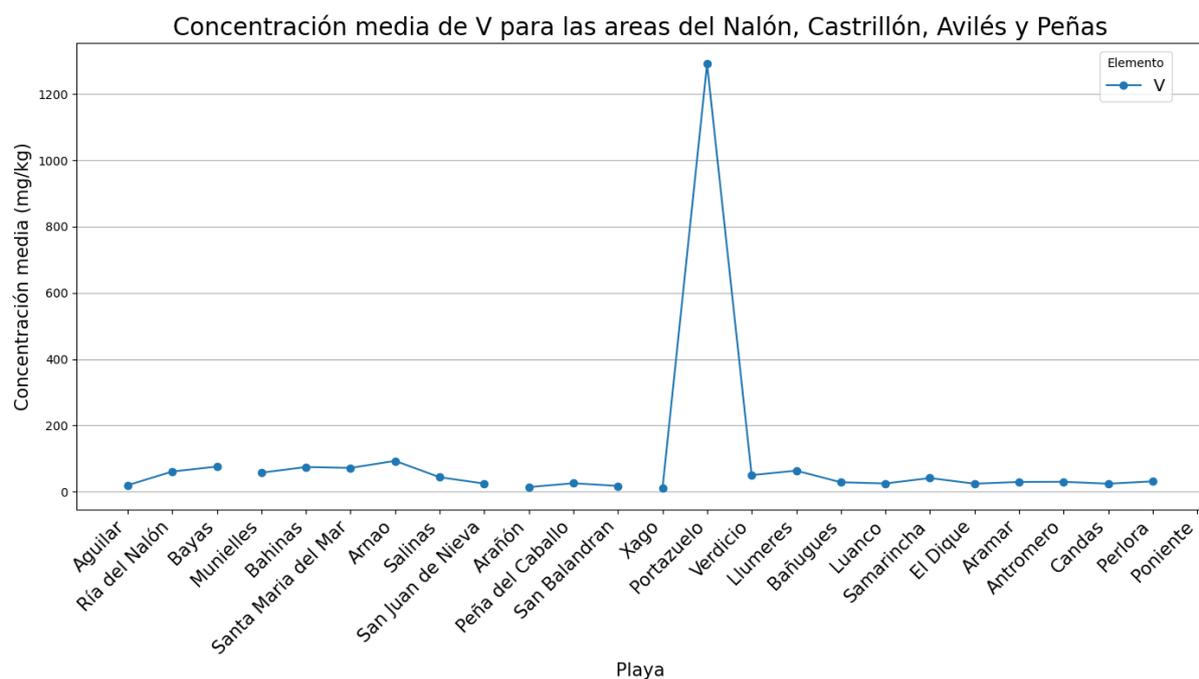
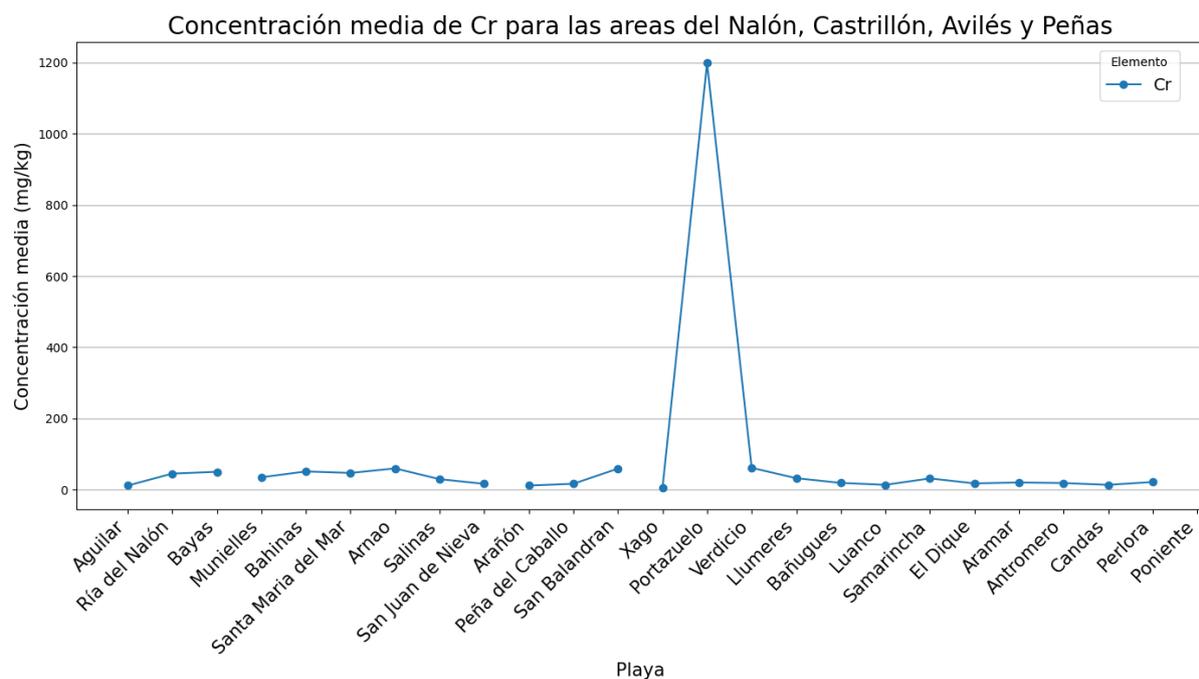
**Figura 8.34** Concentración media de Sb para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.



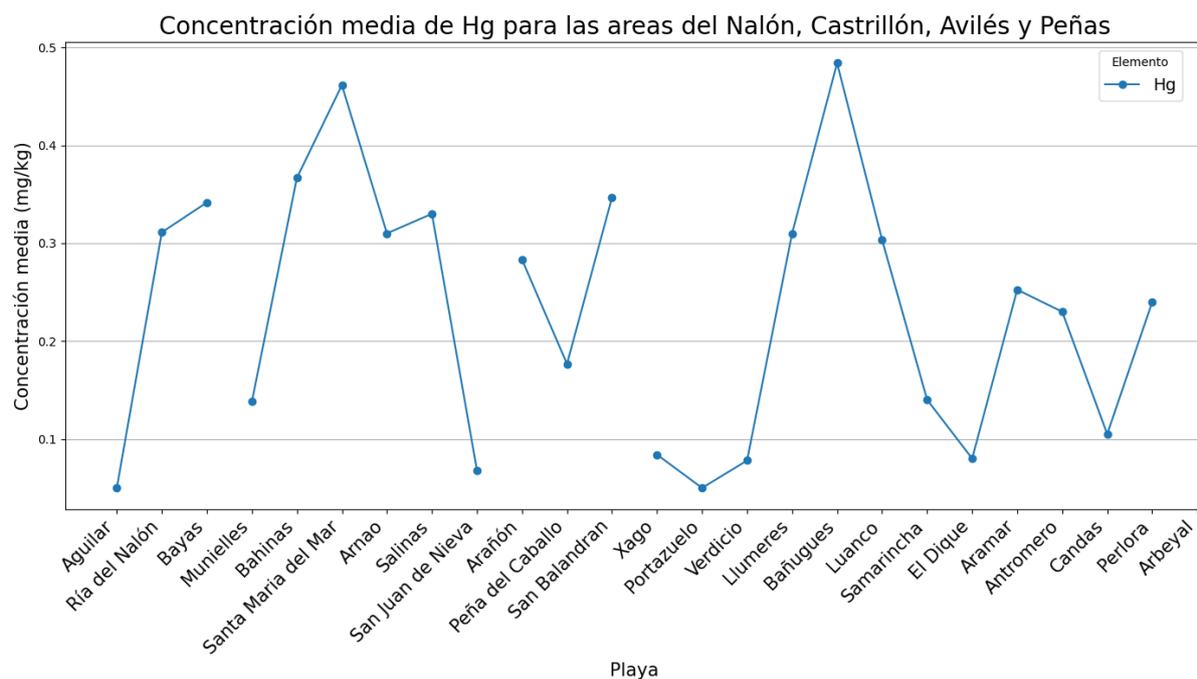
**Figura 8.35** Concentraciones medias de Zn, Pb, Cd y Ag para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.

En cuanto al manganeso (Mn), vanadio (V) y cromo (Cr), la contaminación se concentra principalmente en la playa de Portazuelos y, en menor medida, en la de Verdicio. Esta contaminación se origina por el vertido de residuos siderúrgicos de la antigua ENSIDESA al mar, y su posterior consolidación en la playa de Portazuelos (López Peláez, 2017). La producción de acero es una de las principales fuentes de contaminación por Mn y Cr en el medio ambiente (Parekh, 1990; Querol et al., 2007). La Figura 8.36 muestra las concentraciones medias de V y Cr, que al igual que en el caso del Mn (Figura 8.22), son extremadamente elevadas en el entorno de Portazuelos. Estos aumentos en la concentración de Cr también han sido documentados en estudios previos en la zona (Sanz-Prada et al., 2020; Mangas-Suarez et al., 2023)

La contaminación por arsénico (As) y mercurio (Hg) en la costa del área de Peñas se manifiesta al comparar las concentraciones de estos elementos con las de la playa del Aguilar y la UCC. Los sedimentos de la costa asturiana muestran un enriquecimiento en Hg y As, tanto por la contaminación proveniente del río Nalón como por factores relacionados con la litología de la costa (Sanz-Prada et al., 2020). En la Figura 8.37, se observa que las concentraciones de Hg varían considerablemente según la localidad, con incrementos localizados en las áreas de Bañugues y Antromero, los cuales podrían ser resultado de alteraciones litológicas o de fuentes naturales de Hg. En otras zonas de la costa asturiana, se han observado enriquecimientos de Hg asociados al hidrotermalismo (García Iglesias and Loredo, 1994; Sanz-Prada et al., 2020); sin embargo, no se ha documentado este fenómeno en el caso de Bañugues.



**Figura 8.36** Concentraciones medias de Cr y V para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.



**Figura 8.37** Concentración media de Hg para las localidades estudiadas en la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y cabo Peñas.

De las tres especies inorgánicas de Hg presentes en la zona de Peñas ( $\text{HgO}$ ,  $\text{HgS}$  y  $\text{HgCl}_2$ ), solo el cloruro de mercurio (II) ( $\text{HgCl}_2$ ) representa un potencial peligro para el medio ambiente debido a su capacidad para reducirse a mercurio elemental y a su alta movilidad y toxicidad (Bollen et al., 2008; Rumayor Villamil, 2015).

### 8.3 Conclusiones.

1. **Composición petrográfica de la fracción orgánica contaminante:** En el área del Paisaje Protegido de Cabo Peñas y en las playas de Gozón y Carreño, la contaminación por POAs se compone de: i) carbón, ii) coque de carbón, iii) pizarra carbonosa, iv) chares y v) partículas térmicamente alteradas (PTAs). La presencia de PTAs se restringe a las muestras del sector occidental de Peñas, particularmente en Portazuolos y Verdicio. Las pizarras carbonosas son menos comunes en las muestras del sector oriental de esta

zona y, en ocasiones, están ausentes. El coque de carbón predomina en las muestras del sector oriental, sector más próximo a las instalaciones siderúrgicas de ArcelorMittal.

2. **Compatibilidad de los carbones:** La mezcla de carbones en el sector occidental del área de Peñas, especialmente en Xagó, muestra una alta compatibilidad con las mezclas observadas en la ría de Avilés y en las playas de Salinas y San Juan de Nieva. En el sector oriental, la mezcla de carbones es comparable a la documentada en estudios previos para las playas de Gijón.
3. **Diferencias en la fuente de contaminación por POAs entre el sector occidental y el sector oriental del cabo Peñas:** Dado que el cabo Peñas actúa como un obstáculo para el transporte de sedimentos y, en consecuencia, de partículas orgánicas antropogénicas (POAs), se observa una discrepancia significativa en los niveles de contaminación a ambos lados del cabo. En el sector occidental, la fuente de POAs incluye el movimiento de carbón en el puerto de Avilés (Xagó), los desechos industriales en Portazuelos, así como la contaminación transportada desde áreas previamente investigadas, como la desembocadura del río Nalón (Verdicio). En el sector oriental, la contaminación está probablemente vinculada a las actividades relacionadas con los carbones del puerto marítimo de El Musel y el parque de carbones de Aboño.
4. **Contaminación por elementos traza:** La costa del Cabo Peñas presenta contaminación por selenio (Se), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd), antimonio (Sb), manganeso (Mn), vanadio (V), cromo (Cr), arsénico (As) y mercurio (Hg). La distribución de estos elementos muestra variaciones significativas. La contaminación por Zn, Pb y Cd disminuye de oeste a este, lo cual está probablemente asociado con la producción de zinc en las áreas de Salinas, San Juan de Nieva y la ría de Avilés, situadas en la parte más occidental del área de Peñas. En contraste, la contaminación por Mn, V y Cr se concentra principalmente en la playa de Portazuelos. El Se únicamente aparece como

contaminante en las muestras donde predomina la fracción orgánica (carbón). Los niveles de As y Hg son comparables a los encontrados en otras partes de la costa asturiana, aunque en Cabo Peñas se identifican también fuentes locales de Hg. Se han encontrado tres especies inorgánicas de Hg en la zona: HgO, HgS y HgCl<sub>2</sub>, siendo solo esta última una preocupación ambiental significativa debido a su alta movilidad y toxicidad.

## 9 Playas urbanas de Gijón.

### 9.1 Introducción al entorno de las playas de Gijón.

Este capítulo aborda la contaminación por Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) en las tres playas del área urbana de Gijón: El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Figura 9.1.)

La ciudad de Gijón, ubicada en la costa central asturiana (C.C.A.), tiene una historia profundamente ligada al desarrollo industrial de Asturias. Las primeras exportaciones de carbón a través del puerto marítimo de Gijón comenzaron en el siglo XIX, experimentando un notable aumento a lo largo de ese siglo. Este crecimiento fue impulsado por la construcción de la "Carretera Carbonera" en 1842 y la inauguración del ferrocarril Langreo-Gijón en 1855, los cuales facilitaron la conexión de la cuenca carbonífera central con la ciudad. La construcción del puerto de El Musel en 1893, especializado en la exportación de carbón, consolidó aún más esta actividad (Alvargonzález Rodríguez, 1977). Actualmente, el puerto de El Musel, ampliado durante el siglo XX y principios del XXI, es el mayor puerto granelero de España.

El puerto marítimo de El Musel se sitúa en la costa, al norte de la ciudad (Figura 9.2). Cada año millones de toneladas de carbón y otros productos pasan por este puerto. Históricamente, El Musel sirvió como punto de exportación para los carbones producidos en las cuencas carboníferas de Asturias y León, mientras que en la actualidad es un punto de importación, tránsito y almacenamiento de carbones procedentes de otros países.

En el entorno de Gijón se encuentran diversas industrias que emplean carbón u otros subproductos, como el coque de carbón (o coque siderúrgico). Al oeste de la ciudad se ubican las instalaciones siderúrgicas de ArcelorMittal y su parque de carbones (Aboño), la central térmica de Aboño (grupo EDP) y la fábrica de cemento de Tudela-Veguín (Figura 9.2).

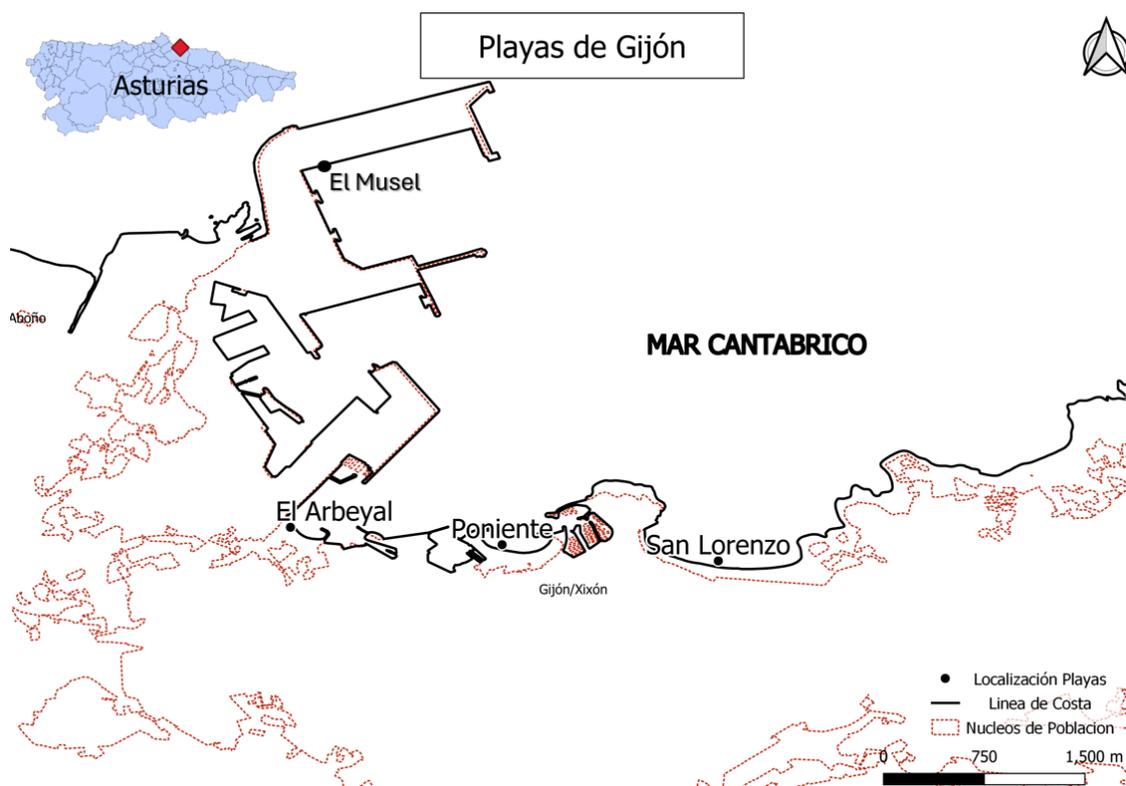


Figura 9.1 Mapa de situación para las playas de Gijón (El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo).

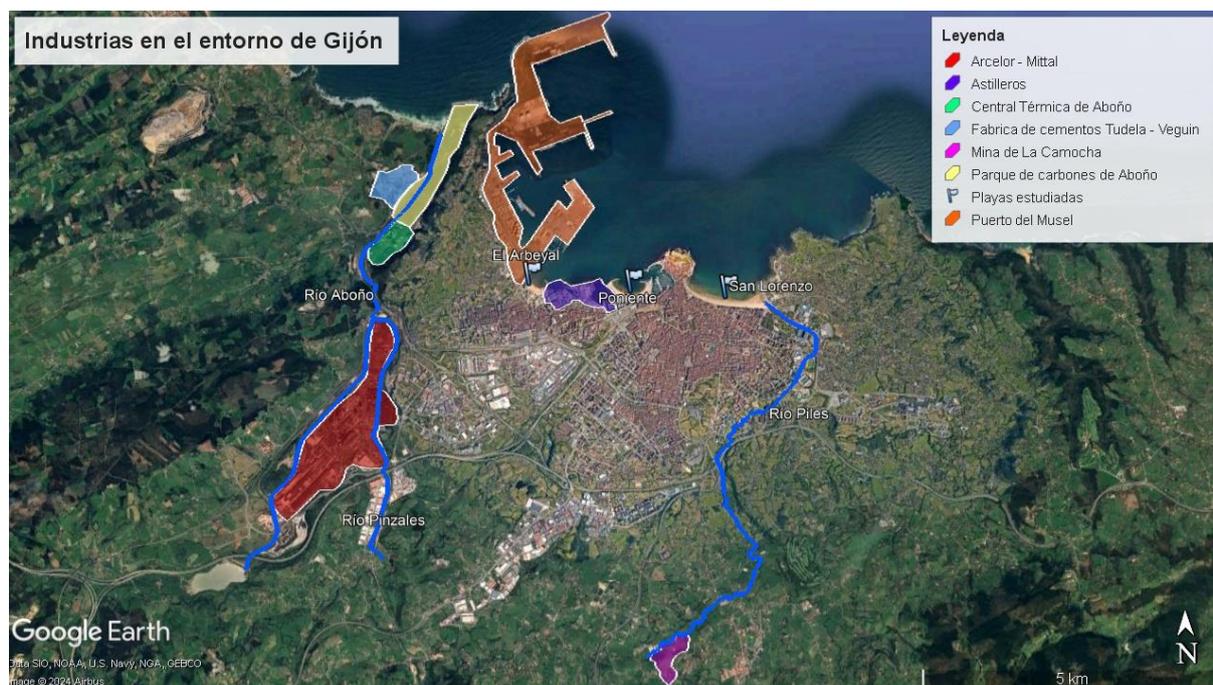


Figura 9.2 Industrias relacionadas con el carbón en el entorno de Gijón.

Al sur de la ciudad se encontraba la explotación minera de carbón denominada La Camocha, activa entre 1949 y 2008. Esta mina contaba con un lavadero de carbón (Figura 9.2) y cuyas aguas vertían al río Piles (Instituto Nacional del Carbón, 1956).

Recientemente, la aparición de manchas de material carbonoso en las playas de Gijón ha sido atribuida a la actividad de El Musel (Suárez-Ruiz et al., 2023). Sin embargo, durante más de 30 años, el origen de estas manchas de material carbonoso (Figura 9.3) se atribuyó al hundimiento del Castillo de Salas. El 11 de enero de 1986, el buque mercante Castillo de Salas quedó varado frente a las costas de Gijón. El buque transportaba más de 100.000 toneladas de carbón procedente de E.E.U.U. y destinadas a la producción de coque (Fernández-Guerra, 2010). Parte de su carga persiste en los fondos de la bahía de San Lorenzo.



**Figura 9.3** Ejemplos de las manchas negras que periódicamente cubren las playas de Gijón. A) San Lorenzo (diciembre de 2016), fuente: El Comercio (2016). B) San Lorenzo (noviembre de 2018) Fuente: Muñiz (2018) . C) Poniente (marzo de 2019) y D) El Arbeyal (marzo de 2019). Figura tomada de Tomillo, 2019.

### 9.1.1 El Arbeyal.

La playa del Arbeyal se localiza entre los barrios de Jove, La Calzada y el Natahoyo, en las proximidades del puerto de El Musel (Figura 9.1). Anteriormente conocida como la playa de La Casera, debido a su proximidad a una fábrica de gaseosa, esta playa estuvo en muy malas condiciones, afectada por la actividad industrial y vertidos de alcantarillado, hasta su regeneración en la década de 1990 (La Nueva España, 2018). Con una longitud de aproximadamente 400 metros y forma de concha, es ampliamente utilizada por los vecinos de la zona como un lugar de ocio y esparcimiento (Sierra et al., 2017; Ayuntamiento de Gijón, 2019; Sánchez, 2023; SITPA - IDEAS, 2023). La cantidad de muestras tomadas en El Arbeyal y los análisis realizados con ellas se presentan en la Tabla 4.1. La localización de estas muestras se recoge en la Figura 9.4



**Figura 9.4** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de El Arbeyal (Gijón).

### 9.1.2 Poniente.

La playa de Poniente se encuentra entre los barrios de Moreda y el Natahoyo, en Gijón (Figura 9.1). Al igual que El Arbeyal, Poniente es una playa artificial, construida sobre antiguos terrenos industriales y portuarios (Canteras et al., 1995). La playa de Poniente presenta una forma de concha y una longitud aproximada de 500 metros (SITPA-IDEAS, 2023). Durante gran parte del siglo XX, los terrenos donde actualmente se encuentra la playa estaban ocupados por actividades industriales, incluyendo la fábrica siderúrgica de Moreda y varios astilleros situados entre esta y El Arbeyal (Sánchez, 2023). Las muestras recogidas en Poniente y los análisis realizados con ellas se presentan en la Tabla 4.1. La localización de estas muestras en la playa se encuentra en la Figura 9.5



**Figura 9.5** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de Poniente (Gijón).

### 9.1.3 San Lorenzo.

La playa de San Lorenzo es una playa natural situada entre los barrios de Cimadevilla al oeste y La Arena al este, en Gijón (Figura 9.1). San Lorenzo forma un arco de 1500 metros de longitud, con una superficie que varía entre 40.000 m<sup>2</sup> en marea alta y 240.000 m<sup>2</sup> en marea baja (SITPA - IDEAS, 2023). Al este de la playa desemboca el río Piles, cuyas aguas recibían vertidos del lavadero de carbón de la mina de La Camocha, ubicada al sur de Gijón (Instituto Nacional del Carbón, 1956).

A causa de la presencia intermitente de manchas de material carbonoso, se recolectaron tres tipos de muestras en la playa de San Lorenzo: muestras de escenario regular, ii) muestras en época de avenida de carbón y iii) fragmentos de carbón.

El primer tipo son muestras obtenidas en condiciones regulares, donde se pueden llegar a observar pequeñas acumulaciones de material carbonoso en algunos puntos de la playa. El segundo tipo de muestras fue recogido durante eventos de llegada masiva de material carbonoso (Figura 9.3), durante los cuales amplias áreas de la zona intermareal de la playa son cubiertas por extensas manchas negras. El tercer tipo de muestra está compuesto por fragmentos de carbón, cada uno de ellos representando un carbón específico e individual, encontrados en diferentes puntos de la playa. Un ejemplo de estos fragmentos de carbón se muestra en la Figura 9.8

El número total de muestras recogidas en San Lorenzo y los análisis realizados con ellas se detallan en la Tabla 4.1. La localización específica de estas muestras en la playa se presenta en la Figura 9.6 y Figura 9.7.



**Figura 9.6** Mapa con la localización de las muestras tomadas en la playa de San Lorenzo durante las avenidas de material carbonosos producidas en 2018 (M14 - M39) y 2019 – 2020 (L1 – L15) (Gijón).



**Figura 9.7** Mapa con la localización de las muestras tomadas en San Lorenzo durante un escenario regular en la playa. Figura tomada de Suarez-Ruiz et al. (2020).



**Figura 9.8** Ejemplo de los fragmentos de carbón encontrados en la playa de San Lorenzo (2019).

## **9.2 Resultados e Interpretación.**

### **9.2.1 Petrografía Orgánica.**

Los datos presentados en esta sección se han extraído de diversas fuentes, incluyendo investigaciones previas realizadas por el autor de esta tesis y otros investigadores. En particular, se han utilizado resultados de un Trabajo Fin de Grado (Tomillo, 2019), un Trabajo Fin de Máster (Tomillo, 2020), un informe técnico del INCAR – CSIC para el Ayuntamiento de Gijón (Suárez-Ruiz et al., 2020), y un artículo publicado en el "*International Journal of Coal Geology*" por Suárez-Ruiz et al. (2023). Estos datos han sido recopilados y adaptados específicamente para su inclusión en esta tesis.

### **9.2.1.1 Composición petrográfica de las playas de Gijón.**

La composición de las muestras en términos de fracción orgánica e inorgánica se presenta en la Tabla 9.1 para El Arbeyal, Tabla 9.3 para Poniente, Tabla 9.5 para las muestras recogidas durante un escenario regular de San Lorenzo y Tabla 9.7 para las muestras de San Lorenzo tomadas durante épocas de avenida de carbón.

La composición de la mezcla de Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) que constituyen la fracción orgánica se detalla en la Tabla 9.2 para El Arbeyal, la Tabla 9.4 para Poniente, la Tabla 9.6 para el escenario regular en San Lorenzo, y la Tabla 9.8 para las épocas de avenida de carbón en San Lorenzo.

La Figura 9.9 muestra ejemplos de los diferentes tipos de POAs identificados en las playas de Gijón mediante microscopía.

#### **El Arbeyal.**

Las muestras de El Arbeyal y Poniente fueron recogidas durante una época de avenida de carbón en el año 2019. La fracción inorgánica en El Arbeyal varía entre 62,3 % y 100,0 %, mientras que la fracción orgánica alcanza un máximo del 37,6 % (M10), y en una muestra (M40) está ausente (Tabla 9.1). La fracción orgánica está compuesta principalmente por carbón (hasta 35,2 % vol.), coque de carbón (hasta 1,8 % vol.), partículas térmicamente alteradas (PTAs) (hasta 1,2 % vol.), coque de petróleo (hasta 0,4 % vol.), y chares (hasta 0,4 % vol.) (Tabla 9.2).

#### **Poniente.**

En las muestras de Poniente la fracción inorgánica predomina, con valores entre 63,8 % y 100,0 %. La fracción orgánica llega hasta el 36,2 % y está ausente en una muestra (M45) (Tabla 9.3). La composición de la fracción orgánica incluye carbón (hasta 32,6 % vol.), coque de carbón (hasta 2,3 % vol.), PTAs (hasta 0,9 % vol.), y chares (hasta 0,9 % vol.) (Tabla 9.4).

**Tabla 9.1** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras de El Arbeyal.

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
M9	30,6	69,4
M10	37,6	62,4
M40	0,0	100,0
M41	26,9	73,1
M42	3,7	96,3
M43	27,4	72,6
M44	25,7	74,3

**Tabla 9.2** Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras de la playa de El Arbeyal. Fuente: Tomillo (2020); Suárez - Ruiz et al. (2023).

Muestra	Carbón (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Coque de Petróleo (% vol.)	Chares (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
M9	28,0	1,4	0,0	0,2	1,0	69,4
M10	35,2	1,2	0,0	0,0	1,2	62,4
M40	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
M41	24,2	1,8	0,4	0,4	0,2	73,1
M42	2,6	0,8	0,0	0,3	0,0	96,3
M43	25,2	0,7	0,3	0,3	0,9	72,6
M44	24,6	0,4	0,0	0,4	0,4	74,3

PTAs – Partículas Térmicamente Alteradas.

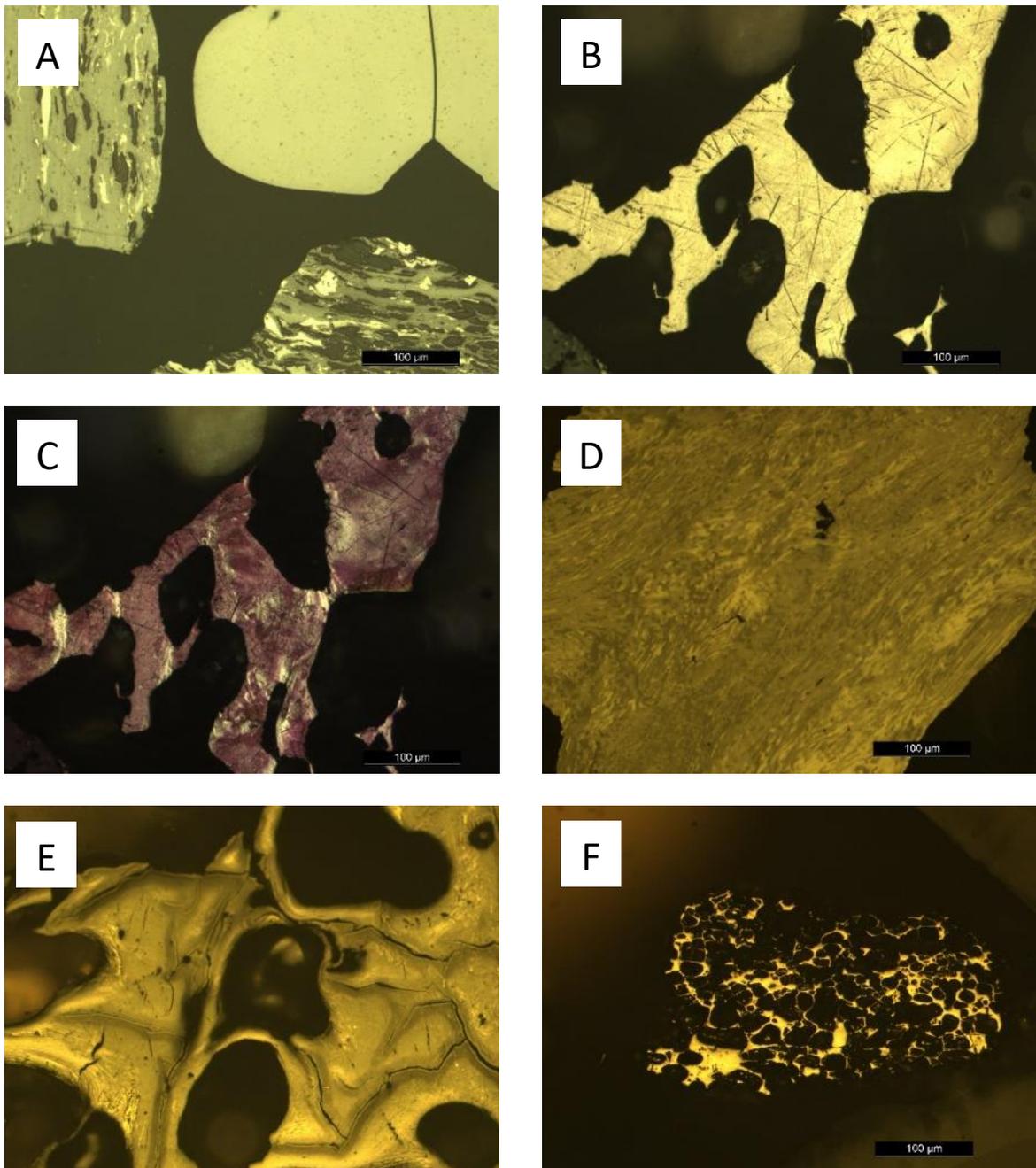
**Tabla 9.3** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras de Poniente.

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
M11	0,7	99,3
M12	0,1	99,9
M45	0,0	100,0
M46	28,1	71,9
M47	36,2	63,8
M48	16,3	83,7

**Tabla 9.4** Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras de la playa de Poniente. Fuente: Tomillo (2020); Suárez - Ruiz et al. (2023)

Muestra	Carbón (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Chares (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
M11	0,5	0,1	0,0	0,0	99,3
M12	0,1	0,0	0,0	0,0	99,9
M45	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
M46	26,3	1,3	0,2	0,4	71,9
M47	32,6	1,7	0,9	1,0	63,8
M48	12,7	2,3	0,9	0,4	83,7

PTAs – Partículas Térmicamente Alteradas.



**Figura 9.9** Fotografías tomadas en microscopia de luz blanca reflejada y con objetivo de inmersión en aceite de algunos de los componentes de la fracción orgánica para muestras de Gijón. A) Mezcla de carbones de distinto rango y composición maceral, B) y C) coque de carbón sin y con polarizadores parcialmente cruzados y placa de retardo de de  $1\lambda$ , D) coque de petróleo (o fuel), E) Partícula Térmicamente Alterada (PTA) y F) partícula de char tipo *Network*.

**San Lorenzo: escenario regular.**

Durante un escenario regular en San Lorenzo, la fracción inorgánica oscila entre 40,6 % y 100,0 %, mientras que la fracción orgánica varía entre 0,4 % y 59,4 % en las muestras que la contienen (Tabla 9.5). A pesar de la predominancia de la fracción inorgánica, el 69,0 % de las muestras contienen materiales carbonosos, ya sea en trazas o en cantidades significativas (24,45 % de las muestras). El 31,0 % de las muestras no contienen materiales carbonosos.

En las muestras con contenido carbonoso, la fracción orgánica está compuesta por carbón (0,4 % - 57,4 % vol.), coque de carbón (0,2 % - 1,4 % vol.), PTAs (0,3 % - 1,1 % vol.) y coque de petróleo (0,2 % vol.). También se identificaron trazas de pizarras carbonosas en varias muestras, y en cuatro muestras (CG6 - P34, CG24-i, CG44-P12 y CG45-i) se encontraron trazas de grafito (Tabla 9.6).

**Tabla 9.5** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras tomadas en San Lorenzo durante una situación regular. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
CG1-P9	0,0	100,0
CGM1	17,2	82,8
CG2-P19	0,0	100,0
CG3-P20	0,0	100,0
CG4-P21	0,0	100,0
CG5-P10	0,0	100,0
CG6-P34	0,0	100,0
CG7-P47	0,0	100,0
CG8-P35	0,0	100,0
CG9-P36	0,0	100,0
CG10-P48	0,0	100,0
CG11-P49	0,0	100,0
CG13-P50	0,0	100,0
CG12-P51	0,0	100,0
CGM2	0,0	100,0
CG14-P52	0,0	100,0
CG15-P53	0,0	100,0
CG16-P54	0,0	100,0
CG17-P55	0,0	100,0
CG18-P5	0,4	99,6
CG19-i	0,4	99,6
CGM4	7,5	92,5
CGM5	7,3	92,7

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
CG20-P2	4,3	95,7
CG21-i	1,4	98,6
CG22-P11	0,0	100,0
CG23-i	0,0	100,0
CG24-i	0,0	100,0
CG25-P22	0,0	100,0
CG26-i	0,0	100,0
CG27-i	0,0	100,0
CG28-i	0,0	100,0
CG29-P37	0,0	100,0
CG30-P38	0,0	100,0
CG31-i	0,0	100,0
CG32-i	0,0	100,0
CG33-i	0,0	100,0
CG34-i	0,0	100,0
CG35-i	0,0	100,0
CG36-i	0,0	100,0
CG37-P56	0,0	100,0
CGM7	59,4	40,6
CGM8	22,4	77,6
CG37-i	6,7	93,3
CG38- P6	0,0	100,0
CG39-i	0,0	100,0
CG40 - P7	0,0	100,0
CG41 – i	0,0	100,0
CG42- P11	0,0	100,0
CG43- i	0,0	100,0
CG44- P12	0,0	100,0
CG45- i	0,0	100,0
CG46- P14	0,0	100,0
CG47-i	0,0	100,0
CG48- P22	0,0	100,0
CG49- P23	0,0	100,0
CG50- i	0,0	100,0
CG51- P24	0,0	100,0
CG52- i	0,0	100,0
CG53- i	0,0	100,0
CG54- i	0,0	100,0
CG55- P39	0,0	100,0
CG56-P38	0,0	100,0
CG57- P40	0,0	100,0
CG58- P41	0,8	99,2
CG59- P42	0,0	100,0
CGM9	9,6	90,4
CG60- P43	0,0	100,0
CGM10	12,5	87,5
CG61- P44	0,0	100,0
CG62- P45	0,0	100,0
CG63- i	0,0	100,0
CG73-i	0,0	100,0
CGM12	44,5	55,5
CG74-i	0,0	100,0
CG75-P56	0,0	100,0
CG76-i	0,0	100,0
CG77-i	0,0	100,0

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
CG78-i	0,0	100,0
CG79-P57	0,0	100,0
CGM13	7,8	92,2
CGM15	17,1	82,9
MCI 1	4,2	95,8
MCI 2	3,0	97,0
MCI 3	0,9	99,1
MCI 4	23,9	76,1
MCI 5	16,8	83,2
MCI 6	31,2	68,8
MCG 1	0,0	100,0
MCG 2	0,0	100,0

**Tabla 9.6** Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras tomadas en San Lorenzo durante un escenario regular. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Coque de Petróleo (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
CG1-P9	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CGM1	16,6	0,0	0,6	0,0	Trazas	82,8
CG2-P19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG3-P20	Trazas	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG4-P21	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG5-P10	Trazas	0,0	Trazas	0,0	0,0	100,0
CG6-P34	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG7-P47	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG8-P35	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG9-P36	Trazas	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG10-P48	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG11-P49	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG13-P50	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG12-P51	Trazas	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CGM2	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG14-P52	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG15-P53	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG16-P54	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG17-P55	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG18-P5	0,4	Trazas	Trazas	0,0	0,0	99,6
CG19-i	0,4	Trazas	Trazas	0,0	0,0	99,6
CGM4	6,4	0,0	1,1	0,0	0,0	92,5
CGM5	5,9	0,0	1,4	0,0	0,0	92,7
CG20-P2	3,9	0,0	0,4	0,0	0,0	95,7
CG21-i	1,4	Trazas	Trazas	0,0	0,0	98,6
CG22-P11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG23-i	Trazas	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG24-i	Trazas	0,0	Trazas	0,0	0,0	100,0
CG25-P22	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG26-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG27-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG28-i	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0

Estudio del impacto ambiental del carbón y sus derivados en el litoral de la Costa Central Asturiana

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (%, vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Coque de Petróleo (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
CG29-P37	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG30-P38	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG31-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG32-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG33-i	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG34-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG35-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG36-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG37-P56	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CGM7	57,4	0,0	1,2	0,0	0,8	40,6
CGM8	21,7	0,0	0,2	0,0	0,5	77,6
CG37-i	6,3	0,0	0,2	0,0	0,2	93,3
CG38- P6	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG39-i	0,0	Trazas	0,0	0,0	Trazas	100,0
CG40 - P7	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG41 – i	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG42- P11	Trazas	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG43- i	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG44- P12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG45- i	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG46- P14	Trazas	Trazas	0,0	0,0	Trazas	100,0
CG47-i	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG48- P22	Trazas	0,0	Trazas	0,0	0,0	100,0
CG49- P23	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG50- i	Trazas	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG51- P24	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG52- i	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG53- i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG54- i	Trazas	Trazas	0,0	0,0	Trazas	100,0
CG55- P39	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG56-P38	Trazas	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG57- P40	0,0	0,0	Trazas	0,0	0,0	100,0
CG58- P41	0,8	0,0	0,0	0,0	Trazas	99,2
CG59- P42	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CGM9	8,8	0,0	0,3	0,2	0,3	90,4
CG60- P43	Trazas	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CGM10	11,5	0,0	0,2	0,2	0,6	87,5
CG61- P44	Trazas	0,0	Trazas	0,0	0,0	100,0
CG62- P45	0,0	Trazas	0,0	0,0	0,0	100,0
CG63- i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG73-i	Trazas	0,0	0,0	0,0	Trazas	100,0
CGM12	43,3	0,0	1,2	0,0	0,0	55,5
CG74-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG75-P56	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG76-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG77-i	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CG78-i	0,0	0,0	0,0	0,0	Trazas	100,0
CG79-P57	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
CGM13	7,2	0,0	0,3	0,0	0,3	92,2
CGM15	15,9	0,0	0,8	0,0	0,4	82,9
MCI 1	4,1	0,0	0,1	0,0	0,0	95,8
MCI 2	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	97,0
MCI 3	0,5	0,0	0,3	0,0	0,1	99,1

Muestra	Carbón (% vol.)	Pizarra carbonosa (%, vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Coque de Petróleo (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
MCI 4	22,9	0,0	0,3	0,0	0,7	76,1
MCI 5	15,4	0,0	0,5	0,0	0,9	83,2
MCI 6	29,1	0,0	1,0	0,0	1,1	68,8
MCG 1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
MCG 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0

PTAs – Partículas térmicamente alteradas

### San Lorenzo: época de avenida de carbón.

Estas muestras están compuestas predominantemente por la fracción orgánica, con valores que oscilan entre el 1,1 % y el 100,0 %, superando frecuentemente el 50,0 % o 60,0 %. La fracción inorgánica varía entre el 0,4 % y el 98,7 %, y está ausente en una de las muestras (M14) (Tabla 9.7).

La Tabla 9.8 recoge la composición de la mezcla de POAs presente las muestras de San Lorenzo recogidas durante las avenidas de carbón en 2018, 2019 y 2020. Durante estos episodios, la fracción orgánica incluye carbón (1,3 % - 100,0 % vol.), coque de carbón (hasta 5,5 % vol.), PTAs (hasta 2,6 % vol.), y coque de petróleo (hasta 0,8 % vol.). No se identificaron otros tipos de POAs como pizarras carbonosas o chares en estas muestras (Tabla 9.8).

**Tabla 9.7** Composición en términos de fracción orgánica e inorgánica de las muestras tomadas en San Lorenzo durante episodios de avenida de carbón. Fuente: Tomillo (2019, 2020); Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
M14	100,0	0,0
M15	3,6	96,4
M16	1,3	98,7
M17	58,0	42,0
M18	51,6	48,4
M19	48,9	51,1
M20	38,4	61,6
M21	51,3	48,7
M23	46,8	53,2
M26	37,5	62,5
M27	99,1	0,9
M28	37,2	62,8

Muestra	Fracción Orgánica (% vol.)	Fracción Inorgánica (% vol.)
M29	1,8	98,2
M30	18,9	81,1
M31	49,8	50,2
M32	77,7	22,3
M34	86,7	13,3
M35	99,6	0,4
M36	90,4	9,6
M39	92,0	8,0
L1	94,0	6,0
L2	92,9	7,1
L3	73,6	26,4
L4	90,2	9,8
L5	87,2	12,8
L6	88,0	12,0
L7	67,1	32,9
L8	63,4	36,6
L9	93,0	7,0
L10	61,9	38,1
L11	86,4	13,6
L12	83,4	16,6
L13	94,5	5,5
L14	75,9	24,1
L15	85,7	14,3

**Tabla 9.8** Composición de la mezcla de POAs presente en las muestras tomadas en San Lorenzo durante las avenidas de carbón de 2018, 2019 y 2020. Fuente: Tomillo (2019, 2020); Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Carbón (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Coque de Petróleo (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
M14	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
M15	3,6	0,0	0,0	0,0	96,4
M16	1,3	0,0	0,0	0,0	98,7
M17	52,5	5,5	0,0	0,0	42,0
M18	47,4	4,2	0,0	0,0	48,4
M19	46,0	2,9	0,0	0,0	51,1
M20	34,8	3,6	0,0	0,0	61,6
M21	50,0	1,3	0,0	0,0	48,7
M23	46,1	0,7	0,0	0,0	53,2
M26	34,5	3,0	0,0	0,0	62,5
M27	99,1	0,0	0,0	0,0	0,9
M28	36,7	0,5	0,0	0,0	62,8
M29	1,6	0,2	0,0	0,0	98,2
M30	18,3	0,6	0,0	0,0	81,1
M31	48,1	1,3	0,2	0,2	50,2
M32	75,9	1,8	0,0	0,0	22,3
M34	85,2	1,5	0,0	0,0	13,3
M35	99,4	0,2	0,0	0,0	0,4
M36	89,8	0,6	0,0	0,0	9,6
M39	90,3	1,7	0,0	0,0	8,0

Muestra	Carbón (% vol.)	Coque de carbón (% vol.)	Coque de Petróleo (% vol.)	PTAs (% vol.)	Materia mineral (% vol.)
L1	92,6	1,0	Trazas	0,4	6,0
L2	91,3	0,6	0,0	1,0	7,1
L3	71,8	0,8	0,2	0,8	26,4
L4	85,1	2,3	0,2	2,6	9,8
L5	84,9	1,7	0,0	0,6	12,8
L6	85,5	0,9	0,2	1,4	12,0
L7	63,7	2,0	0,2	1,2	32,9
L8	61,6	0,8	0,0	1,0	36,6
L9	89,7	1,2	0,0	2,1	7,0
L10	59,5	1,7	0,0	0,7	38,1
L11	85,4	0,6	0,0	0,4	13,6
L12	79,8	1,5	0,0	2,1	16,6
L13	90,9	1,8	0,0	1,8	5,5
L14	75,3	0,2	0,0	0,4	24,1
L15	83,6	0,5	0,8	0,8	14,3

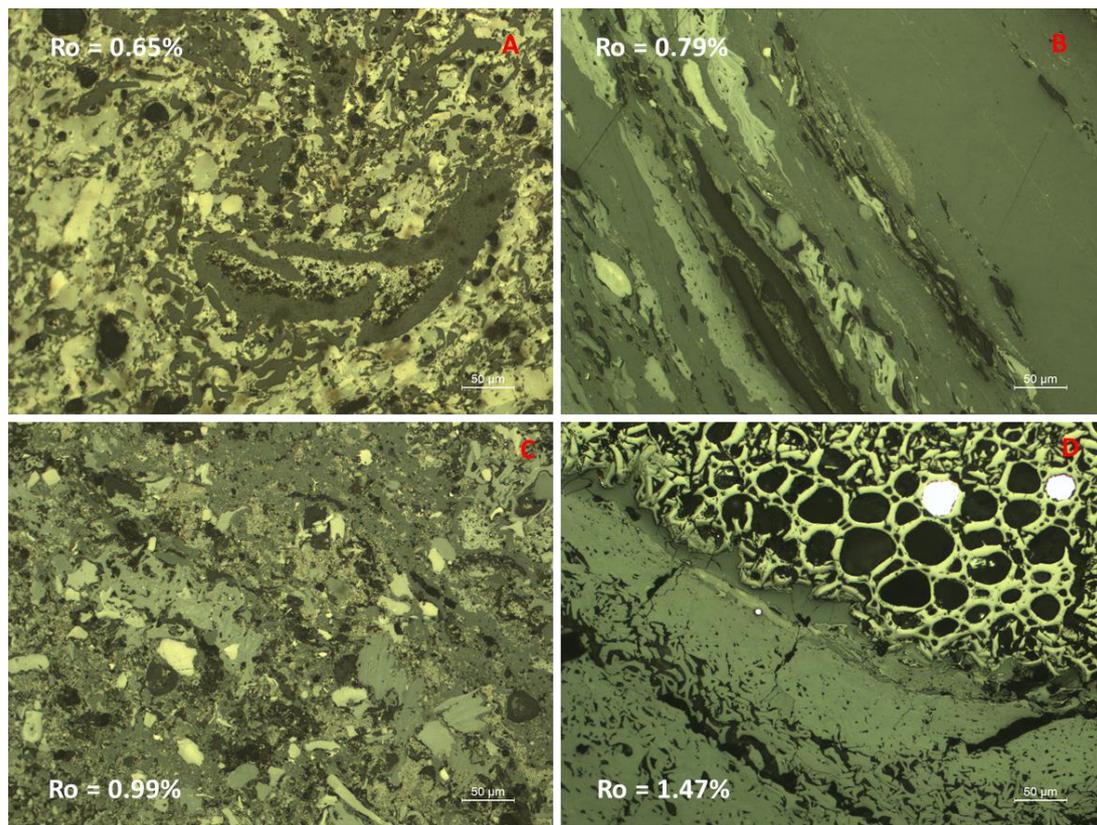
PTAs – Partículas Térmicamente Alteradas.

### **Fragmentos de carbón encontrados en San Lorenzo:**

Los fragmentos de carbón encontrados en San Lorenzo muestran un elevado nivel de redondeamiento, lo que indica una exposición prolongada al oleaje, mareas y corrientes (Figura 9.8). Cada fragmento representa un tipo específico de carbón, compuesto por sus grupos macerales característicos, vitrinita, liptinita e inertinita, junto con una pequeña cantidad de materia mineral intrínseca al carbón.

Aunque no se llevó a cabo un análisis maceral completo debido a la falta de representatividad al trabajar con fragmentos, el análisis microscópico reveló diferencias en la reflectancia de la vitrinita y en las composiciones macerales.

La Figura 9.10 presenta ejemplos al microscopio de cuatro fragmentos de carbón distintos, evidenciando variaciones en su contenido de vitrinita e inertinita, lo que sugiere diferentes procedencias geográficas y geocronológicas.



**Figura 9.10** Imágenes en microscopía óptica de luz blanca reflejada y en inmersión en aceite de cuatro de los fragmentos de carbón encontrados en San Lorenzo. A) carbón rico en intertinita, B, C y D) carbones ricos en vitrinita. Los cuatro carbones muestran distintos valores para la reflectancia de la vitrinita ( $R_o$ ), presentando distintos rangos. Figura tomada de Suárez – Ruiz et al. (2020).

### 9.2.1.2 Rango y clasificación de los carbones encontrados en las playas de Gijón.

La clasificación de los carbones encontrados en las tres playas de Gijón, basada en la medida de la reflectancia de la vitrinita, se realizó conforme a las normas ISO 7405/5 (2009) y ASTM D388-17 (2018). Los resultados de la clasificación se presentan en la Tabla 9.9 para El Arbeyal, la Tabla 9.10 para Poniente, la Tabla 9.11 para San Lorenzo en condiciones regulares, la Tabla 9.12 para San Lorenzo durante episodios de avenida de carbón, y la Tabla 9.13 para los fragmentos de carbón recogidos en San Lorenzo.

En El Arbeyal, predominan los carbones bituminosos de altos volátiles (33,3 % - 70,0 %), seguidos de bituminosos de medios volátiles (13,0 % - 33,3 %), bituminosos de bajos volátiles (hasta 40,0 %), antracitas (hasta 33,3 %) y sub-bituminosos (hasta 2,4 %) (Tabla 9.9).

**Tabla 9.9** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de El Arbeyal. Fuente: Tomillo (2020), Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas
M9	0,0	68,0	15,0	14,0	3,0
M10	0,0	34,0	21,0	40,0	5,0
M40	0,0	33,3	33,3	0,0	33,3
M41	0,0	63,0	18,0	15,0	4,0
M42	2,4	58,8	17,7	15,3	5,9
M43	0,0	65,0	13,0	21,0	1,0
M44	0,0	70,0	13,0	17,0	0,0

En Poniente, los carbones bituminosos de altos volátiles son predominantes (58,0 % - 87,5 %), seguidos de los bituminosos de medios volátiles (10,0 % - 18,5 %), bituminosos de bajos volátiles (hasta 20,0 %) y antracitas (hasta 8,0 %). Una muestra (M45) no contenía carbón (Tabla 9.10).

**Tabla 9.10** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras de Poniente. Fuente: Tomillo (2020), Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas
M11	0,0	74,1	18,5	7,4	0,0
M12	87,5	0,0	12,5	0,0	0,0
M45	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
M46	0,0	79,0	10,0	9,0	2,0
M47	0,0	58,0	15,0	20,0	7,0
M48	0,0	58,7	14,7	18,7	8,0

El 24,4 % de las muestras de San Lorenzo en condiciones regulares contenían cantidades cuantificables de carbón, con un 64,5 % de muestras que contenían vitrinitas medibles. Los carbones bituminosos de altos volátiles predominan en estas muestras (66,3 % de los carbones identificados), seguidos de los bituminosos de medios volátiles (18,1 %), bituminosos de bajos volátiles (12,3 %), sub-bituminosos (2,4 %) y antracitas (0,8 %) (Tabla 9.11).

Se observa una disminución en el contenido de carbones bituminosos de altos volátiles en las muestras de 2020 (MCI 1 – 6, Tabla 9.11) en comparación con las de finales de 2019 (resto de las muestras, Tabla 9.11), lo que sugiere una reducción en el transporte o manejo de estos carbones en Gijón durante ese período, evidenciando variaciones en la mezcla presente en la playa (Suárez-Ruiz et al., 2023, 2020). La Figura 9.11 presenta dos ejemplos de histogramas para mezclas de carbón de dos muestras de San Lorenzo.

**Tabla 9.11** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras recogidas en San Lorenzo durante una situación regular. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020) y Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas
CG1-P9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CGM1	0,0	52,2	18,9	27,8	1,1
CG3-P20	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG4-P21	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG5-P10	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
CG9-P36	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
CG12-P51	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CGM2	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
CG15-P53	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CG18-P5	28,6	57,1	14,3	0,0	0,0
CG19-i	0,0	50,0	16,7	33,3	0,0
CGM4	2,4	50,0	16,7	30,9	0,0
CGM5	0,0	63,6	9,1	22,7	4,6
CG20-P2	2,9	62,8	11,4	20,0	2,9
CG21-i	0,0	64,5	12,9	22,6	0,0
CG23-i	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
CG24-i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG28-i	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas
CG33-i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG37-P56	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CGM7	0,0	50,0	23,0	26,5	0,5
CGM8	0,0	49,5	21,2	28,3	1,0
CG37-i	0,0	24,1	24,1	34,6	17,2
CG38- P6	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG40 - P7	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
CG41 – i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG42- P11	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG43- i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG45- i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG46- P14	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG47-i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG48- P22	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG49- P23	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG50- i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG51- P24	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG52- i	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG54- i	0,0	75,0	0,0	25,0	0,0
CG56-P38	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CG58- P41	0,0	37,5	25,0	25,0	12,5
CG59- P42	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CGM9	0,0	36,8	23,7	39,5	0,0
CG60- P43	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
CGM10	0,0	50,0	27,1	20,8	2,1
CG61- P44	0,0	50,0	12,5	37,5	0,0
CG62- P45	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
CGM11	1,8	46,4	33,9	17,9	0,0
CG69-i	3,0	51,6	30,0	12,4	3,0
CG71-i	0	100	0	0	0
CG72-i	0,00	90,00	0,00	10,00	0,00
CGM12	0	49,5	21,3	29,2	0
CGM13	0	44,4	22,3	33,3	0
CGM15	0	48,8	18,6	31,4	1,2
MCI 1	2,1	38,3	21,2	38,3	0
MCI 2	0	22,2	27,8	50	0
MCI 3	0	80	10	10	0
MCI 4	0	48,7	21,2	30,2	0
MCI 5	0	52,3	19,5	28,2	0
MCI 6	0	51,1	19,6	29,4	0

La clasificación de los carbones identificados en muestras tomadas en San Lorenzo durante épocas de avenidas de materiales carbonosos se presenta en la Tabla 9.12. Las muestras de 2018 (M14 a M39) se componen principalmente de carbones bituminosos de altos volátiles (52,7 %),

seguidos por bituminosos de bajos volátiles (28,9 %), bituminosos de medios volátiles (17,8 %), antracitas (0,5 %) y sub-bituminosos (0,1 %) (Tabla 9.12).

Las muestras de 2019 y 2020 (L1 – L15) contienen carbones bituminosos de altos volátiles (41,9 %), bituminosos de bajos volátiles (37,4 %), bituminosos de medios volátiles (20,5 %) y antracitas (0,2 %) (Tabla 9.12).

Las muestras tomadas entre 2019 y 2020 durante avenidas de carbón en San Lorenzo (L1 – L15, Tabla 9.12) muestran una disminución en el contenido de carbones bituminosos de altos volátiles, desde un 52,7 % en 2018 (M14 – M39) a un 41,9 % en 2019-2020 (Tabla 9.12).

**Tabla 9.12** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para muestras recogidas en San Lorenzo en las avenidas de carbón producidas en 2018, 2019 y 2020. Fuente: Tomillo (2019, 2020); Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023).

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)
	Lignitos / Sub-bituminosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas
M14	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
M15	0,0	36,5	28,2	35,3	0,0
M16	0,0	40,0	21,8	37,3	0,9
M17	0,0	21,0	24,0	55,0	0,0
M18	2,3	43,0	16,2	38,5	0,0
M19	0,0	39,0	14,0	43,0	4,0
M20	0,0	38,0	18,0	41,0	3,0
M21	0,0	51,0	18,0	31,0	0,0
M23	0,0	40,0	25,0	34,0	1,0
M26	0,0	59,0	13,0	28,0	0,0
M27	0,0	98,0	2,0	0,0	0,0
M28	0,0	56,0	17,0	27,0	0,0
M29	0,0	44,0	24,0	32,0	0,0
M30	0,0	60,0	18,0	22,0	0,0
M31	0,0	47,0	13,0	39,0	1,0
M32	0,0	47,0	24,0	29,0	0,0
M34	0,0	48,0	26,0	26,0	0,0
M35	0,0	62,0	29,0	9,0	0,0
M36	0,0	74,0	10,0	16,0	0,0
M39	0,0	50,0	15,0	35,0	0,0
L1	0,0	38,3	19,9	41,3	0,5
L2	0,0	34,9	22,0	43,1	0,0
L3	0,0	39,1	19,3	41,6	0,0
L4	0,0	46,3	24,2	29,5	0,0

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)
	Lignitos / Sub-bitumiunosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas
L5	0,0	50,5	19,1	30,4	0,0
L6	0,0	42,7	18,6	38,7	0,0
L7	0,0	46,5	17,5	35,5	0,5
L8	0,0	34,6	15,7	49,7	0,0
L9	0,0	28,1	22,4	49,0	0,5
L10	0,0	39,5	22,1	36,3	2,1
L11	0,0	51,5	21,9	26,6	0,0
L12	0,0	41,5	17,0	41,5	0,0
L13	0,0	34,6	24,5	40,9	0,0
L14	0,0	52,8	24,1	23,1	0,0
L15	0,0	47,2	19,3	33,5	0,0

La Figura 9.12 presenta un histograma de la reflectancia de la vitrinita medida en los fragmentos de carbón hallados en San Lorenzo. La distribución de la reflectancia de la vitrinita sugiere que cada fragmento corresponde a un tipo único de carbón.

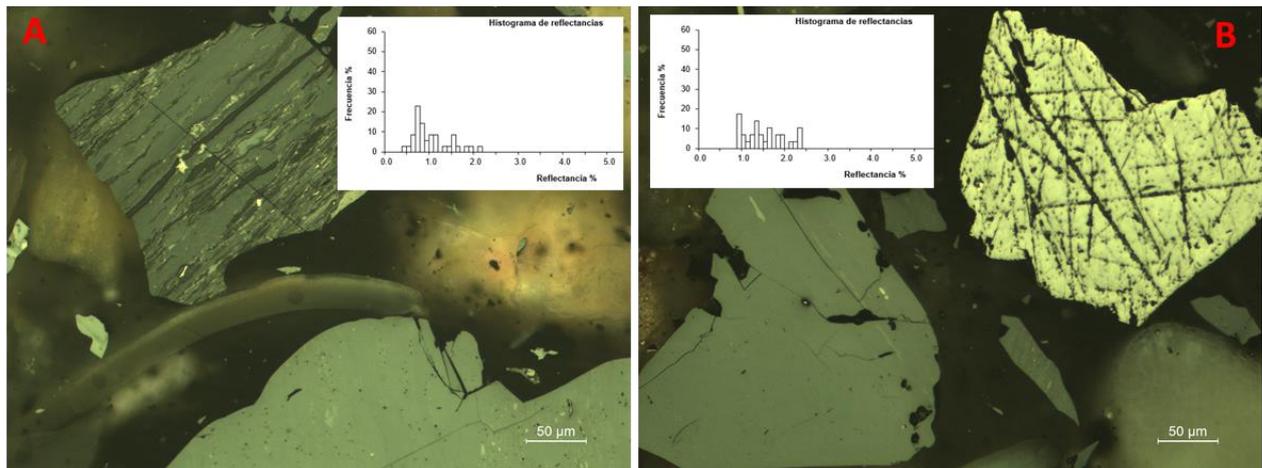
De los 45 fragmentos de carbón analizados, un 86,7 % correspondían a carbones bituminosos de altos volátiles, un 11,1 % a bituminosos de medios volátiles y un 2,2 % a bituminosos de bajos volátiles (Tabla 9.13).

**Tabla 9.13** Clasificación de los carbones en función de los valores de reflectancia de la vitrinita para los fragmentos de carbón recogidos en San Lorenzo. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020); Suárez – Ruiz et al. (2023).

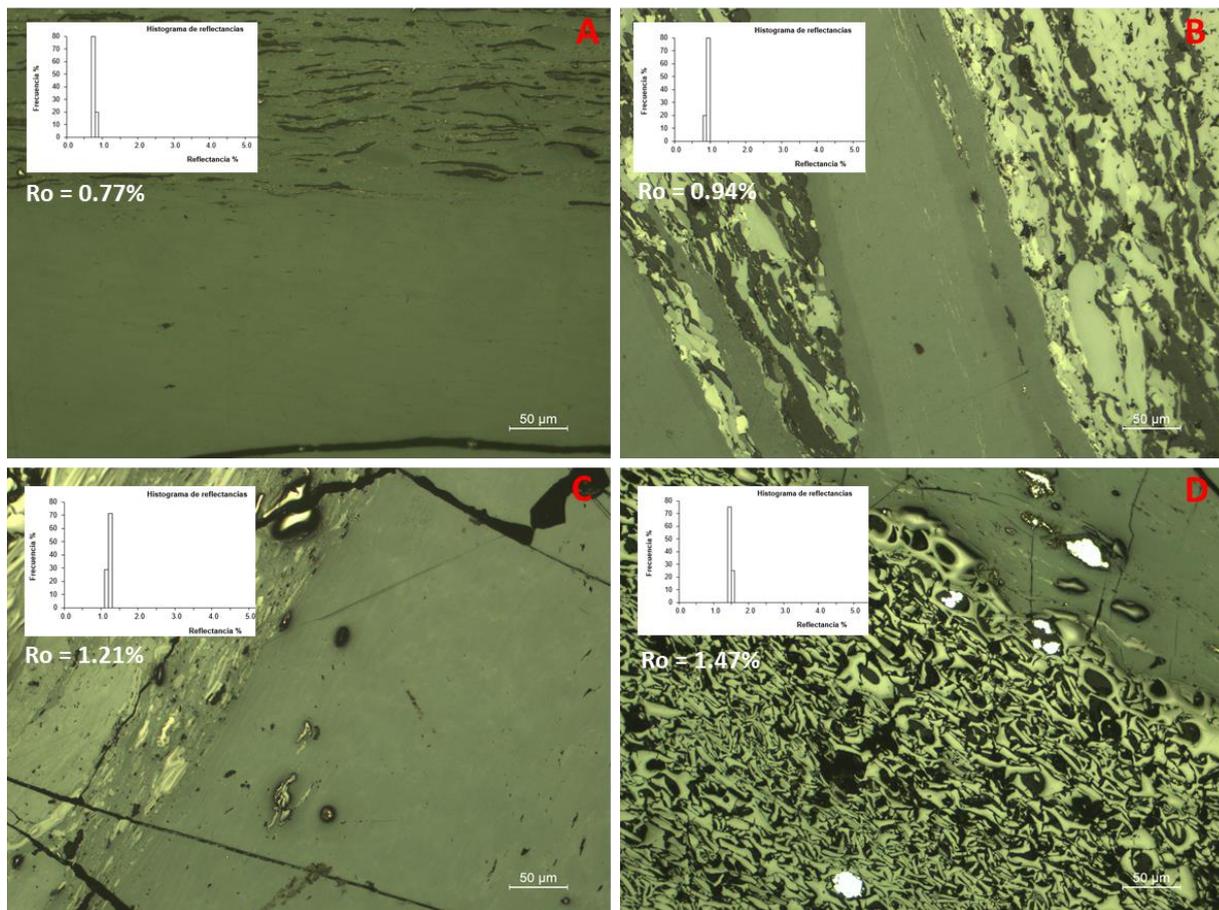
Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bitumiunosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
CGM3-1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.94
CGM3-2	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1.04
CGM3-3	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1.22
CGM3-4	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1.35
CGM3-5	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.96
CGM3-6	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	1.47
CGM3-7	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1.01
CGM3-8	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1.02
CGM3-9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.98
CGM3-10	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.94

Muestra	Carbón de bajo rango (%)	Carbón de rango medio (%)			Carbón de alto rango (%)	Reflectancia media de la Vitrinita (Ro)
	Lignitos / Sub-bitumiunosos (%)	Carbón bituminoso de altos volátiles (%)	Carbón bituminoso de medios volátiles (%)	Carbón bituminoso de bajos volátiles (%)	Antracitas	
CGM3-11	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1.06
CGM3-12	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.90
CGM3-13	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1.02
CGM3-14	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.97
CGM3-15	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.79
CGM6-1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.92
CGM6-2	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.92
CGM6-3	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.95
CGM6-4	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.86
CGM6-5	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.98
CGM6-6	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1.02
CGM6-7	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1.02
CGM6-8	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.65
CGM6-9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.99
CGM6-10	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.89
CGM14-1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.85
CGM14-2	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1.13
CGM14-3	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.77
CGM14-4	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1.04
CGM14-5	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.87
CGM14-6	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.85
CGM14-7	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1.21
CGM14-8	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.95
CGM14-9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.96
CGM14-10	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.79
CGM14-11	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.86
CGM14-12	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.96
CGM14-13	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.86
CGM14-14	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.80
CGM14-15	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.99
CGM14-16	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.84
CGM14-17	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.81
CGM14-18	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.88
CGM14-19	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.91
CGM14-20	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0.76

Los resultados de la clasificación de los carbones encontrados en las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo indican que los carbones bituminosos de altos volátiles son predominantes en esta área. Este hallazgo es coherente con su uso en las centrales térmicas de la región para la generación de energía y en las mezclas utilizadas para la producción de coque en la industria siderúrgica.



**Figura 9.11** Ejemplos al microscopio e histogramas de la mezcla de carbones de dos muestras de San Lorenzo. La distribución de los valores de reflectancia indica que se trata de mezclas de diversos carbones con diferentes rangos. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020).



**Figura 9.12** Imágenes de mezclas de carbones identificadas por microscopía e histogramas con la distribución de los valores para la reflectancia de la vitrinita de cuatro fragmentos de carbón encontrados en San Lorenzo. A) Carbón bituminoso de altos volátiles, B) bituminoso de altos volátiles, C) bituminoso de medios volátiles y D) bituminoso de bajos volátiles. Fuente: Suárez – Ruiz et al. (2020).

## **9.2.2 Geoquímica Inorgánica de las playas urbanas de Gijón.**

### **9.2.2.1 Concentración y distribución de elementos traza.**

La Tabla 4.1 presenta el número de muestras analizadas mediante ICP-MS y analizador automático de Hg en las playas de Gijón, con el fin de determinar el contenido de 18 metales pesados de relevancia ambiental (Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Principado de Asturias, 2005). La ubicación de estas muestras se detalla en la Figura 9.4 para el Arbeyal, la Figura 9.5 para Poniente y la Figura 9.6 para San Lorenzo.

En contraste con áreas previamente estudiadas, algunas muestras (por ejemplo, M14 y M33) consistían exclusivamente en materiales carbonosos, principalmente carbón, separados manualmente del sedimento natural de la playa. Se llevó a cabo este proceso de separación solo para las muestras procedentes de la playa de San Lorenzo.

Las concentraciones de los 18 elementos en las muestras de Gijón se presentan en la Tabla 9.14, junto con los valores máximos, mínimos, media, mediana y media truncada.

Las muestras de Gijón muestran una notable discrepancia entre las procedentes de las playas del Arbeyal y Poniente y las de San Lorenzo. En general, las muestras de Poniente y Arbeyal presentan mayores concentraciones en los elementos estudiados que las de San Lorenzo, especialmente para el Ba, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn. Esta diferencia se refleja en la variación entre los valores de concentración media, mediana y media truncada (Tabla 9.14).

El bario (Ba), cromo (Cr), manganeso (Mn), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn) presentan desviaciones significativas entre sus concentraciones medias, medias truncadas y medianas. En las muestras de Gijón, el Ba muestra una concentración media de 196,62 mg/kg y una media truncada de 110,00 mg/kg, aunque la mayoría de las concentraciones para este elemento se encuentran alrededor de 80 mg/kg (Tabla 9.14).

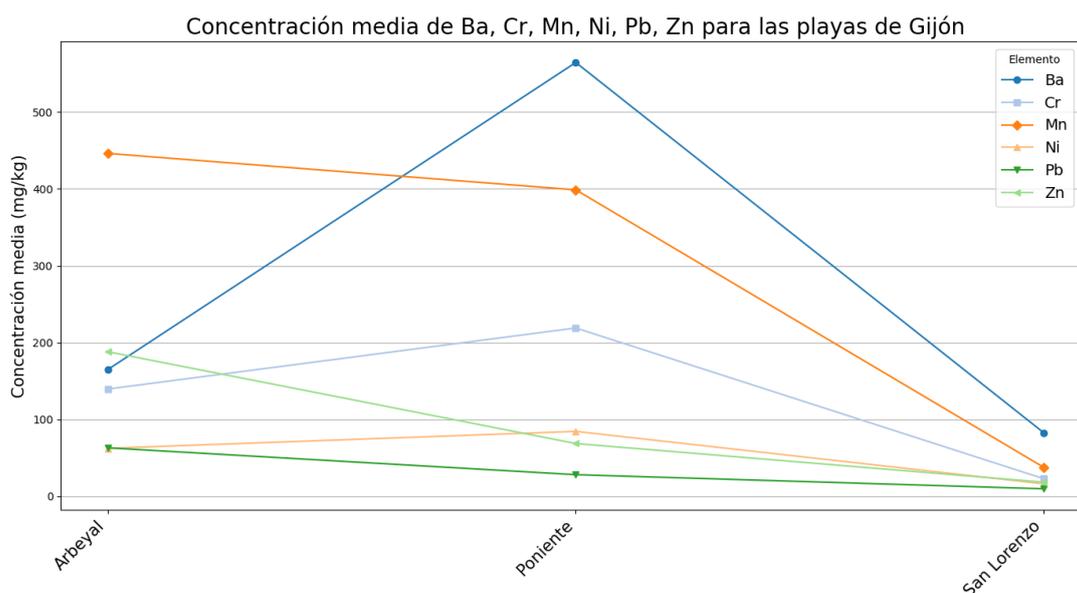
**Tabla 9.14** Concentraciones determinadas vía ICP -MS y analizador de mercurio (Hg) para los 18 elementos de interés medioambiental en las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón).

Muestra	Ag (mg/kg)	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Se (mg/kg)	Sn (mg/kg)	V (mg/kg)	Zn (mg/kg)
M09	0,06	16,30	44,00	1,00	0,09	5,70	95,00	40,20	0,70	240,00	1,96	55,20	30,23	1,49	0,30	2,90	35,00	75,40
M10	0,02	25,90	1539,00	1,00	0,02	10,10	438,00	13,50	0,08	561,00	1,93	125,70	24,27	2,48	0,30	3,30	92,00	71,80
M40	0,06	20,30	180,00	1,00	0,05	8,30	287,00	21,80	0,08	367,00	1,82	141,90	25,77	1,36	0,30	3,20	42,00	58,60
M42	0,04	23,00	922,00	1,00	0,02	6,60	194,00	7,30	0,14	412,00	1,18	56,40	26,91	2,30	0,30	5,40	76,00	48,60
M11	0,28	35,80	17,00	2,00	0,15	12,80	131,00	128,10	0,18	746,00	5,12	29,90	166,81	10,12	0,80	16,50	58,00	494,60
M12	0,15	18,60	347,00	1,00	0,06	8,60	234,00	19,50	0,20	383,00	1,77	127,00	23,65	2,26	0,30	3,90	49,00	85,30
M45	0,12	17,40	138,00	1,00	0,11	5,30	81,00	14,30	0,35	414,00	1,12	42,90	33,09	1,13	0,30	2,70	38,00	88,60
M47	0,15	20,40	172,00	1,00	0,14	4,70	111,00	24,50	0,29	338,00	1,25	50,90	36,06	1,34	0,30	4,30	37,00	114,80
M48	0,12	13,90	123,00	1,00	0,09	3,70	82,00	12,60	0,48	318,00	1,39	41,80	25,48	1,47	0,30	2,80	23,00	57,70
M13	0,02	2,50	106,00	2,00	0,02	4,50	12,00	19,80	0,02	29,00	0,64	11,70	10,69	0,53	1,60	1,00	23,00	20,00
M14	0,09	2,10	101,00	4,00	0,03	5,40	9,00	22,80	0,02	6,00	0,75	12,40	6,70	0,90	0,60	1,10	22,00	16,60
M17	0,05	13,60	119,00	2,00	0,03	5,10	12,00	18,20	0,21	46,00	1,89	11,30	15,11	1,24	1,70	0,80	33,00	25,50
M18	0,05	11,80	71,00	2,00	0,06	5,30	13,00	18,50	0,12	45,00	1,72	10,80	12,90	1,44	1,50	0,90	30,00	25,50
M19	0,05	8,90	80,00	2,00	0,09	5,50	10,00	15,50	0,20	27,00	1,87	10,90	11,32	1,08	1,10	0,60	26,00	27,10
M25	0,03	4,20	69,00	2,00	0,04	4,90	7,00	9,60	0,15	23,00	1,76	8,10	17,06	1,19	1,30	0,60	16,00	15,80
M27	0,04	10,50	141,00	1,00	0,02	4,10	15,00	19,80	0,01	7,00	0,69	10,30	7,07	0,52	0,15	1,10	26,00	6,50
M29	0,27	15,10	41,00	1,00	0,06	4,10	220,00	7,10	0,06	253,00	1,38	96,20	11,23	0,91	0,30	3,10	13,00	21,30
M32	0,03	3,80	74,00	2,00	0,03	5,50	4,00	11,30	0,11	14,00	1,66	9,20	6,12	1,02	0,50	0,30	19,00	12,50
M33	0,03	4,70	72,00	2,00	0,03	5,60	5,00	11,00	0,07	12,00	1,52	8,70	4,93	0,81	0,80	0,20	17,00	10,90
M34	0,05	5,30	77,00	2,00	0,03	5,60	6,00	13,20	0,09	15,00	1,75	11,30	6,40	0,97	0,90	0,70	19,00	15,30
M35	0,02	1,20	50,00	2,00	0,02	2,40	5,00	10,70	0,02	18,00	0,44	8,60	7,17	1,59	0,60	0,40	18,00	15,90
M38	0,05	7,70	77,00	2,00	0,07	4,80	8,00	10,70	0,28	26,00	1,78	9,20	11,32	1,36	1,20	0,50	24,00	31,90
M39	0,04	5,10	76,00	2,00	0,02	5,60	7,00	12,20	0,17	20,00	1,76	10,20	7,93	0,94	0,30	0,40	21,00	15,30
M49	0,04	5,60	83,00	1,00	0,05	5,90	8,00	12,90	0,08	21,00	1,97	12,30	9,30	0,90	0,80	0,70	19,00	13,50
<b>Maximo</b>	0,28	35,80	1539,00	4,00	0,15	12,80	438,00	128,10	0,70	746,00	5,12	141,90	166,81	10,12	1,70	16,50	92,00	494,60
<b>Minimo</b>	0,02	1,20	17,00	1,00	0,02	2,40	4,00	7,10	0,01	6,00	0,44	8,10	4,93	0,52	0,15	0,20	13,00	6,50
<b>Media</b>	0,08	12,24	196,62	1,62	0,06	5,84	83,08	20,63	0,17	180,88	1,63	38,04	22,40	1,64	0,69	2,39	32,33	57,04
<b>Mediana</b>	0,05	11,15	81,50	2,00	0,04	5,45	12,50	13,90	0,13	37,00	1,74	12,00	12,11	1,21	0,55	1,05	25,00	25,50
<b>Media rec.</b>	0,06	11,44	110,00	1,55	0,05	5,55	63,00	15,62	0,14	151,05	1,55	31,36	16,18	1,28	0,64	1,75	28,95	37,11

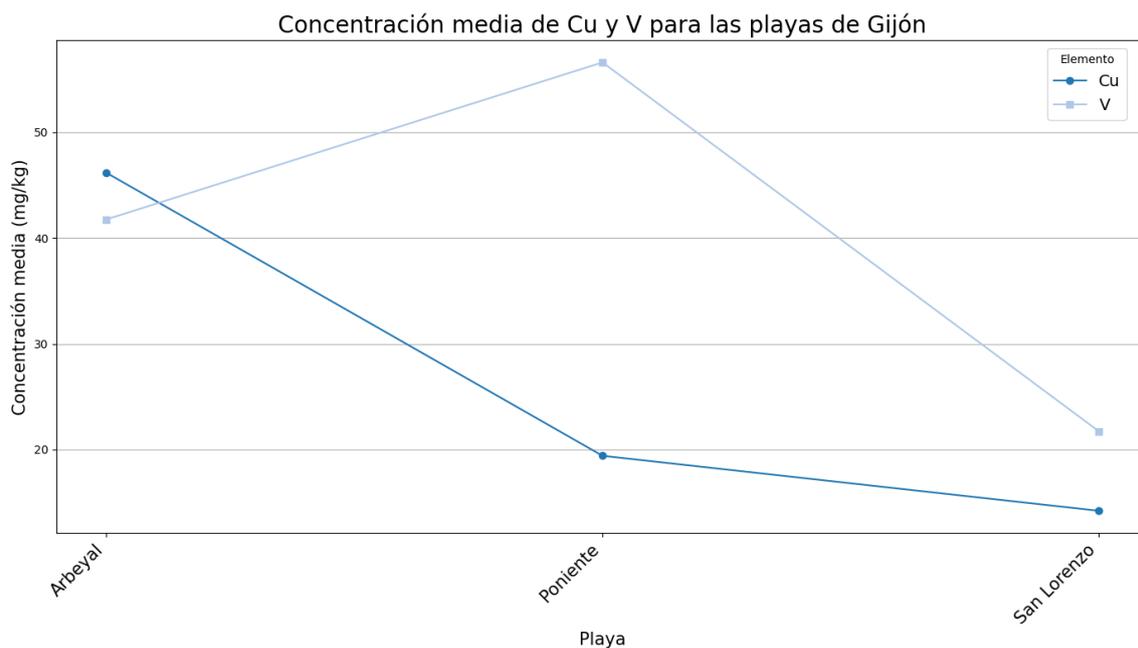
El Cr también presenta una desviación considerable, con una media de 83,08 mg/kg, una media truncada de 63,00 mg/kg y una mediana de 12,50 mg/kg. El Mn sigue una tendencia similar, con una media de 180,88 mg/kg, una media truncada de 151,05 mg/kg y una mediana de 37,00 mg/kg. El Ni tiene una media de 38,05 mg/kg, una media truncada de 31,36 mg/kg, aunque la mayoría de las concentraciones para este elemento están entre 10,0 y 12,0 mg/kg (Tabla 9.14).

En el caso del Pb, la diferencia es menos pronunciada, con una concentración media de 22,40 mg/kg, una media truncada de 16,18 mg/kg y una mediana de 12,11 mg/kg. Finalmente, el Zn muestra una concentración media de 57,04 mg/kg y una media truncada de 37,11 mg/kg. La mediana para las concentraciones de Zn es de 25,50 mg/kg (Tabla 9.14).

La Figura 9.13 ilustra las concentraciones medias de Ba, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn en las muestras de Gijón. Se observa una diferencia significativa entre las concentraciones medias de estos elementos en las tres playas estudiadas. Otros elementos, como Cu y V, también presentan concentraciones más altas en las muestras de Arbeyal y Poniente, aunque la diferencia no es tan marcada (Figura 9.14, Tabla 9.14).



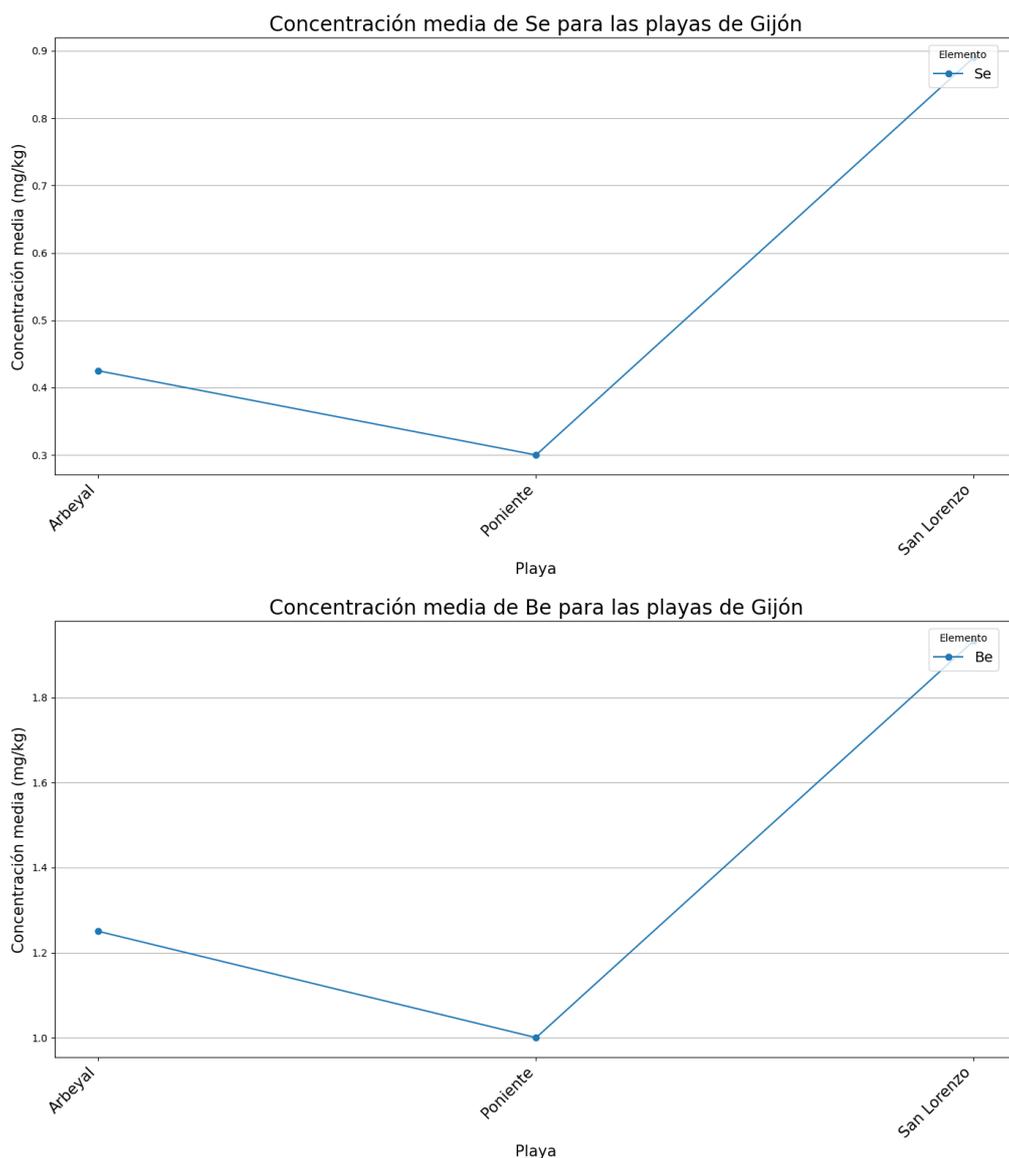
**Figura 9.13** Concentración media de Ba, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo.



**Figura 9.14** Concentración media de Cu y V para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo.

La disparidad observada puede deberse a la naturaleza del material que compone las muestras examinadas, siendo materiales carbonosos en las muestras de San Lorenzo y sedimento de playa en Poniente y Arbeyal. Otra posibilidad es la presencia de fuentes de contaminación para estos elementos en las proximidades de las playas de Poniente y Arbeyal.

Para otros elementos, como Se o Be, se observa la situación contraria, con concentraciones más altas en las muestras de San Lorenzo en comparación con Poniente y Arbeyal. La Figura 9.15 muestra las concentraciones medias de Se y Be en las playas de Gijón. Se observa que la concentración media de ambos elementos en San Lorenzo es varias veces superior a la de Poniente y Arbeyal (Tabla 9.14), lo que sugiere una relación con los materiales carbonosos, su mayor abundancia, en las muestras analizadas.



**Figura 9.15** Concentraciones medias de Se y Be para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón).

#### 9.2.2.2 Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ).

La Tabla 9.15 presenta los valores medios del Factor de Enriquecimiento ( $EF$ ) para los 18 elementos de interés medioambiental, calculados frente a las concentraciones en las muestras de Aguilar ( $EF_{agui}$ ), las concentraciones medias en la corteza continental superior (UCC) ( $EF_{ucc}$ ) y los valores para metales pesados en la costa asturiana ( $EF_{sel}$ ) (Sanz-Prada et al., 2020).

**Tabla 9.15** Valores medios de  $EF_{agui}$ ,  $EF_{ucc}$  y  $EF_{sel}$  y su clasificación para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón).

Elemento	$EF_{agui}$		$EF_{ucc}$		$EF_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	15,64	Significativo	9,79	Significativo	–	–
As	2,51	Moderado	13,05	Significativo	1,08	Mínimo
Ba	3,05	Moderado	1,35	Mínimo	–	–
Be	11,10	Significativo	8,77	Significativo	–	–
Cd	2,89	Moderado	4,27	Moderado	2,62	Moderado
Co	5,17	Significativo	2,68	Moderado	–	–
Cr	6,44	Significativo	2,56	Moderado	12,86	Significativo
Cu	4,49	Moderado	5,22	Significativo	12,20	Significativo
Hg	5,19	Significativo	22,08	Muy alto	2,01	Moderado
Mn	0,93	Mínimo	0,71	Mínimo	–	–
Mo	9,01	Significativo	11,69	Significativo	–	–
Ni	6,43	Significativo	3,41	Moderado	8,65	Significativo
Pb	7,95	Significativo	6,58	Significativo	3,21	Moderado
Sb	5,36	Significativo	26,71	Muy alto	–	–
Se	14,51	Significativo	80,26	Extremo	–	–
Sn	2,70	Moderado	4,70	Moderado	–	–
V	3,50	Moderado	2,15	Moderado	–	–
Zn	0,54	Mínimo	3,59	Moderado	1,55	Mínimo

Los valores medios de  $EF_{agui}$  indican un enriquecimiento mínimo ( $EF < 2$ ) para el Zn y Mn, un enriquecimiento moderado ( $2 < EF < 5$ ) para As, Sn, Cd, Ba, V y Cu, y un enriquecimiento significativo ( $5 < EF < 20$ ) para el resto de los elementos (Co, Hg, Sb, Ni, Cr, Pb, Mo, Be, Se y Ag) (Tabla 9.15).

Los valores medios de  $EF_{ucc}$  en las playas de Gijón muestran un enriquecimiento mínimo ( $EF < 2$ ) para el Mn y Ba; moderado ( $2 < EF < 5$ ) para V, Cr, Co, Ni, Zn, Cd y Sn; y un enriquecimiento significativo ( $5 < EF < 20$ ) para Cu, Pb, Be, Ag, Mo y As. Los elementos que presentan un enriquecimiento muy elevado ( $20 < EF < 40$ ) son el Hg y Sb, mientras que el Se presenta un enriquecimiento extremadamente alto ( $EF > 40$ ) (Tabla 9.15).

Los valores para  $EF_{sel}$  muestran un enriquecimiento mínimo ( $EF < 2$ ) para el As y Zn, moderado ( $2 < EF < 5$ ) para el Hg, Cd y Pb, y significativo ( $5 < EF < 20$ ) para el Ni, Cu y Cr (Tabla 9.15).

El cálculo de  $EF_{agui}$  muestra enriquecimientos en todos los elementos excepto Zn. En lo que respecta a los valores de  $E_{fucc}$ , se evidencian enriquecimientos significativos en Hg y Sb, similares a los observados en el resto de la costa asturiana y especialmente en el área de cabo Peñas, y en Se, atribuibles a la presencia de materiales carbonosos en las muestras de San Lorenzo. Las muestras de Gijón, en comparación con el resto de la costa asturiana, muestran un enriquecimiento significativo en Ni, Cu y Cr.

### 9.2.2.3 Índice de Geoacumulación (*Igeo*).

El cálculo del Índice de Geoacumulación (*Igeo*) permite evaluar el impacto de la actividad antropogénica en suelos y sedimentos. Este índice se calculó empleando las concentraciones para la playa de Aguilar ( $Igeo_{agui}$ ), los valores para la UCC (Rudnick y Gao, 2014) ( $Igeo_{ucc}$ ) y los valores para metales pesados en la costa asturiana ( $Igeo_{sel}$ ). Los valores medios del cálculo de  $Igeo_{agui}$ ,  $Igeo_{ucc}$  e  $Igeo_{sel}$ , así como su clasificación según Barbieri et al. (2017), se presentan en la Tabla 9.16.

Los valores medios de  $Igeo_{agui}$  indican que Zn, Mn, Cd, Sn, As y Ba tienen un *Igeo* de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ), lo que indica una ausencia de contaminación. El V, Cu, Hg, Co, Sb, Cr, Ni y Be presentan *Igeo* de Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), lo que indica una contaminación muy moderada. El Mo, Pb, Se y Ag muestran *Igeo* de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), correspondientes a una contaminación moderada (Tabla 9.16).

Los valores de  $Igeo_{ucc}$  obtenidos asignan un *Igeo* de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ) a la mayoría de los elementos, indicando ausencia de contaminación. Los únicos elementos con *Igeo* de Clase 1 ( $0$

$< Igeo < 1$ ), correspondiente a contaminación muy moderada, son el As y Hg. El Sb presenta un *Igeo* de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), indicando una contaminación moderada. Por último, el Se tiene un *Igeo* de Clase 3 ( $2 < Igeo < 3$ ), indicando contaminación de moderada a alta por este elemento (Tabla 9.16).

Los valores de *Igeo<sub>sel</sub>* indican un *Igeo* de Clase 0 ( $Igeo < 0$ ) para el As, Hg, Zn y Cd, lo que sugiere ausencia de contaminación por estos elementos. El Pb presenta un *Igeo* de Clase 1 ( $0 < Igeo < 1$ ), sugiriendo contaminación moderada. El Ni, Cu y Cr tienen un *Igeo* de Clase 2 ( $1 < Igeo < 2$ ), que corresponde a una contaminación moderada (Tabla 9.16).

**Tabla 9.16** Valores medios de *Igeo<sub>agui</sub>*, *Igeo<sub>ucc</sub>* y *Igeo<sub>sel</sub>* calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón).

Elemento	<i>Igeo<sub>agui</sub></i>		<i>Igeo<sub>ucc</sub></i>		<i>Igeo<sub>sel</sub></i>	
	Valor	Clase <i>Igeo</i>	Valor	Clase <i>Igeo</i>	Valor	Clase <i>Igeo</i>
Ag	1,93	Clase 2	-0,47	Clase 0	-	-
As	-0,32	Clase 0	0,32	Clase 1	-1,40	Clase 0
Ba	-0,23	Clase 0	-3,13	Clase 0	-	-
Be	1,00	Clase 2	-1,07	Clase 0	-	-
Cd	-0,43	Clase 0	-1,60	Clase 0	-0,43	Clase 0
Co	0,45	Clase 1	-2,23	Clase 0	-	-
Cr	0,76	Clase 1	-2,30	Clase 0	1,90	Clase 2
Cu	0,13	Clase 1	-1,38	Clase 0	1,71	Clase 2
Hg	0,17	Clase 1	0,53	Clase 1	-1,06	Clase 0
Mn	-1,99	Clase 0	-4,12	Clase 0	-	-
Mo	1,18	Clase 2	-0,18	Clase 0	-	-
Ni	1,00	Clase 2	-1,65	Clase 0	1,56	Clase 2
Pb	1,23	Clase 2	-0,77	Clase 0	0,06	Clase 1
Sb	0,52	Clase 1	1,10	Clase 2	-	-
Se	1,28	Clase 2	2,02	Clase 3	-	-
Sn	-0,32	Clase 0	-1,25	Clase 0	-	-
V	0,07	Clase 1	-2,36	Clase 0	-	-
Zn	-2,67	Clase 0	-1,66	Clase 0	-1,00	Clase 0

- Clase 0 Sin contaminar
- Clase 1 Sin contaminar a moderadamente contaminado
- Clase 2 Moderadamente contaminado
- Clase 3 Moderadamente a altamente contaminado

Al igual que en el resto de la costa asturiana, los valores de  $Igeo_{ucc}$  evidencian contaminación por As, Hg, Sb y Se, especialmente elevada para los dos últimos. Comparando las muestras de Gijón con el resto de la costa ( $Igeo_{sel}$ ), se observa contaminación por Pb, Ni, Cu y Cr, mientras que los valores del As y Hg están dentro de los límites esperados para la costa asturiana. De estos cuatro elementos (Pb, Ni, Cu y Cr), solo el Pb parece estar asociado a la actividad industrial de la zona.

#### 9.2.2.4 Coeficiente de Concentración (CC).

Se han calculado los Coeficientes de Concentración (CC) para 18 elementos de interés ambiental en comparación con los valores de referencia de la playa del Aguilar ( $CC_{agui}$ ), la Unidad de Concentración de Contaminantes ( $CC_{ucc}$ ) y los metales pesados detectados previamente en la costa de Asturias ( $CC_{sel}$ ). Los valores promedio de  $CC_{agui}$ ,  $CC_{ucc}$  y  $CC_{sel}$  en las muestras de Gijón se presentan en la Tabla 9.17.

El cálculo de  $CC_{agui}$  revela un empobrecimiento ( $CC < 0.5$ ) en Zn para las muestras de Gijón, mientras que Mn, Cd, As y V muestran valores normales ( $0.5 < CC < 2$ ). Cu, Co, Sn, Ba, Hg, Sb, Be, Mo y Se presentan valores que indican un ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ). Ni, Pb, Cr y Ag muestran un claro enriquecimiento ( $5 < CC < 10$ ) (Tabla 9.17).

Los valores promedio obtenidos para  $CC_{ucc}$  muestran un empobrecimiento en Mn, Ba, V y Co ( $CC < 0.5$ ). El resto de los elementos, con excepción de As, Hg, Sb y Se, presentan coeficientes de concentración normales ( $0.5 < CC < 2$ ). De los cuatro elementos restantes, As, Hg y Sb exhiben un ligero enriquecimiento ( $2 < CC < 5$ ) y Se muestra un claro enriquecimiento ( $5 < CC < 10$ ) (Tabla 9.17).

**Tabla 9.17** Valores medios de  $CC_{agui}$ ,  $CC_{ucc}$  y  $CC_{sel}$  calculados para los 18 elementos de interés medioambiental para las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón). Los valores de  $CC$  fueron clasificados según Dai et al. (2015).

Elemento	$CC_{agui}$		$CC_{ucc}$		$CC_{sel}$	
	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento	Valor	Clasificación Enriquecimiento
Ag	7,77	Enriquecido	1,47	Normal	–	–
As	1,63	Normal	2,55	Ligeramente	0,77	Normal
Ba	2,34	Ligeramente	0,31	Empobrecido	–	–
Be	3,25	Ligeramente	0,77	Normal	–	–
Cd	1,39	Normal	0,62	Normal	1,39	Normal
Co	2,16	Ligeramente	0,34	Empobrecido	–	–
Cr	7,55	Enriquecido	0,90	Normal	16,62	Significativo
Cu	2,11	Ligeramente	0,74	Normal	6,31	Enriquecido
Hg	2,66	Ligeramente	3,40	Ligeramente	1,13	Normal
Mn	1,03	Normal	0,23	Empobrecido	–	–
Mo	3,79	Ligeramente	1,48	Normal	–	–
Ni	5,07	Enriquecido	0,81	Normal	7,52	Enriquecido
Pb	5,28	Enriquecido	1,32	Normal	2,35	Ligeramente
Sb	2,73	Ligeramente	4,10	Ligeramente	–	–
Se	4,60	Ligeramente	7,66	Enriquecido	–	–
Sn	2,17	Ligeramente	1,14	Normal	–	–
V	1,80	Normal	0,33	Empobrecido	–	–
Zn	0,42	Empobrecido	0,85	Normal	1,35	Normal

Los valores promedio de  $CC_{sel}$  muestran valores normales para As, Hg, Zn y Cd ( $0.5 < CC < 2$ ), un ligero enriquecimiento para Pb ( $2 < CC < 5$ ) y un claro enriquecimiento para Cu y Ni ( $5 < CC < 10$ ). Cr muestra valores de  $CC_{sel}$  correspondientes a un enriquecimiento significativo ( $10 < CC < 100$ ) (Tabla 9.17).

Los valores de  $CC_{sel}$  indican que las playas de Gijón presentan concentraciones normales de As, Hg, Zn y Cd en comparación con las concentraciones de estos elementos en la costa de Asturias. No obstante, se han observado enriquecimientos de Pb, Cu y Ni, similares a los obtenidos con el cálculo de  $Igeo_{sel}$ . El cálculo de  $CC_{ucc}$ , al igual que otros índices ambientales, refleja enriquecimientos en As y Hg, característicos de los sedimentos de la costa asturiana.

También se observan enriquecimientos en Se, atribuibles a la presencia de carbón, y en Sb. Los valores de  $CC_{agui}$  confirman los enriquecimientos observados en Ni, Pb y Cr.

### 9.2.2.5 Especiación del mercurio (Hg).

El análisis por desorción térmica de mercurio (HgTDP) permitió identificar tres especies inorgánicas de mercurio en las playas de Gijón: HgS, HgO y HgSO<sub>4</sub>. La Tabla 9.18 contiene las especies identificadas en cada una de las muestras analizadas. El sulfuro de mercurio (HgS) se detectó en todas las muestras, excepto en una (M29) de San Lorenzo. El óxido de mercurio (HgO) se identificó en las muestras de las tres playas, mientras que el sulfato de mercurio (II) (HgSO<sub>4</sub>) se detectó solo en una muestra de San Lorenzo (M14) (Tabla 9.18).

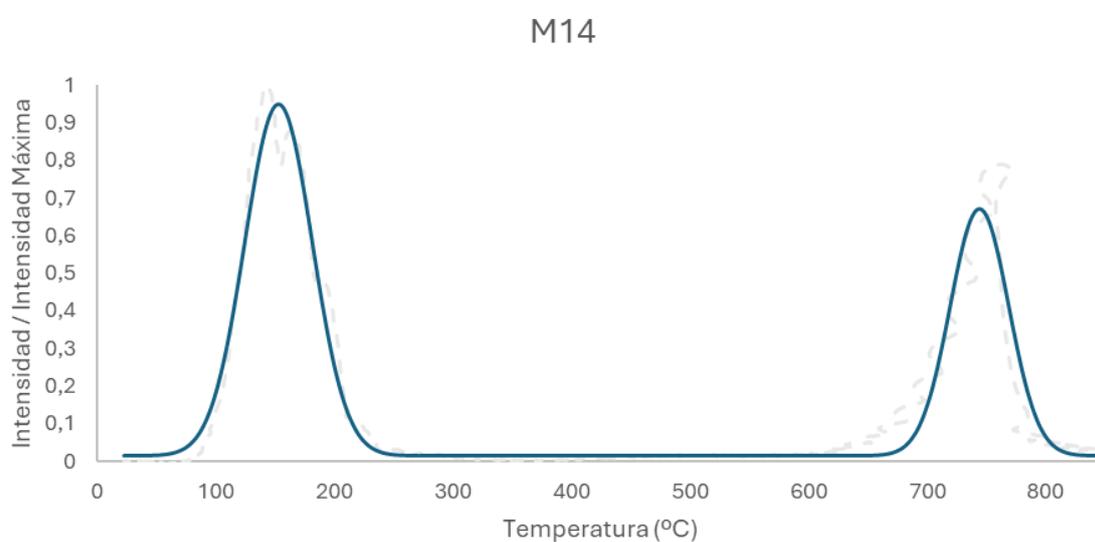
**Tabla 9.18** Concentración de mercurio, temperatura de los picos de desorción y especies de mercurio identificadas en las playas de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón).

Muestra	[Hg] ppm	T <sup>a</sup> pico 1	T <sup>a</sup> pico 2	Especie 1	Especie 2
M09	0,70	171		HgS	
M10	0,08	196		HgS	
M40	0,08	201	368	HgS	HgO
M42	0,14	195		HgS	
M11	0,18	175	249	HgS	HgO
M12	0,20	197	378	HgS	HgO
M45	0,35	192		HgS	
M47	0,29	171	487	HgS	HgO
M48	0,48	173		HgS	
M00	0,71	170	397	HgS	HgO
M00(2)	1,114	161	304	HgS	HgO
M13	0,024	175	236	HgS	HgO
M14	0,015	152	744	HgS	HgSO <sub>4</sub>
M25	0,15	163		HgS	
M27	0,01	200		HgS	
M29	0,06	320		HgO	
M32	0,11	190		HgS	
M33	0,068	196		HgS	
M34	0,094	172		HgS	
M35	0,02	257		HgS	
M39	0,173	172		HgS	

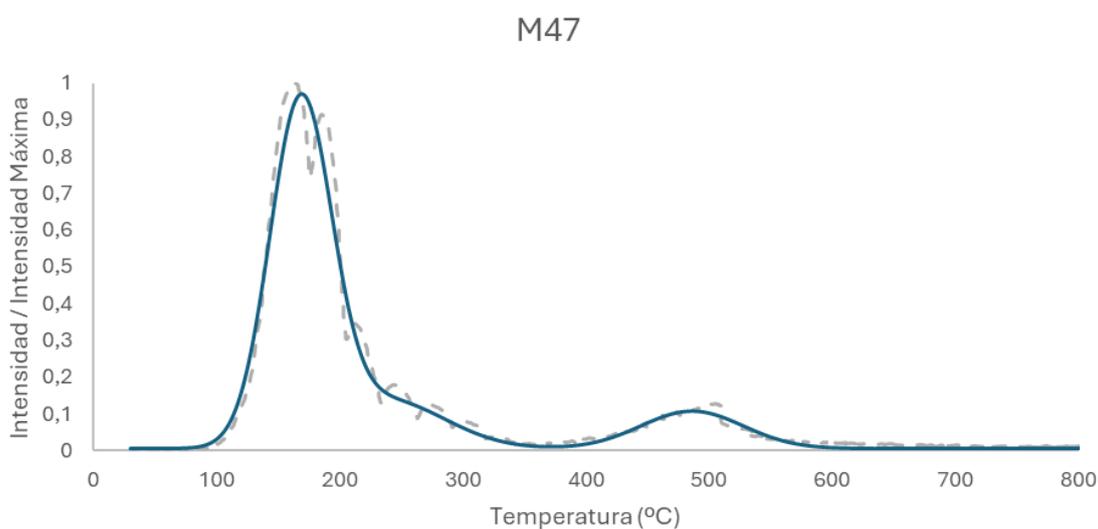
La Figura 9.16 presenta el perfil de desorción para la muestra M14 (San Lorenzo), que exhibe dos picos de absorción con máximos a  $T = 152\text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $T = 744\text{ }^{\circ}\text{C}$ , correspondientes al rango de temperaturas de desorción de HgS y HgSO<sub>4</sub>, respectivamente.

La Figura 9.17 presenta el perfil de desorción para la muestra M47 (Poniente), mostrando dos máximos de absorción; el primero a  $T = 171\text{ }^{\circ}\text{C}$  y el segundo, de menor intensidad, a  $T = 487\text{ }^{\circ}\text{C}$ , compatibles con los rangos de desorción para el HgS y HgO.

El HgS y HgO se han identificado previamente en áreas de la desembocadura del Nalón, el litoral de Castrillón, la ría de Avilés y el cabo Peñas. El HgSO<sub>4</sub> solo se había identificado en muestras de Castrillón y Avilés.



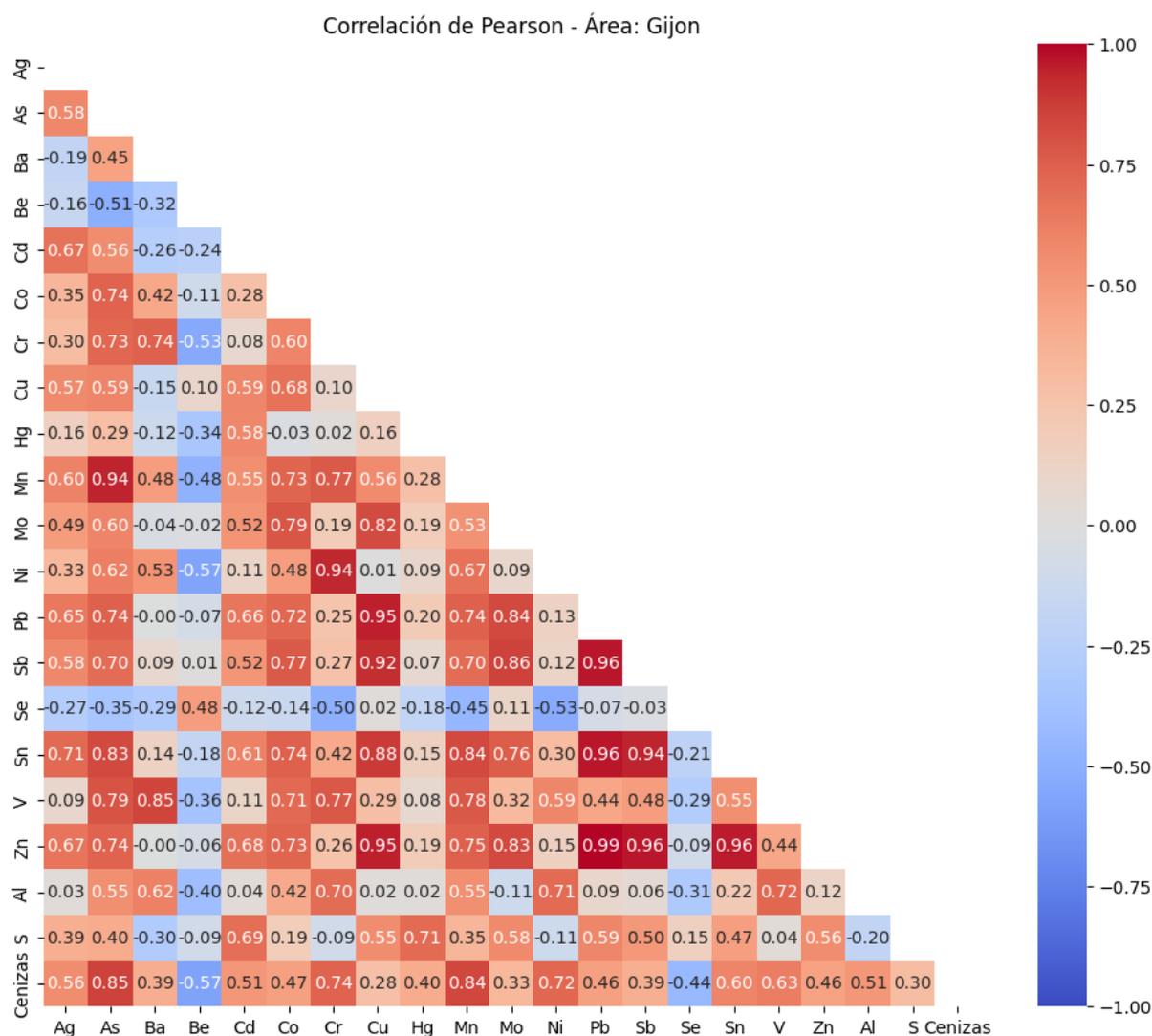
**Figura 9.16** Perfil de desorción para la muestra M14 (San Lorenzo, Gijón).



**Figura 9.17** Perfil de desorción para la muestra M47 (Poniente, Gijón).

### 9.2.2.6 Coeficiente de correlación de Pearson.

La Figura 9.18 muestra los valores obtenidos mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Pearson para las concentraciones de los 18 elementos de interés, el aluminio, el azufre y el contenido en cenizas de las muestras.



**Figura 9.18** Correlaciones de Pearson calculadas para los 18 elementos traza de interés medioambiental, S, Al y el contenido en cenizas de las muestras de El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo (Gijón).



El análisis jerárquico realizado mediante el método de enlace promedio agrupa las variables con correlaciones similares. La Figura 9.19 presenta las dendritas obtenidas en el análisis jerárquico. Existen dos grandes grupos, uno formado por Se y Be, y otro por el resto de los elementos. Se sugiere que el carbón y otros materiales carbonosos son los principales contenedores de estos dos elementos (Be y Se), mientras que el resto están mayormente presentes en la fracción inorgánica.

### **9.2.3 Impacto Ambiental.**

#### **9.2.3.1 Fuentes de las POAs en las playas de Gijón.**

La contaminación por POAs en las playas de Gijón se manifiesta en la forma de manchas negras que cubren fundamentalmente la superficie intermareal de las playas (la zona submareal no ha sido investigada en ninguna de las zonas descritas). Este fenómeno (las manchas carbonosas) se observa también en otras playas al este del Cabo Peñas (Sección 8.2.3.1). Estas manchas tienden a concentrarse en los extremos de las playas, particularmente en las áreas protegidas del oleaje y las mareas por diques y rompeolas, como ocurre en las playas de Poniente y El Arbeyal, así como en las áreas cercanas al cerro de Santa Catalina en San Lorenzo. En este último caso, tras grandes temporales, es común que estos materiales cubran gran parte de la superficie de la playa (Figura 9.3).

La presencia de carbón, coque de carbón y PTAs se ha confirmado en las tres playas de Gijón. El coque de petróleo (o de fuel) se identificó exclusivamente en las muestras de San Lorenzo y El Arbeyal, mientras que los chares solo se encontraron en muestras de El Arbeyal y Poniente.

En un estudio realizado en 2020 por Suárez-Ruiz y colaboradores, se analizó la compatibilidad entre los carbones presentes en las playas de Gijón y los transportados por el buque mercante Castillo de Salas, al que se ha atribuido tradicionalmente el origen de las manchas de material carbonoso que cubren frecuentemente la playa de San Lorenzo.

Según este estudio, solo un 24,7 % de los carbones identificados en San Lorenzo en condiciones normales pueden atribuirse a la carga del barco, cifra que aumenta a un 38,3 % en muestras recogidas durante eventos de avenidas de material carbonoso. En el caso de El Arbeyal y Poniente, la compatibilidad es aún menor, con un 23,9 % y un 27,3 %, respectivamente. Esto sugiere que la mayoría del carbón presente en las playas de Gijón tiene un origen diferente, probablemente relacionado con actividades industriales locales como el almacenamiento y manipulación de carbón en las cercanías de la ciudad. La principal fuente para el carbón en presente en las playas de Gijón es la carga, descarga y almacenamiento de este material en los muelles de El Musel y el parque de carbones de Aboño. Durante estos procesos, parte del material puede depositarse en el fondo del puerto y ser arrastrado por las corrientes y mareas hacia la bahía, lo que frecuente en caso de fuertes temporales (Suárez-Ruiz et al., 2023, 2020).

Además, tras la descarga de carbón (y quizá otros materiales como el coque de carbón), estos se almacenan en grandes pilas en los muelles del puerto. Estas pilas están expuestas a factores ambientales como el viento y la lluvia, lo que facilita la dispersión del polvo hacia la ciudad y sus playas, especialmente en días de fuerte viento del norte (Figura 9.20).

Esta situación contrasta con la del puerto de Avilés, donde se han implementado medidas preventivas para evitar la dispersión de carbón y otros materiales en el entorno de la ría. La baja presencia de carbón y POAs en las muestras de Avilés (Sección 7.2.3.1) destaca la efectividad de estas medidas cuando se aplican adecuadamente (Tomillo et al., 2024).



**Figura 9.20** Ejemplo de las tormentas de polvo causadas por el efecto del viento sobre las pilas de carbón depositadas en el puerto, verano de 2015. Imagen cedida por El Comercio. Fuente: Moro (2015).

El coque de carbón es utilizado en los altos hornos de Arcelor Mittal y, al igual que el carbón, se descarga en el puerto de El Musel y se almacena en sus instalaciones. El coque de petróleo presente en las muestras de Gijón probablemente proviene de su importación a través de El Musel para su uso en diversas industrias (Autoridad Portuaria de Gijón, 2022).

La presencia de chares, un residuo de la combustión del carbón, exclusivamente en las muestras de El Arbeyal y Poniente, se debe a la proximidad de estas playas a áreas industriales de Gijón, como la central térmica de Aboño y la planta de cementos de Tudela Veguín, situadas a menos de dos kilómetros (Figura 9.2).

Los PTAs se originan principalmente en la industria siderúrgica que es la que maneja grandes cantidades de carbón, específicamente en los procesos de coquización. Durante la producción de coque, el carbón se calienta en hornos a temperaturas superiores a 1000°C en ausencia de oxígeno. El contraste térmico entre el carbón y el horno provoca una combustión parcial de las

partículas, que luego pueden ser dispersadas por el viento y depositarse en áreas circundantes, incluyendo la costa.

Es probable que las pizarras carbonosas encontradas en las muestras de San Lorenzo provengan del lavadero de carbón de la mina de La Camocha, que vertía sus aguas de lavado al arroyo de Llantones, un afluente del río Piles, el cual desemboca en el extremo oriental de la playa (Figura 9.2). No se descartan aportaciones menores de materiales arrastrados por las corrientes costeras desde otras zonas de la C.C.A., aunque los resultados obtenidos en el área del cabo Peñas sugieren que esta contribución es insignificante en las playas de Gijón (Sección 8.2.3.1).

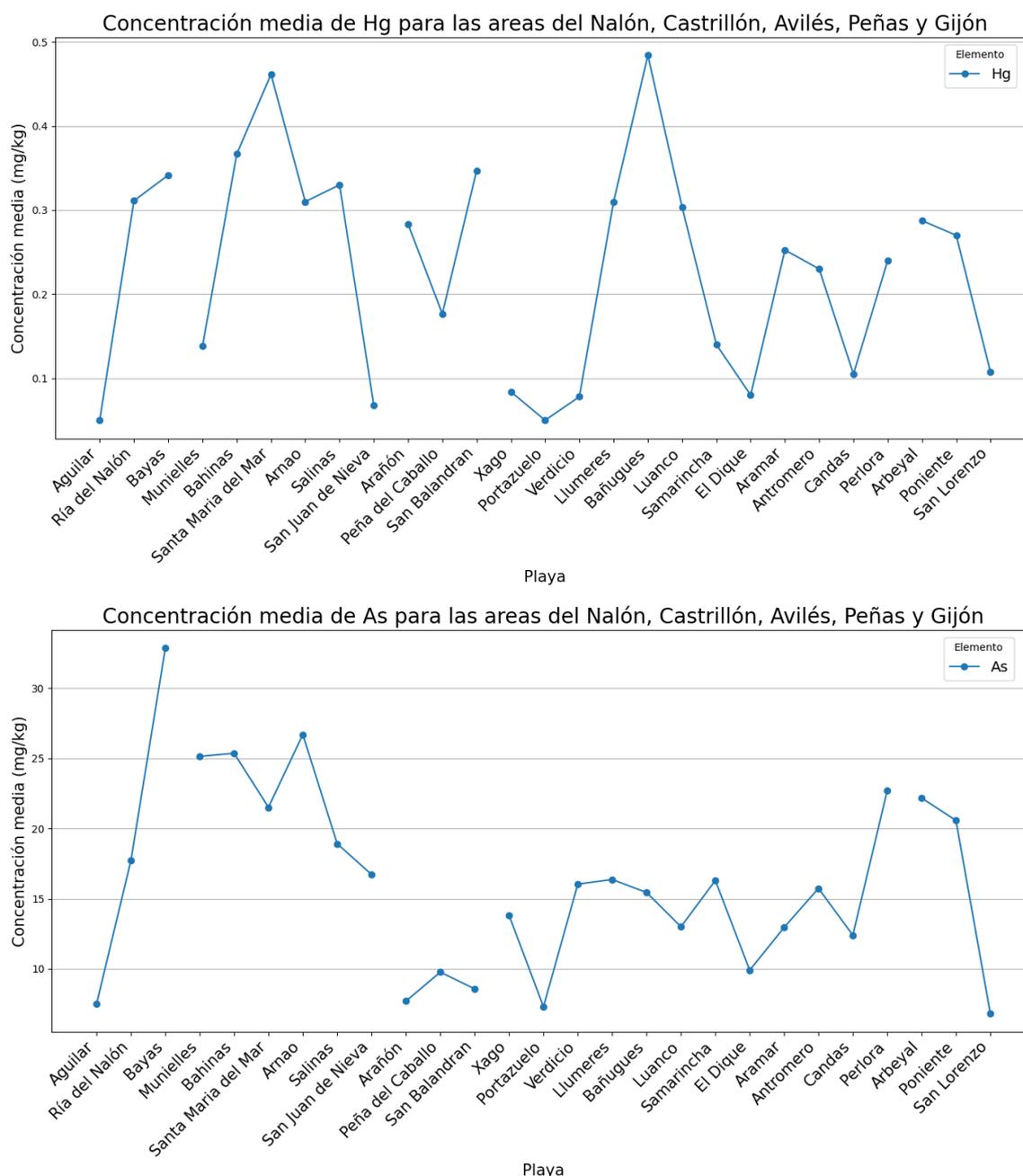
Se han encontrado trazas de grafito en algunas de las muestras de Gijón. Las posibles fuentes de grafito incluyen los hornos de arco eléctrico utilizados en la industria siderúrgica o su uso como lubricante sólido, además del paso documentado de este material por los muelles de El Musel (La Nueva España, 2013).

#### **9.2.3.2 Contaminación por elementos traza en las playas de Gijón.**

El análisis de los indicadores medioambientales, incluidos el Factor de Enriquecimiento (*EF*), el Índice de Geoacumulación (*Igeo*) y el Coeficiente de Contaminación (*CC*), revela que los principales contaminantes presentes en las playas de Gijón son el arsénico (As), mercurio (Hg), antimonio (Sb), selenio (Se) y, especialmente, plomo (Pb), níquel (Ni), cobre (Cu) y cromo (Cr).

La contaminación por As y Hg se observa principalmente cuando se comparan las concentraciones obtenidas para estos elementos en las playas de Gijón con las de la playa del Aguilar o la UCC. En la Figura 9.21 se presentan las concentraciones medias de As y Hg para todas las localidades estudiadas. Aunque las concentraciones de As en las playas de Gijón son algo más elevadas que en otras zonas de la costa (por ejemplo, Cabo Peñas), no alcanzan los

niveles observados en la desembocadura del Nalón o en Castrillón. En cuanto a Hg, las concentraciones en Gijón son similares a las del resto de la C.C.A.



**Figura 9.21** Concentraciones medias de Hg y As para las áreas del Nalón, Castrillón, Avilés, Peñas y Gijón.

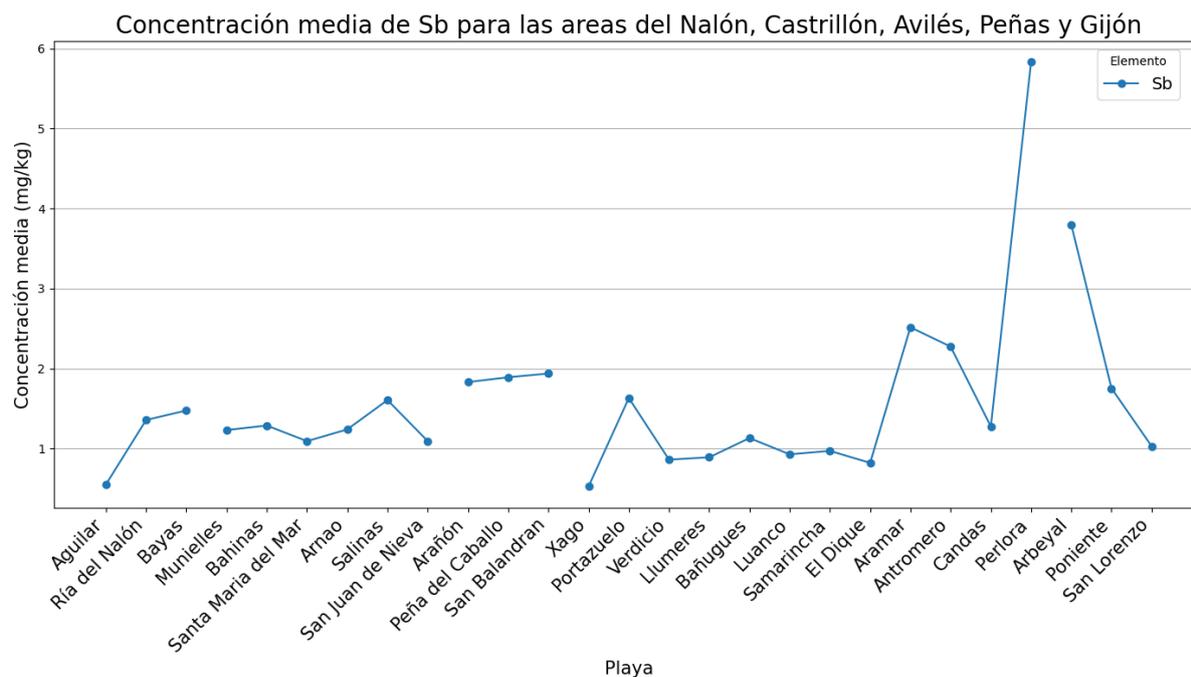
Este patrón de distribución para el Hg y As sugiere que, además de la contaminación proveniente de otras áreas de la costa, particularmente de la desembocadura del Nalón, existen fuentes locales de contaminación por estos elementos. Estudios previos han atribuido la contaminación por Hg en los barrios al oeste de Gijón a diversas actividades industriales que involucran la combustión, como la generación de electricidad en la central térmica de Aboño (Figura 9.2) (González Fernández et al., 2012; González-Fernández et al., 2014).

Los resultados obtenidos muestran que las concentraciones de Hg son más altas en las playas cercanas a la central térmica de Aboño, como El Arbeyal y Poniente en Gijón, y Perlora en Cabo Peñas (Figura 9.21), lo que respalda esta hipótesis. La presencia de compuestos inorgánicos de Hg como el HgO y HgSO<sub>4</sub>, relacionados con la combustión del carbón (Rumayor Villamil, 2015), también sugiere la central térmica de Aboño como fuente de contaminación por Hg en Gijón. La contaminación por Hg en el oeste de la ciudad, especialmente en las fuentes de agua de los barrios de Jove y El Muselin, ha sido una preocupación para los residentes en los últimos años (Méndez, 2009).

Al igual que con el Hg, las concentraciones medias de As aumentan en torno a la ría de Aboño y las industrias circundantes (Figura 9.21). Las concentraciones y distribución de As coinciden con las reportadas por Sanz-Prada y colaboradores en 2020. Estudios precedentes han atribuido la contaminación por As a las actividades industriales en la zona (González-Fernández et al., 2014; Lage et al., 2016)

En la Figura 9.22 se presentan las concentraciones medias de Sb en todas las localidades estudiadas, incluidas las playas de Gijón. Las concentraciones de Sb muestran una distribución similar a la de As y Hg, con un pico máximo en la zona de la ría de Aboño. El río Aboño y su afluente, el río Pinzales, atraviesan las instalaciones de ArcelorMittal, la central térmica, la fábrica de Tudela Veguín y el parque de carbones antes de llegar al mar. La producción de acero

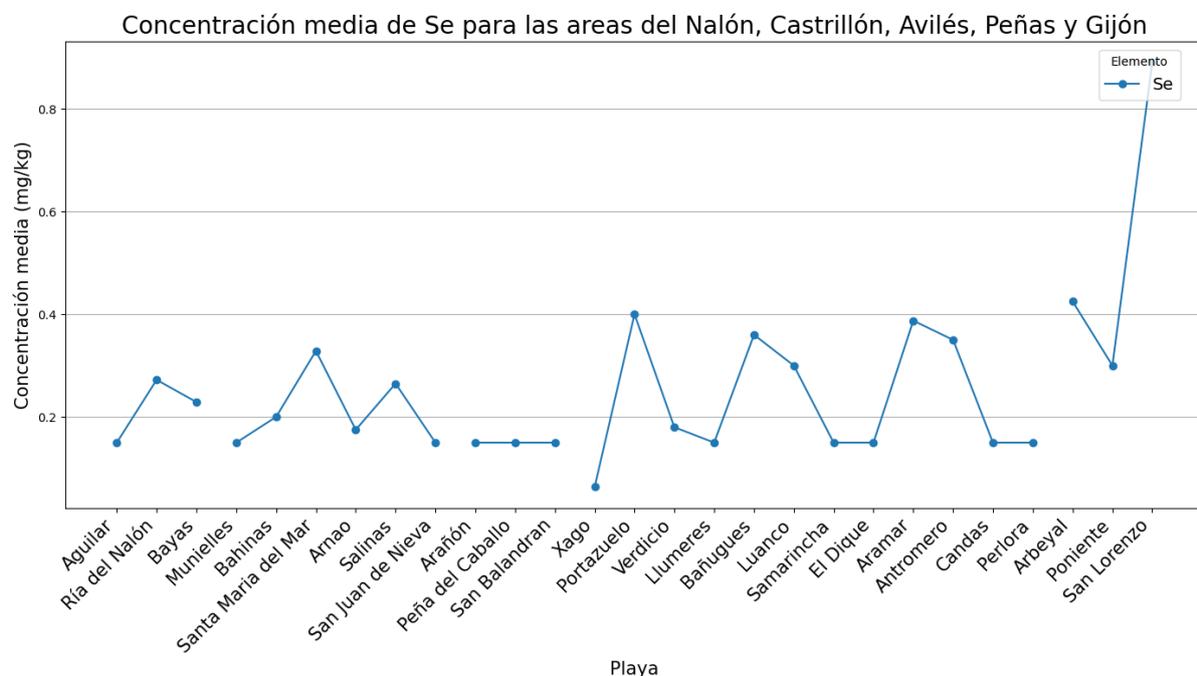
es una de las actividades que más Sb libera al medio ambiente (Bolan et al., 2022), por lo que es probable que las aguas de escorrentía hayan transportado los contaminantes hacia la costa adyacente a su desembocadura. Además, pueden existir contribuciones de Sb por emisiones contaminantes y accidentes industriales en las instalaciones siderúrgicas (García, 2023).



**Figura 9.22** Concentraciones medias de Sb para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón.

Las playas de El Arbeyal y Poniente, ubicadas al oeste de Gijón (Figura 9.1), presentan las concentraciones más altas de elementos traza contaminantes. Las bajas concentraciones observadas en San Lorenzo, junto con el hecho de que las muestras analizadas en esta playa están compuestas casi exclusivamente por carbón y otros materiales carbonosos, sugieren que la mayor parte de la contaminación está asociada con la fracción inorgánica, es decir, el sedimento de la playa.

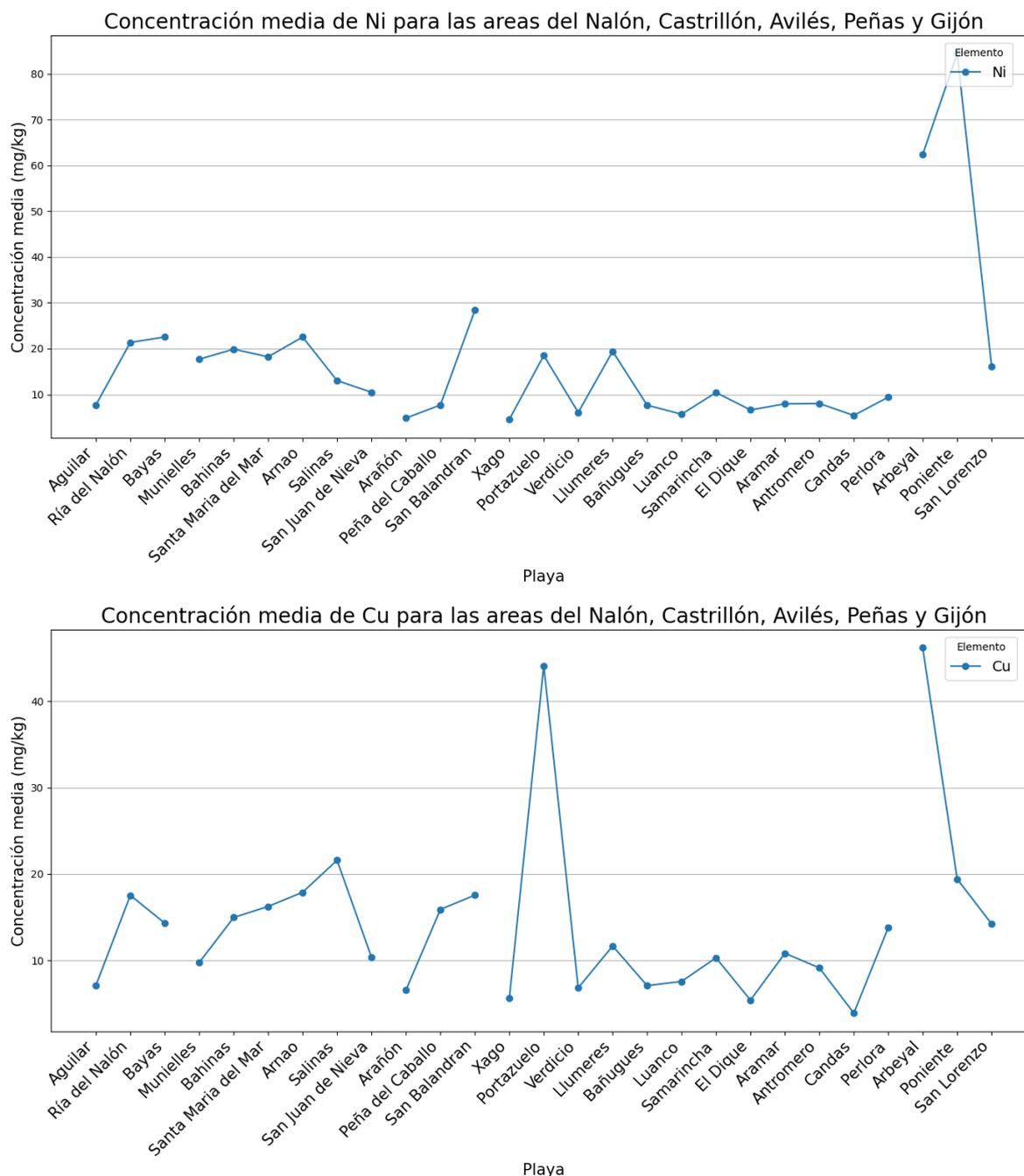
En contraste, la contaminación por Se sigue un patrón diferente. Las altas concentraciones de Se observadas en playas donde la fracción orgánica es dominante o tiene una presencia notable (por ejemplo, Bañugues o Santa María del Mar) alcanzan su máximo en San Lorenzo (Figura 9.23). Considerando la relación entre el Se y el carbón, un material altamente enriquecido en este elemento (Swaine, 1990; Finkelman et al., 2018), y dado que las muestras de San Lorenzo están compuestas principalmente por materiales carbonosos, se confirma la relación entre la presencia de carbón y la contaminación por Se en estas playas.



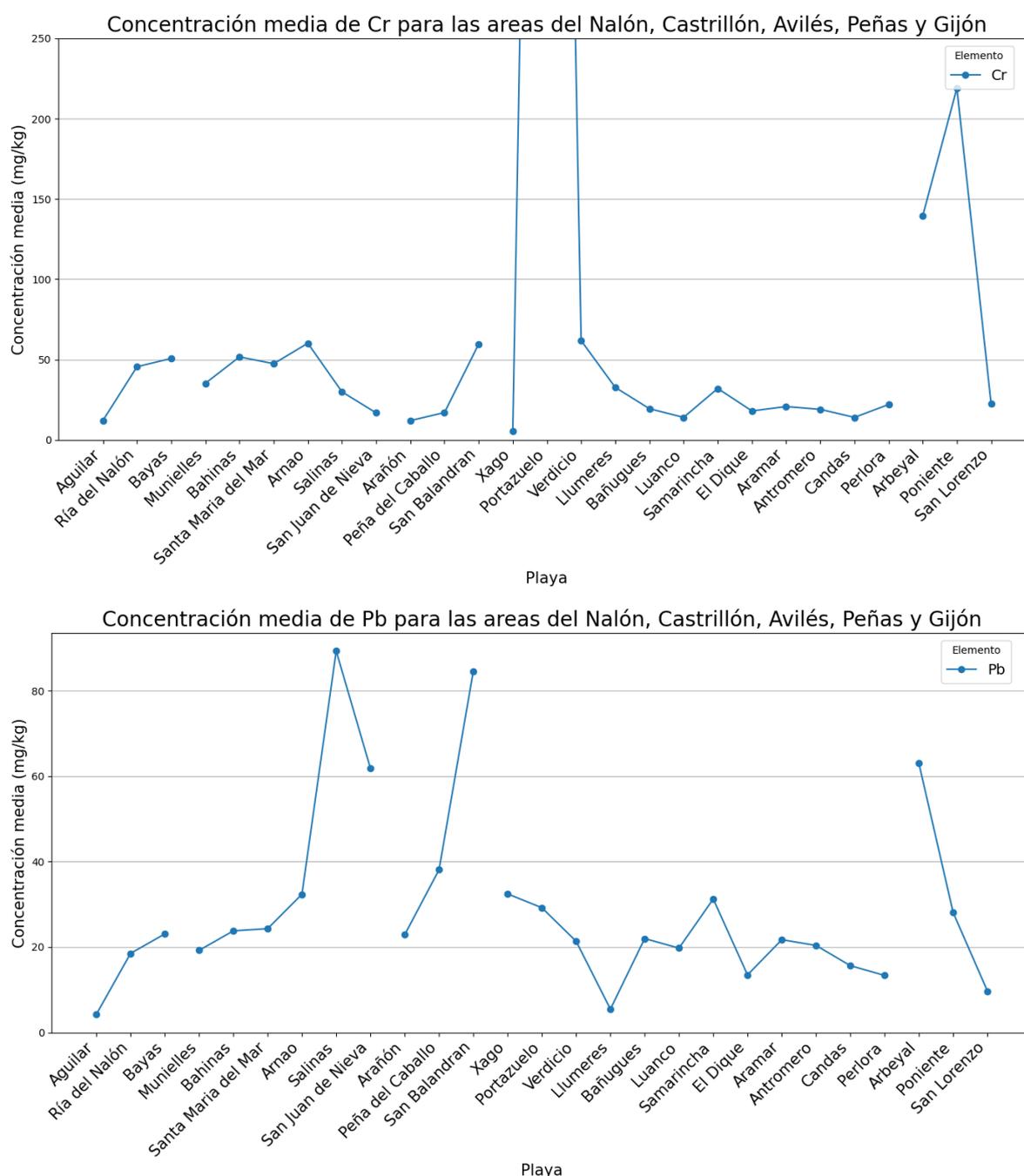
**Figura 9.23** Concentraciones medias de Se para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón.

Finalmente, en la Figura 9.24 y Figura 9.25 se presentan las concentraciones medias de Ni, Cu, Cr y Pb en todas las áreas estudiadas. Las concentraciones de Ni en El Arbeyal y Poniente son las más altas de toda la C.C.A., mientras que en San Lorenzo son comparables con las del resto de la costa. El Cr y Cu muestran una distribución similar. Las concentraciones de Cr en Poniente y El Arbeyal son de las más elevadas, superadas únicamente por las observadas en Portazuelos

(Sección 8.2.3.2). En cuanto al Cu, las concentraciones en El Arbeyal son las más elevadas entre todas las localidades estudiadas. Para el Pb, las concentraciones en El Arbeyal superan a la mayoría de las registradas en la C.C.A., aunque no alcanzan los niveles observados en Salinas (Sección 6.2.3.2) o en la ría de Avilés (Sección 7.2.3.2).



**Figura 9.24** Concentraciones medias de Ni y Cu para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón.



**Figura 9.25** Concentraciones medias de Cr y Pb para las localidades estudiadas en las áreas del Nalón, Castrillón, Peñas y Gijón.

Estudios previos han confirmado la contaminación por Ni, Cu, Cr y Pb de sedimentos en zonas cercanas a astilleros navales (Chiu et al., 2006; Kim et al., 2015; Pereira et al., 2018), incluidos estudios en Ferrol (Galicia) (Cobelo-García y Prego, 2004), con una problemática similar a la

encontrada en Gijón. Dado que todavía existen astilleros navales activos entre las playas de El Arbeyal y Poniente (Figura 9.2), es probable que la contaminación por Ni, Cu, Cr y Pb tenga su origen en estas actividades. La presencia de Cr, Ni, Pb y Cu en estas playas podría ser resultado de su uso en pinturas empleadas en los astilleros navales (Rees et al., 2014; Guimarães et al., 2022)

Sin embargo, no se puede descartar que la contaminación por estos elementos sea un remanente del pasado industrial de estas playas. Por ejemplo, en la playa del Arbeyal, las elevadas concentraciones de Pb podrían derivarse del vidrio usado en las botellas de la antigua fábrica de La Casera, cuyos restos de botellas rotas a menudo acababan dispersos por la playa (La Nueva España, 2018).

### 9.3 Conclusiones:

1. **Composición petrográfica de la fracción orgánica contaminante:** En las costas de Gijón, la contaminación por partículas orgánicas antropogénicas (POAs) se compone de i) carbón, ii) coque de carbón, iii) coque de petróleo, iv) chares, y v) partículas térmicamente alteradas (PTAs). Además, se han identificado trazas de pizarras carbonosas y grafito en algunas muestras.
2. **Compatibilidad de los carbones:** La mayor parte del carbón presente en las playas urbanas de Gijón es incompatible con el carbón transportado por el buque Castillo de Salas tal y como ya se indicó en Suárez-Ruiz et al. (2020) y Suárez-Ruiz et al. (2023). Esto, junto con la detección de partículas de carbones sub-bituminosos y antracitas, así como los registros históricos de la presencia de carbón en la playa de San Lorenzo anteriores al naufragio del buque (Instituto Nacional del Carbón, 1956), sugiere que gran parte del carbón en el área de Gijón tiene otras fuentes. Los carbones hallados en las tres playas son compatibles con aquellos cargados, descargados, transportados y

almacenados en el puerto de El Musel y el parque de carbones de Aboño, así como con los utilizados en diversas industrias del entorno de Gijón manipulados en El Musel.

- 3. Fuente de las POAs en las playas de Gijón:** Estudios previos en el área de Gijón (Tomillo, 2019, 2020; Suárez-Ruiz et al., 2020, 2023) han identificado que la principal fuente de contaminación por carbón, coque de carbón y probablemente el coque de petróleo en las playas de Gijón es el manejo de estos materiales en el puerto marítimo de El Musel y el parque de carbones de Aboño. Es probable que la mayoría de los carbones sub-bituminosos encontrados, así como las pocas pizarras carbonosas identificadas, provengan del lavadero de la mina de La Camocha. Los chares se originan en las industrias que utilizan la combustión de carbón, como la generación de energía eléctrica. Finalmente, las PTAs presentes en las playas parecen tener su origen en las emisiones de la industria siderúrgica fundamentalmente.
- 4. Contaminación por Elementos traza:** En las playas de Gijón se ha detectado contaminación por arsénico (As), mercurio (Hg), antimonio (Sb), selenio (Se) y, en particular, plomo (Pb), níquel (Ni), cobre (Cu) y cromo (Cr). La contaminación por Hg se asocia a la combustión de carbón en la industria local, como en la central térmica de Aboño. La contaminación por As en Gijón parece estar vinculada a la actividad industrial en la zona. La presencia de Sb se atribuye a la actividad siderúrgica, mientras que la contaminación por Pb, Ni, Cu y Cr, que parece estar restringida a las playas de Poniente y El Arbeyal. Además, en el caso del Pb, para El Arbeyal esta contaminación también podría vincularse con la actividad de la antigua fábrica de La Casera. Al igual que en otras áreas, la contaminación por selenio (Se) está asociada a la presencia de partículas de carbón en las playas. Los resultados sugieren que la mayoría de la contaminación por elementos traza en las playas de Gijón se encuentra en la fracción inorgánica de las muestras, es decir, en el sedimento de la playa.

# **10 Contaminación de las playas de la Costa Central Asturiana por compuestos orgánicos (PAHs y PCBs).**

## **10.1 Introducción.**

Este capítulo aborda la presencia de compuestos orgánicos potencialmente tóxicos para el medio ambiente, específicamente hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y bifenilos policlorados (PCBs), en las playas de la Costa Central Asturiana (C.C.A.).

### **10.1.1 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs).**

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs, por sus siglas en inglés) son contaminantes medioambientales relevantes debido a su condición de contaminantes orgánicos persistentes (Bianco et al., 2023). Estos compuestos tienen efectos mutagénicos, cancerígenos y propiedades tóxicas, y están presentes en diversos entornos (Readman et al., 1986; Menzie et al., 1992; Magi et al., 2002; Zhang et al., 2004; Baird et al., 2005; Liu et al., 2005; Khaiwal Ravindra et al., 2008; Lang et al., 2012; Cai et al., 2016).

Una vez liberados a la atmósfera, los PAHs pueden depositarse en ecosistemas acuáticos y terrestres a través de procesos de deposición seca, incluyendo absorción de gases, sedimentación gravitacional, difusión turbulenta y lluvia (Baker y Eisenreich, 1990; Leister y Baker, 1994; Cao et al., 2010).

En caso de derrames o fugas industriales, los PAHs pueden incorporarse a los sedimentos (Hoffman et al., 1984; Brown et al., 1985), siendo especialmente absorbidos / adsorbidos por

la materia orgánica presente en estos, lo que favorece su retención durante periodos prolongados (Christensen et al., 1997).

Es importante considerar que la mayoría de los procesos relacionados con el uso o conversión del carbón pueden resultar en la liberación de PAHs al medioambiente (Zhang et al., 2004; Marinković et al., 2013) y que Asturias es una región con un importante tejido industrial basado en la utilización de carbón, bien de forma directa o mediante su conversión.

El carbón contiene naturalmente hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs). La presencia y concentración de PAHs en el carbón varían significativamente según su rango y su historia geológica. A medida que el carbón evoluciona térmicamente, su contenido de PAHs aumenta con el rango, alcanzando su máximo para los carbones bituminosos, y disminuyendo en los carbones de rango más alto, como las antracitas (Zhao et al., 2000; Wang et al., 2010; Meyer et al., 2013; Li et al., 2022). Dado que existe una relación entre el carbón y los PAHs, se sospecha que la presencia de carbón y otras Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) en las playas asturianas podría estar contribuyendo a la contaminación por PAHs de los sedimentos.

#### **10.1.2 Bifenilos Policlorados (PCBs).**

Los bifenilos policlorados (PCBs, por sus siglas en inglés) son compuestos órgano - clorados sintéticos que fueron ampliamente utilizados en diversas aplicaciones industriales durante el siglo XX debido a sus propiedades, tales como no inflamabilidad, estabilidad química y alto punto de ebullición (Pessah et al., 2010). Aunque su uso fue prohibido a finales de los años setenta (Othman et al., 2022), su persistencia en el medio ambiente hace que sus efectos nocivos sigan siendo una preocupación (Giesy y Kannan, 1998). La presencia de PCBs en el medioambiente representa un riesgo significativo tanto para la salud humana como para la fauna. Estos compuestos son conocidos por su capacidad de bioacumularse en los tejidos grasos

de animales y humanos, actuando como disruptores endocrinos y potenciales carcinógenos (Payne et al., 2011; Gallochio et al., 2023).

Los PCBs pueden introducirse al medioambiente a través de varios procesos, incluyendo fugas durante su transporte, eliminación inadecuada de residuos o la combustión de desechos y combustibles fósiles (Dai et al., 2016).

Teniendo en cuenta que los PCBs son compuestos recalcitrantes y resistentes a la degradación, su contaminación persiste en el tiempo (Iwasaki et al., 2006). La relación entre los PCBs y el carbón es significativa, en efecto se ha demostrado que los PCBs pueden estar presentes tanto en el carbón como en las cenizas resultantes de su combustión (Shaheen et al., 2014).

## **10.2 Contaminación por PAHs.**

### **10.2.1 Concentración y distribución de PAHs en la C.C.A.**

Se analizaron 30 muestras del entorno de la desembocadura del Nalón (Figura 5.1) para determinar la concentración de los 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) de interés medioambiental, incluidos en la lista de contaminantes prioritarios de la *Environmental Protection Agency* (EPA) (1984). La Tabla 10.1 presentan los datos correspondientes a la playa del Aguilar y la ría del Nalón, los datos para el playón de Bayas se recogen en la Tabla 10.2.

En esta zona, el  $\Sigma 16\text{PAHs}$  es notablemente más alto en Bayas (entre 122,06 y 0,83 mg/kg) (Tabla 10.2) y la ría (entre 186,92 y 1,28 mg/kg) que en la playa del Aguilar (entre 0,09 y 0,05 mg/kg) (Tabla 10.1).

La relación  $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$ , que compara PAHs de alto y bajo peso molecular, supera 1 en la mayoría de las muestras de Bayas y la ría del Nalón, siendo especialmente alta en aquellas muestras con mayor contenido de partículas orgánicas antropogénicas (POAs), fundamentalmente carbón, como RN-11 o MB-34 (Tabla 10.2)

**Tabla 10.1** Concentración de los 16 PAHs de interés,  $\Sigma$ LMWPAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs y  $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de El Aguilar (Aguí) y la ría del Nalón (RN), en la desembocadura del Nalón.

Muestra	RN-1	RN-4	RN-9	RN-10	RN-11	RN-14	RN-16	RN-20	RN-21	AGUI-1	AGUI-2
Naftaleno (mg/kg)	0,30	0,00	0,55	0,46	2,10	0,34	0,24	0,14	1,50	0,01	0,00
Acenaftileno (mg/kg)	0,05	0,06	0,61	0,82	1,51	0,19	0,04	0,11	0,22	0,00	0,00
Acenafteno (mg/kg)	0,04	0,00	0,31	0,36	0,82	0,10	0,03	0,07	0,17	0,00	0,01
Fluoreno (mg/kg)	0,09	0,07	1,07	1,57	2,75	0,37	0,07	0,30	0,38	0,01	0,01
Fenantreno (mg/kg)	0,29	0,35	7,68	9,04	10,81	2,36	0,22	0,63	2,06	0,02	0,05
Antraceno (mg/kg)	0,11	0,16	4,01	5,14	10,38	0,98	0,08	0,34	0,89	0,02	0,02
<b><math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	0,89	0,64	14,24	17,38	28,38	4,34	0,69	1,58	5,21	0,05	0,09
Fluoranteno (mg/kg)	0,26	1,70	12,57	12,23	14,91	3,58	0,16	1,59	3,37	0	0
Pireno (mg/kg)	0,15	1,22	8,61	9,09	11,76	2,17	0,10	1,10	2,22	0	0
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	0,04	1,05	5,77	6,81	14,19	1,10	0,10	1,07	1,34	0	0
Criseno (mg/kg)	0,09	0,55	4,35	4,90	10,69	1,28	0,06	0,49	1,27	0	0
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	0,10	0,85	4,99	5,77	14,09	1,09	0,05	0,85	1,27	0	0
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	0,06	0,22	1,33	1,70	4,02	0,42	0,03	0,14	0,42	0	0
Benzo(a)pireno (mg/kg)	0,02	0,54	3,80	4,49	11,40	0,77	0,01	0,58	0,89	0	0
Índeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	0,03	0,47	2,51	2,92	8,17	0,37	0,02	0,52	0,55	0	0
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	0,05	0,18	0,57	0,84	2,37	0,13	0,03	0,24	0,14	0	0
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	0,05	0,43	2,41	2,66	6,95	0,49	0,03	0,43	0,64	0	0
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs</b>	0,86	7,22	46,91	51,40	98,55	11,40	0,60	7,01	12,10	0,00	0,00
<b><math>\Sigma</math>16PAHs</b>	1,75	7,86	61,15	68,79	126,92	15,74	1,28	8,59	17,31	0,05	0,09
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs/ <math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	0,97	11,20	3,29	2,96	3,47	2,62	0,87	4,43	2,32	0,00	0,00
<b>(TEQBaP) 16 PAHs</b>	0,10	0,99	5,98	7,21	18,14	1,23	0,07	1,09	1,42	0,00	0,00
<b>(TEQBaP) 8 PAHs</b>	0,10	0,99	5,91	7,13	17,99	1,21	0,07	1,08	1,40	0,00	0,00
<b>(MEQBaP) 8 PAHs</b>	0,09	1,06	6,60	7,80	19,73	1,34	0,06	1,11	1,59	0,00	0,00

$\Sigma$ LMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

$\Sigma$ HMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

(TEQBaP) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQBaP) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQBaP) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

$\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

$\Sigma$ 16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental

**Tabla 10.2** Concentración de los 16 PAHs de interés,  $\Sigma$ LMWPAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs y  $\Sigma$ 16PAHs para las muestras del playón de Bayas, en la desembocadura del Nalón.

Muestra	MB-1	MB-5	MB-10	MB-16	MB-20	MB-21	MB-22	MB-23	MB-25	MB-30	MB-33	MB-34	MB-49	MB-51	MB-66	MB-71	MB-73	MB-74	MB-83
Naftaleno (mg/kg)	0,50	0,20	0,25	0,47	0,04	0,00	0,41	0,36	0,32	0,25	4,83	3,67	2,82	1,22	3,61	6,56	0,64	1,43	0,57
Acenaftileno (mg/kg)	0,09	0,14	0,10	0,16	0,09	0,07	0,12	0,12	0,12	0,09	0,70	1,47	0,42	0,21	0,44	0,93	0,19	0,40	0,17
Acenafteno (mg/kg)	0,07	0,06	0,06	0,11	0,00	0,00	0,08	0,08	0,07	0,05	0,56	0,94	0,55	0,21	0,40	0,59	0,15	0,36	0,15
Fluoreno (mg/kg)	0,22	0,20	0,16	0,30	0,06	0,04	0,19	0,23	0,18	0,14	1,76	3,15	1,22	0,47	0,94	1,92	0,39	0,96	0,39
Fenantreno (mg/kg)	0,51	0,79	0,51	1,45	0,19	0,05	0,64	0,79	0,56	0,49	7,24	18,90	4,03	1,28	3,02	8,49	1,52	6,01	1,85
Antraceno (mg/kg)	0,16	0,28	0,18	0,38	0,14	0,09	0,20	0,26	0,21	0,18	2,57	9,90	1,12	0,39	0,87	3,31	0,44	2,81	0,50
<b><math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	1,56	1,66	1,27	2,88	0,52	0,25	1,64	1,85	1,46	1,20	17,66	38,03	10,17	3,79	9,28	21,81	3,34	11,97	3,61
Fluoranteno (mg/kg)	0,31	0,54	0,29	1,06	0,32	0,12	0,40	0,40	0,39	0,31	7,99	30,15	2,72	0,76	1,80	10,86	1,06	10,45	1,50
Pireno (mg/kg)	0,19	0,37	0,19	0,73	0,19	0,05	0,22	0,25	0,22	0,17	5,23	19,24	1,75	0,53	1,21	7,06	0,73	6,50	1,09
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	0,13	0,35	0,13	0,14	0,17	0,07	0,18	0,19	0,16	0,14	1,80	7,37	1,55	0,07	0,31	2,72	0,15	0,31	0,89
Criseno (mg/kg)	0,00	0,15	0,00	0,33	0,06	0,00	0,09	0,09	0,06	0,06	1,83	5,90	0,88	0,14	0,54	2,46	0,31	0,54	0,56
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	0,13	0,14	0,05	0,34	0,08	0,06	0,07	0,09	0,07	0,05	1,86	6,89	1,07	0,18	0,59	2,82	0,31	0,62	0,66
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	0,00	0,05	0,00	0,22	0,04	0,02	0,03	0,05	0,03	0,02	0,50	2,40	0,12	0,11	0,39	0,89	0,19	0,41	0,13
Benzo(a)pireno (mg/kg)	0,04	0,06	0,03	0,16	0,06	0,05	0,04	0,04	0,06	0,03	1,13	5,45	0,76	0,04	0,25	2,00	0,15	0,16	0,45
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	0,11	0,00	0,00	0,09	0,06	0,05	0,04	0,05	0,05	0,04	0,68	2,84	0,68	0,06	0,12	1,07	0,09	0,16	0,37
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	0,11	0,00	0,00	0,10	0,11	0,09	0,08	0,09	0,10	0,07	0,26	0,80	0,21	0,10	0,14	0,34	0,11	0,14	0,10
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	0,04	0,05	0,00	0,12	0,06	0,07	0,06	0,07	0,07	0,05	0,79	2,99	0,63	0,00	0,18	1,16	0,12	0,21	0,41
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs</b>	1,07	1,72	0,70	3,29	1,15	0,58	1,20	1,33	1,20	0,97	22,06	84,03	10,36	1,98	5,53	31,38	3,23	19,49	6,16
<b><math>\Sigma</math>16PAHs</b>	2,62	3,38	1,97	6,16	1,67	0,83	2,85	3,19	2,66	2,17	39,73	122,06	20,53	5,77	14,81	53,19	6,56	31,46	9,77
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs/ <math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	0,68	1,04	0,55	1,14	2,21	2,30	0,73	0,72	0,82	0,81	1,25	2,21	1,02	0,52	0,60	1,44	0,97	1,63	1,70
<b>(TEQBaP) 16 PAHs</b>	0,19	0,12	0,06	0,35	0,21	0,16	0,16	0,18	0,19	0,14	1,95	8,46	1,35	0,19	0,56	3,20	0,35	0,51	0,77
<b>(TEQBaP) 8 PAHs</b>	0,19	0,12	0,05	0,34	0,21	0,16	0,15	0,18	0,18	0,13	1,90	8,28	1,33	0,18	0,54	3,13	0,34	0,45	0,76
<b>(MEQBaP) 8 PAHs</b>	0,14	0,13	0,05	0,35	0,15	0,12	0,12	0,14	0,14	0,10	2,07	9,15	1,43	0,14	0,56	3,44	0,33	0,49	0,85

$\Sigma$ LMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

$\Sigma$ HMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

(TEQBaP) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQBaP) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQBaP) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

$\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

$\Sigma$ 16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental

En contraste, en la playa del Aguilar, donde no se ha encontrado carbón ni otras POAs y el sedimento es más grueso y silíceo, no se encontraron PAHs de alto peso molecular, y los de bajo peso molecular estuvieron siempre por debajo de 0,1 mg/kg.

En el caso de la ría del Nalón, a pesar de tener una fracción orgánica promedio menor (14,7%, vol.) (Tabla 5.1) en comparación con Bayas (26,4%, vol.) (Tabla 5.2), al ser un ambiente cerrado y no estar sujeto a la acción del oleaje, con sedimentos más finos y ricos en materia orgánica (García-Ordiales et al., 2020; Gardoki et al., 2021) y solo afectado por el régimen de mareas, presenta un contenido medio ligeramente superior de  $\Sigma 16\text{PAHs}$  (34,37 mg/kg frente a 17,44 mg/kg en Bayas) (Tabla 10.1 y Tabla 10.2).

En el litoral de Castrillón (Figura 6.1) se analizaron 35 muestras, cuyas concentraciones se detallan en las Tabla 10.3 para Munielles y Bahínas, Tabla 10.4 para Santa María del Mar y Arnao, y Tabla 10.5 para Salinas y San Juan de Nieva. El  $\Sigma 16\text{PAHs}$  para esta zona varía entre 3473,06 y 0,34 mg/kg, con un promedio de 266,58 mg/kg. Los valores específicos de  $\Sigma 16\text{PAHs}$  son 5,94 – 2,49 mg/kg para Munielles, 247,03 – 4,40 mg/kg para Bahínas, 519,59 – 56,87 mg/kg para Santa María de Mar, 102,42 – 11,02 mg/kg para Arnao, 3473,06 – 8,61 mg/kg para Salinas y 0,92 – 0,34 mg/kg para San Juan de Nieva. Las concentraciones más altas de PAHs se obtuvieron en playas como Santa María del Mar (con una media de 213,68 mg/kg) y Salinas (media de 733,28 mg/kg) (Tabla 10.3, Tabla 10.4 y Tabla 10.5).

La relación entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular ( $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$ ) muestra que aproximadamente un tercio de las muestras, específicamente 24 de ellas, tienen ratios por encima de 1, indicando un predominio de los PAHs de alto peso molecular. Los valores más altos de  $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$  se encontraron en la playa de Salinas, alcanzando hasta 34,28 y no bajando nunca de 2,53.

**Tabla 10.3** Concentración de los 16 PAHs de interés,  $\Sigma$ LMWPAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs, (TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs, (MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs y  $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Bahías (AGB) y Munielles (MMU), Castrillón.

Muestra	AGB-1	AGB-2	AGB-3	MMU-1	MMU-3	MMU-7	MMU-9	MMU-5
Naftaleno (mg/kg)	6,98	0,28	2,38	1,49	0,44	0,54	0,41	0,87
Acenaftileno (mg/kg)	3,05	0,12	0,46	0,18	0,09	0,09	0,08	0,11
Acenafteno (mg/kg)	1,51	0,04	0,29	0,21	0,08	0,09	0,09	0,13
Fluoreno (mg/kg)	5,59	0,25	0,84	0,45	0,21	0,19	0,21	0,27
Fenantreno (mg/kg)	34,76	0,75	3,18	1,29	0,72	0,58	0,72	0,77
Antraceno (mg/kg)	19,17	0,24	1,13	0,39	0,23	0,18	0,22	0,21
<b><math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	71,07	1,66	8,28	4,01	1,77	1,67	1,72	2,36
Fluoranteno (mg/kg)	58,64	0,70	2,60	0,76	0,46	0,34	0,41	0,34
Pireno (mg/kg)	37,26	0,46	1,80	0,48	0,29	0,21	0,27	0,25
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	16,89	0,37	0,48	0,09	0,05	0,03	0,05	0,15
Criseno (mg/kg)	14,69	0,13	0,66	0,15	0,10	0,06	0,08	0,07
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	16,26	0,33	0,89	0,15	0,09	0,06	0,08	0,12
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	5,43	0,00	0,15	0,10	0,06	0,04	0,05	0,00
Benzo(a)pireno (mg/kg)	11,58	0,17	0,28	0,05	0,02	0,00	0,03	0,06
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	6,70	0,24	0,17	0,04	0,03	0,02	0,02	0,08
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	1,76	0,21	0,19	0,05	0,04	0,03	0,04	0,06
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	6,75	0,14	0,28	0,06	0,04	0,03	0,04	0,05
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs</b>	175,96	2,74	7,50	1,93	1,18	0,82	1,08	1,18
<b><math>\Sigma</math>16PAHs</b>	247,03	4,40	15,78	5,94	2,95	2,49	2,80	3,54
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs/ <math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	2,48	1,64	0,91	0,48	0,66	0,49	0,63	0,50
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs</b>	18,42	0,48	0,68	0,15	0,10	0,05	0,09	0,16
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	18,08	0,47	0,65	0,14	0,09	0,05	0,09	0,15
<b>(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	20,14	0,40	0,63	0,14	0,08	0,04	0,08	0,14

$\Sigma$ LMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

$\Sigma$ HMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

$\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

$\Sigma$ 16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental

**Tabla 10.4** Concentración de los 16 PAHs de interés, ΣLMWPAHs, ΣHMWPAHs, (TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs, (TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs, (MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs, ΣHMWPAHs/ ΣLMWPAHs y Σ16PAHs para las muestras de Santa María del Mar (AGSM) y Arnao (AGA), Castrillón.

Muestra	AGSM-1	AGSM-2	AGSM-3	AGSM-4	AGSM-5	AGSM-6	AGSM-7	AGA-2	AGA-4	AGA-5	AGA-6	AGA-7
Naftaleno (mg/kg)	15,60	0,52	0,56	0,91	3,54	2,74	1,71	4,25	4,74	1,38	1,13	9,98
Acenaftileno (mg/kg)	4,60	5,45	0,66	1,19	1,78	1,94	0,72	0,57	0,66	0,22	0,35	1,48
Acenafteno (mg/kg)	2,21	1,56	0,30	0,48	0,84	0,93	0,32	0,32	0,48	0,16	0,20	1,02
Fluoreno (mg/kg)	7,75	8,57	1,42	2,28	3,38	4,02	1,33	1,08	1,24	0,48	0,64	2,90
Fenantreno (mg/kg)	48,15	55,01	9,19	17,20	22,85	24,84	9,57	4,50	4,29	2,08	3,14	15,35
Antraceno (mg/kg)	32,03	39,12	3,68	8,95	11,91	14,73	4,81	1,58	1,29	0,53	1,08	7,30
<b>ΣLMWPAHs</b>	110,34	110,23	15,81	31,01	44,30	49,19	18,46	12,30	12,71	4,85	6,55	38,03
Fluoranteno (mg/kg)	61,60	71,49	12,91	28,62	34,00	32,60	15,99	3,76	2,49	1,54	3,28	21,70
Pireno (mg/kg)	50,23	55,41	8,59	18,24	24,19	24,12	10,45	2,48	1,69	1,08	2,14	14,22
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	74,49	41,63	3,97	8,40	12,22	13,30	4,70	0,85	0,43	0,83	0,67	5,87
Criseno (mg/kg)	30,22	35,60	3,90	7,68	10,57	11,39	4,43	1,06	0,60	0,53	0,86	5,48
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	48,62	39,51	3,79	8,02	12,38	13,40	4,37	1,37	0,71	0,66	0,99	5,57
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	12,97	12,19	1,25	2,63	3,71	4,03	1,27	0,29	0,14	0,05	0,19	1,92
Benzo(a)pireno (mg/kg)	38,81	30,76	2,83	5,70	9,40	10,16	3,12	0,62	0,25	0,39	0,35	4,25
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	45,02	19,88	1,59	3,44	5,93	6,41	1,76	0,20	0,14	0,41	0,20	2,26
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	5,88	6,36	0,59	0,94	1,74	1,93	0,35	0,19	0,21	0,29	0,17	0,74
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	41,41	16,99	1,63	3,48	5,48	5,87	1,87	0,36	0,24	0,37	0,28	2,38
<b>ΣHMWPAHs</b>	409,25	329,83	41,06	87,15	119,61	123,22	48,31	11,20	6,90	6,16	9,12	64,39
<b>Σ16PAHs</b>	519,59	440,06	56,87	118,16	163,91	172,41	66,77	23,49	19,61	11,02	15,67	102,42
<b>ΣHMWPAHs/ ΣLMWPAHs</b>	3,71	2,99	2,60	2,81	2,70	2,50	2,62	0,91	0,54	1,27	1,39	1,69
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs</b>	64,03	49,56	4,61	9,16	14,93	16,22	4,83	1,13	0,64	0,91	0,75	6,77
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	63,52	48,97	4,54	9,00	14,72	15,98	4,74	1,10	0,61	0,89	0,73	6,63
<b>(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	76,71	53,16	4,91	10,02	16,17	17,51	5,36	1,12	0,56	0,84	0,74	7,26

ΣLMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

ΣHMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

ΣHMWPAHs/ ΣLMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

Σ16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental

**Tabla 10.5** Concentración de los 16 PAHs de interés,  $\Sigma$ LMWPAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs y  $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Salinas (AGS) y San Juan de Nieva (MSJN), Castrillón

Muestra	AGS-1	AGS-4	AGS-5	AGS-6	AGS-11	AGS-12	AGS-15	AGS-16	AGS-17	AGS-18	MSJN-1	MSJN-4	MSJN-8	MSJN-12	MSJN-15
Naftaleno (mg/kg)	12,14	4,63	0,30	0,00	0,95	0,07	0,58	0,86	4,25	0,17	0,00	0,00	0,06	0,15	0,06
Acenaftileno (mg/kg)	4,59	6,02	0,45	1,64	1,98	0,45	2,56	0,68	3,46	0,85	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02
Acenafteno (mg/kg)	2,71	2,53	0,07	0,15	0,56	0,00	0,80	0,23	1,66	0,12	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
Fluoreno (mg/kg)	8,98	10,08	0,40	1,31	3,00	0,27	4,14	0,94	5,43	0,81	0,04	0,02	0,04	0,06	0,03
Fenantreno (mg/kg)	47,27	69,80	3,06	18,76	29,90	0,83	40,88	8,30	34,47	10,63	0,02	0,05	0,08	0,17	0,07
Antraceno (mg/kg)	34,64	43,08	1,52	10,31	16,45	0,73	21,22	4,45	22,07	5,96	0,02	0,04	0,05	0,07	0,04
<b><math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	<b>110,34</b>	<b>136,15</b>	<b>5,81</b>	<b>32,17</b>	<b>52,84</b>	<b>2,36</b>	<b>70,17</b>	<b>15,46</b>	<b>71,34</b>	<b>18,54</b>	<b>0,11</b>	<b>0,14</b>	<b>0,27</b>	<b>0,51</b>	<b>0,23</b>
Fluoranteno (mg/kg)	57,48	92,25	7,31	46,22	55,96	1,92	68,54	15,35	44,22	23,90	0,06	0,06	0,08	0,12	0,07
Pireno (mg/kg)	43,59	68,60	4,95	29,25	35,59	1,38	43,48	9,73	34,62	15,29	0,03	0,03	0,04	0,07	0,04
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	81,79	39,76	2,44	14,83	16,09	0,29	19,60	3,57	47,98	7,05	0,04	0,03	0,04	0,08	0,04
Criseno (mg/kg)	33,16	32,80	2,77	13,10	14,77	0,64	18,01	3,56	22,00	6,37	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	856,16	36,41	2,70	14,34	15,42	0,91	19,37	3,32	624,62	6,86	0,05	0,02	0,02	0,03	0,00
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	233,99	10,86	0,90	4,73	4,82	0,10	6,19	1,15	170,41	2,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo(a)pireno (mg/kg)	685,36	26,77	1,73	10,61	11,38	0,21	14,26	2,21	480,78	5,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	668,68	16,75	0,79	5,49	6,30	0,13	7,70	0,80	498,47	2,60	0,05	0,02	0,02	0,02	0,01
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	65,92	4,47	0,31	1,56	1,30	0,32	2,29	0,30	61,48	0,53	0,05	0,03	0,04	0,03	0,03
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	636,58	15,30	1,04	5,50	6,36	0,37	7,71	1,06	460,80	2,70	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs</b>	<b>3362,72</b>	<b>343,97</b>	<b>24,95</b>	<b>145,62</b>	<b>168,01</b>	<b>6,25</b>	<b>207,17</b>	<b>41,05</b>	<b>2445,39</b>	<b>72,49</b>	<b>0,31</b>	<b>0,20</b>	<b>0,26</b>	<b>0,41</b>	<b>0,20</b>
<b><math>\Sigma</math>16PAHs</b>	<b>3473,06</b>	<b>480,12</b>	<b>30,76</b>	<b>177,79</b>	<b>220,85</b>	<b>8,61</b>	<b>277,35</b>	<b>56,51</b>	<b>2516,73</b>	<b>91,03</b>	<b>0,41</b>	<b>0,34</b>	<b>0,53</b>	<b>0,92</b>	<b>0,43</b>
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs/ <math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	<b>30,48</b>	<b>2,53</b>	<b>4,29</b>	<b>4,53</b>	<b>3,18</b>	<b>2,65</b>	<b>2,95</b>	<b>2,66</b>	<b>34,28</b>	<b>3,91</b>	<b>2,92</b>	<b>1,46</b>	<b>0,99</b>	<b>0,80</b>	<b>0,89</b>
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs</b>	<b>942,57</b>	<b>42,78</b>	<b>2,79</b>	<b>16,50</b>	<b>17,45</b>	<b>0,70</b>	<b>22,48</b>	<b>3,52</b>	<b>681,59</b>	<b>7,60</b>	<b>0,08</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>0,04</b>	<b>0,03</b>
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	<b>942,04</b>	<b>42,10</b>	<b>2,76</b>	<b>16,30</b>	<b>17,16</b>	<b>0,68</b>	<b>22,10</b>	<b>3,44</b>	<b>681,24</b>	<b>7,49</b>	<b>0,08</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>0,04</b>	<b>0,03</b>
<b>(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	<b>1180,55</b>	<b>46,48</b>	<b>3,02</b>	<b>17,94</b>	<b>19,31</b>	<b>0,58</b>	<b>24,28</b>	<b>3,74</b>	<b>847,54</b>	<b>8,42</b>	<b>0,06</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>

$\Sigma$ LMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

$\Sigma$ HMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

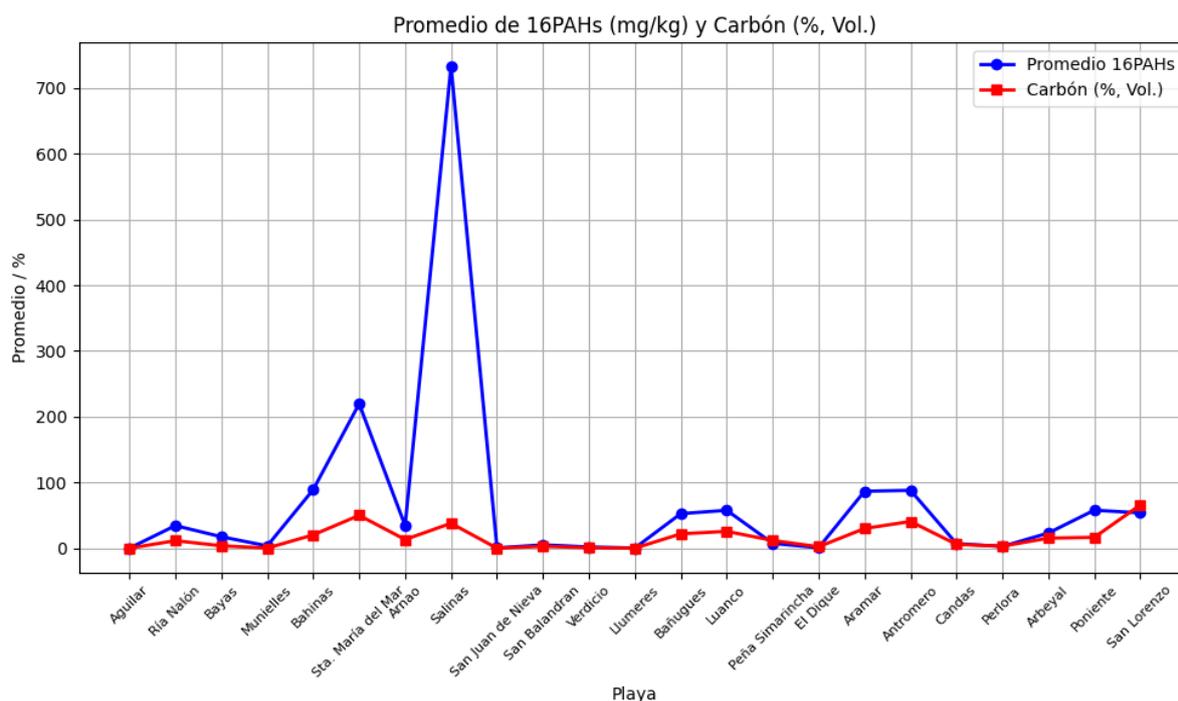
(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

$\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

$\Sigma$ 16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental



**Figura 10.1** Promedio del  $\Sigma$ 16PAHs y el contenido en carbón (% Vol.) de las muestras tomadas en las diferentes playas.

Las concentraciones más altas de PAHs en playas como Salinas y Santa María del Mar se deben a la mayor presencia de POAs, principalmente carbón (Figura 10.1). Este patrón es similar al observado en la zona de la desembocadura del Nalón, donde los PAHs también se encuentran en áreas con niveles más altos de POAs, como el Playón de Bayas y la propia Ría, mientras que están ausentes en lugares donde no se detectan, como en el Aguilar (Figura 10.1).

Se analizaron 12 muestras de la ría de Avilés (Figura 7.1), específicamente de la zona de San Balandrán. Tres muestras (MSB – 8, MSB – 9 y MSB - 12) provienen del área adyacente al canal principal de la ría (Playa de San Balandrán), mientras que las demás fueron tomadas en la llanura arenosa intermareal de la ensenada de San Balandrán (Figura 7.4).

**Tabla 10.6** Concentración de los 16 PAHs de interés,  $\Sigma$ LMWPAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs y  $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de la playa de San Balandrán (MSB – 8, 9 y 12) y la ensenada de San Balandrán (MSB – 15, 16, 19, 21, 22, 23, 27, 29 y 30), en la ría de Avilés.

Muestra	MSB-8	MSB-9	MSB-12	MSB-15	MSB-16	MSB-19	MSB-21	MSB-22	MSB-23	MSB-27	MSB-29	MSB-30
Naftaleno (mg/kg)	0,10	0,01	0,00	0,06	0,32	0,01	0,10	0,13	0,07	0,01	0,22	0,01
Acenaftileno (mg/kg)	0,00	0,00	0,00	0,01	0,09	0,04	0,01	0,02	0,01	0,05	0,05	0,09
Acenafteno (mg/kg)	0,20	0,02	0,00	0,02	0,03	0,01	0,05	0,04	0,03	0,00	0,11	0,01
Fluoreno (mg/kg)	0,11	0,04	0,00	0,03	0,06	0,01	0,05	0,05	0,04	0,01	6,53	0,01
Fenantreno (mg/kg)	0,25	0,14	0,02	0,29	1,56	0,07	0,38	0,70	0,20	0,18	1,17	0,55
Antraceno (mg/kg)	0,08	0,05	0,00	0,07	0,21	0,03	0,07	0,11	0,08	0,07	0,28	0,16
<b><math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	0,74	0,26	0,02	0,48	2,27	0,17	0,66	1,05	0,43	0,32	8,36	0,83
Fluoranteno (mg/kg)	0,15	0,10	0,05	0,37	1,88	0,15	0,15	0,95	0,28	0,81	2,03	1,68
Pireno (mg/kg)	0,11	0,06	0,04	0,27	1,43	0,12	0,12	0,73	0,23	0,68	1,53	1,23
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	0,08	0,05	0,03	0,19	1,15	0,08	0,09	0,37	0,18	0,89	1,11	0,76
Criseno (mg/kg)	0,08	0,06	0,02	0,22	0,75	0,07	0,13	0,48	0,21	0,55	1,21	0,44
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	0,10	0,08	0,00	0,27	0,89	0,10	0,14	0,66	0,39	1,11	1,84	0,62
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	0,03	0,03	0,00	0,09	0,24	0,03	0,04	0,20	0,13	0,32	0,56	0,19
Benzo(a)pireno (mg/kg)	0,06	0,05	0,00	0,14	0,63	0,04	0,08	0,32	0,24	0,72	1,17	0,40
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	0,07	0,07	0,00	0,14	0,71	0,05	0,08	0,32	0,22	1,02	0,88	0,51
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	0,03	0,03	0,00	0,05	0,23	0,05	0,04	0,09	0,08	0,27	0,26	0,15
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	0,06	0,05	0,00	0,13	0,53	0,08	0,07	0,33	0,21	0,74	0,89	0,38
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs</b>	0,77	0,58	0,14	1,87	8,44	0,77	0,94	4,45	2,17	7,11	11,48	6,36
<b><math>\Sigma</math>16PAHs</b>	1,51	0,84	0,16	2,35	10,71	0,94	1,60	5,50	2,60	7,43	19,84	7,19
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs/ <math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	1,04	2,23	7,00	3,90	3,72	4,53	1,42	4,24	5,05	22,22	1,37	7,66
<b>(TEQBaP) 16 PAHs</b>	0,12	0,10	0,00	0,26	1,18	0,12	0,16	0,58	0,42	1,34	1,90	0,77
<b>(TEQBaP) 8 PAHs</b>	0,12	0,10	0,00	0,26	1,17	0,12	0,16	0,57	0,42	1,34	1,89	0,77
<b>(MEQBaP) 8 PAHs</b>	0,13	0,11	0,00	0,29	1,27	0,11	0,16	0,67	0,46	1,52	2,13	0,85

$\Sigma$ LMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

$\Sigma$ HMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQBaP) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQBaP) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

$\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

$\Sigma$ 16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental

El rango de  $\Sigma 16\text{PAHs}$  en la ría va de 19,84 a 0,16 mg/kg, con un promedio de aproximadamente 5,05 mg/kg para toda la zona, aunque este promedio no es representativo ya que hay variaciones muy importantes en la concentración de PAHs en esta zona. Las concentraciones de  $\Sigma 16\text{PAHs}$  son notablemente más altas en la ensenada de San Balandrán (de 19,84 a 0,94 mg/kg, con un promedio de 6,46 mg/kg) en comparación con el área adyacente al canal principal (de 1,51 a 0,16 mg/kg, con un promedio de 0,83 mg/kg) (Tabla 10.6).

En comparación con las zonas del Nalón y Castrillón, San Balandrán generalmente muestra valores más bajos de  $\Sigma 16\text{PAHs}$  debido a la baja presencia de POAs, principalmente carbón, en esta área. Mientras que en el Nalón la fracción orgánica (POAs) de las muestras representa entre el 14,4% y el 26,4% del total (Tabla 5.1) y en Castrillón entre el 1,7% y el 63,3% (Tabla 6.1), en San Balandrán la fracción orgánica nunca supera el 2,9% en la mayoría de las muestras, estando normalmente por debajo del 1% (Tabla 7.1).

Las diferencias de concentración entre el área del canal y la llanura arenosa se explican principalmente por la diferente dinámica costera existente entre ambas zonas. La zona del canal está expuesta a la acción más intensa de corrientes y mareas, lo que contribuye a una mayor energía en comparación con lo existente en la ensenada de San Balandrán, que está protegida por un rompeolas y experimenta variaciones de marea menos enérgicas. Este patrón se refleja en las concentraciones medidas, con los valores más altos (19.84 mg/kg) registrados en la zona más interna de la llanura arenosa, específicamente para la muestra MSB – 29 (Tabla 10.6).

La tendencia de los PAHs a acumularse en sedimentos de grano fino (Zhang et al., 2017; Lee et al., 2021), con un contenido significativo de materia orgánica (Z. Yang et al., 2008; Qin et al., 2014) junto con las diferencias en la energía del entorno debido a cambios en la dinámica costera, ayuda a explicar por qué áreas como la llanura arenosa de San Balandrán y la Ría del

Nalón muestran concentraciones más altas de estos hidrocarburos en comparación con otras zonas con niveles similares o mayores de POAs.

Todas las muestras de la Ría de Avilés muestran relaciones  $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$  superiores a 1, indicando un predominio de los PAHs de alto peso molecular sobre los de bajo peso molecular, siguiendo la tendencia observada en las zonas mencionadas anteriormente. Las relaciones más altas (22,22) se encontraron en las muestras tomadas en la parte de la ensenada de San Balandrán (Tabla 10.6).

En el área del Paisaje Protegido de Cabo Peñas (Figura 8.1 y Figura 8.2) se analizaron 28 muestras para determinar su concentración en los 16PAHs. La Tabla 10.7 contiene las concentraciones para las muestras de las playas de Verdicio, Llumeres, Bañugues, Luanco, Samarincha y El Dique, la Tabla 10.8 para las playas de Aramar, Antromero, Candás y Perlora.

El rango de  $\Sigma\text{16PAHs}$  varía entre un 243,31 y 0,23 mg/kg en la zona de Peñas, con una media para  $\Sigma\text{16PAHs}$  de 38,63 mg/kg. Los rangos específicos de  $\Sigma\text{16PAHs}$  son 3,1 – 1,36 mg/kg para Verdicio, 0,32 – 0,23 mg/kg para Llumeres, 193,12 – 2,26 mg/kg para Bañugues, 112,04 – 0,31 mg/kg para Luanco, 245,31 – 6,25 mg/kg en Aramar, 192,12 – 14,94 mg/kg en Antromero y 12,81 – 1,12 mg/kg para Candás. En las playas de Samarincha, El Dique y Perlora, donde solo fue analizada una muestra por playa, los valores de  $\Sigma\text{16PAHs}$  determinados fueron de 7,42, 0,75 y 2,66 mg/kg respectivamente (Tabla 10.7 y Tabla 10.8).

En el área de Peñas, los PAHs tienden a concentrarse en playas con altos contenidos de carbón. Las concentraciones medias más altas de  $\Sigma\text{16PAHs}$  se registraron en Bañugues (52,55 mg/kg), Luanco (57,66 mg/kg), Aramar (86,68 mg/kg) y Antromero (88,02 mg/kg), coincidiendo con las mayores concentraciones de carbón para la zona (Figura 10.1).

**Tabla 10.7** Concentración de los 16 PAHs de interés,  $\Sigma$ LMWPAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs y  $\Sigma$ 16PAHs para las muestras de Verdicio (MV), Llumeres (MLL), Bañugues (MBA), Luanco (MLU), Samarincha (MPS-1) y El Dique (El Dique), en el área de Cabo Peñas.

Muestra	MV-2	MV-6	MV-8	MV-10	MV-12	MLL-1	MLL-2	MLL-3	MBA-1	MBA-3	MBA-6	MBA-8	MBA-10	MLU-1	MLU-4	MLU-6	MPS-1	MD-2
Naftaleno (mg/kg)	0,07	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	0,09	0,24	5,72	0,29	1,71	0,00	0,00	0,00
Acenaftileno (mg/kg)	0,03	0,00	0,03	0,00	0,03	0,02	0,01	0,03	0,03	0,38	0,04	0,08	2,31	1,16	0,52	0,01	0,09	0,03
Acenafteno (mg/kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,06	2,18	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00
Fluoreno (mg/kg)	0,03	0,00	0,06	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,02	0,66	0,07	0,19	6,33	1,82	1,05	0,03	0,04	0,02
Fenantreno (mg/kg)	0,40	0,17	0,18	0,17	0,18	0,00	0,00	0,02	0,03	5,06	0,34	1,12	21,71	13,15	6,28	0,02	0,39	0,06
Antraceno (mg/kg)	0,12	0,05	0,07	0,06	0,08	0,03	0,01	0,03	0,05	2,53	0,18	0,59	19,37	8,49	3,32	0,02	0,22	0,05
<b><math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	<b>0,64</b>	<b>0,26</b>	<b>0,34</b>	<b>0,22</b>	<b>0,32</b>	<b>0,05</b>	<b>0,04</b>	<b>0,08</b>	<b>0,13</b>	<b>9,39</b>	<b>0,73</b>	<b>2,27</b>	<b>57,62</b>	<b>25,33</b>	<b>13,33</b>	<b>0,08</b>	<b>0,74</b>	<b>0,15</b>
Fluoranteno (mg/kg)	0,67	0,27	0,28	0,36	0,34	0,04	0,03	0,04	0,08	7,89	0,53	1,95	28,20	18,75	9,02	0,05	1,69	0,13
Pireno (mg/kg)	0,39	0,15	0,16	0,21	0,20	0,00	0,02	0,00	0,04	5,67	0,32	1,19	22,06	14,75	6,82	0,02	1,15	0,08
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	0,14	0,07	0,20	0,12	0,30	0,03	0,03	0,00	2,68	5,92	0,08	0,41	17,58	11,01	7,64	0,03	0,71	0,03
Criseno (mg/kg)	0,27	0,17	0,08	0,22	0,20	0,00	0,00	0,00	2,48	3,02	0,13	0,44	13,20	7,97	4,25	0,00	0,67	0,05
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	0,39	0,19	0,20	0,25	0,20	0,05	0,04	0,00	2,83	4,20	0,17	0,69	17,74	11,25	5,86	0,04	0,81	0,11
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	0,27	0,13	0,02	0,17	0,13	0,03	0,00	0,00	0,99	1,20	0,12	0,47	5,53	3,17	1,58	0,00	0,29	0,07
Benzo(a)pireno (mg/kg)	0,12	0,00	0,09	0,08	0,07	0,02	0,02	0,02	1,95	3,15	0,04	0,27	13,76	8,34	4,23	0,01	0,56	0,02
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	0,08	0,03	0,10	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,89	2,62	0,04	0,15	8,25	5,30	3,76	0,03	0,34	0,03
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	0,03	0,02	0,08	0,02	0,04	0,04	0,03	0,04	0,39	0,38	0,04	0,07	2,98	1,98	0,61	0,04	0,12	0,03
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	0,10	0,05	0,06	0,07	0,06	0,02	0,02	0,02	1,08	2,35	0,05	0,16	6,20	4,19	3,55	0,01	0,35	0,04
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs</b>	<b>2,46</b>	<b>1,09</b>	<b>1,26</b>	<b>1,53</b>	<b>1,57</b>	<b>0,26</b>	<b>0,22</b>	<b>0,15</b>	<b>13,42</b>	<b>36,40</b>	<b>1,53</b>	<b>5,80</b>	<b>135,50</b>	<b>86,72</b>	<b>47,32</b>	<b>0,23</b>	<b>6,68</b>	<b>0,60</b>
<b><math>\Sigma</math>16PAHs</b>	<b>3,10</b>	<b>1,36</b>	<b>1,60</b>	<b>1,76</b>	<b>1,90</b>	<b>0,32</b>	<b>0,27</b>	<b>0,23</b>	<b>13,55</b>	<b>45,79</b>	<b>2,26</b>	<b>8,07</b>	<b>193,12</b>	<b>112,04</b>	<b>60,64</b>	<b>0,31</b>	<b>7,42</b>	<b>0,75</b>
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs/ <math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	<b>3,82</b>	<b>4,16</b>	<b>3,74</b>	<b>6,81</b>	<b>4,88</b>	<b>4,96</b>	<b>5,13</b>	<b>1,88</b>	<b>104,81</b>	<b>3,87</b>	<b>2,09</b>	<b>2,55</b>	<b>2,35</b>	<b>3,42</b>	<b>3,55</b>	<b>2,74</b>	<b>9,07</b>	<b>4,02</b>
<b>(TEQBaP) 16 PAHs</b>	<b>0,25</b>	<b>0,07</b>	<b>0,22</b>	<b>0,17</b>	<b>0,18</b>	<b>0,08</b>	<b>0,06</b>	<b>0,07</b>	<b>3,12</b>	<b>5,02</b>	<b>0,13</b>	<b>0,52</b>	<b>22,13</b>	<b>13,65</b>	<b>6,86</b>	<b>0,06</b>	<b>0,91</b>	<b>0,08</b>
<b>(TEQBaP) 8 PAHs</b>	<b>0,25</b>	<b>0,07</b>	<b>0,22</b>	<b>0,17</b>	<b>0,18</b>	<b>0,08</b>	<b>0,06</b>	<b>0,07</b>	<b>3,12</b>	<b>4,98</b>	<b>0,12</b>	<b>0,51</b>	<b>21,84</b>	<b>13,51</b>	<b>6,80</b>	<b>0,06</b>	<b>0,90</b>	<b>0,08</b>
<b>(MEQBaP) 8 PAHs</b>	<b>0,30</b>	<b>0,09</b>	<b>0,19</b>	<b>0,20</b>	<b>0,18</b>	<b>0,06</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>	<b>3,36</b>	<b>5,77</b>	<b>0,13</b>	<b>0,60</b>	<b>23,26</b>	<b>14,35</b>	<b>7,92</b>	<b>0,04</b>	<b>0,99</b>	<b>0,08</b>

$\Sigma$ LMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

$\Sigma$ HMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQBaP) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQBaP) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

$\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

$\Sigma$ 16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental

**Tabla 10.8** Concentración de los 16 PAHs de interés, ΣLMWPAHs, ΣHMWPAHs, (TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs, (TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs, (MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs, ΣHMWPAHs/ ΣLMWPAHs y Σ16PAHs para las muestras de Aramar (MARA), Antromero (MAN), Candás (MCAN) y Perlora (MP – 1), en el área de Cabo Peñas.

Muestra	MARA- 2	MARA- 3	MARA- 4	MARA- 5	MAN-1	MAN-3	MAN-5	MCAN- 2	MCAN- 5	MP-1
Naftaleno (mg/kg)	0,44	2,61	0,04	6,70	0,00	0,00	0,79	0,20	0,00	0,08
Acenaftileno (mg/kg)	0,33	0,69	0,06	1,94	0,14	0,51	1,34	0,12	0,03	0,05
Acenafteno (mg/kg)	0,20	0,56	0,00	1,53	0,02	0,04	0,56	0,03	0,00	0,01
Fluoreno (mg/kg)	0,59	1,60	0,06	3,82	0,12	0,38	1,90	0,21	0,05	0,10
Fenantreno (mg/kg)	3,50	5,61	0,40	24,94	1,26	5,80	16,84	1,28	0,07	0,20
Antraceno (mg/kg)	1,83	4,62	0,20	12,74	0,70	3,47	9,47	0,66	0,05	0,09
<b>ΣLMWPAHs</b>	<b>6,89</b>	<b>15,69</b>	<b>0,76</b>	<b>51,68</b>	<b>2,24</b>	<b>10,22</b>	<b>30,91</b>	<b>2,49</b>	<b>0,19</b>	<b>0,52</b>
Fluoranteno (mg/kg)	5,03	6,74	1,04	40,61	3,58	12,74	34,08	2,37	0,20	0,44
Pireno (mg/kg)	3,28	5,63	0,67	27,97	2,36	8,95	22,85	1,56	0,12	0,30
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	4,58	7,11	0,43	34,29	1,37	5,26	26,38	1,50	0,15	0,31
Criseno (mg/kg)	2,41	5,51	0,78	15,65	1,09	3,98	13,18	0,87	0,05	0,15
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	3,38	6,58	1,02	21,56	1,42	5,05	18,27	1,17	0,13	0,30
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	0,95	1,74	0,71	5,50	0,39	1,52	5,23	0,31	0,01	0,04
Benzo(a)pireno (mg/kg)	2,51	4,84	0,37	16,04	1,01	3,84	14,18	0,81	0,06	0,18
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	2,51	3,30	0,19	15,41	0,65	2,50	13,04	0,76	0,08	0,17
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	0,40	1,06	0,05	2,29	0,20	0,84	2,02	0,26	0,07	0,11
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	2,30	2,73	0,22	14,32	0,62	2,12	11,99	0,70	0,05	0,13
<b>ΣHMWPAHs</b>	<b>27,37</b>	<b>45,23</b>	<b>5,49</b>	<b>193,63</b>	<b>12,70</b>	<b>46,80</b>	<b>161,21</b>	<b>10,32</b>	<b>0,93</b>	<b>2,14</b>
<b>Σ16PAHs</b>	<b>34,26</b>	<b>60,92</b>	<b>6,25</b>	<b>245,31</b>	<b>14,94</b>	<b>57,01</b>	<b>192,12</b>	<b>12,81</b>	<b>1,12</b>	<b>2,66</b>
<b>ΣHMWPAHs/ ΣLMWPAHs</b>	<b>3,97</b>	<b>2,88</b>	<b>7,21</b>	<b>3,75</b>	<b>5,67</b>	<b>4,58</b>	<b>5,22</b>	<b>4,14</b>	<b>4,77</b>	<b>4,10</b>
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs</b>	<b>4,14</b>	<b>7,93</b>	<b>0,67</b>	<b>26,54</b>	<b>1,63</b>	<b>6,24</b>	<b>22,92</b>	<b>1,48</b>	<b>0,17</b>	<b>0,38</b>
<b>(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	<b>4,11</b>	<b>7,86</b>	<b>0,66</b>	<b>26,30</b>	<b>1,62</b>	<b>6,18</b>	<b>22,75</b>	<b>1,47</b>	<b>0,17</b>	<b>0,38</b>
<b>(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs</b>	<b>4,83</b>	<b>8,48</b>	<b>0,82</b>	<b>30,74</b>	<b>1,77</b>	<b>6,66</b>	<b>26,56</b>	<b>1,59</b>	<b>0,15</b>	<b>0,36</b>

ΣLMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

ΣHMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

(TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

(MEQ<sub>BaP</sub>) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

ΣHMWPAHs/ ΣLMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

Σ16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental

Todas las muestras de Cabo Peñas muestran una relación  $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$  superior a 1, con un rango de 1,88 (MLL-1) a 104,81 (MBA-1). Estos valores son consistentes con lo determinado en las zonas anteriormente descritas, donde predominan los PAHs de alto peso molecular (Tabla 10.7 y Tabla 10.8).

Para la zona de Gijón (Figura 9.1) se analizaron 12 muestras procedente de las playas El Arbeyal (3), Poniente (2) y San Lorenzo (7). Las concentraciones de PAHs en estas playas se detallan en la Tabla 10.9. En Gijón, el rango de  $\Sigma 16\text{PAHs}$  es de 174,0 mg/kg a 0,37 mg/kg, con un promedio de 49,28 mg/kg. Los rangos específicos son 174,0 – 0,37 mg/kg para San Lorenzo, 112,2 – 3,40 mg/kg para Poniente y 34,60 – 11,5 mg/kg para Arbeyal. Los valores medios de  $\Sigma 16\text{PAHs}$  son 53,69 mg/kg, 57,84 mg/kg y 23,09 mg/kg, respectivamente (Tabla 10.9).

La relación  $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$  en las playas urbanas de Gijón varía de 5,15 a 0,32, siendo superior a 1 en 11 de las 12 muestras, indicando una mayor presencia de PAHs de alto peso molecular, similar a las otras zonas estudiadas (Tabla 10.9).

La distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos se muestra en la Figura 10.2 para la desembocadura del Nalón, Figura 10.3 para el litoral de Castrillón, Figura 10.4 para la ría de Avilés, Figura 10.5 para el área de Cabo Peñas y Figura 10.6 para las playas de Gijón.

La distribución según el número de anillos sigue un patrón similar para todas las playas estudiadas. Generalmente, los PAHs más abundantes son los de 3-4 anillos (acenaftileno, acenafteno, fenantreno, antraceno / fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno y criseno), seguidos por los de 5 y 6 anillos (benzo(k)fluoranteno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno / indeno(1,2,3-c,d)pireno, benzo(g,h,i)perileno), con los de 2 anillos en último lugar (naftaleno).

**Tabla 10.9** Concentración de los 16 PAHs de interés,  $\Sigma$ LMWPAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs, (TEQBaP) 16 PAHs, (TEQBaP) 8 PAHs, (MEQBaP) 8 PAHs,  $\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs y  $\Sigma$ 16PAHs para las muestras del playón de El Arbeyal (M9 y M42), Poniente (M11 y M47) y San Lorenzo (M14, M26, M29, M34, M31, M36 y M38) en Gijón.

Muestra	M9	M42	M11	M47	M14	M26	M29	M34	M32	M31	M36	M38
Naftaleno (mg/kg)	1,47	0,20	0,32	3,20	8,95	0,85	0,00	1,52	2,80	1,16	0,25	2,99
Acenaftileno (mg/kg)	0,21	0,09	0,01	0,71	0,28	0,24	0,00	0,23	0,39	0,21	0,04	0,91
Acenafteno (mg/kg)	0,22	0,04	0,00	0,62	0,13	0,25	0,00	0,39	0,61	0,23	0,03	0,71
Fluoreno (mg/kg)	0,53	0,14	0,06	1,60	1,19	0,81	0,00	0,97	1,83	0,66	0,17	2,50
Fenantreno (mg/kg)	3,50	1,02	0,52	13,21	8,63	5,90	0,06	6,11	11,61	4,85	1,12	19,74
Antraceno (mg/kg)	1,38	0,38	0,13	4,94	9,68	2,14	0,02	2,18	4,01	1,76	0,46	8,73
<b><math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	<b>7,31</b>	<b>1,87</b>	<b>1,04</b>	<b>24,28</b>	<b>28,86</b>	<b>10,19</b>	<b>0,08</b>	<b>11,40</b>	<b>21,25</b>	<b>8,87</b>	<b>2,07</b>	<b>35,58</b>
Fluoranteno (mg/kg)	6,09	2,04	0,54	23,31	0,59	8,91	0,06	8,25	15,79	7,70	1,59	37,52
Pireno (mg/kg)	4,15	1,41	0,38	15,30	1,17	6,16	0,05	5,87	11,06	5,61	1,13	25,96
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	3,23	1,14	0,27	10,56	0,91	3,91	0,03	3,81	7,36	3,40	0,81	15,03
Criseno (mg/kg)	2,93	0,98	0,29	8,70	2,27	3,21	0,03	3,28	6,15	2,91	0,68	12,17
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	3,45	1,40	0,30	10,72	1,10	3,75	0,03	3,68	7,00	3,55	0,71	16,37
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	1,15	0,47	0,11	3,44	1,03	1,26	0,02	1,23	2,25	1,11	0,31	5,80
Benzo(a)pireno (mg/kg)	2,69	0,99	0,22	8,14	0,70	3,04	0,03	2,89	5,51	2,90	0,60	13,28
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	1,59	0,52	0,13	3,44	0,21	1,45	0,01	1,28	2,31	1,39	0,26	5,33
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	0,52	0,19	0,06	1,15	0,30	0,52	0,01	0,42	0,82	0,49	0,10	1,88
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	1,58	0,49	0,15	3,16	1,08	1,46	0,02	1,27	2,26	1,48	0,26	5,08
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs</b>	<b>27,38</b>	<b>9,63</b>	<b>2,45</b>	<b>87,92</b>	<b>9,36</b>	<b>33,67</b>	<b>0,29</b>	<b>31,98</b>	<b>60,51</b>	<b>30,54</b>	<b>6,45</b>	<b>138,42</b>
<b><math>\Sigma</math>16PAHs</b>	<b>34,69</b>	<b>11,50</b>	<b>3,49</b>	<b>112,20</b>	<b>38,22</b>	<b>43,86</b>	<b>0,37</b>	<b>43,38</b>	<b>81,76</b>	<b>39,41</b>	<b>8,52</b>	<b>174,00</b>
<b><math>\Sigma</math>HMWPAHs/ <math>\Sigma</math>LMWPAHs</b>	<b>3,75</b>	<b>5,15</b>	<b>2,36</b>	<b>3,62</b>	<b>0,32</b>	<b>3,30</b>	<b>3,63</b>	<b>2,81</b>	<b>2,85</b>	<b>3,44</b>	<b>3,12</b>	<b>3,89</b>
<b>(TEQBaP) 16 PAHs</b>	<b>4,23</b>	<b>1,56</b>	<b>0,37</b>	<b>12,33</b>	<b>1,48</b>	<b>4,69</b>	<b>0,05</b>	<b>4,40</b>	<b>8,39</b>	<b>4,42</b>	<b>0,93</b>	<b>19,76</b>
<b>(TEQBaP) 8 PAHs</b>	<b>4,20</b>	<b>1,55</b>	<b>0,37</b>	<b>12,22</b>	<b>1,36</b>	<b>4,64</b>	<b>0,05</b>	<b>4,36</b>	<b>8,31</b>	<b>4,38</b>	<b>0,92</b>	<b>19,59</b>
<b>(MEQBaP) 8 PAHs</b>	<b>4,60</b>	<b>1,68</b>	<b>0,39</b>	<b>13,15</b>	<b>1,56</b>	<b>5,00</b>	<b>0,05</b>	<b>4,72</b>	<b>8,91</b>	<b>4,73</b>	<b>0,99</b>	<b>21,07</b>

$\Sigma$ LMWPAHs - Sumatorio de PAHs de bajo peso molecular

$\Sigma$ HMWPAHs - Sumatorio de PAHs de alto peso molecular

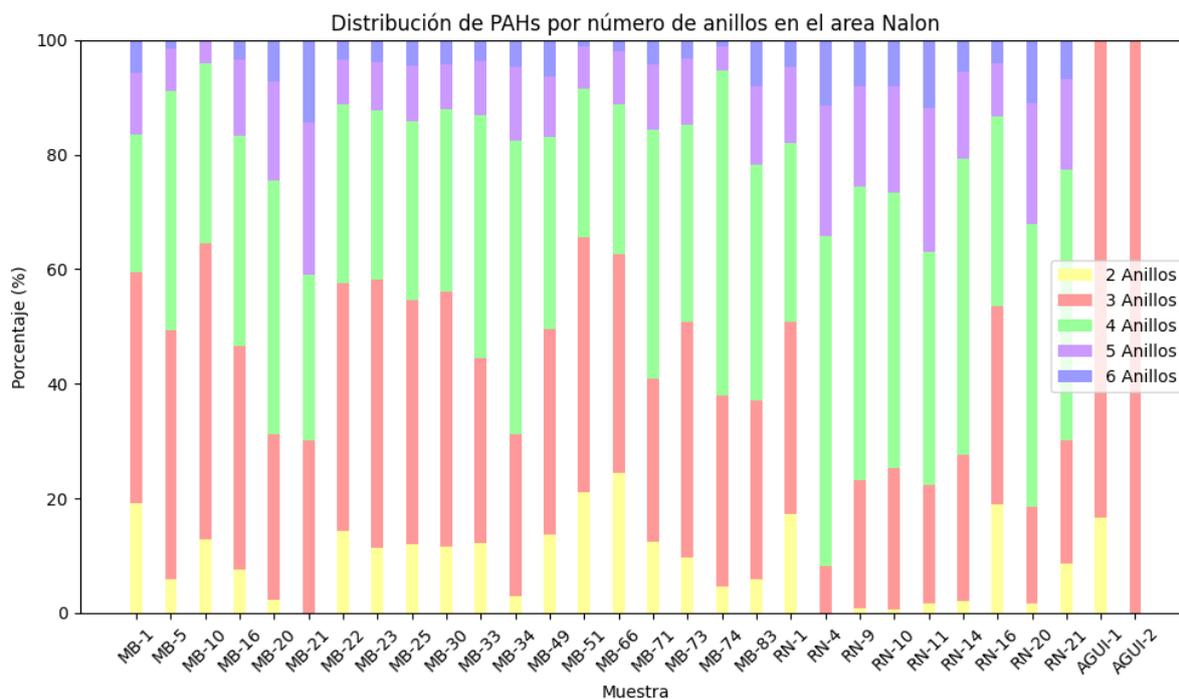
(TEQBaP) 16 PAHs - Potencial carcinogénico para los 16PAHs

(TEQBaP) 8 PAHs - Potencial carcinogénico para los 8PAHs

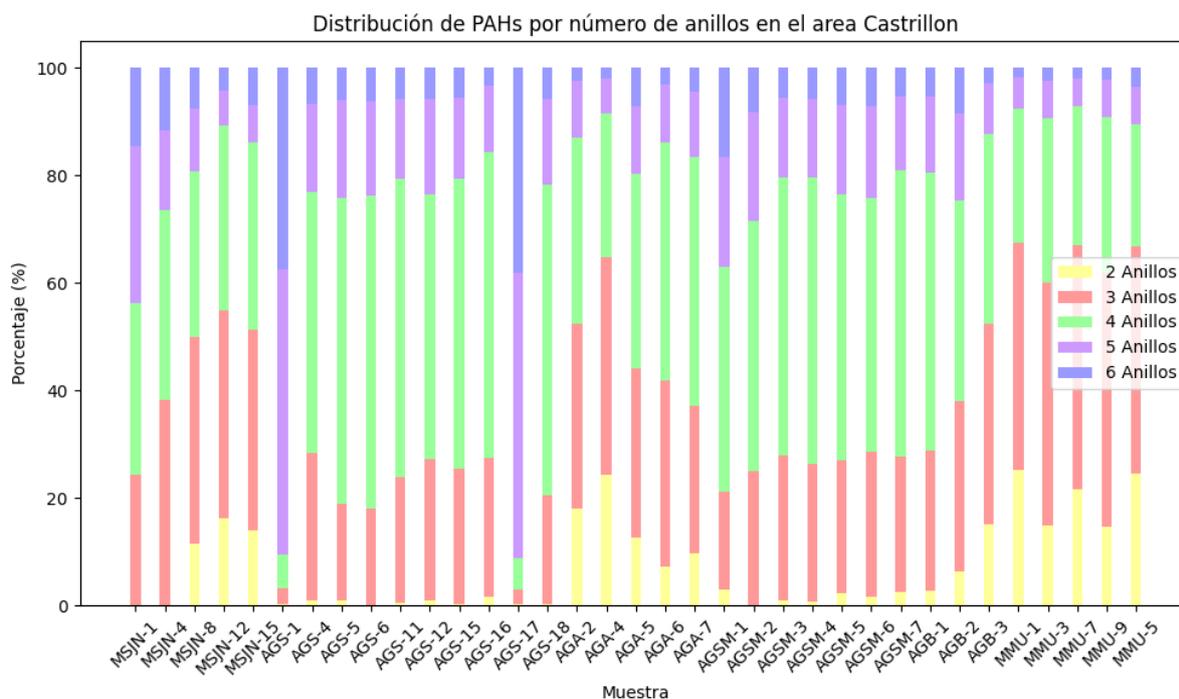
(MEQBaP) 8 PAHs - Potencial mutagénico para los 8 PAHs

$\Sigma$ HMWPAHs/  $\Sigma$ LMWPAHs - Ratio entre PAHs de alto peso molecular y bajo peso molecular

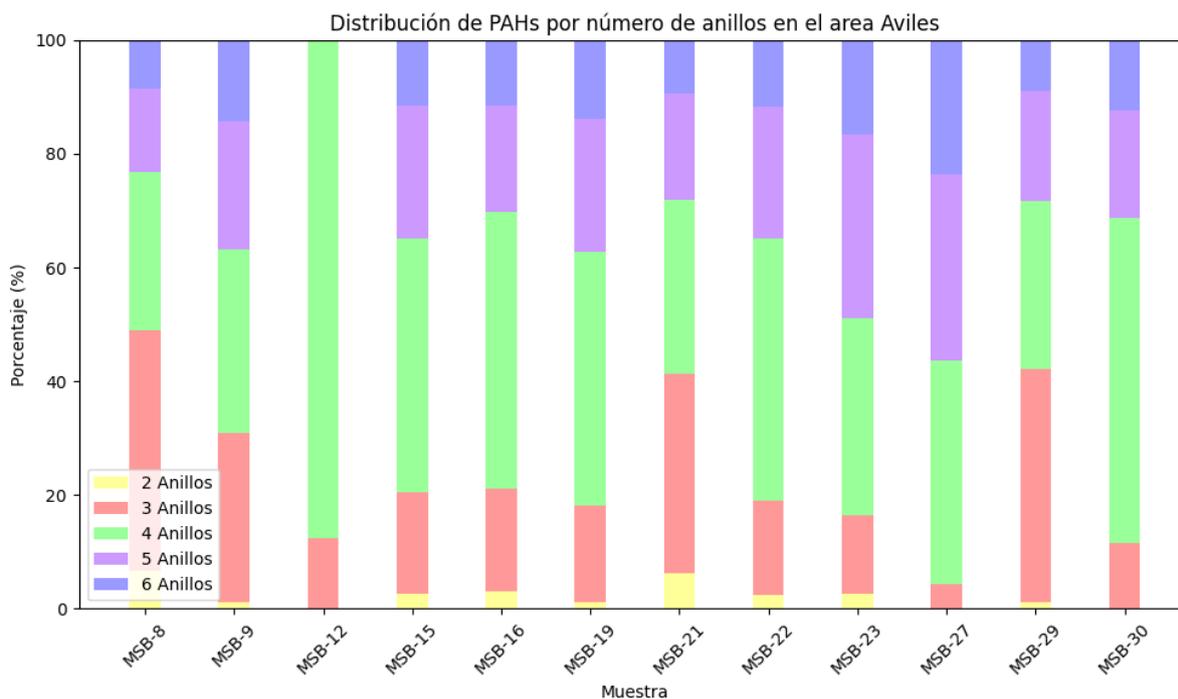
$\Sigma$ 16PAHs - Sumatorio de los 16 PAHs de interés medioambiental



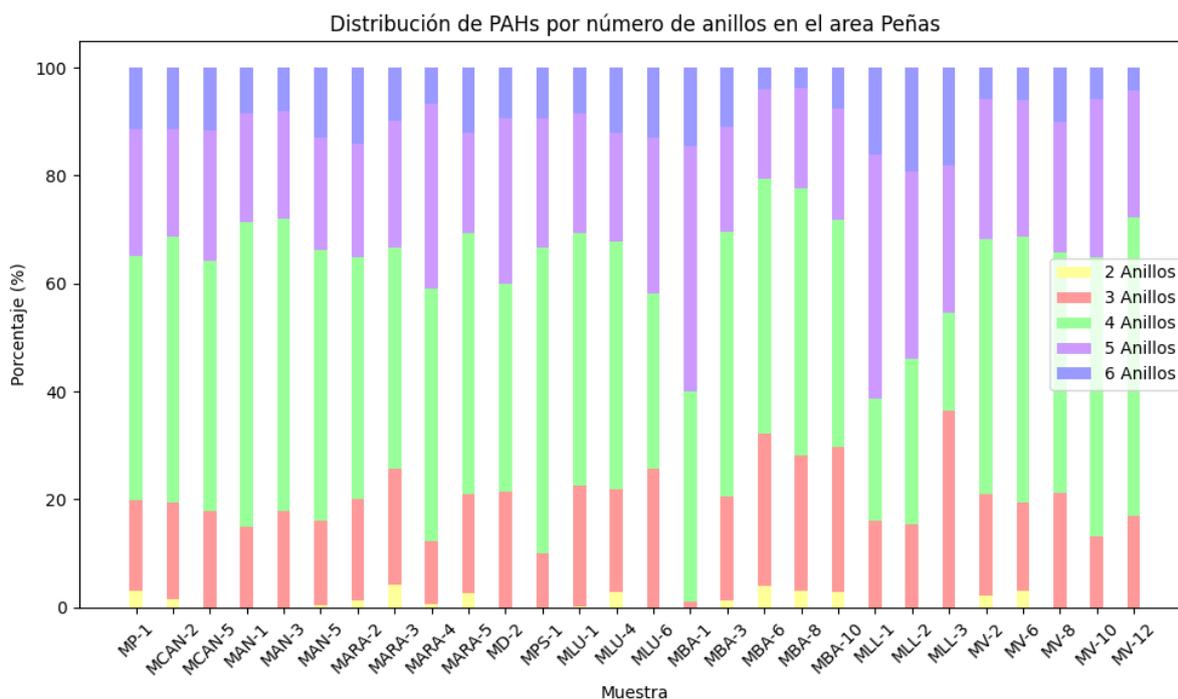
**Figura 10.2** Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para la desembocadura del Nalón.



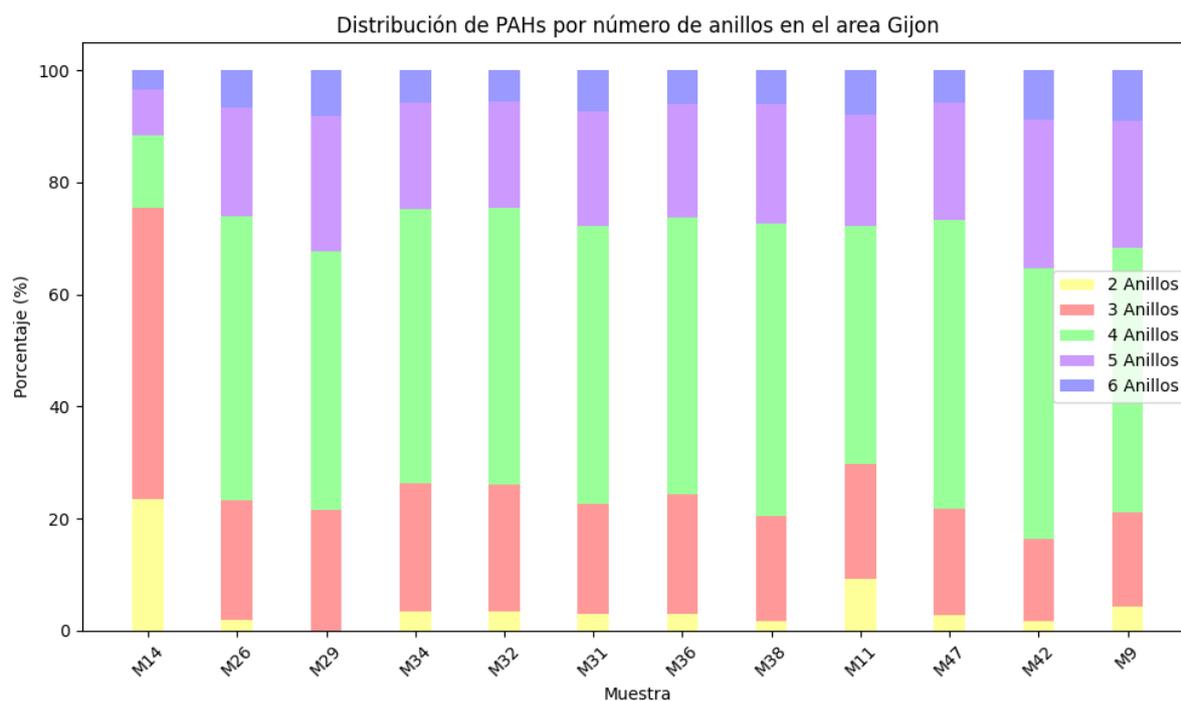
**Figura 10.3** Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las muestras del litoral de Castrillón.



**Figura 10.4** Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las muestras de San Balandrán (ría de Avilés).



**Figura 10.5** Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las muestras de Cabo Peñas.



**Figura 10.6** Distribución de los PAHs según el número de anillos aromáticos para las playas de Gijón.

Sin embargo, existen algunas excepciones a esta tendencia. Por ejemplo, en la zona del Nalón, las muestras procedentes del Aguilar solo contienen PAHs de 2 y 3 anillos (Figura 10.2), los cuales pueden haber sido fácilmente transportados y depositados por el viento. En la zona de Castrillón, algunas muestras (AGS-1 y AGS-16) muestran un predominio de PAHs de 5 y 6 anillos, con porcentajes notablemente mayores que en el resto de las playas (Figura 10.3). En la zona de Avilés, la muestra MSB-12 solo contiene PAHs de 3 y 4 anillos aromáticos. Por último, en la muestra M-14 de Gijón predominan los PAHs de 3 y 2 anillos sobre el resto (Figura 10.6).

Se ha establecido una concentración media de 100,05 mg/kg para  $\sum 16$ PAHs en la C.C.A., con valores que oscilan entre un contenido mínimo de 0,03 mg/kg, para El Aguilar (Tabla 10.1), y un máximo de 3473,06 mg/kg, para Salinas (Tabla 10.5). Las concentraciones determinadas

para la mayoría de las playas son notablemente superiores a las documentadas por Navarro-Murillo et al. (2024) para el tramo de costa comprendido entre El Aguilar y Llumeres.

### **10.2.2 Correlación entre el contenido en carbón de las muestras y las concentraciones de PAHs en las playas de la C.C.A.**

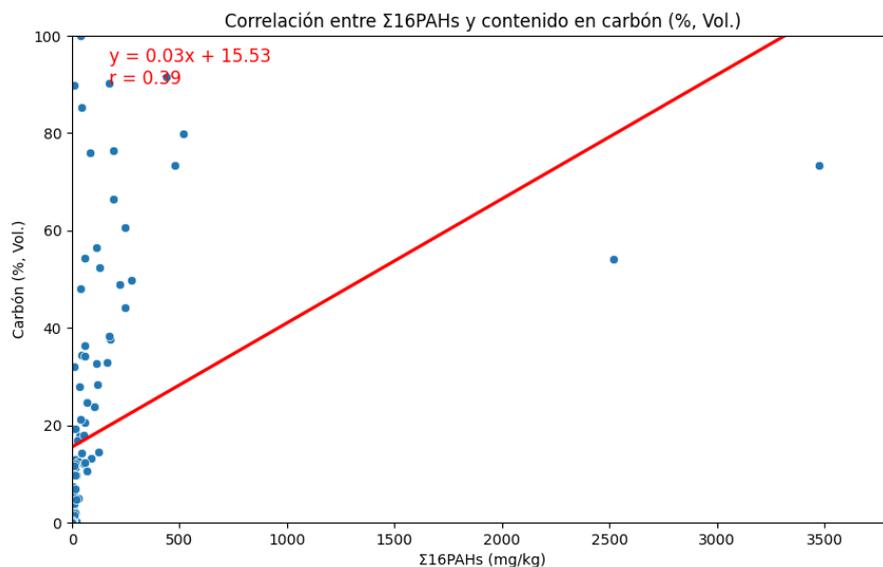
Dada la relación observada entre la presencia de carbón en las playas y los niveles de concentración de PAHs en las mismas (Figura 10.1), y la relación existente entre los PAHs y el carbón (Sección 10.1.1), se decidió calcular la correlación de Pearson entre el  $\Sigma 16\text{PAHs}$  y el contenido de carbón en las muestras.

Para el total de las muestras analizadas, la correlación de Pearson entre el contenido de carbón y el  $\Sigma 16\text{PAHs}$  fue de 0,39 (Figura 10.7), lo que indica una correlación positiva, aunque no fuerte. Sin embargo, al excluir las muestras de la playa de Salinas, que presentaban valores anormalmente altos, la correlación aumenta a 0,70 utilizando los valores individuales de las muestras, y a 0,76 al considerar los valores medios por playa.

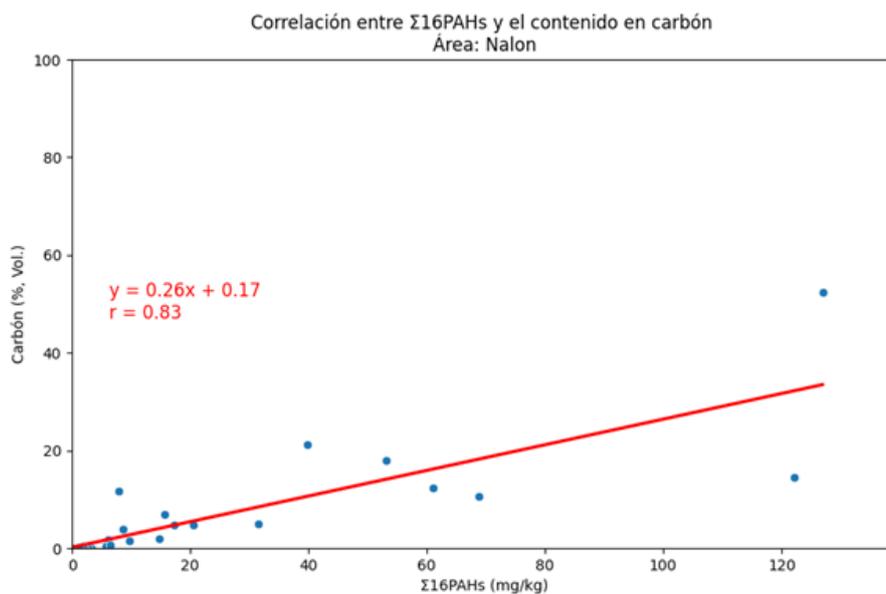
Al analizar por áreas, se encontraron los siguientes coeficientes de correlación entre el contenido de carbón y el  $\Sigma 16\text{PAHs}$ : 0,83 para el área del Nalón (Figura 10.8), 0,54 para el litoral de Castrillón (Figura 10.9), 0,31 para Avilés (Figura 10.10), 0,94 para el área de Cabo Peñas (Figura 10.11) y 0,44 para las playas de Gijón (Figura 10.12).

Al examinar los datos por áreas, se observa una correlación fuerte en la desembocadura del Nalón ( $r = 0,83$ ) y el área de Cabo Peñas ( $r = 0,94$ ), lo que sugiere que los PAHs en estas zonas están mayoritariamente relacionados con el contenido de carbón en las muestras. En contraste, las áreas de Castrillón ( $r = 0,54$ ) y Gijón ( $r = 0,44$ ) presentan una correlación moderada, lo que indica la posible existencia de fuentes adicionales de PAHs además del carbón. Avilés presenta la correlación más baja ( $r = 0,31$ ), lo que podría deberse a la baja presencia de carbón en las

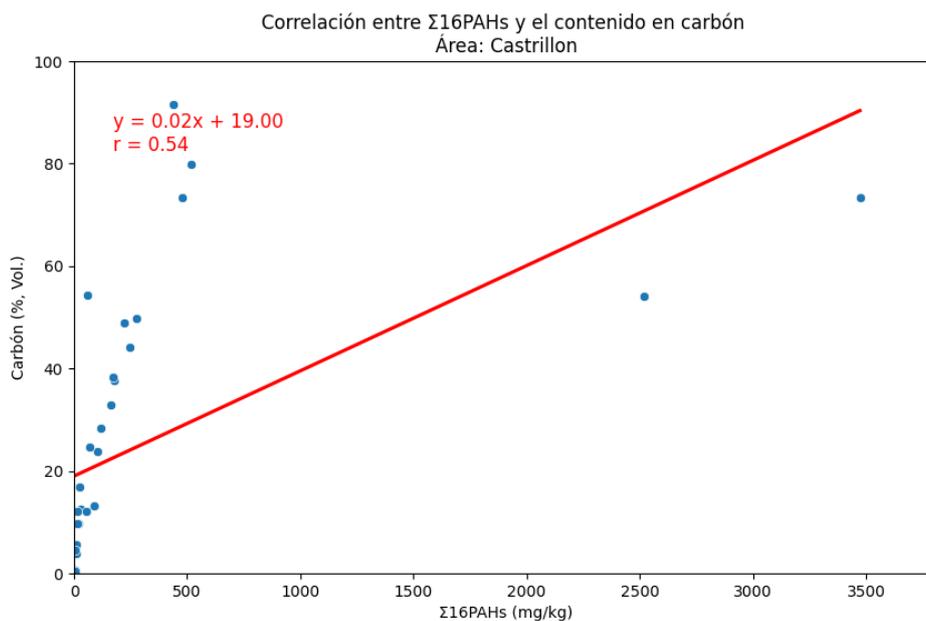
muestras y sugiere que la principal fuente de PAHs en esta área proviene de los procesos de conversión y combustión del carbón y coque (Tomillo et al., 2024).



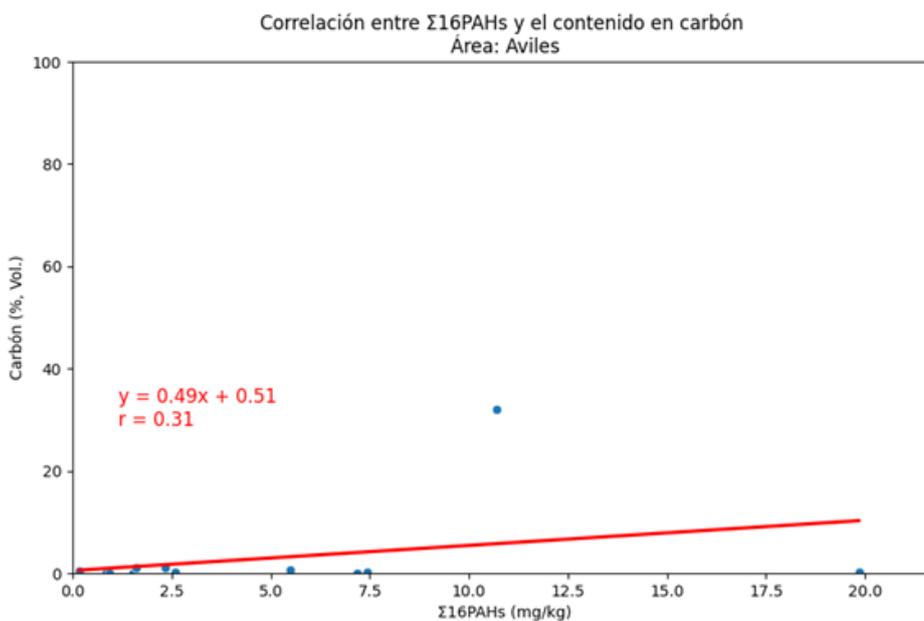
**Figura 10.7** Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el  $\Sigma 16\text{PAHs}$  para las muestras de toda la C.C.A.



**Figura 10.8** Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el  $\Sigma 16\text{PAHs}$  para las muestras de la desembocadura del Nalón.



**Figura 10.9** Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el  $\Sigma 16\text{PAHs}$  para las muestras del litoral de Castrillón.



**Figura 10.10** Correlación de Pearson entre el contenido en carbón (% Vol.) y el  $\Sigma 16\text{PAHs}$  para las muestras de San Balandrán (Ría de Avilés).



### 10.2.3 Evaluación del riesgo para el medio ambiente y la salud humana.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), especialmente los de alto peso molecular, son contaminantes persistentes que pueden tener efectos adversos significativos tanto en los ecosistemas como en la salud humana (Bianco et al., 2023). Las muestras analizadas en este estudio se encuentran principalmente en áreas donde actividades recreativas como el baño, la pesca y deportes acuáticos son frecuentes, especialmente durante los meses de verano (SITPA - IDEAS, 2023).

#### 10.2.3.1 Medio Ambiente.

La clasificación propuesta por Maliszewska-Kordybach (1996) para suelos contaminados con hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) categoriza el nivel de contaminación del suelo según el valor de  $\Sigma 16\text{PAHs}$ . Esta clasificación se divide en cuatro categorías: no contaminados (<0,2 mg/kg), poco contaminados (0,2 - 0,6 mg/kg), contaminados (0,6 - 1 mg/kg) y altamente contaminados (>1 mg/kg).

De las 117 muestras analizadas, 100 se clasificaron como altamente contaminadas (85,57 %), 5 como contaminadas (4,27 %), 9 como poco contaminadas (7,69 %) y 3 como no contaminadas (2,56 %) (Tabla 10.10). Las tres muestras clasificadas como no contaminadas provienen de la playa del Aguilar (AGUI-1, AGUI-2) y de la ría de Avilés (MSB-12).

**Tabla 10.10** Clasificación de las muestras analizadas, divididas en áreas, de acuerdo con Maliszewska-Kordybach (1996)

	Nº de Muestras					Total
	Nalón	Castrillón	Avilés	Peñas	Gijón	
No contaminadas (<0.2 ppm)	2	-	1	-	-	3
Poco contaminadas (0.2 - 0.6 ppm)	-	4	-	4	1	9
Contaminadas (0.6 - 1 ppm)	1	1	2	1	-	5
Altamente contaminadas (>1 ppm)	27	30	9	23	11	100

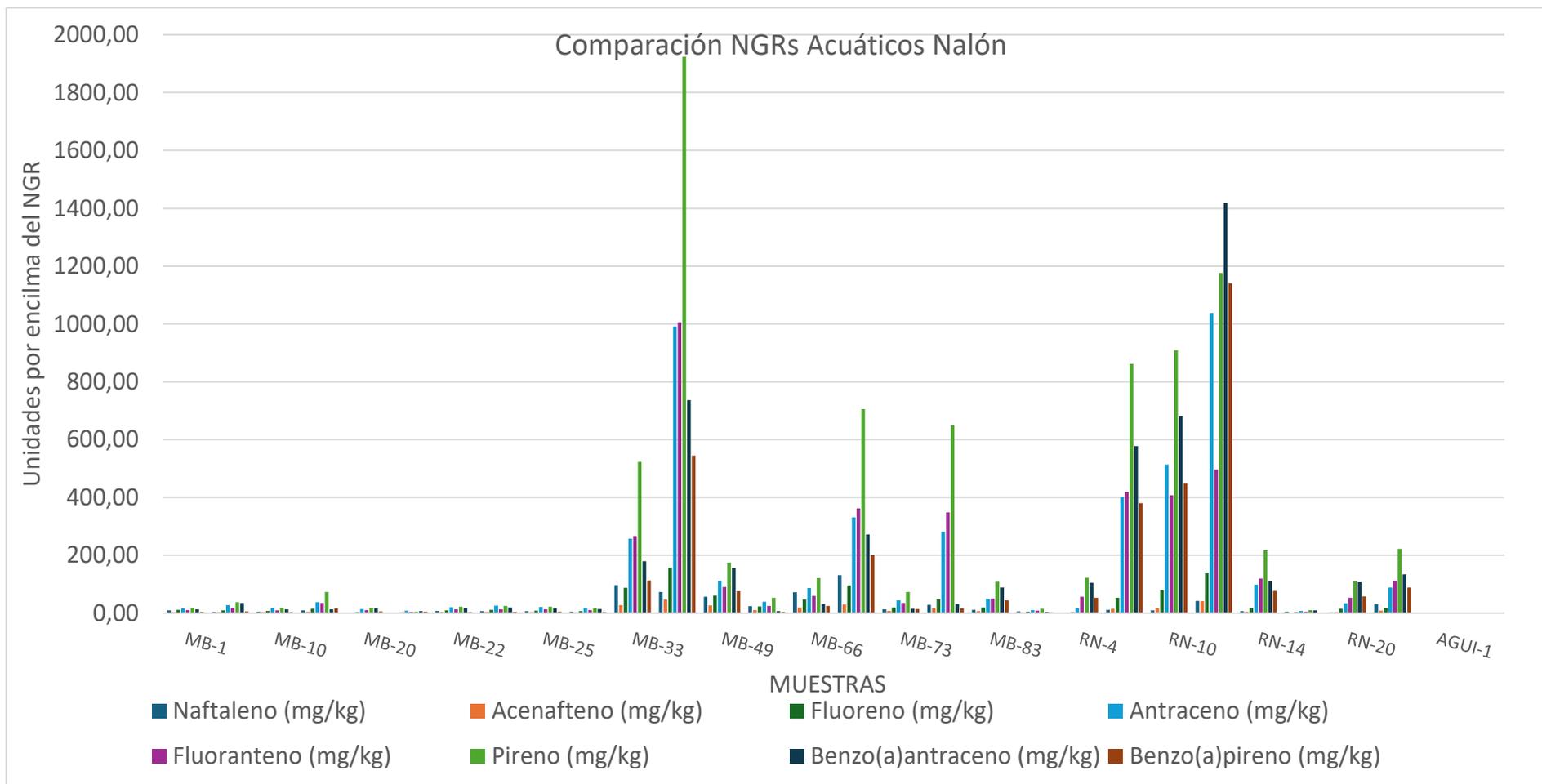
Para determinar el riesgo que los PAHs representan para los ecosistemas acuáticos, se compararon las concentraciones de naftaleno, acenafteno, fluoreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno y benzo(a)pireno con los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) establecidos para estos compuestos (Ministerio de la Presidencia, 2005). Los valores del NGR para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos se presentan en la Tabla 4.8.

La Tabla 10.11 resume los resultados de esta comparación, agrupados por áreas. Los datos indican que más del 90 % de las muestras presentan concentraciones de antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno y benzo(a)pireno superiores a los valores del NGR. Además, el 88,89 % de las muestras excede el NGR para el fluoreno, el 70,94 % para el acenafteno y el 63,25 % para el naftaleno (Tabla 10.11).

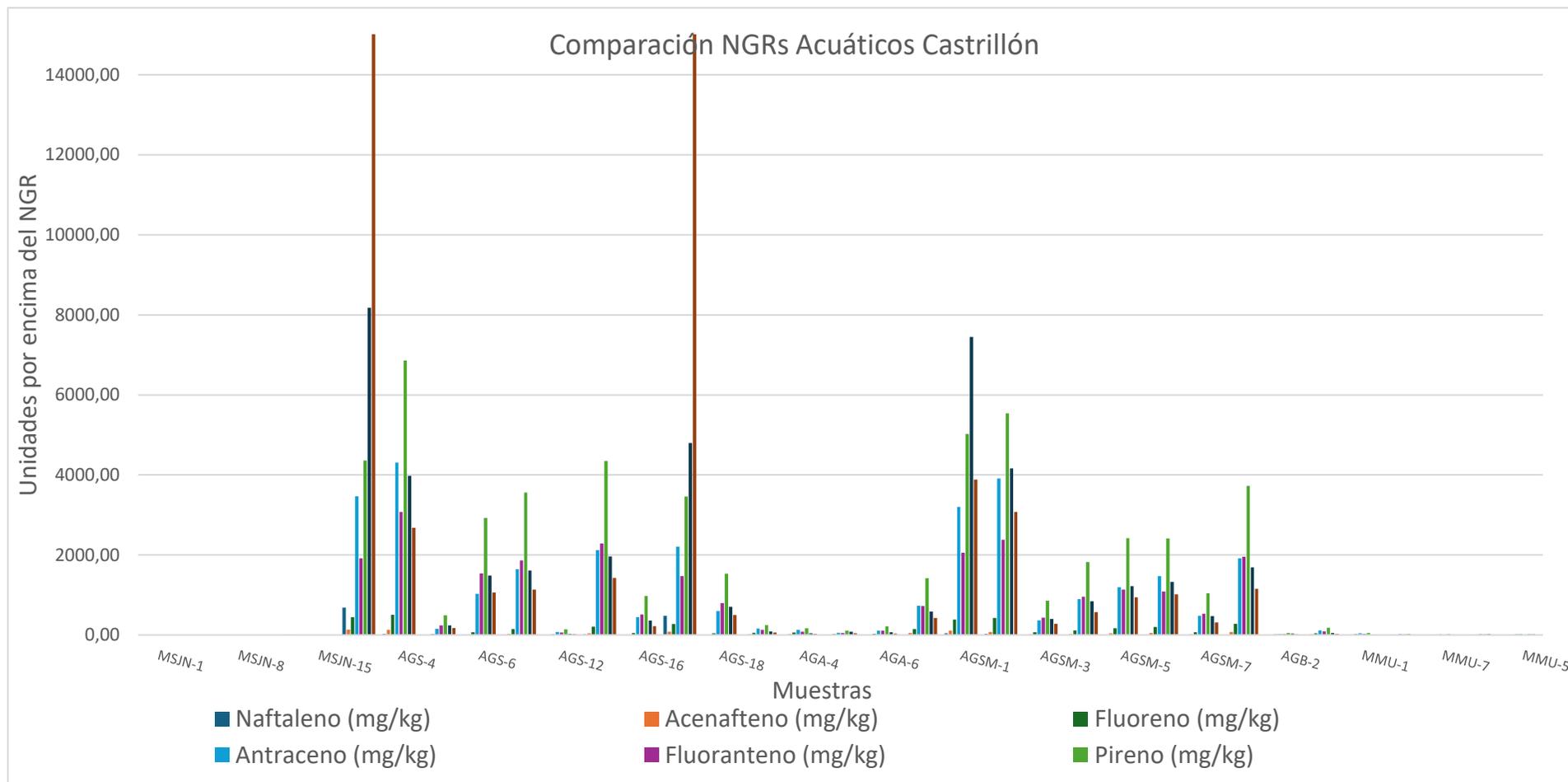
Los resultados detallados por áreas se muestran en la Figura 10.13 (Nalón), Figura 10.14 (Castrillón), Figura 10.15 (Avilés), Figura 10.16 (Peñas) y Figura 10.17 (Gijón). En particular, el benzo(a)pireno alcanzó niveles hasta 68,536.10 unidades por encima del NGR en la playa de Salinas (AGS-1), y el benzo(a)antraceno hasta 8,178.96 unidades por encima del NGR en la misma muestra (Figura 10.14).

**Tabla 10.11** Numero de muestras, por área, cuyas concentraciones superan los Niveles Genéricos de Referencia.

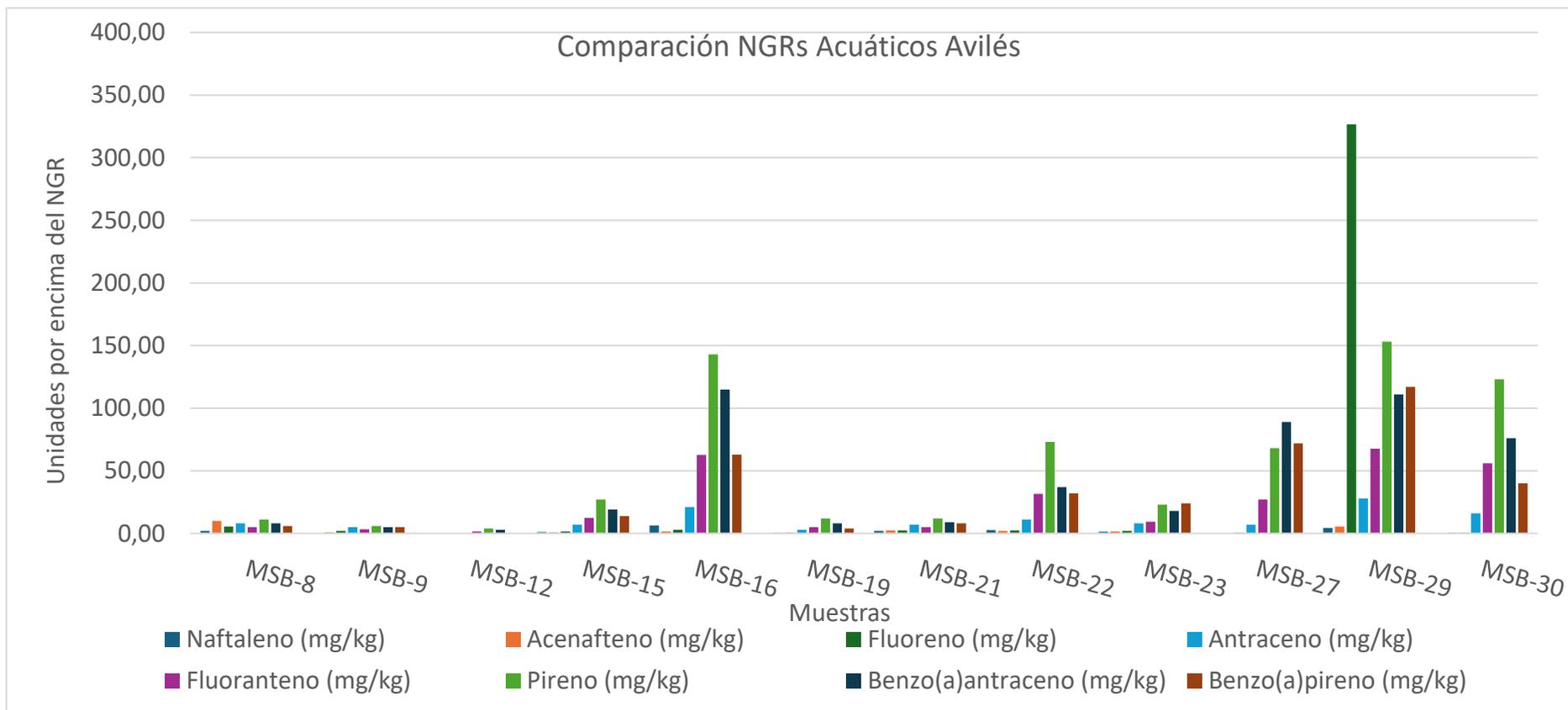
	Nº Muestras por encima del NGR						% Total Muestras
	Nalon	Castrillón	Avilés	Peñas	Gijón	Total	
<b>Naftaleno</b>	25	18	7	13	11	74	63,25
<b>Acenafteno</b>	25	30	6	12	10	83	70,94
<b>Fluoreno</b>	28	35	8	22	11	104	88,89
<b>Antraceno</b>	30	35	11	28	12	116	99,15
<b>Fluoranteno</b>	28	35	12	27	12	114	97,44
<b>Pireno</b>	28	35	12	26	12	113	96,58
<b>Benzo(a)antraceno</b>	28	35	12	27	12	114	97,44
<b>Benzo(a)pireno</b>	28	30	11	27	12	108	92,31



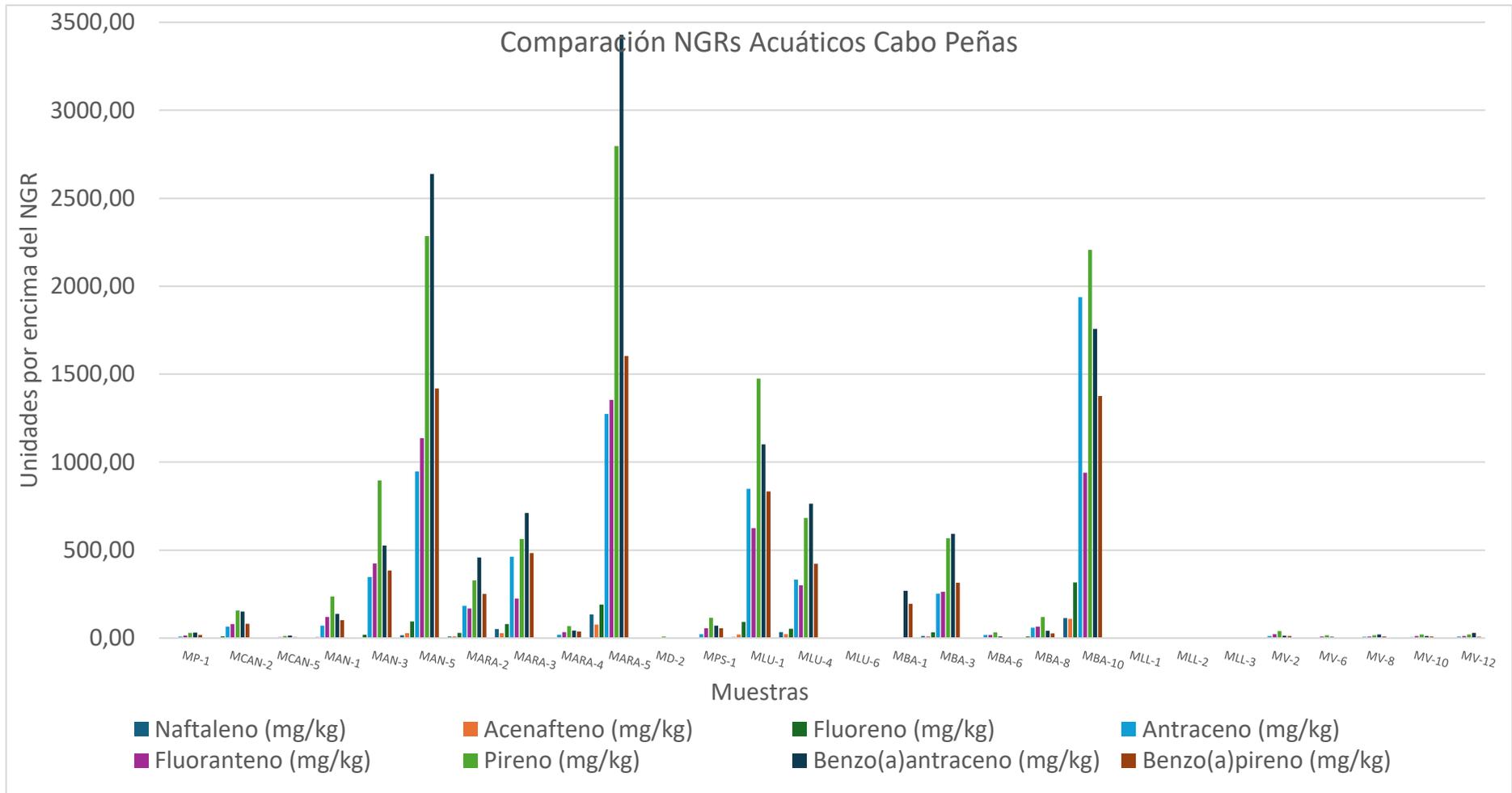
**Figura 10.13** Comparación entre Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para la desembocadura del Nalón.



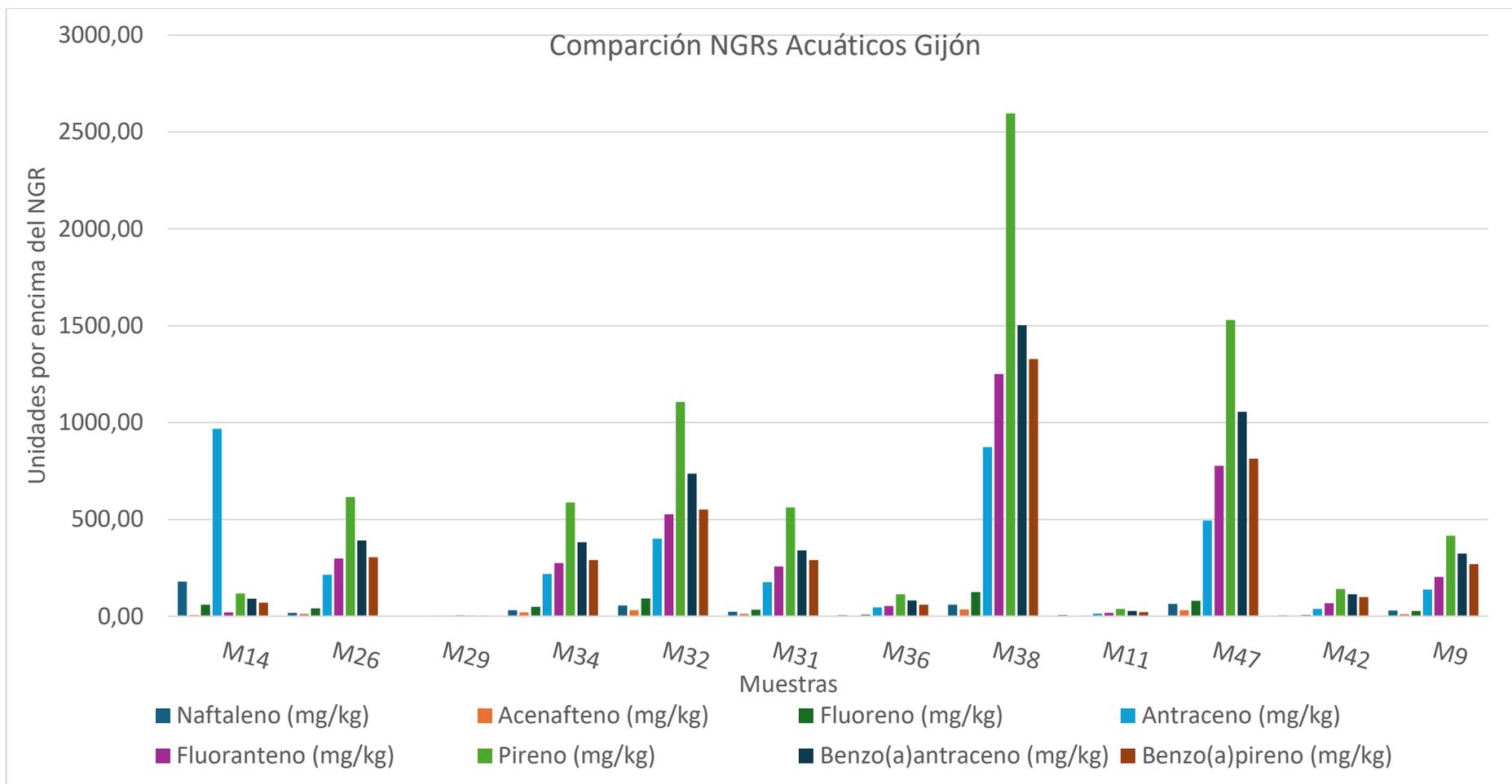
**Figura 10.14** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005 y el contenido de las muestras para el litoral de Castrillón.



**Figura 10.15** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para San Balandrán (ría de Avilés).



**Figura 10.16** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido para las muestras del área de Cabo Peñas.



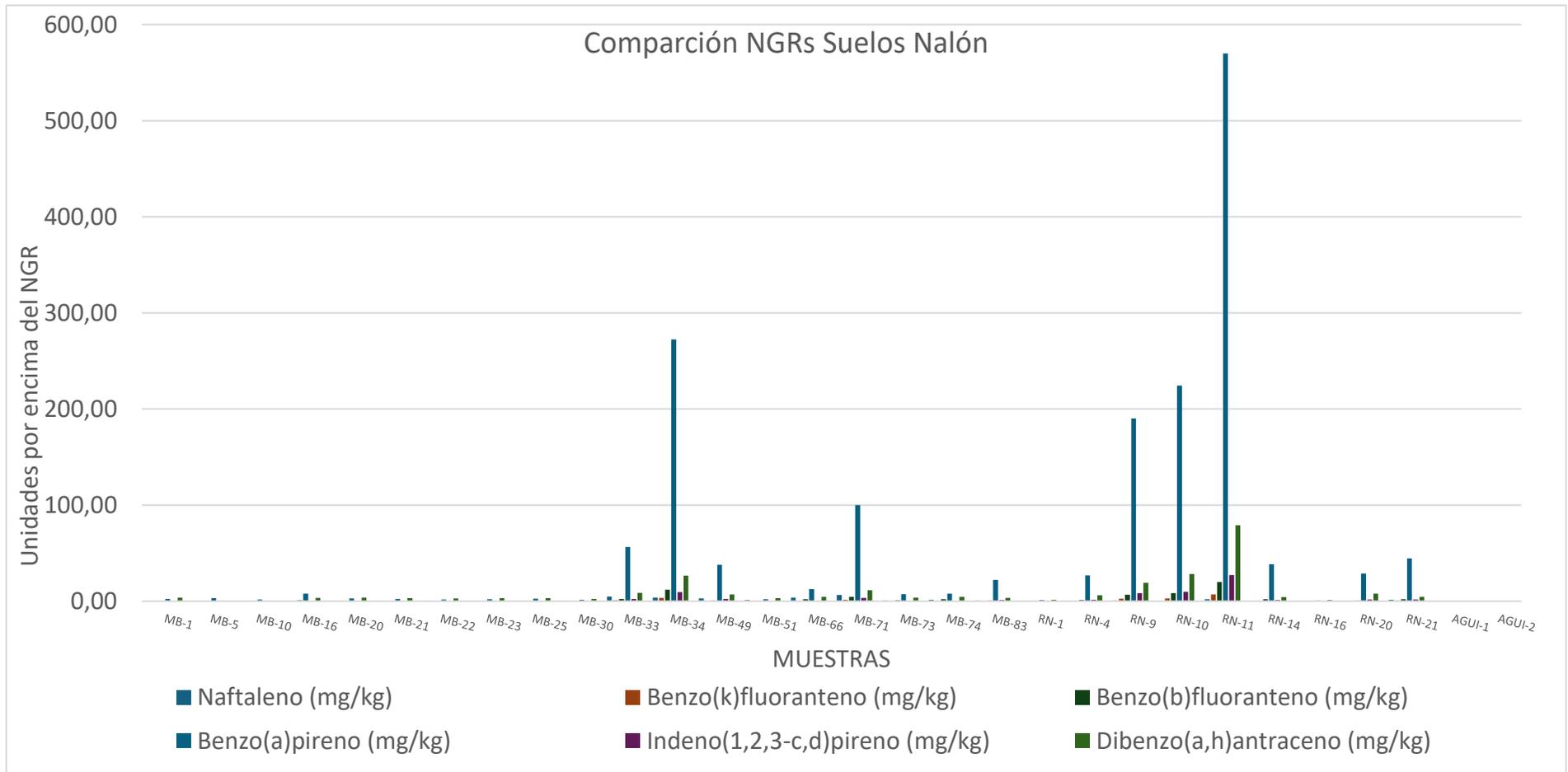
**Figura 10.17** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para la protección de ecosistemas con organismos acuáticos (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para las playas de Gijón.

Estos resultados indican que tanto los PAHs de bajo como de alto peso molecular están presentes en niveles superiores a los NGR establecidos para la protección de ecosistemas acuáticos en las playas de la Costa Central Asturiana (C.C.A.).

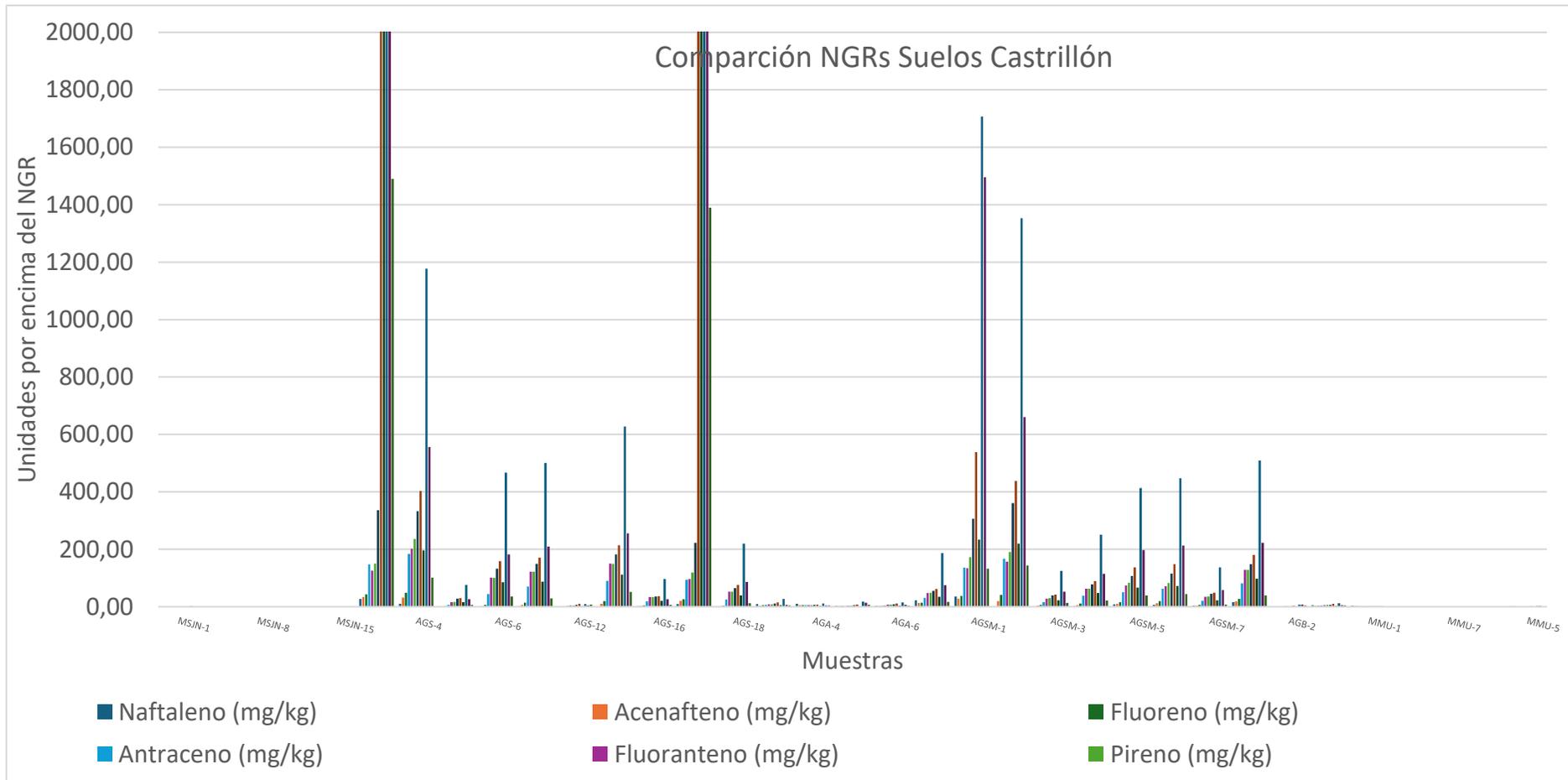
Según los criterios para la identificación de suelos que requieren una valoración de riesgos (Real Decreto 9/2005, Anexo IV), que estipulan que deben incluirse en esta categoría aquellos suelos donde la concentración de algún PAH supere los NGR, la mayoría de las muestras analizadas indican la necesidad de una evaluación de riesgos más detallada del sedimento de las playas. Esta evaluación debería incluir ensayos de toxicidad, como el ensayo de inhibición del crecimiento en algas (OCDE 201), para poder clasificar estos suelos como contaminados (Ministerio de la Presidencia, 2005)

Además, se compararon las concentraciones de 12 PAHs con los NGR para otros usos del suelo, incluidos las zonas recreativas (por ejemplo, playas). Estos NGR presentan intervalos de tolerancia mayores que los establecidos para los ecosistemas acuáticos. Según esta comparación, un suelo puede clasificarse como contaminado y potencialmente peligroso para la salud humana cuando las concentraciones de un compuesto superan en 100 veces o más los NGR establecidos para la protección de la salud humana, dependiendo del uso del suelo (industrial, residencial o recreativo) (Real Decreto 9/2005, Anexo III) (Ministerio de la Presidencia, 2005). Los valores de NGR para otros usos del suelo se muestran en la Tabla 4.8.

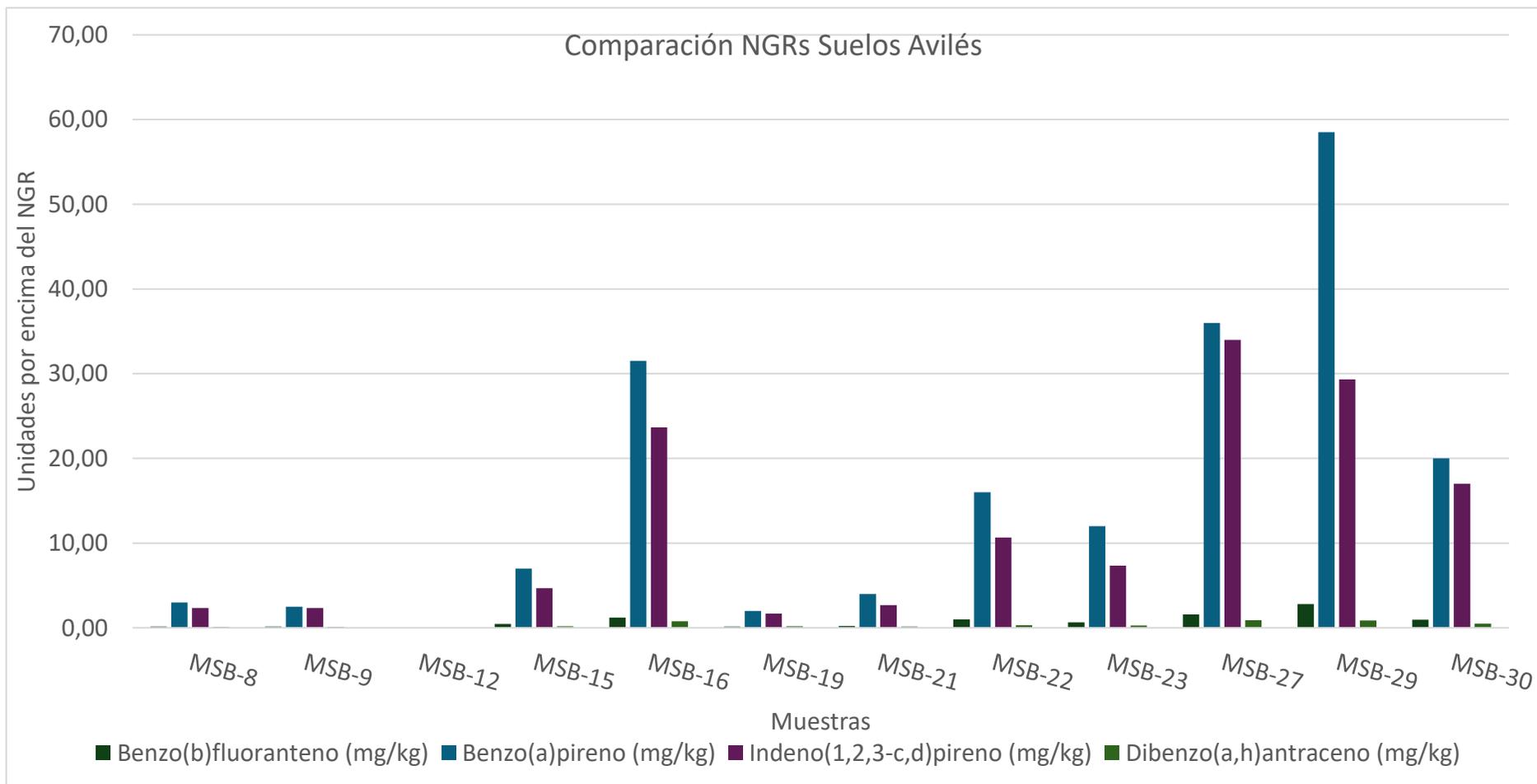
La Figura 10.18 (Nalón), Figura 10.19 (Castrillón), Figura 10.20 (Avilés), Figura 10.21 (Peñas) y Figura 10.22 (Gijón) ilustran los niveles calculados frente a los NGR de suelos para cada compuesto en las diferentes áreas estudiadas, destacando concentraciones elevadas de PAHs de alto peso molecular, como benzo(a)pireno (30,144.56 unidades) e indeno(1,2,3-c,d)pireno (22,213.79 unidades) en Castrillón.



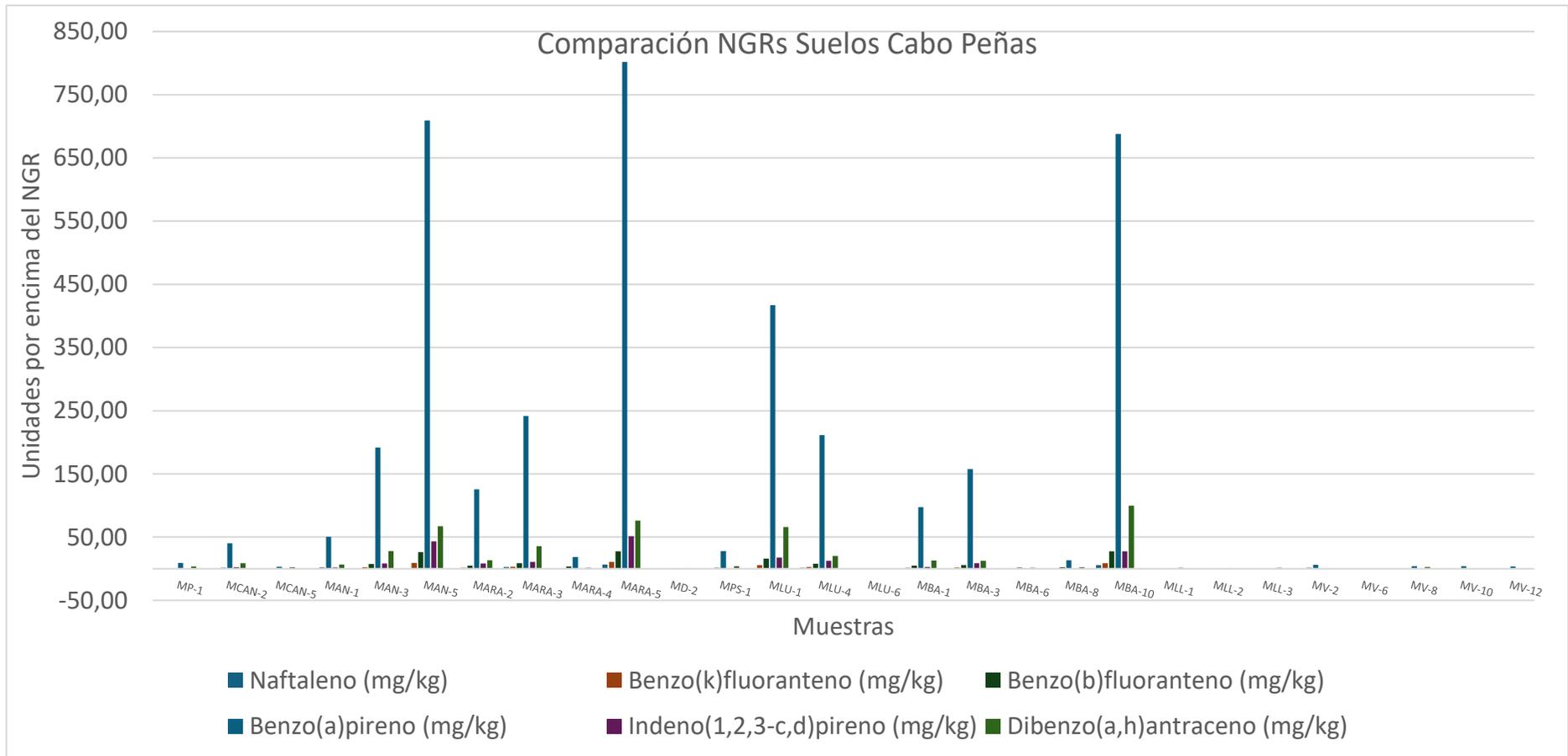
**Figura 10.18** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras para la desembocadura del Nalón.



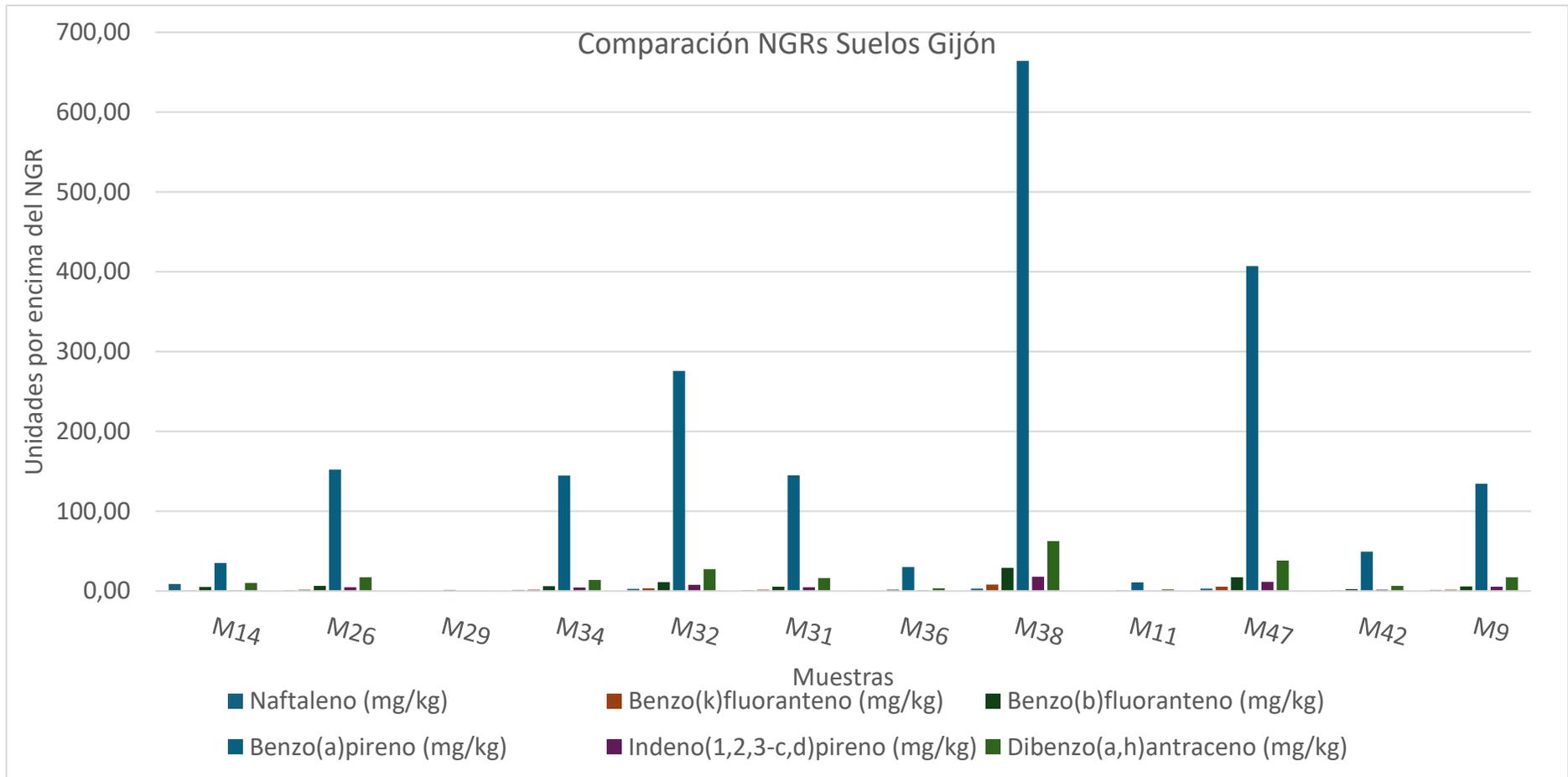
**Figura 10.19** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras del litoral de Castrillón.



**Figura 10.20** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras de San Balandrán (Ría de Avilés).



**Figura 10.21** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las muestras del área de Cabo Peñas.



**Figura 10.22** Comparación entre los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs) para otros usos del suelo (Ministerio de Presidencia, 2005) y el contenido de las playas de Gijón.

La Tabla 10.12 presenta el número de muestras, agrupadas por áreas, que muestran valores superiores al NGR para los 12 PAHs considerados. Entre el 22,22 % y el 41,88 % de las muestras presentan concentraciones por encima del NGR para el naftaleno (36,75 %), acenafteno (22,22 %), fluoreno (25,64 %), antraceno (22,22 %), fluoranteno (36,75 %), pireno (35,90 %), criseno (22,22 %) y benzo(k)fluoranteno (41,88 %) (Tabla 10.12). La mayoría de las muestras que superan el NGR provienen de playas localizadas en el litoral de Castrillón. Cabe destacar el número de muestras que presentan concentraciones superiores al NGR (para otros usos del suelo) para el benzo(b)fluoranteno (55,56 %), benzo(a)pireno (88,03 %) e indeno(1,2,3-c,d)pireno (61,54 %) (Tabla 10.12).

Ninguna de las 117 muestras estudiadas supera 100 veces los valores del NGR para el naftaleno, acenafteno y fluoreno. Menos del 10 % de las muestras presentan valores 100 veces superiores al NGR para el antraceno (3,42 %), fluoranteno (6,84 %), pireno (7,69 %), criseno (9,40 %), benzo(k)fluoranteno (9,40 %), benzo(b)fluoranteno (5,13 %) y dibenzo(a,h)antraceno (4,27 %). Un 10,26 % de las muestras presenta valores 100 veces superiores al NGR para el Indeno(1,2,3-c,d)pireno. De los 12 PAHs considerados, el benzo(a)pireno destaca con un 31,62 % de las muestras presentando valores 100 veces superiores al NGR.

De las 28 localidades (playas) estudiadas en la C.C.A., 13 tienen muestras que podrían considerarse como contaminadas y potencialmente peligrosas para la salud humana. El desglose de estas playas y los PAHs que superan más de 100 veces los valores del NGR se presenta en la Tabla 10.13. San Lorenzo, Poniente, Arbeyal, Antromero, Aramar, Luanco, Bañugues, Arnao, Bayas y la ría del Nalón tienen muestras que superan más de 100 veces el NGR para el benzo(a)pireno. Bahías supera en 100 veces los valores de NGR para fluoranteno, pireno, criseno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno e indeno(1,2,3-c,d)pireno. Las dos playas

restantes, Salinas y Santa María del Mar, presentan valores 100 veces superiores al NGR para todos los PAHs considerados, excepto naftaleno, acenafteno y fluoreno (Tabla 10.13).

**Tabla 10.12** Numero de muestras, por área, cuyas concentraciones sobrepasan el NGR para otros usos del suelo (Ministerio de la Presidencia, 2005).

	N° Muestras por encima del NGR					Total	% Muestras
	Nalón	Castrillón	Avilés	Peñas	Gijón		
Naftaleno	9	23	0	4	7	43	36,75
Acenafteno	0	26	0	0	0	26	22,22
Fluoreno	0	28	1	1	0	30	25,64
Antraceno	0	26	0	0	0	26	22,22
Fluoranteno	6	26	0	6	5	43	36,75
Pireno	6	26	0	6	4	42	35,90
Criseno	0	26	0	0	0	26	22,22
Benzo(k)fluoranteno	5	27	0	10	7	49	41,88
Benzo(b)fluoranteno	12	24	3	16	10	65	55,56
Benzo(a)pireno	27	28	11	25	12	103	88,03
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	12	28	11	13	8	72	61,54
Dibenzo(a,h)antraceno	26	28	0	24	11	89	76,07

**Tabla 10.13** Localidades en las que se sobrepasa mas de 100 veces el NGR para alguno de los 12 PAHs tenidos en cuenta (Ministerio de Presidencia, 2005).

	Antraceno	Fluorante no	Pireno	Criseno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(a)pireno	Indeno(1,2,3-c,d)pireno	Dibenzo(a,h)antraceno
San Lorenzo	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Poniente	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Arbeyal	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Antromero	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Aramar	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Luanco	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Bañugues	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Salinas	2	5	6	6	6	4	7	6	3
Arnao	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Sta. María del Mar	2	2	2	4	4	2	7	5	2
Bahinas	0	1	1	1	1	0	1	1	0
Bayas	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Ría del Nalón	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<b>Total</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>37</b>	<b>12</b>	<b>5</b>

Es relevante señalar que estas son algunas de las playas donde se ha observado mayor contaminación por POAs, fundamentalmente carbón (Figura 10.1). Además, en las playas de Peñas (Antromero, Aramar, Luanco y Bañugues) y la desembocadura del Nalón (playón de Bayas y ría del Nalón), se ha observado una fuerte correlación entre el contenido de carbón en las muestras y el  $\Sigma 16\text{PAHs}$ , lo que sugiere que una de las principales fuentes de PAHs en estas playas es la presencia de carbón en sus sedimentos.

#### **10.2.3.2 Potencial riesgo para la salud humana y los ecosistemas acuáticos.**

La absorción de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en humanos se produce principalmente a través de la piel, la ingestión o la inhalación. La exposición a estos compuestos puede generar efectos a corto y largo plazo en la salud humana (Lawal, 2017). Los efectos a corto plazo incluyen irritación de la piel, náuseas e inflamación de tejidos, mientras que los efectos a largo plazo son más severos y comprenden carcinogenicidad, mutagenicidad y teratogenicidad. Los efectos genotóxicos de los PAHs requieren activación metabólica, y la activación lumínica de los PAHs por luz visible o ultravioleta es otro mecanismo de toxicidad. Estos mecanismos contribuyen significativamente al desarrollo de cánceres de piel (Yu, 2002; Yan et al., 2004). Estos impactos han motivado la investigación y el establecimiento de regulaciones a nivel nacional e internacional, así como el desarrollo de tecnologías avanzadas para la remediación de la contaminación por PAHs.

Los efectos carcinogénicos y mutagénicos de los PAHs dependen de su estructura molecular, especialmente de su grado de no planaridad (Dabestani y Ivanov, 1999). Debido a esto, el riesgo potencial de exposición a una mezcla compleja de PAHs suele evaluarse utilizando factores de equivalencia tóxicos del benzo(a)pireno, que está clasificado como carcinógeno en humanos (Lopes y Proença, 2020). Este método se emplea para evaluar el potencial

carcinogénico (TEQ<sub>BaP</sub>) y mutagénico (MEQ<sub>BaP</sub>) (Li et al., 2014; Sujitha et al., 2023), calculados de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$TEQ_{BaP} = \sum C_{PAHi} \times TEF_i \quad MEQ_{BaP} = \sum C_{PAHi} \times MEF_i$$

En estas ecuaciones,  $C_{PAHi}$  representa la concentración en mg/kg para cada uno de los PAHs analizados, y  $TEF_i/MEF_i$  son los factores equivalentes de toxicidad y actividad mutagénica relativos al benzo(a)pireno. Los valores de TEF y MEF utilizados se obtienen de Nisbet y LaGoy (1992) y Durant et al. (1996) respectivamente, y se presentan en la Tabla 10.14.

Se calcularon los valores de TEQ<sub>BaP</sub> para los 16 PAHs analizados ((TEQ<sub>BaP</sub>)16PAHs) y para los 8 PAHs con actividad mutagénica ((TEQ<sub>BaP</sub>)8PAHs). Los valores de (TEQ<sub>BaP</sub>)16PAHs y (TEQ<sub>BaP</sub>)8PAHs para cada muestra analizada se presentan en las tablas correspondientes junto con sus respectivas concentraciones (Tabla 10.1 – 10.9). No se observaron diferencias significativas entre los valores de (TEQ<sub>BaP</sub>)16PAHs y (TEQ<sub>BaP</sub>)8PAHs en ninguna de las 117 muestras analizadas.

**Tabla 10.14** Valores de TEF<sub>i</sub> (Nisbet y Lagoy, 1992) y MEF<sub>i</sub> (Durant et al., 1996).

PAH	TEF <sub>i</sub>	MEF <sub>i</sub>
Naftaleno (mg/kg)	0,001	–
Acenaftileno (mg/kg)	0,001	–
Acenafteno (mg/kg)	0,001	–
Fluoreno (mg/kg)	0,001	–
Fenantreno (mg/kg)	0,001	–
Antraceno (mg/kg)	0,010	–
Fluoranteno (mg/kg)	0,001	–
Pireno (mg/kg)	0,001	–
Benzo(a)antraceno (mg/kg)	0,100	0,08
Criseno (mg/kg)	0,010	0,02
Benzo(k)fluoranteno (mg/kg)	0,100	0,11
Benzo(b)fluoranteno (mg/kg)	0,100	0,25
Benzo(a)pireno (mg/kg)	1,000	1,00
Indeno(1,2,3-c,d)pireno (mg/kg)	0,100	0,29
Dibenzo(a,h)antraceno (mg/kg)	1,000	0,31
Benzo(g,h,i)perileno (mg/kg)	0,010	0,19

De las muestras analizadas, el 53,97 % muestra un mayor potencial mutagénico ( $MEQ_{BaP}$  8PAHs) que carcinogénico ( $(TEQ_{BaP})_{16PAHs}$ ). Específicamente, 13 muestras provienen de la desembocadura del Nalón (43,33 %), 18 del litoral de Castrillón (51,42 %), 9 de la ría de Avilés (75 %), 18 del área de Cabo Peñas (64,28 %) y 11 de las playas de Gijón (91,66 %) (Tabla 10.14).

**Tabla 10.15** Numero, y porcentaje, de muestras que presentan un potencial mutagénico mayor que carcinogénico ( $(MEQ_{BaP})_{8 PAHs} > (TEQ_{BaP})_{16 PAHs}$ ) y que superan el límite de 0,6 mg/kg para  $(TEQ_{BaP})_{16 PAHs}$  (Chen et al., 2018; Deelaman et al., 2023).

		Nalón	Castrillón	Avilés	Peñas	Gijón	Total
Nº Muestras	$(MEQ_{BaP})_{8} > (TEQ_{BaP})_{16}$	13	18	9	18	11	69
	$(TEQ_{BaP})_{16} > 0.6$	12	24	4	14	10	64
%	$(MEQ_{BaP})_{8} > (TEQ_{BaP})_{16}$	43,33%	51,42%	75,00%	64,28%	91,66%	58,97%
	$(TEQ_{BaP})_{16} > 0.6$	40,00%	68,57%	33,33%	50,00%	83,33%	54,70%

Entre las muestras analizadas, algunas presentan diferencias significativas entre  $TEQ_{BaP}(16PAHs)$  y  $MEQ_{BaP}$  (8PAHs). Estas muestras, junto con sus respectivos valores de  $TEQ_{BaP}(16PAHs)$  y  $MEQ_{BaP}$  (8PAHs), se detallan en la Tabla 10.16. Una muestra proviene de la zona de la ría del Nalón (RN-11), 11 del litoral de Castrillón (playas de Bahinas, Santa María del Mar y Salinas), 4 del área de Cabo Peñas (Bañugues, Luanco, Aramar y Antromero) y una de la playa de Poniente (M38) (Tabla 10.16), coincidiendo con algunas de las playas donde se ha encontrado más carbón en las muestras (Figura 10.1).

Para clasificar los sedimentos contaminados por PAHs, Chen et al. (2018) y Deelaman et al. (2023) emplearon las pautas canadienses para evaluar la calidad del suelo y establecieron un umbral de 600 ng/g (0,6 mg/kg) de  $TEQ_{BaP}(16PAHs)$  para considerar un sedimento como altamente tóxico. Según este criterio, de las 117 muestras estudiadas, 64 pueden clasificarse como altamente tóxicas, lo que representa el 54,70% del total (Tabla 10.15).

**Tabla 10.16** Muestras que presentan una diferencia significativa entre su potencial mutagénico ((MEQ<sub>BaP</sub>)8 PAHs) y carcinogénico ((TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs)

Area	Playa	Muestra	(MEQ <sub>BaP</sub> ) 8 PAHs	(TEQ <sub>BaP</sub> ) 16 PAHs
Nalon	Ría del Nalón	RN-11	19,73	18,14
		AGS-1	1180,55	942,57
Castrillón	Salinas	AGS-4	46,48	42,78
		AGS-6	17,94	16,5
		AGS-11	19,31	17,45
		AGS-15	24,28	22,48
		AGS-17	847,54	681,59
	Sta. María del Mar	AGSM-1	76,71	64,03
		AGSM-2	53,16	49,56
		AGSM-5	16,17	14,93
		AGSM-6	17,51	16,22
	Peñas	Bahías	AGB-1	20,14
Antromero		MAN-5	26,56	22,92
Aramar		MARA-5	30,74	26,54
Luanco		MLU-4	7,92	6,86
Bañugues		MBA-10	23,26	22,13
Gijón	Poniente	M38	21,07	19,76

En la Tabla 10.17 se examinan las muestras que superan el límite de 0,6 mg/kg para TEQ<sub>BaP</sub>(16PAHs). En total, 16 de las 28 playas estudiadas en la Costa Central Asturiana (C.C.A.) tienen muestras que exceden este umbral, lo cual se considera altamente tóxico. En este contexto, a las 13 playas que superaban en más de 100 veces los valores del NGR (San Lorenzo, Poniente, Antromero, Aramar, Luanco, Bañugues, Salinas, Arnao, Santa María del Mar, Bahías, Bayas y la ría del Nalón), se les suman las localidades de Candás, Samarincha y San Balandrán (específicamente en la zona de la ensenada).

Las agencias reguladoras estadounidenses utilizan los Efectos de Bajo Rango (ERL) y los Efectos de Medio Rango (ERM) para evaluar la toxicidad de los sedimentos. Los ERL representan las concentraciones por debajo de las cuales los efectos tóxicos son raros y difíciles de predecir, mientras que los ERM son las concentraciones por encima de las cuales los efectos tóxicos son generalmente observados.

**Tabla 10.17** Muestras que superan el límite de 0,6 mg/kg para (TEQ<sub>BaP</sub>) 16 PAHs, consideradas como altamente tóxicas.

Area	Playa	Muestra	(TEQ <sub>BaP</sub> ) 16
Desembocadura del Nalón	Ría del Nalón	RN-4	0.99
		RN-9	5.98
		RN-10	7.21
		RN-11	18.14
		RN-14	1.23
		RN-20	1.09
	Playón de Bayas	RN-21	1.42
		MB-33	1.95
		MB-34	8.46
		MB-49	1.35
Litoral de Castrillon	Bahías	MB-71	3.2
		MB-83	0.77
	Santa María del Mar	AGB-1	18.42
		AGB-3	0.68
		AGSM-1	64.03
		AGSM-2	49.56
		AGSM-3	4.61
		AGSM-4	9.16
		AGSM-5	14.93
	AGSM-6	16.22	
Arnao	AGSM-7	4.83	
	AGA-2	1.13	
	AGA-4	0.64	
	AGA-5	0.91	
	AGA-6	0.75	
Ría de Aviles	Ensenada de San Balandrán	AGA-7	6.77
		AGS-1	942.57
		AGS-4	42.78
		AGS-5	2.79
		AGS-6	16.5
		AGS-11	17.45
		AGS-12	0.7
		AGS-15	22.48
		AGS-16	3.52
		AGS-17	681.59
AGS-18	7.6		
Ría de Aviles	Ensenada de San Balandrán	MSB-16	1.18
		MSB-27	1.34
		MSB-29	1.9
		MSB-30	0.77

Area	Playa	Muestra	(TEQBaP) 16
Cabo Peñas	Bañugues	MBA-1	3.12
		MBA-3	5.02
		MBA-10	22.13
	Luanco	MLU-1	13.65
		MLU-4	6.86
	Samarincha	MPS-1	0.91
	Aramar	MARA-2	4.14
		MARA-3	7.93
		MARA-4	0.67
		MARA-5	26.54
		MAN-1	1.63
	Antromero	MAN-3	6.24
		MAN-5	22.92
		Candás	MCAN-2
	Arbeyal	M42	1.56
M9		4.23	
Poniente		M47	12.33
Gijón	San Lorenzo	M14	1.48
		M26	4.69
		M34	4.4
		M32	8.39
		M31	4.42
		M36	0.93
		M38	19.76

Las pautas de la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) de Estados Unidos establecen valores de ERL/ERM para compuestos como naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluorantreno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(a)pireno y dibenzo(a,h)antraceno (Long et al., 1995; Zhang et al., 2014). Los valores de ERL/ERM para cada compuesto, así como el número de muestras por área que se encuentran por debajo del ERL, por encima del ERL y por encima del ERM, se presentan en la Tabla 10.18.

**Tabla 10.18** Número de muestras, por área, con valores por debajo del ERL (< ERL), entre el ERL y EMR (>ERL) y por encima del EMR (>EMR)

	N° de Muestras																			
	ERL (mg/k g)	ERM (mg/k g)	Nalón			Castrillón			Avilés			Peñas			Gijón			Total		
			< ERL	> ERL	> ERM	< ERL	> ERL	> ERM	< ERL	> ERL	> ERM	< ERL	> ERL	> ERM	< ERL	> ERL	> ERM	< ERL	> ERL	> ERM
<b>Naftaleno</b>	0,16	2,1	6	19	5	7	17	11	10	2	0	18	7	3	1	7	4	43	51	23
<b>Acenaftileno</b>	0,044	0,64	23	2	5	13	4	18	12	0	0	21	2	5	10	0	2	33	54	30
<b>Acenafteno</b>	0,016	0,5	5	20	5	5	19	11	4	8	0	16	8	4	2	7	3	32	62	23
<b>Fluoreno</b>	0,019	0,54	2	19	9	0	14	21	4	7	1	4	16	8	1	4	7	11	60	46
<b>Fenantreno</b>	0,24	1,5	5	12	13	5	7	23	5	6	1	12	7	9	1	3	8	28	35	54
<b>Antraceno</b>	0,085	1,1	3	19	8	5	9	21	8	4	0	11	8	9	1	3	8	28	43	46
<b>Fluoranteno</b>	0,6	5,1	13	10	7	9	8	18	7	5	0	13	7	8	3	2	7	45	32	40
<b>Pireno</b>	0,665	2,6	14	9	7	11	6	18	7	5	0	14	5	9	2	3	7	48	28	41
<b>Benzo(a)antraceno</b>	0,261	1,6	15	9	6	10	7	18	7	5	0	11	7	10	1	4	7	44	32	41
<b>Criseno</b>	0,384	2,8	16	10	4	11	7	17	7	5	0	13	7	8	2	3	7	49	32	36
<b>Benzo(a)pireno</b>	0,43	1,6	18	7	5	16	1	18	9	3	0	15	3	10	2	3	7	60	17	40
<b>Dibenzo(a,h)antraceno</b>	0,063	0,26	6	19	5	10	5	20	6	5	1	11	7	10	2	2	8	35	38	44

De las 117 muestras analizadas, el 79,48 % (93 muestras) presentan valores entre el ERL y ERM para alguno de los 12 PAHs considerados. Específicamente, un 45,59 % presenta valores entre el ERL y EMR para el naftaleno, un 46,15 % para el acenaftileno, un 52,99 % para el acenafteno, un 51,28 % para el fluoreno, un 29,91 % para el fenantreno, un 36,75 % para el antraceno, un 27,35 % para el fluorantreno, un 23,83 % para el pireno, un 27,35 % para el benzo(a)antraceno y el criseno, un 14,53 % para el benzo(a)pireno y un 32,48% para el dibenzo(a,h)antraceno (Tabla 10.18). De las 23 localidades analizadas, 22 (todas excepto El Aguilar) tienen muestras con valores entre el ERL y EMR.

De las 117 muestras analizadas, 58 presentan valores por encima del EMR para alguno de los 12 PAHs considerados. Específicamente, un 19,66 % de las muestras presentan concentraciones de naftaleno por encima del EMR, un 25,64 % para el acenaftileno, un 19,66 % para el acenafteno, un 39,32 % para el fluoreno, un 46,15 % para el fenantreno, un 39,32 % para el antraceno, un 34,19 % para el fluorantreno, un 35,04 % para el pireno y el benzo(a)antraceno, un 30,77 % para el criseno, un 34,19 % para el benzo(a)pireno y un 37,61 % para el dibenzo(a,h)antraceno (Tabla 10.18).

De las 23 playas analizadas para determinar el contenido de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en las muestras, 14 presentan niveles por encima del EMR para al menos uno de los 12 PAHs considerados. Estas playas, que incluyen ría del Nalón, Bayas, Bahínas, Santa María del Mar, Arnao, Salinas, Bañugues, Luanco, Aramar, Antromero, Arbeyal, Poniente y San Lorenzo, con la excepción de San Balandrán, son las que presentan mayor presencia de carbón en las muestras, lo que sugiere que la principal fuente de contaminación por PAHs es la presencia de carbón en estas localidades. En el caso de San Balandrán, la baja correlación con la presencia de carbón (0,32; Figura 10.9) y la evidencia de descargas y derrames de hidrocarburos y materiales oleaginosos en la ría de Avilés durante décadas (La

Nueva España, 2010; El Comercio, 2015, 2016b, 2017a, 2017b, 2019a, 2019b, 2021) sugieren que la mayor parte de los PAHs en esta área no provienen del carbón.

Los PAHs pueden acumularse en los sedimentos marinos, lo que los hace especialmente perjudiciales para los organismos bentónicos. Estos compuestos tienden a acumularse en la fracción lipídica de los tejidos biológicos y se biomagnifican en los ecosistemas marinos, ingresando a la cadena alimentaria y representando un riesgo potencial para la salud humana (Baumard et al., 1998).

Para determinar el potencial riesgo para los ecosistemas acuáticos frente a la presencia de PAHs, además de comparar los valores de concentración obtenidos frente a los NGR para ecosistemas acuáticos de España (Sección 10.2.3.1), se calculó los cocientes de riesgo medio (RQ) siguiendo como ejemplo los trabajos de Kalf et al. (1997), Liu et al. (2010) y Cao et al. (2010).

Un cociente de riesgo medio (RQ) se define como la relación entre la concentración de un PAH específico en el medio estudiado y el valor de control ambiental específico para dicho compuesto, según la ecuación:

$$RQ = C_{PAHs}/C_{QV}$$

Donde  $C_{PAHs}$  es la concentración del PAH de interés en el sedimento y  $C_{QV}$  es el valor de control correspondiente.

Las concentraciones máximas permisibles (MPCs, por sus siglas en inglés) son aquellas por encima de las cuales el riesgo de efectos adversos se considera inaceptable. Las concentraciones despreciables (NCs, por sus siglas en inglés) se definen como la centésima parte de las MPCs ( $MPC/100$ ) y consideran los posibles efectos de toxicidad combinada debido a la presencia de otras sustancias (Kalf et al., 1997).

En este estudio, se emplearon las NCs y MPCs (Kalf et al., 1997) como valores de control. Los valores de  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  se calcularon según las siguientes ecuaciones:

$$RQ_{NCs} = C_{PAHs}/C_{QV(NCs)} \quad RQ_{MPCs} = C_{PAHs}/C_{QV(MPCs)}$$

Donde  $C_{qv(ncs)}$  y  $C_{qv(mpcS)}$  son los valores de calidad de los NCs y MPCs para PAHs en sedimentos de ambientes acuáticos. Los valores utilizados fueron los proporcionados por Kalf et al. (1997) y Liu et al. (2010) para diez compuestos, y por Cao et al. (2010) para los restantes PAHs.

El cálculo de estas ecuaciones permite evaluar el riesgo para el ecosistema en función del riesgo que representa cada PAH estudiado. Para evitar contradicciones entre el riesgo individual de cada PAH y el riesgo total ( $\sum 16PAHs$ ), se aplicó el método de Cao et al. (2010), utilizando las siguientes ecuaciones:

$$RQ_{\sum PAHs} = \sum_{i=1}^{16} RQ_i \quad (RQ \geq 1)$$

$$RQ_{\sum PAHs(NCs)} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{(NCs)} \quad (RQ_{(NCs)} \geq 1)$$

$$RQ_{\sum PAHs(MPCs)} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{(MPCs)} \quad (RQ_{(MPCs)} \geq 1)$$

Basándose en el riesgo para el ecosistema de los 16 PAHs estudiados, se calcularon los valores de  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  para el sumatorio de aquellos PAHs cuyos valores superan 1, a fin de calcular  $RQ_{\sum 16PAHs(NCs)}$  y  $RQ_{\sum 16PAHs(MPCs)}$  para el  $\sum 16PAHs$ .

Un valor de  $RQ_{nc} < 1,0$  indica que el riesgo asociado con los PAHs es insignificante. En contraste, un valor de  $RQ_{mpc} > 1,0$  sugiere que la contaminación por PAHs es severa y requiere la implementación de acciones correctivas. Cuando  $RQ_{nc} > 1,0$  y  $RQ_{mpc} < 1,0$ , la

contaminación por un PAH específico presenta un riesgo significativo y es necesario considerar medidas para mitigar este riesgo.

Los valores de  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  indican que tanto los PAHs individuales como su sumatorio representan un alto riesgo para los medios marinos en las cinco zonas de la C.C.A. estudiadas. Se calcularon valores de  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  de 6844,54 – 68,08 para la zona del Nalón, 41198,05 – 705,39 para Castrillón, 1470,73 – 1,44 para Avilés, 10336,78 – 107,95 para Peñas y 14115,55 – 136,08 para Gijón. Todos estos valores indican una clasificación de Alto Riesgo (Tabla 10.19).

En la Tabla 10.19 se desglosa el resultado del cálculo de  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  por playa. Siguiendo la clasificación propuesta por Cao et al. (2010), de las 23 localidades estudiadas, 5 (El Aguilar, San Juan de Nieva, Verdicio, Llumeres y El Dique) presentan valores de  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  que las clasifican de bajo riesgo. Perlora es la única playa que muestra una clasificación de riesgo moderado. El resto de las localidades (Ría del Nalón, playón de Bayas, Munielles, Bahínas, Santa María del Mar, Arnao, Salinas, San Balandrán, Bañugues, Luanco, Samarincha, Aramar, Antromero, Candás, El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo) presentan una clasificación de riesgo alto (Tabla 10.19).

**Tabla 10.19** Clasificación del riesgo para las playas en las que se ha determinado el contenido en PAHs de las muestras. Según Cao et al. (2010)

		Media $\Sigma$ 16PAHs (mg/kg)	RQ(NCs)	RQ(MPCs)	Clasificación del Riesgo
Desembocadura del Nalón	El Aguilar	0,07	36,02	0,00	Bajo
	Ría del Nalón	34,38	9488,45	245,55	Alto
	Playón de Bayas	17,44	9488,45	59,36	Alto
Litoral de Castrillón	Munielles	3,54	1622,76	15,57	Alto
	Bahínas	89,07	28369,99	264,49	Alto
	Sta. María del Mar	219,68	61595,20	623,71	Alto
	Arnao	34,44	12800,85	127,45	Alto
	Salinas	733,28	85250,18	1878,87	Alto
	San Juan de Nieva	0,53	203,17	0,00	Bajo
Ría de Avilés	San Balandrán	6,07	1765,74	9,90	Alto

		Media $\Sigma$ 16PAHs (mg/kg)	RQ(NCs)	RQ(MPCs)	Clasificación del Riesgo
Cabo Peñas	Verdicio	1,94	460,11	0,00	Bajo
	Llumeres	0,27	62,21	0,00	Bajo
	Bañugues	52,56	15540,84	166,26	Alto
	Luanco	52,56	15540,84	166,26	Alto
	Samarincha	7,42	1739,41	14,27	Alto
	El Dique	0,75	195,58	0,00	Bajo
	Aramar	86,68	22830,54	245,47	Alto
	Antromero	88,02	21620,27	218,97	Alto
	Candás	6,97	1767,43	14,31	Alto
	Perlora	2,66	694,42	1,22	Moderado
Gijón	El Arbeyal	23,10	5822,65	61,91	Alto
	Poniente	57,85	15456,07	150,26	Alto
	San Lorenzo	53,69	15853,65	150,97	Alto

Los resultados obtenidos de los cálculos de  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  confirman que las playas con mayores niveles de contaminación por carbón (Figura 10.1) son aquellas que presentan un mayor riesgo (Tabla 10.19). En las localidades donde se detectó una cantidad mínima o nula de carbón, como San Juan de Nieva, Verdicio y El Dique, o donde está completamente ausente, como en El Aguilar y Llumeres, la clasificación de riesgo es consistentemente baja. Estos resultados indican que una parte significativa de la contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en las playas está asociada con la presencia de carbón

A pesar de los resultados obtenidos, se requieren más estudios para determinar la biodisponibilidad de estos compuestos. Si los PAHs se encuentran retenidos por partículas orgánicas adsorbentes (POAs), principalmente carbón y sedimentos, es poco probable que tengan un efecto significativo sobre la salud humana y los ecosistemas acuáticos a corto plazo (Depthike et al., 2009; Meyer et al., 2013).

#### 10.2.4 Origen y procedencia de los PAHs.

Las abundancias relativas de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) específicos pueden ser indicadores de la fuente de contaminación o del grado de biodegradación después de su depósito (Wakeham et al., 1980). En estudios medioambientales, las relaciones entre parámetros de diagnóstico molecular (RDM) han sido ampliamente utilizados y propuestos como indicadores de la fuente de los PAHs. Estas relaciones se basan en la abundancia relativa de pares de isómeros con el mismo peso molecular y propiedades fisico-químicas similares (Sicre et al., 1987; Dickhut et al., 2000; Yunker et al., 2002; Lehndorff y Schwark, 2004; Zuo et al., 2007; Pies et al., 2007, 2008; K Ravindra et al., 2008; Zhang et al., 2008; De La Torre-Roche et al., 2009; Liu et al., 2010; García et al., 2012; Yunker et al., 2015; Lawal, 2017; Zhang et al., 2017; Rocha y Palma, 2019; Thiombane et al., 2019; Ortiz et al., 2023; Navarro-Murillo et al., 2024).

Los PAHs de bajo peso molecular se forman típicamente durante procesos de combustión a baja temperatura (ej. quema de madera), mientras que los de alto peso molecular se generan en procesos de combustión a alta temperatura (ej. motores de combustión interna) (Tobiszewski y Namieśnik, 2012). Como se ha mencionado previamente, los PAHs predominantes en las playas de la Costa Central Asturiana (C.C.A.) son los de alto peso molecular. Para la mayoría de las muestras, la relación  $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$  muestra valores superiores a 1, con una media de 1,82 en la zona del Nalón, 3,77 en Castrillón, 5,36 en Avilés, 7,84 en Peñas y 3,19 en Gijón (Tabla 10.20).

Dentro de las 117 muestras examinadas, solo en 24 (21,51 %) de ellas la relación entre  $\Sigma\text{HMWPAHs}/\Sigma\text{LMWPAHs}$  era inferior a 1. Estas muestras proceden de las localidades de El Aguilar (2 muestras), ría del Nalón (2), playón de Bayas (9), Munielles (5), Bahinas (1), Arnao (1), San Juan de la Arena (3) y San Lorenzo (1).

**Tabla 10.20** Medias, por playa, de las relaciones entre PAHs de alto y bajo peso molecular ( $\Sigma$ HMW/ $\Sigma$ LMW), fenantreno/antraceno (Phe/Ant), fluoranteno/pireno (Flu/Pyr), benzo(a)antraceno y criseno (BaA/(BaA+Chry)) e indeno(1,2,3-c,d)pireno y benzo(g,h,i)perileno.

Playa	$\Sigma$ HMW/ $\Sigma$ LMW	Phe/Ant	Flu/Pyr	Ant/(Ant+Phe)	Flu/(Flu+Pyr)	BaA/(BaA+Chry)	IcdP/(IcdP+BghiP)
El Aguilar	0,00	2,25	-	0,36	-	-	-
Ría del Nalón	1,18	2,79	1,60	0,28	0,61	0,61	0,44
Playón de Bayas	3,57	2,10	1,48	0,33	0,60	0,56	0,48
Munielles	0,55	3,32	1,53	0,23	0,60	0,42	0,45
Bahías	1,68	2,59	1,51	0,29	0,60	0,57	0,50
Sta. María del Mar	2,85	1,85	1,41	0,36	0,58	0,55	0,51
Arnao	1,16	3,02	1,50	0,25	0,60	0,48	0,43
Salinas	9,15	1,69	1,47	0,38	0,59	0,53	0,47
San Juan de Nieva	1,41	1,60	1,85	0,41	0,65	0,93	0,52
San Balandrán	5,36	3,69	1,32	0,20	0,57	0,52	0,48
Verdicio	4,68	2,89	1,72	0,26	0,63	0,46	0,40
Llumeres	3,99	0,49	-	0,67	2,43	0,73	0,71
Bañugues	23,14	1,49	1,57	0,43	0,61	0,52	0,50
Luanco	3,24	1,41	1,54	0,43	0,60	0,74	0,62
Samarincha	9,07	1,79	1,47	0,36	0,60	0,51	0,50
El Dique	4,02	1,31	1,60	0,43	0,62	0,38	0,45
Aramar	4,45	1,79	1,43	0,36	0,59	0,57	0,51
Antromero	5,16	1,75	1,48	0,36	0,60	0,60	0,52
Candás	4,46	1,71	1,54	0,37	0,61	0,68	0,57
Perlora	4,10	2,29	1,46	0,30	0,59	0,68	0,56
El Arbeyal	4,45	2,61	1,46	0,28	0,59	0,53	0,51
Poniente	2,99	3,34	1,47	0,24	0,60	0,52	0,49
San Lorenzo	2,92	2,47	1,28	0,30	0,55	0,51	0,44

Como se puede observar, en muchos casos se trata de playas en las que no se ha o apenas se ha encontrado carbón (ej. Aguilar, San Juan de Nieva, Munielles), en otros se trata de muestras que presentan los menores contenidos en carbón de sus respectivas playas (ej. Bayas).

Los resultados del cálculo de la relación  $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs sugieren una fuente predominantemente pirogénica ( $\Sigma$ HMWPAHs/ $\Sigma$ LMWPAHs > 1), derivada de la combustión de combustibles fósiles y madera, para un 78,49 % de las muestras (Budzinski et al., 1997; Zhang et al., 2008; Thiombane et al., 2019).

El fenantreno y el antraceno, con 3 anillos aromáticos y una masa molecular de 178, y el fluoranteno y el pireno, con 4 anillos aromáticos y una masa molecular de 202, se utilizan ampliamente para distinguir entre fuentes de combustión de carbón fundamentalmente y

petróleo. Los aportes de PAHs pirogénicos al sedimento se caracterizan por ratios de fenantreno/antraceno (Phe/Ant) menores a 10 y de fluoranteno/pireno (Flu/Pyr) mayores que 1 (Takada et al., 1991; Budzinski et al., 1997). En la zona del Nalón, los valores medios de Phe/Ant y Flu/Pyr son 2,52 y 1,58, respectivamente; 2,21 y 1,53 para Castrillón; 4,03 y 1,32 para Avilés; y 2,63 y 1,34 para Gijón (Tabla 10.20). Estos resultados confirman que los aportes de PAHs en estas áreas provienen principalmente de fuentes pirogénicas, como la combustión de combustibles fósiles, según lo reflejado en las relaciones mencionadas.

Compuestos como el benzo(a)antraceno (BaA) y el criseno (Chr), junto con el antraceno, fenantreno, fluoreno y pireno, han sido utilizados como marcadores de la combustión de carbón (Khalili et al., 1995; K Ravindra et al., 2008; Wang et al., 2008; Tian et al., 2009). Las relaciones entre los isómeros Flu/(Flu+Pyr), Ant/(Ant+Phe) y BaA/(BaA+Chr), que comparten propiedades fisicoquímicas similares, pueden proporcionar información precisa sobre la fuente de los PAHs presentes en el sedimento. El fluoreno y el fenantreno también se han empleado como marcadores de la producción de coque siderúrgico (Khalili et al., 1995; Ravindra et al., 2008). Además, el antraceno, fenantreno, benzo(a)pireno, benzo(ghi)perileno y criseno son característicos de las emisiones de la industria siderúrgica (Ravindra et al., 2008). Teniendo esto en cuenta, se han calculado las relaciones Ant/(Ant+Phe), Flu/(Flu+Pyr), BaA/(BaA+Chr) e IcdP / (IcdP + BghiP) para las muestras procedentes de la Costa Central Asturiana (C.C.A.).

Los valores medios de la relación Ant/(Ant+Phe) son 0,31 para la zona del Nalón, 0,33 para Castrillón, 0,20 para Avilés, 0,42 para Cabo Peñas y 0,29 para Gijón (Tabla 10.20). Estos valores, superiores a 0,1, confirman la fuente pirogénica (combustión) de los PAHs presentes (Tabla 10.20). La presencia de PAHs de naturaleza pirogénica en la región de estudio ha sido indicada por otros autores en estudios previos (Viñas et al., 2010; Boente et al., 2020; Ortiz et al., 2023; Navarro-Murillo et al., 2024).

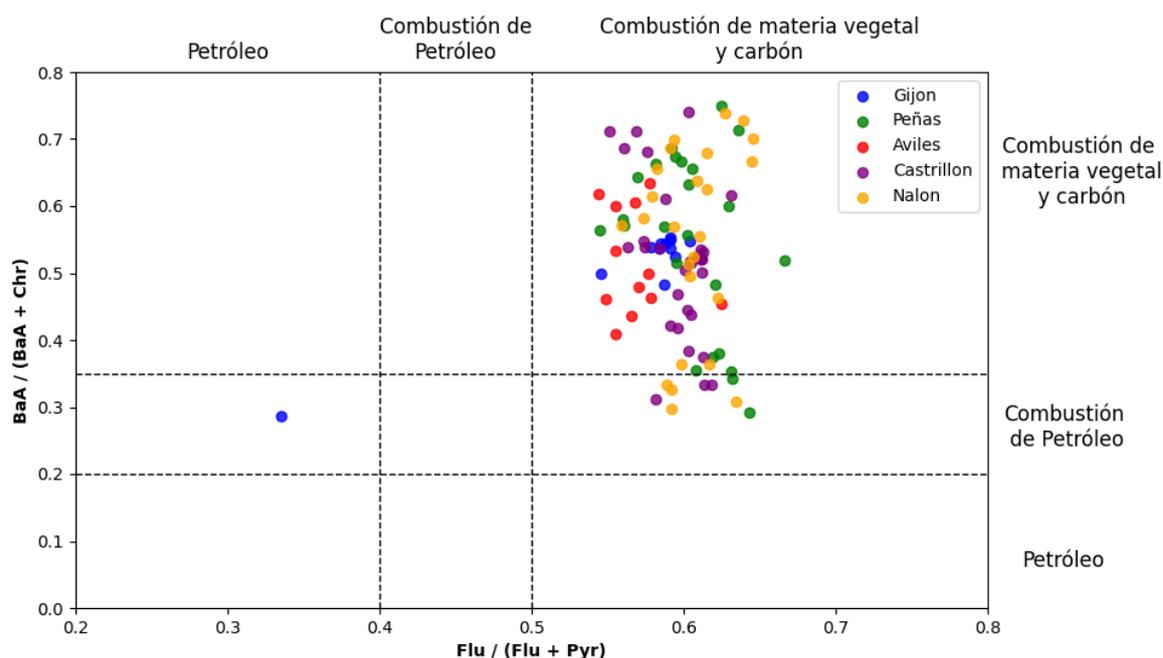
La relación Flu/(Flu+Pyr) permite diferenciar entre fuentes de combustión de petróleo (0,4-0,5) o la combustión de carbón o biomasa ( $>0,5$ ) para la contaminación por PAHs (Yunker et al., 2002; De La Torre-Roche et al., 2009). Los valores medios de esta relación son los siguientes: 0,61 para la zona del Nalón, 0,6 para el litoral de Castrillón, 0,57 para Avilés, 0,64 para Cabo Peñas y 0,56 para Gijón (Tabla 10.20). Los resultados promedio obtenidos para cada una de las playas estudiadas (con un rango entre 0,55 y 2,43) sugieren la combustión de carbón como la principal fuente de contaminación para todas las zonas estudiadas.

Según Yunker et al. (2002), las relaciones de BaA/(BaA+Chr) menores a 0,20 son indicativos del petróleo como fuente de los PAHs, mientras que valores por encima de 0,35 sugieren la combustión como origen, con valores intermedios indicativos de ambos. Los valores medios para esta relación son 0,6 para el Nalón, 0,57 para Castrillón, 0,52 para la Ría de Avilés, 0,6 para Cabo Peñas y 0,51 para las playas de Gijón, con rangos para todas las playas que varían entre 0,38 y 0,93 (Tabla 10.20). Los valores obtenidos sugieren nuevamente la combustión como fuente predominante, incluyendo tanto combustibles fósiles líquidos como la combustión de carbón (Lehndorff y Schwark, 2004; Yunker et al., 2002). Dado que los valores para esta relación de entre 0,38 y 0,64 también han sido considerados como marcadores de emisiones de la combustión de diésel (Yunker et al., 2002, 2012), estas también deben considerarse como una potencial fuente de PAHs en la Costa Central Asturiana (C.C.A.) (Tabla 10.20).

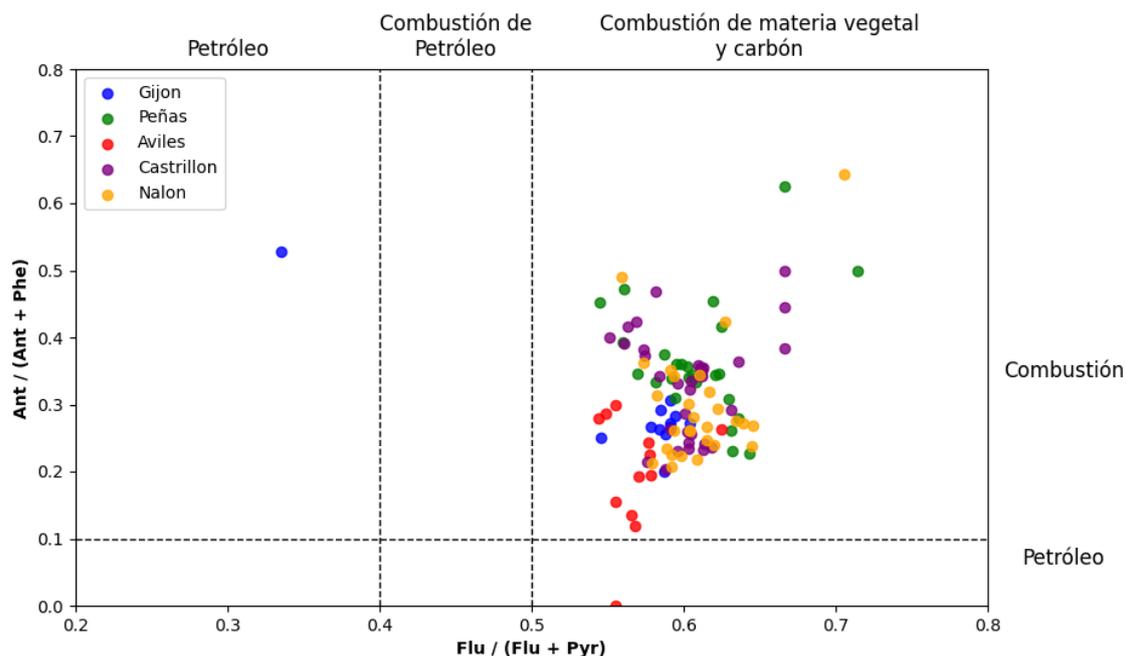
Por último, la relación isomérica IcdP/(IcdP + BghiP) establece un valor de 0,2 como el punto de transición entre fuentes petrogénicas y pirogénicas. Valores entre 0,2 y 0,5 son indicativos de la combustión de petróleo, mientras que valores por encima de 0,5 son característicos de la combustión de carbón y biomasa (Yunker et al., 2002). Los valores medios para la relación IcdP/(IcdP + BghiP) en la zona son 0,47 para la de la desembocadura del Nalón, 0,48 para Castrillón, 0,53 para Avilés, 0,51 para Cabo Peñas y 0,46 para Gijón (Tabla 10.20).

Como se muestra en la Tabla 10.20, el rango obtenido para  $IcdP/(IcdP + BghiP)$  en las playas de la Costa Central Asturiana (C.C.A.) varía entre 0,40 (San Balandrán) y 0,71 (Verdicio). La mayoría de los valores se sitúan en torno a 0,50, que es el punto de transición entre la combustión de petróleo y la de carbón y biomasa. De las 22 playas para las que se ha calculado esta relación, 11 presentan valores compatibles con la combustión de petróleo ( $IcdP/(IcdP + BghiP) < 0,5$ ), mientras que las otras 11 muestran valores indicativos de la combustión de carbón ( $IcdP/(IcdP + BghiP) > 0,5$ ) (Tabla 10.20). Estos resultados sugieren que, además de los PAHs asociados al carbón, no se pueden descartar fuentes secundarias como las emisiones derivadas del uso de combustibles fósiles.

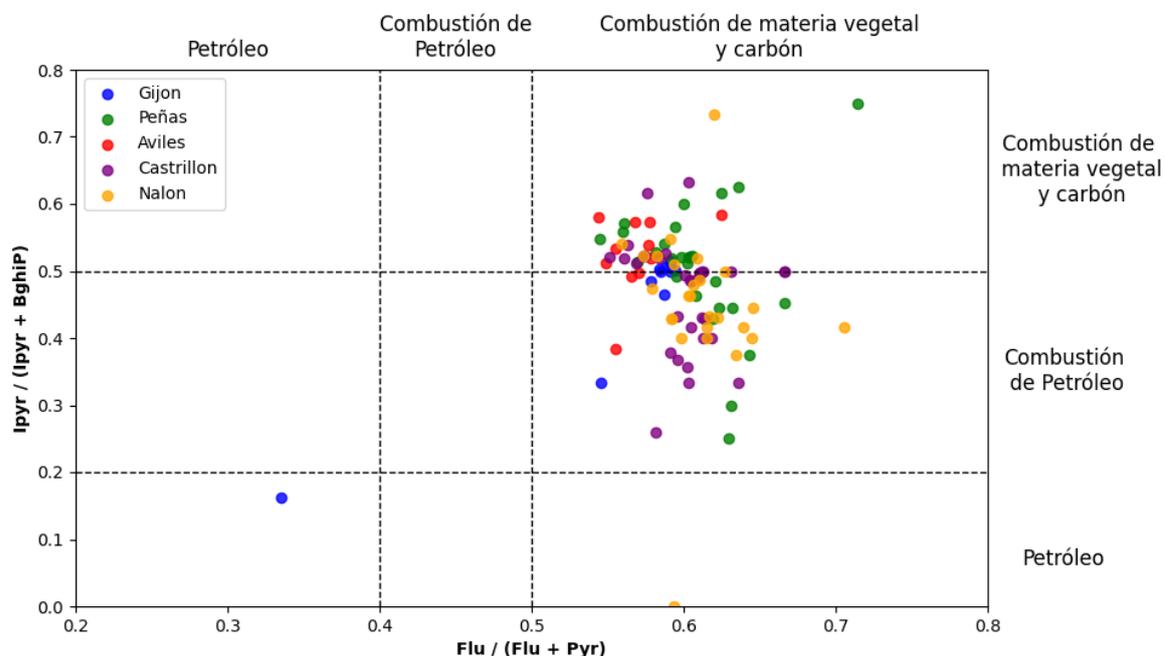
A continuación, se muestran las gráficas de dispersión para las relaciones isoméricas  $BaA/(BaA+Chr)$  vs.  $Flu/(Flu+Pyr)$  (Figura 10.23),  $Ant/(Ant+Phe)$  vs.  $Flu/(Flu+Pyr)$  (Figura 10.24),  $IcdP/(IcdP+BghiP)$  vs.  $Flu/(Flu+Pyr)$  (Figura 10.25) y  $Ant/(Ant+Phe)$  vs.  $BaA/(BaA+Chr)$  (Figura 10.26).



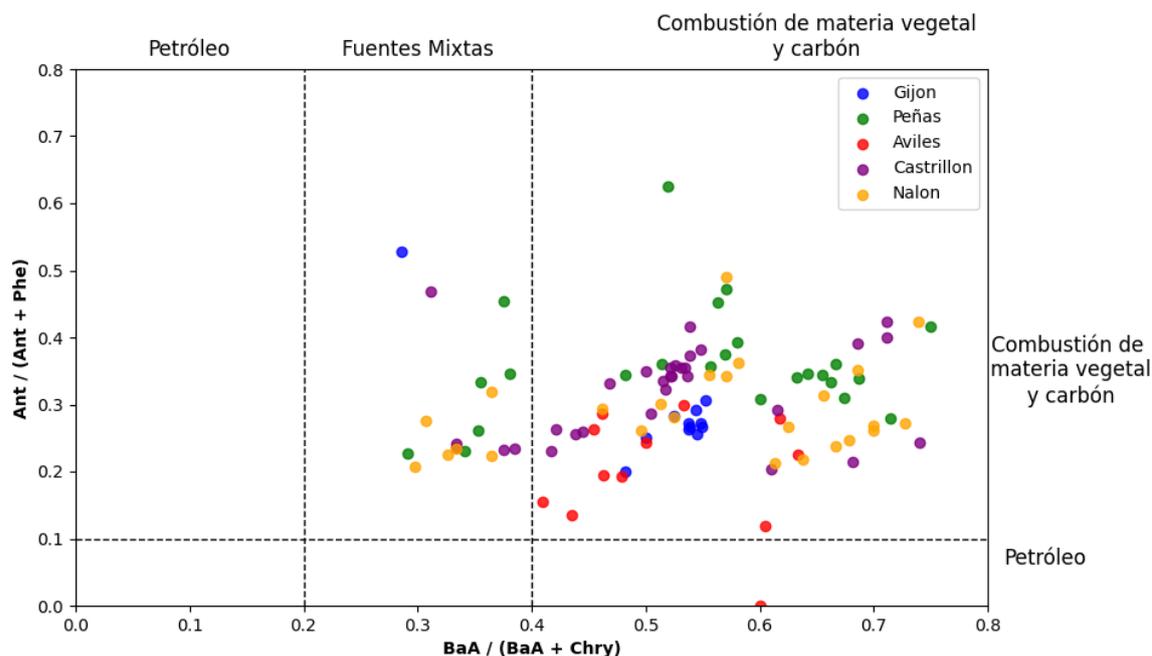
**Figura 10.23** Grafica de dispersión de la relación  $BaA/(BaA+Chr)$  frente a  $Flu/(Flu+Pyr)$  para todas las muestras de la C.C.A.



**Figura 10.24** Grafica de dispersión de la relación  $\text{Ant}/(\text{Ant}+\text{Phe})$  frente a  $\text{Flu}/(\text{Flu}+\text{Pyr})$  para todas las muestras de la C.C.A.



**Figura 10.25** Grafica de dispersión de la relación  $\text{IcdP}/(\text{IcdP}+\text{BghiP})$  frente a  $\text{Flu}/(\text{Flu}+\text{Pyr})$  para todas las muestras de la C.C.A.



**Figura 10.26** Grafica de dispersión de la relación  $Ant/(Ant+Phe)$  frente a  $BaA/(BaA+Chr)$  para todas las muestras de la C.C.A.

Como se puede observar, aunque la mayoría de las muestras se alinean con los cuadrantes típicos de la combustión de biomasa y carbón, hay algunas que consistentemente caen en fuentes mixtas o directamente en el cuadrante asociado con el petróleo. Un ejemplo destacado es la muestra M14 (San Lorenzo, Gijón), que, a pesar de estar compuesta en su totalidad por carbón (Tabla 9.12), se ubica en las fuentes mixtas o de petróleo.

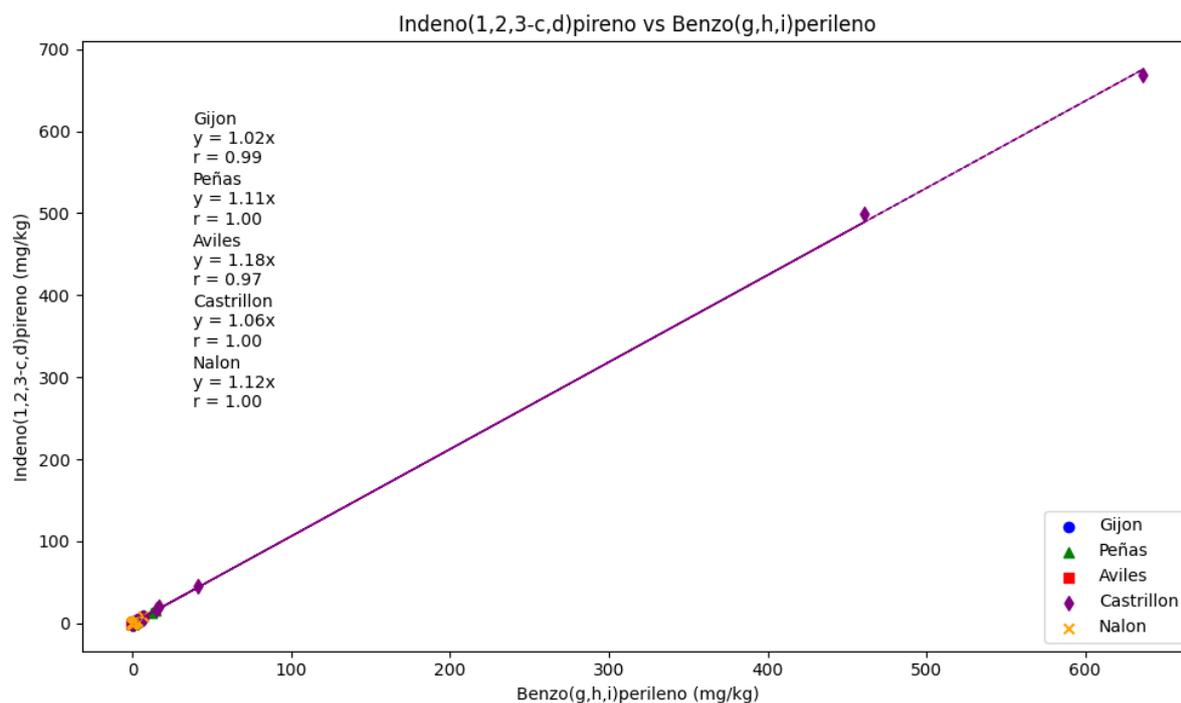
Este hallazgo sugiere la existencia de múltiples fuentes de contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), como el tráfico intenso de embarcaciones en puertos marítimos o las emisiones de la industria siderúrgica. Además, la variabilidad en el contenido de PAHs del carbón, dependiendo de su rango y de su historia geológica (Zhao et al., 2000; Wang et al., 2010; Meyer et al., 2013; Li et al., 2022), junto con otras variables como el contenido de carbon de la muestra, puede causar dispersión en los gráficos. Esta dispersión podría enmascarar

fuentes secundarias de PAHs o, en algunos casos, llevar a una incorrecta asignación de las fuentes.

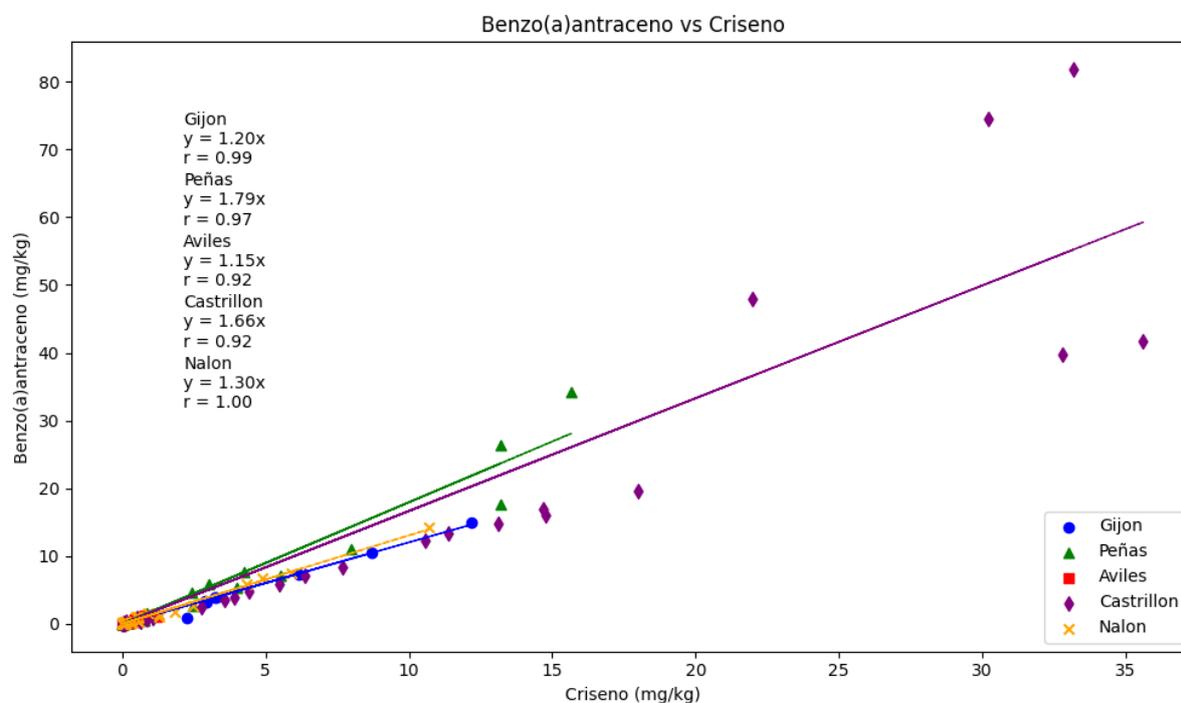
Para refinar los resultados y determinar el tipo de material empleado en la combustión que originó los PAHs, se utilizaron las relaciones de diagnóstico entre benzo(a)antraceno y criseno (BaA/Chr), benzo(b)fluoranteno y benzo(k)fluoranteno (BbF/BkF), e indeno(1,2,3-c,d)pireno y benzo(g,h,i)perileno (IcdP/BghiP), tal como se propuso en el estudio de Dickhut et al. (2000). Estas relaciones se definen mediante la pendiente de las líneas de regresión, ajustadas a pasar por el origen, entre los pares de isómeros considerados para cada ratio. Este enfoque permite evaluar la contribución relativa de distintos tipos de fuentes de combustión, como emisiones de vehículos, combustión de carbón o coque, incendios forestales, o procesos industriales como la fundición y la siderurgia (Dickhut et al., 2000).

Los resultados obtenidos de las pendientes de las líneas de regresión para las cinco áreas estudiadas son: entre 1,02 y 1,18 para IcdP/BghiP (Figura 10.27), entre 1,15 y 1,79 para BaA/Chr (Figura 10.28), y entre 2,90 y 3,66 para BbF/BkF (Figura 10.29). Estos valores se aproximan a los proporcionados por Dickhut et al. (2000) para la combustión de carbón/coke, que son 1,09, 1,11 y 3,70, respectivamente.

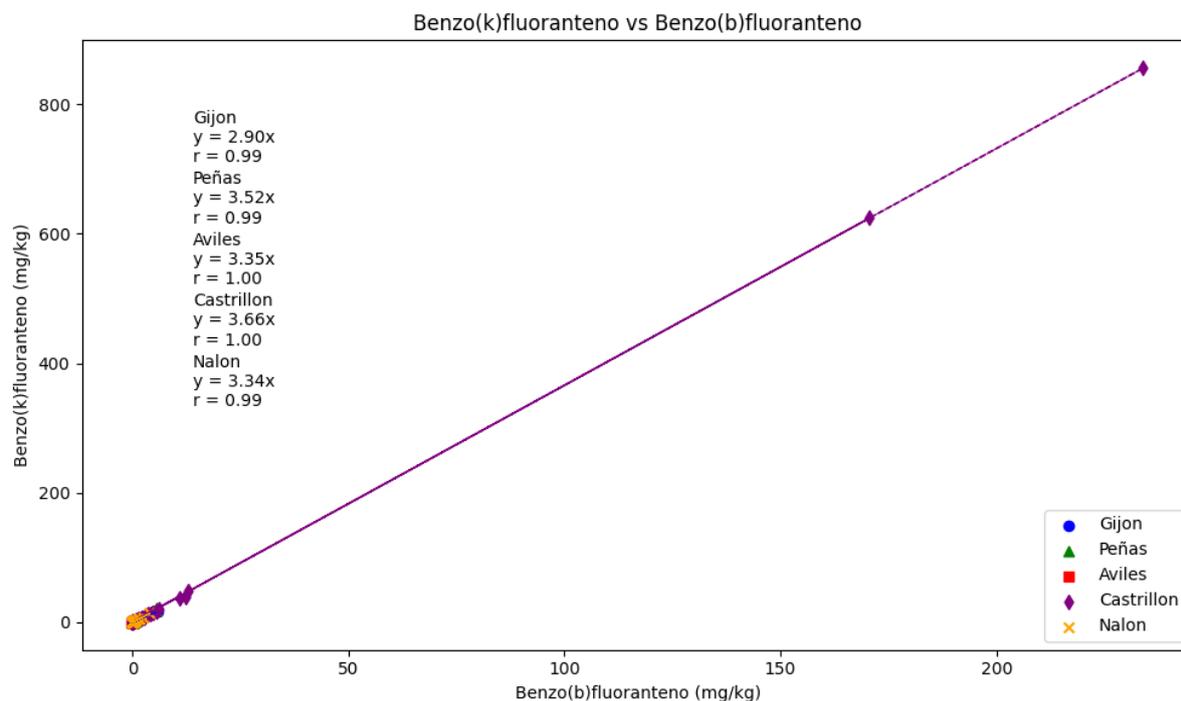
Según los resultados obtenidos, la principal fuente de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en las playas donde se ha encontrado carbón (por ejemplo, Bañugues, Luanco, etc.) parece ser el propio carbón. En otras áreas, como San Balandrán, los resultados indican que los PAHs presentes son principalmente resultado de procesos de combustión del carbón, aunque no se pueden descartar algunas fuentes derivadas del uso del petróleo.



**Figura 10.27** Recta de regresión para la relación indeno(1,2,3-c,d)pireno frente a benzo(g,h,i)perileno en las 5 áreas estudiadas en la C.C.A.



**Figura 10.28** Recta de regresión para la relación benzo(a)antraceno frente a criseno en las 5 áreas estudiadas en la C.C.A.



**Figura 10.29** Recta de regresión para la relación benzo(b)fluoranteno frente a benzo(k)fluoranteno en las 5 áreas estudiadas en la C.C.A.

Estos hallazgos son coherentes al considerar que, en el tramo de costa estudiado, se encuentran:

- la desembocadura del río más importante de la región, que drena una gran parte de las aguas de Asturias y ha sido contaminado por la minería del carbón, diversas industrias (carboquímica, siderúrgica, etc.) y varias centrales térmicas de la región (Soto de la Ribera / Soto del Barco) durante los últimos 150 años;
- varios centros de actividad industrial siderúrgica y metalúrgica, como la Fábrica de Asturiana de Zinc y ArcelorMittal en Avilés y Gijón;
- los puertos marítimos de Avilés y Gijón, que son dos de los más importantes de España y tienen un elevado tráfico de mercancías y buques pesados;
- la central térmica de Aboño (Gijón);
- las ciudades de Avilés y Gijón, que son la primera y la tercera en población en Asturias, respectivamente.

### 10.3 Contaminación por PCBs.

Se analizaron 40 muestras mediante GC-MS para determinar el contenido de los PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180, comúnmente utilizados como marcadores en estudios medioambientales debido a su abundancia y toxicidad (Gandhi et al., 2014; Niewiadowska et al., 2013; Naert & Peteghem, 2007; Costabeber et al., 2018).

El número de muestras analizadas para cada localidad estudiada en la C.C.A. se detalla en la Tabla 4.1. De estas, 5 provienen de la desembocadura del Nalón, 7 del litoral de Castrillón, 5 de la ría de Avilés, 11 del Paisaje Protegido de Cabo Peñas y 12 de las playas de Gijón. Los resultados del análisis se muestran en la Tabla 10.21

**Tabla 10.21** Contenido en los PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180 para las playas de la C.C.A.

(mg/kg)	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Σ PCBs
<b>M9</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M11</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M14</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M26</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M29</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M31</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M32</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M34</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M36</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M38</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M42</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>M47</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>MP1</b>	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,01
<b>MCAN2</b>	0,01	0,01	0,01	ND	0,01	0,01	0,02	0,07
<b>MCAN5</b>	0,01	ND	0,02	0,01	ND	ND	ND	0,03
<b>MAN5</b>	0,02	0,02	0,03	0,01	0,03	0,04	0,04	0,19
<b>MARA2</b>	0,02	0,03	0,03	ND	0,04	0,04	0,04	0,19
<b>MARA5</b>	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,13
<b>MLU4</b>	0,02	0,02	0,03	0,01	0,03	0,04	0,04	0,19
<b>MLU6</b>	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,01
<b>MBA3</b>	0,02	0,03	0,03	0,01	0,04	0,04	0,05	0,23
<b>MLL2</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>MV8</b>	0,02	ND	0,02	0,01	ND	ND	ND	0,05

(mg/kg)	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Σ PCBs
<b>MSB 12</b>	ND	ND	<LQ	ND	<LQ	<LQ	<LQ	0,00
<b>MSB 16</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00
<b>MSB 19</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<LQ	0,00
<b>MSB 27</b>	ND	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,00
<b>MSB 30</b>	ND	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,00
<b>MSJN1</b>	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,01
<b>AGS1</b>	0,04	0,04	0,05	0,02	ND	ND	ND	0,15
<b>AGS17</b>	0,03	0,03	0,04	0,02	0,05	0,05	0,06	0,27
<b>AGA5</b>	ND	ND	0,05	0,02	ND	ND	ND	0,08
<b>AGSM1</b>	0,03	0,03	0,04	0,01	0,04	0,05	0,05	0,25
<b>AGB2</b>	0,03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,03
<b>MMU5</b>	ND	ND	0,01	0,01	ND	ND	ND	0,02
<b>MB1</b>	ND	ND	0,04	0,02	ND	ND	ND	0,06
<b>MB49</b>	0,03	0,03	0,03	0,01	ND	ND	ND	0,10
<b>MB83</b>	0,01	0,02	ND	ND	ND	ND	ND	0,03
<b>RN4</b>	0,01	ND	ND	ND	0,02	ND	ND	0,03
<b>RN20</b>	0,02	0,03	0,03	0,01	0,04	0,04	0,05	0,21

ND - No Detectado

<LQ - Por debajo del límite de cuantificación

Se detectaron PCBs en 22 de las 40 muestras analizadas. En la mayoría de las muestras, varios de los PCBs no fueron detectados (ND) o aparecieron por debajo del límite de cuantificación (<LQ). En las muestras donde se detectaron PCBs, los valores de ΣPCBs varían entre 0,01 y 0,27 mg/kg (Tabla 10.21).

Los resultados no permiten concluir que exista una contaminación por PCBs en las playas de la Costa Central Asturiana. Además, debido a la falta de datos, no se puede establecer una relación clara entre la presencia de estos compuestos y las Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) en las playas de Asturias.

## 10.4 Conclusiones.

Los resultados obtenidos en este estudio no permiten confirmar la existencia de contaminación por PCBs en las playas de la Costa Central Asturiana.

En cuanto a la contaminación por PAHs, siguiendo la clasificación de Maliszewska-Kordybach (1996), de las 117 muestras analizadas, un 85,57 % fueron clasificadas como altamente contaminadas, un 4,27 % como contaminadas, un 7,69 % como poco contaminadas y solo un 2,56 % como no contaminadas por PAHs. Más del 90 % de las muestras presentaron concentraciones superiores a los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) establecidos para la protección de ecosistemas acuáticos (Ministerio de la Presidencia, 2005), lo que sugiere la necesidad de una evaluación de riesgos más detallada de los sedimentos de las playas, incluyendo ensayos de toxicidad.

Considerando los NGR para otros usos del suelo, como el recreativo (Ministerio de la Presidencia, 2005), de las 28 localidades (playas) estudiadas en la Costa Central Asturiana, 13 podrían considerarse contaminadas y potencialmente peligrosas para la salud humana debido a que superan en más de 100 veces el NGR para alguno de los PAHs considerados.

El 53,97 % de las muestras analizadas presentan un mayor potencial mutagénico (MEQBaP 8PAHs) que carcinogénico ((TEQ<sub>BaP</sub>)16PAHs), y 17 de ellas muestran un potencial mutagénico significativamente más alto que el carcinogénico. En total, 16 de las 28 playas estudiadas tienen muestras que superan el umbral de 0,6 mg/kg para TEQ<sub>BaP</sub>(16PAHs), lo que permite clasificarlas como altamente tóxicas según los criterios de Chen et al. (2018) y Deelman et al. (2023).

Un 79,48 % de las muestras presentan valores entre el ERL y el ERM para al menos uno de los 12 PAHs considerados. De estas, 58 presentan valores por encima del ERM. De las 23 playas para las que se ha determinado el contenido en PAHs de las muestras, 14 presentan niveles por encima del ERM para al menos uno de los 12 PAHs.

Los resultados del cálculo de los cocientes de riesgo  $RQ_{nc}$  y  $RQ_{mpc}$  indican que las playas más contaminadas por carbón son las que presentan el mayor riesgo. En total, 17 de las 23 playas estudiadas presentan un alto riesgo, una playa presenta un riesgo moderado y 5 presentan un riesgo bajo.

Los coeficientes de correlación de Pearson han demostrado una relación significativa entre el contenido de carbón en las muestras y la concentración de PAHs. Esta relación es muy fuerte en áreas donde se ha encontrado carbón (por ejemplo, la desembocadura del Nalón o Cabo Peñas) y es más débil en zonas donde el carbón está ausente o existen otras fuentes de PAHs (como en Avilés).

Finalmente, el análisis de las relaciones entre isómeros ha permitido determinar que gran parte de los PAHs provienen de procesos relacionados con la combustión de carbón o biomasa, aunque no se pueden descartar contribuciones derivadas del petróleo en algunos casos.



## 11 Conclusiones generales:

En línea con los objetivos planteados en esta tesis, se han identificado los sistemas costeros (playas y arenales) contaminados por Partículas Orgánicas Antropogénicas (POAs) en la Costa Central Asturiana (C.C.A.). Se estudiaron un total de 28 localidades, agrupadas en 5 áreas de estudio:

1. Desembocadura del Nalón (El Aguilar, Ría del Nalón, Playón de Bayas)
2. Litoral de Castrillón (Munielles, Bahinas, Santa María del Mar, Arnao, Salinas y San Juan de Nieva)
3. Ría de Avilés (San Balandrán, Peña del Caballo y El Arañón)
4. Paisaje Protegido de Cabo Peñas y las playas de Gozón y Carreño (Xagó, Portazuelos, Verdicio, Llumeres, Bañugues, Moniello, Luanco, Samaricha, El Dique, Aramar, Antromero, Candás y Perlora)
5. Playas urbanas de Gijón (El Arbeyal, Poniente y San Lorenzo).
  - De las 28 localidades investigadas, dos no presentaron ningún tipo de contaminación por POAs: El Aguilar y Llumeres. En cinco localidades (San Balandrán, Peña del Caballo, El Arañón, Verdicio y Moniello), la contaminación por POAs es minoritaria (fracción orgánica < 5,0 % Vol.) o solo aparecía en forma de trazas. El resto de las localidades (Ría del Nalón, Playón de Bayas, Munielles, Santa María del Mar, Arnao, Salinas y San Juan de Nieva, Xagó, Portazuelos, Bañugues, Luanco, Samarincha, El Dique, Aramar, Antromero, Candás, Perlora, El Arbeyal y San Lorenzo) presentan un alto grado de contaminación por POAs.
  - A excepción de la playa de El Aguilar, las playas situadas en la desembocadura del Nalón y el oeste de Castrillón son las más contaminadas por POAs, principalmente por

carbón y pizarra carbonosa. Existe una notable diferencia entre las playas situadas al oeste de Salinas, donde las POAs están completamente mezcladas con el sedimento, formando una unidad homogénea que da como resultado playas de color gris oscuro o incluso negro (por ejemplo, Bayas), siendo esta contaminación permanente, y las playas situadas al este (incluida Salinas), donde las POAs aparecen como manchas de materiales carbonosos de extensión variable que cubren el sedimento natural de la playa (por ejemplo, San Juan de Nieva o San Lorenzo), lo cual da lugar a la presencia de POAs de forma puntual, tras episodios de tormenta o temporales.

- Se identificaron seis tipos distintos de POAs en la C.C.A.: a) carbón, b) pizarra carbonosa, c) coque de carbón, d) partículas térmicamente alteradas (PTAs), e) chares, y f) coque de petróleo. Además, en dos localidades (Avilés y Gijón), se encontraron trazas de grafito en algunas de las muestras analizadas.
- La distribución de las POAs en la Costa Central Asturiana varía según la zona. En la desembocadura del Nalón, provienen de pizarra carbonosa, carbón y coque arrastrados por el río desde minas y lavaderos. En Castrillón, las fuentes incluyen el Nalón y la industria de Avilés. La ría de Avilés contiene una mezcla de POAs procedentes del área de Castrillón y las actividades desarrolladas en el puerto e industria local. En Cabo Peñas, la contaminación proviene del Nalón, del puerto de Avilés, de actividades industriales en el sector occidental y de la actividad de El Musel y el parque de carbones de Aboño en el sector oriental. En Gijón, las POAs se originan principalmente en el puerto de El Musel y la industria local.
- En cuanto a la mezcla de carbones encontrada en cada área estudiada, los carbones de la desembocadura del Nalón, que incluyen bituminosos de altos, medios y bajos volátiles y antracitas, son compatibles con los explotados en las diversas cuencas mineras de la cuenca hidrográfica del Nalón y sus afluentes. Los carbones de las playas

de Castrillón también son compatibles con los de la desembocadura del Nalón. La mezcla de carbones en la ría de Avilés, que incluye bituminosos de altos, medios y bajos volátiles, antracitas y sub-bituminosos, proceden de los transportados y almacenados en el puerto de Avilés, así como con los de las áreas del Nalón y Castrillón. Los carbones del sector occidental de Cabo Peñas, principalmente en Xagó, son similares a los encontrados en la ría de Avilés, San Juan de Nieva y Salinas. La mezcla de carbones en el sector oriental, más variable, es similar a la encontrada en las playas de Gijón.

- El principal impacto del carbón en las playas de Asturias es de carácter visual, dado que tiñe los arenales de la C.C.A. de color negro o gris oscuro. Asimismo, representa un riesgo potencial para el entorno natural debido a su contenido en elementos traza, como el selenio (Se) y en PAHs. La movilización de partículas de carbón, y otras POAs, por el oleaje, las mareas y las corrientes puede poner estas partículas en suspensión, reduciendo la disponibilidad de luz para los organismos marinos y facilitando su entrada en la cadena trófica, lo que supone un riesgo para los ecosistemas acuáticos.
- El cálculo de los distintos índices medioambientales (*EF*, *Igeo*, *CC*) pone de manifiesto contaminaciones por plata (Ag), plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), mercurio (Hg), antimonio (Sb), níquel (Ni), cromo (Cr), selenio (Se), arsénico (As), manganeso (Mn), vanadio (V) y cobre (Cu) en las playas de la Costa Central Asturiana (C.C.A.). El Se es el único elemento que está claramente asociado a la fracción orgánica (POAs) de las muestras, principalmente al carbón.
- La contaminación por metales pesados en la Costa Central Asturiana se origina principalmente en actividades industriales. En Castrillón y el sector occidental de Cabo Peñas, los contaminantes Ag, Pb, Cd y Zn provienen de la producción de zinc. En Gijón, la contaminación por Pb, Cr, Ni y Cu está relacionada con la construcción naval y otras industrias. En Avilés, el Ni, Cr y Sb proceden de la industria siderúrgica, que también

ha contaminado Cabo Peñas con Mn y V debido al vertido de residuos. El Hg y As, presentes en todas las áreas, se originan en la minería de mercurio mientras que en Gijón la principal fuente es la combustión de carbón.

- Los análisis por desorción térmica de mercurio permitieron identificar cuatro especies inorgánicas de este elemento: a) sulfuro de mercurio (HgS); b) cloruro de mercurio (II) (HgCl<sub>2</sub>); c) óxido de mercurio (HgO); y d) sulfato de mercurio (II) (HgSO<sub>4</sub>). El HgS y HgO fueron detectados en muestras de las cinco áreas estudiadas. El HgCl<sub>2</sub> se identificó en muestras de la desembocadura del Nalón, el extremo oriental de Castrillón y Bañugues (Cabo Peñas). El HgSO<sub>4</sub> se encontró en muestras de Castrillón, la ría de Avilés y las playas de Gijón.
- Los contenidos en elementos de tierras raras (REE) en las muestras analizadas de la C.C.A. son inferiores a 300 ppm en la mayoría de los casos, con solo dos muestras (M12 y M46, en Poniente) superando este umbral. La mayoría presenta concentraciones alrededor de 70 ppm. Por lo tanto, la recuperación de estos metales a partir de los materiales carbonosos acumulados en los arenales no es económicamente viable.
- Los resultados del análisis de GC-MS para determinar el contenido de bifenilos policlorados (PCBs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en muestras de la C.C.A. indican concentraciones extremadamente bajas de PCBs, por lo que no se puede confirmar la existencia de contaminación por estos compuestos ni su relación con el carbón presente en las playas. En cuanto a los PAHs, los resultados muestran que una gran parte de las muestras están altamente contaminadas con estos compuestos. Comparando los resultados obtenidos con los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) para otros usos del suelo, 13 de las 28 playas estudiadas pueden considerarse contaminadas y potencialmente tóxicas para la salud humana. Los coeficientes de correlación de Pearson calculados entre el contenido de carbón en las muestras (% Vol.)

y el sumatorio de los 16 PAHs de interés ambiental ( $\sum 16\text{PAHs}$ ) indican que existe una relación significativa entre estos parámetros, siendo el carbón y los procesos de su conversión la principal fuente de los PAHs encontrados en las playas.



## Bibliografía.

- Achten, C., Hofmann, T., 2009. Native polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in coals - A hardly recognized source of environmental contamination. *Science of the Total Environment* 407, 2461–2473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.008>
- Álvarez, J.P.F., Pieiga, A.G.-L., 2007. Contribución al Patrimonio de la minería de hierro en Asturias: reconstrucción de las labores del grupo Llumeres. *De re metallica* (Madrid): revista de la Sociedad Española para la Defensa del Patrimonio Geológico y Minero. Num. 9. p. 1 - 10.
- Alvargonzález Rodríguez, R.M., 1977. Gijón: industrialización y crecimiento urbano. Ayalga Ediciones.
- Arbizu Senosiain, M.Á., Méndez Bedia, M.I., 2006. El patrimonio Natural y Cultural de Castrillón (Asturias): Geología, fósiles e historia minera. *Trabajos de Geología* 26, 73–91.
- ASTM D388-17, 2017. Standard Classification of Coals by Rank. ASTM International. West Conshohocken, Pensilvania, Estados Unidos.
- ASTM D6722, 2018. Test Method for Total Mercury in Coal and Coal Combustion Residues by Direct Combustion Analysis. ASTM International. West Conshohocken, Pensilvania, Estados Unidos. <https://doi.org/10.1520/D6722-19>
- ASTM D7582 - 10, 2010. Standard Test Methods for Proximate Analysis of Coal and Coke by Macro Thermogravimetric Analysis. ASTM International. West Conshohocken, Pensilvania, Estados Unidos.
- Asturiana de Zinc, 2024. Qué hacemos [WWW Document]. Glencore. URL <https://www.azsa.es/> (accessed 12.18.23).
- Autoridad Portuaria de Avilés, 2023a. Muelles margen izquierda - Autoridad Portuaria de Avilés [WWW Document]. URL <https://www.puertoaviles.es/es/puerto/comercial/muelles.asp> (accessed 12.18.23).
- Autoridad Portuaria de Avilés, 2023b. Muelles margen derecha - Autoridad Portuaria de Avilés [WWW Document]. URL <https://www.puertoaviles.es/es/puerto/comercial/muellesmargenderecha.asp> (accessed 12.18.23).
- Autoridad Portuaria de Avilés, 2009. Buenas prácticas ambientales en el entorno portuario. URL: <https://www.puertoaviles.es/es/autoridadportuaria/medioambiente.asp>. Accedido el 19 de Agosto de 2024.
- Autoridad Portuaria de Gijón, 2022. Memoria anual 2022 (Annual report). URL: [https://www.puertogijon.es/wp-content/uploads/2023/11/memoria\\_apg\\_2022.pdf](https://www.puertogijon.es/wp-content/uploads/2023/11/memoria_apg_2022.pdf). Accedido el 22 de agosto de 2024.
- Ayuntamiento de Gijón, 2019. Playa del Arbeyal [WWW Document]. Ayuntamiento de Gijón. URL <http://www.gijon.info/page/5243-playa-del-arbeyal/> (accessed 11.11.19).
- Baird, W.M., Hooven, L.A., Mahadevan, B., 2005. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon-DNA adducts and mechanism of action. *Environ and Mol Mutagen* 45, 106–114. <https://doi.org/10.1002/em.20095>
- Baker, J.E., Eisenreich, S.J., 1990. Concentrations and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air-water interface of Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.* 24, 342–352. <https://doi.org/10.1021/es00073a009>

- Barbieri, M., 2017. The importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to evaluate the soil contamination. *Journal of geology & geophysics* 5, 1–4. <https://doi.org/10.4172/2381-8719.1000237>
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., 1998. PAHs in Arcachon Bay, France: Origin and biomonitoring with caged organisms. *Marine Pollution Bulletin* 36, 577–586. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00014-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00014-9)
- Beroiz, C., Ramirez de Pozo, J., Giannini, G., Barón, A., Julivert, M., Truyols, J., 1973. Mapa geológico y Memoria de la Hoja nº 13 (Gijón). Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Segunda Serie (MAGNA), Primera Edición. IGME. Depósito Legal: M. 32.699 - 1973.
- Bianco, F., Race, M., Papirio, S., Esposito, G., 2023. A critical review of the remediation of PAH-polluted marine sediments: current knowledge and future perspectives. *Resources, Environment and Sustainability* 11, 100101. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100101>
- Birch, G., 2013. 14.24 Use of Sedimentary-Metal Indicators in Assessment of Estuarine System Health, in: *Treatise on Geomorphology*. Elsevier, pp. 282–291. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00392-4>
- Boente, C., Baragaño, D., Gallego, J.R., 2020. Benzo[a]pyrene sourcing and abundance in a coal region in transition reveals historical pollution, rendering soil screening levels impractical. *Environmental Pollution* 266, 115341. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115341>
- Bolan, N., Kumar, M., Singh, E., Kumar, A., Singh, L., Kumar, S., Keerthanan, S., Hoang, S.A., El-Naggar, A., Vithanage, M., Sarkar, B., Wijesekara, H., Diyabalanage, S., Sooriyakumar, P., Vinu, A., Wang, H., Kirkham, M.B., Shaheen, S.M., Rinklebe, J., Siddique, K.H.M., 2022. Antimony contamination and its risk management in complex environmental settings: A review. *Environment International* 158, 106908. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106908>
- Bollen, A., Wenke, A., Biester, H., 2008. Mercury speciation analyses in HgCl<sub>2</sub>-contaminated soils and groundwater—Implications for risk assessment and remediation strategies. *Water Research* 42, 91–100. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.011>
- Brown, R.C., Pierce, R.H., Rice, S.A., 1985. Hydrocarbon contamination in sediments from urban stormwater runoff. *Marine Pollution Bulletin* 16, 236–240. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(85\)90507-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(85)90507-7)
- Buat-Menard, P., Chesselet, R., 1979. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth and Planetary Science Letters* 42, 399–411. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(79\)90049-9](https://doi.org/10.1016/0012-821X(79)90049-9)
- Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Piérard, C., Garrigues, P., 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry*, 4th International Symposium on the Biogeochemistry of Model Estuaries 58, 85–97. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(97\)00028-5](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(97)00028-5)
- Cai, Minggang, Liu, M., Hong, Q., Lin, J., Huang, P., Hong, J., Wang, J., Zhao, W., Chen, M., Cai, Minghong, Ye, J., 2016. Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Seawater from the Western Pacific to the Southern Ocean (17.5°N to 69.2°S) and Their Inventories on the Antarctic Shelf. *Environ. Sci. Technol.* 50, 9161–9168. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02766>
- Cao, Z., Liu, J., Luan, Y., Li, Y., Ma, M., Xu, J., Han, S., 2010. Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology* 19, 827–837. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0464-5>
- Ceñal, R.C., Flor, G., 1993. Evolución reciente del estuario del Nalón (Asturias). *Cuaternario Geomorfol* 7, 23–34.

- Chapman, P.M., Downie, J., Maynard, A., Taylor, L.A., 1996. Coal and deodorizer residues in marine sediments - Contaminants or pollutants? *Environ Toxicol Chem* 15, 638. [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(1996\)015<0638:CADRIM>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(1996)015<0638:CADRIM>2.3.CO;2)
- Chen, F., Lin, Y., Cai, M., Zhang, J., Zhang, Y., Kuang, W., Liu, L., Huang, P., Ke, H., 2018. Occurrence and Risk Assessment of PAHs in Surface Sediments from Western Arctic and Subarctic Oceans. *IJERPH* 15, 734. <https://doi.org/10.3390/ijerph15040734>
- Chiu, S.W., Ho, K.M., Chan, S.S., So, O.M., Lai, K.H., 2006. Characterization of contamination in and toxicities of a shipyard area in Hong Kong. *Environmental Pollution* 142, 512–520. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.038>
- Christensen, E.R., Li, A., Ab Razak, I.A., Rachdawong, P., Karls, J.F., 1997. Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of the Kinnickinnic River, Wisconsin. *Journal of Great Lakes Research* 23, 61–73. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(97\)70885-2](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(97)70885-2)
- Cobelo-García, A., Prego, R., 2004. Influence of point sources on trace metal contamination and distribution in a semi-enclosed industrial embayment: the Ferrol Ria (NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 695–703. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.03.008>
- Colmenero, J.R., Suárez-Ruiz, I., Fernández-Suárez, J., Barba, P., Llorens, T., 2008. Genesis and rank distribution of Upper Carboniferous coal basins in the Cantabrian Mountains, Northern Spain. *International Journal of Coal Geology* 76, 187–204. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2008.08.004>
- Confederación Hidrográfica del Cantábrico, 2023. Río Nalón [WWW Document]. [chcantabrico.es](http://chcantabrico.es). URL <https://www.chcantabrico.es/las-cuencas-cantabricas/marco-fisico/hidrologia/rios/nalon> (accessed 12.11.23).
- Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Principado de Asturias, 2005. Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del Principado de Asturias. *Boletín Oficial del Principado de Asturias (BOPA)*, Num. 91 de 21-IV-2014.
- Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias, 2002. Decreto 100/2002, de 25 de julio, por el que se declara Monumento Natural la Charca de Zeluán y Ensenada de Llodero (Avilés y Gozón). *Boletín Oficial del Principado de Asturias (BOPA)*, Num. 192 de 19-VIII-2002.
- Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo del Principado de Asturias, 1995. Decreto 80/1995, de 12 de mayo, por el que se declara Monumento Natural la Charca de Zeluán y Ensenada de Llodero (Avilés y Gozón). *Boletín Oficial del Principado de Asturias (BOPA)*, Num. 192 de 19-VIII-2002.
- Coordinadora Ecoloxista d’Asturies, 2023. Alegaciones a la licencia por las aguas de escorrentía en el parque de Aboño 2023. – Coordinadora Ecoloxista d’Asturies. URL <https://coordinadoraecoloxista.org/alegaciones-a-la-licencia-por-las-aguas-de-escorrentia-en-el-parque-de-abono-2023/> (accessed 8.9.24).
- Crelling, J., Glikson, M., Huggett, W., Borrego, M., Hower, J., Ligouis, B., Mastalerz, M., Misz, M., Suárez-Ruiz, I., Valentim, B., 2006. Atlas of anthropogenic particles. International Committee for Coal and Organic Petrology and Indiana Geological Survey, CD-ROM.
- Crelling, J.C., 2008. Chapter 7 - Coal Carbonization, in: Suárez-Ruiz, I., Crelling, J.C. (Eds.), *Applied Coal Petrology*. Elsevier, Burlington, pp. 173–192. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-045051-3.00007-5>

- Dabestani, R., Ivanov, I.N., 1999. A Compilation of Physical, Spectroscopic and Photophysical Properties of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Photochemistry and Photobiology* 70, 10–34. <https://doi.org/10.1111/j.1751-1097.1999.tb01945.x>
- Dai, Q., Min, X., Weng, M., 2016. A review of polychlorinated biphenyls (PCBs) pollution in indoor air environment. *Journal of the Air & Waste Management Association* 66, 941–950. <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1184193>
- Dai, S., Wang, P., Ward, C.R., Tang, Y., Song, X., Jiang, J., Hower, J.C., Li, T., Seredin, V.V., Wagner, N.J., Jiang, Y., Wang, X., Liu, J., 2015. Elemental and mineralogical anomalies in the coal-hosted Ge ore deposit of Lincang, Yunnan, southwestern China: Key role of N<sub>2</sub>-CO<sub>2</sub>-mixed hydrothermal solutions. *International Journal of Coal Geology* 152, 19–46. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2014.11.006>
- De La Torre-Roche, R.J., Lee, W.-Y., Campos-Díaz, S.I., 2009. Soil-borne polycyclic aromatic hydrocarbons in El Paso, Texas: Analysis of a potential problem in the United States/Mexico border region. *Journal of Hazardous Materials* 163, 946–958. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.089>
- Deelaman, W., Choochuay, C., Pongpiachan, S., Han, Y., 2023. Ecological and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment core of Phayao Lake, Thailand. *J Environ Expo Assess* 2, 3. <https://doi.org/10.20517/jeea.2022.29>
- Deeplhike, H.U., Tecon, R., Kooten, G. van, Meer, J.R. van der, Harms, H., Wells, M., Short, J., 2009. Unlike PAHs from Exxon Valdez Crude Oil, PAHs from Gulf of Alaska Coals are not Readily Bioavailable. *Environ. Sci. Technol.* 43, 5864–5870. <https://doi.org/10.1021/es900734k>
- Díaz, L., 2018. Sólo cinco minas siguen activas en Asturias y deberán cerrar este año. *La Nueva España*.
- Dickhut, R.M., Canuel, E.A., Gustafson, K.E., Liu, K., Arzayus, K.M., Walker, S.E., Edgecombe, G., Gaylor, M.O., MacDonald, E.H., 2000. Automotive Sources of Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Associated with Particulate Matter in the Chesapeake Bay Region. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4635–4640. <https://doi.org/10.1021/es000971e>
- Diego Cavada, J.M., 2014. Sedimentología, morfología y evolución del campo dunar de Bayas (Asturias). (Trabajo Fin de Grado). Facultad de Geología, Universidad de Oviedo, Asturias, España.
- Diez, M.A., Centeno, T.A., Amado-Fierro, Á., 2023. 15 - Coal use for iron and steel production in low-carbon transition scenarios, in: Osborne, D. (Ed.), *The Coal Handbook (Second Edition)*, Woodhead Publishing Series in Energy. Woodhead Publishing, pp. 493–546. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824327-5.00010-7>
- Durant, J.L., Busby, W.F., Lafleur, A.L., Penman, B.W., Crespi, C.L., 1996. Human cell mutagenicity of oxygenated, nitrated and unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons associated with urban aerosols. *Mutation Research/Genetic Toxicology* 371, 123–157. [https://doi.org/10.1016/S0165-1218\(96\)90103-2](https://doi.org/10.1016/S0165-1218(96)90103-2)
- El Comercio, 2021. El Puerto investigará el origen de los hidrocarburos en el lecho de la ría de Avilés para tratar de evitar su depósito. *El Comercio: Diario de Asturias*. URL:<https://www.elcomercio.es/aviles/puerto-investigara-origen-20211119000727-ntvo.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- El Comercio, 2019a. Los ecologistas denuncian un nuevo vertido a la ría. Aparece una mancha «con olor a combustible» a altura del puente Azud. *El Comercio: Diario de Asturias*. URL:<https://www.elcomercio.es/aviles/ecologistas-denuncian-nuevo-20190411133513-nt.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.

- El Comercio, 2019b. Los ecologistas denuncian tres vertidos simultáneos a la ría de Avilés. El Comercio: Diario de Asturias. URL:<https://www.elcomercio.es/aviles/ecologistas-denuncian-tres-20191221001224-ntvo.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- El Comercio, 2017a. Denuncian la muerte de peces por un vertido en la ría de Avilés. El Comercio: Diario de Asturias. URL:<https://www.elcomercio.es/aviles/denuncian-muerte-varios-20171029185238-nt.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- El Comercio, 2017b. Medio Ambiente investiga un nuevo vertido de Arcelor en la ría. El Comercio: Diario de Asturias. URL:<https://www.elcomercio.es/aviles/medio-ambiente-investiga-20171223001059-ntvo.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- El Comercio, 2016a. San Lorenzo amanece cubierta de carbón. El Comercio: Diario de Asturias. URL: <https://www.elcomercio.es/gijon/201612/20/lorenzo-amanece-cubierta-carbon-20161220003449-v.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- El Comercio, 2016b. El Seprona investiga la aparición de peces muertos en la ría. El Comercio: Diario de Asturias. URL:<https://www.elcomercio.es/aviles/201610/24/seprona-investiga-aparicion-peces-20161024014716-v.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- El Comercio, 2015. Investigan un vertido procedente de Asturiana de Zinc en Castrillón. El Comercio: Diario de Asturias. URL: <https://www.elcomercio.es/aviles/201503/10/ecologistas-senalan-asturiana-zinc-20150310131137.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- Emmerson, R.H.C., O'Reilly-Wiese, S.B., Macleod, C.L., Lester, J.N., 1997. A multivariate assessment of metal distribution in inter-tidal sediments of the Blackwater Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 34, 960–968. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(97\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(97)00067-2)
- Environmental Protection Agency, 1984. Health effects assessment for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). EPA 540/l-86-013. Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH.
- Fernández, S., 2013. Azsa fue «responsable directa y única» del accidente del mercurio, sostiene Trabajo. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/aviles/2013/07/06/azsa-responsable-directa-unica-accidente-20615927.html>. Accedido el 19 de agosto de 2024.
- Fernández-Guerra, R., 2010. Caso de Derecho marítimo: Naufragio y remoción del buque "Castillo de Salas". *Revista de historia naval* Año 28, 7–69.
- Fernández-Nóvoa, D., Costoya, X., M. deCastro, Gómez-Gesteira, M., 2019. Dynamic characterization of the main Cantabrian river plumes by means of MODIS. *Continental Shelf Research* 183, 14–27. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.06.005>
- Finkelman, R.B., Greb, S.F., 2008. Environmental and Health Impacts, in: *Applied Coal Petrology*. Elsevier, pp. 263–287. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-045051-3.00010-5>
- Finkelman, R.B., Orem, W., Castranova, V., Tatu, C.A., Belkin, H.E., Zheng, B., Lerch, H.E., Maharaj, S.V., Bates, A.L., 2002. Health impacts of coal and coal use: possible solutions. *International Journal of Coal Geology*, Volume 50 50, 425–443. [https://doi.org/10.1016/S0166-5162\(02\)00125-8](https://doi.org/10.1016/S0166-5162(02)00125-8)
- Finkelman, R.B., Palmer, C.A., Wang, P., 2018. Quantification of the modes of occurrence of 42 elements in coal. *International Journal of Coal Geology* 185, 138–160. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2017.09.005>
- Finkelman, R.B., Wolfe, A., Hendryx, M.S., 2021. The future environmental and health impacts of coal. *Energy Geoscience* 2, 99–112. <https://doi.org/10.1016/j.engeos.2020.11.001>
- Flor, G., Flor Blanco, G., 2009. Aspectos morfológicos, dinámicos y sedimentarios del sector costero: desembocadura del Nalón - Playa de Bañugues. *Problemática Ambiental*. 6º Simposio sobre el margen Ibérico Atlántico Guía de Campo.

- Flor, G., Flor-Blanco, G., Rey Ruanova, M., 2022. Transferencias arenosas transversales y longitudinales entre playas apoyadas y dunas asociadas en la costa de Asturias (NO de la península Ibérica). *Revista de la Sociedad Geológica de España* 35, 15–35. <https://doi.org/10.55407/rsge.94880>
- Flor-Blanco, G., 2011. Alteraciones antrópicas por dragados en el estuario de avilés y la playa/dunas de “salinas-el espartal” (Asturias), in: *Actas de las VI Jornadas de Geomorfología Litoral*. Presented at the VI Jornadas de Geomorfología Litoral, Tarragona, España, p. 5.
- Flor-Blanco, G., Flor, G., Pando, L., 2013. Evolution of the Salinas-El Espartal and Xagó beach/dune systems in north-western Spain over recent decades: evidence for responses to natural processes and anthropogenic interventions. *Geo-Mar Lett* 33, 143–157. <https://doi.org/10.1007/s00367-012-0301-3>
- Förstner, U., Müller, G., 1981. Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in river sediments: geochemical background, man’s influence and environmental impact. *GeoJournal* 5, 417–432. <https://doi.org/10.1007/BF02484715>
- French, P.W., 1993. Areal distribution of selected pollutants in contemporary intertidal sediments of the Severn Estuary and Bristol Channel, UK. *Marine Pollution Bulletin* 26, 692–697. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(93\)90553-V](https://doi.org/10.1016/0025-326X(93)90553-V)
- Gallego, J.L.R., López-Antón, M.A., de la Rosa, D.M., Rodríguez-Valdés, E., García-González, N., Rodríguez, E., Martínez-Tarazona, M.R., 2019. Assessment of mercury pollution sources in beach sand and coastal soil by speciation analysis. *Environ Sci Eur* 31, 79. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0264-3>
- Gallocchio, F., Moressa, A., Pascoli, F., Vetri, A., Toffan, A., Pretto, T., Arcangeli, G., Angeletti, R., Ricci, A., 2023. Effect of TiO<sub>2</sub> Nanoparticle on Bioaccumulation of ndl-PCBs in Mediterranean Mussels (*Mitilus galloprovincialis*). *Animals* 13, 1208. <https://doi.org/10.3390/ani13071208>
- García, I., 2023. «Parece que hubo un bombazo y que hay movida porque se oyen las sirenas». *El Comercio: Diario de Asturias*. URL: <https://www.elcomercio.es/economia/arcelor-incendio-vecinos-reacciones-zona-oeste-verina-carreno-la-calzada-20230322190214-nt.html>. Accedido el 16 de Agosto de 2024.
- García Iglesias, J., Loredó, J., 1994. Geological, geochemical and mineralogical characteristics of the Asturias fluorspar district, northern Spain. *Exploration & Mining Geology* 3, 31–37.
- García Ordiales, E., Mangas, M., Sanz-Prada, L., Pavoni, E., Covelli, S., Roqueñí, N., Loredó, J., Cienfuegos, P., 2020. Spatial variations of mercury in sediments of Aviles Harbour and its implications on dredging. Presented at the EGU General Assembly 2020. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-7712>, 2020
- García, R., Díaz-Somoano, M., Calvo, M., López-Antón, M.A., Suárez, S., Suárez Ruiz, I., Martínez-Tarazona, M.R., 2012. Impact of a semi-industrial coke processing plant in the surrounding surface soil. Part II: PAH content. *Fuel Processing Technology* 104, 245–252. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2012.05.018>
- García-Martínez, M.J., Ortega, M.F., Bolonio, D., Llamas, J.F., Canoira, L., 2018. Leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from coal dumps reclaimed with apple trees: a mechanistic insight. *Environ Geochem Health* 40, 2695–2706. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0133-9>
- García-Ordiales, E., Cienfuegos, P., Roqueñí, N., Covelli, S., Flor-Blanco, G., Fontolan, G., Loredó, J., 2019. Historical accumulation of potentially toxic trace elements resulting from mining activities in estuarine salt marshes sediments of the Asturias coastline

- (northern Spain). *Environ Sci Pollut Res* 26, 3115–3128. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0449-5>
- García-Ordiales, E., Covelli, S., Rico, J.M., Roqueñí, N., Fontolan, G., Flor-Blanco, G., Cienfuegos, P., Loredó, J., 2018. Occurrence and speciation of arsenic and mercury in estuarine sediments affected by mining activities (Asturias, northern Spain). *Chemosphere* 198, 281–289. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.146>
- García-Ordiales, E., Flor-Blanco, G., Roqueñí, N., Covelli, S., Cienfuegos, P., Álvarez, R., Fontolan, G., Loredó, J., 2020. Anthropocene footprint in the Nalón estuarine sediments (northern Spain). *Marine Geology* 424, 106167. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2020.106167>
- García-Ordiales, E., Loredó, J., Cienfuegos, P., Covelli, S., Flor-Blanco, G., Fontolan, G., Roqueñí, N., Ordoñez, A., Flor, G., 2015. Metales pesados y metaloides en sedimentos de las Marismas del Estuario del río Nalón (Norte de España). *Comunicação Geológicas* 102, 69–72.
- Gardoki, J., Cearreta Bilbao, A., García Artola, A., Irabien Gulias, M.J., Gómez Arozamena, J.E., Villasante Marcos, V., 2021. El registro sedimentario antropoceno en la Ría del Nalón (Asturias): impacto histórico de la minería de carbón y mercurio. *Geotemas* (Madrid) 1007.
- Ghosh, U., Zimmerman, J.R., Luthy, R.G., 2003. PCB and PAH Speciation among Particle Types in Contaminated Harbor Sediments and Effects on PAH Bioavailability. *Environmental Science & Technology* 37, 2209–2217. <https://doi.org/10.1021/es020833k>
- Giesy, J.P., Kannan, K., 1998. Dioxin-Like and Non-Dioxin-Like Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Implications For Risk Assessment. *Critical Reviews in Toxicology* 28, 511–569. <https://doi.org/10.1080/10408449891344263>
- González Fernández, B., Menéndez Casares, E., Ramos Muñiz, F., Cruz Hernández, P., González Quirós, A., 2012. Origen del mercurio presente en las aguas subterráneas del oeste de Gijón (Asturias). *Geotemas* (Madrid) 934–937.
- González-Fernández, B., Menéndez-Casares, E., Meléndez-Asensio, M., Fernández-Menéndez, S., Ramos-Muñiz, F., Cruz-Hernández, P., González-Quirós, A., 2014. Sources of mercury in groundwater and soils of west Gijón (Asturias, NW Spain). *Science of The Total Environment* 481, 217–231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.034>
- Guimarães, R.H.E., Wallner-Kersanach, M., Correa, J.A.M., 2022. Assessment of anthropogenic metals in shipyard sediment in the Amazon delta estuary in northern Brazil. *Environ Sci Pollut Res* 29, 77007–77025. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20960-1>
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research* 14, 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Harris, D., Roberts, D.G., 2023. 19 - Coal gasification and conversion, in: Osborne, D. (Ed.), *The Coal Handbook* (Second Edition), Woodhead Publishing Series in Energy. Woodhead Publishing, pp. 665–691. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824327-5.00021-1>
- Hoffman, E.J., Mills, G.L., Latimer, J.S., Quinn, J.G., 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 18, 580–587. <https://doi.org/10.1021/es00126a003>
- Hunosa, 2023. El Lavadero de Batán se convierte en Batán Recovery para revalorizar subproductos de la industria primaria. Grupo Hunosa, innovación, experiencia, energía.

- URL <https://www.hunosa.es/2023/02/23/el-lavadero-de-batan-se-convierte-en-batan-recovery-para-revalorizar-subproductos-de-la-industria-primaria/> (accessed 9.26.23).
- IGME, 2012. Atlas Geoquímico de España. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, España.
- Instituto Nacional de Estadística, 2022. INE. Instituto Nacional de Estadística [WWW Document]. INE. URL <https://www.ine.es/index.htm> (accessed 12.4.23).
- Instituto Nacional del Carbón, 1956. Notas sobre un “Carbón de Playa.”
- Intriago, M.D.-F., 1979. La minería de la hulla en Asturias: (un análisis histórico). Universidad de Oviedo.
- ISO 7404/2, 2009. Methods for the petrographic analysis of coals — Part 2: Methods of preparing coal samples. International Organization for Standardization, Ginebra, Suiza. Ginebra, Suiza.
- ISO 7404/3, 2009. Methods for the petrographic analysis of coals -- Part 3: Method of determining maceral group composition. International Organization for Standardization, Ginebra, Suiza. Ginebra, Suiza.
- ISO 7404/5, 2009. Methods for the petrographic analysis of coals -- Part 5: Method of determining microscopically the reflectance of vitrinite. International Organization for Standardization, Ginebra, Suiza. Ginebra, Suiza.
- ISO 11750, 2009. Classification of Coals, 2<sup>a</sup> ed. International Organization for Standardization, Ginebra, Suiza. Ginebra, Suiza.
- Iwasaki, T., Miyauchi, K., Masai, E., Fukuda, M., 2006. Multiple-Subunit Genes of the Aromatic-Ring-Hydroxylating Dioxygenase Play an Active Role in Biphenyl and Polychlorinated Biphenyl Degradation in *Rhodococcus* sp. Strain RHA1. *Applied and Environmental Microbiology* 72, 5396–5402. <https://doi.org/10.1128/AEM.00298-06>
- Jiao, X., Teng, Y., Zhan, Y., Wu, J., Lin, X., 2015. Soil Heavy Metal Pollution and Risk Assessment in Shenyang Industrial District, Northeast China. *PLOS ONE* 10, e0127736. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127736>
- Johnson, R., Bustin, R.M., 2006. Coal dust dispersal around a marine coal terminal (1977–1999), British Columbia: The fate of coal dust in the marine environment. *International Journal of Coal Geology*, Selected papers presented at the 56th Annual Meeting of the International Committee for Coal and Organic Petrology 68, 57–69. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2005.10.003>
- Julivert, M., Truyols, J., Marcos, A., Arboleya, M.L., 1973. Mapa geológico y Memoria de la Hoja nº 12 (Avilés). Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Segunda Serie (MAGNA), Primera Edición. IGME. Depósito Legal: M. 33.424 - 1973.
- Kalaitzidis, S., Christanis, K., Cornelissen, G., Gustafsson, O., 2013. Tracing dispersed coaly-derived particles in modern sediments: an environmental application of organic petrography. *Global NEST Journal* 9, 137–143. <https://doi.org/10.30955/gnj.000425>
- Kalf, D.F., Crommentuijn, T., van de Plassche, E.J., 1997. Environmental Quality Objectives for 10 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36, 89–97. <https://doi.org/10.1006/eesa.1996.1495>
- Karapanagioti, H.K., Kleineidam, S., Sabatini, D.A., Grathwohl, P., Ligouis, B., 2000. Impacts of Heterogeneous Organic Matter on Phenanthrene Sorption: Equilibrium and Kinetic Studies with Aquifer Material. *Environ. Sci. Technol.* 34, 406–414. <https://doi.org/10.1021/es9902219>
- Khalil, M.F., Ghosh, U., Kreitinger, J.P., 2006. Role of Weathered Coal Tar Pitch in the Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Manufactured Gas Plant Site Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 40, 5681–5687. <https://doi.org/10.1021/es0607032>

- Khalili, N.R., Scheff, P.A., Holsen, T.M., 1995. PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and, gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment* 29, 533–542. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00275-P](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00275-P)
- Kim, K.T., Ra, K., Kim, J.K., Kim, E.S., Kim, C.K., Shim, W.J., 2015. Distribution of Dissolved Heavy Metals in Surface Seawaters Around a Shipyard in Gohyun Bay, Korea. *Journal of the Korean Society for Marine Environment & Energy* 18, 36–44. <https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2015.18.1.36>
- Kus, J., Misz-Kennan, M., Iccp, 2017. Coal weathering and laboratory (artificial) coal oxidation. *International Journal of Coal Geology* 171, 12–36. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2016.11.016>
- La Nueva España, 2021a. El Seprona investiga una serie de manchas de carbón halladas en la playa de San Juan. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/aviles/2021/04/18/seprona-investiga-serie-manchas-carbon-48444916.html>. Accedido el 3 de octubre de 2023.
- La Nueva España, 2021b. El barco abandonado a su suerte en Avilés hace 35 meses vuelve hoy a navegar. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/aviles/2021/04/17/barco-abandonado-suerte-aviles-35-48432231.html>. Accedido el 3 de octubre de 2023.
- La Nueva España, 2018. Inicios de la playa del Arbeyal. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/gijon/2018/10/09/inicios-playa-arbeyal-18748496.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- La Nueva España, 2013. Grafito sospechoso en El Musel. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/gijon/2013/09/20/grafito-sospechoso-musel/1471422.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- La Nueva España, 2010. El avistamiento de manchas oleaginosas en la ría dispara la alarma ambiental. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/aviles/2010/05/19/avistamiento-manchas-oleaginosas-ria-dispara-21338038.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- Lage, J., Wolterbeek, H., Almeida, S.M., 2016. Contamination of surface soils from a heavy industrial area in the North of Spain. *J Radioanal Nucl Chem* 309, 429–437. <https://doi.org/10.1007/s10967-016-4757-x>
- Lang, Y., Wang, N., Gao, H., Bai, J., 2012. Distribution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from Liaohe estuarine wetland soils. *Environ Monit Assess* 184, 5545–5552. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2360-8>
- Lawal, A.T., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review. *Cogent Environmental Science* 3, 1339841. <https://doi.org/10.1080/23311843.2017.1339841>
- Lee, C.-C., Chen, C.S., Wang, Z.-X., Tien, C.-J., 2021. Polycyclic aromatic hydrocarbons in 30 river ecosystems, Taiwan: Sources, and ecological and human health risks. *Sci Total Environ* 795, 148867. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148867>
- Lee, C.-L., Fang, M.-D., Hsieh, M.-T., 1998. Characterization and distribution of metals in surficial sediments in Southwestern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 36, 464–471. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00006-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00006-X)
- Lehndorff, E., Schwark, L., 2004. Biomonitoring of air quality in the Cologne Conurbation using pine needles as a passive sampler—Part II: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). *Atmospheric Environment* 38, 3793–3808. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.03.065>
- Leister, D.L., Baker, J.E., 1994. Atmospheric deposition of organic contaminants to the Chesapeake bay. *Atmospheric Environment* 28, 1499–1520. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)90210-0](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)90210-0)

- León, V.M., Viñas, L., Concha-Graña, E., Fernández-González, V., Salgueiro-González, N., Moscoso-Pérez, C., Muniategui-Lorenzo, S., Campillo, J.A., 2020. Identification of contaminants of emerging concern with potential environmental risk in Spanish continental shelf sediments. *Science of The Total Environment* 742, 140505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140505>
- Li, G., Lang, Y., Gao, M., Yang, W., Peng, P., Wang, X., 2014. Carcinogenic and mutagenic potencies for different PAHs sources in coastal sediments of Shandong Peninsula. *Marine Pollution Bulletin* 84, 418–423. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.04.039>
- Li, S., Wang, Y., Zhu, S., Ruan, Q., Tie, C., Gao, X., Zhao, X., Liang, H., 2022. Sources of coal remains from the Jartai Pass Site in Nilka County, Xinjiang, China. *The Holocene* 32, 901–908. <https://doi.org/10.1177/09596836221101270>
- Ligouis, B., Kleineidam, S., Karapanagioti, H.K., Kiem, R., Grathwohl, P., Niemz, C., 2005. Organic Petrology: A New Tool to Study Contaminants in Soils and Sediments, in: Lichtfouse, E., Schwarzbauer, J., Robert, D. (Eds.), *Environmental Chemistry*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, pp. 89–98. [https://doi.org/10.1007/3-540-26531-7\\_9](https://doi.org/10.1007/3-540-26531-7_9)
- Liu, X., Zhang, G., Jones, K.C., Li, X., Peng, X., Qi, S., 2005. Compositional fractionation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum plumaeformae* WILS.) from the northern slope of Nanling Mountains, South China. *Atmospheric Environment* 39, 5490–5499. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.05.048>
- Liu, Y., Chen, L., Zhao, J., Wei, Y., Pan, Z., Meng, X.-Z., Huang, Q., Li, W., 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soil of Shanghai, China: Concentrations, distribution and sources. *Organic Geochemistry* 41, 355–362. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.12.009>
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19, 81–97. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>
- Lopes, H., Proença, S., 2020. Insights into PCDD/Fs and PAHs in Biomass Boilers Envisaging Risks of Ash Use as Fertilizers. *Applied Sciences* 10, 4951. <https://doi.org/10.3390/app10144951>
- López Peláez, J., 2019. El estuario de las Aceñas y la playa de Zeluán (y II). La probeta del paisaje. URL <http://laprobetapaisaje.blogspot.com/2019/07/el-estuario-de-las-acenas-y-la-playa-de.html> (accessed 12.13.23).
- López Peláez, J., 2017. El Antropoceno de cabo Negro. La probeta del paisaje. URL <http://laprobetapaisaje.blogspot.com/2017/11/el-antropoceno-de-cabo-negro.html> (accessed 12.5.23).
- Loredo, J., Ordóñez, A., Charlesworth, S., De Miguel, E., 2003. Influence of Industry on the Geochemical Urban Environment of Mieres (Spain) and Associated Health Risk. *Environmental Geochemistry and Health* 25, 307–323. <https://doi.org/10.1023/A:1024521510658>
- Magi, E., Bianco, R., Ianni, C., Di Carro, M., 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Adriatic Sea. *Environmental Pollution* 119, 91–98. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00321-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00321-9)
- Maliszewska-Kordybach, B., 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Applied Geochemistry, Environmental Geochemistry* 11, 121–127. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00076-3](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00076-3)
- Mangas-Suarez, M., Barquero, J.I., Navarro-Murillo, E., Roqueñí, N., Garcia-Ordiales, E., 2023. Trace metals from different anthropic sources on the mid-west coast of Asturias:

- Concentrations, dispersion and environmental considerations. *Marine Pollution Bulletin* 194, 115446. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115446>
- Mangas-Suarez, M., Garcia-Ordiales, E., Pérez, J.A., Álvarez, R., Villa, A., Ordoñez, A., Roqueñí, N., 2022. Enrichment of Metals in the Sediments of an Industrially Impacted Estuary: Geochemistry, Dispersion and Environmental Considerations. *Applied Sciences* 12, 10998. <https://doi.org/10.3390/app122110998>
- Marinković, N., Pašalić, D., Potočki, S., 2013. Polymorphisms of genes involved in polycyclic aromatic hydrocarbons'biotransformation and atherosclerosis. *Biochem Med* 23, 255–265. <https://doi.org/10.11613/BM.2013.032>
- Martinez Arévalo, P., Fernández Pello, D., 1983. Evolución de los vertidos mineros en el río Nalón. Unidad Central de Medio Ambiente. Hunosa.
- Martínez, M., 2024. ¿Como han afectado a la playa de Salinas los dragados del Puerto de Avilés? Los sorprendentes datos de los últimos estudios. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/aviles/2024/06/07/han-afectado-playa-salinas-dragados-103455127.html>. Accedido el 19 de agosto de 2024.
- Mastalerz, M., Souch, C., Filippelli, G.M., Dollar, N.L., Perkins, S.M., 2001. Anthropogenic organic matter in the Great Marsh of the Indiana Dunes National Lakeshore and its implications. *International Journal of Coal Geology, TSOP* 1999 46, 157–177. [https://doi.org/10.1016/S0166-5162\(01\)00016-7](https://doi.org/10.1016/S0166-5162(01)00016-7)
- Méndez, E., 2009. La fuente de La Piquera supera en casi siete puntos el nivel de mercurio permitido. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/gijon/2009/12/11/fuente-piquera-supera-siete-puntos-21427283.html>. Accedido el 22 de agosto de 2024.
- Menzie, C.A., Potocki, B.B., Santodonato, J., 1992. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 26, 1278–1284. <https://doi.org/10.1021/es00031a002>
- Meyer, W., Seiler, T.-B., Reininghaus, M., Schwarzbauer, J., Püttmann, W., Hollert, H., Achten, C., 2013. Limited waterborne acute toxicity of native polycyclic aromatic compounds from coals of different types compared to their total hazard potential. *Environmental Science and Technology* 47, 11766–11775. <https://doi.org/10.1021/es401609n>
- Minas de Asturias, 2021. Historia [WWW Document]. <http://www.minasdeasturias.es/>. URL <http://www.minasdeasturias.es/historia/> (accessed 7.17.24).
- Ministerio de la Presidencia, 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. *Boletín Oficial del Estado* N° 15. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2005-895>. Accedido en agosto 2024.
- Montes, I., 2013. Manchas de carbón de origen desconocido cubren las playas de Salinas y San Juan. La Nueva España. URL: <https://www.lne.es/aviles/2013/09/29/manchas-carbon-origen-desconocido-cubren-20563992.html>. Accedido el 19 de agosto de 2024.
- Moro, M., 2015. Una gran nube de carbón procedente de El Musel echa a los bañistas de las playas. *El Comercio*. URL: <https://www.elcomercio.es/gijon/201507/25/gran-nube-carbon-procedente-20150725001802-v.html>. Accedido el 5 de diciembre de 2019.
- Morrisey, D., Ahrens, M., 2005. Biological Effects of Unburnt Coal in the Marine Environment, in: Gibson, R., Gordon, J., Atkinson, R. (Eds.), *Oceanography and Marine Biology, Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*. CRC Press, pp. 69–122. <https://doi.org/10.1201/9781420037449.ch3>
- Mukhopadhyay, P., Kruge, M., Lewis, C.F., 1997. Application of Environmental Organic Petrology and Geochemistry to Fingerprint Organic Pollutants in the Recent Sediments of Lake Ontario. *Environmental Geosciences* 4, 137–148. <https://doi.org/10.1111/j.1526-0984.1997.00035.pp.x>

- Mukhopadhyay, P., Kruge, M., Stasiuk, L., 1995. Application of organic petrology and organic geochemistry in characterizing the pollution in recent sediments-an example from the Halifax Harbour, Nova Scotia. *Atlantic Geology* 31.
- Müller, G., 1979. Heavy-metals in sediment of the Rhine-changes since 1971. *Umschau in Wissenschaft und Technik* 79, 778–783.
- Museo de la Mina de Arnao, 2021. Historia y Paisaje. Museo de la mina de Arnao. URL <http://museominadearnao.es/historia-y-paisaje/> (accessed 11.28.23).
- Najwah, A.A.A., Philip, G., 2021. The Comparison of Three Environmental Metrics for Cr, Pb, and Zn in the Agricultural Region of the Mid-Continent of USA. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 09, 147–165. <https://doi.org/10.4236/gep.2021.94009>
- Navarro-Murillo, E., Rico-Fernandez, P., Barquero-Peralbo, J.I., Arias, A., Garcia-Ordiales, E., 2024. PAH levels in sediments from a coastal area heavily subjected to anthropogenic pressure (Asturias, north of Spain). *Marine Pollution Bulletin* 199, 115933. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115933>
- Nelson, P.F., 2023. Environmental issues: emissions, pollution control, assessment, and management, in: *The Coal Handbook*. Elsevier, pp. 31–76. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824327-5.00015-6>
- Nisbet, I.C.T., LaGoy, P.K., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16, 290–300. [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(92\)90009-X](https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90009-X)
- Ordoñez, A., Loredó, J., De Miguel, E., Charlesworth, S., 2003. Distribution of Heavy Metals in the Street Dusts and Soils of an Industrial City in Northern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44, 160–170. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2005-6>
- Ortiz, J.E., Sánchez-Palencia, Y., Gallego, J.L.R., Borrego, Á.G., Baragaño, D., Torres, T., 2023. Deposition of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in rural areas: Current data and historical record from an ombrotrophic peatland. *International Journal of Coal Geology* 268, 104199. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2023.104199>
- Othman, N., Ismail, Z., Selamat, M.I., Sheikh Abdul Kadir, S.H., Shibraumalisi, N.A., 2022. A Review of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Pollution in the Air: Where and How Much Are We Exposed to? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19, 13923. <https://doi.org/10.3390/ijerph192113923>
- Parekh, P.P., 1990. A study of manganese from anthropogenic emissions at a rural site in the eastern United States. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 24, 415–421. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(90\)90122-4](https://doi.org/10.1016/0960-1686(90)90122-4)
- Payne, R.B., May, H.D., Sowers, K.R., 2011. Enhanced Reductive Dechlorination of Polychlorinated Biphenyl Impacted Sediment by Bioaugmentation with a Dehalorespiring Bacterium. *Environ. Sci. Technol.* 45, 8772–8779. <https://doi.org/10.1021/es201553c>
- Peláez, J.L., 2020. Antropoceno: afloramientos costeros del Nalón a punta El Infierno, Cuadernos de estudios avilesinos. Ediciones Nieva.
- Peláez, J.L., Flor, G., 2008. Evolución ambiental del estuario de Avilés (1833-2006). *Trabajos de geología* 28, 119–135.
- Pereira, T.L., Wallner-Kersanach, M., Costa, L.D.F., Costa, D.P., Baisch, P.R.M., 2018. Nickel, vanadium, and lead as indicators of sediment contamination of marina, refinery, and shipyard areas. *Environ Sci Pollut Res* 25, 1719–1730. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0503-3>

- Pessah, I.N., Cherednichenko, G., Lein, P.J., 2010. Minding the calcium store: Ryanodine receptor activation as a convergent mechanism of PCB toxicity. *Pharmacology & Therapeutics* 125, 260–285. <https://doi.org/10.1016/j.pharmthera.2009.10.009>
- Pies, C., Hoffmann, B., Petrowsky, J., Yang, Y., Ternes, T.A., Hofmann, T., 2008. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere* 72, 1594–1601. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.021>
- Pies, C., Yang, Y., Hofmann, T., 2007. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in floodplain soils of the Mosel and Saar River. *Journal of Soils and Sediments* 7, 216–222. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.233>
- Qin, N., He, W., Kong, X.-Z., Liu, W.-X., He, Q.-S., Yang, B., Wang, Q.-M., Yang, C., Jiang, Y.-J., Jorgensen, S.E., Xu, F.-L., Zhao, X.-L., 2014. Distribution, partitioning and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water-SPM-sediment system of Lake Chaohu, China. *Sci Total Environ* 496, 414–423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.045>
- Querol, X., Viana, M., Alastuey, A., Amato, F., Moreno, T., Castillo, S., Pey, J., de la Rosa, J., Sánchez de la Campa, A., Artíñano, B., Salvador, P., García Dos Santos, S., Fernández-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Minguillón, M.C., Monfort, E., Gil, J.I., Inza, A., Ortega, L.A., Santamaría, J.M., Zabalza, J., 2007. Source origin of trace elements in PM from regional background, urban and industrial sites of Spain. *Atmospheric Environment* 41, 7219–7231. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.022>
- Quirós Linares, F., 1975. Notas sobre el puerto de San Esteban de Pravia. *Estudios Geográficos* 36, 975–1000.
- Ravindra, Khaiwal, Sokhi, R., Van Grieken, R., 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment* 42, 2895–2921. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.010>
- Ravindra, K., Sokhi, R., Vangrieken, R., 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment* 42, 2895–2921. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.010>
- Readman, J.W., Preston, M.R., Mantoura, R.F.C., 1986. An integrated technique to quantify sewage, oil and PAH pollution in estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 17, 298–308. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(86\)90215-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(86)90215-8)
- Rees, A.B., Turner, A., Comber, S., 2014. Metal contamination of sediment by paint peeling from abandoned boats, with particular reference to lead. *Science of The Total Environment* 494–495, 313–319. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.064>
- Reyes, J., Goodarzi, F., Sanei, H., Stasiuk, L.D., Duncan, W., 2006. Petrographic and geochemical characteristics of organic matter associated with stream sediments in Trail area British Columbia, Canada. *International Journal of Coal Geology* 65, 146–157. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2005.04.016>
- Rocha, A.C., Palma, C., 2019. Source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil sediments: Application of different methods. *Science of The Total Environment* 652, 1077–1089. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.014>
- Rodríguez, R., Díaz, M.B., Vigil, H., Rodríguez, A., 2011. Development of a user-friendly method to assess the present condition of old abandoned mining waste dumps in Asturias (Spain). *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 25, 6–31. <https://doi.org/10.1080/17480930.2010.538548>
- Rudnick, R.L., Gao, S., 2014. Composition of the Continental Crust, in: *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, pp. 1–51. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6>

- Rumayor, M., Diaz-Somoano, M., Lopez-Anton, M.A., Martinez-Tarazona, M.R., 2013. Mercury compounds characterization by thermal desorption. *Talanta* 114, 318–322. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2013.05.059>
- Rumayor Villamil, M., 2015. Nuevos desarrollos en la identificación de especies de mercurio en sólidos mediante desorción térmica (Tesis Doctoral). Departamento de Química Física y Analítica, Universidad de Oviedo, Oviedo, España.
- San Román, G.L., 2021. Llumeres: de paisaje minero a paisaje turístico. *Alfoz: Revista del Centro de Estudios del Alfoz de Gauzón (CEAG)* 35–50.
- Sánchez, J.M., 2006. El ferrocarril minero de la Sociedad Hullera Española en Aller (Asturias) como articulador del espacio social. Presented at the IV Congreso de Historia Ferroviaria, Malaga, pp. 1–18.
- Sánchez, N.S., 2023. Entre humo de chimeneas: el arranque del proceso industrializador de la ciudad de Gijón. *Liño: Revista anual de historia del arte* 103–114.
- Sanz-Prada, L., Garcia-Ordiales, E., Flor-Blanco, G., Roqueñí, N., Álvarez, R., 2022a. Determination of heavy metal baseline levels and threshold values on marine sediments in the Bay of Biscay. *Journal of Environmental Management* 303, 114250. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114250>
- Sanz-Prada, L., García-Ordiales, E., Roqueñí, N., Grande Gil, J.A., Loredó, J., 2020. Geochemical distribution of selected heavy metals in the Asturian coastline sediments (North of Spain). *Marine Pollution Bulletin* 156, 111263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111263>
- Sanz-Prada, L., Garcia-Ordiales, E., Roqueñí, N., Manuel Rico, J., Loredó, J., 2022b. Heavy metal concentrations and dispersion in wild mussels along the Asturias coastline (North of Spain). *Ecological Indicators* 135, 108526. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108526>
- Shaheen, S.M., Hooda, P.S., Tsadilas, C.D., 2014. Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements – A review. *Journal of Environmental Management* 145, 249–267. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.005>
- Sicre, M.A., Marty, J.C., Saliot, A., Aparicio, X., Grimalt, J., Albaiges, J., 1987. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: Occurrence and origin. *Atmospheric Environment* (1967) 21, 2247–2259. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(87\)90356-8](https://doi.org/10.1016/0004-6981(87)90356-8)
- Sierra, C., Boado, C., Saavedra, A., Ordóñez, C., Gallego, J.R., 2014. Origin, patterns and anthropogenic accumulation of potentially toxic elements (PTEs) in surface sediments of the Avilés estuary (Asturias, northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 86, 530–538. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.052>
- Sierra, C., Flor-Blanco, G., Ordoñez, C., Flor, G., Gallego, J.R., 2017. Analyzing coastal environments by means of functional data analysis. *Sedimentary Geology* 357, 99–108. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2017.06.008>
- SITPA - IDEAS, G. del P. de A., 2023. Sistema de Información Territorial e Infraestructura de Datos Espaciales de Asturias - SITPA - IDEAS [WWW Document]. URL <https://ideas.asturias.es/> (accessed 12.4.23).
- Stach, E., Murchison, D.G., Taylor, G.H., Zierke, F., 1982. Stach's textbook of coal petrology, third rev. and enlarged ed. ed. Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart.
- Stout, S.A., Wasielewski, T.N., 2004. Historical and Chemical Assessment of the Sources of PAHs in Soils at a Former Coal-Burning Power Plant, New Haven, Connecticut. *Environmental Forensics* 5, 195–211. <https://doi.org/10.1080/15275920490886789>

- Suárez, F., 2019. La minería del carbón de hulla en Asturias. Patrimonio Industrial Asturias. URL <https://patrimoniuindustrial.com/mineria-de-carbon-pozos-verticales/> (accessed 7.22.24).
- Suárez-Ruiz, I., Crelling, J.C., 2008. Coal-Derived Carbon Materials, in: Applied Coal Petrology. Elsevier, pp. 193–225. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-045051-3.00008-7>
- Suárez-Ruiz, I., Luis, D., Tomillo, P., 2023. Application of organic petrography as a forensic tool in environmental studies to investigate the source of coal pollution on beaches in Gijón (Northern Spain). *International Journal of Coal Geology* 265, 104154. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2022.104154>
- Suárez-Ruiz, I., Luis García, D., Tomillo, P., 2020. Estudio Petrográfico de muestras de carbón recogidas en la Playa de San Lorenzo de Gijón y elucidación de su posible procedencia. Informe para el Ayto. de Gijón. Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono (INCAR - CSIC), Oviedo, España.
- Suárez-Ruiz, I., Pérez Barreto, A.A., Tomillo, P., Luis, D., Amor, C., 2018. Environmental impact of coal handling in the coastal area of Gijon (Northern Spain): A petrographic approach. *The Society for Organic Petrology Newsletter* 35, 12–15.
- Suárez-Ruiz, I., Ward, C.R., 2008. Chapter 4 - Coal Combustion, in: Suárez-Ruiz, I., Crelling, J.C. (Eds.), Applied Coal Petrology. Elsevier, Burlington, pp. 85–117. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-045051-3.00004-X>
- Sujitha, S.B., Lopez-Hernandez, J.-F., García -Alamilla, P., Morales-García, S.S., Márquez-Rocha, F.J., 2023. Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of Balsas River Mouth, Pacific Coast, Mexico: Sources, risks, and genotoxicity. *Chemosphere* 332, 138898. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138898>
- Swaine, D.J., 1990. Trace Elements in Coal., Butterworth&Co. (Publishers) Ltd. ed. Elsevier Science, Kent.
- Sydor, M., Stortz, K., 1980. Sources and transports of coal in the Duluth-Superior Harbor. Research report (No. PB-80-147283). Minnesota Univ., Duluth (USA). Dept. of Physics.
- Tadeo Lozano, J., 2013. Evaluación ambiental del impacto causado por la barcaza TS-115 en el área de anclaje de Puerto Drummond, Ciénaga Magdalena, Caribe colombiano. Universidad de Bogotá.
- Takada, H., Onda, T., Harada, M., Ogura, N., 1991. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from the Tokyo Metropolitan area. *Science of The Total Environment* 107, 45–69. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(91\)90249-E](https://doi.org/10.1016/0048-9697(91)90249-E)
- Taylor, G.H., Glick, D.C. (Eds.), 1998. Organic petrology: a new handbook incorporating some revised parts of Stach's Textbook of coal petrology. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Thiombane, M., Albanese, S., Di Bonito, M., Lima, A., Zuzolo, D., Rolandi, R., Qi, S., De Vivo, B., 2019. Source patterns and contamination level of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban and rural areas of Southern Italian soils. *Environ Geochem Health* 41, 507–528. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0147-3>
- Tian, F., Chen, J., Qiao, X., Wang, Z., Yang, P., Wang, D., Ge, L., 2009. Sources and seasonal variation of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Dalian, China: Factor analysis with non-negative constraints combined with local source fingerprints. *Atmospheric Environment* 43, 2747–2753. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.037>
- Tobiszewski, M., Namieśnik, J., 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution* 162, 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.025>

- Tomillo, P., 2020. Impacto de la materia carbonosa en los arenales asturianos (Trabajo Fin de Master). Universidad de Oviedo, Centro Internacional de Posgrado, Oviedo, España.
- Tomillo, P., 2019. The environmental problem of coal in the coast of Asturias (NW Spain), an approach from organic petrology. (Trabajo Fin de Grado). Universidad de Oviedo, Facultad de Geología, Oviedo, España.
- Tomillo, P., Suarez-Ruiz, I., Díaz-Somoano, M., Luis, D., 2021. Environmental study of an estuarine system affected by the harbor activity related to coal and other industries: San Balandran's case (Avilés, Northwestern Spain)., in: Abstract Book of 37th TSOP Annual Meeting. Presented at the 37th TSOP Annual Meeting, The Society for Organic Petrology, Sofia, Bulgaria.
- Tomillo, P., Suarez-Ruiz, I., Díaz-Somoano, M., Ribeiro, J., Luis, D., 2022. Geochemical and Petrological data exploration of selected samples from coal polluted beaches in the Castrillón municipality (Asturias, Spain)., in: Abstracts of the 38th Annual Meeting of the Society for Organic Petrology: 2022. Presented at the 38th TSOP Annual Meeting, The Society for Organic Petrology, Online.
- Tomillo, P., Suárez-Ruiz, I., Iglesias, M.J., Díaz-Somoano, M., Luis, D., García-Ordiales, E., Ribeiro, J., 2024. Assessment of the contamination by carbonaceous anthropogenic particulates and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) concentration in recreational areas of an estuary heavily industrialized in Northern Spain. *International Journal of Coal Geology*. En Prensa, 104592. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2024.104592>
- Tretyakova, M.O., Vardavas, A.I., Vardavas, C.I., Iatrou, E.I., Stivaktakis, P.D., Burykina, T.I., Mezhuev, Y.O., Tsatsakis, A.M., Golokhvast, K.S., 2021. Effects of coal microparticles on marine organisms: A review. *Toxicology Reports* 8, 1207–1219. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2021.06.006>
- Vega, L.F., 1987. Las aguas bajan negras. *Ábaco* 73–75.
- Viñas, L., Angeles Franco, M., Antonio Soriano, J., José González, J., Pon, J., Albaigés, J., 2010. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Spanish northern continental shelf. Assessment of spatial and temporal trends. *Environmental Pollution* 158, 1551–1560. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.023>
- Wagner, N.J., Coertzen, M., Matjie, R.H., Dyk, J.C. van, 2008. Chapter 5 - Coal Gasification, in: Suárez-Ruiz, I., Crelling, J.C. (Eds.), *Applied Coal Petrology*. Elsevier, Burlington, pp. 119–144. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-045051-3.00005-1>
- Wakeham, S.G., Schaffner, C., Giger, W., 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Recent lake sediments—I. Compounds having anthropogenic origins. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44, 403–413. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(80\)90040-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(80)90040-X)
- Wang, R., Liu, G., Zhang, J., Chou, C.-L., Liu, J., 2010. Abundances of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in 14 Chinese and American Coals and Their Relation to Coal Rank and Weathering. *Energy Fuels* 24, 6061–6066. <https://doi.org/10.1021/ef1010622>
- Wang, X., Cheng, H., Xu, X., Zhuang, G., Zhao, C., 2008. A wintertime study of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>2.5-10</sub> in Beijing: Assessment of energy structure conversion. *Journal of Hazardous Materials* 157, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.092>
- Wang, Z., Dai, S., Zou, J., French, D., Graham, I.T., 2019. Rare earth elements and yttrium in coal ash from the Luzhou power plant in Sichuan, Southwest China: Concentration, characterization and optimized extraction. *International Journal of Coal Geology* 203, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2019.01.001>
- Wikipedia, 2023. Costa Central Asturiana (2023, 15 de julio). En Wikipedia. [https://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Costa\\_Central\\_asturiana&oldid=152475241#cite\\_ref-libro\\_2-0](https://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Costa_Central_asturiana&oldid=152475241#cite_ref-libro_2-0). Wikipedia, la enciclopedia libre.

- Yan, J., Wang, L., Fu, P.P., Yu, H., 2004. Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 557, 99–108. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2003.10.004>
- Yang, Y., Ligouis, B., Pies, C., Grathwohl, P., Hofmann, T., 2008. Occurrence of coal and coal-derived particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a river floodplain soil. *Environmental Pollution* 151, 121–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.02.020>
- Yang, Y., Metre, P.C.V., Mahler, B.J., Wilson, J.T., Ligouis, B., Razzaque, Md.M., Schaeffer, D.J., Werth, C.J., 2010. Influence of Coal-Tar Sealcoat and Other Carbonaceous Materials on Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Loading in an Urban Watershed. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1217–1223. <https://doi.org/10.1021/es902657h>
- Yang, Z., Feng, J., Niu, J., Shen, Z., 2008. Release of polycyclic aromatic hydrocarbons from Yangtze River sediment cores during periods of simulated resuspension. *Environ Pollut* 155, 366–374. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.007>
- Yu, H., 2002. Environmental Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Photochemistry and Phototoxicity. *Journal of Environmental Science and Health, Part C* 20, 149–183. <https://doi.org/10.1081/GNC-120016203>
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Ross, P.S., Johannessen, S.C., Dangerfield, N., 2015. Alkane and PAH provenance and potential bioavailability in coastal marine sediments subject to a gradient of anthropogenic sources in British Columbia, Canada. *Organic Geochemistry* 89–90, 80–116. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2015.10.002>
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33, 489–515. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00002-5)
- Yunker, M.B., Perreault, A., Lowe, C.J., 2012. Source apportionment of elevated PAH concentrations in sediments near deep marine outfalls in Esquimalt and Victoria, BC, Canada: Is coal from an 1891 shipwreck the source? *Organic Geochemistry* 46, 12–37. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.01.006>
- Zhang, J., Liu, G., Wang, R., Huang, H., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the water-SPM-sediment system from the middle reaches of Huai River, China: Distribution, partitioning, origin tracing and ecological risk assessment. *Environmental Pollution* 230, 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.012>
- Zhang, J., Liu, G., Wang, R., Liu, J., 2014. Concentrations and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water and Sediments from the Huaihe River, China. *Analytical Letters* 47, 2294–2305. <https://doi.org/10.1080/00032719.2014.902464>
- Zhang, Yuanxun, Schauer, J.J., Zhang, Yuanhang, Zeng, L., Wei, Y., Liu, Y., Shao, M., 2008. Characteristics of Particulate Carbon Emissions from Real-World Chinese Coal Combustion. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5068–5073. <https://doi.org/10.1021/es7022576>
- Zhang, Z., Huang, J., Yu, G., Hong, H., 2004. Occurrence of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides in the Tonghui River of Beijing, China. *Environmental Pollution* 130, 249–261. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.12.002>
- Zhao, Z.-B., Liu, K., Xie, W., Pan, W.-P., Riley, J.T., 2000. Soluble polycyclic aromatic hydrocarbons in raw coals. *Journal of Hazardous Materials* 73, 77–85. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(99\)00178-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(99)00178-8)
- Zuo, Q., Duan, Y.H., Yang, Y., Wang, X.J., Tao, S., 2007. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soil in Tianjin, China. *Environmental Pollution* 147, 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.029>



## **Anexo I: Resultados del análisis ICP-MS.**

Elementos mayoritarios (%)									
Muestra	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	P	S	Ti
M17	1,12	0,73	0,54	0,11	0,13	0,09	0,01	0,31	0,07
M18	1,24	0,67	0,56	0,16	0,15	0,27	0,01	0,53	0,07
M19	0,81	0,40	0,41	0,07	0,08	0,05	0,01	0,17	0,05
M25	0,32	1,62	0,22	0,03	0,11	0,08	0,01	0,37	0,02
M38	0,59	0,81	0,34	0,07	0,12	0,33	0,01	0,56	0,03
M13	1,55	0,13	0,39	0,45	0,14	0,06	0,01	0,09	0,12
M14	1,14	0,06	0,16	0,12	0,03	0,06	0,00	0,05	0,10
M27	1,61	0,06	0,30	0,24	0,05	0,06	0,01	0,05	0,16
M33	0,38	0,16	0,22	0,03	0,04	0,03	0,00	0,11	0,02
M35	0,58	0,24	0,17	0,03	0,04	0,06	0,00	0,10	0,05
M39	0,49	0,25	0,29	0,05	0,07	0,18	0,01	0,26	0,03
M34	0,53	0,21	0,29	0,05	0,04	0,03	0,01	0,11	0,04
M49	0,47	0,20	0,31	0,04	0,05	0,03	0,01	0,12	0,03
M32	0,41	0,20	0,28	0,02	0,04	0,04	0,00	0,13	0,02
M29	0,48	27,75	0,65	0,20	1,58	0,27	0,04	0,20	0,03
M10	0,83	1,40	1,99	0,19	0,40	0,41	0,03	0,77	0,11
M40	2,61	9,00	2,77	0,84	1,20	0,32	0,06	0,08	0,13
M42	1,58	21,68	1,87	0,47	1,59	0,32	0,07	0,29	0,08
M09	0,80	19,69	0,74	0,19	1,12	0,30	0,04	0,55	0,05
M45	2,59	7,13	7,19	0,71	1,13	0,26	0,11	0,07	0,25
M11	2,11	19,43	2,07	0,64	1,25	0,39	0,05	0,18	0,11
M12	1,66	14,28	5,48	0,45	0,90	0,28	0,08	0,13	0,23
M47	1,11	9,36	1,10	0,29	0,76	0,20	0,03	0,68	0,06
M48	1,81	18,60	1,30	0,55	1,31	0,33	0,05	0,44	0,09
MP-1	1,42	8,02	2,46	0,50	0,79	0,47	0,03	0,10	0,09
MCAN-2	0,97	7,76	1,60	0,36	0,56	0,33	0,03	0,17	0,07
MCAN-5	1,45	10,91	1,36	0,53	0,82	0,58	0,03	0,13	0,08
MAN-1	1,07	8,07	1,17	0,31	0,51	0,60	0,03	0,28	0,06
MAN-3	1,65	6,07	1,36	0,49	0,52	0,64	0,03	0,37	0,07
MAN-5	1,14	5,49	1,04	0,29	0,46	0,67	0,02	0,64	0,05
MARA-2	1,70	6,03	1,47	0,47	0,44	0,52	0,03	0,25	0,09
MARA-3	1,90	9,54	1,21	0,50	0,64	0,78	0,04	0,48	0,09
MARA-4	1,08	5,79	0,99	0,32	0,34	0,37	0,02	0,15	0,06
MARA-5	1,13	6,05	0,92	0,23	0,38	0,13	0,03	0,52	0,05
MD-2	1,54	5,38	1,41	0,48	0,39	0,45	0,03	0,10	0,09
MPS-1	2,61	9,40	1,65	0,76	0,70	0,72	0,04	0,27	0,12
MLU-1	0,82	4,94	0,85	0,19	0,30	0,21	0,03	0,55	0,04
MLU-4	1,62	10,98	1,20	0,43	0,65	0,29	0,04	0,32	0,07
MLU-6	0,54	24,07	0,90	0,18	0,89	0,64	0,03	0,18	0,03
MBA-1	1,53	16,36	1,36	0,40	0,96	0,26	0,04	0,27	0,07
MBA-3	1,23	19,42	1,13	0,35	1,16	0,84	0,05	0,33	0,05
MBA-6	1,70	9,19	2,07	0,47	0,92	0,45	0,05	0,10	0,10
MBA-8	1,87	8,85	1,94	0,54	0,78	0,67	0,05	0,15	0,10
MBA-10	0,94	4,45	0,98	0,22	0,40	0,65	0,02	0,64	0,04
MLL-1	6,21	0,66	6,30	1,72	0,59	0,27	0,12	0,07	0,32
MLL-2	2,61	3,29	5,60	0,54	0,53	0,11	0,14	0,08	0,13
MLL-3	2,53	3,55	5,61	0,50	0,58	0,13	0,16	0,09	0,11
MV-2	2,11	15,33	5,41	0,53	1,55	0,76	0,08	0,17	0,15
MV-6	2,22	21,99	3,30	0,55	1,50	0,66	0,07	0,16	0,17
MV-8	1,21	27,06	0,97	0,33	0,94	0,94	0,04	0,29	0,08
MV-10	1,42	23,26	1,16	0,36	0,93	0,80	0,04	0,23	0,09
MV-12	1,50	22,51	1,18	0,38	0,93	0,76	0,04	0,23	0,10
MPOR-1	3,07	19,02	19,00	0,38	4,17	0,30	0,43	0,22	0,28
MX - 1	0,25	6,07	0,88	0,07	0,79	0,31	0,02	0,09	0,00

Elementos mayoritarios (%)									
Muestra	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	P	S	Ti
MX - 4	0,27	3,78	0,83	0,07	0,30	0,36	0,02	0,05	0,00
MX - 8	0,25	5,51	0,77	0,07	0,37	0,22	0,02	0,06	0,00
MX - 9	0,31	7,61	0,86	0,09	0,41	0,60	0,02	0,23	0,01
MX - 13	0,31	6,75	0,87	0,09	0,39	0,44	0,02	0,21	0,01
MSB-8	0,75	0,32	1,03	0,28	0,12	0,14	0,01	0,02	0,05
MSB-9	0,61	0,58	0,86	0,23	0,13	0,12	0,01	0,02	0,04
MSB-12	1,56	0,13	1,42	0,59	0,25	0,31	0,02	0,08	0,09
MSB-15	0,86	0,87	1,04	0,31	0,20	0,11	0,02	0,02	0,06
MSB-16	1,61	0,39	1,59	0,57	0,35	0,53	0,02	0,13	0,09
MSB-19	1,01	1,31	1,06	0,36	0,21	0,15	0,02	0,02	0,06
MSB-21	1,38	0,60	1,33	0,49	0,30	0,33	0,02	0,06	0,08
MSB-22	1,54	0,90	1,53	0,57	0,31	0,33	0,02	0,09	0,09
MSB-23	1,18	1,26	1,05	0,42	0,21	0,17	0,02	0,02	0,07
MSB-27	1,16	1,23	1,23	0,41	0,20	0,20	0,02	0,06	0,06
MSB-29	1,38	1,66	1,19	0,52	0,25	0,23	0,03	0,07	0,08
MSB-30	1,07	0,90	1,01	0,39	0,18	0,18	0,02	0,04	0,06
MPA-2	1,06	6,97	1,07	0,38	2,01	0,26	0,02	0,07	0,05
MPA-3	0,79	7,18	0,89	0,30	1,91	0,18	0,02	0,05	0,04
MPA-4	0,95	11,41	0,93	0,35	3,90	0,25	0,02	0,06	0,04
MPC-1	1,50	5,72	1,41	0,69	1,91	0,16	0,02	0,08	0,07
MPC-2	1,65	3,27	1,35	0,76	1,03	0,29	0,03	0,09	0,08
MPC-3	2,55	9,09	2,34	1,24	3,33	0,23	0,04	0,14	0,11
MSJN-1	1,54	2,12	2,27	0,51	0,40	0,39	0,03	0,02	0,10
MSJN-4	1,51	2,03	1,74	0,51	0,35	0,50	0,02	0,04	0,08
MSJN-8	1,55	1,86	1,71	0,52	0,34	0,39	0,02	0,02	0,08
MSJN-12	2,09	2,02	1,64	0,69	0,34	0,51	0,02	0,05	0,10
MSJN-15	1,56	2,09	1,88	0,52	0,35	0,47	0,02	0,04	0,08
AGS-1	2,40	1,95	1,21	0,47	0,21	0,10	0,01	0,60	0,08
AGS-4	2,23	3,61	1,14	0,43	0,24	0,14	0,02	0,50	0,08
AGS-5	3,56	6,51	1,77	0,92	0,52	0,26	0,03	0,22	0,13
AGS-6	2,62	5,05	1,38	0,66	0,40	0,23	0,02	0,26	0,10
AGS-11	2,35	4,29	1,38	0,59	0,37	0,18	0,02	0,30	0,08
AGS-12	3,21	4,10	1,65	0,89	0,41	0,23	0,02	0,11	0,13
AGS-15	2,73	7,60	1,53	0,64	0,48	0,24	0,02	0,39	0,11
AGS-16	2,67	8,78	1,71	0,65	0,55	0,26	0,03	0,24	0,11
AGS-17	2,66	3,57	1,69	0,64	0,33	0,18	0,02	0,42	0,10
AGS-18	3,28	7,71	1,75	0,81	0,52	0,25	0,02	0,28	0,12
AGSM-1	2,43	1,04	1,10	0,54	0,16	0,07	0,01	0,36	0,08
AGSM-2	0,33	0,17	0,17	0,06	0,02	0,01	0,00	0,05	0,01
AGSM-3	6,13	1,80	2,14	1,43	0,41	0,19	0,02	0,49	0,20
AGSM-4	5,96	1,63	2,40	1,53	0,44	0,23	0,03	0,34	0,22
AGSM-5	5,48	1,53	2,37	1,36	0,43	0,21	0,03	0,34	0,19
AGSM-6	5,79	1,53	2,58	1,49	0,45	0,23	0,03	0,39	0,22
AGSM-7	5,31	1,46	2,55	1,40	0,44	0,22	0,03	0,29	0,20
AGA-2	6,14	2,42	2,48	1,60	0,47	0,25	0,03	0,29	0,22
AGA-3	5,33	2,30	2,38	1,47	0,46	0,25	0,03	0,16	0,20
AGA-4	6,66	2,51	2,39	1,81	0,49	0,26	0,03	0,29	0,25
AGA-5	5,70	1,87	2,46	1,55	0,46	0,25	0,03	0,17	0,21
AGA-6	6,08	2,32	2,34	1,64	0,47	0,25	0,03	0,20	0,22
AGA-7	6,31	2,02	2,68	1,62	0,46	0,23	0,03	0,46	0,23
AGB-1	5,25	1,79	2,24	1,38	0,39	0,22	0,03	0,48	0,19
AGB-2	4,48	1,20	2,35	1,25	0,39	0,22	0,03	0,10	0,17
AGB-3	4,87	1,25	2,44	1,37	0,42	0,22	0,03	0,18	0,18
MMU-1	4,81	1,30	2,61	1,30	0,47	0,52	0,03	0,12	0,18

Elementos mayoritarios (%)									
Muestra	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	P	S	Ti
MMU-3	4,38	1,15	2,19	1,25	0,44	0,51	0,03	0,08	0,17
MMU-5	4,12	1,14	2,19	1,18	0,43	0,55	0,03	0,09	0,16
MMU-7	3,26	1,13	2,39	0,95	0,38	0,21	0,03	0,04	0,12
MMU-9	3,72	1,15	2,33	1,13	0,43	0,46	0,03	0,06	0,14
MB-1	3,55	1,34	2,52	1,05	0,45	0,53	0,03	0,07	0,14
MB-5	4,42	1,30	2,33	1,35	0,44	0,51	0,03	0,11	0,17
MB-10	3,76	1,60	3,88	1,09	0,53	0,49	0,05	0,07	0,14
MB-16	6,15	1,72	2,44	1,78	0,50	0,60	0,04	0,23	0,21
MB-20	3,68	1,50	3,11	1,11	0,44	0,26	0,04	0,06	0,13
MB-21	3,64	1,44	3,13	1,07	0,44	0,27	0,04	0,06	0,13
MB-22	3,84	1,48	3,12	1,10	0,45	0,26	0,04	0,06	0,13
MB-23	3,79	1,37	2,63	1,11	0,46	0,50	0,03	0,07	0,14
MB-25	3,38	1,79	4,76	0,99	0,54	0,24	0,06	0,06	0,14
MB-30	3,40	1,41	3,18	0,99	0,46	0,48	0,04	0,07	0,14
MB-33	7,70	1,54	2,84	2,00	0,55	0,58	0,04	0,51	0,27
MB-34	6,98	1,84	2,84	1,87	0,54	0,81	0,04	0,58	0,24
MB-49	7,79	1,49	2,67	2,10	0,55	0,58	0,04	0,35	0,27
MB-51	5,38	1,48	2,73	1,51	0,50	0,52	0,04	0,11	0,19
MB-66	5,94	1,58	2,62	1,68	0,51	0,61	0,04	0,22	0,20
MB-71	8,06	1,75	2,96	2,11	0,55	0,57	0,04	0,54	0,27
MB-73	5,81	1,51	2,56	1,72	0,50	0,55	0,04	0,17	0,20
MB-74	6,76	1,58	2,70	1,91	0,55	0,71	0,04	0,26	0,23
MB-83	5,92	1,50	2,65	1,66	0,50	0,55	0,04	0,22	0,21
RN-1	3,47	0,60	2,53	1,03	0,41	0,32	0,04	0,06	0,19
RN-4	4,51	0,99	2,35	1,37	0,49	0,57	0,04	0,19	0,19
RN-9	4,46	0,96	2,43	1,28	0,44	0,44	0,04	0,19	0,19
RN-10	3,62	0,90	2,34	1,13	0,46	0,52	0,03	0,50	0,16
RN-11	4,17	1,50	2,28	1,16	0,43	0,52	0,04	0,56	0,17
RN-14	3,52	0,69	2,02	1,04	0,37	0,37	0,03	0,11	0,16
RN-16	4,14	0,67	2,27	1,24	0,41	0,40	0,03	0,08	0,18
RN-20	5,11	0,81	3,12	1,56	0,62	0,74	0,05	0,48	0,24
RN-21	5,65	0,97	3,29	1,66	0,47	0,29	0,05	0,21	0,22
AGUI-1	2,13	9,15	1,35	0,82	0,68	0,69	0,04	0,12	0,06
AGUI-2	1,89	10,94	1,18	0,73	0,67	0,67	0,04	0,14	0,06

**Elementos Traza (mg/kg)**

<b>Muestra</b>	<b>Ag</b>	<b>As</b>	<b>Ba</b>	<b>Be</b>	<b>Bi</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cs</b>	<b>Cu</b>	<b>Ga</b>	<b>Hf</b>	<b>In</b>	<b>Li</b>	<b>Mn</b>	<b>Mo</b>	<b>Nb</b>	<b>Ni</b>
M17	0,05	13,60	119,00	2,00	0,15	0,03	5,10	12,00	0,60	18,20	3,57	0,40	0,01	17,10	46,00	1,89	2,27	11,30
M18	0,05	11,80	71,00	2,00	0,14	0,06	5,30	13,00	0,90	18,50	4,31	0,39	0,03	17,30	45,00	1,72	2,59	10,80
M19	0,05	8,90	80,00	2,00	0,11	0,09	5,50	10,00	0,40	15,50	3,35	0,31	0,03	13,70	27,00	1,87	1,81	10,90
M25	0,03	4,20	69,00	2,00	0,05	0,04	4,90	7,00	0,10	9,60	2,58	0,12	0,01	5,70	23,00	1,76	1,10	8,10
M38	0,05	7,70	77,00	2,00	0,10	0,07	4,80	8,00	0,40	10,70	2,91	0,22	0,02	10,00	26,00	1,78	1,56	9,20
M13	0,02	2,50	106,00	2,00	0,16	0,02	4,50	12,00	1,90	19,80	3,95	0,63	0,02	20,90	29,00	0,64	3,82	11,70
M14	0,09	2,10	101,00	4,00	0,10	0,03	5,40	9,00	0,50	22,80	4,45	0,54	0,03	14,60	6,00	0,75	3,49	12,40
M27	0,04	10,50	141,00	1,00	0,13	0,02	4,10	15,00	1,30	19,80	4,40	0,91	0,02	14,40	7,00	0,69	5,76	10,30
M33	0,03	4,70	72,00	2,00	0,06	0,03	5,60	5,00	0,10	11,00	2,75	0,19	0,01	6,10	12,00	1,52	1,13	8,70
M35	0,02	1,20	50,00	2,00	0,08	0,02	2,40	5,00	0,10	10,70	1,68	0,32	0,01	8,20	18,00	0,44	2,13	8,60
M39	0,04	5,10	76,00	2,00	0,07	0,02	5,60	7,00	0,20	12,20	3,15	0,21	0,01	8,60	20,00	1,76	1,48	10,20
M34	0,05	5,30	77,00	2,00	0,08	0,03	5,60	6,00	0,30	13,20	3,05	0,23	0,01	8,60	15,00	1,75	1,60	11,30
M49	0,04	5,60	83,00	1,00	0,07	0,05	5,90	8,00	0,20	12,90	3,15	0,22	0,01	7,60	21,00	1,97	1,51	12,30
M32	0,03	3,80	74,00	2,00	0,08	0,03	5,50	4,00	0,10	11,30	2,83	0,18	0,01	6,20	14,00	1,66	1,16	9,20
M29	0,27	15,10	41,00	1,00	0,05	0,06	4,10	220,00	0,70	7,10	1,18	0,22	0,01	8,90	253,00	1,38	0,91	96,20
M10	0,28	35,80	17,00	2,00	0,20	0,15	12,80	131,00	0,90	128,10	4,79	0,50	0,11	16,90	746,00	5,12	3,62	29,90
M40	0,15	18,60	347,00	1,00	0,14	0,06	8,60	234,00	1,20	19,50	5,78	1,23	0,06	24,60	383,00	1,77	3,70	127,00
M42	0,15	20,40	172,00	1,00	0,20	0,14	4,70	111,00	1,20	24,50	3,22	0,81	0,06	17,20	338,00	1,25	2,46	50,90
M09	0,12	13,90	123,00	1,00	0,13	0,09	3,70	82,00	0,60	12,60	2,10	0,42	0,02	11,10	318,00	1,39	1,50	41,80
M45	0,02	25,90	1539,00	1,00	0,19	0,02	10,10	438,00	0,90	13,50	6,07	3,82	0,05	24,80	561,00	1,93	5,67	125,70
M11	0,06	20,30	180,00	1,00	0,08	0,05	8,30	287,00	1,00	21,80	5,05	0,86	0,05	21,20	367,00	1,82	3,19	141,90
M12	0,04	23,00	922,00	1,00	0,15	0,02	6,60	194,00	0,70	7,30	4,85	5,69	0,04	16,00	412,00	1,18	5,69	56,40
M47	0,06	16,30	44,00	1,00	0,23	0,09	5,70	95,00	0,80	40,20	3,55	0,48	0,06	14,70	240,00	1,96	2,27	55,20
M48	0,12	17,40	138,00	1,00	0,13	0,11	5,30	81,00	1,50	14,30	4,64	0,71	0,05	21,10	414,00	1,12	2,77	42,90
MP-1	0,09	22,70	305,00	0,50	0,09	0,09	4,60	22,00	1,20	13,80	3,15	1,18	0,02	14,90	554,00	0,81	2,67	9,40
MCAN-2	0,01	11,50	600,00	0,50	0,02	0,04	2,50	14,00	0,70	4,00	2,05	1,10	0,01	11,10	254,00	0,54	2,16	5,10
MCAN-5	0,01	13,30	221,00	0,50	0,06	0,06	2,80	14,00	1,10	3,80	3,04	0,72	0,02	16,00	344,00	0,45	2,19	5,70
MAN-1	0,03	14,10	80,00	0,50	0,05	0,06	3,10	15,00	0,80	9,10	2,31	0,50	0,02	11,70	298,00	0,88	1,73	6,70
MAN-3	0,04	16,00	119,00	0,50	0,08	0,10	4,10	23,00	1,40	7,60	3,78	0,64	0,04	20,20	293,00	0,97	2,40	8,60
MAN-5	0,05	17,10	79,00	1,00	0,07	0,14	4,40	19,00	1,10	10,70	2,98	0,37	0,04	16,90	252,00	1,56	1,83	8,70
MARA-2	0,03	11,70	129,00	0,50	0,07	0,11	3,90	25,00	1,40	12,90	3,74	0,82	0,04	17,40	314,00	0,99	2,76	9,30
MARA-3	0,06	16,90	115,00	1,00	0,10	0,17	4,50	26,00	1,90	14,30	4,16	0,70	0,06	24,70	377,00	1,03	2,82	9,20
MARA-4	0,02	7,70	89,00	0,50	0,02	0,07	2,30	14,00	0,70	6,60	2,27	0,58	0,02	10,10	202,00	0,50	1,94	5,30
MARA-5	0,05	15,50	96,00	1,00	0,08	0,26	4,10	18,00	1,20	9,50	2,90	0,39	0,03	16,90	247,00	1,38	1,99	7,90
MD-2	0,01	9,90	162,00	0,50	0,06	0,07	3,00	18,00	1,00	5,40	3,37	0,98	0,03	13,70	242,00	0,47	2,58	6,60

**Elementos Traza (mg/kg)**

<b>Muestra</b>	<b>Ag</b>	<b>As</b>	<b>Ba</b>	<b>Be</b>	<b>Bi</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cs</b>	<b>Cu</b>	<b>Ga</b>	<b>Hf</b>	<b>In</b>	<b>Li</b>	<b>Mn</b>	<b>Mo</b>	<b>Nb</b>	<b>Ni</b>
MPS-1	0,04	16,30	171,00	1,00	0,10	0,14	4,60	32,00	2,10	10,30	5,51	1,09	0,06	29,40	451,00	0,68	3,69	10,40
MLU-1	0,03	10,40	85,00	1,00	0,07	0,17	3,30	14,00	0,70	8,80	2,28	0,32	0,03	11,90	173,00	1,39	1,52	6,80
MLU-4	0,05	13,10	108,00	0,50	0,08	0,17	3,60	22,00	1,30	11,60	3,43	0,59	0,05	19,00	412,00	0,88	2,35	8,00
MLU-6	0,01	15,50	36,00	0,50	0,02	0,04	1,60	6,00	0,20	2,30	1,08	0,33	0,01	6,60	219,00	0,28	0,88	2,20
MBA-1	0,05	16,80	68,00	0,50	0,08	0,16	4,10	20,00	1,00	8,90	3,20	0,52	0,05	15,10	776,00	0,78	2,03	7,60
MBA-3	0,05	18,20	59,00	0,50	0,07	0,22	3,60	17,00	0,80	5,70	2,59	0,44	0,05	13,40	931,00	0,58	1,73	5,60
MBA-6	0,01	13,20	77,00	0,50	0,06	0,05	4,00	23,00	0,60	6,60	3,67	0,88	0,03	15,40	350,00	0,53	2,79	8,20
MBA-8	0,03	13,70	84,00	0,50	0,07	0,07	4,20	21,00	0,80	4,40	4,15	0,87	0,03	17,40	375,00	0,47	2,77	8,10
MBA-10	0,04	15,30	66,00	1,00	0,07	0,17	4,90	16,00	0,80	9,80	2,77	0,33	0,03	14,60	251,00	1,71	1,72	8,70
MLL-1	0,01	23,90	164,00	2,00	0,20	0,01	12,60	54,00	1,90	10,20	15,23	2,50	0,04	71,80	486,00	0,98	8,24	26,30
MLL-2	0,01	12,70	65,00	1,00	0,13	0,01	9,60	23,00	0,50	8,90	6,22	2,04	0,04	32,40	522,00	0,85	3,05	16,30
MLL-3	0,01	12,50	71,00	0,50	0,12	0,01	9,40	21,00	0,50	15,90	5,92	1,94	0,04	32,30	536,00	1,90	2,68	15,60
MV-2	0,01	22,00	155,00	0,50	0,11	0,16	4,90	193,00	0,60	15,70	5,80	1,00	0,05	16,50	5486,00	1,21	6,33	11,50
MV-6	0,01	18,00	141,00	0,50	0,07	0,07	4,10	73,00	0,50	8,10	5,42	1,27	0,03	16,50	3006,00	0,69	6,48	7,80
MV-8	0,01	13,20	70,00	0,50	0,04	0,06	2,20	13,00	0,30	4,20	2,65	0,69	0,01	9,00	806,00	0,43	3,02	3,50
MV-10	0,01	13,70	81,00	0,50	0,02	0,07	2,30	15,00	0,30	2,70	3,01	0,82	0,01	9,80	922,00	0,41	3,35	3,60
MV-12	0,01	13,30	81,00	0,50	0,04	0,05	2,40	15,00	0,30	3,40	3,22	0,84	0,01	10,30	884,00	0,38	3,45	3,90
MPOR-1	0,05	7,30	496,00	2,00	0,09	0,23	5,00	1198,00	0,60	44,10	13,43	1,63	0,06	19,20	10000,00	2,24	21,50	18,50
MX - 1	0,02	10,85	198,00	0,21	0,05	0,07	5,78	4,28	0,31	3,22	0,70	0,04	0,02	5,10	183,00	10,30	0,09	3,89
MX - 4	0,02	10,20	28,80	0,19	0,05	0,04	7,91	5,50	0,27	2,56	0,74	0,04	0,02	5,00	118,00	15,55	0,06	4,33
MX - 8	0,02	11,25	47,40	0,19	0,06	0,06	5,01	5,03	0,28	2,68	0,72	0,04	0,02	4,80	131,50	8,46	0,07	3,97
MX - 9	0,08	19,50	39,70	0,35	0,08	0,12	4,02	5,74	0,54	10,10	0,74	0,04	0,04	6,80	184,50	4,19	0,22	5,38
MX - 13	0,08	17,25	46,20	0,36	0,07	0,10	4,54	6,15	0,53	9,47	0,79	0,04	0,03	6,80	181,50	5,80	0,21	5,06
MSB-8	0,09	7,70	52,00	0,50	0,08	0,44	2,30	49,00	0,40	14,90	1,80	0,47	0,01	6,50	79,00	1,00	1,45	31,90
MSB-9	0,06	6,20	47,00	0,50	0,07	0,24	1,90	46,00	0,40	12,00	1,45	0,47	0,01	5,30	70,00	0,76	1,27	24,30
MSB-12	0,07	9,10	104,00	0,50	0,08	4,60	3,40	44,00	1,30	25,30	3,92	0,78	0,01	14,20	95,00	1,79	2,76	25,70
MSB-15	0,12	6,90	527,00	0,50	0,09	0,83	1,80	12,00	0,50	7,60	2,00	0,61	0,02	7,30	76,00	0,45	1,79	5,40
MSB-16	0,24	16,30	208,00	0,50	0,10	1,27	4,20	109,00	1,40	27,00	3,97	0,91	0,02	16,80	127,00	1,40	2,96	42,60
MSB-19	0,08	8,00	300,00	0,50	0,11	0,34	2,10	9,00	0,60	6,20	2,39	0,65	0,02	8,00	84,00	0,41	1,72	5,50
MSB-21	0,17	11,30	139,00	0,50	0,10	1,15	3,40	66,00	0,90	8,50	3,27	0,74	0,02	10,80	99,00	0,76	2,36	31,50
MSB-22	0,14	10,10	226,00	0,50	0,13	1,64	3,70	60,00	1,30	19,50	3,66	0,98	0,05	14,20	115,00	1,51	2,61	28,10
MSB-23	0,10	6,50	114,00	0,50	0,09	0,51	2,10	11,00	0,70	6,20	2,68	0,68	0,02	9,00	84,00	0,39	1,92	6,50
MSB-27	0,18	7,50	100,00	0,50	0,15	1,02	3,40	109,00	0,90	31,90	2,78	0,63	0,05	9,80	105,00	1,19	1,93	49,30
MSB-29	0,17	7,10	131,00	0,50	0,14	1,38	3,40	100,00	1,20	26,80	3,23	0,71	0,05	12,40	94,00	0,88	2,30	38,60
MSB-30	0,10	6,10	76,00	0,50	0,12	0,46	3,20	100,00	0,80	24,70	2,43	0,54	0,03	9,50	85,00	1,05	1,79	51,10

**Elementos Traza (mg/kg)**

<b>Muestra</b>	<b>Ag</b>	<b>As</b>	<b>Ba</b>	<b>Be</b>	<b>Bi</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cs</b>	<b>Cu</b>	<b>Ga</b>	<b>Hf</b>	<b>In</b>	<b>Li</b>	<b>Mn</b>	<b>Mo</b>	<b>Nb</b>	<b>Ni</b>
MPA-2	0,05	8,20	85,00	0,50	0,07	0,24	2,20	13,00	0,70	5,90	2,38	0,52	0,02	9,70	223,00	0,44	1,64	5,30
MPA-3	0,05	7,50	59,00	0,50	0,06	0,18	1,90	12,00	0,50	8,80	1,82	0,48	0,01	7,30	218,00	0,50	1,21	5,10
MPA-4	0,04	7,40	81,00	0,50	0,05	0,23	2,00	11,00	0,70	5,00	2,04	0,42	0,01	9,00	342,00	0,32	1,41	4,10
MPC-1	0,03	7,30	574,00	0,50	0,07	0,15	2,50	12,00	0,70	10,10	3,44	0,71	0,02	10,40	457,00	0,47	2,40	6,20
MPC-2	0,07	8,50	790,00	0,50	0,09	0,40	2,80	13,00	0,90	9,70	3,87	0,85	0,03	12,00	277,00	0,42	2,75	6,70
MPC-3	0,10	13,50	446,00	0,50	0,13	0,46	5,20	26,00	1,10	27,90	5,77	0,95	0,06	18,30	813,00	0,91	3,92	10,10
MSJN-1	0,02	23,50	107,00	0,50	0,16	0,28	4,50	18,00	1,10	7,50	3,79	0,88	0,02	13,10	172,00	0,61	2,53	10,90
MSJN-4	0,03	15,80	109,00	0,50	0,11	0,23	3,70	16,00	1,00	12,20	3,59	0,84	0,02	12,80	151,00	0,76	2,14	10,30
MSJN-8	0,02	14,50	96,00	0,50	0,08	0,11	3,60	16,00	1,10	12,40	3,71	0,81	0,02	13,20	144,00	0,75	2,19	10,20
MSJN-12	0,02	14,50	124,00	0,50	0,10	0,11	3,70	17,00	1,60	6,20	4,91	0,95	0,02	19,60	144,00	0,52	2,67	9,90
MSJN-15	0,03	15,30	105,00	0,50	0,12	0,17	3,70	17,00	1,10	13,50	3,71	0,83	0,01	13,40	164,00	0,84	2,23	11,00
AGS-1	0,11	20,60	141,00	2,00	0,12	0,11	5,50	29,00	3,10	18,50	5,19	0,55	0,01	38,60	96,00	1,81	3,02	13,40
AGS-4	0,45	18,80	122,00	1,00	0,10	0,35	5,40	25,00	3,40	38,10	4,37	0,63	0,02	35,00	106,00	1,67	3,03	12,30
AGS-5	0,10	19,40	196,00	1,00	0,13	0,21	5,30	36,00	3,90	19,40	7,63	1,18	0,02	47,90	246,00	1,05	4,24	14,60
AGS-6	0,09	15,30	183,00	1,00	0,10	0,15	4,70	28,00	2,90	13,30	5,67	0,84	0,01	35,30	181,00	1,00	3,14	11,40
AGS-11	0,07	16,30	148,00	1,00	0,10	0,14	4,50	25,00	2,40	13,90	5,27	0,76	0,01	29,90	169,00	1,19	2,75	11,40
AGS-12	0,05	17,40	159,00	1,00	0,12	0,09	4,50	31,00	3,10	8,80	7,55	1,00	0,02	39,10	184,00	0,54	3,85	12,10
AGS-15	0,24	19,90	174,00	2,00	0,11	0,35	5,20	29,00	3,40	22,90	5,75	0,95	0,02	39,00	229,00	1,38	3,59	12,50
AGS-16	0,39	19,90	177,00	1,00	0,10	0,34	5,50	31,00	3,50	36,60	4,95	1,04	0,02	36,70	271,00	1,43	3,93	13,50
AGS-17	0,18	19,90	173,00	1,00	0,12	0,16	5,50	31,00	3,20	25,00	6,01	0,87	0,02	35,90	173,00	1,79	3,32	15,00
AGS-18	0,15	21,70	179,00	1,00	0,14	0,31	5,70	34,00	3,80	19,40	6,81	1,07	0,02	43,50	246,00	1,07	4,02	13,90
AGSM-1	0,02	17,10	114,00	1,00	0,08	0,03	4,50	26,00	3,00	12,30	5,87	0,53	0,01	35,50	77,00	1,06	2,82	11,80
AGSM-2	0,01	2,40	20,00	0,50	0,02	0,03	0,80	4,00	0,30	2,10	0,82	0,06	0,01	4,00	11,00	0,37	0,30	2,00
AGSM-3	0,02	28,30	250,00	2,00	0,26	0,01	7,80	62,00	8,00	20,20	13,64	1,37	0,04	98,20	180,00	1,26	5,96	22,20
AGSM-4	0,01	26,00	245,00	2,00	0,24	0,01	7,40	62,00	7,10	22,00	14,53	1,51	0,04	87,90	191,00	1,26	6,72	23,00
AGSM-5	0,01	24,70	252,00	2,00	0,23	0,03	7,50	58,00	6,50	19,70	13,41	1,27	0,04	81,40	191,00	1,38	5,70	22,30
AGSM-6	0,01	27,50	256,00	2,00	0,24	0,02	8,10	62,00	6,80	15,90	14,60	1,45	0,04	86,30	193,00	1,34	6,75	23,10
AGSM-7	0,01	24,60	239,00	2,00	0,21	0,02	7,60	58,00	6,20	21,50	13,36	1,40	0,04	76,70	202,00	1,35	6,06	23,00
AGA-2	0,01	27,40	258,00	2,00	0,25	0,03	7,30	62,00	7,10	15,20	15,43	1,51	0,04	92,10	204,00	0,94	6,72	21,80
AGA-3	0,02	23,20	241,00	2,00	0,22	0,04	6,50	50,00	6,00	19,50	13,66	1,43	0,03	76,20	208,00	1,06	5,82	20,90
AGA-4	0,01	28,70	284,00	2,00	0,29	0,04	7,40	67,00	7,90	15,10	17,49	1,65	0,04	106,20	204,00	0,81	7,32	23,00
AGA-5	0,01	23,90	333,00	2,00	0,23	0,03	6,90	56,00	6,50	18,70	14,54	1,53	0,04	83,70	202,00	1,04	6,35	21,70
AGA-6	0,01	25,80	263,00	2,00	0,25	0,03	6,90	58,00	7,00	12,90	15,45	1,57	0,05	91,70	196,00	0,75	6,61	20,80
AGA-7	0,03	31,20	274,00	2,00	0,29	0,04	9,10	68,00	8,00	25,90	15,62	1,53	0,04	102,90	206,00	1,53	6,85	26,90
AGB-1	0,03	28,30	246,00	2,00	0,24	0,01	7,50	57,00	6,40	17,60	13,06	1,40	0,04	89,00	191,00	1,34	6,18	21,60

**Elementos Traza (mg/kg)**

<b>Muestra</b>	<b>Ag</b>	<b>As</b>	<b>Ba</b>	<b>Be</b>	<b>Bi</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cs</b>	<b>Cu</b>	<b>Ga</b>	<b>Hf</b>	<b>In</b>	<b>Li</b>	<b>Mn</b>	<b>Mo</b>	<b>Nb</b>	<b>Ni</b>
AGB-2	0,01	23,50	217,00	1,00	0,19	0,01	6,10	46,00	5,00	16,00	10,86	1,36	0,03	61,50	194,00	0,92	5,45	18,60
AGB-3	0,01	24,30	224,00	2,00	0,20	0,01	6,50	52,00	5,40	11,30	12,56	1,40	0,04	71,00	194,00	0,78	6,01	19,40
MMU-1	0,01	28,80	393,00	1,00	0,23	0,03	6,80	42,00	5,20	12,20	11,66	1,29	0,04	63,00	206,00	0,68	5,10	20,10
MMU-3	0,01	23,50	196,00	1,00	0,16	0,01	6,30	35,00	4,60	8,10	10,55	1,24	0,03	56,40	181,00	0,51	4,75	17,80
MMU-5	0,01	22,70	202,00	1,00	0,16	0,01	6,10	34,00	4,40	10,70	9,97	1,23	0,03	53,30	182,00	0,57	4,42	17,60
MMU-7	0,01	25,70	234,00	1,00	0,17	0,03	5,90	30,00	3,30	7,40	7,80	1,12	0,03	40,50	197,00	0,54	3,57	15,60
MMU-9	0,01	25,00	192,00	1,00	0,15	0,04	6,00	35,00	3,80	10,40	9,20	1,05	0,03	47,00	195,00	0,60	4,15	17,30
MB-1	0,01	26,40	170,00	1,00	0,14	0,02	6,10	35,00	3,70	7,90	8,77	1,09	0,03	46,20	210,00	0,59	3,90	17,20
MB-5	0,03	27,30	209,00	2,00	0,17	0,02	6,60	39,00	4,90	12,20	10,76	1,37	0,03	59,10	202,00	0,72	4,91	19,20
MB-10	0,01	40,50	181,00	1,00	0,21	0,04	7,90	38,00	3,90	10,80	9,31	1,13	0,04	49,80	319,00	0,85	3,96	21,50
MB-16	0,04	31,60	269,00	2,00	0,23	0,02	7,40	55,00	7,00	15,30	14,75	1,59	0,04	87,50	226,00	0,77	6,24	22,50
MB-20	0,02	34,20	181,00	1,00	0,16	0,03	6,90	33,00	3,90	10,00	8,93	1,10	0,03	46,50	271,00	0,67	3,94	19,10
MB-21	0,02	32,70	174,00	1,00	0,17	0,03	7,10	34,00	3,90	11,40	8,95	1,10	0,03	45,90	279,00	0,80	3,87	19,50
MB-22	0,01	32,40	181,00	1,00	0,17	0,03	7,00	37,00	3,80	9,10	9,31	1,06	0,03	47,50	270,00	0,71	3,90	19,00
MB-23	0,01	28,80	182,00	1,00	0,15	0,03	6,40	32,00	4,00	14,00	9,54	1,13	0,03	47,70	228,00	0,67	4,02	18,10
MB-25	0,01	49,80	162,00	1,00	0,31	0,06	9,30	39,00	3,50	12,30	8,52	1,13	0,04	42,10	382,00	1,08	3,91	23,40
MB-30	0,01	33,10	173,00	1,00	0,18	0,03	7,00	34,00	3,60	11,20	8,50	1,11	0,03	42,80	260,00	0,80	3,82	19,40
MB-33	0,04	34,00	306,00	2,00	0,29	0,03	9,60	76,00	9,50	22,10	18,00	1,74	0,05	123,20	219,00	1,20	7,89	28,70
MB-34	0,03	33,70	305,00	3,00	0,26	0,03	9,80	71,00	8,80	24,30	16,38	1,56	0,05	110,40	223,00	1,48	7,18	29,30
MB-49	0,01	31,60	321,00	2,00	0,30	0,02	8,70	74,00	9,70	18,40	18,85	1,85	0,05	121,50	211,00	0,83	7,97	27,20
MB-51	0,01	24,90	222,00	2,00	0,16	0,02	7,40	53,00	5,80	13,20	13,44	1,31	0,04	70,00	229,00	0,66	5,51	22,30
MB-66	0,02	31,30	258,00	2,00	0,23	0,02	7,40	58,00	7,10	13,20	14,56	1,51	0,05	85,90	225,00	0,69	5,98	22,70
MB-71	0,04	40,40	339,00	3,00	0,31	0,03	9,40	79,00	10,30	24,60	19,15	1,81	0,06	134,00	235,00	1,34	8,06	29,60
MB-73	0,01	28,00	266,00	2,00	0,21	0,03	7,20	55,00	7,10	12,40	14,00	1,50	0,04	83,50	217,00	0,64	6,18	21,80
MB-74	0,02	32,10	290,00	2,00	0,24	0,02	8,00	65,00	8,10	16,70	16,57	1,65	0,05	96,70	228,00	0,86	7,05	25,10
MB-83	0,01	31,50	252,00	2,00	0,21	0,01	7,40	56,00	6,90	12,70	14,40	1,47	0,04	86,00	222,00	0,75	6,07	22,40
RN-1	0,01	14,80	188,00	1,00	0,15	0,03	6,60	34,00	3,20	13,70	8,48	2,04	0,03	39,90	206,00	0,57	5,36	17,90
RN-4	0,05	17,00	221,00	2,00	0,17	0,08	8,00	47,00	4,50	15,90	10,81	1,52	0,04	57,80	249,00	0,68	5,67	21,30
RN-9	0,03	16,80	221,00	2,00	0,17	0,07	7,90	46,00	4,50	17,80	10,58	1,67	0,03	56,80	261,00	0,83	5,38	21,30
RN-10	0,03	16,40	199,00	1,00	0,15	0,08	7,30	40,00	3,20	11,90	8,65	1,76	0,03	42,10	188,00	1,25	4,60	18,70
RN-11	0,05	17,30	223,00	2,00	0,18	0,09	9,10	48,00	4,80	23,30	9,93	1,32	0,03	64,00	229,00	1,56	5,08	23,40
RN-14	0,01	13,80	185,00	1,00	0,13	0,05	6,30	37,00	3,70	11,50	8,70	1,49	0,03	46,50	210,00	0,53	4,54	17,00
RN-16	0,03	14,60	201,00	1,00	0,15	0,04	6,80	43,00	4,00	13,80	10,22	1,49	0,03	53,50	215,00	0,57	5,06	19,30
RN-20	0,07	22,70	265,00	2,00	0,27	0,15	10,80	55,00	4,80	25,80	12,53	2,60	0,05	61,80	214,00	1,16	7,12	26,20
RN-21	0,05	26,20	288,00	2,00	0,28	0,10	9,60	60,00	6,50	24,10	14,03	1,79	0,04	83,30	487,00	1,02	6,66	27,00

Elementos Traza (mg/kg)																		
Muestra	Ag	As	Ba	Be	Bi	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Ga	Hf	In	Li	Mn	Mo	Nb	Ni
AGUI-1	0,01	7,50	111,00	0,50	0,08	0,03	2,90	13,00	1,30	4,40	4,55	0,89	0,03	7,50	170,00	0,37	1,55	7,90
AGUI-2	0,01	7,50	84,00	0,50	0,10	0,04	2,70	11,00	1,30	9,80	4,04	0,90	0,02	6,40	175,00	0,43	1,43	7,50

Elementos Traza (mg/kg)																		
Muestra	Pb	Rb	Re	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Ta	Te	Th	Tl	U	V	W	Y	Zn	Zr
M17	15,11	6,60	0,00	1,24	2,80	1,70	0,80	112,00	0,10	0,07	2,70	0,18	1,50	33,00	0,40	8,50	25,50	15,10
M18	12,90	9,20	0,00	1,44	3,40	1,50	0,90	121,00	0,20	0,07	2,80	0,15	1,60	30,00	0,40	8,90	25,50	15,30
M19	11,32	4,20	0,00	1,08	2,60	1,10	0,60	101,00	0,10	0,03	2,00	0,10	1,20	26,00	0,50	7,50	27,10	10,90
M25	17,06	1,40	0,00	1,19	1,50	1,30	0,60	174,00	0,10	0,10	0,80	0,08	0,90	16,00	0,50	6,30	15,80	4,40
M38	11,32	3,70	0,00	1,36	2,30	1,20	0,50	118,00	0,10	0,06	2,00	0,06	1,10	24,00	0,40	7,10	31,90	8,10
M13	10,69	17,90	0,00	0,53	4,10	1,60	1,00	86,00	0,30	0,06	5,00	0,32	1,40	23,00	0,50	10,90	20,00	25,00
M14	6,70	7,20	0,00	0,90	3,50	0,60	1,10	87,00	0,20	0,05	3,50	0,12	1,10	22,00	0,40	7,60	16,60	20,30
M27	7,07	17,20	0,00	0,52	3,50	0,15	1,10	97,00	0,40	0,05	3,90	0,28	1,00	26,00	0,40	6,10	6,50	31,10
M33	4,93	1,40	0,00	0,81	1,60	0,80	0,20	84,00	0,10	0,05	1,00	0,08	0,80	17,00	0,50	6,20	10,90	5,60
M35	7,17	1,40	0,00	1,59	2,60	0,60	0,40	51,00	0,10	0,05	1,70	0,06	0,80	18,00	0,20	4,30	15,90	10,40
M39	7,93	2,30	0,00	0,94	2,20	0,30	0,40	88,00	0,10	0,05	1,40	0,06	1,10	21,00	0,40	7,20	15,30	8,00
M34	6,40	3,00	0,00	0,97	2,00	0,90	0,70	88,00	0,10	0,05	1,50	0,09	1,10	19,00	0,40	7,10	15,30	8,50
M49	9,30	2,00	0,00	0,90	2,00	0,80	0,70	89,00	0,10	0,05	1,30	0,12	1,00	19,00	0,50	7,10	13,50	8,10
M32	6,12	1,30	0,00	1,02	1,70	0,50	0,30	94,00	0,10	0,05	1,20	0,07	1,00	19,00	0,50	6,50	12,50	4,70
M29	11,23	7,80	0,00	0,91	1,50	0,30	3,10	1516,00	0,10	3,70	2,10	0,05	0,70	13,00	0,20	8,50	21,30	7,80
M10	166,81	8,70	0,00	10,12	3,20	0,80	16,50	141,00	0,30	0,12	2,10	0,06	2,00	58,00	1,20	7,10	494,60	22,20
M40	23,65	32,50	0,00	2,26	4,60	0,30	3,90	521,00	0,30	0,48	7,00	0,27	1,40	49,00	0,60	8,90	85,30	36,90
M42	36,06	19,30	0,00	1,34	3,20	0,30	4,30	1348,00	0,20	1,65	4,70	0,19	1,50	37,00	0,50	11,10	114,80	28,40
M09	25,48	8,90	0,00	1,47	2,30	0,30	2,80	1263,00	0,10	2,01	2,40	0,05	1,10	23,00	0,60	8,90	57,70	14,90
M45	24,27	29,40	0,00	2,48	6,60	0,30	3,30	375,00	0,40	0,33	22,50	0,15	3,00	92,00	0,80	20,40	71,80	119,60
M11	25,77	26,60	0,00	1,36	4,00	0,30	3,20	1269,00	0,20	1,29	5,20	0,13	1,20	42,00	0,40	9,70	58,60	29,90
M12	26,91	20,00	0,00	2,30	5,60	0,30	5,40	911,00	0,40	1,37	31,90	0,10	4,20	76,00	1,10	20,90	48,60	171,40
M47	30,23	13,50	0,00	1,49	3,10	0,30	2,90	608,00	0,10	1,39	3,70	0,12	1,20	35,00	0,50	8,60	75,40	17,90
M48	33,09	25,40	0,00	1,13	4,00	0,30	2,70	1197,00	0,20	2,07	4,80	0,19	1,50	38,00	0,50	10,80	88,60	24,90
MP-1	13,35	20,60	0,00	5,83	2,90	0,15	2,30	578,00	0,20	0,03	4,40	0,15	1,00	31,00	0,50	12,00	369,40	43,30
MCAN-2	14,12	12,90	0,00	1,50	2,10	0,15	2,90	421,00	0,10	0,03	4,80	0,07	0,80	24,00	0,30	7,10	198,90	43,00
MCAN-5	17,15	21,00	0,00	1,05	2,40	0,15	1,70	668,00	0,10	0,03	3,20	0,10	0,70	24,00	0,30	7,00	112,40	25,50
MAN-1	14,68	13,40	0,00	1,74	2,30	0,15	1,40	463,00	0,05	0,03	2,30	0,07	0,70	22,00	0,30	5,90	61,50	18,40

Elementos Traza (mg/kg)																		
Muestra	Pb	Rb	Re	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Ta	Te	Th	Tl	U	V	W	Y	Zn	Zr
MAN-3	22,17	22,90	0,00	1,90	3,40	0,30	1,60	367,00	0,10	0,03	3,30	0,11	1,00	34,00	0,40	7,20	99,90	23,70
MAN-5	24,25	14,10	0,00	3,18	3,30	0,60	1,30	364,00	0,05	0,03	2,20	0,10	0,90	33,00	0,40	7,10	109,40	14,20
MARA-2	19,31	23,60	0,00	1,07	3,50	0,40	1,60	342,00	0,20	0,03	3,80	0,11	0,90	30,00	0,30	7,80	85,50	30,30
MARA-3	30,13	26,80	0,00	3,77	4,20	0,40	1,90	564,00	0,10	0,03	3,80	0,14	1,10	37,00	0,40	9,50	141,10	26,50
MARA-4	10,22	13,70	0,00	0,80	2,50	0,15	0,90	277,00	0,05	0,03	2,60	0,07	0,50	18,00	0,20	6,10	41,70	22,90
MARA-5	27,19	13,70	0,00	4,42	3,50	0,60	1,10	360,00	0,05	0,03	2,20	0,09	1,00	32,00	0,40	7,50	144,10	14,60
MD-2	13,48	21,90	0,00	0,82	3,00	0,15	1,30	280,00	0,05	0,03	3,70	0,09	0,70	24,00	0,20	6,90	119,90	37,20
MPS-1	31,24	36,30	0,00	0,97	4,50	0,15	2,20	556,00	0,20	0,03	4,90	0,16	1,20	41,00	0,40	9,40	145,40	40,00
MLU-1	23,44	9,70	0,00	1,50	2,70	0,60	1,30	291,00	0,05	0,03	1,70	0,07	0,80	26,00	0,30	6,10	188,00	11,40
MLU-4	28,94	21,80	0,00	0,93	3,20	0,15	2,00	691,00	0,10	0,03	3,10	0,10	0,90	31,00	0,30	8,40	297,10	22,20
MLU-6	6,84	6,00	0,00	0,35	1,40	0,15	0,60	1484,00	0,05	0,03	1,60	0,03	0,60	17,00	0,30	6,50	43,10	11,90
MBA-1	27,78	19,70	0,00	1,21	3,10	0,40	1,50	1070,00	0,10	0,03	3,00	0,10	0,80	28,00	0,30	10,50	113,40	19,40
MBA-3	28,02	15,30	0,00	1,06	2,80	0,40	1,30	1253,00	0,05	0,03	2,70	0,08	0,80	23,00	0,30	11,40	908,30	16,20
MBA-6	12,83	20,00	0,00	0,87	3,20	0,15	1,40	562,00	0,10	0,03	3,80	0,08	0,70	28,00	0,30	7,80	128,30	33,40
MBA-8	16,95	23,70	0,00	0,90	3,40	0,15	1,50	576,00	0,20	0,03	3,90	0,10	0,80	31,00	0,30	7,80	71,20	30,80
MBA-10	24,32	10,30	0,00	1,61	3,40	0,70	1,00	306,00	0,05	0,03	1,80	0,08	0,90	32,00	0,30	7,00	99,50	11,90
MLL-1	6,42	82,20	0,00	1,20	11,70	0,15	2,00	120,00	0,60	0,03	10,90	0,29	1,60	94,00	0,60	17,80	139,50	92,80
MLL-2	4,61	25,20	0,00	0,73	5,90	0,15	0,80	219,00	0,20	0,03	7,20	0,09	1,10	49,00	0,40	14,60	28,90	72,30
MLL-3	5,34	22,80	0,00	0,74	5,50	0,15	0,70	211,00	0,20	0,03	7,20	0,09	1,10	47,00	0,30	16,00	32,20	68,90
MV-2	43,17	21,90	0,00	1,26	3,70	0,15	2,50	955,00	0,30	0,03	3,30	0,09	1,10	110,00	1,80	9,50	219,80	39,40
MV-6	20,47	20,30	0,00	1,02	4,00	0,15	1,30	1303,00	0,40	0,03	3,20	0,08	1,00	67,00	1,10	10,90	88,50	54,00
MV-8	15,06	11,00	0,00	0,68	2,10	0,30	0,70	1954,00	0,20	0,03	1,90	0,03	0,60	21,00	0,40	6,80	59,30	27,50
MV-10	14,30	12,40	0,00	0,65	2,30	0,15	0,70	1574,00	0,20	0,03	2,20	0,05	0,70	25,00	0,40	7,20	201,10	31,30
MV-12	13,71	13,40	0,00	0,69	2,40	0,15	0,70	1575,00	0,20	0,03	2,30	0,05	0,60	26,00	0,40	7,20	92,10	32,60
MPOR-1	29,20	16,40	0,00	1,63	4,80	0,40	3,80	501,00	1,00	0,03	4,70	0,08	3,40	1291,00	15,50	17,20	414,30	66,80
MX - 1	20,30	3,12	0,00	0,62	0,88	0,03	0,69	349,00	<0,005	0,01	1,45	0,02	0,26	7,40	0,17	3,11	185,00	1,75
MX - 4	22,20	3,12	0,00	0,42	0,77	0,02	0,85	226,00	<0,005	0,01	1,51	0,02	0,21	8,80	0,19	2,44	105,00	1,87
MX - 8	23,20	3,15	0,00	0,52	0,82	0,02	0,81	356,00	<0,005	0,01	1,30	0,02	0,21	8,60	0,18	2,76	105,50	1,68
MX - 9	53,20	4,65	0,00	0,53	1,14	0,13	1,40	522,00	<0,005	0,01	1,26	0,00	0,35	13,50	0,13	3,44	324,00	1,74
MX - 13	43,30	4,71	0,00	0,54	1,20	0,12	1,36	461,00	<0,005	0,01	1,34	0,00	0,39	13,20	0,18	3,50	274,00	1,77
MSB-8	12,64	10,40	0,00	1,10	1,00	0,15	2,20	33,00	0,05	0,03	2,10	0,06	0,40	12,00	0,30	2,50	85,40	17,00
MSB-9	10,75	8,40	0,00	1,03	0,80	0,15	2,10	42,00	0,05	0,03	1,90	0,05	0,40	9,00	0,30	2,40	69,80	16,20
MSB-12	5,00	25,10	0,01	1,71	2,30	0,15	2,00	36,00	0,20	0,03	3,10	0,19	0,70	23,00	0,40	4,10	107,50	27,70
MSB-15	22,71	11,70	0,00	1,23	1,30	0,15	3,70	53,00	0,05	0,03	2,40	0,08	0,50	13,00	0,30	3,10	170,00	21,70
MSB-16	749,80	23,90	0,00	8,33	2,60	0,15	2,10	43,00	0,20	0,03	3,40	0,14	0,90	28,00	0,40	5,00	312,00	33,90

Elementos Traza (mg/kg)																		
Muestra	Pb	Rb	Re	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Ta	Te	Th	Tl	U	V	W	Y	Zn	Zr
MSB-19	13,89	13,60	0,00	1,25	1,50	0,15	2,50	80,00	0,05	0,03	2,60	0,09	0,60	14,00	0,30	3,50	95,60	23,30
MSB-21	17,53	19,00	0,00	1,66	2,10	0,15	1,80	51,00	0,10	0,03	2,90	0,14	0,70	21,00	0,40	4,40	138,60	26,70
MSB-22	47,12	22,30	0,00	1,64	2,30	0,15	5,50	67,00	0,10	0,03	3,40	0,18	1,10	20,00	0,40	4,60	266,90	35,70
MSB-23	20,39	16,10	0,00	1,20	1,70	0,15	3,20	82,00	0,05	0,03	2,80	0,10	0,60	15,00	0,30	3,60	153,00	23,60
MSB-27	35,34	16,40	0,00	1,43	1,70	0,15	5,60	87,00	0,05	0,03	2,70	0,11	0,60	17,00	0,40	3,40	152,10	21,30
MSB-29	49,81	20,90	0,00	1,40	1,90	0,15	6,00	103,00	0,10	0,03	3,40	0,15	0,70	19,00	0,40	3,90	239,20	24,20
MSB-30	30,10	15,30	0,00	1,26	1,40	0,15	3,90	72,00	0,05	0,03	2,40	0,10	0,50	15,00	0,30	3,10	128,20	19,40
MPA-2	22,78	14,40	0,00	1,75	1,70	0,15	2,30	180,00	0,05	0,03	2,30	0,07	0,60	15,00	0,30	4,30	99,20	18,30
MPA-3	17,03	10,90	0,00	1,52	1,30	0,15	1,80	220,00	0,05	0,03	2,10	0,06	0,60	12,00	0,20	3,90	65,50	16,40
MPA-4	28,90	12,40	0,00	2,22	1,70	0,15	1,70	220,00	0,05	0,03	2,00	0,07	0,70	14,00	0,30	4,90	71,50	14,30
MPC-1	24,68	23,50	0,00	1,42	2,80	0,15	3,40	109,00	0,10	0,03	3,00	0,10	0,70	20,00	0,30	6,40	68,50	25,00
MPC-2	33,07	25,90	0,00	1,30	2,80	0,15	4,70	104,00	0,10	0,03	3,50	0,12	0,80	23,00	0,40	5,30	102,20	29,20
MPC-3	56,51	40,20	0,00	2,95	4,80	0,15	6,10	121,00	0,30	0,03	4,50	0,17	1,10	33,00	0,60	10,30	231,70	34,10
MSJN-1	94,99	22,10	0,00	1,60	3,00	0,15	1,60	129,00	0,05	0,03	4,10	0,10	0,80	26,00	0,40	6,00	1394,90	32,00
MSJN-4	61,61	22,40	0,00	1,11	2,50	0,15	1,50	130,00	0,05	0,03	3,30	0,10	0,70	22,00	0,30	4,90	447,00	30,80
MSJN-8	49,04	22,40	0,00	0,84	2,60	0,15	1,40	115,00	0,05	0,03	3,40	0,11	0,70	23,00	0,30	4,90	305,00	30,30
MSJN-12	45,38	30,70	0,00	0,89	3,20	0,15	1,50	146,00	0,10	0,03	3,90	0,14	0,80	28,00	0,30	5,30	299,30	33,70
MSJN-15	57,91	22,00	0,00	1,02	2,60	0,15	1,80	121,00	0,10	0,03	3,40	0,10	0,70	23,00	0,30	5,10	456,20	30,70
AGS-1	46,92	32,30	0,00	1,69	5,90	0,60	0,80	155,00	0,20	0,03	4,10	0,17	1,70	49,00	0,50	8,70	258,80	19,10
AGS-4	91,28	29,40	0,00	1,55	4,90	0,40	1,00	241,00	0,20	0,03	3,80	0,13	1,60	41,00	0,40	8,20	1148,50	20,90
AGS-5	98,68	51,70	0,00	1,50	5,80	0,15	1,90	482,00	0,30	0,03	6,00	0,21	1,60	52,00	0,50	9,90	793,30	41,50
AGS-6	78,67	37,20	0,00	1,33	4,50	0,15	1,30	370,00	0,20	0,03	4,50	0,16	1,30	39,00	0,50	8,00	664,40	28,80
AGS-11	72,84	32,50	0,00	1,46	4,20	0,15	1,30	305,00	0,20	0,03	4,00	0,17	1,20	37,00	0,40	7,40	634,20	26,20
AGS-12	62,10	47,90	0,00	1,14	4,80	0,15	1,50	306,00	0,30	0,03	5,10	0,21	1,20	41,00	0,50	7,10	372,50	35,20
AGS-15	110,56	38,00	0,00	1,95	5,10	0,30	1,50	545,00	0,20	0,03	4,80	0,16	1,70	43,00	0,50	10,20	1186,60	34,30
AGS-16	147,64	36,90	0,00	1,98	4,80	0,15	1,70	586,00	0,30	0,03	4,90	0,12	1,60	39,00	0,50	10,40	1709,30	38,00
AGS-17	71,77	37,40	0,00	1,69	5,20	0,30	1,50	277,00	0,20	0,03	4,70	0,18	1,60	45,00	0,50	8,70	570,80	29,70
AGS-18	112,36	47,30	0,00	1,76	5,60	0,30	1,50	569,00	0,30	0,03	5,60	0,19	1,60	49,00	0,50	10,00	971,30	37,10
AGSM-1	15,40	33,00	0,00	0,95	5,00	0,30	0,50	91,00	0,20	0,03	4,10	0,15	1,50	45,00	0,40	7,00	32,00	18,50
AGSM-2	2,82	3,50	0,00	0,14	0,90	0,15	0,05	15,00	0,05	0,03	0,50	0,03	0,20	6,00	0,05	1,50	10,00	2,40
AGSM-3	32,46	84,80	0,00	1,48	10,40	0,40	1,80	183,00	0,40	0,03	9,40	0,40	2,70	95,00	0,70	11,90	49,40	49,80
AGSM-4	29,17	86,90	0,00	1,26	9,40	0,50	2,30	158,00	0,50	0,03	9,00	0,44	2,30	91,00	0,80	11,20	58,00	52,80
AGSM-5	29,61	79,70	0,00	1,25	9,00	0,40	2,10	143,00	0,40	0,03	8,50	0,39	2,20	86,00	0,70	10,70	59,50	46,10
AGSM-6	31,41	84,60	0,00	1,33	9,60	0,40	2,10	147,00	0,40	0,03	8,70	0,42	2,30	94,00	0,90	11,70	62,30	52,00
AGSM-7	29,21	76,10	0,00	1,23	8,60	0,15	2,30	133,00	0,40	0,03	8,20	0,38	2,10	84,00	0,70	10,60	59,50	50,20

Elementos Traza (mg/kg)																		
Muestra	Pb	Rb	Re	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Ta	Te	Th	Tl	U	V	W	Y	Zn	Zr
AGA-2	32,41	81,60	0,00	1,29	9,20	0,15	2,30	216,00	0,50	0,03	8,80	0,45	2,10	95,00	0,80	10,50	68,00	54,70
AGA-3	26,33	83,20	0,00	1,15	7,90	0,15	2,20	191,00	0,40	0,03	8,50	0,40	1,90	77,00	0,80	9,90	64,50	51,70
AGA-4	35,15	86,00	0,00	1,27	10,00	0,15	2,30	228,00	0,50	0,03	9,20	0,52	2,30	101,00	0,90	10,80	68,90	59,70
AGA-5	29,45	78,50	0,00	1,12	8,40	0,15	2,50	161,00	0,40	0,03	8,20	0,43	1,90	85,00	0,70	9,70	63,40	54,00
AGA-6	32,07	74,60	0,00	1,08	8,90	0,15	2,20	200,00	0,50	0,03	8,50	0,47	2,00	94,00	0,80	9,80	64,90	56,20
AGA-7	38,70	89,70	0,00	1,52	10,60	0,30	2,20	194,00	0,50	0,03	9,80	0,46	2,70	105,00	0,80	12,50	68,20	55,90
AGB-1	26,90	77,10	0,00	1,58	9,00	0,30	2,00	177,00	0,40	0,03	8,20	0,37	2,30	89,00	0,80	10,60	48,40	49,00
AGB-2	20,96	67,00	0,00	1,19	7,00	0,15	2,20	110,00	0,40	0,03	7,30	0,34	1,60	61,00	0,70	8,40	48,90	47,10
AGB-3	23,49	71,10	0,00	1,09	7,60	0,15	2,20	119,00	0,40	0,03	7,50	0,37	1,70	73,00	0,80	8,80	52,50	50,30
MMU-1	22,45	70,00	0,00	1,38	7,60	0,15	2,30	114,00	0,30	0,03	7,30	0,33	1,60	69,00	0,60	9,10	60,00	47,30
MMU-3	18,66	64,60	0,00	0,98	6,80	0,15	1,80	100,00	0,30	0,03	6,40	0,30	1,40	61,00	0,60	8,20	53,00	45,70
MMU-5	18,68	61,00	0,00	1,01	6,40	0,15	1,80	99,00	0,30	0,03	6,30	0,29	1,40	58,00	0,50	7,90	52,00	44,20
MMU-7	19,32	46,80	0,00	1,50	5,30	0,15	1,50	84,00	0,20	0,03	5,30	0,23	1,10	46,00	0,50	7,10	130,70	39,20
MMU-9	17,03	57,50	0,00	1,28	6,10	0,15	1,80	91,00	0,30	0,03	5,60	0,26	1,20	52,00	0,50	7,40	54,40	41,30
MB-1	16,74	52,40	0,00	1,02	5,90	0,15	1,60	84,00	0,30	0,03	6,10	0,27	1,20	50,00	0,50	7,50	94,30	38,90
MB-5	19,47	68,60	0,00	1,33	7,00	0,15	2,20	111,00	0,30	0,03	7,10	0,34	1,60	61,00	0,60	8,60	84,10	48,20
MB-10	21,53	56,00	0,00	1,82	7,00	0,15	2,80	94,00	0,30	0,03	5,90	0,27	1,30	58,00	0,60	9,10	73,70	42,00
MB-16	22,36	91,90	0,00	1,49	9,40	0,15	2,30	160,00	0,40	0,03	9,30	0,45	2,10	83,00	0,70	11,50	69,50	57,70
MB-20	18,42	56,40	0,00	1,49	6,40	0,15	2,10	93,00	0,30	0,03	5,90	0,28	1,30	53,00	0,50	8,40	87,50	40,30
MB-21	17,92	55,20	0,00	1,54	6,40	0,15	1,80	90,00	0,30	0,03	5,90	0,27	1,30	52,00	0,50	8,30	79,90	39,60
MB-22	18,68	56,00	0,00	1,36	6,50	0,15	1,80	91,00	0,20	0,03	6,00	0,27	1,20	54,00	0,50	8,20	66,90	38,50
MB-23	16,47	55,90	0,00	1,14	6,30	0,15	1,90	90,00	0,30	0,03	5,90	0,28	1,30	52,00	0,50	7,70	55,80	40,60
MB-25	23,42	50,40	0,00	2,56	7,00	0,15	2,50	92,00	0,20	0,03	5,90	0,24	1,30	57,00	0,60	9,90	87,50	42,10
MB-30	20,91	51,60	0,00	1,62	6,10	0,15	1,90	88,00	0,30	0,03	6,10	0,26	1,30	51,00	0,60	8,00	181,30	38,90
MB-33	33,11	113,40	0,00	1,60	12,50	0,60	2,70	178,00	0,60	0,03	11,20	0,53	2,80	116,00	0,90	13,80	65,60	63,30
MB-34	29,41	106,40	0,00	1,83	12,10	0,70	2,50	182,00	0,50	0,03	10,30	0,47	2,60	107,00	0,80	14,10	65,70	56,70
MB-49	30,53	111,60	0,00	1,38	12,00	0,30	2,80	167,00	0,60	0,03	11,00	0,58	2,60	112,00	0,90	12,50	64,10	66,40
MB-51	21,58	81,00	0,00	0,96	8,60	0,15	2,20	113,00	0,40	0,03	7,40	0,37	1,60	71,00	0,60	9,70	61,30	48,80
MB-66	23,26	91,20	0,00	1,33	9,60	0,15	2,30	143,00	0,40	0,03	8,80	0,43	2,00	82,00	0,70	10,70	526,40	55,20
MB-71	31,92	124,50	0,00	1,83	13,20	0,50	3,30	198,00	0,60	0,03	11,80	0,58	3,00	120,00	0,90	14,30	135,60	68,00
MB-73	22,71	87,80	0,00	1,13	8,90	0,15	2,20	132,00	0,40	0,03	8,80	0,45	2,00	79,00	0,70	10,00	777,80	54,70
MB-74	26,84	102,10	0,00	1,32	10,60	0,15	2,60	154,00	0,50	0,03	10,00	0,50	2,30	95,00	0,80	11,40	70,90	59,20
MB-83	23,13	91,00	0,00	1,27	9,40	0,15	2,30	138,00	0,40	0,03	8,60	0,44	2,00	83,00	0,70	10,60	126,90	54,70
RN-1	13,97	51,40	0,00	1,21	5,70	0,15	2,10	79,00	0,40	0,03	7,30	0,26	1,50	48,00	0,60	8,50	102,90	74,60
RN-4	18,87	67,40	0,00	1,10	7,60	0,15	2,10	108,00	0,40	0,03	7,30	0,33	1,70	62,00	0,70	9,80	500,70	55,30

Elementos Traza (mg/kg)																		
Muestra	Pb	Rb	Re	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Ta	Te	Th	Tl	U	V	W	Y	Zn	Zr
RN-9	17,00	64,30	0,00	1,19	7,50	0,15	2,20	100,00	0,40	0,03	7,80	0,32	1,80	61,00	0,70	9,90	131,30	60,30
RN-10	12,87	52,70	0,00	1,28	6,40	0,40	1,50	98,00	0,30	0,03	7,10	0,27	1,80	51,00	0,60	9,20	519,40	62,50
RN-11	22,93	60,70	0,00	1,62	8,20	0,60	2,00	142,00	0,30	0,03	7,20	0,32	2,20	66,00	0,70	11,80	70,70	47,80
RN-14	15,24	54,30	0,00	0,90	5,90	0,15	1,80	81,00	0,30	0,03	6,20	0,27	1,40	49,00	0,50	7,50	296,30	52,50
RN-16	13,93	61,40	0,00	0,99	6,60	0,15	1,90	85,00	0,30	0,03	6,90	0,31	1,40	54,00	0,60	8,20	228,40	53,90
RN-20	26,56	78,20	0,00	1,77	8,80	0,40	2,70	108,00	0,50	0,03	8,90	0,40	2,20	74,00	0,90	12,40	97,40	96,50
RN-21	25,19	88,80	0,00	2,15	9,60	0,30	2,90	116,00	0,50	0,03	9,00	0,46	2,10	81,00	0,80	11,70	79,50	68,40
AGUI-1	4,19	30,70	0,00	0,50	2,80	0,15	1,10	650,00	0,05	0,03	3,30	0,13	0,80	21,00	0,20	5,40	51,40	31,60
AGUI-2	4,24	27,90	0,00	0,60	2,50	0,15	1,10	797,00	0,05	0,03	3,00	0,12	0,80	18,00	0,20	5,30	134,40	30,50

Tierras raras (REE) (mg/kg)															
Muestra	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
M17	8,00	15,84	1,80	6,80	1,40	0,30	1,70	0,20	1,40	0,30	0,70	0,10	0,60	0,10	
M18	9,10	18,12	2,20	8,00	1,80	0,40	1,30	0,20	1,30	0,30	0,80	0,10	0,70	0,10	
M19	6,50	12,89	1,50	6,20	1,20	0,30	1,60	0,20	1,20	0,20	0,70	0,10	0,60	0,10	
M25	3,30	7,00	0,90	3,60	0,90	0,20	1,00	0,10	1,10	0,20	0,50	0,10	0,50	0,10	
M38	5,50	11,48	1,40	5,50	1,30	0,30	1,20	0,20	1,10	0,20	0,50	0,10	0,50	0,10	
M13	9,90	20,89	2,40	9,70	1,80	0,40	1,80	0,30	1,90	0,30	0,90	0,10	1,00	0,10	
M14	8,90	17,75	2,00	7,50	1,40	0,40	1,30	0,20	1,30	0,20	0,70	0,10	0,70	0,10	
M27	10,10	19,65	2,10	7,60	1,60	0,30	1,30	0,20	1,00	0,20	0,60	0,10	0,60	0,10	
M33	3,70	8,26	0,90	4,10	1,00	0,20	0,90	0,10	1,10	0,20	0,60	0,10	0,50	0,10	
M35	4,80	9,06	1,00	3,90	0,80	0,20	0,70	0,10	0,80	0,10	0,40	0,10	0,30	0,10	
M39	5,00	9,89	1,20	5,00	1,10	0,30	1,10	0,20	1,30	0,20	0,70	0,10	0,50	0,10	
M34	5,30	10,32	1,20	5,30	1,30	0,30	1,30	0,20	1,20	0,20	0,60	0,10	0,60	0,10	
M49	4,80	10,19	1,10	4,00	1,20	0,30	1,20	0,20	1,40	0,20	0,80	0,10	0,50	0,10	
M32	3,80	8,31	1,00	3,90	1,00	0,20	1,10	0,20	0,90	0,20	0,60	0,10	0,50	0,10	
M29	8,10	16,31	2,30	9,20	2,00	0,50	1,90	0,30	1,70	0,30	0,70	0,10	0,70	0,10	
M10	5,00	11,15	1,30	5,10	1,30	0,30	1,20	0,20	1,20	0,20	0,60	0,10	0,50	0,10	
M40	21,10	43,33	5,00	20,10	3,80	0,80	2,90	0,40	1,90	0,30	0,90	0,10	0,80	0,10	
M42	14,70	29,79	3,60	14,50	3,20	0,60	2,90	0,50	2,50	0,30	1,00	0,10	0,80	0,10	
M09	9,30	18,25	2,20	8,20	1,80	0,50	1,80	0,30	1,70	0,40	0,80	0,10	0,70	0,10	
M45	77,70	164,35	18,90	74,50	14,70	2,00	8,50	0,90	4,50	0,70	1,90	0,30	2,00	0,30	
M11	17,00	35,77	4,00	17,50	3,40	0,70	2,80	0,30	1,80	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10	

Muestra	Tierras raras (REE) (mg/kg)													
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
M12	89,80	181,70	23,70	80,90	15,30	2,30	10,10	1,20	5,30	0,90	2,10	0,30	2,30	0,40
M47	10,40	22,19	2,90	9,70	1,90	0,40	2,00	0,30	1,50	0,30	0,70	0,10	0,70	0,10
M48	15,70	30,51	3,80	14,20	3,20	0,70	2,80	0,40	2,00	0,40	1,10	0,20	1,00	0,10
MP-1	13,30	30,71	3,60	15,10	3,10	0,60	2,90	0,30	2,10	0,40	1,10	0,20	1,00	0,10
MCAN-2	15,00	30,74	3,40	13,50	2,70	0,40	2,10	0,20	1,40	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MCAN-5	11,60	25,17	2,70	10,80	2,20	0,40	1,90	0,20	1,30	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MAN-1	8,20	18,06	2,00	8,20	1,70	0,30	1,50	0,20	1,10	0,20	0,60	0,05	0,50	0,05
MAN-3	10,80	22,18	2,50	10,10	2,00	0,40	1,80	0,20	1,30	0,30	0,70	0,05	0,60	0,05
MAN-5	6,50	14,66	1,60	6,80	1,50	0,30	1,60	0,20	1,30	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MARA-2	12,70	28,13	3,00	11,90	2,30	0,50	2,00	0,20	1,50	0,30	0,80	0,10	0,70	0,05
MARA-3	11,90	25,52	2,80	11,50	2,40	0,50	2,40	0,30	1,80	0,30	0,90	0,10	0,80	0,10
MARA-4	10,70	23,81	2,50	9,90	1,90	0,40	1,70	0,20	1,20	0,20	0,60	0,05	0,50	0,05
MARA-5	6,70	15,14	1,60	7,10	1,60	0,30	1,70	0,20	1,40	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MD-2	13,90	29,07	3,10	12,40	2,40	0,50	1,90	0,20	1,40	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MPS-1	16,30	34,19	3,80	14,90	3,00	0,60	2,50	0,30	1,80	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
MLU-1	5,40	12,46	1,30	5,70	1,30	0,30	1,40	0,20	1,10	0,20	0,60	0,05	0,50	0,05
MLU-4	10,70	22,96	2,60	10,60	2,20	0,50	2,10	0,30	1,60	0,30	0,80	0,10	0,70	0,05
MLU-6	5,80	12,62	1,50	6,50	1,40	0,30	1,40	0,20	1,10	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05
MBA-1	11,50	27,37	3,00	12,70	2,80	0,60	2,70	0,30	2,00	0,40	0,90	0,10	0,80	0,10
MBA-3	10,70	25,14	2,80	12,10	2,70	0,60	2,70	0,30	2,00	0,40	1,00	0,10	0,80	0,10
MBA-6	14,70	33,29	3,70	15,10	3,00	0,60	2,40	0,30	1,60	0,30	0,80	0,10	0,70	0,05
MBA-8	14,70	32,37	3,60	14,70	2,90	0,60	2,40	0,30	1,60	0,30	0,80	0,10	0,70	0,05
MBA-10	5,30	19,36	1,40	6,00	1,40	0,30	1,50	0,20	1,20	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MLL-1	39,60	86,02	10,20	38,90	7,60	1,60	5,80	0,70	3,60	0,60	1,80	0,30	1,80	0,30
MLL-2	21,90	50,66	5,80	24,40	5,30	1,10	4,80	0,60	3,20	0,60	1,50	0,20	1,30	0,20
MLL-3	21,00	50,13	5,70	24,30	5,50	1,20	5,10	0,60	3,30	0,60	1,50	0,20	1,30	0,20
MV-2	13,00	26,81	3,10	12,30	2,50	0,60	2,40	0,30	1,80	0,30	0,90	0,10	0,80	0,10
MV-6	12,90	27,35	3,20	13,20	2,80	0,70	2,60	0,30	2,10	0,40	1,00	0,10	0,90	0,10
MV-8	7,90	16,48	1,90	7,80	1,60	0,40	1,50	0,20	1,20	0,20	0,60	0,05	0,60	0,05
MV-10	9,00	18,89	2,20	8,70	1,80	0,40	1,70	0,20	1,30	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MV-12	9,20	19,64	2,20	9,10	1,90	0,40	1,80	0,20	1,30	0,20	0,70	0,05	0,60	0,05
MPOR-1	15,40	31,81	3,70	14,70	3,30	0,90	3,30	0,50	2,80	0,50	1,50	0,20	1,40	0,20
MX - 1	4,49	10,15	1,21	4,91	1,18	0,23	0,87	0,11	0,58	0,09	0,24	0,03	0,22	0,03
MX - 4	4,77	10,50	1,21	4,79	0,97	0,18	0,73	0,10	0,51	0,09	0,23	0,03	0,17	0,02
MX - 8	4,60	10,20	1,21	4,84	0,98	0,20	0,78	0,10	0,52	0,09	0,23	0,03	0,18	0,02

Muestra	Tierras raras (REE) (mg/kg)													
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
MX - 9	4,00	9,04	1,07	4,37	0,96	0,21	0,86	0,12	0,64	0,12	0,30	0,04	0,24	0,03
MX - 13	4,09	9,32	1,09	4,49	0,98	0,22	0,89	0,13	0,67	0,11	0,31	0,04	0,23	0,03
MSB-8	7,30	15,94	1,70	6,40	1,20	0,20	0,80	0,05	0,50	0,05	0,30	0,05	0,30	0,05
MSB-9	6,80	14,75	1,60	6,00	1,10	0,20	0,70	0,05	0,50	0,05	0,20	0,05	0,20	0,05
MSB-12	10,50	22,53	2,40	9,30	1,80	0,30	1,20	0,10	0,80	0,20	0,40	0,05	0,40	0,05
MSB-15	8,40	17,96	1,90	7,40	1,40	0,20	0,90	0,05	0,60	0,10	0,30	0,05	0,30	0,05
MSB-16	11,20	23,02	2,60	10,00	1,90	0,30	1,30	0,20	1,00	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05
MSB-19	9,50	20,77	2,20	8,50	1,60	0,30	1,10	0,10	0,70	0,10	0,40	0,05	0,30	0,05
MSB-21	10,40	22,18	2,50	9,60	1,80	0,30	1,40	0,10	0,90	0,20	0,40	0,05	0,40	0,05
MSB-22	11,90	25,09	2,70	10,40	1,90	0,30	1,30	0,20	0,90	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05
MSB-23	10,10	22,11	2,30	9,10	1,70	0,30	1,10	0,10	0,70	0,10	0,40	0,05	0,40	0,05
MSB-27	9,30	19,93	2,20	8,20	1,50	0,30	1,00	0,10	0,70	0,10	0,30	0,05	0,30	0,05
MSB-29	11,30	23,94	2,60	10,00	1,80	0,30	1,20	0,10	0,80	0,10	0,40	0,05	0,40	0,05
MSB-30	8,60	18,11	2,00	7,50	1,40	0,20	0,90	0,05	0,60	0,10	0,30	0,05	0,30	0,05
MPA-2	7,90	16,61	1,80	7,20	1,40	0,30	1,00	0,10	0,80	0,10	0,40	0,05	0,40	0,05
MPA-3	6,80	14,32	1,60	6,30	1,20	0,20	0,90	0,10	0,70	0,10	0,40	0,05	0,30	0,05
MPA-4	6,70	14,28	1,60	6,30	1,20	0,20	1,00	0,10	0,80	0,20	0,50	0,05	0,40	0,05
MPC-1	10,10	22,02	2,40	9,50	1,90	0,30	1,50	0,20	1,20	0,20	0,60	0,05	0,60	0,05
MPC-2	11,40	23,83	2,70	10,10	1,90	0,30	1,40	0,20	1,00	0,20	0,60	0,05	0,50	0,05
MPC-3	14,20	29,40	3,30	12,90	2,60	0,50	2,10	0,30	1,90	0,40	1,00	0,10	0,90	0,10
MSJN-1	15,70	33,15	3,70	13,90	2,50	0,50	1,90	0,20	1,30	0,20	0,60	0,05	0,60	0,05
MSJN-4	12,10	26,04	2,80	10,70	2,00	0,30	1,50	0,20	1,00	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05
MSJN-8	12,40	25,80	2,80	10,70	1,90	0,40	1,50	0,20	1,00	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05
MSJN-12	13,80	28,73	3,10	11,70	2,20	0,40	1,60	0,20	1,10	0,20	0,60	0,05	0,50	0,05
MSJN-15	12,60	26,20	2,90	11,00	2,00	0,40	1,50	0,20	1,00	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05
AGS-1	11,00	22,99	2,50	10,00	2,10	0,40	1,90	0,20	1,70	0,30	0,90	0,05	0,80	0,05
AGS-4	10,20	21,57	2,40	9,30	2,00	0,40	1,70	0,20	1,60	0,30	0,80	0,05	0,70	0,05
AGS-5	19,00	37,89	4,30	16,40	3,10	0,60	2,30	0,30	1,80	0,30	1,00	0,10	0,90	0,10
AGS-6	14,00	28,69	3,20	12,60	2,40	0,40	1,90	0,20	1,50	0,30	0,80	0,05	0,70	0,05
AGS-11	12,50	25,36	2,90	11,40	2,20	0,40	1,80	0,20	1,40	0,20	0,70	0,05	0,70	0,05
AGS-12	17,00	34,01	3,80	14,40	2,70	0,50	1,90	0,20	1,40	0,20	0,70	0,05	0,70	0,05
AGS-15	15,80	30,85	3,40	13,50	2,70	0,50	2,20	0,30	1,80	0,30	1,30	0,10	0,90	0,10
AGS-16	15,20	31,48	3,50	13,70	2,70	0,50	2,30	0,30	1,90	0,30	1,00	0,10	0,90	0,10
AGS-17	15,00	29,04	3,30	12,90	2,60	0,50	2,00	0,30	1,60	0,30	0,90	0,10	0,80	0,10
AGS-18	17,30	34,72	3,90	15,20	2,90	0,60	2,20	0,30	1,80	0,30	1,00	0,10	0,90	0,10

Muestra	Tierras raras (REE) (mg/kg)													
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
AGSM-1	11,00	23,13	2,50	9,70	1,90	0,40	1,60	0,20	1,40	0,30	0,70	0,05	0,70	0,05
AGSM-2	1,30	2,74	0,30	1,30	0,30	0,05	0,30	0,05	0,30	0,05	0,10	0,05	0,10	0,05
AGSM-3	26,50	53,71	6,00	22,60	4,20	0,80	2,90	0,40	2,40	0,40	1,30	0,20	1,30	0,20
AGSM-4	27,00	55,06	6,00	22,70	4,20	0,80	2,80	0,40	2,20	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
AGSM-5	25,30	50,74	5,70	21,40	4,00	0,70	2,80	0,30	2,10	0,40	1,10	0,20	1,10	0,20
AGSM-6	25,40	51,28	5,70	21,80	4,10	0,80	2,90	0,40	2,30	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
AGSM-7	24,80	49,29	5,50	20,70	3,90	0,70	2,70	0,40	2,10	0,40	1,10	0,20	1,20	0,20
AGA-2	24,20	49,43	5,70	21,80	4,00	0,80	2,80	0,40	2,20	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
AGA-3	26,00	52,29	5,80	22,50	4,00	0,70	2,60	0,30	2,00	0,40	1,00	0,10	1,10	0,20
AGA-4	24,60	51,10	5,90	22,30	4,30	0,80	2,80	0,40	2,30	0,40	1,30	0,20	1,30	0,20
AGA-5	23,30	49,39	5,60	21,00	3,90	0,70	2,60	0,30	2,00	0,40	1,10	0,20	1,10	0,20
AGA-6	22,80	47,90	5,50	21,10	4,00	0,80	2,70	0,40	2,10	0,40	1,10	0,20	1,20	0,20
AGA-7	26,90	56,30	6,30	23,70	4,40	0,90	3,10	0,40	2,50	0,50	1,40	0,20	1,40	0,20
AGB-1	23,50	48,33	5,30	21,00	3,90	0,80	2,80	0,40	2,20	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
AGB-2	23,50	47,11	5,20	19,60	3,60	0,70	2,40	0,30	1,80	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
AGB-3	22,50	45,47	5,20	19,80	3,70	0,70	2,50	0,30	1,80	0,30	1,00	0,10	1,00	0,10
MMU-1	23,50	48,67	5,50	20,90	3,80	0,70	2,80	0,30	1,90	0,30	1,00	0,10	1,00	0,10
MMU-3	21,60	43,74	4,80	18,40	3,40	0,70	2,50	0,30	1,70	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
MMU-5	20,70	42,33	4,80	17,90	3,30	0,60	2,40	0,30	1,60	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
MMU-7	17,80	36,09	4,10	15,90	3,00	0,60	2,30	0,30	1,50	0,30	0,80	0,10	0,80	0,10
MMU-9	19,80	38,49	4,40	16,60	3,00	0,60	2,20	0,30	1,50	0,30	0,80	0,10	0,70	0,10
MB-1	19,70	40,70	4,50	17,60	3,30	0,60	2,40	0,30	1,60	0,30	0,80	0,10	0,80	0,10
MB-5	23,10	46,00	5,30	20,20	3,70	0,70	2,70	0,30	1,80	0,30	0,90	0,10	1,00	0,10
MB-10	21,10	42,45	4,90	18,50	3,60	0,70	2,80	0,30	1,90	0,30	1,00	0,10	0,90	0,10
MB-16	28,90	57,99	6,60	25,10	4,60	0,90	3,30	0,40	2,30	0,40	1,20	0,20	1,30	0,20
MB-20	19,80	40,81	4,50	17,40	3,30	0,70	2,50	0,30	1,70	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
MB-21	20,30	41,34	4,60	18,00	3,40	0,70	2,50	0,30	1,70	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
MB-22	19,70	39,39	4,50	17,20	3,30	0,60	2,50	0,30	1,70	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
MB-23	19,80	39,52	4,50	17,30	3,20	0,60	2,40	0,30	1,60	0,30	0,80	0,10	0,80	0,10
MB-25	22,90	44,72	5,20	20,40	3,90	0,80	3,00	0,40	2,10	0,40	1,00	0,10	1,00	0,10
MB-30	19,60	42,01	4,80	18,40	3,50	0,70	2,60	0,30	1,70	0,30	0,90	0,10	0,80	0,10
MB-33	34,10	68,21	7,80	29,20	5,30	1,00	3,80	0,50	2,70	0,50	1,50	0,20	1,50	0,20
MB-34	31,40	63,58	7,10	27,10	5,00	1,00	3,70	0,50	2,70	0,50	1,50	0,20	1,50	0,20
MB-49	30,70	62,30	7,40	28,20	5,10	1,00	3,70	0,50	2,70	0,50	1,50	0,20	1,50	0,20
MB-51	24,60	49,74	5,70	21,20	3,90	0,80	2,80	0,40	1,90	0,30	1,00	0,20	1,00	0,20

Muestra	Tierras raras (REE) (mg/kg)													
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
MB-66	28,30	56,32	6,40	24,30	4,50	0,90	3,20	0,40	2,30	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
MB-71	37,10	71,80	8,20	30,90	5,60	1,10	4,00	0,50	2,80	0,50	1,60	0,20	1,60	0,20
MB-73	27,30	54,36	6,30	23,90	4,40	0,90	3,20	0,40	2,20	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
MB-74	31,60	63,63	7,20	27,00	4,90	1,00	3,50	0,40	2,40	0,40	1,30	0,20	1,30	0,20
MB-83	27,30	55,10	6,40	24,10	4,40	0,90	3,20	0,40	2,20	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
RN-1	24,20	49,96	5,70	21,60	4,00	0,70	2,70	0,30	1,80	0,30	0,90	0,10	1,00	0,10
RN-4	23,20	48,13	5,50	21,00	3,90	0,80	2,80	0,40	2,00	0,40	1,00	0,20	1,10	0,20
RN-9	24,60	50,15	5,80	22,10	4,10	0,80	3,00	0,40	2,10	0,40	1,10	0,20	1,10	0,20
RN-10	22,70	45,38	5,20	20,10	3,70	0,70	2,80	0,40	1,90	0,30	1,00	0,10	1,00	0,10
RN-11	22,80	44,10	5,20	20,10	3,80	0,80	3,10	0,40	2,40	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
RN-14	20,70	41,80	4,80	18,10	3,30	0,60	2,40	0,30	1,60	0,30	0,80	0,10	0,90	0,10
RN-16	22,60	47,32	5,30	20,20	3,70	0,70	2,50	0,30	1,70	0,30	0,90	0,10	0,90	0,10
RN-20	28,20	57,23	6,60	25,30	4,70	0,90	3,50	0,40	2,50	0,50	1,30	0,20	1,30	0,20
RN-21	30,90	60,02	6,90	26,10	4,80	0,90	3,50	0,40	2,40	0,40	1,20	0,20	1,20	0,20
AGUI-1	12,90	28,39	3,00	11,60	2,20	0,50	1,70	0,20	1,00	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05
AGUI-2	11,50	25,41	2,70	10,60	2,00	0,40	1,60	0,20	1,00	0,20	0,50	0,05	0,50	0,05

